Economía de medio ambiente y de los recursos naturales

Economía Ambiental

Universidad Técnica de Oruro

303 pag.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Economía Ambiental

Por:

Juan Carlos Mendieta

Facultad de Economía, Universidad de los Andes.

Programa de Magíster en Economía del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo 1

1.1. Introducción.....0

1.2. La Economía Ambiental y la Política Ambiental. 4

1.3. Economía Ambiental y Economía.....7

1.4. Economía Ambiental y Ecología Ambiental. 8

1.5. Economía Ambiental y Economía de Recursos Naturales. 9

1.6. Economía Positiva versus Economía Normativa.....10

1.7. Interrelaciones entre la Economía y el Medio Ambiente.11

1.8. Las Primeras Dos Leyes de la Termodinámica.....19

1.9. Conclusiones. 20

Capítulo 2

2.1. Introducción.....22

2.2. El Enfoque Antropocéntrico y el Valor Económico del Medio Ambiente. 24

2.3. Clasificación del Valor Económico de los Bienes Ambientales.27

2.3.1. Valores Sociales y Valores Privados.....28

2.3.2. Clasificación de los Tipos de Valores.....29

2.3.2.1. Naturaleza del Receptor.....29

2.3.2.2. Valores de Mercado y No Mercado. 30

2.3.2.3. Valores de Uso y No Uso. 30

2.3.2.4. Valores Directos e Indirectos.....31

2.4. Medición del Valor Económico de los Bienes Ambientales. 31

2.5. Los Estudios de Valoración y la Evaluación de Políticas Ambientales.42

2.6. Conclusiones 48

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo 3

3.1. Introducción.....50

3.2. Principales Controversias relacionadas con la Economía del Bienestar56

3.2.1. Vieja Economía del Bienestar.....57

3.2.2. Nueva Economía del Bienestar.....57

3.3. Compensación en Términos de Bienestar Económico.59

3.4. Variación Compensatoria y Variación Equivalente. 61

3.5. Eficiencia y Equidad.....68

3.5.1. Ponderación del Bienestar.....69

3.6. Criterios de Bienestar.....71

3.6.1. La Función de Bienestar Social.....73

3.6.1.1. Limitaciones de la Función de Bienestar Social. 76

3.6.2. Optimalidad de Pareto y el Criterio de Pareto.....80

3.6.2.1. Eficiencia en el Consumo. 81

3.6.2.2. Eficiencia en la Producción. 84

3.6.2.3. Eficiencia en el Producto - Combinado. 86

3.6.2.4. El Optimo de Pareto y los Precios 89

3.6.2.5. El Optimo de Pareto, los Bienes y los Males Públicos.91

3.7. Criterios de Evaluación de Políticas Ambientales. 94

3.7.1. Criterios de Evaluación de las Políticas Ambientales.95

3.7.1.1. Eficiencia.....95

3.7.1.2. Efectividad 96

3.7.1.3. Equidad y Redistribución. 97

3.7.2. Herramientas para la Medición de la Eficiencia Económica en Políticas Ambientales.....98

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

3.7.2.1. Estimación de Funciones de Producción de Bienes Ambientales98

3.7.2.2 Estimación de Funciones de Beneficios Ambientales 98

3.7.2.3. Estimación de Funciones de Costos Ambientales 100

3.7.3. Requerimientos de Información para la Evaluación de las Políticas Ambientales 101

3.8. Conclusiones. 102

Capítulo 4

4.1. Introducción.....103

4.2. Mercados Incompletos. 105

4.3. Externalidades. 114

4.4. No exclusión y los Comunes. 125

4.5. No rivalidad y los Bienes Públicos. 128

4.6. No Convexidad. 132

4.7.Información Asimétrica. 135

4.7.1. Riesgos Morales.....136

4.7.2. Selección Adversa. 140

4.8. Conclusiones. 141

Capítulo 5

5.1. Introducción.....143

5.2. Racionamiento Vía Precios.....147

5.2.1. Impuestos o Impuestos por Unidad de Emisión.....148

5.2.2. Impuestos por Unidad de Contaminante Emitido al Medio Ambiente. 156

5.2.3. Impuestos a Productos.....162

5.2.4. Subsidios.....164

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.3. Reglas de Responsabilidad: Multas por No Cumplimiento, Bonos y Depósitos Reembolsables.....175

5.3.1. Multas por No Cumplimiento.....175

5.4. Racionamiento Vía Cantidades.....184

5.5. Criterios de Evaluación. 191

5.5.1. Efectividad. 191

5.5.2. Eficiencia.....192

5.5.3. Equidad 193

5.5.4. Flexibilidad para Alcanzar los Objetivos.....194

5.6. Condiciones Prácticas para el Uso de Incentivos Económicos.195

5.6.1. Información Base.....196

5.6.2. Estructura Legal.....196

5.6.3. Mercados Competitivos.....197

5.6.4. Factibilidad de las Políticas.....198

5.7. Conclusiones 198

Capítulo 6

6.1. Métodos de Valoración Económica Ambiental: Aspectos Generales.199

6.2. El Método de Valoración Contingente. 205

6.2.1. Tipos de Formatos de Preguntas.....206

6.3. Conclusiones. 225

Capítulo 7

7.1. Introducción.....226

7.2. Presentación del Modelo de Costos de Viaje.....228

7.3. Recolección de la Información. 230

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

7.4. El Modelo de Poisson para Estimación de la Demanda por Recreación. 231

7.5. Conclusión. 235

Capítulo 8

8.1. Introducción.....236

8.2. El Modelo de Precios Hedónicos y su Forma Funcional...238

8.3. Estimaciones por Mínimos Cuadrados Ordinarios y Máxima verosimilitud.247

8.4. Estimación de la Disponibilidad a Pagar.....249

8.4. Conclusión. 252

Capítulo 9

9.1. Introducción.....253

9.2. Formas de definir y medir los efectos de la contaminación sobre la salud.256

9.3. Valoración Económica de la Reducción de los Riesgos de Muerte.257

9.3.1. El Enfoque de Capital Humano.....258

9.3. 2. El Enfoque de Disponibilidad a Pagar.....259

9.4. La Perspectiva de Valoración Ex Ante versus Ex Post.261

9.5. Modelo de Elección Individual y la Disponibilidad a Pagar. 262

9.5.1. Modelos Estático 262

9.6. Valoración Económica de la Reducción de la Morbilidad. 267

9.7. Modelo de Producción de Salud. 268

9.8. El valor Marginal de una Reducción en la Contaminación. 271

9.9. Conclusiones. 275

Capítulo 10

10.1. Introducción.....276

10.2. Demanda por Calidad Ambiental.....280

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

10.3. Enfoque de Aproximación a través de la Función de Daño.282

10.3.1. El enfoque de la Función de Producción.....284

10.3.2. El enfoque de la Función de Costos..... 285

10.4. Cambios No Marginales en la Calidad Ambiental. ..286

10.5. Conclusiones.....288

11. Bibliografía.....289

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Universidad de los Andes
Facultad de Economía

Economía del Medio Ambiente – 39404

Programa de Magíster en Economía del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales.

Por:

Juan Carlos Mendieta López.

Versión Preliminar, No Publicable sin Permiso del Autor

Santa Fe de Bogotá. Enero del 2000.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

1

Principales Relaciones entre la Economía y el Medio Ambiente.

1.1. Introducción

Antes de empezar a hablar de Economía Ambiental es importante considerar algunas definiciones. Primero, cuando hablamos de economía nos referimos a una población compuesta por agentes económicos, las instituciones (incluyendo las empresas y el gobierno) y las diferentes interrelaciones entre los agentes y las instituciones representadas en los mercados. También podemos decir que la economía trata sobre el estudio de cómo y por qué los individuos y grupos en la sociedad toman decisiones sobre el uso y la distribución de recursos humanos y no humanos valiosos. Esta ciencia además de dedicarse al estudio de las ganancias financieras de los agentes obtenidas a partir de la toma de decisiones desde el punto de vista privado, se dedica también, a analizar situaciones de escasez de los recursos desde el punto de vista de la eficiencia económica.

La eficiencia económica tiene que ver con la asignación de los recursos a sus mejores usos. Considerando como ***"mejores usos***" todos aquellos que generan los ***"mayores valores económicos"***. Al respecto, existe un gran volumen de literatura teórica y de evidencia empírica que respalda la hipótesis de que***"si contamos con mercados competitivos, podemos alcanzar asignaciones eficientes desde el punto de vista económico que maximicen el bienestar económico de la sociedad[1]"***. Esta eficiencia económica es expresada en términos de asignaciones eficientes en el sentido de Pareto. Un asignación eficiente será un punto "***Optimo de Pareto"*** si al alcanzar un nivel máximo de bienestar económico, la sociedad a agotado las ganancias derivadas del intercambio. En términos de evaluación de políticas públicas, este punto es llamado ***"primer mejor"***. Para que podamos alcanzar la condición de Optimo de Pareto es muy importante la existencia de mercados competitivos[2]. Sin embargo, los mercados competitivos, llamados también mercado completos, en algunas ocasiones son incapaces de

[1] El bienestar económico de la sociedad puede definirse como la sumatoria de las utilidades derivadas del consumo de bienes mercadeables y no mercadeables por parte de los individuos de la sociedad más las ganancias de los individuos que participan como productores de bienes y servicios que son ofrecidos en los mercados.

[2] Un mercado es competitivo cuando existe eficiencia en el consumo, en la producción y en el producto combinado. Esta condición es muy importante para alcanzar un punto de equilibrio en la economía.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

generar asignaciones eficientes de algunos bienes y/o servicios. Por consiguiente, la pregunta que debemos hacernos ahora es ¿Por qué pasa esto?.

La justificación que proporcionan algunos economistas[3] es que los mercados competitivos fracasan en asignar de manera eficiente bienes y servicios cuando estos últimos tienen características de bienes públicos, cuando se encuentra presente el problema de las externalidades y cuando se tienen problemas de información. Todo esto conduce a asignaciones no eficientes en el sentido de Pareto que producen pérdidas en el bienestar económico de la sociedad. Este problema se presenta con mucha frecuencia en asignaciones de recursos naturales y ambientales. La consecuencia final de ineficiencia derivada de la asignación de usos inadecuados se manifiesta en una degradación y agotamiento de los recursos naturales y ambientales. Esta es la fuente principal de problemas que tienen que ser tratados por la economía del medio ambiente y de los recursos naturales.

Los recursos naturales y ambientales al ser utilizados por los individuos tanto en actividades de consumo como de producción generan bienestar para la sociedad. Debido a esto los individuos pueden ser considerar el hecho de asignar un valor económico para estos y por consiguiente poder tratarlos como activos económicos. Sin embargo, al fracasar los mercados en la asignación de estos tipos de recursos[4], lo más común es que la sociedad los subvalore. Todo lo anterior justifica la creación de una rama de la economía que trate de estudiar estos problemas y trate de brindar soluciones para estos, esta rama de la economía se llama ***"Economía Ambiental"***. La economía ambiental provee las herramientas analíticas y cuantitativas para estudiar y tratar de dar soluciones a los problemas de asignación ineficiente de recursos naturales y ambientales en la sociedad.

De manera más exacta, ¿qué es la Economía Ambiental?, según Kolstad (2000), la ***"Economía ambiental estudia los impactos de la economía sobre el medio ambiente, la importancia del medio ambiente para la economía y la manera apropiada de regular la actividad económica con miras a alcanzar un equilibrio entre las metas de conservación ambiental, de crecimiento económico y otras metas sociales, como por ejemplo, el desarrollo económico y la equidad intergeneracional"***.

Es claro que los actuales problemas ambientales son el reflejo de un problema de actitud por parte de las personas que habitan el planeta. Si todas las personas[5] desarrollaran sus actividades dentro de un patrón de comportamiento compatible con la conservación y preservación del medio ambiente, los graves problemas ambientales enfrentados en la actualidad no existirían. La educación ambiental es una solución planteada para el problema

[3] Revisar Baumol y Oates (1988), Field (1998), Hanley, Shogren y White (1997) y Kolstad (2000).
[4] El mercado fracasa debido a que es incapaz de producir un sistema de precios que refleje el valor económico de los recursos naturales y ambientales.
[5] Refiriéndonos, en este caso, a personas que de alguna manera u otra desarrollan actividades de consumo y de producción no compatibles con el medio ambiente. También se pueden incluir aquí, aquellas personas que participan de manera directa e indirecta en el diseño y toma de decisiones dentro de las instituciones del gobierno. Estas últimas, debido la toma de decisiones erróneas sobre el desarrollo de políticas afectan significativamente al medio ambiente.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

de la contaminación ambiental totalmente desligada de la perspectiva económica. Esta propone una serie de procedimientos que persiguen como objetivo modificar el comportamiento de los individuos hacia patrones de conducta más compatibles con el medio ambiente. Si bien esto puede traer buenos resultados, sobre todo en el largo plazo[6], no es una solución total a este problema debido a la necesidad primordial de disminuir los niveles actuales de contaminación y de degradación ambiental a todo lo largo del planeta. La economía ambiental propone un tratamiento distinto que puede generar soluciones al problema ambiental dentro de un período de tiempo relativamente corto.

La Economía Ambiental es la encargada de establecer la diferencia cuando una sustancia química es un mal o un bien para la sociedad. Un ejemplo de esto puede ser el caso del dióxido de carbono. Esta sustancia puede ser generada como un subproducto a partir de un proceso de producción de un bien que necesita la sociedad. Es decir, las personas que actúan como consumidores en la economía necesitan el bien asociado con el dióxido de carbono pero al mismo tiempo obtienen desutilidad (daño) debido a la contaminación originada por el dióxido de carbono. ***Kolstad (2000), afirma que la esencia del problema ambiental en el comportamiento de los individuos en la Economía – como se desarrolla la conducta maximizadora de beneficios de los productores y la conducta maximizadora de utilidad de los consumidores.*** Según este autor, sin la presencia de la Economía, muchos de los problemas ambientales actuales serían simplemente preguntas de investigación para los biólogos o químicos sin tener ninguna repercusión en términos de política.

En el mercado de la mayoría de bienes y servicios de una Economía moderna, raramente se igualan los costos de producción con la demanda de los consumidores para derivar la cantidad óptima de contaminación permisible por la sociedad. ***El problema con los mercados es que estos no trabajan en función de obtener el nivel de contaminación deseable desde el punto de vista social.*** Un aspecto clave para que los mercados no contribuyan a generar el nivel de contaminación óptimo social es que los óptimos privados, generados tanto por el lado del consumo como por el lado de la producción, no son compatibles con el óptimo social[7].

Una de las herramientas más poderosas planteadas por la Economía Ambiental son los incentivos económicos para el control de la contaminación[8]. Un incentivo, según Fields (1997), es algo que atrae o repele a las personas y las hace modificar su comportamiento en alguna dirección. Luego, un incentivo económico sería algo en ***"el mundo económico"*** que hace que las personas tomen una decisión en cierta dirección, siendo esta la mejor dentro de

[6] Bajo un esquema de educación ambiental los niños pueden ir creciendo y al mismo tiempo pueden ir desarrollando una conciencia en torno a la obligación de la conservación de los recursos naturales y ambientales.

[7] Un óptimo privado se deriva cuando producto de un comportamiento racional por parte de un agente económico (ya sea que éste participe en la sociedad como un consumidor o como un productor) derive el mayor nivel de utilidad a ganancia desde un punto de vista individual. En cambio, un óptimo social se obtiene cuando se maximiza el mayor nivel de bienestar para la sociedad como un todo.

8 Los incentivos no son únicamente económicos, según (Field, 1997), también pueden existir incentivos no materiales que conducen a una modificación del comportamiento económico de las personas. Ejemplos de estas situaciones son la autoestima, el deseo de conservar un ambiente visual agradable o el de dar un buen ejemplo a las demás personas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

un conjunto de decisiones posibles, tal que los individuos maximicen su utilidad, tanto en actividades de consumo como de producción. En la actualidad, existe un gran volumen de literatura sobre incentivos económicos para la regulación entre los cuales se incluyen desarrollos teóricos y empíricos que demuestran la eficacia en el control de la contaminación[9]. Con esta herramienta y otras más[10], la economía ambiental da respuestas a algunas de las preguntas más trascendentales acerca de los problemas ambientales que aquejan al mundo actual. Algunas de estas preguntas son:

- ¿Cuáles son los incentivos para la generación de contaminación?
- ¿Cuáles son los costos de limpiar la contaminación?
- ¿Cuáles son las ganancias netas para la sociedad derivadas del control de la contaminación?
- ¿Cuál es el balance correcto entre los costos del control y las ganancias obtenidas del control?
- ¿Cuáles son los mecanismos regulatorios que pueden ser diseñados para asegurar un balance adecuado entre costos y ganancias?
- ¿Algunas veces estos objetivos son fáciles de cumplir y en otras veces son excesivamente complejos?

Aunque la Economía Ambiental se origina a partir de finales de la década de los 50´s e inicios de los 60´s, es hasta la década de los 70´s que logra experimentar un gran salto en cuanto a su importancia como una herramienta de análisis de los problemas económicos relacionados con el medio ambiente. En la actualidad los permisos mercadeables para el control de la contaminación son de mucha utilidad para la regulación de los problemas de contaminación del aire. Por su parte, los métodos de valoración son una parte integral de la prevención ambiental, y están siendo utilizados en los procesos de toma de decisiones relacionados con la viabilidad de proyectos y/o políticas públicas que traen consigo impactos sobre el medio ambiente. Además, la economía ambiental esta jugando un papel muy importante en el debate actual acerca del calentamiento climático.

La siguiente sección de este capítulo hace una exposición de cómo la economía ambiental se relaciona con la política ambiental. Luego, se examina la relación de la economía ambiental con otras disciplinas de la economía. En la cuarta sección se discuten dos términos muy importantes y actuales originados de toda la discusión sobre medio ambiente y economía – la ecología económica y la economía ambiental. En la quinta sección se discuten un poco las diferencias entre la economía ambiental y la economía de recursos naturales. En la última

[9] Con miras a realizar una revisión acerca de casos de aplicación de incentivos económicos para el control de la contaminación el lector puede consultar Baumol y Oates (1988), Fields (1997); Hanley, Shogren y White (1998) , Kolstad (2000) y Stavin (2000).

[10] Como por ejemplo, los métodos de valoración de bienes no mercadeables para la estimación del valor económico del daño ambiental y la técnica de análisis costo beneficio incorporando el valor de las externalidades ambientales en la evaluación de políticas y/o proyectos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

sección se habla un poco de los tipos de economía y su importancia para el estudio de la economía ambiental.

1.2. La Economía Ambiental y la Política Ambiental.

Cuando se comienza a tratar de encontrar una respuesta al origen de la degradación ambiental que cada vez se agudiza más en todo el planeta, salen a relucir dos causas principales – la alta densidad de población en el planeta y la diferencia de ingresos entre las personas que pueblan el planeta. ***Si en la actualidad hubiese poca población en el planeta, el medio ambiente debería estar en la capacidad de biodegradar y reciclar por sí mismo (a través de procesos naturales) todos los contaminantes generados por los seres vivientes del planeta.*** En la actualidad, el número de personas que habitan el planeta y particularmente la densidad de población en algunas partes de este, satura al medio ambiente, haciendo que este sea incapaz de sostenerse por sí mismo, es ahí cuando aparecen los problemas de degradación ambiental que comprometen la existencia de una serie de recursos naturales y ambientales (entre los que se encuentran especies de animales y plantas, y materiales inertes) que sirven de base para los bienes y servicios que demanda la sociedad.

Por otra parte, el nivel de ingreso es también importante no solamente debido a que la gente con altos ingresos tiende a consumir más y por lo tanto a contaminar más. ***Si no también debido a que el medio ambiente es visto como un bien suntuario.*** Para la gente con bajos niveles de ingreso, que tratan de sobrevivir dentro de sus restricciones de presupuéstales, es prioridad la compra y consumo de bienes básicos (de subsistencia), dejando así de un lado la compra y el consumo de bienes ambientales. De todas maneras, en la actualidad, todos los habitantes del planeta están tomando conciencia acerca del problema de la degradación ambiental y las serias consecuencias que puede representar para la existencia y preservación de la vida en el planeta. Todo esto conduce a que a través del tiempo las personas aprendan a valorar más al medio ambiente, tomando en cuenta sus restricciones presupuéstales, la funciones de utilidades del resto de individuos en la sociedad y sus estándares de calidad de vida.

Es por lo anterior, que la Economía Ambiental tiene que desempeñar un papel importante en el diseño de políticas públicas para el mejoramiento de la calidad ambiental. Al respecto Field (1997), señala que el problema de diseñar políticas ambientales eficientes no se le suele dar la importancia que merece. Es fácil caer en la trampa de creer que cualquiera de los programas o políticas que se generen de los desordenados procesos políticos ambientales representa alguna ayuda, o que éstos, seguramente, son mejor que nada. La historia esta llena de casos en los cuales los diseñadores de política y los administradores públicos han concebido políticas que no funcionan. La gente cree con frecuencia que una política será efectiva aun cuando cualquier análisis razonable pueda predecir lo contrario.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

En la actualidad, según Kolstad (2000), los principales objetivos de política ambiental en los diferentes países alrededor del globo tienen que ver con el control de la contaminación y la conservación y preservación de ambientes naturales. Los problemas de contaminación ambiental por lo general están relacionados directamente con dos tipos de resultados– cual es la cantidad óptima de contaminación y cómo lograr que los contaminadores controlen sus emisiones. La determinación de la cantidad correcta de contaminación no es fácil de calcular. Para determinar los costos del control de la contaminación es necesario conocer tanto la estructura de la producción de bienes como las diferencias en los costos para los distintos niveles de control. Contrario a lo que la mayoría de las personas piensan, esta no es una pregunta de ingeniería. Aunque es fácil saber cuanto debería costar un equipo de reducción de contaminación, para un economista esto marca solo el inicio de la compleja tarea del cálculo de los beneficios netos derivados de una política de reducción de la contaminación. Un ejemplo de esta complejidad puede ser la diversidad de maneras que existen para lograr que los productores reduzcan sus niveles de contaminantes[11]. Adicional a esto, otra manera de controlar la contaminación puede ser a través de la modificación del comportamiento de los consumidores, haciendo que estos reduzcan sus niveles de consumo de bienes contaminantes. Por lo tanto, la caracterización de los costos en el ámbito conceptual y la medición de estos en términos empíricos, es una pregunta compleja y muy difícil de responder.

La determinación de la cantidad óptima de contaminación también involucra la determinación de los daños ocasionados por esta. Cuando se habla de daños causados por la contaminación, no debe creerse que solamente se habla de la cantidad de peces muertos en un lago contaminado por pesticidas o el nivel de contaminantes en este lago al cual las personas pueden enfermarse. Esta palabra en realidad simplifica demasiado la gran variedad de maneras y formas a través de las cuales la contaminación puede generar efectos negativos y la severidad de las consecuencias de estos efectos sobre las personas. Un ejemplo de esto puede ser el caso de la contaminación de aire en zonas urbanas, que genera efectos negativos sobre las personas tales como: irritaciones de los ojos y nariz, reducción de la visibilidad, incremento en la susceptibilidad de enfermedades por vías respiratorias y el posterior padecimiento de estas y daños a materiales y viviendas los cuales pueden ocasionan grandes perdidas económicas a sus dueños.

Algunos de los anteriores efectos son tangibles otros son intangibles. En economía ambiental se acostumbra a juntar todos estos efectos en una sola medida – la disponibilidad a pagar por reducir la contaminación. Si la contaminación es un mal, las personas están dispuestas a destinar algo de dinero con tal de eliminar dicha contaminación. Dejando de un lado el hecho de que la mayoría de las personas piensan que el contaminador es él que debería pagar, una forma de medir la verdadera magnitud o importancia de la reducción de la contaminación para

[11] Por ejemplo, a través de tratamiento de los contaminantes en el punto de descarga, a través de modificación de los procesos de producción, a través de la reasignación de la actividad productiva para reducir el daño, y a través de la inversión en investigación y desarrollo de nuevas técnicas que ayuden a controlar la contaminación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

una persona es a través de su disposición a dar algo valioso a cambio de una mejora marginal en la calidad ambiental. La medición de la disponibilidad a pagar por una reducción en la contaminación es una tarea compleja y difícil, debido a esto la mayoría de las investigaciones en economía ambiental están relacionadas de alguna forma u otra con este tema.

Luego después de caracterizar la importancia de la reducción de la contaminación para las personas a través de su disposición a pagar, es posible plantear una sumatoria de las preferencias personales (suma de las disponibilidades a pagar de cada una de las personas de una sociedad) para poder obtener una disposición a pagar de la sociedad por una reducción en la contaminación. Luego, con esta medida y con los costos de control se puede calcular el nivel óptimo social de reducción de contaminación[12]. Pero, ¿Cómo podemos hacer esto?, ¿El gobierno debería dictaminar las cantidades de contaminantes que debería emitir cada contaminador?. En realidad, es sumamente difícil determinar la mejor manera de intervención del Gobierno con miras a obtener el nivel de reducción de contaminación adecuado. El Gobierno puede emprender políticas de reducción de la contaminación que permitan alcanzar los objetivos de reducción sin tener que incurrir en excesivos costos administrativos, ni excesivos costos de control, y puede proveer al mismo tiempo los incentivos correctos para que los costos de reducción de la contaminación sean minimizados hoy y en el futuro.

Dirigiendo la mirada hacia los países en desarrollo, podemos ver que los principales problemas ambientales tienen que ver con la contaminación del aire en ciudades, la contaminación de importantes fuentes de agua y la falta de conservación y preservación de ambientes naturales (protección de especie de animales y plantas en extinción). Esta problemática obliga a quienes toman decisiones a diseñar políticas ambientales que persigan como objetivo principal el establecimiento de un equilibrio entre las fuerzas del desarrollo que modifican la base de recursos naturales y ambientales y el valor social de la preservación. ¿Cómo se podrían estimar estos dos lados de la ecuación para poder brindar evidencia que ayude a los encargados de tomar decisiones a asignar de una manera eficiente los recursos naturales y ambientales?.

La economía ambiental brinda las herramientas para aportar todo el volumen de evidencia que ayude en el proceso de diseño y evaluación de una política ambiental. Lo que sí se debe tener claro es que la protección ambiental usualmente involucra la intervención de los Gobiernos en las economías y es muy común decidir la naturaleza y el alcance de la intervención. Por lo tanto, los economistas ambientales tienen mucho que aportar en este proceso complejo de diseño y toma de decisiones.

[12] Dentro de este análisis es muy común utilizar dos tipos de técnicas, ya muy comunes entre los economistas ambientales. El análisis costo efectividad y el análisis costo beneficio, temas tratados más detenidamente en las primeras secciones del siguiente capítulo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

1.3. Economía Ambiental y Economía.

La economía es una disciplina bien desarrollada con un extenso volumen de teoría, con un paradigma que establece la pregunta de cómo funciona la economía mundial, y con un sinnúmero de campos de estudio. Uno de los campos de estudio fundamentales de la economía es la microeconomía. La microeconomía incluye la teoría del consumidor, la teoría del productor y la teoría de interacción del mercado. Otros campos de la economía son:

- Macroeconomía: Trata sobre el estudio agregado de los fenómenos económicos, lo opuesto a la visión individual de la microeconomía.

- Finanzas Públicas: Trata sobre el estudio de los bienes no provistos por los mercados y el estudio de los diferentes esquemas de impuestos.

- Organización Industrial: Trata sobre el estudio de cómo interactuan las empresas entre sí, con los consumidores y como estas misma se organizan en industrias.

- Comercio Internacional: Trata sobre el estudio de cómo interactuan entre sí economías diferentes e independientes.

Cada uno de estos grandes campos de estudio se encuentra estrechamente relacionados con los principales componentes de la actividad económica y cada uno de ellos tiene una contribución única para el estudio de la economía. También existe un número de campos de estudio de la economía con énfasis en aplicaciones. Estos campos tienen como base principal y punto de partida toda la teoría expuesta por la microeconomía. Estos campos son:

- Economía Laboral.
- Economía de la Salud.
- Economía Política.
- Economía Experimental.
- Desarrollo Económico.
- Finanzas Internacionales.
- Derecho y Economía.
- Economía Monetaria.
- Economía de Agrícola.
- Economía Ambiental y de Recursos Naturales.

Estos campos especializados de la economía se dedican al entendimiento y solución de un conjunto específico de problemas que interactúan como un todo dentro de un gran sistema

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

llamado economía. Estos campos han sido la fuente de inspiración para muchas innovaciones realizadas en el campo de la econometría.

Específicamente, para el caso de la Economía Ambiental, ***su primera gran contribución tuvo que ver con el establecimiento de la teoría de valoración de bienes no mercadeables***, por ejemplo, el establecimiento de métodos de medición de curvas de demandas de bienes que no cuentan con un mercado convencional. Posteriormente, ***a medida que avanza esta ciencia, se han venido realizando importantes adaptaciones de herramientas utilizadas en otros campos de estudio (particularmente finanzas públicas y organización industrial) para el análisis económico de la problemática ambiental***. Sin embargo, algunos aspectos de la economía ambiental son únicos, como por ejemplo, la teoría de valoración de bienes no mercadeables mencionada anteriormente la cual puede tener un uso potencial en otros campos de la economía.

1.4. Economía Ambiental y Ecología Ambiental.

Aunque en este capítulo y en los que restan nos dedicaremos al estudio de la economía ambiental, debemos mencionar la existencia de otra disciplina que en los últimos tiempos ha experimentado un notable crecimiento, esta disciplinada es llamada ***"Ecología Económica".*** Para tratar de establecer una simple diferencia entre la economía ambiental y la ecología económica se puede decir que la primera incluye a los economistas que han tratado de ampliar su disciplina con la finalidad de considerar al medio ambiente, mientras que la segunda incluye a los ecólogos que tratan de ampliar su disciplina con la finalidad de anexar a su análisis dos variables más; la especie humana, su hábitat y a la economía.

La ecología económica es definida como el campo de estudio que trata de dirigir l as relaciones entre los sistemas ecológicos y los sistemas económicos desde un punto de vista amplio, Costanza (1991). Su énfasis radica en el mantenimiento en buen estado a largo plazo de los ecosistemas, suponiendo además, que las personas hacen parte de este ecosistema.

Una de las principales diferencias entre la economía ambiental y la ecología ambiental tiene que ver con el valor, y por lo tanto, con la forma en que son hechas las decisiones sociales, las cuales dependen de la medición del valor económico del medio ambiente. Los economistas convencionales creen que el valor social es derivado de los valores individuales mantenidos por las personas miembros de una sociedad. En cambio, los ecologistas económicos tienen una visión más biofísica del valor. Algunos ecologistas económicos miden el valor en términos de la energía involucrada en un proceso. Esta es una extensión directa de la teoría ecológica de que los ecosistemas operan para minimizar las pérdidas de energía. Para estos investigadores, las políticas públicas deberían originarse de la minimización del contenido de energía de los bienes y servicios entregados.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Las críticas a la llamada teoría energética del valor por parte de los economistas ambientales se centran en que existen muchos recursos ofrecidos en pequeñas cantidades, incluyendo tierra y habilidades de las personas. Por lo tanto, la reducción del valor de un bien para el contenido de energía incluida en algún factor es una simplificación. Los economistas ambientales creen que el valor de un bien se origina a partir de múltiples factores escasos (incluyendo la energía) así como también de cuanto valor dan los individuos al bien final. En otras palabras, el valor no puede ser reducido a una simple medición física. Sin embargo, la mayor distinción entre los dos campos surge cuando los problemas ambientales son considerados dentro de escenarios de tiempo relativamente largos, tales como el calentamiento global y la disposición de desechos nucleares. Como algunos economistas ambientales admiten, la economía tiene la dificultad del tiempo dentro del análisis de los problemas en los cuales los costos y beneficios derivados de una política se dispersan a lo largo de un horizonte de tiempo.

Un ejemplo de esto es el almacenamiento de desechos nucleares, el cual puede involucrar riesgos potenciales que pueden manifestarse hasta después de un cuarto de millón de años. Los beneficios de almacenar los desechos nucleares son percibidos por los consumidores de energía nuclear; pero los costos, si llega a existir alguno, serían traspasados a las futuras generaciones que deberían vivir con los desechos nucleares. El tratamiento de este problema bajo en el enfoque económico convencional es el de adicionar todos los costos y beneficios derivados de este, para luego aplicar un factor de descuento que reduce dentro de la sumatoria la importancia de los costos en el futuro. Inevitablemente, esto significa que lo que ocurra dentro de 100 años tendrá muy poco efecto o no será tomado muy en cuenta dentro de las decisiones tomadas en la actualidad. Para muchas personas, esto es preocupante. Los ecologistas económicos han presentado otro enfoque para tratar el problema de las decisiones ínter temporales, particularmente la noción de sostenibilidad. Ellos argumentan que nunca se debería tomar una acción si no es sostenible en el largo plazo. Esto no se trata de un balance entre costos y beneficios, sino más bien de algo intuitivo.

1.5. Economía Ambiental y Economía de Recursos Naturales.

La economía ambiental incluye preguntas acerca de los excesivos niveles de contaminación producidos por los mercados y la protección insuficiente de los recursos naturales y ambientales, dadas las fallas de mercado. La economía de recursos naturales, de otro lado, tiene que ver con la producción y uso de los recursos naturales, tanto renovables como agotables. Los recursos renovables están conformados principalmente por stocks de peces y bosques. Mientras que los recursos no renovables están conformados por stocks de minerales y energía, así como también de especies de animales y plantas.

De manera general, se puede decir que la economía ambiental tiene que ver con las preguntas de asignación de recursos desde una perspectiva estática. Es decir, el tiempo no es factor importante en la determinación de la cantidad correcta de contaminación en un lugar

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

determinado. Por lo contrario, la economía de recursos naturales, si incluye la perspectiva dinámica. El tiempo es un factor importante en la decisión de cómo explotar tanto los recursos renovables como los no renovables. Por ejemplo, si explotamos un bosque a una tasa de tala razonable con el crecimiento de los árboles, podemos contar con el bosque indefinidamente. Sin embargo, si establece un patrón de tala del bosque por encima de la tasa de crecimiento del stock de árboles, el resultado en el futuro será el agotamiento total y la posterior desaparición del bosque.

A medida que se extraen los recursos a tasas que representan niveles de agotamiento, la escasez de estos recursos en el futuro será mayor y por consiguiente el precio de estos recursos también será mayor. Aunque la causa de estos problemas no son las fallas de mercado, sí de alguna manera u otra, un pobre funcionamiento de los mercados puede contribuir a la aparición y establecimiento de estos problemas. Después de la anterior exposición, uno pensaría que es muy poca el grado de coincidencia entre la economía ambiental y la economía de recursos naturales, la verdad es que si la hay.

El calentamiento global es un ejemplo de un problema de contaminación estudiado por la economía ambiental que también tiene que ver algo con la forma en que se están explotando los bosques a través del tiempo, tema estudiado por la economía de recursos naturales. Otro ejemplo de tales coincidencias puede ser el caso de la protección de ambientes naturales, tema muy estudiado por la economía ambiental. Note que los dos anteriores ejemplos incluyen el factor tiempo dentro de su estudio, lo cual es visto por la economía de recursos naturales. Por otra parte, el daño de los ambientes naturales es a menudo el resultado de la actividad económica con un propósito principal diferente. La pérdida de especie es usualmente el resultado de la conversión de zonas con habitas naturales en zonas de intervención humana.

Sin embargo, la mejor manera de establecer una diferencia entre la economía ambiental y la economía de recursos naturales es tomar en cuenta que los resultados obtenidos por la economía ambiental siempre se presentan desde una perspectiva estática, mientras que los resultados que se encuentren a través de la economía de recursos naturales siempre llevarán el toque dinámico presente.

1.6. Economía Positiva versus Economía Normativa.

Existen dos usos fundamentales de la economía. Uno que trata de explicar lo que vemos o lo que esta pasando en la economía, otro que trata de explicar como deberíamos querer que la economía asigne y distribuya los bienes y servicios.

La economía positiva ayuda a entender como funciona la economía, específicamente relacionado con el funcionamiento de los mercados y las instituciones. Un ejemplo de estudio de la economía positiva es cuando nos dedicamos a entender por qué el precio de la gasolina

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

se incrementa cuando los países productores de petróleo de la OPEC se reúnen para limitar la oferta mundial de petróleo. En el campo ambiental, un ejemplo de la economía positiva podría ser cuando se estudian los cambios en la distribución espacial del dióxido de azufre en el aire como producto del establecimiento de un sistema de permisos mercadeables para la contaminación.

La economía normativa, de otro lado, intenta usar herramientas económicas para diseñar políticas para intervenir los mercados cuando sea necesario. ***Lo fundamental para la economía ambiental es la existencia de las fallas de mercado. La única forma de corregir estas fallas de mercado es que el gobierno intervenga el mercado a través de alguna política.*** Una pregunta que podemos formular a través de la economía normativa puede ser, ¿qué clase de intervención debería hacer el gobierno para resolver el problema de la contaminación ambiental?.

En el desarrollo de la teoría normativa de regulación para corregir las fallas de mercado o la provisión pública de bienes no mercadeables siempre aparecen los juicios de valor[13] que son los que en últimas definen el rumbo de la política. La respuesta a la pregunta de cual es la mejor manera de intervenir los mercados depende de la manera de definir que es lo mejor. Aún con estos problemas la economía normativa y específicamente la economía del bienestar dedica un gran volumen de teoría y evidencia que proponen maneras de medir el bienestar económico de la sociedad, y como estos valores pueden servir en la evaluación de políticas públicas que requieren del ordenamiento de todos los posibles estados de la economía para poder llegar a maximizar el bienestar económico de la sociedad.

1.7. Interrelaciones entre la Economía y el Medio Ambiente.

La presentación de las diferentes relaciones existentes entre la Economía y el Medio Ambiente se expresa en términos del esquema mostrado en la gráfica 1.1 adaptado de Hanley, Shogren & White, (1997). Primeramente, ***se menciona que la economía esta compuesta por dos sectores: producción y consumo.*** Entre estos dos sectores se presentan intercambios de bienes, servicios y factores de producción de diferentes maneras. Del otro lado, ***se encuentra representado el medio ambiente y los recursos naturales por los círculos interelacionados*** (A_1, A_2, A_3) y todos encerrados dentro de una frontera representada por A_4. El sector de la producción extrae recursos energéticos (petróleo) y recursos materiales (cobre) del ambiente. Estos son transformados en productos[14] y desechos[15]. No todo el desecho es vertido totalmente al medio

[13] Según Just, Hueth y Schmitz (1982), un juicio de valor es una afirmación acerca de lo que uno cree que es el mundo. En el mundo hay muchos estados, por ejemplo, la economía puede experimentar muchos estados y los juicios de valor entran directamente en la evaluación de políticas en términos de la estimación de cambios en el bienestar económicos debido a cambios en el estado de la economía (cambios en el estado del mundo).

[14] Utilizados como bienes y servicios para consumo por los individuos de la sociedad.

[15] Los cuales principalmente pasan a formar parte de los stocks de contaminantes orgánicos e inorgánicos, fuente principal de degradación del medio ambiente. Estos desechos provienen tanto de actividades de consumo como de producción de las personas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ambiente, también existe un porcentaje que es reciclado en la producción y el consumo. Esto en la figura 1.1 se encuentra representado por las letras R_1 y R_2.

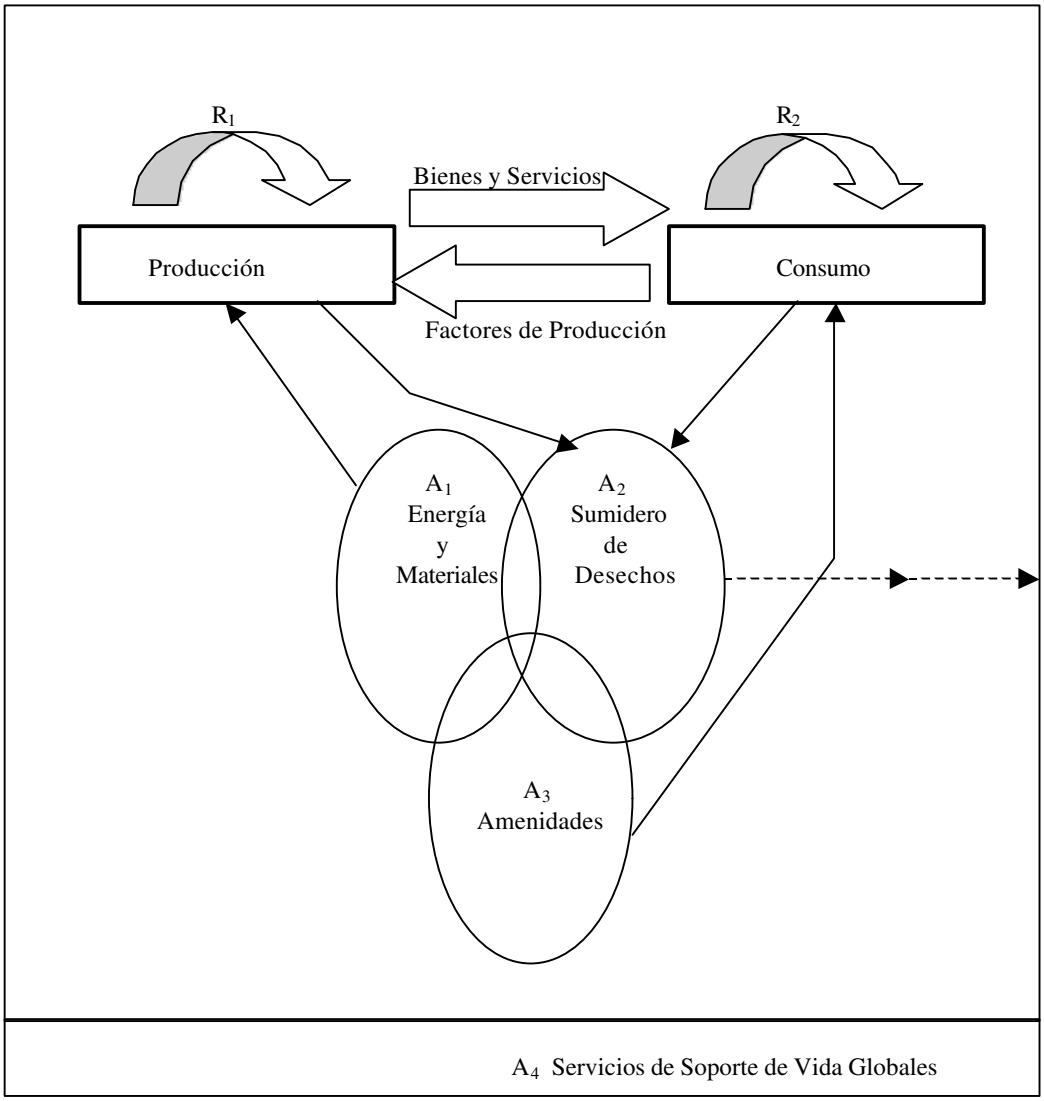
Las principales funciones del medio ambiente son:

- ***Proveedor de Recursos:*** El medio ambiente y los recursos naturales presta toda la base de recursos naturales y ambientales (aire, agua, suelo, bosques, etc.) necesaria para la producción de bienes y servicios que se consumen en una economía.

- Receptor o sumidero de desechos: El medio ambiente sirven como un gran almacén de todos los desechos provenientes de las actividades de consumo y producción del hombre. En algunos casos estos desechos pueden ser procesados biológica o químicamente por el medio ambiente.

Cuando la capacidad de asimilación natural de desechos del medio ambiente es sobrepasada por la tasa a la cual se agregan desechos, es que se genera el problema de la contaminación y degradación ambiental. En términos económicos estos daños ambientales se expresan como la pérdida en el bienestar económico como producto de la pérdida de los niveles de bienes y servicios provistos por el ambiente a la sociedad bajo condiciones normales, es decir, sin problemas de degradación ambiental.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 1.1: Interacciones Economía - Medio Ambiente, Hanley et. al. (1997).

Nisbet (1991), ***crítica la teoría de la capacidad asimilativa argumentando que al movernos hacia ciertos puntos de emisiones fijos, puede que no se presenten daños ambientales significativos.*** No obstante, pueden presentarse situaciones en que esto se contradiga. Es decir, existen casos en que el impacto puede crecer gradualmente originando la pérdida en los niveles de los servicios ambientales (y por lo tanto, en el bienestar de las personas) después de haber sobrepasado él limite impuesto por algún umbral. El problema de los umbrales es presentado en la gráfica 1.2. Un ejemplo de esto puede ser el caso de requerimientos de oxígeno disuelto en el agua de un río para mantener las poblaciones de peces, un impacto negativo significativo sobre los stocks de peces se presentará solo cuando se haya s obrepasado el límite o umbral de oxígeno permisible para el mantenimiento de dicha especie. Bajo esta circunstancia la solución al

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

problema ambiental sería la disminución del nivel de contaminación o recuperación del oxígeno del río hasta el nivel permisible bajo el cual no se puede manifestar un daño.

Sin embargo, para algunos sustancias en el ambiente no existen procesos naturales de transformación en sustancias inofensivas o menos dañinas. Tales sustancias pueden terminar siendo contaminantes acumulativos o conservativos. Como ejemplos de estas sustancias tenemos las partículas de metales, cadmio y sustancias hechas por el hombre tales como Biféniles Policlorinados (PCBs) y Dicloro Difenil Tricloro etano (DDT). Entonces, por ejemplo, si descargamos PCBs a un río, jamas podrá darse un desdoblamiento de tal sustancia a través de algún proceso químico o biológico natural. Luego estas sustancias serían acumuladas por las especies vivas del río a través de la ingestión de alimentos, proceso de Bioacumulación.

Para contaminantes degradables, como el caso de sustancias orgánicas producto de la producción de papel, o como el caso del metano, su stock en cualquier período de tiempo "t" esta dado por:

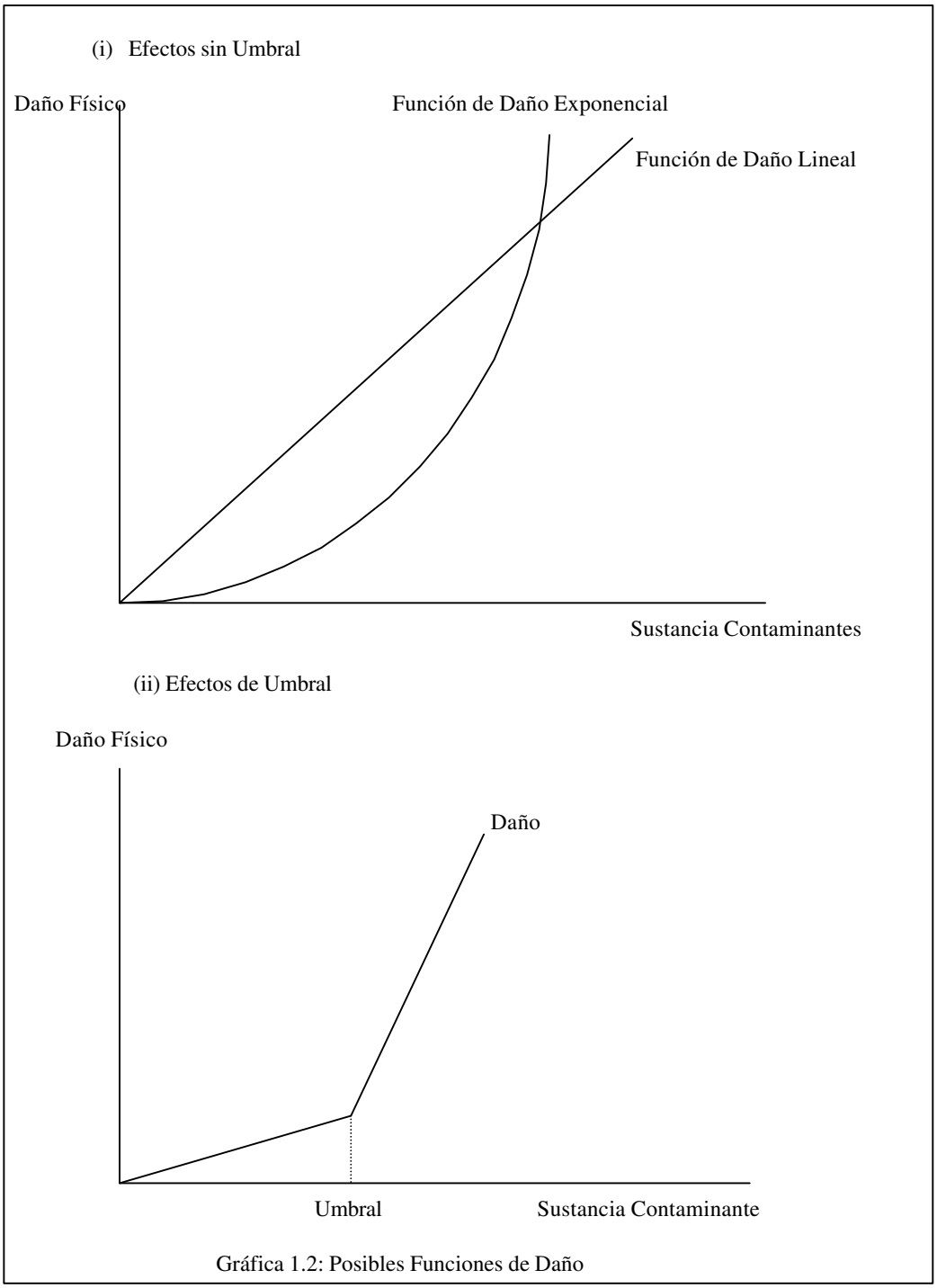
$$S_t^a = F_t - A_t \quad (1.1)$$

Donde "A" es la cantidad asimilada en algún período. Para los contaminantes acumulativos, el stock en algún período "t*" es:

$$S_{t^*}^c = \sum_{t_i}^{t=t^*} F_t \quad (1.2)$$

Donde "t_i" es el dato histórico cuando las emisiones inician, a partir de cero asimilación. Para una determinada localidad, la ecuación (1.2) no puede predecir exactamente el stock de contaminante acumulativo, debido a que en algún momento puede presentarse el transporte del contaminante a otras localidades, mientras que los sedimentos pueden acumularse y formar un stock de contaminante.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 1.2: Posibles Funciones de Daño

Cuando consideramos la ecuación (1.1), podemos notar que la cantidad asimilable en algún período de tiempo (At) puede depender del nivel de emisiones en períodos previos. Un

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ejemplo de esto puede ser el caso del radical hidróxido (OH) en la atmósfera el cual es responsable de desdoblar el metano, un importante gas de invernadero. El metano (CH4) es desdoblado en la atmósfera por el radical OH en presencia de Oxido nitroso (NO) formando vapor de agua, Monóxido de carbono (CO) y Monóxido de hidrogeno (OH). Sin embargo, la cantidad de OH en la parte superior de la atmósfera esta en función del nivel de otros contaminantes, tales como Monóxido de carbono (CO) y la producción de hidróxido (la cual también depende en parte de los niveles de ozono en la parte inferior de la atmósfera). Los mayores son niveles de CO, *ceteris paribus*, debería terminar en menores niveles de OH, y por lo tanto en menores niveles de CH_4 desdoblados.

Hasta ahora hemos visto como el medio ambiente actúa como un receptor de desechos, se cuenta con una fabrica de reciclaje parcial de los desechos humanos originados del consumo y la producción, y como fuente de energía y materiales. El siguiente papel a considerar es el de proveedor de amenidades (A_3) mostrado en la gráfica 1.1.

El medio ambiente actúa como un proveedor de amenidades que generan valores educacionales y espirituales a la sociedad. Por ejemplo, una persona en varios países del mundo desarrollado se puede derivar placer por el hecho de que exista el bosque amazónico, mientras que las personas nativas de estos lugares por medios de las actividades que desarrollan atenten contra los valores generados por la flora y fauna existente en esta zona.

Los valores generados por el medio ambiente como proveedor de servicios de soporte a la vida (A_4) pueden resumirse en los siguientes, Hanley et al. (1997):

- Mantenimiento de la composición de la atmósfera vital para el desarrollo humano: La atmósfera terrestre fundamentalmente se compone de 78% de nitrógeno, 21% de oxígeno, 0.93% de argón, 0.035% vapor de agua y bióxido de carbono, y otras mezclas de gases. Estos porcentajes de compuestos primarios son los adecuados para el desarrollo de la vida en el planeta.

- Mantenimiento del a temperatura y el clima: El efecto de invernadero o calentamiento global del planeta es producto del cambio de temperatura promedio global de -18C° hasta 15C°. Los cambios en la composición de la parte superior de la atmósfera pueden causar un cambio en esta temperatura promedio del planeta.

- El reciclaje del agua y de los nutrientes: Ejemplos de estos pueden ser el ciclo del nitrógeno, del carbono y del oxígeno. Las emisiones generadas como producto de la actividad económica pueden afectar significativamente el orden y la magnitud de estos procesos afectando consigo los soportes básicos de soporte de vida del ambiente.

Los valores generados por el medio ambiente de esta forma son diversos y la economía ambiental proporciona las bases conceptuales para considerar que debe tener valor bajo un enfoque neoclásico y brinda una clasificación completa de estos valores. Es claro que las

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

personas derivan utilidad del consumo de bienes y servicios producidos en la economía y también producto del consumo de bienes ambientales: Esto último se debe a que las personas usan tales recursos y también pueden derivar utilidad del simple hecho de que estos existan. Un ejemplo de esto es el valor de conservación de la vida silvestre o el valor de preservación de ecosistemas únicos.

Específicamente, en términos económicos un individuo representativo tiene preferencias que pueden estar representadas de la siguiente manera:

$$U_A = U(X_1, X_2, ..., X_n; Q_1, Q_2, ..., Q_m) \quad (1.3)$$

Donde, U_A es la utilidad, (X_1, ..., X_n) son los bienes y servicios producidos en el sector de la producción, y (Q_1, ..., Q_2) son activos ambientales. Q1 podría ser la calidad del aire de una ciudad, Q_2 la calidad de agua de un río y Q_m podría ser el stock de delfines rosados del amazona.

Como conclusión, podemos decir ***"que el medio ambiente ofrece utilidad de manera directa al individuo "A" a través de la oferta de un vector de activos ambientales. También ofrece utilidad de manera indirecta a través del papel del medio ambiente como proveedor de la base de materias primas, recursos y energía que actúan como insumos para producir bienes y servicios convencionales demandados en una economía."***

Un resultado de un incremento en el nivel de producto de cualquier elemento del vector X debería representar una disminución en la cantidad o calidad de cualquiera de los elementos del vector Q. Por ejemplo, suponga que X_1 representa el consumo de servicio de transporte público (autobuses) en una ciudad, pero la puesta en operación de más autobuses causa una disminución en la calidad del aire que se respira en la ciudad, Q_1.

Entonces, un incremento en el consumo de transporte público incrementa la utilidad del individuo A en una proporción igual a $\partial U^A/\partial X_1 > 0$, pero disminuye la calidad del aire en la ciudad en un monto igual a $\partial Q_1/\partial X_1 > 0$. Esto implica que la disminución de la calidad del aire en la ciudad causa una perdida de utilidad para el individuo A en un monto igual a $\partial U^A/\partial Q_1 * \partial Q_1/\partial X_1 < 0$. El efecto neto de esta política estará dependiendo de las fuerzas relativas de los efectos expresadas en términos de cambios positivos y negativos generados por esta. El anterior efecto, es un ejemplo de degradación ambiental[16], lo cual genera un impacto negativo en el bienestar económico de la sociedad.

[16] Según Field (1997), en la actualidad no se comprenden totalmente muchos de los efectos de la degradación ambiental; más aún, los puntos de vista de las personas sobre la importancia de muchos de estos efectos son manipulados casi todos los días a través de los medios de comunicación, la prensa científica y otros medios.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Una consecuencia que sale a relucir de estos ejemplos de política es que el hombre claramente tiene conflictos de uso de los recursos naturales y ambientales que terminan en la perdida de bienestar social. Hanley et al. (1997), define los siguientes conflictos de uso de los recursos naturales y ambientales:

1. Uso de regiones montañosas como fuentes de minerales que traen como consecuencia la reducción los valores provistos por las amenidades ambientales.

2. Uso de un río como sumidero de desechos lo cual imposibilita la reducción y en otros casos la desaparición de flujos de servicios relacionados con amenidades ambientales y la perdida de especies como el caso de peces que pueden servir como un bien de consumo directo para las personas.

3. La tala acelerada de bosques para producir madera lo cual trae consigo la afectación del régimen hidrológico de zonas en donde existen plantas hidroeléctricas afectando directamente la producción de energía eléctrica. También se pueden generar efectos negativos indirectos como incrementos en la erosión del suelo y la reducción de los hábitat para especies silvestres.

4. Destinar zonas de humedales para uso agrícola en vez de utilizarlos como proveedores de amenidades ambientales y conservación de ecosistemas para la sociedad.

Después de mencionar todos estos argumentos, ***podemos afirmar que el medio ambiente es un medio escaso, con un sinnúmero de conflictos de uso que representan en la mayoría de las situaciones la perdida total del recurso y por consiguiente la perdida de bienestar para la sociedad.***

La escasez de los recursos naturales y ambientales aparece como producto de los malos usos que da el hombre a estos. Al respecto, en economía ambiental podemos hablar de escasez relativa y escasez absoluta. La escasez relativa en principio puede corregirse a partir del establecimiento de un conjunto de precios eficientes (precios sombra) que deberían solucionar el problema de uso ineficiente de los recursos. La escasez absoluta, en cambio, no puede ser solucionada por estos precios debido fundamentalmente a que es un problema de incremento simultaneo en las demandas por los servicios naturales y ambientales (Daly, 1991).

La principal causa de la escasez absoluta es el crecimiento económico, lo cual implica crecimiento en la demanda por materiales y energía que obligan a acelerar el patrón de extracción de los recursos, incrementando consigo el nivel de desechos vertidos al medio ambiente. También, el crecimiento económico implica un incremento en la demanda por calidad ambiental como un insumo para actividades recreativas, educacionales y científicas demandadas por la sociedad.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Es claro, que la ausencia de mercados eficientes que permitan asignar a los recursos naturales y ambientales hacia sus mejores usos es un problema a enfrentar. ***"Como conclusión, el papel de la economía, principalmente de la economía ambiental y de recursos naturales, en toda esta problemática es la asignación eficiente de recursos naturales y ambientales que en la actualidad enfrentan conflictos de uso."***

Los conflictos de uso solo serán solucionados hasta que se asignen los recursos naturales y ambientales de una manera eficiente desde el punto de vista económico. Para esto se debe trabajar, hasta donde las condiciones lo permitan, en la búsqueda de mercados que permitan establecer sistemas de derechos de propiedad eficientes que logren internalizar las externalidades ambientales derivadas de usos inadecuados y de características muy particulares de los recursos naturales y ambientales.

1.8. Las Primeras Dos Leyes de la Termodinámica.

La primera ley de la termodinámica establece que ***la materia y la energía no pueden ser creados ni destruidos***. Esta ley es conocida con el nombre ***de principio de balance de materiale***s e implica que podemos convertir la materia en energía, convertir una forma de energía en otra y convertir la energía en materia[17]. Sin embargo, a un sistema cerrado no se le puede adicionar materia – energía. Sin embargo, la tierra no es completamente un sistema cerrado, un ejemplo de esto puede ser el caso de la energía solar captada en el planeta, o la introducción de material cósmico tales como meteoritos y demás material proveniente del espacio que impacta la superficie terrestre.

Un ejemplo, de alimentación de ese sistema cerrado que representa el planeta es el caso del aprovechamiento de la energía solar por parte de las plantas a través del proceso de fotosíntesis. Alrededor del 1% del total de la energía proveniente del sol es captada por las plantas y es utilizada a través del proceso de fotosíntesis[18]. La principal fuente de energía del mundo es obtenida a partir de la combustión de petróleo, carbón y gas natural formado bajo la superficie del planeta cuya existencia se debe a la formación de fósiles de animales y plantas que existieron en la tierra hace miles de millones de años. Esto es un claro ejemplo de transformación de energía, es decir, los stocks de animales y plantas que poblaron el mundo hace mucho tiempo se fosilizaron para luego dar paso a la formación de materiales con propiedades energéticas que pueden ser utilizadas en la actualidad por el hombre.

La primera ley de la termodinámica tiene dos importantes implicaciones que deben ser consideradas a la hora de trabajar con recursos naturales y ambientales. La primera, ***es que a***

[17] Este fenómeno solo se explica a través de la teoría del big-ban o por ejemplo en el caso del nacimiento de una nueva estrella.
[18] Fotosíntesis es el proceso a través del cual las plantas en presencia de la energía solar transforman el bióxido de carbono y agua en carbohidratos y oxígeno.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

medida que es extraída más materia a través de los procesos de producción, más desechos son generados los cuales obviamente regresan al medio ambiente causando los problemas de contaminación ambiental. Esto debido fundamentalmente a que la materia - energía contenida en estos recursos extraídos no se puede destruir, solo transformar.

La segunda implicación es que la primera ley ***provee un límite a tener en cuenta sobre el grado de sustituibilidad de los recursos.*** Por consiguiente, ***a la hora de hablar de crecimiento económico es muy importante conocer el grado de sustituibilidad existente entre los recursos naturales y ambientales (materia - energía), el capital creado por el hombre y el capital humano.*** Los límites del crecimiento económicos deben estar definidos a partir de la consideración del grado de sustituibilidad entre estos componentes.
La segunda ley de la termodinámica es también conocida como la ***ley de entropía***. ***Bajo un sistema cerrado, el uso de la materia - energía causa un flujo en una vía que va desde recursos con baja entropía hasta recursos con alta entropía***; de un orden a un desorden. Como ejemplo considere el caso del carbón, cuando este es quemado la energía que se guarda dentro de este se realiza.

La mayor implicación de la segunda ley de la ***termodinámica es que la energía no puede ser reciclada en una manera tal que logremos obtener toda la capacidad de la fuente de energía original para ser utilizada de nuevo en un trabajo***.

Esto se debe al hecho de que el uso del recurso a partir de un nivel de entropía bajo debería resultar en una energía que está siendo perdida en forma de desprendimiento de calor. Si la tierra es un sistema cerrado con un stock limitado de recursos energéticos de baja entropía (por ejemplo, combustibles fósiles). Entonces, ***el sistema es no sostenible debido a que la actividad económica inevitablemente degrada los recursos energéticos hasta un punto en el cual no existe ninguna posibilidad de que estos recursos sean útiles en cualquier trabajo***. La ley de la entropía tiene una implicación importante en cuanto a la imposición del límite hasta el cual se puede reciclar la materia y energía.

1.9. Conclusiones.

Como conclusión, podemos decir que la economía y el medio ambiente están relacionadas entre sí de cuatro formas:

1) - El medio ambiente y los recursos naturales proveen de materia prima "materia - energía" a la economía. 2) - El medio ambiente tiene una capacidad asimilativa de parte de los desechos producidos por las actividades del hombre. 3) - El medio ambiente y los recursos naturales proveen a la sociedad servicios de soporte a la vida en el planeta. 4) -
El medio ambiente y los recursos naturales satisfacen la demanda por amenidades ambientales, aspectos espirituales y educacionales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La primera y la segunda ley de la termodinámica gobiernan parcialmente las anteriores interrelaciones, aunque existe un desacuerdo entre los economistas de cuan importante son las dos leyes en términos de sus implicaciones para la actividad económica futura.

A la hora de realizar el análisis económico de políticas y proyectos que pueden impactar la base de recursos naturales y ambientales es importante tomar en consideración los aspectos físicos y de intertemporalidad de los recursos naturales para llegar a alcanzar eficiencia económica y sostenibilidad de los recursos en el tiempo. Existen muchas herramientas provistas por otras ramas de la economía que pueden jugar un papel muy importante dentro del análisis de políticas ambientales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

2

El Medio Ambiente como un Activo Económico.

2.1. Introducción

El enfoque de asignación de valores económicos para los recursos naturales y ambientales que estudiaremos en este capítulo se deriva directamente del enfoque antropocéntrico. Por esto creemos muy importante mencionar los diferentes enfoques de asignación de valores ambientales antes de desarrollar toda la teoría antropocéntrica de asignación de los valores ambientales. Según Kolstad (2000), existen tres corrientes principales o enfoques base de asignación de valores a los recursos naturales y ambientales. El enfoque antropocéntrico, el enfoque conocido como biocentrismo y el enfoque de desarrollo sostenible.

El enfoque antropocéntrico sigue como premisa fundamental el hecho de que los recursos naturales y ambientales deben tener un valor económico debido a que estos son útiles para los individuos. Esto significa que las personas utilizan estos recursos de manera directa o indirecta y a través del tiempo, y debido a esto es que las personas dan valor a tales recursos. Entonces, bajo este enfoque, los únicos recursos naturales y ambientales que tendrían valor para el hombre serían los que deriven bienestar para los individuos a partir de su uso. Esta teoría defendida ampliamente por los utilitaristas supone que los recursos naturales y ambientales generan bienestar a las personas y que debido a esto los individuos pueden asignar valores instrumentales e intrínsecos basados en argumentos espirituales y materiales.

En cambio, el biocentrismo antepone el mundo biológico en toda su expresión como el centro del sistema de valor. Según Nash (1989), este enfoque toma en cuenta diferentes puntos de vista filosóficos acerca de las personas y del medio ambiente. Al respecto, Kolstad (2000) afirma que el biocentrismo se hace una clara distinción entre el valor instrumental y el valor intrínseco. El primero tiene que ver con el valor generado por utilizar un recurso natural o ambiental, es decir, el valor derivado de un recurso cuando este sirve como instrumento para alcanzar algún objetivo útil. Mientras que el valor intrínseco de un recurso no esta relacionado con su grado de utilidad, al contrario, un recurso puede no ser útil pero si puede tener un valor intrínseco. Un ejemplo de esto puede ser el caso de algún tipo de plaga que afecte negativamente a los cultivos agrícolas. El beneficio económico (valor instrumental y valor intrínseco) para la sociedad derivada de la existencia de esta especie bajo el enfoque

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

antropocéntrico sería negativo. Sin embargo, bajo el enfoque biocentrista, esta especie tendría un valor económico positivo (fundamentalmente por que tiene un valor intrínseco) debido a que esta especie ocupa un lugar en la tierra y, por consiguiente, tiene derecho a existir.

Por último, el enfoque de desarrollo sostenible según la Comisión Brundtland (1987) lo define como "aquel desarrollo que satisface las necesidades de las presentes generaciones sin comprometer la habilidad de las futuras para satisfacer sus propias necesidades". Una definición específica para desarrollo sostenible aún no existe. Varios autores han dado definiciones sobre desarrollo sostenible, algunas de estas son:

Bojo, Maler y Unemo (1990), afirman que el desarrollo económico en un área específica (región, nación, en todo el planeta) es sostenible si la reserva total de recursos - capital humano, capital físico reproducible, recursos ambientales, recursos agotables - no decrece con el tiempo. Otra definición provista por estos mismos autores es que si el capital físico o humano puede ser sostenido para un recurso ambiental, entonces dicho recurso puede ser explotado de tal manera que el mismo sea drásticamente reducido si, y sólo si, las inversiones en las reservas de capital humano y físico son tales que la base total de recursos no sea reducida.

Solow (1992), define sostenibilidad como el hecho de asegurar que se ofrezca un nivel de bienestar a las generaciones tanto como el que tienen las generaciones actuales. El resultado clave en este concepto es el hecho de que los bienes de capital (maquinas, computadoras, edificios) hechos por el hombre y su conocimiento son sustitutos de los bienes de capital natural (recursos naturales y ambientales). Un ejemplo de esto es el caso del agotamiento de los recursos energéticos (combustibles fósiles) en el planeta lo cual da origen a la invención tecnológica con miras a reemplazar estos bienes. Al respecto, Barnett y Morse (1963), en su estudio "Un siglo de Explotación de Recursos Naturales" demuestran que con excepción de la madera, los recursos se han vuelto más abundantes. Actualmente, el stock de petróleo producido en el planeta es mayor que el disponible hace 70 años, esto no se debe a que haya más petróleo producto de procesos naturales, si no más bien, esto se debe al hecho de que la tecnología de extracción de petróleo a avanzado a un grado tal que supera el agotamiento del recurso. Este caso es un ejemplo de la definición de Solow que nos enseña básicamente a comprender el problema de asignación de valores a los recursos naturales y ambientales como un problema de escasez relativa.

Después de haber hecho una rápida exposición de los diferentes enfoques de asignación de valores económicos a los recursos naturales, debemos tener claro que no existe un único enfoque de asignación de valores, sino por el contrario, cada uno de estos enfoques tienen ventajas y desventajas, y que en últimas, la aplicación de estos depende en gran parte de juicios de valor originados a partir de las apreciaciones de cada individuo responsable de la asignación del valor a los recursos. A todo lo largo de estos capítulos, estudiaremos toda la teoría de valor expuesta en el enfoque antropocéntrico, revisaremos sus diferentes

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

planteamientos, sus ventajas y desventajas y su viabilidad en términos de aplicaciones a los problemas reales de valoración económica ambiental y de diseño de políticas ambientales.

2.2. El Enfoque Antropocéntrico y el Valor Económico del Medio Ambiente.

En la actualidad, es de todos conocido que recursos naturales como bosques, recursos pesqueros, depósitos de minerales y atributos ambientales como calidad de aire o calidad de agua producen flujos de bienes y servicios muy importantes para las personas. El equilibrio de estos flujos de bienes y servicios puede ser afectado de manera significativa por cualquier proyecto de inversión o por cualquier política que emprenda el Gobierno. Los impactos generados sobre el medio ambiente se traducirían en cambios de bienestar para la sociedad en forma de costos y beneficios económicos.

Por otra parte, el medio ambiente debido a su característica de bien público, los derechos de propiedad común y las externalidades, en la mayoría de los casos no cuentan con precios de mercado que reflejen su verdadero valor. Este hecho trae como consecuencia la generación de ineficiencia económica en el uso de los recursos naturales y ambientales debido a que estos no son asignados a los diversos usos según su verdadero valor. Según Freeman (1993), se han distinguido cuatro clases de flujos de bienes y servicios provistos por los recursos naturales y ambientales[19]:

- Como fuente de materia prima o insumos para la economía. Por ejemplo se puede mencionar los combustibles fósiles, productos maderables, minerales y agua.

- Proveedor de soporte para la vida en la forma de una atmósfera protectora de las radiaciones solares y por medio del régimen climático.

- Proveedor de una amplia variedad de servicios tales como recreación, disfrute de paisajes y vida silvestre entre otros. Adicionalmente, se pueden tener servicios relacionados con el no uso o existencia del recurso.

- Servicios de dispersión, transformación y almacenamiento de los residuos generados por la actividad económica.

Esta distinción, por lo general, es más compleja, debido a que los recursos naturales y ambientales pueden brindar más de un bien o servicio a la vez. Como ejemplo de esta situación se podría mencionar el caso de un bosque, el cual además de proporcionar madera como un bien de mercado, puede cumplir la función de regulador hídrico, asimilador de

[19] Esta es otra clasificación alternativa a la propuesta por Hanley et. al. (1998).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

dióxido de carbono o como hábitat de especies silvestres. Obviamente, estos flujos de bienes y servicios no podrán ser suministrados todos al mismo tiempo y en la misma intensidad debido a la existencia de un trade off entre ellos. Es decir, si se aumenta la tala de árboles maderables se disminuye la cantidad de dióxido de carbono asimilada por el bosque o la capacidad de este para servir como hábitat de un conjunto de especies animales. Al final, la cantidad o calidad del flujo de bien o servicio suministrado a la sociedad dependerá directamente de sus características físicas y biológicas. Debido a todo esto, el sistema de recursos naturales y ambientales se caracteriza por ser escaso, por tener un trade off entre los flujos de bienes y servicios que provee, y por tener un costo de oportunidad por el uso de estos recursos.

Freeman (1993), puntualiza que el valor económico de un sistema de recursos naturales y ambientales considerado como un activo equivale a la sumatoria del valor presente descontado de todos los bienes y servicios que provee. De esto se desprende que cualquier política publica tendiente a incrementar el flujo de un servicio incrementará el valor presente de este.

Por otro lado, también se puede presentar el caso de que una acción o política tenga costos expresados en términos de la disminución del valor presente de otros servicios. Similarmente, los daños causados por la contaminación y otras formas de intervención humana sobre los recursos naturales y ambientales pueden generar reducciones en el valor de los flujos de bienes y servicios provistos a la sociedad. Los beneficios y costos económicos derivados de los cambios en dichos flujos tienen su contraparte en los cambios en el valor de los recursos naturales y ambientales considerado como un activo desde el punto de vista económico.

Siguiendo los fundamentos de la teoría neoclásica del bienestar, se supone que los individuos en una sociedad toman las mejores decisiones en cada situación. El bienestar de los individuos no solamente depende del consumo de bienes y servicios privados y de los producidos por el sector privado y el Gobierno, sino también de cantidades y calidades de flujos de bienes y servicios no mercadeables provistos por el sistema de recursos naturales y ambientales. Por consiguiente, cualquier cambio en la base de recursos naturales y ambientales traerá consigo un cambio en el bienestar de los individuos. Esta será una medida del valor del cambio en el recurso. Este enfoque de valoración económica también incluye la posibilidad de que los individuos asignen un valor a la supervivencia de algunas especies, sin tomar en cuenta el posible uso por parte de otras personas diferentes a ellos si no más bien, basado en motivos de tipo altruistas, éticos y morales. Esta forma de valor económico es comúnmente conocida con el nombre de valor de no uso o valor de existencia totalmente establecida y fundamentada en la teoría de valoración económica ambiental.

La metodología para la valoración económica de los recursos naturales y ambientales se fundamenta en la teoría económica clásica de medición de cambios en precios y cantidades de bienes comprados en mercados convencionales. Aplicando una serie de extensiones a estas

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

metodologías hoy es posible valorar bienes con características de bienes públicos y sin mercado tales como los bienes ambientales. Esta teoría asume que las personas conocen sus preferencias, y que estas preferencias tienen la propiedad de sustituibilidad[20] entre bienes mercadeables y no mercadeables. La sustituibilidad establece una tasa de intercambio (trade off)[21] entre pares de bienes haciendo que esta sea la esencia del concepto económico de valor. La medición del valor basada en la sustituibilidad puede ser representada por medio de la Disponibilidad a Pagar (DAP) o por medio de la Disponibilidad a Aceptar (DAA) definidas en términos de cualquier otro bien que el individuo este dispuesto a sustituir por el bien que esta siendo valorado[22]. Para la estimación del valor económico del medio ambiente, la disponibilidad a pagar marginal es la disponibilidad adicional a pagar de una persona por una unidad más de calidad ambiental. Por otra parte, la disponibilidad a pagar total es la cantidad de dinero que esta dispuesta a pagar una persona por obtener un nivel de consumo específico de calidad ambiental, en vez de no consumir este bien. Lo más común es plantear este pago en términos monetarios y que con esto se evita estimar el valor ambiental a partir del establecimiento de una tasa marginal de sustitución entre el bien ambiental y el resto de bienes de la economía con los cuales se puede producir un intercambio.

En la mayoría de las situaciones uno se encuentra hablando de beneficios, daños, costos ambientales y costos de contaminación de manera intercambiada. Debido a esto es sumamente importante definir cada uno de estos conceptos. Cuando se está hablando de un costo, uno se refiere al efecto negativo en el bienestar de un cambio que ocurre cuando se destinan recursos para el control de la contaminación o el manejo del recurso. Por lo tanto, se podría hablar igualmente de costos de control de contaminación o costos de contaminación. En cambio cuando se quiera hablar de beneficios, daños o costos ambientales se debe tomar como punto de partida el punto inicial a partir del cual se mide el cambio en el estado físico y biológico del recurso natural o ambiental. Los beneficios ambientales son las ganancias asociadas con una mejora en el ambiente mientras que los términos daño ambiental o costo ambiental requiere de la identificación de un estado inicial de limpieza que sirva de referencia para representar el movimiento de este estado hacia uno con mayor contaminación.

Anteriormente hablábamos de que muchos de los problemas relacionados con el manejo de recursos naturales y ambientales tiene que ser evaluados considerando los trade off existentes entre las diferentes variables incluidas en el problema. Como ejemplo, podemos tomar el caso de la tala de un bosque que sirve de hábitat para especies en peligro. Si se disminuye el porcentaje de tala de árboles de este bosque muy seguramente se disminuiría el número de muertes por especie. Los beneficios resultantes de una disminución de la tasa de mortalidad de

[20] En términos económicos sustituibilidad implica la posibilidad de incrementar la cantidad de algún bien de una canasta específica de un individuo si la cantidad de otro bien de esa misma canasta es disminuida, siempre y cuando la utilidad el individuo no empeore a causa del cambio.
[21] El precio monetario de un bien mercadeable es un caso de trade off debido a que el dinero dado para la compra de una unidad de un bien de una canasta de bienes es una proxi de las cantidades de uno o más de los otros bienes de la canasta que tienen que ser reducidos para realizar la compra.
[22] Por lo general, la DAP y DAA son medidas en términos monetarios debido a la utilización del dinero como bien numerario, pero en realidad estas medidas se deben presentar en términos de cualquier otro bien materializado por el individuo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

estas especies tendrían una relación directa con los costos que se tendrían por disminuir la tala de árboles. Al final, la elección sobre el nivel en el cual se mantendrá el trade off entre los dos productos (árboles maderables y especies en peligro) se basará en el valor que asigne el evaluador de la política a cada uno de estos recursos, definiendo de esta manera cual bien se sustituirá. Esto claramente es una manifestación del grado de escasez a que se encuentran sujetos los recursos.

Por consiguiente, un buen diseño y ejecución de una política pública puede incluir ganancias significativas en términos de bienestar económico. Si el objetivo de la política pretende maximizar el valor neto económico asociado con el uso de los recursos naturales y ambientales, el análisis costo - beneficio provee un conjunto de reglas de manejo optimo junto con definiciones y procedimientos de estimación de curvas de costos y beneficios marginales económicos ambientales que permiten evaluar la decisión de ejecución de tales políticas.

También las decisiones de políticas pueden estar relacionadas con aspectos de equidad, efectos intergeneracionales, sostenibilidad de los recursos y aversión al riesgo social. En este caso, además del análisis de eficiencia económica que busca tomar la decisión que maximice el valor económico total, es necesario hacer un análisis en términos sociales para averiguar los impactos de la política en términos de equidad y distribución. En este escrito se presenta un tratamiento al análisis de política desde el punto de vista de eficiencia económica y no se presenta nada sobre los criterios de evaluación social. Para esto último, el lector puede consultar los últimos capítulos del libro del profesor Fontaine (1998).

2.3. Clasificación del Valor Económico de los Bienes Ambientales.

Respecto a la clasificación de los valores de los recursos naturales y ambientales se tienen muchos planteamientos (el lector puede leer como más detalle Freeman, 1993). Este mismo autor sugiere una clasificación de la siguiente manera:

Una clasificación influenciada según las responsabilidades de tipo legal y administrativo de control de la contaminación de cuerpos de agua y del aire y la asignación de responsabilidades en el manejo de recursos como peces, bosques y parques nacionales que clasifica a los recursos naturales y ambientales por tipo de recurso y de ambiente. Otra clasificación tomando en cuenta el receptor del impacto. Los impactos pueden ser directos sobre los humanos[23], impactos sobre los ecosistemas[24] y mecanismos biológicos e impactos sobre sistemas no

[23] Los impactos más comunes son los provocados sobre la salud humana expresados en términos de morbilidad y mortalidad a causa de la contaminación del aire o del agua e afectaciones como olores, visibilidad y estética.
[24] Aquí se incluyen impactos sobre la productividad de los sistemas ecológicos (productividad agrícola, forestería y pesca comercial) e impactos sobre otros ecosistemas (usos recreacionales como caza y pesca recreativa, diversidad y estabilidad ecológica).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

vivientes[25]. Una última clasificación utiliza los canales económicos de valoración, dando lugar a la valoración por medio de mercados indirectos mediante la cual se analiza el cambio en el ingreso de los productores y el cambio y la disponibilidad de los bienes y servicios mercadeables para los consumidores. También por medio de mercados directos, se miden los cambios y la disponibilidad de bienes que no poseen mercado.

Hablando específicamente de una clasificación de los valores económicos de los recursos naturales y ambientales podemos utilizar la clasificación presentada en Hueth et al. (2000), la cual presenta la siguiente clasificación de valores.

2.3.1. Valores Sociales y Valores Privados

Los métodos convencionales de estimación del valor de bienes privados, como los ofrecidos en cualquier mercado fracasan en la estimación del valor económico total de bienes caracterizados por proveer flujos de bienes y servicios de naturaleza no mercadeable. Debido a lo anterior, los economistas han desarrollado una serie de metodologías para valorar bienes de naturaleza no mercadeable que traten de calcular los valores que pueden tener ciertos bienes y que no pueden ser medidos en los mercados convencionales. Estos métodos se dividen en dos enfoques llamados directos e indirectos. Antes de revisar estos enfoques primero se define de manera adecuada que es la valoración económica de tierras y luego cuales son los tipos de valores que se deben considerar a la hora de realizar estudios de este tipo.

La valoración económica de bienes es indispensable en situaciones de asignación de usos eficientes de recursos que pueden proveer combinaciones de flujos de bienes y servicios que generan valores mercadeables y no mercadeable. Un estudio de valoración económica que haga una clasificación de los flujos de servicios provistos por un recurso, asigne valores según la naturaleza de los flujos de servicios y luego se dedique a estimar el valor económico total de estos a partir de metodologías especiales, resulta de suma importancia para la estimación del verdadero valor del recurso. La inclusión únicamente de valores mercadeables en el proceso de valoración puede traer consigo una subestimación significativa del valor económico total de un recurso en situaciones en que los valores de naturaleza no mercadeables son un importante componente del valor económico total del recurso. Si se toman decisiones de uso de los recursos solamente con base en la estimación de valores de mercado, las consecuencias de asignación eficiente de uso para los recursos puede terminar en serios problemas como la degradación del recurso y su no sostenibilidad en el tiempo. Los usos no eficientes para los recursos acarrean consigo mayores costos económicos sociales, que provocan perdidas en el bienestar mayores para las futuras generaciones.

[25] Se incluyen daños a materiales, suelo, costos de producción y afectaciones atmosféricas y clima.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

2.3.2. Clasificación de los Tipos de Valores.

Los economistas usan un número determinado de sistemas para clasificar flujos de bienes y servicios y sus valores. Los flujos de bienes y servicios están clasificados sobre la base de la naturaleza del receptor, si existe o no un mercado para el flujo, si se visita o no la tierra con el objeto de recibir algún beneficio de esta, o si los impactos sobre las personas son directos o indirectos. Los valores estimados son el resultado de la revelación o el establecimiento de las preferencias de los individuos por los bienes valorados. Una vez estimados estos valores, el proceso de política de asignación de uso para desarrollo de recursos naturales que proveen beneficios de naturaleza no mercadeable puede ser más fácil de ejecutar.

2.3.2.1. Naturaleza del Receptor.

Para la tierra de propiedad privada los economistas distinguen entre valores privados y valores sociales. Los valores privados son aquellos valores de flujos de bienes y servicios que son percibidos por el propietario de la tierra. Ejemplos de estos incluyen ingresos de rentas, beneficios de la producción agrícola o de la venta de madera o valores menos tangibles como el orgullo de la propiedad o simplemente los beneficios que se derivan del tiempo de ocio. Los valores sociales incluyen los valores privados que el propietario recibe como resultado de las decisiones sobre el uso de la tierra y también incluyen los valores que otros reciben como resultado de las decisiones del propietario. Esto es, los valores privados son parte de los valores sociales, pero el valor social de la tierra puede ser mayor o menor dependiendo de cómo las otras personas son afectadas por las decisiones sobre el uso de la tierra. Estos impactos no intencionales sobre los otros miembros de la sociedad por parte del propietario son llamados externalidades. Ejemplos de estas incluyen cambios en la visibilidad para los transeúntes, reducciones en la biodiversidad de la propiedad y variaciones en el flujo de los ríos o en la calidad del aire que resulta en impactos sobre la salud de las otras personas.

Varios de los flujos de bienes y servicios que tienen estas características se denominan bienes públicos. Un bien público no puede ser apropiado, pero la característica fundamental de un bien público es la no-rivalidad. Un bien es no-rival si una persona puede consumirlo sin que se disminuya la cantidad disponible para los otros. La mayoría de los atributos ambientales, particularmente aquellos asociados con espacios abiertos, tienen esta característica.

La economía muestra que el mercado privado siempre va a subvalorar un bien público. Los propietarios privados no tienen incentivos para proveer el monto socialmente eficiente de paisaje y espacio abierto en su propiedad. Esto implica que el valor de mercado de las Sierras será menor que el valor social en la medida en que estas puedan

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

proveer flujos de servicios ambientales que tienen las características de un bien público. Los propietarios privados no intentarán realizar la mezcla de bienes de mercado y ambientales, ya que ellos no son maximizadores del beneficio social. Los propietarios pueden decidir construir un edificio alto en su propiedad para maximizar sus ingresos. Aquellos que vivan en este edificio continuarán teniendo la vista hacia las Sierras, pero a muchos otros les será negada la posibilidad de este paisaje, por lo que estos valores se perderán. De esta manera, las restricciones sobre las opciones de desarrollo, como la altura y la densidad de las construcciones, son justificadas para incrementar los beneficios sociales de la opción de desarrollo.

2.3.2.2. Valores de Mercado y No Mercado.

Los bienes mercadeables pueden ser comprados y vendidos a un precio anunciado, mientras que los mercados no existen para los bienes no mercadeables como el aire puro y aquellos bienes que no tienen precio. En general, no existen mercados para los efectos de la externalidad discutidos arriba. Estos efectos pueden ser positivos o negativos. Existen bienes públicos y males públicos. Ejemplos de valores de no mercado positivos incluyen los valores de todas las formas de atributos ambientales y mejoras en la calidad del aire, agua y suelos. Valores de no mercado negativos surgen de pérdidas y daños impuestos por los individuos, o las firmas. Las reducciones en estos daños como la reducción en la mortalidad o de las enfermedades son tratadas como beneficios en los estudios de valoración económica.

2.3.2.3. Valores de Uso y No Uso.

Los valores de no mercado son frecuentemente subdivididos en valores de uso y de no uso. Los valores de uso requieren que la persona visite por lo menos la proximidad del sitio del recurso para obtener beneficio. Ejemplos de valores de uso no mercadeables de flujos de servicios que provee la tierra son la recreación, caminatas y montañismo, disfrute del paisaje y de las caminatas ecológicas para observar la biodiversidad.

Las dos clases de valores de no uso más comúnmente citadas son el valor de existencia y el valor de opción. Los valores de existencia surgen de motivaciones para dejar herencias a las futuras generaciones, de legar experiencias y del valor intrínseco del recurso o sitio. El valor de opción es la disponibilidad a pagar por preservar la opción de visitar el sitio en algún momento en el futuro. Para que los valores de opción existan debe existir alguna probabilidad positiva de que el sitio deje de existir en el futuro. Esto es, el valor opción surge por la incertidumbre acerca de la disponibilidad futura del activo natural.

También es posible que algunas decisiones sobre uso de recursos naturales y ambientales puedan ser irreversibles. Por ejemplo, si un área representa un hábitat único para una

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

especie de vida silvestre en extinción habría una pérdida en valor si se desarrolla este ecosistema, o también, si en está área se encuentran especies de vegetación únicas el desarrollo de esta área traería consigo la pérdida de valores de existencia. Por consiguiente, pueden presentarse situaciones en las que el desarrollo de un área traiga consigo consecuencias irreversibles. Adicional a esto, existe incertidumbre acerca de los valores de estos recursos y del tiempo necesario para resolver esta incertidumbre. Esto es llamado valor de cuasi opción y esta asociado con la decisión de conservación, Freeman (1993, pp. 264-265) Este es esencialmente el valor de la información producida en el tiempo.

Algunos recursos naturales y ambientales bajo un escenario pueden producir tanto valores de uso como de no uso. Por ejemplo, miembros de la sociedad deben estar dispuestos a pagar por la existencia de una especie biológica en particular además de la oportunidad de verla. La gente debe estar dispuesta a pagar por ver una especie única y pagar también para asegurar su preservación para que las futuras generaciones lo puedan disfrutar. Estos valores son aditivos en cualquier estudio de valoración de recursos naturales y ambientales. El valor social de un recurso de esta naturaleza, bajo un uso particular, sería equivalente a la sumatoria de todos los valores generados por los flujos de bienes y servicios de uso y de no uso que resultan de asignar el recurso a ese uso.

2.3.2.4. Valores Directos e Indirectos.

Los valores no mercado también están categorizados como directos e indirectos. Como ejemplos de flujos de bienes y servicios que son directos se pueden citar los olores, la visibilidad y la morbilidad. Los efectos indirectos incluyen efectos sobre los valores de la propiedad y las funciones del ecosistema, que en su turno afectan las pesquerías, la silvicultura y la productividad agrícola debido a la afectación de factores tales como el tiempo y el clima.

2.4. Medición del Valor Económico de los Bienes Ambientales.

La mayoría de los bienes que consumen los individuos son bienes de mercado. Al referirnos al término bienes de mercado, estamos haciendo alusión a aquellos bienes que pueden ser demandados y ofrecidos libremente en un mercado convencional. Es decir, para estos bienes se puede saber cuales son las cantidades demandadas por los individuos y sus respectivos

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

precios. Los economistas construyen funciones de demanda[26] para los bienes que consumen los individuos con la finalidad de poder estimar su valor económico. Para llegar a tener una estimación adecuada, los economistas recurren básicamente a dos herramientas. La primera es la teoría económica, por medio de la cual se establecen los argumentos que se deben incluir en una función de demanda. La segunda es la econometría, herramienta que proporciona la manera de representar la demanda en una ecuación estimada a partir de la evidencia empírica.

Después de estimada la función de demanda por un bien, el siguiente paso es construir el mercado para el bien por medio de la adición de una función de oferta. La intersección entre estas curvas daría lugar a la definición de unas cantidades y unos precios de equilibrio que ayudarían a delimitar las áreas correspondientes a las medidas de bienestar económico de la sociedad, tales como, el excedente del consumidor y el excedente del productor. Estas son medidas indispensables para el cálculo de los impactos generados sobre el bienestar social a partir de cambios en los precios o en las cantidades del bien. Al final, los resultados obtenidos a partir de este procedimiento sirven como evidencia que ayude a facilitar el diseño, análisis y evaluación de políticas que buscan un cambio en el bienestar en la dirección deseada.

Hasta este punto, lo único indispensable para realizar este procedimiento y encontrar resultados es la existencia de información sobre cantidades demandadas y ofrecidas de un bien, así como los respectivos rangos de precios entre los cuales se realizan las transacciones. Sin embargo, no todos los bienes que consume la sociedad tienen mercados explícitos. Existen bienes que no cuentan con un mercado convencional donde se pueda transar libremente. Sin embargo, la ausencia de un mercado no implica que bienes de este tipo sean de vital importancia para la sociedad en términos de la generación de bienestar económico. Esta clase de bienes también son bienes económicos: Un bien económico puede definirse como un bien que en algún momento puede ser escaso para la sociedad.

La siguiente pregunta que surge es, ¿cómo poder estimar el valor de un bien económico que no cuenta con un mercado convencional donde se permita obtener información para valorar estos bienes? Los economistas han recurrido a la modificación de los métodos convencionales de estimación de curvas de demanda, y, sobre todo, han tratado de ingeniarse nuevos métodos de recolección de datos ya sea a partir de la simulación de mercados o por medio del establecimiento de relaciones entre los bienes sin mercado con bienes que si pueden ser mercadeables para tratar de encontrar el valor económico de los primeros.

Los inicios de la metodología de medición del valor económico derivados de cambios en la calidad ambiental, así como la totalidad de la teoría de valoración económica del medio ambiente se basa en la "Economía del Bienestar", recurriendo sobre todo a las medidas de

[26] Cuando hablamos de una medida de bienestar individual hablamos de funciones de demandas individuales. Sin embargo, también pueden existir funciones de demanda agregada. Una curva de demanda agregada es la sumatoria de una cantidad de curvas de demandas individuales. Es así, entonces, como podemos estimar una curva de demanda por un bien y/o servicio ambiental, para luego hacer una agregación con la finalidad de estimar los impactos en bienestar social derivados de un cambio en el bien y/o servicio ambiental.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

cambios en el bienestar ocurridos por cambio e n la calidad de recursos naturales. Para evaluar cambios en el bienestar ocurridos por políticas publicas o medidas de impuestos en insumos de producción se parte de los cambios experimentados en el excedente del productor debido a estas medidas. Just, Hueth y Schmitz (1979), desarrollaron una metodología rigurosa para medir los cambios en el bienestar provocados por una distorsión de precios en mercados de factores de producción. Su análisis se expande y generaliza sobre el trabajo de Anderson (1974). En e ste contexto, este artículo examinó el bienestar del clásico triángulo entre la oferta y la demanda, así como también la posibilidad de medición de los efectos directos e indirectos de una intervención. Freeman, y Harrington (1990), desarrollaron un método análogo para las medidas en el bienestar de cambios en algunos parámetros que entran en las funciones de producción de las firmas como la calidad del medio ambiente "*q*". Este parámetro puede ser interpretado como una medida de desarrollo cualitativo o la calidad de un recurso que participa como un insumo en la producción. Alternativamente, esto podría ser una medida de innovación o cambio tecnológico.

Finalmente, los cambios podrían reflejar las regulaciones gubernamentales, como cuando una agencia de medio ambiente ubica restricciones sobre tecnologías admisibles para proteger la calidad del medio ambiente. Cualquier interpretación de un incremento en la variable "*q*" es asumida aproximadamente como un aumento en el producto dada una combinación de insumos. Freeman (1993), muestra el mismo modelo "calidad ambiental como un factor y/o insumo en la producción" pero con aplicaciones practicas. Muchas de las discusiones sobre los cambios en el bienestar han sido enfocadas sobre los efectos en el bienestar producto del cambio en los precios de los bienes que las personas consumen. Para poder establecer estas comparaciones es necesario tener claras las definiciones y los tipos de mediciones existentes para medir cambios en el bienestar ante cambios cualitativo s o cuantitativos en los flujos de bienes y servicios ambientales y de recursos naturales.

Una premisa muy importante a seguir es que cualquier cambio en el nivel de calidad ambiental puede afectar el bienestar de los individuos a través de cualquiera de las siguientes vías:

- Cambios en los precios en los mercados de los bienes.
- Cambios en los precios en los mercados de factores.
- Cambios en las cantidades o calidades de los bienes no mercadeables.
- Cambios en el nivel de riesgo que enfrentan los individuos.

La valoración de los efectos ambientales depende en parte del tipo de valor que asignemos con anterioridad al bien y/o recurso ambiental. Por lo general, la literatura sobre economía ambiental ha propuesto tres conceptos básicos sobre valor[27]:

[27] Esta es una clasificación similar y alterna a la presentada en la anterior sección.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

1. ***Valor de Uso***
2. ***Valor de Opción***
3. ***Valor de Existencia***

Freeman (1993), define el Valor de Uso como el valor determinado por la disponibilidad a pagar que ofrecen los individuos por usar actualmente el medio ambiente. En cambio, el Valor de Opción lo define como el valor representado por la disponibilidad a pagar de los individuos por utilizar el medio ambiente en el futuro, siempre y cuando no lo utilicen hoy. Por ultimo, el valor de existencia lo define como el valor representado por la disponibilidad a pagar de los no usuarios por la preservación del ambiente. En este caso, la decisión de pago de los no usuarios no está relacionada con el valor de uso actual o futuro del ambiente y solamente están influidos por motivos altruistas. La aplicación de los conceptos anteriores debe tratarse con mucho cuidado ya que para el caso en que el medio ambiente cumple directamente múltiples funciones, se pueden cometer errores al sumar estos tres valores.

Mediante un ejemplo se puede ilustrar mejor estos conceptos. Supongamos una relación existente entre un bosque y un embalse de agua de una planta de generación de energía eléctrica. La planta hidroeléctrica puede asignar un valor de uso al bosque por el hecho de que el bosque contribuye a retener los sedimentos que se depositan en el embalse. Siempre y cuando no se afecte esta situación, la empresa también estará dispuesta a pagar una cierta cantidad adicional para mantener el bosque, y por lo tanto, seguir recibiendo en el futuro los beneficios de retención de sedimentos. Por otra parte, el valor de existencia estaría representado por la disponibilidad a pagar de los no usuarios, es decir, el pago de las personas que no conocen el bosque, que no lo utilizan actualmente ni en el futuro, pero que por motivos de tipo altruista pueden y quieren pagar una *X* cantidad de dinero por que el bosque exista. Por consiguiente, el valor total del bosque es la sumatoria de estos tres valores.

En estos casos, ***Weiss (1994) recomienda valorar solamente las funciones del ambiente compatibles con los intereses del hombre, para así poder obtener el valor total[28] del bien y/o recurso ambiental.*** De lo anterior se concluye que cuando se quiera valorar el daño ambiental provocado por un proyecto o política, entonces se hará con respecto a la pérdida del valor de uso, valor de opción y valor de existencia del bien y/o recurso ambiental. En la gráfica 2.1, presentada en la sección 2.5, la pérdida del valor de uso asociado con el daño ambiental puede ser vista a partir del beneficio no percibido, correspondiente al costo marginal de contaminación, o por el lado de costos de mitigación de los daños ambientales, correspondiente al costo marginal de descontaminación. La distancia OT paralela al punto E, representa el precio sombra del bien y/o factor ambiental, el cual es derivado a partir de la función de demanda que representa la disponibilidad a pagar por el bien ambiental, manteniendo fija la oferta, la cual representa el costo marginal de proveer ese bien.

[28] Freeman III (1993), define el valor total de un bien y/o recurso ambiental como la sumatoria del valor de uso (dividido a la vez en valor de uso directo e indirecto), mas el valor de no uso o valor de existencia.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

De los tres conceptos de valor expuestos anteriormente, el valor qué menos inconvenientes tiene en cuanto a su estimación es el valor de uso. En cambio, el valor de opción y el valor de existencia serán más difíciles de estimar debido a la enorme complejidad de la situación de valoración planteada para cada uno de los casos de valoración del ambiente afectado por el proyecto. El tratar de estimar el valor del bien y/o recurso ambiental para cada una de las alternativas de valor (uso, opción y existencia) planteadas puede volver sumamente complejo el proceso de valoración. Los economistas ambientales por lo general, han coincidido en recomendar el Método de Valoración Contingente[29], como el método más recomendable de valoración de los impactos sobre el ambiente debido básicamente a que este método permite estimar el valor total del bien y/o recurso ambiental a partir de la disponibilidad a pagar de los individuos por el bien ambiental. Aunque el valor de no uso no sea conocido, podrá deducirse, puesto que puede conocerse el valor de uso.

En los casos que el método de valoración contingente no tenga éxitos en la estimación se pueden recomendar otras alternativas de estimación. Un enfoque alternativo es el enfoque por medio de métodos indirectos de valoración[30], mediante los cuales se estima el valor del bien y/o recurso ambiental a partir de observaciones sobre el comportamiento de los individuos en mercados de bienes relacionados con los bienes y/o recursos ambientales. Sin embargo, este método no es del todo efectivo, ya que para el caso de valoración de bienes y/o recursos ambientales en mercados poco desarrollados, las estimaciones del valor del recurso pueden ser subestimadas.

La elección de las alternativas de valoración dependerá de las consecuencias de la inversión del proyecto. Por ejemplo, si el proyecto realiza gastos de mitigación, el enfoque de costos sería apropiado para la valoración económica de los impactos ambientales. Para este caso los costos de mitigación de los impactos ambientales, siempre que estos sean efectivos en su objetivo, representarán una buena medida del daño ambiental causado por el proyecto, ya que con la internalización de este costo al proyecto se soluciona la externalidad negativa provocada al medio ambiente. Por otra parte, si no existe garantía de ejecución de los costos de mitigación de impactos ambientales[31], se hace necesario estimar el daño ambiental incluyendo este costo como un costo externo del proyecto.

También puede presentarse un caso intermedio, es decir, que los costos de mitigación por los impactos sean ejecutados pero que estos no logren el objetivo de mitigar totalmente el daño

[29] El Método de Valoración Contingente, es un método en el que a través de entrevistas personales se conoce el valor que los individuos pueden asignar a un bien y/o servicio ambiental.

[30] El enfoque de valoración indirecta de bienes y/o recursos ambientales incluye los métodos de costo de viaje, método de precios hedónicos y el método de la función de producción de hogares. Para una profundización de estos métodos consultar Freeman (1993) y Braden y Kolstad (1992) mencionados en las referencias bibliográficas.

[31] EL impacto ambiental es medido a través de un análisis de impacto ambiental (AIA), un AIA consiste en la identificación y estudio de todas las repercusiones ambientales significativas que se generan a partir de una actividad. Estas se concentran en los impactos que se espera surjan a partir de una decisión propuesta, Field (1997).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

causado. Bajo esta situación la afectación al medio ambiente será valorada como la sumatoria del gasto de mitigación más la valoración económica de los daños ambientales residuales causados por el proyecto. La literatura sobre evaluación de proyectos ambientales ha propuesto el enfoque de costos como una alternativa de valoración económica de los impactos ambientales causados por las actividades de construcción y operación de proyectos.

Este enfoque retoma el concepto de "desarrollo sostenible"[32], tomando como punto de partida la idea que cuando un proyecto o un conjunto de proyectos de un programa o política genere impactos negativos sobre el stock de capital natural de la economía, será necesaria la implementación de un proyecto o proyectos que tengan como objetivo minimizar los impactos negativos causados al ambiente, logrando con esto una recuperación del stock de capital natural. Según Hanley (1993), este tipo de proyectos que minimizan los daños ambientales son denominados proyectos de compensación o proyectos sombra.

El proyecto sombra, en principio será eficiente cuando el producto de las actividades de mitigación y minimización de los daños ambientales genere beneficios en términos del stock de capital natural. Esto no necesariamente implicará un decremento en los niveles de ingreso efectivo del proyecto. Los beneficios o el premio de la acción de mitigación de los daños ambientales estará expresado en términos de la sostenibilidad del stock de capital natural de la economía[33].

En la práctica pueden surgir problemas en la aplicación de este enfoque debido a que en la mayoría de las situaciones las decisiones relacionadas con proyectos son tomadas secuencialmente y no simultáneamente. Esto implica que en el caso de programas que incluyan varios proyectos pueden presentarse conflictos en la asignación del proyecto de compensación correspondiente. Una solución para este problema es ejecutar el (los) proyecto (s) en etapas, asegurando de esta manera un enfoque de evaluación que permita un registro detallado de los costos del proyecto de compensación.

Finalmente, cualquier aplicación del enfoque de sostenibilidad deberá requerir la definición de mantenimiento del stock de capital natural medido detalladamente dependiendo del tipo de bien y/o recurso ambiental y del nivel de daño provocado sobre este.

Hanley (1993), se refiere a otro enfoque de estimación alternativo al enfoque de costos, conocido en la literatura con el enfoque del "Gobierno Benefactor". De una manera sencilla este enfoque plantea que todas las regulaciones ambientales siempre deben hacerse cumplir y que por lo tanto serán necesarios gastos de tipo preventivo ya sea asumidos por el proyecto propiamente o por otros. Los costos preventivos se podrán incluir como una parte de los

[32] Pearce et al (1990), define desarrollo sostenible como una política que tiene como objetivo mantener el stock de capital natural de la economía hasta el punto en que el mantenimiento intacto del capital natural llegue a ser una restricción sobre la selección de la inversión.
[33] Pearce et al (1990), argumenta que un proyecto sombra (proyecto de compensación) implica una pérdida neta en ingreso a partir de un incremento marginal en la restricción del capital natural, es decir, la sostenibilidad del recurso natural.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

costos del proyecto, siempre que el proyecto asuma estos costos. Este enfoque resulta compatible con la idea de que todo proyecto al ser evaluado ex - ante, incluya un programa de actividades que haga que los impactos causados al medio ambiente sean mínimos, asegurando por medio de esta vía el no - agotamiento del stock de capital natural.

Este enfoque se diferencia de la solución del "proyecto de compensación (proyecto sombra)" en que este no necesita realmente de un único proyecto para mitigar los daños ambientales ocasionados por un conjunto de proyectos. Dicho enfoque sólo relaciona los costos de mitigar el daño ambiental ocasionado por el proyecto que lo causa. Otra diferencia es que el enfoque de costos por lo general solo incluye estimaciones sobre los costos de ingeniería necesarios para mitigar los daños ambientales. Sin embargo, pueden presentarse el caso de que alguna actividad de prevención requiera del cambio en el uso de los recursos. Ante esta situación, debe hacer una estimación económica adicional a los costos de ingeniería. Como debilidad del enfoque de costos preventivos se puede mencionar el inminente peligro de sobrestimar los gastos preventivos. Esto suele ocurrir en el caso de que un conjunto de proyectos de un mismo programa decidan minimizar sus propios impactos por separado. El tratamiento de este tipo de situaciones debe hacerse ejecutando un programa de minimización de impactos del programa como un todo, tomando muy en cuenta las economías de escala en cada proyecto del programa. Los costos del proyecto sombra deberán asignarse dependiendo de la contribución de cada proyecto al daño total ambiental causado.

El enfoque de costos de prevención tiene muchas ventajas en términos operacionales. Sin embargo, en términos de la estimación de los verdaderos beneficios producto de la prevención del daño ambiental este enfoque es insuficiente. Una posible solución bajo este enfoque, sería dejar que el supuesto de "Gobierno Benefactor" sea expandido hasta que todos los beneficios sean alcanzados por otros proyectos y el efecto de un proyecto individual sea visto en términos del ahorro en costos de los otros proyectos. Esto en la realidad es muy difícil que se cumpla debido a que los proyectos ofrecen diferentes soluciones (diferentes costos de mitigación) a la externalidades negativas generadas al ambiente. También hay que tener en cuenta que un proyecto puede en algún momento generar impactos ambientales positivos, en este caso, lo más conveniente es utilizar el enfoque del lado de la producción. Es decir, tratar de calcular el valor de uso del recurso en términos de incremento en los niveles de producción a partir de una mejora en el medio ambiente. Este enfoque será aplicable siempre y cuando no existan restricciones de tiempo y de datos[34].

La información necesaria para este tipo de evaluaciones debe ser diversa y representativa de las múltiples funciones del medio ambiente afectado por el proyecto. Retomando algo de las secciones anteriores, el daño o impacto negativo provocado sobre el medio ambiente puede evaluarse en términos de las pérdidas en el valor total (valor de uso, opción y existencia) del

[34] Este aspecto de evaluación da cabida a la utilización del enfoque indirecto de evaluación conocido como "Método de Aproximación por medio de la Función de Daño".

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

bien y/o recurso ambiental. Por el contrario, si lo que el proyecto genera es un impacto ambiental positivo, éste debe evaluarse a partir de las manifestaciones explícitas de mejora en el bien y/o recurso ambiental. Los daños y las mejoras en el ambiente se manifestarán de diferentes maneras dependiendo del tipo de recurso y de la manera en que los individuos lo utilicen. Por consiguiente, es necesario clasificar las diversas funciones del medio ambiente para luego hacer una buena recopilación de datos y posteriormente asignar el método de valoración económica de impactos más adecuado. Los tipos de funciones que puede cumplir el medio ambiente se pueden clasificar en:

- Funciones Mercadeables.
- Funciones Comerciables.
- Funciones No Mercadeables.

Estas funciones son demandas agregadas por medio ambiente bajo diferentes tipos de uso. Estas demandas son difíciles de estimar si tomamos en cuentan que estas provienen de demandas individuales y las demandas individuales son afectadas directamente por la información que tengan las personas acerca de ese producto. Una persona no estaría dispuesta a pagar por un bien ambiental, por ejemplo, si ignora su propia existencia. El área por debajo de esta curva de demanda y por encima del precio puede representar el valor que las personas asignan a este bien. Esto también puede ser llamado beneficio derivado del consumo del bien ambiental.

Por medio de las funciones mercadeables se expresan los impactos ambientales en cantidades físicas y bienes que pueden ser mercadeables a un precio determinado, donde el precio de estos bienes se utiliza como una aproximación del valor económico del bien en los mercados locales. Las funciones comerciables, por su parte, permiten expresar los efectos ambientales en bienes que pueden ser mantenidos en mercados internacionales a un determinado precio. Este precio puede servir como una medida de valor económico del bien a nivel internacional. Por último, las funciones no mercadeables asignan un valor económico a los impactos ambientales, no por medio de los mercados convencionales, sino por medio de la construcción de mercados hipotéticos para los bienes y/o recursos ambientales (métodos de valoración directa), o infiriendo su valor a partir del comportamiento de los individuos en mercados de bienes relacionados con el bien ambiental (métodos de valoración indirecta).

Otro concepto muy importante dentro de los procesos de evaluación de políticas ambientales es el factor de descuento o tasa de descuento, utilizado sobre todo cuento se calcula el beneficio neto de las políticas ambientales. El valor de la tasa de descuento es una variable muy sensible que puede cambiar por completo los resultados finales (ganancias o pérdidas netas económicas) del análisis costo - beneficio. Markandya y Pearce (1990) afirman al

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

respecto, que es una equivocación utilizar tasas de descuento bajas en los proyectos[35]. Debido a que estas traerían consigo valores presentes netos de inversión mayores. Esto implica, en términos de comportamiento de inversión, una tendencia a invertir más en el presente que en el futuro. La principal consecuencia de este incremento en la inversión sería una mayor demanda por todos los recursos naturales y ambientales[36]. Por el contrario, tasas de descuento altas traerían como consecuencia valores presentes netos bajos, es decir, retornos de inversión bajos en el presente. En términos del comportamiento de los inversionistas, esto se expresaría como una disminución en los montos de inversiones en el presente y por consiguiente, una menor demanda de recursos naturales y ambientales.

Otro problema que puede presentarse es el de descontar los proyectos a altas tasas, bajo el supuesto de que cuando un proyecto tiene mayores riesgos de daño ambiental, la tasa de descuento a utilizar debe ser mucho mayor como premio al riesgo de daño ambiental[37]. Este también es un enfoque errado que conduciría a valores presentes netos bajos y por consiguiente traería niveles de inversión adicionales que generarían impactos ambientales adicionales. Este efecto se ve incrementado si el nivel de gasto de inversión es sensible a la tasa de descuento. Es decir, ante una elasticidad "tasa de descuento - nivel de gasto de inversión" elástica, un pequeño cambio en la tasa de descuento implicaría un gran cambio en los volúmenes de inversión que implicarían agotamientos adicionales en la base de recursos naturales y por consiguiente impactos ambientales significativos. Un enfoque alternativo ante esta problemática es el de asumir el criterio de sostenibilidad, en el que los nuevos proyectos incluyan proyectos de compensación que tengan como objetivo recuperar el stock de capital natural afectado por el proyecto. Los costos totales del proyecto de compensación deben ser incluidos en los costos del proyecto original, para luego, en el flujo neto de caja (beneficios menos costos) ser descontados a la tasa representativa del costo de oportunidad del capital. Normalmente, en Colombia la tasa de descuento está entre el 10 % y el 12 %, según disposiciones del Banco Interamericano de Desarrollo (BID).

También debe tomarse en cuenta que a la hora de realizar la valoración económica de daños ambientales, es importante considerar las múltiples funciones del medio ambiente como proveedor de bienes y servicios a los individuos. También se debe definir el valor del recurso ambiental ya sea como un bien intermedio o como un bien final. El procedimiento de valoración de este tipo de impacto debe incluir:

i- Comprensión de las funciones de la base de recursos naturales y las funciones ecológicas básicas en un sistema ambiental dado y la forma como interactúa con cada una de las otras.

[35]Estos autores consideran tasas de descuento bajas como aquellas que están por debajo de la tasa que refleja el costo de oportunidad del capital, aproximadamente del 10%.

[36] Los partidarios de esta afirmación, se basan en la existencia de una tendencia creciente de los costos ambientales hacia el futuro.

[37] El principio de aumentar la tasa de descuento como un premio ante mayores niveles de riesgo de una inversión parte del supuesto que la incertidumbre acerca de los retornos de la inversión crezca exponencialmente. Markandya y Pearce (1990), afirman que esto no ocurre para el caso de los costos ambientales de un proyecto. Por consiguiente, una tasa de descuento mayor traería consigo un valor presente neto bajo y por consiguiente mayores impactos ambientales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ii- La valoración de cada una de las funciones del ambiente, con el objetivo de obtener datos sobre los impactos en términos ecológicos y económicos que ayuden a determinar en orden de magnitud la importancia de cada una de las funciones.

iii- Usar las valoraciones para determinar e indicar el intercambio que podría darse a partir de la degradación del recurso alrededor del tiempo.

Una vez realizada la valoración de los impactos ambientales, lo siguiente, es utilizar estos resultados en el análisis de la situación de manejo de los recursos naturales. En este análisis deben incluirse aspectos como:

1- Entendimiento de las implicaciones de la degradación del ambiente sobre sistemas de recursos naturales críticos y sus diferentes funciones.

2- Comprensión de las implicaciones de elecciones irreversibles con consideraciones sobre las pérdidas potenciales de las funciones ambientales.

3- Incorporación del análisis de los impactos ambientales en la evaluación de proyectos, así como también en los programas y actividades sectoriales.

4- Desarrollo de un sistema nacional de cuentas ambientales.

5- Incorporación del análisis de los impactos ambientales en los procesos de planeamiento económico a través de la integración del manejo sostenible de los recursos naturales en los procesos de diseños de políticas.

Por otra parte, cada una de las funciones del medio ambiente necesita su propia demanda de datos. Por esta razón es de suma importancia que los datos recolectados representen la gran variedad de funciones que puede cumplir el medio ambiente.

Barbier (1994), menciona que toda base de datos ambientales debe cumplir con los siguientes requerimientos:

Una estimación que sea lo más exacta posible del stock de recursos físicos y las capacidades asimilativas, incluyendo tasas de agotamiento y de adición de los recursos. También es importante incluir la composición de los sistemas de recursos y la caracterización de sus diferentes funciones[38].

[38] Se debe incluir datos que representen la capacidad asimilativa de desechos, los stocks de contaminación y las tasas de descargas, las funciones productivas, funciones de protección y aspectos socioculturales relevantes.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La base de datos debe ser flexible. Esto se debe a que los datos por lo general son recolectados por diferentes instituciones al nivel de municipios, zonas o regiones, tomando en cuenta la ubicación geográfica del impacto. A su vez, el éxito de obtener una buena base de datos depende en principio de una clasificación cuidadosa de los bienes y/o recursos naturales. Este autor también propone una metodología interesante en la cual clasifica los recursos naturales en recursos no renovables, recursos renovables/no renovables, recursos renovables, capacidades asimilativas de desechos y sistemas de recursos naturales importantes. Una vez definido el tipo de recurso, lo importante es definir el tamaño del stock del recurso, el nivel de agotamiento y de adición a la base de recursos naturales. No obstante, lo ideal para la valoración económica del medio ambiente es valorar cada una de las funciones de este en términos biofísicos para luego trasladarla a términos económicos.

También es necesario que en las bases de datos se incluya información sobre los costos[39] en que incurre la sociedad al experimentarse una pérdida en las funciones que cumple el medio ambiente. Antes de definir esto primero veamos que es un costo. Según Field (1997), absolutamente todos los bienes y servicios de una economía no pueden producirse de la nada; éstos requieren de un gasto de recursos productivo, o insumos, en el proceso. Cuanto más se desee tener algo, más recursos habrá que utilizar para su producción. Esto también sucede para el caso de la producción de bienes y servicios ambientales. Cuando mejoramos el agua de un río a través de una planta de tratamiento, estamos produciendo calidad ambiental, específicamente calidad de agua. La producción de la calidad ambiental necesita de la inversión de unos recursos que tienen un costo de oportunidad. El costo de oportunidad de producir un bien ambiental es el máximo valor de otros productos que hubieran podido generarse si no se hubiesen utilizado los recursos para producir el bien ambiental, por ejemplo calidad de agua.

Específicamente, en materia de costos ambientales podemos hablar de:

- *Costo de uso,* es decir, el costo directo privado del usuario de un recurso natural para una función particular.

- *Costo de uso intertemporal*, es decir, los beneficios esperados en el futuro por quienes puedan usar y tengan derechos sobre el recurso en el futuro para una determinada función. En términos de costos, representa los costos en que incurriría el propietario del recurso por el uso futuro de recurso natural, con la posibilidad de que este costo sea trasladado a las generaciones futuras.

[39] Cuando hablamos de costos, tenemos que hacer una clara distinción entre costos marginales y totales. Según Field (1997), el costo marginal es una medida simétrica; corresponde a los costos agregados, cantidad mediante la cual se incrementan los costos totales, cuando la producción aumenta en una unidad; también representa los ahorros en costos si la producción disminuye en una unidad. En general, si los precios de los insumos se incrementan, la curva de costo marginal se desplaza hacia arriba. El costo total es el costo asociado con la producción de una determinada cantidad de producto.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- **Costo social,** es decir, la ineficiencia y los costos externos impuestos sobre los no usuarios del recurso, tanto en el presente como en el futuro, a partir, de la pérdida de valor por cualquiera de las funciones del recurso, dada la explotación de este.

2.5. Los Estudios de Valoración y la Evaluación de Políticas Ambientales.

Después de haber visto en la anterior sección una serie de conceptos básicos relacionados con la valoración económica de bienes ambientales, es importante reseñar la importancia de los estudios de valoración como una herramienta metodológica para la evaluación de los impactos ambientales y su corrección a través del diseño y ejecución de políticas ambientales. Hoy en día, existe una creciente preocupación por los impactos ambientales que puedan generar los diferentes proyectos de desarrollo, ejecutados a todos los niveles de la actividad económica de la sociedad. Las repercusiones ambientales de tales proyectos pueden presentarse tanto en el ámbito nacional como internacional. Los proyectos, dependiendo del sector en que se ubiquen, pueden generar una gran variedad de impactos ambientales donde la importancia y la ponderación de tales efectos dependen en gran parte de la magnitud y del grado de irreversibilidad del daño ambiental causado por estos.

Los impactos ambientales provocados por el desarrollo de proyectos por lo general, pueden ser positivos y negativos. Un impacto positivo derivado de un proyecto se presenta cuando el ambiente se mejora. Por ejemplo, si se cuenta con un proyecto que va a limpiar el ambiente, las personas recibirán beneficios[40], y cuando se permite que el entorno se deteriore (un impacto negativo derivado posiblemente de la ejecución de un proyecto), las personas pierden beneficios. La magnitud de estos impactos (beneficios y valores de daño) depende de su participación en el Valor Presente Neto y el efecto de éste sobre la tasa interna de retorno del proyecto básico. Toda esta problemática, ha llevado a los gobiernos y agencias internacionales a incluir, en los procesos de evaluación ex ante y ex post de políticas y proyectos, estudios de valoración económica ambiental para analizar los impactos que las actividades económicas generan sobre la base de recursos naturales y ambientales de los países.

Para el caso de la evaluación económica de los impactos ambientales generados por proyectos, el planteamiento teórico no siempre resulta fácil de aplicar, ya sea por la complejidad de los impactos generados, por la falta de información para valorar tales impactos o por la misma incertidumbre acerca de la verdadera dimensión de las modificaciones ambientales causadas por el proyecto a través del tiempo. A la hora de analizar situaciones que incorporen problemáticas ambientales, es de suma utilidad "la Teoría de las Externalidades". Para la parte

[40] La palabra beneficio implica claramente hacerse mejor; si alguien se beneficia de algo, su posición en términos de utilidad se mejora. Por el contrario, si una persona experimenta un empeoramiento, muy seguramente experimentará una pérdida en beneficios lo cual es una disminución de su nivel de utilidad.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ambiental, esta teoría nos ayuda a definir las posibles situaciones que pueden originarse producto de la alteración del medio ambiente por parte de un proyecto.

De forma simple, una externalidad es definida como cualquier acción ejecutada por un individuo consumidor o por un individuo productor que afecte o influya en la función de utilidad de otro consumidor o la función de ganancias de otro productor. Por ejemplo, supongamos la emisión de contaminantes al aire por fuentes móviles. Estas emisiones pueden generar una serie de externalidades negativas para las personas que respiran aire contaminado entre las cuales se podrían mencionar enfermedades respiratorias que influirían sobre la morbilidad y mortalidad de la población. Esto, en términos de bienestar social, se traduciría en la forma de costos económicos ambientales para las personas afectadas por la externalidad ambiental. La externalidad ambiental explicada anteriormente no es la única, también pueden existir externalidades por el lado de la producción, externalidades que pueden ser positivas y/o negativas y otros tipos de externalidades dependiendo del tipo de situación enfrentada[41].

Nótese que el punto clave de este concepto, es que siempre que exista una situación de por medio que tenga que ver con las decisiones de los individuos, traerá consigo el inicio de efectos externos sobre algunas de las dos partes involucradas. Por supuesto, este concepto se torna un poco más complejo para el caso en que las externalidades involucran sistemas combinados de bienes y/o servicios ambientales. Adicional al problema de clasificar los diferentes tipos de bienes y servicios que prestan los ambientes naturales para asignarles su respectivos valor, se suma el hecho de que estos bienes no cuentan con un mercado explícito en el que se pueda conocer el verdadero valor del recurso[42]. Para enfrentar este problema, los economistas ambientales han propuesto diferentes soluciones por medio de las cuales se corrija esta distorsión. El problema de la contaminación o de los impactos negativos al medio ambiente por las diferentes actividades que ejecuta el hombre se genera cuando la cantidad de desechos emitidos al ambiente producto de las actividades de producción y de consumo de la sociedad rebasa los niveles de asimilación o degradación natural del medio ambiente. Esto hace que el medio ambiente experimente un deterioro progresivo, con consecuencias dramáticas para todas las especies vivas del planeta.

Baumol y Oates (1988), plantean una solución factible a este problema: “la imposición de un precio adecuado mediante un impuesto con el objetivo de internalizar los costos de deterioro del medio ambiente y así poder igualar los costos privados a los costos sociales. En la manera que sé de este tipo de tratamiento en todas las diferentes actividades que ejecuta el hombre, el problema de las externalidades ambientales se disminuirá significativamente garantizándose con esto el uso adecuado y sostenible de los activos naturales a través del tiempo, de generación en generación”. Pearce y Turner (1990), por su parte plantean que el estudio

[41] El lector interesado en estos conceptos puede consultar Baumol & Oates (1988).

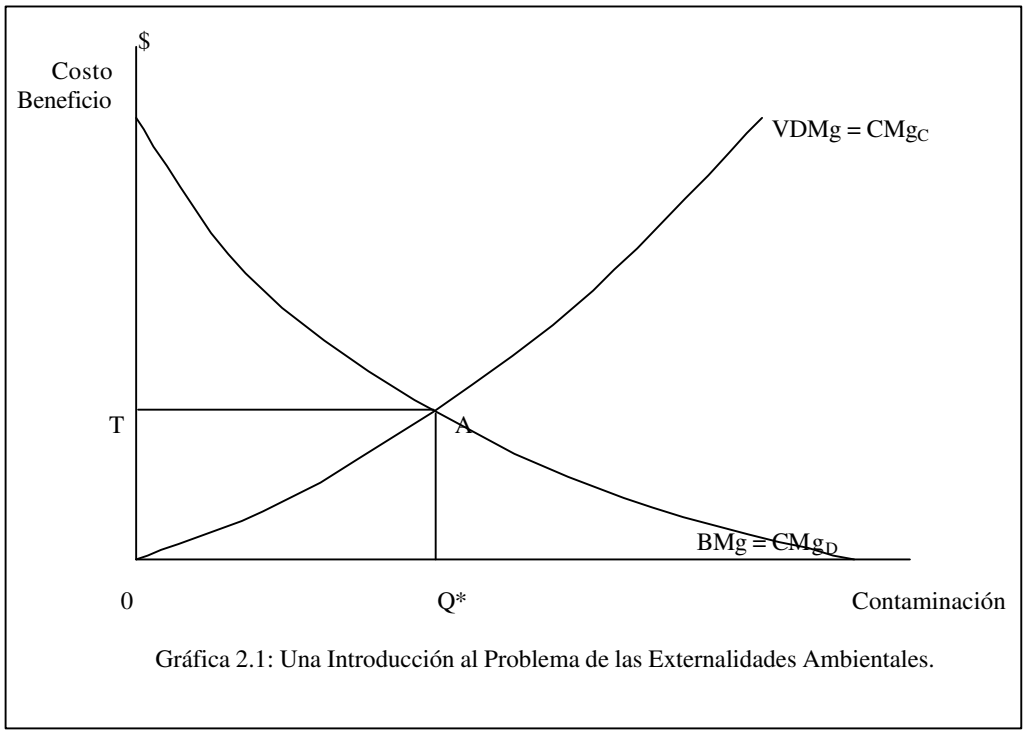
[42] Al ser el medio ambiente un bien con características de bien público (no rival, no divisible, no excluyente), este no puede transarse directamente en el mercado. Esto imposibilita el hecho de que el ambiente como un bien y/o servicio tenga un precio que permita reflejar su verdadero valor en los mercados convencionales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

detenido y cuidadoso de las externalidades al ambiente puede servir como punto de partida para la elaboración de las soluciones que en términos económicos se darían ante los efectos externos generados por las políticas o proyectos de inversión. En la gráfica 2.1. se presenta la eficiencia en términos económicos al internalizar las externalidades ambientales causadas por un proyecto de inversión. En el eje horizontal se representan los niveles de contaminación y en el eje vertical se representa el costo o el beneficio en términos monetarios, producto del incremento o disminución de la contaminación. La curva con el nombre CMg_C, representa el costo marginal de contaminación ambiental, expresada en términos sociales, producto del daño causado al medio ambiente por las actividades de contaminación. La otra curva con nombre CMg_D, representa los costos que en términos sociales representa la descontaminación del medio ambiente. El CMg_C tiene pendiente positiva, mostrando con esto, que entre mayores sean los niveles de contaminación, mayores serán los costos sociales producto del daño ambiental provocado. La pendiente negativa de la curva de CMg_D, indica entre mas se reduzcan los niveles de contaminación, el costo de descontaminación social será mucho mayor. Esto también representa el beneficio marginal producto de la inversión en reducción marginal de los niveles de contaminantes.

El equilibrio mostrado en el punto A, donde el costo marginal de contaminación es igual al costo marginal de descontaminación, será el punto de optimalidad. Es decir, en este punto se alcanzará el nivel de emisión óptima y un impuesto representado por T, necesario para corregir la externalidad ambiental. Esto siempre y cuando no exista ningún otro tipo de externalidad en el mercado. Dichos costos son asumidos por la sociedad en general y no solamente por las empresas contaminadoras. En términos de evaluación de una política o proyecto estaríamos diciendo que en este punto A, se tienen los costos económicos reales generados por el proyecto, los cuales serían iguales a la suma de los costos marginales privados más el daño marginal ambiental o los costos marginales ambientales causados por la política o proyecto. Para calcular el daño marginal ambiental se necesita aplicar las metodologías de valoración ambiental para así poder contar con una estimación en términos monetarios de los impactos ambientales generados por los proyectos de inversión.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 2.1: Una Introducción al Problema de las Externalidades Ambientales.

A la par del anterior enfoque de evaluación, el problema de las externalidades se puede resolver a través del uso de la regulación ambiental, la cual se basa principalmente en el diseño e implementación de incentivos económicos para modificar en el corto plazo el comportamiento contaminador de los agentes de una economía. Un ejemplo de instrumentos de regulación puede ser el caso de la imposición de impuestos a emisiones de contaminantes que involucran necesariamente la intervención del estado como ente regulador; o los sistemas de permisos de contaminación mercadeables, por medio de los cuales las empresas obtienen derechos para contaminar el ambiente hasta un cierto nivel preestablecido.

Todo lo expuesto anteriormente conduce a una conclusión de suma importancia para el diseño de políticas y proyectos de inversión, que es crítico en la determinación de un uso eficiente del medio ambiente. El medio ambiente siempre estará presente de alguna u otra manera en las actividades de producción de la sociedad. Es decir, "el medio ambiente, en su papel de insumo

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

y/o factor, siempre podrá entrar directamente como argumento dentro de la función de producción de las empresas[43]".

Esta frase tiene implicaciones muy grandes, ya que si los productores utilizan el medio ambiente como fuente de insumos y/o factores bajo diferentes formas para producir bienes y servicios para su satisfacción, las empresas deben pagar por usar el medio ambiente. Es decir, deben asumir este costo ambiental e incluirlo como otro componente más dentro de la estructura de costos totales de producción de las empresas[44]. Obviamente, esto traería eficiencia económica en términos del aprovechamiento y manejo de los bienes ambientales y recursos naturales. Para cualquier procedimiento convencional de Análisis Costo- Beneficio, el objetivo es llevar a cabo un registro y estimación de todos los efectos que en términos de costos y beneficios puede generar un proyecto o política. Este análisis finaliza con la estimación de indicadores financieros tales como el Valor Presente Neto o la Tasa Interna de Retorno que permiten averiguar el grado de rentabilidad del proyecto o política. Uno de los indicadores que permite averiguar el grado de rentabilidad de un proyecto o política, es el Valor Presente Neto. Este indicador, como su nombre lo indica, es la suma de todos los costos y beneficios a todo lo largo de la vida útil del proyecto descontados al período inicial[45]. Este indicador puede representarse como:

$$VPNi = VP(Bi - Ci) \qquad (1)$$

Donde, VPN_i es el valor presente neto, $i= 1, 2, 3, ..., n$ son los períodos de tiempo que pueden ser meses, semestres o años dependiendo del análisis, *Bi* los beneficios obtenidos del proyecto y *Ci* los costos totales del proyecto, en cada período. Ahora, al considerar los efectos ambientales generados por el proyecto, como otro componente más dentro de la estructura de análisis costo - beneficio del proyecto se tendría:

$$VPNi = VP(Bi - Ci + Ei) \qquad (2)$$

Donde, *Ei* según Weiss (1994), son los efectos externos generados al ambiente. Estos efectos pueden ser positivos o negativos, y pueden generarse en gran parte al final de la vida útil del proyecto, incluyéndose como un valor terminal ambiental.

---

[43] El medio ambiente también puede entrar como un insumo y/o factor dentro de la función de producción de los consumidores. Es decir, las familias producen algunos bienes como por ejemplo, el caso de la salud. Las familias producen salud, por medio del gasto de dinero en visitas al médico, gastos en medicinas y contando con un medio ambiente limpio. A medida que el ambiente sufra detrimentos en calidad, las familias estarán más propensas a enfermarse, por consiguiente, el medio ambiente entra necesariamente como un insumo más dentro de la función de producción de bienes (para este caso salud) de las familias.

[44] Para las empresas existentes, la forma de incluir estos costos es por medio de una reasignación de los recursos existentes en respuesta a los nuevos precios que reflejarán las consecuencias sociales de los efectos sobre el medio ambiente. Para las empresas que desarrollen nuevos proyectos, los costos ambientales deben ser incorporados directamente, de tal forma, que estos sean tomadas en cuenta a la hora de realizar el estudio de viabilidad del proyecto. Con esto se garantizará que los costos y beneficios privados sean iguales a los costos y beneficios sociales.

[45] El valor presente neto es descontado a una tasa de interés "r" utilizando un factor de descuento $1/(1+r)^t$, donde "t" es el número de períodos correspondiente al horizonte de tiempo del proyecto.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Los efectos externos generan costos externos. Según Field (1997), Cunaod los empresarios de una economía de mercado toman decisiones con relación a qué y cuánto producir, ellos normalmente tienen en cuenta el precio de lo que van a producir y el costo de los bienes por los cuales tendrán que pagar: mano de obra, materias primas, maquinaria, energía y otros insumos. Estos se pueden denominar costos privados de la empresa; estos son los costos que se presentan en el estado de pérdidas y ganancias de la empresa a final de año. Cualquier empresa, suponiéndose que tiene el objetivo de maximizar sus ganancias, tratará de mantener sus costos de producción lo más bajo posible. Este es un resultado valioso tanto para la empresa como para la sociedad puesto que los insumos siempre tienen un costo de oportunidad; estos podrían utilizarse para producir algo diferente. Sin embargo, en muchas operaciones de producción existe otro tipo de costo que, aunque representa un costo verdadero para la sociedad, no aparece en el estado de pérdidas y ganancias de la empresa. Este costo que no aparece es llamado costo externo. Los costos externos debido a que, son denominados externos por que, aunque son costos reales para algunos miembros de la sociedad, las empresas normalmente no los tienen en cuenta cuando van a realizar sus decisiones de producción. Otra forma de expresarlos es que hay costos que son externos para las empresas, pero son internos para toda la sociedad.

Uno de los principales costos externos es el costo impuesto a las personas por la degradación ambiental. Un ejemplo de costos externos, podría ser el caso de desechos sólidos (cenizas) dispuestas por una planta de generación de energía termoeléctrica a carbón desde su primer año de funcionamiento hasta el cierre de esta. Bajo esta situación, el valor de *Ei* en el análisis de flujo de caja descontado estaría dado por la sumatoria, en la cual, el capital invertido a una tasa de interés *r*, alrededor del tiempo creciera hasta que fuera lo suficientemente grande para compensar justamente a los perdedores por los efectos ambientales provocados en el futuro. Si se pretende tener niveles de producción socialmente eficientes, las decisiones sobre usos de recursos deben tener en cuenta los dos tipos de costos: los costos privado de producir un bien, más cualquier costo externo que se genere por los impactos ambientales adversos. Esto sería equivalente a incluir el valor de los costos sociales en el flujo de caja. Este costo sería igual a la suma de los costos privados más los costos externos (los costos ambientales).

Bajo este enfoque, Weiss (1994) afirma que el valor presente neto positivo para un proyecto, asumiendo todos sus costos, incluyendo el provocado por los efectos externos causados sobre el medio ambiente, puede generar unos retornos de *r* sobre el total de capital invertido más unos excedentes adicionales dados por el valor presente neto. Desde el punto de vista del análisis del costo - beneficio, por consiguiente, se puede concluir que si existe suficiente ingreso potencial para compensar a los perdedores, un mecanismo que asegure la compensación actual no será requerido. Lo anterior no es totalmente aceptado. Algunos críticos opinan que si existe una necesidad de que los efectos externos generados por los proyectos sean representados mediante alguna forma de compensación, principalmente a través de una compensación de un proyecto sombra. Para finalizar, podemos decir que las herramientas de valoración económica de bienes no mercadeables agrupadas bajo el enfoque directo e indirecto de valoración son herramientas importantes para estimar el verdadero valor

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

económico de bienes con características de bienes públicos, como el caso de los bienes ambientales y los recursos naturales.

La estimación de los valores económico derivados de los flujos de bienes y servicios de naturaleza no mercadeable que proveen estos recursos deben ser estimados para poder ser asignados a sus mejores uso. Al formular políticas basadas solamente en la estimación del valor mercadeable se corre el riesgo de dar usos ineficientes a los recursos, lo cual terminaría en una asignación ineficiente desde el punto de vista económico. Al no asignar los recursos naturales a sus mejores usos, la sociedad como un todo experimenta pérdidas en el bienestar social como producto del agotamiento y la disminución de la disponibilidad de estos recursos. Asimismo, al tomar decisiones de uso de los recursos naturales y ambientales se están imponiendo costos crecientes, producto de la degradación ambiental a las generaciones futuras.

Solamente con la inclusión de todos los aspectos que plantea la teoría de valoración económica de bienes no mercadeables y bajo un correcto tratamiento de valoración es que las personas encargadas de la toma de decisiones acerca de las políticas de asignación de usos a los recursos naturales y ambientales pueden maximizar el bienestar social. Después de haber brindado información parcial a nivel básico acerca de la teoría y metodología propuesta por la economía ambiental para el estudio de los problemas ambientales veremos en el siguiente capítulo una serie de conceptos básicos de la Economía del Bienestar, su naturaleza y razón de existir, y se destacará el por qué esta ciencia es tan importante para el diseño y evaluación de políticas ambientales.

2.6. Conclusiones

En este capítulo se revisó de manera breve algunos de los aspectos más importantes de la teoría de valoración económica ambiental y se discutió la importancia de esta teoría como herramienta metodológica para la estimación económica de los impactos sobre el medio ambiente.

Con el objetivo de estimar el valor económico del medio ambiente, éste debe ser tomado en cuenta como un sistema integrado ambiente recursos que provee flujos de bienes y servicios para la sociedad. Los individuos a su vez asignan valores a los recursos naturales provenientes de los usos que ellos dan a estos. Dentro de este marco, los recursos naturales tienen un valor económico total que resulta de la asignación de valores por parte de los individuos que dan usos directos, indirectos y no uso a los recursos naturales y ambientales.

El valor económico total de un recurso natural o ambiental también puede ser expresado en términos de valores mercadeables y no mercadeables. Los valores de mercado (valores

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

mercadeables) son todos aquellos valores de los activos ambientales que pueden ser internalizados en los mercados, esto quiere decir que a partir de información directa de mercado podemos encontrar un valor para estos. Para estimar el valor de esto podemos recurrir a técnicas convencionales de estimación de demanda usadas por los economistas. Por otro lado, los valores no mercadeables, como su nombre lo indica, son todos aquellos valores de los activos ambientales que no pueden ser internalizados en los mercados convencionales. Para estimar dichos valores es necesario recurrir a las metodologías de valoración de bienes no mercadeables (enfoque directo e indirecto) y estimar una aproximación del verdadero valor del activo ambiental a través de estimaciones de disponibilidades a pagar.

Por último, solo resta decir que los valores de los activos ambientales deben ser estimados para poder hacer más completo el análisis de evaluación económica de política y/o proyectos que generan cambios (tanto positivos como negativos) en los niveles de recursos naturales y ambientales. La estimación del impacto de las externalidades es sumamente importante para generar evidencia empírica segura y confiable que contribuya a tomar mejores decisiones en cuanto a la ejecución de políticas y/o proyectos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

3

Economía del Bienestar Aplicada.

3.1. Introducción

El problema principal de los recursos naturales y ambientales es que todos los flujos de bienes y servicios que proveen a la sociedad tienen de manera parcial o no tienen un mercado donde asignarse. Por esta razón, los bienes ambientales y los recursos naturales, en la mayoría de las veces, son tratados como bienes gratuitos debido a que aparentemente son propiedad de todos. La ausencia de los derechos de propiedad bien establecidos sobre los recursos imposibilita la asignación adecuada de un precio para el bien ambiental que haga que los recursos naturales y ambientales sean usados óptimamente.

De lo anterior, se puede concluir que todos los problemas actuales de deterioro y sobre explotación del medio ambiente se derivan de una asignación no óptima de precios para los recursos naturales y ambientales, lo cual hace que las cantidades de tales recursos no puedan ser asignadas óptimamente. Es aquí donde la Economía del Bienestar entra a jugar un importante papel en el análisis y determinación de tales precios. Se podría decir entonces, que la Economía del Bienestar trata de evaluar lo que sería una determinación óptima de la economía en términos de precios y cantidades (de productos e insumos). Para entender todo el problema ambiental desde el punto de vista económico es importante tomar en cuenta algunos de los conceptos más importantes propuestos por la economía del bienestar.

Según Kolstad (2000), existen dos preguntas básicas en el campo de la Política Ambiental: Una es, ¿Cuál es el balance correcto entre la protección ambiental y el uso de los recursos naturales y ambientales?. Y la segunda, ¿Cómo podemos inducir a los agentes económicos a utilizar el medio ambiente de una manera adecuada?.

La pregunta normativa de cuanta protección ambiental a hacer es básicamente una pregunta de tipo social y política. Se tiene que lidiar con el problema de responder a preguntas tales como: ¿Cuánta tierra deberíamos destinar a la conservación de ecosistemas de plantas y animales?, ¿Deberíamos construir un embalse en el río que producirá energía hidroeléctrica y agua para

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

riego, o por el contrario, no desarrollarlo y asegurar el nivel de bienes y servicios ambientales actualmente provistos en dicha cuenca?, ¿Qué nivel de reducción de contaminación de aire sería conveniente tomando en cuenta los costos de control?, ¿Qué cantidad de recursos deberían emplearse en la compra de áreas verdes para el establecimiento de parques en las ciudades?. Todas estas preguntas llevan consigo un alto componente social debido a que su ejecución puede generar ganancias para algunos grupos de la sociedad y pérdidas para otros. Es prácticamente imposible poder alcanzar una unanimidad de la sociedad con respecto a la búsqueda de una única solución a estos problemas.

Básicamente, el problema de desacuerdo en la búsqueda de soluciones a los problemas ambientales radica en la no - homogeneidad de las preferencias entre las personas de la sociedad. Existen algunas personas que consideran que la extinción de las especies debe ser evitada a todo costo. Otras en cambio, piensan que las especies deben ser protegidas según un orden de importancia. Una tercera proposición gira en torno a que los beneficios obtenidos de la protección de especies deberían ser balanceados en términos del costo de oportunidad de los recursos sacrificados para tales fines. Por último, pueden existir personas a las cuales no les importe en absoluto la preservación de especies y ambientes naturales. Este problema es bastante complejo si se toma en cuenta que características muy particulares de las personas tales como la religión, el nivel de educación, el nivel de ingresos, costumbres etc.; hace que cada individuo mire desde una óptica diferente los problemas ambientales.

Esta diferencia de pensar de las personas se traduce en una diferencia de preferencias por la protección ambiental presente en el seno de la sociedad. Es por esto, que antes de tratar de dar una respuesta a la pregunta de ¿Cómo la sociedad toma las decisiones ambientales?". Primero es mejor comprender el verdadero alcance de las preferencias individuales con respecto a la conservación ambiental. El tratar de entender las preferencias individuales es algo inusual en economía. Lo más común es asumir la posibilidad de que las preferencias pueden manifestarse o no y también tener como dado que las preferencias que se encuentran directamente relacionadas con las preferencias individuales. Aunque esto es cierto, esto no se cumple del todo para el caso ambiental, aquí es necesario comprender todas las maneras de pensar de los individuos con respecto a la protección ambiental.

Las preferencias individuales por la conservación ambiental pueden diferir grandemente por una diversidad de motivos los cuales pueden tener un fundamento ético, moral, de equidad y de legado. Por ejemplo, en el campo de la ética ambiental, se reconocen tres perspectiva filosóficas claramente diferenciadas, el biocentrismo, la sostenibilidad y el antropocentrismo. Cada una de estas corrientes propone diferentes opciones para analizar los problemas ambientales, y las decisiones tomadas a partir de cada enfoque pueden diferir grandemente para un mismo problema.

Por otra parte, hay que hacer una clara distinción entre las preferencias de la sociedad por la conservación, y la toma de decisiones acerca de las políticas ambientales a ejecutar por las diferentes instituciones que representan a la sociedad. Cuando una entidad gubernamental

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

toma una decisión con respecto a la ejecución de una política de descontaminación, esta decisión es tomada según la evaluación de criterios conocidos solamente por un equipo de trabajo al cual se le ha encomendado tal misión. Al final, la decisión tomada refleja en gran parte los juicios de valor considerados por este grupo de personas y no por todas las personas de la sociedad, esto no sería lo esperado.

Todo lo anteriormente expuesto tiene que ser analizado con cierto grado de precisión para evitar imperfecciones en el diseño de la política ambiental. La siguiente pregunta que debemos formularnos es, ¿Qué herramientas teóricas y metodológicas se pueden necesitar para poder profundizar en el análisis de la problemática ambiental y poder llegar generar las mejores soluciones?. Uno de los campos de la Economía la "Economía del Bienestar", sirve como herramienta valiosa en el análisis y diseño de políticas ambientales. La Economía del Bienestar compuesta fundamentalmente de principios teóricos expuestos por la teoría microeconómica, busca hacer un ordenamiento de los estados de la economía (políticas y/o proyectos) bajo el criterio de la eficiencia económica. Aunque este ordenamiento al final resulta ser parcial, la Economía del Bienestar es de mucha utilidad en el campo de la Economía Ambiental, al brindar herramientas que pueden servir para el diseño y la evaluación de políticas y/o proyectos ambientales.

Debido a la importancia de la Economía del Bienestar dentro del Análisis y solución de los problemas ambientales, es necesario hacer una exposición aun nivel muy básico de sus fundamentos para poder destacar su importancia como rama auxiliar de la Economía Ambiental en el análisis y solución de problemas ambientales.

Según Just, Hueth y Schmitz (1982), el objetivo principal de la Economía del Bienestar es ayudar a la sociedad a realizar las mejores elecciones. Por consiguiente, esta rama de la Economía trata de contribuir en el proceso de diseño y elección de políticas públicas tendientes a la generación de eficiencia económica en el uso de los recursos. La Economía del Bienestar provee una serie de criterios y herramientas de medición a nivel del consumidor y productor que ayudan a evaluar los impactos de las políticas públicas. Un criterio de elección de política puede ser el caso de que producto de una política pública se tengan ganadores y perdedores en la sociedad. Para dejar más claro este concepto veamos algunos ejemplos.

Supongamos el caso de una política de asignación de recursos petroleros para la explotación. Cuando por medio de una política se decide iniciar la explotación de recursos petroleros en una zona en la cual se pueden dañar importantes recursos ambientales tales como fuentes de agua, bosques, suelos y especies únicas se elige una acción que tendrá consecuencias en términos de bienestar económico para la sociedad. Si usted fuera un miembro del equipo encargado de la toma de esta decisión, usted debería preguntarse: En la sociedad, ¿quienes serían los ganadores y perdedores de esta política?. Un posible ganador de esta política sería el productor dueño de toda la infraestructura física, equipos y resto de insumos de capital que esperan unas ganancias de su actividad petrolera. También se podrían beneficiar todas aquellas personas dueñas de insumos que son comprados o rentados por la empresa petrolera. Otros

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ganadores serian los trabajadores contratados directamente para trabajar en la actividad de extracción de petróleo. También tendríamos como beneficiados a los gobiernos municipales, departamentales y nacional como producto de las regalías derivadas de la actividad petrolera. Por último, también se podrían tener ganadores relacionados de manera indirecta con la actividad del petróleo (dueños de gasolineras, productores de bienes que utilizan como insumo el petróleo, etc). Obviamente, los consumidores de petrolero y de sus derivados también experimentan unas ganancias en bienestar producto del consumo de estos bienes.

Sin embargo, también como producto de la actividad petrolera en esa zona, se tendrían importantes afectaciones de ambientes naturales tales como ecosistemas estratégicos para la conservación de fuentes de agua, bosques secuestradores de bióxido de carbono, ambientes que sirven como hábitat para especies de flora y fauna, destrucción de paisajes, afectación de la diversidad biológica y la fertilidad de los suelos de la zona que vendrían a comprometer usos actuales directos e indirectos y usos potenciales para las personas que viven en la actualidad y para las generaciones futuras. Por lo tanto, la sociedad como un todo, tanto en el presente como en el futuro, cargará con estos costos generados por la degradación del ambiente. Entonces, ¿cómo hacemos para identificar ganadores y perdedores y luego tratar de hacer las estimaciones de los cambios en bienestar de la sociedad como producto de esta política?. La identificación de ganadores y perdedores es un proceso muy difícil de ejecutar y es muy incierto. Pueden darse problemas de delimitación de la población afectada en términos de bienestar por dicha política[46]. Luego de la identificación de los ganadores y perdedores resultantes de la política de explotación de petróleo la siguiente pregunta que deben hacerse los diseñadores de políticas públicas es si, ¿En realidad las ganancias resultantes del proceso de explotación del petróleo pueden ser mayores que los costos generados por afectación al medio ambiente?. Las soluciones a estos interrogantes ahora se convierten en una pieza clave para la elección o rechazo de la alternativa de política.

Otro caso puede ser el de la toma de decisión acerca de la elección de una política de explotación de recursos pesqueros. Por ejemplo, para casos en que se limita la zona marítima para pesca. En lugar de esto, ¿será mucho más eficiente diseñar una política de impuestos o tarifas según el esfuerzo pesquero con miras a reducir la velocidad de extracción del recurso?. Los dos anteriores ejemplos advierten a los tomadores de decisión que cuando se lleva a cabo una política siempre existen agentes en la economía que pueden ser perdedores y que pueden ser ganadores y que por consiguiente el criterio a utilizar para la evaluación de la política debe tomar en cuenta estos aspectos. Por otra parte, la economía del bienestar claramente tiene un enfoque de Economía Normativa, se pregunta básicamente que debe ser y no qué es como lo hace la Economía Positiva.

[46] Por ejemplo, como identificaríamos a los perdedores de esta política, es decir, como identificamos a todos los afectados por la reducción de la capa vegetal que trae consigo un impacto negativo sobre la absorción total de CO2 en el planeta. Obviamente, sabemos que si disminuimos la capa vegetal, reducimos la capacidad de absorción de CO2 y aumentamos (aunque sea marginalmente) el calentamiento global. El problema es saber a que personas son afectadas (que personas pierden bienestar) este fenómeno y en que magnitud (cuanto bienestar pierden).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La economía del bienestar se centra en la determinación del uso óptimo de los recursos a través del diseño y elección de políticas eficientes con miras a alcanzar mayores niveles de utilidad para los individuos de una sociedad. En cambio, la Economía Positiva se encarga de determinar y entender el comportamiento económico, como por ejemplo determinar el precio de una vivienda, el precio de una propiedad cerca de una playa, el valor de una finca. También puede estudiar tipos de comportamientos como por ejemplo que pasa con la producción de una empresa competitiva cuando el precio del bien que produce se incrementa. La economía positiva además puede proveer una hipótesis sobre un fenómeno y tener la posibilidad de rechazarla a través de la obtención de información a partir del mercado.

La Economía del Bienestar enfrenta un problema serio a la hora de realizar estimaciones al nivel de consumidor. Recordemos que la utilidad es una variable no observable, contrario a como pueden ser variables de naturaleza observable tales como el número de máquinas de una empresa, el número de viviendas en una zona, los precios de mercado o las ganancias de un productor. El nivel de Bienestar de un individuo esta formalmente representado por su utilidad. La utilidad es un término generalmente usado como sinónimo de felicidad y satisfacción. El nivel de utilidad de un individuo depende de los bienes y servicios que compra en el mercado, pero también depende de un número considerable de bienes que no tienen mercado ni precio. La Economía del Bienestar tiene que ver con el bienestar total del individuo, no solamente con el nivel de bienestar resultante del consumo de bienes y servicios de naturaleza mercadeable, sino también con el bienestar generado del consumo de bienes de naturaleza no mercadeable. Como se mencionó en el capítulo anterior, un bien no mercadeable es aquel que no cuenta con un mercado convencional en el cual pueda asignarse libremente a través de un precio originado a partir de la interacción de su curva de demanda y de oferta. Ejemplos de bienes sin mercado:

- Aire Limpio.
- Agua Limpia.
- Parques Públicos.
- Areas de Recreación.

Una proposición básica de la teoría de utilidad es que la utilidad es mayor cuando se aumenta el consumo de bienes y servicios[47]. Sin embargo, este incremento en utilidad no puede ser medido. Esto no es problema para la economía positiva, la cual tiene una conjunto de proposiciones acerca de cómo los consumidores responderían a cambios en precios e ingreso que pueden derivarse de un sistema ordinal donde el consumidor ordena sus canastas de consumo. Por ejemplo, un individuo puede decidir entre ir a cine o ir a un concierto. Entonces, la economía del bienestar, ayuda a conocer las intensidades de las preferencias o las diferencias en útiles entre ir al cine o ir a un concierto.

[47] La utilidad marginal de consumir una unidad de un nuevo bien para el individuo es estrictamente mayor que cero. Mientras que la utilidad marginal de consumir una unidad de un bien ya incluido dentro de la canasta de consumo del individuo es mayor o igual que cero.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Este sistema en donde las intensidades de las preferencias pueden ser determinadas es conocido con el nombre de sistema cardinal. Por medio de este sistema se puede conocer la ganancia o pérdida en útiles que puede tener un individuo producto de una decisión de política. Sin embargo, la medición de la utilidad no es suficiente para determinar una elección social óptima. Para ver esto, suponga el caso de dos individuos que van a desayunar – uno prefiere té el otro café. Además, supongamos que los individuos solo pueden servirse una bebida. Siempre que el bebedor de té reciba 50 útiles por una tasa de té y el bebedor de café reciba 30 útiles por una tasa de café, uno no puede concluir que es socialmente deseable servir té. La sociedad debería considerar dos veces más importante al tomador de café, y así éste sí podría ser servido. Por lo tanto, si fuera posible medir la utilidad existiría otro problema, "como se harían las ponderaciones de los individuos". No existe, una forma objetiva de resolver este problema de comparaciones interpersonales. En la práctica, comprobar una proposición de bienestar es extremadamente difícil. Por lo contrario, para la economía positiva esto es normal, debido a que la manera de comprobar una teoría es hacer una prueba sobre las conclusiones. El procedimiento usado para hacer una prueba a una proposición de bienestar es examinar los supuestos. Por ejemplo, para la Economía Positiva el beneficio de un pastel es comérselo. El bienestar que genera el consumo del pastel, sería difícil de comprobar ya que la prueba se hace sobre los ingredientes empleados antes de hacer el pastel[48]. Por consiguiente, cuando se trabaja en análisis de bienestar económico, los supuestos toman gran importancia. La Economía del Bienestar puede considerarse como una rama de la economía con un paso adelante de la economía positiva. Otro ejemplo puede ser el caso de los economistas de energía que proyectan los precios futuros de los principales productos derivados del petróleo con un modelo derivado a partir de ecuaciones de oferta y demanda postuladas a través de la economía positiva. A partir de estas ecuaciones de oferta y demanda que sirvieron para realizar las proyecciones, se puede estimar fácilmente el efecto sobre el ingreso de los consumidores y los beneficios de las empresas petroleras producto de una cambio en política del gobierno. Un desacuerdo muy frecuente en la ejecución de un análisis de bienestar es sí dicho análisis debe llevarse hasta el punto de hacer recomendaciones a los tomadores de decisión con respecto a políticas. Es decir, juzgar si una política es buena o mala, si se debe montar un impuesto o un subsidio, etc. Para los políticos representantes del electorado en las decisiones de política, los factores políticos tales como relaciones internacionales o aquellos relacionados con consideraciones económicas tales como el manejo del déficit comercial puede ser uno de los aspectos de mayor importancia; pero solamente con un adecuado análisis de bienestar económico los tomadores de decisiones de políticas podrán informarse con un alto grado de entendimiento acerca de la extensión y magnitud de las consecuencias económicas de las decisiones de política.

[48] Debido a que la Economía del Bienestar esta interesada en saber que puede pasar antes de que el pastel este hecho, en vez de interesarse por saber que pasa con el pastel después que se hizo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El siguiente capítulo, en la segunda sección, presenta las principales controversias surgidas entre la vieja Economía del Bienestar y la nueva Economía del Bienestar. Luego, en la tercera sección se hace una presentación dirigida a entender el papel de la compensación en la evaluación de políticas públicas a través de la Economía del Bienestar. La cuarta sección define los conceptos de variación Compensatoria y variación Equivalentes, conceptos claves en la medición de los cambios en el bienestar originados por las políticas públicas. En la quinta sección se presentan los conceptos de eficiencia y equidad y se distingue claramente que el objetivo principal que persigue el estudio de la Economía del Bienestar es la obtención de Eficiencia y que los aspectos de equidad y de distribución de ingreso deben ser otros aspectos que están fuera del alcance del análisis de bienestar. La sexta sección explora el caso de las ponderaciones del bienestar en la sociedad y como debe ser el tratamiento que se debe dar en estos casos. En la séptima sección se hace una exposición rápida del criterio de la Función de Bienestar Social y sus limitaciones y el Criterio de Optimalidad de Pareto, tanto por el lado de la producción como por el lado del consumo. Al final se presentan las conclusiones del capítulo.

3.2. Principales Controversias relacionadas con la Economía del Bienestar

Conceptos como renta económica o excedente del productor (área por debajo de la recta de precio y por encima de la curva de oferta), Excedente del Consumidor (área por debajo de la curva de demanda y por encima de la recta de precio) son conceptos muy utilizados actualmente a pesar de ser presentados en el siglo XIX. Ricardo (1829), introdujo el concepto de renta económica cuando discutía los efectos de la regulación a los productores de maíz en Inglaterra. Dupuit (1844), ingeniero francés utilizó la noción Excedente del Consumidor para analizar los efectos de la construcción de un puente. Estos conceptos fueron desarrollados de una forma más completa por Marshall (1930) y en la actualidad forman la base de los estudios empíricos de análisis de bienestar aplicado en la actualidad.

Un primer concepto y quizás uno de los más importantes planteados por la economía del bienestar es el excedente del consumidor. El excedente del consumidor (EC) trata de medir la ganancia o pérdida de bienestar experimentadas efectivamente por un individuo cuya situación se ve modificada por algún evento económico, como es el caso de un cambio en el precio o un cambio en la cantidad. En caso de ser válida tal medida, se daría la posibilidad de sumar todas las ganancias y restar todas las pérdidas de cualquier cambio económico dando lugar a obtener una medida que represente el valor social neto producto de ese cambio económico.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

3.2.1. Vieja Economía del Bienestar.

La vieja Economía del Bienestar se fundamenta en los siguientes postulados. Primero, acepta el principio de que la ganancia social es maximizada en mercado con condiciones de competencia perfecta. Segundo, si existe alguna interferencia no competitiva, la economía esta justificada para corregir tal distorsión. Tercero, emplea la técnica de análisis de equilibrio parcial en el desarrollo de las recomendaciones. Este análisis considera el efecto de un cambio en un mercado asumiendo que el efecto en los otros mercados es despreciable. Cuarto, la vieja Economía del Bienestar mantiene el área (triángulo) a la izquierda de la curva de demanda y por arriba de la recta de precio como una medida de utilidad en términos monetarios para los consumidores en el mercado y el área por encima de la curva de oferta y por debajo de la recta de precio como una medida de utilidad en términos monetarios para los productores. Los cambios en estas áreas pueden ser utilizados para medir los cambios en el bienestar de la sociedad producto de cambios en el estado de la economía.

Como se puede ver, la economía del bienestar propone dos medidas esenciales para medir las ganancias de los individuos como consumidores y como productores. Aún sin llegar a un acuerdo, hasta la fecha estas eran las únicas medidas disponibles para evaluar el impacto de las políticas en términos de bienestar económico.

3.2.2. Nueva Economía del Bienestar.

La nueva economía del bienestar surge para dar respuesta a las interrogantes y ofrecer críticas sobre los planteamientos aún débiles de la vieja economía del bienestar. En esta nueva etapa, la economía del bienestar surge una serie de refinamientos sumamente importantes para el buen desempeño en la evaluación de proyectos y políticas. Las principales críticas realizadas fueron:

Samuelson (1942), demostró que la medida básica de bienestar de la vieja economía del bienestar – excedente del consumidor- no estaba bien definida. Esto es, el excedente del consumidor no es por lo general una medida única de la utilidad en términos monetarios, y que la unicidad de esta medida puede implicar serias contradicciones dependiendo del uso de datos empíricos. Esta crítica desapareció hasta que surgió el trabajo propuesto por Willig a mediados de los 70 en la cual se concluye que el excedente del consumidor puede ser una buena aproximación de la verdadera disponibilidad a pagar dentro de márgenes de error aceptables[49].

[49] Willig demuestra que si la diferencia entre el Excedente del Consumidor y la Variación Compensatoria y la diferencia entre el Excedente del Consumidor y la Variación Equivalente es menor del 5%, el Excedente del Consumidor puede utilizarse como una herramienta de medición de los cambios en el bienestar del consumidor producto de la ejecución de una política, dentro de un margen de error aceptable.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Otra crítica para la vieja economía del bienestar se basa en la afirmación planteado inicialmente por Pareto (1896) en donde argumenta que cualquier política que empeora la situación de una persona no puede ser soportada por fundamentos objetivos. Afirmando lo anterior, Kaldor y Hicks (1939) afirman que las ganancias alcanzadas por cada uno de los individuos no pueden ser la misma. Por consiguiente, una sumatoria simple de los excedentes de los consumidores y productores para todos los individuos no tiene una base fuerte para la evaluación del cambio producido por una política o un proyecto. Pareto argumenta que solamente el objetivo base bajo el cual uno puede decir que la sociedad se encuentra en una mejor situación si al menos alguna persona lo experimenta y ninguna cae en una situación de empeoramiento. Este criterio es conocido con el nombre de principio de Pareto.

En 1939 Kaldor y Hicks introdujeron el Principio de Compensación con el objetivo de intentar entender la clase de preguntas que puedan dirigir objetivamente el análisis de bienestar económico. Se debería realizar un cambio sí con este se presentan ganadores potenciales hasta que todos estén en una situación mejor por medio de alguna redistribución de los bienes o del ingreso seguido del cambio. Hicks sugirió una medida de bienestar alternativa, no directamente relacionada con la ganancia o pérdida de bienestar, sino más bien una interpretación en términos de disponibilidad a pagar (cuanto dinero esta dispuesto a pagar un individuo por respirar aire limpio). Estas medidas llamadas Variación Compensatoria y Variación Equivalente, son medidas únicas en cualquier situación y por consiguiente no se encuentran sujetas a la crítica hecha por Samuelson. En la actualidad, los conceptos de variación compensatoria y variación equivalente son criterios claves y forman parte de los fundamentos de la economía del bienestar aplicada. Pero el principio de compensación no escapó a críticas, Scitovsky (1941) menciona que el uso de este principio en el análisis puede aumentar la aparición de inconsistencias, esto es llamado en la literatura con el nombre de Paradoja de Scitovsky. Luego Gorman (1955), extendió este análisis para ilustrar el problema de intransitividad asociado con la inconsistencia en el ordenamiento de tres o más situaciones.

La importancia del criterio propuesto por Kaldor y Hicks radica en el hecho de que suaviza el planteamiento de mejora de bienestar planteado por el criterio de Pareto y abre la posibilidad a la comparación de más estados de la economía. El impacto de esto en el campo de la Economía Ambiental tiene que ver directamente con la ampliación del conjunto de alternativas de política ambiental para la comparación.

Lipsey y Lancaster (1956, 1957), utilizando el Principio de Pareto demostraron que existen circunstancias bajo las cuales las distorsiones en un mercado o en un sector económico implica que también pueden existir distorsiones en otros mercados o sectores, por consiguiente, hacer un análisis parcial no puede resultar en conclusiones consistentes. Es muy difícil argumentar que la economía en su totalidad libre de interferencias no competitivas, este resultado sugiere que el enfoque parcial de economía del bienestar no es el más apropiado. Krutilla (1980), se preguntó y respondió acerca de las exposiciones anteriores. Se observa que existen dudas sobre el uso práctico de la economía del bienestar, pero por lo contrario, los economistas de bienestar siguen aplicando los modelos de equilibrio parcial para

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

originar recomendaciones de política, y las recomendaciones han sido realizadas aún cuando existan perdedores producto de un cambio.

3.3. Compensación en Términos de Bienestar Económico.

El problema de la agregación de los excedentes en la forma sugerida anteriormente (a través del Criterio de Pareto), es que por lo general, las medidas de política económica mejoran la posición de algunas personas y empeoran la posición de otras. Es decir, inevitablemente, toda medida de política económica implicará beneficios para algunos y costos para otros. En consecuencia, una regla que aprueba las políticas que mejoren la posición de todos sin empeorar la posición de nadie sería una regla excelente pero imposible de ejecutar. Tales situaciones en las que una política mejora por lo menos la posición de algunas personas sin empeorar la posición de nadie, se conocen como mejoras en el sentido de Pareto. Una modificación de la anterior propuesta, que considera siempre la existencia de perdedores, es la prueba de compensación, la cual propone la comparación de los excedentes del consumidor para los ganadores y para los perdedores. A partir de esta comparación surgen tres situaciones:

1. La suma de los Excedentes del Consumidor de los ganadores supere a la suma del Excedentes del Consumidor de los perdedores. Si esto ocurre los ganadores podrían, en teoría, transferir dinero a los perdedores de tal modo que los perdedores no queden en peor situación que antes. Para que los ganadores sigan en posición ventajosa aún después de la transferencia a los perdedores, dicha transferencia expresada en dinero debe ser menor a la cantidad recibida por los ganadores. Esta es la única forma en que los ganadores efectivamente ganen y los perdedores queden en su situación inicial. En la literatura sobre economía del bienestar esto es llamado una mejora en el sentido de Pareto.

2. La suma del Excedente del Consumidor de los ganadores sea menor que la suma del Excedente del Consumidor de los perdedores. Este caso es exactamente lo contrario al anterior, de darse esta situación se presentaría entonces, un desmejoramiento en el sentido de Pareto.

3. La suma del Excedente del Consumidor de los ganadores sea exactamente igual a la suma del EC de los perdedores. Esta situación implica que una política no ofrece mejoramiento ni empeoramiento de la situación inicial

Lo anterior fue establecido por Kaldor y Hicks en su forma original, se refieren a lo que hoy en día es conocido con el principio de compensación. Este se refiere a que si ***" una política B***

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

es preferida a una política A, si en el movimiento de A a B, todos pueden mejorar potencialmente[50]". Se presentaron complicaciones cuando Tibor Scitovsky (1941), puntualizó la existencia de casos fuera del principio de compensación: Casos donde los ganadores pueden compensar a los perdedores al ir de A a B utilizando los precios y la distribución de ingreso iniciales para evaluar los cambios; pero a partir de los subsecuentes precios y distribuciones del ingreso, los perdedores pueden compensar a los ganadores para renunciar ir de A a B. Por lo tanto, pueden surgir casos en que la política B sea preferida a la política A y la política A sea preferida a la política B. Esto fue resuelto mediante a adopción del doble criterio de Scitovsky, el cual establece que la política B es preferida a la política A solamente si los ganadores pueden compensar a los perdedores al hacer el cambio y que los perdedores no puedan sobornar a los ganadores para que renuncien al cambio. Samuelson (1947), luego limitó este criterio de Compensación Potencial, para comparar todos los posibles precios y redistribuciones de ingreso de los resultados asociados con la política A. La palabra "potencial" es criticada ya que B es preferido a A solo si es posible que los ganadores compensen a los perdedores – no solamente cuando los ganadores actualmente compensen a los perdedores . El principio es basado solamente sobre la compensación potencial.

El principio de Compensación Potencial fue propuesto originalmente con un argumento que recomendaba los pagos actuales de la compensación (los ganadores en el movimiento de A a B compensen en la actualidad a los perdedores). Pero una ganancia en bienestar es clara solo sí cuando esta mejor, o al menos, ninguno a empeorado. Si el criterio es aplicado sobre la base de ganancias potenciales, su aplicación conducirá a cambios que harán que unas personas empeoren y otras mejoren en una mayor cantidad. Sin embargo, si la sociedad tiene una alta consideración por los individuos que empeoran y una baja consideración por los que mejoran (además debido a que uno es pobre y el otro es rico), entonces la sociedad como un todo podría empeorar con el cambio. Por consiguiente, la aplicación del criterio de compensación cuando este no es pagado actualmente claramente involucra un juicio de valor.

Just, Hueth, Schmitz (1982), para explicar esto presentan el caso de la producción de tomates – necesita de trabajadores para su cosecha – es decir, el sector es intensivo en trabajo. Luego se introduce una cosechadora mecánica que desplaza a mano de obra. Bajo el principio de compensación, la cosechadora es deseable si los ganadores son suficientes (los propietarios de la tierra, los productores, consumidores y fabricantes de las maquinas) y que estos compensen a los trabajadores desplazados si ellos lo desean, entonces se darían ganancias potenciales para todos. Dependiendo de la valoración de los cambios por parte de la sociedad en la distribución del ingreso real, las cosechadoras no deberían introducirse si los trabajadores desplazados (perdedores) no son compensados actualmente. Este resultado aplicando un análisis de bienestar económico sería utilizado para determinar las implicaciones distribucionales. En

[50] Este criterio no es del todo claro, debido a que en ningún momento se sugiere que la compensación deba ser pagada. Entonces, se juzga conveniente una política si se presenta el caso 1, pero no se paga ninguna compensación, de modo que los perdedores siguen siendo perdedores y los ganadores se quedan en efecto con sus ganancias iniciales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

cualquier evento, el enfoque natural es determinar si o no la introducción de las cosechadoras de tomates representa un Pareto potencial (ganancia) que de acuerdo con el criterio de compensación sería la sumatoria de las variaciones compensatorias de los ganadores y perdedores. Es decir, si la cosechadora de tomates representa una ganancia potencial de Pareto si la máxima cantidad de dinero que los productores y otros ganadores están dispuestos a pagar por que se introduzca la cosechadora exceda la mínima cantidad de dinero que los trabajadores agrícolas (perdedores) están dispuestos a recibir por tolerar la introducción de la cosechadora.

3.4. Variación Compensatoria y Variación Equivalente.

La variación compensatoria y equivalente, medidas propuestas por Hicks (1939) y están relacionadas con las medidas de bienestar clásico propuestas por la vieja economía del bienestar, pero sin sufrir sus deficiencias. Estas medidas pueden ser aplicadas en las pruebas de compensación propuestas por la nueva economía del bienestar. Al dirigir la economía del bienestar al campo empírico es importante saber si las variables relevantes en el análisis pueden ser observadas o no. Dado que la utilidad no es posible de medir, se debe seleccionar una alternativa. Una alternativa observable para medir las intensidades de las preferencias de un individuo para una situación versus otra situación, es la cantidad de dinero que el individuo estaría dispuesto o recibir para no moverse de una situación a otra.

Recordando un poco lo dicho de que el Excedente del Consumidor (área por debajo de la curva de demanda y por encima de la recta de precio) no era una medida conveniente para valorar los cambios en bienestar de los consumidores. Willig, mediante el planteamiento de una metodología bautizada con el nombre de Límites de Willig, logra demostrar que el excedente del consumidor es una buena aproximación de la verdadera disponibilidad a pagar por un cambio. La variación compensatoria, es la cantidad de dinero tomada de un individuo después de un cambio económico, que deja a la persona justo en la situación inicial, es decir, en la situación antes del cambio. Para una ganancia en bienestar, es la máxima cantidad de dinero que la persona estaría dispuesta a pagar por acceder al cambio. Para una pérdida de bienestar, por lo contrario, sería el negativo de la mínima cantidad de dinero que la persona debería estar dispuesta a recibir como una compensación por el cambio.

La variación equivalente, es la cantidad de dinero pagada a un individuo con la cual – sin que pase un cambio económico – deja al individuo como si hubiera ocurrido dicho cambio. Para una ganancia en bienestar, sería la mínima cantidad de dinero en forma de compensación que la persona debería necesitar para renunciar al cambio. Para una pérdida de bienestar, por lo contrario, sería el negativo de la máxima cantidad de dinero que el individuo estaría dispuesto a pagar por evitar el cambio.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Por último se debe mencionar que la variación compensatoria y equivalente también pueden utilizarse para medir los cambio en el bienestar de los productores. Estas medidas primeramente se definieron con la finalidad de estimar los cambios en el bienestar producidos por cambios en el precio de bienes mercadeables. Luego fueron aplicados para la estimación de los cambios en el bienestar originados a partir de cambios en la disponibilidad de ciertos recursos, como por ejemplo disponibilidad de bienes no mercadeables. Un caso típico es la estimación de los cambios en el bienestar a través de la variación Compensatoria o Variación Equivalente derivados de un cambio en la calidad del aire.

Los conceptos de variación compensatoria y variación equivalente son sumamente importantes para medir los cambios en bienestar social que pueden generar las políticas ambientales. Estas dos medidas operativizadas a través de la Disponibilidad a Pagar y Disponibilidad a Aceptar, sirven para evaluar en términos de bienestar las pérdidas o las ganancias ocasionadas por las políticas y/o proyectos emprendidos.

Hicks (1948), en un ensayo seminal elaboro una clasificación de las diferentes medidas del excedente del consumidor. Para explicar las diferentes metodologías recurriremos a un gráfico en el cual se explican las cuatro medidas propuestas por Hicks para analizar cambios en precios y cantidades. Esto puede apreciarse en la siguiente gráfica.

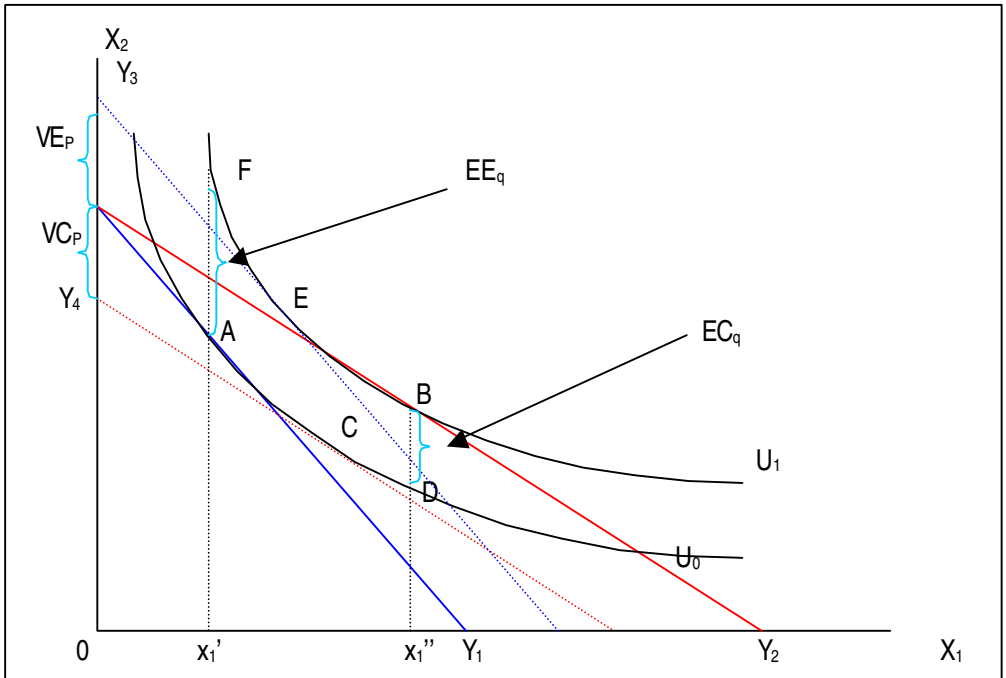


Gráfico 3.1: Medidas de Cambio en Bienestar.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Similarmente, se puede proponer el caso de determinar sumas de dinero para dejar al consumidor en el nivel de utilidad final U_1. Entonces, si el consumidor parte de A, podemos preguntar ¿cuál suma de dinero necesitaría para renunciar a la baja de precio?. Si el consumidor no presenta restricciones en las cantidades compradas, esta compra será medida por $VE_{p,}$ debido a que tal suma lo colocaría en el punto E ubicado en la curva de indiferencia U_1. Ahora, si el consumidor está restringido a comprar la cantidad x_1' delimitada por el punto A, la única medida pertinente para medir el cambio será EE_q, ubicando al individuo en el punto F, en el nivel de utilidad U_1. En resumen podemos presentar dos medidas:

VC (ganancia potencial) = VE (pérdida potencial)
VC (pérdida potencial) = VE (ganancia potencial)

Las cuales serán expresadas como:

VCp: La Variación Compensada es la suma máxima de dinero que el consumidor estaría dispuesto a pagar para lograr la baja de precio indicada por el desplazamiento de Y1 a Y2.

EC_q: Esta medida de bienestar también es llamado excedente compensatorio. Representa la suma máxima de dinero que el consumidor estaría dispuesto a pagar para lograr la baja de precio, suponiendo que está restringido a comprar la cantidad de x_1" indicada por el punto B.

VE_p: La Variación Equivalente es la suma mínima de dinero que necesitaría el consumidor para renunciar al beneficio de la baja de precio.

EE_q: Esta medida de bienestar también es llamada por la literatura excedente equivalente. Representa la suma mínima de dinero que necesitará el consumidor para renunciar al beneficio de la baja de precio, suponiendo que éste restringido a comprar la cantidad x_1' indicada por el punto A.

Podemos decir que la VC reflejará la compensación máxima que los ganadores estarían dispuestos a pagar. De igual modo, la variación compensatoria del aumento en precio medirá el mínimo que aceptarían los perdedores. No convendrá implantar la política si la VC de los ganadores es menor que la VC de los perdedores. Consideremos ahora la posibilidad de que los perdedores paguen a los beneficiarios para que renuncien al cambio. Los perdedores potenciales impedirían el cambio si la VE de los ganadores es menor a la VE de los perdedores y no podrán impedirlo si la VE de los ganadores es mayor a la VE de los perdedores.

En consecuencia, podría surgir una contradicción si la VC de los ganadores son menores a las VC de los perdedores y si la VE de los ganadores son mayores que las VE de los perdedores. Además, debemos recordar que la VE de los ganadores es mayor que la VC de los perdedores y que la VC de los perdedores es mayor que la VE de los perdedores. Bajo estas consideraciones, el caso de que la VC de los ganadores sea menor a la VC de los perdedores y

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

que al mismo tiempo, que la VC de los perdedores sea mayor a la VE de los perdedores, se puedan satisfacer simultáneamente, dando lugar a una paradoja.

Dado que, en general, los consumidores no están restringidos en cuanto a las cantidades que pueden comprar, las medidas pertinentes serán VC_p y VE_p. Exactamente, en términos de definición se puede decir que afirmar que l a variación compensada mide la máxima disposición al pago de los beneficios, mientras que la variación equivalente mide la mínima compensación requerida para renunciar a un beneficio. En cambio, para el caso de los bienes ambientales, los cuales son exógenos para el consumidor, la medidas indicadas serían el EC_q y el EE_q. La gráfica 3..2 presenta la relación existente entre la VC, VE y la curva de demanda para el bien x_1. El cambio en el precio de P^0 a P^1 en el gráfico (b), corresponde al cambio en el precio implícito en el desplazamiento de las rectas presupuestales Y_1 a Y_2 en el gráfico (a).

La medida de VC corresponde a una curva de demanda trazada con respecto a los puntos A y C del gráfico (a). Esta curva de demanda presenta solamente el efecto sustitución de un cambio en el precio de Y_1 a Y_2, de modo que la curva de demanda D_H^0 es una curva de demanda compensada, a menudo llamada curva de Demanda Hicksiana. De la misma manera, la curva de demanda D_H^1, que nos da la medida VE, se refiere a los puntos E y B que de nuevo presentan el efecto sustitución, pero ahora con respecto a la posición del ingreso referente al punto B.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

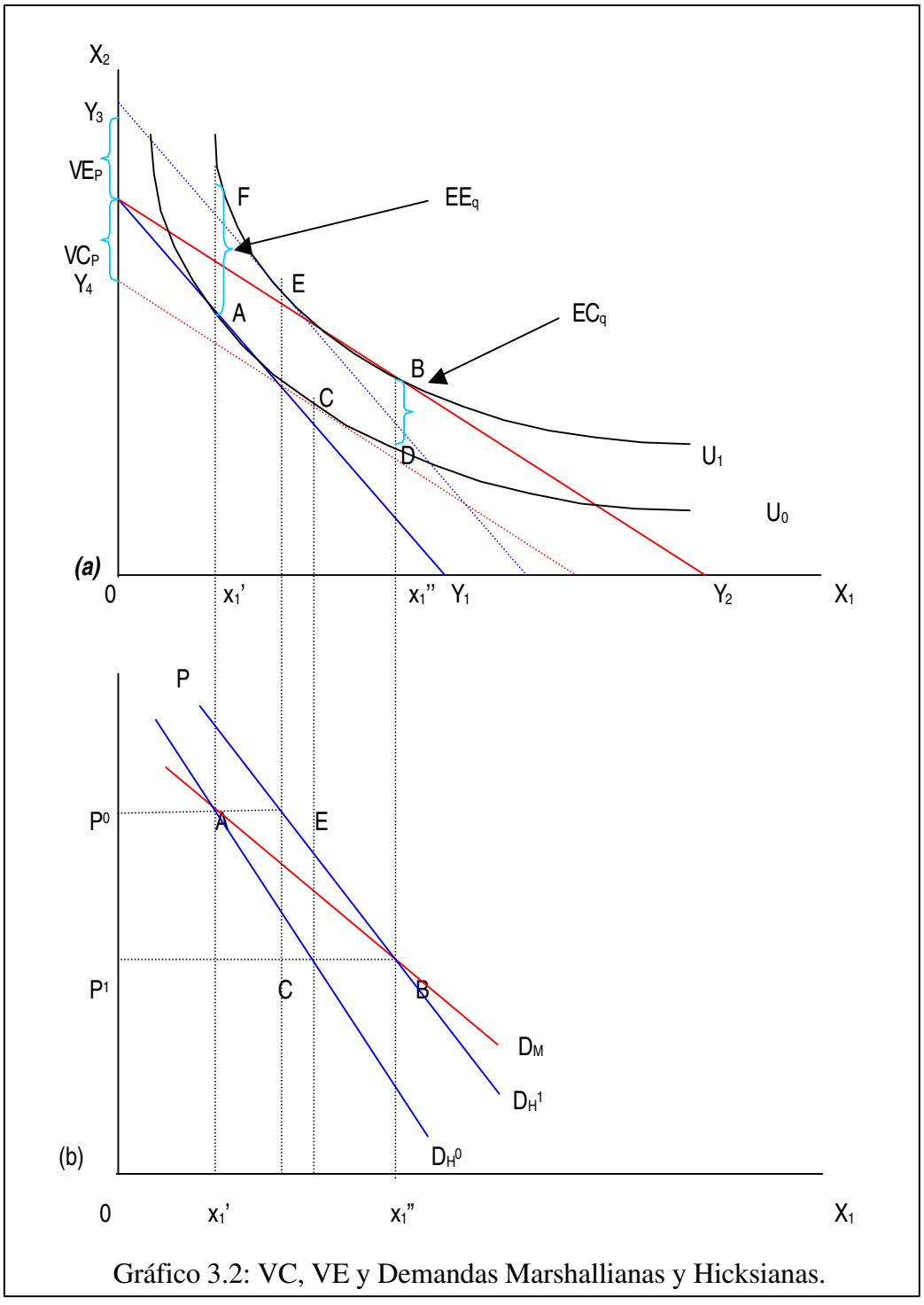


Gráfico 3.2: VC, VE y Demandas Marshallianas y Hicksianas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Otra medida del cambio en el bienestar derivado de la baja en el precio, definida por el área P^0P^1AB, el cual aparece como una medida promedio de las otras dos medidas. Note que el desplazamiento de A a B, en la parte (b) corresponde directamente al desplazamiento de A a B en la parte (a) del anterior gráfico. Es decir, la curva de demanda que pasa por los puntos A y B contiene el efecto ingreso y el efecto sustitución. Esta es la curva de demanda marshalliana, la cual no es compensada por el efecto ingreso. Por lo tanto, el área P^0P^1AB es una medida directa del excedente del consumidor Marshalliano. En la parte (b) del anterior gráfico se puede notar que:

$$VE > EC > VC$$

Donde, EC es el excedente del consumidor Marshalliano y la VC se encuentra delimitada por el área P^0P^1AB, mientras que la VE se define como el área P^0P^1EB.

Utilizando los resultados de las pruebas de compensación, estamos en posibilidad de definir el óptimo de Pareto y los mejoras en el sentido de Pareto. En esencia, si podemos evitar la paradoja de Scitovsky, la suma de los excedentes del consumidor positivos y negativos, medidos por VC, VE y EC, nos dirá si la política es potencialmente conveniente. Por lo tanto, un exceso de excedentes positivos sobre excedentes negativos indicará que la política generará un mejoramiento potencial en el sentido de Pareto. No se habla de un mejoramiento efectivo en el sentido de Pareto, debido a que no se paga en realidad una compensación a los perdedores, con los beneficios de los ganadores.

Por otra parte, un exceso de excedentes negativos sobre excedentes positivos indicará un deterioro potencial de Pareto. Se presentará un óptimo de Pareto cuando resulte imposible aumentar los excedentes de algunas personas sin disminuir las de otras.

Se debe mencionar que la regla de mejoramiento potencial en el sentido de Pareto se encuentra incorporada en la técnica de análisis Costo– Beneficio (ACB). El ACB no es más que la teoría neoclásica del bienestar y su técnica de medición se basa en la teoría del excedente del consumidor, mientras que sus reglas de decisión total se basan en las pruebas de compensación de Kaldor – Hicks. Se debe comentar también que la técnica de ACB involucra el uso de juicios de valor, si se alteran tales juicios, se alterará también el ACB. Los juicios de valor que apoyan la concepción del ACB son:

-Se toma en cuenta las preferencias de los individuos: Se requiere que el consumidor indique su disposición a pagar o su requerimiento de compensación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Tales preferencias se ponderan por el poder de mercado: Si se considera que el deseo de pagar se manifiesta en sumas efectivas de dinero, tales sumas variaran de acuerdo con la capacidad de pago de los individuos.

Si la regla de decisión se ve influida bajo los criterios anteriormente mencionados podemos decir entonces que aplicamos un juicio de valor. De igual modo podemos dejar que nuestra regla de decisión se vea influida por un juicio que conceda a las ganancias y pérdidas de los pobres una mayor ponderación que a la de los ricos. Por lo tanto, lo mejor que se puede hacer es indicar como cambia el resultado del ACB si se modifican los juicios de valor en que se basan. Bajo esta forma se pueden tener varias reglas de decisión acerca de la suma neta de excedentes del consumidor, iniciando el análisis de viabilidad de una política con la regla que nos dice que una política es conveniente siempre que la VC de los ganadores sea mayor que la VC de los perdedores.

Tomando en cuenta lo anterior, se introducen otras reglas que tomen en cuenta la justicia distributiva. Primero, se puede sostener que los pobres tienen una utilidad marginal del ingreso mayor que la de los ricos. Si pudiéramos medir estas utilidades marginales en relación con algún grupo básico, tendríamos una fórmula como la siguiente,

$$\sum_{i=1}^{n} u_i VC_i > \sum_{j=1}^{m} u_j VC_j$$

Con i = 1, ...,n grupos de beneficiarios, y j =1, ... , m grupos de perdedores. Los u_i y u_j son entonces las medidas de la utilidad marginal del ingreso de los grupos i y j en relación con algún grupo básico. Esta regla daría una evolución en términos de la utilidad absoluta y, por supuesto, su valor depende en alto grado de la validez de la medición de las utilidades marginales del ingreso, una cuestión discutible por lo menos. Sin embargo, aquí lo importante es el principio.

Pero además podemos discutir acerca de quien "merece" la utilidad. Es decir, podemos modificar la regla anterior para tomar en cuenta las diferencias de los méritos entre los grupos. En este caso tendríamos una regla como la siguiente:

$$\sum_{i=1}^{n} e_i u_i VC_i > \sum_{i=1}^{j} e_j u_j VC_j$$

Donde, e_i y e_j se refieren ahora a los merecimientos relativos de los grupos i y j, cuando se presentan inconvenientes con esta regla se procede simplemente a ponderar por los pesos e. En cuanto consideremos la posibilidad de ponderar como lo indican las reglas, abandonamos en efecto el óptimo de Pareto como un objetivo. Así pues, al examinar este tema deberemos recordar que no es indispensable seguir este procedimiento, o tendremos que examinar los

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

resultados obtenidos y tomar en cuenta que estos resultados pueden ser modificados de acuerdo con las reglas de decisión introducidas en esta sección.

3.5. Eficiencia y Equidad.

Según Just, Hueth y Schmitz (1982), la eficiencia económica tiene que ver con la producción y facilitación del consumo tanto como sea posible dependiendo de la disponibilidad de recursos. Mientras que la equidad tiene que ver con la distribución equitativa de los bienes entre los individuos. Algunas de las preguntas relacionadas con eficiencia y equidad son abordadas por de la economía del bienestar. Primero, ¿el establecimiento de mercados competitivos hace que la sociedad se encuentre en un estado preferencial?. Segundo, ¿cuáles son los efectos distribucionales de la competencia imperfecta y monopolio?. Tercero, ¿cómo pueden ser medidos los efectos del monopolio?.

Explorando otra definición, según Field (1997), la idea central de la eficiencia económica es que debe haber un equilibrio entre el valor de lo que se produce y el valor de lo que se consume para generar la producción. Debe haber un balance entre la disponibilidad a pagar y los costos marginales de producción. Cuando se hable de costos marginales, se debe hablar de todos los costos de producir un producto en particular, independientemente de considerar a quien se le acumulan. Cuando se hable de la disponibilidad a pagar, se debe insistir en que representa con precisión todo el valor que las personas en la sociedad asignan a un bien. Esto no necesariamente significa que todas las personas atribuyen un valor a cada uno de los bienes; sólo significa que no hay fuentes faltantes de valor. Según este mismo autor, el nivel eficiente de producción para un bien es la cantidad identificada mediante la intersección de las curvas de beneficio marginal (disponibilidad a pagar marginal, o valor marginal del producto) y la de costo marginal. En ese nivel de producción, los costos de generar una unidad más de producto son exactamente iguales al valor marginal de este[51], en este punto los beneficios netos económicos son maximizados.

Dada una distribución inicial del ingreso y unos recursos, uno puede posiblemente mejorar la eficiencia del mercado, y por consiguiente, hacer que la sociedad éste mejor. Sin embargo, un sistema puede ser muy eficiente pero no muy equitativo en cuanto a la distribución de los bienes. La eficiencia solamente puede ser definida con respecto a un tipo de distribución de ingreso. Si uno cambia la distribución, uno cambia la combinación de producto óptima o de competencia. No existe un procedimiento objetivo por medio del cual se determine la condición de producto ideal y la distribución de ingreso óptima. Existen muchos estados eficientes desde el punto de vista económico, cada uno correspondiente a diferentes

[51] La gráfica correspondiente a este caso sería exactamente igual a la gráfica 2.1, pero suponiendo que en el eje horizontal se representa el nivel de algún producto producido y consumido.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

distribuciones de ingreso. La elección de la distribución del ingreso, sin embargo, es asunto de política que puede ser resuelto solamente por medio de juicios de valor a través de procesos de políticas. La economía del bienestar, puede proveer insumos útiles al proceso de diseño de políticas por medio de la puntualización de los efectos sobre la eficiencia y las implicaciones distribucionales de un cambio.

Según Field (1997), la equidad se encuentra estrechamente ligada a la distribución de bienestar en una sociedad. Si esta distribución se considera esencialmente como algo justo, se pueden justificar niveles alternativos de producción haciendo sólo del criterio de eficiencia. Sin embargo, si el bienestar se distribuye de forma injusta, el criterio de eficiencia en sí mismo puede ser demasiado restringido.

La eficiencia económica, enseguida se plantea sí un sistema de mercado, un sistema en el cual las mayores decisiones económicas sobre cuánto se produce provienen de la interacción más o menos no obstaculizada de compradores y vendedores, suministra resultados que son socialmente eficientes. Desde el punto de vista de la eficiencia económica es importante la medición de bienestar. Sin embargo, los evaluadores de políticas también tienen él deber de investigar que pasa con la distribución de los costos y beneficios económicos de una política ambiental entre la sociedad. Es importante saber quienes asumen los costos de la regulación y en que monto, esto con el objetivo de adicionar criterios adicionales al de eficiencia económica en el proceso de toma de decisiones.

3.5.1. Ponderación del Bienestar.

Debido a que la pregunta sobre distribución óptima del ingreso no ha podido ser resuelta con fundamentos objetivos, se ha desarrollado el enfoque de "ponderación del bienestar" para varios grupos de individuos. Algunos economistas dan iguales ponderaciones al bienestar de varios grupos de mercado en sus modelos. Por ejemplo, suponga que un mercado competitivo pasa a ser monopolio. Este cambio debería causar una pérdida de bienestar a los consumidores y ganancias a los productores del sector. Bajo este tipo de análisis, la pérdida de $1 por parte de un consumidor es ponderada de igual forma que la ganancia de $1 por parte de un productor. Un diseñador de política, sin embargo, puede preferir un cambio que da $10 al pobre y un gasto de $11 al rico. Una escala graduada de impuesto al ingreso con asistencia de bienestar a los pobres es evidencia clara de tales preferencias y también provee alguna base para la determinación del esquema de ponderaciones revelado por las preferencias de la política.

Claramente, la elección de la ponderación de bienestar es un juicio de valor al menos que se base sobre preferencias reveladas de políticas con elección previa. Sin embargo, las ponderaciones de bienestar a partir de la elección previa de políticas, pueden enfrentar problemas tales como cambios de los equipos de profesionales que hacen las políticas y

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

problemas asociados con fuerza de naturaleza no económica que juegan cierto papel de presión en la toma de decisiones de política. Un enfoque propuesto por la Economía del Bienestar aplicada que de respuesta a este problema es la aplicación del análisis de una política bajo varios tipos de ponderaciones. Con esto, el analista económico no cae en el vicio de seleccionar ponderaciones que sean de mayor acuerdo con sus preferencias y por consiguiente no sería necesario emplear juicios de valor en el análisis económico. Cuando los estudios de bienestar aplicado se dirigen sobre la distribución de los efectos de los principales grupos de individuos, en vez de que solamente sobre el efecto agregado de una política, se origina información más detallada para los que hacen y toman las decisiones de política, que en últimas, representan diferentes constituyentes.

Para finalizar, hay que mencionar que la Economía del Bienestar sigue el enfoque de la Economía Normativa para hacer un ordenamiento de los estados de la economía basado en el criterio de maximización del bienestar económico de la sociedad. Los encargados de la toma de decisiones de política encuentran en la Economía del Bienestar una herramienta poderosa para poder elegir dentro de un conjunto de alternativas aquella más conveniente para la sociedad en términos de la maximización del bienestar económico.

A medida que se toman decisiones que maximizan el bienestar de la sociedad se genera eficiencia económica. Sin embargo, la Economía del Bienestar solo se limita al estudio de la generación de eficiencia en el uso de recursos escasos en una economía y no toma en cuenta aspectos de equidad ni aspectos de distribución del ingreso que son determinantes también como metas de política del gobierno.

Las medidas propuestas para la medición de los cambios en bienestar son la Variación Compensada y la Variación Equivalente. Estas medidas son exactas y presentan el inconveniente de que no pueden ser estimadas a partir de argumentos observables[52]. Debido a esto, en la actualidad, muchas de las aplicaciones empíricas de evaluación de proyecto y políticas públicas recurren al excedente del consumidor[53] como una medida aproximada de los verdaderos cambios en el bienestar del consumidor que pueden derivarse de la ejecución de una política.

Específicamente, para la parte de evaluación de bienestar de políticas ambientales. Field (1997) señala que existen muchos problemas por abordar y que necesariamente tienen que mejorar en los procesos de evaluación de políticas ambientales, para poder maximizar el bienestar social. En primer lugar, hay que identificar el nivel más apropiado de calidad ambiental que se busca alcanzar. El segundo problema consiste en encontrar la manera de

[52] Teóricamente, la variación Compensada y la Variación Equivalente son medidas estimadas a partir de las curvas de demandas Hicksianas, las cuales se caracterizan por estar en función de los precios y de la utilidad, sin embargo, la utilidad es un argumento no observable, por lo cual no se puede hacer una estimación empírica de estas funciones de demandas.

[53] El Excedente del Consumidor es una medida de bienestar que puede ser estimada empíricamente debido a que se puede calcular a partir de la obtención de una función de demanda Marshalliana, la cual se encuentra en función de argumentos observables (los precios y el ingreso).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

dividir la tarea para lograr las metas de calidad ambiental. Si hay muchos contaminadores, ¿cómo debería intentarse una distribución entre ellos de una reducción global de las emisiones?. En tercer lugar, es necesario dar respuesta a la pregunta de cómo se distribuyen los beneficios y costos de los programas ambientales a través de la sociedad, y si esta distribución es apropiada.

Una posible alternativa para lograr estos objetivos, es la proposición de un modelo de política ambiental que implique mejoras netas en el ambiente. La esencia de este modelo consiste en una simple situación de medición de los intercambios (trade off) que caracteriza todas las actividades del control de la contaminación. Por una parte, reducir las emisiones disminuye los daños que las personas sufren por la contaminación ambiental. Sin embargo, reducir las emisiones requiere emplear recursos que podrían utilizarse en alguna otra actividad que demande la sociedad.

3.6. Criterios de Bienestar.

La determinación de los criterios de evaluación de políticas públicas a sido objeto de gran debate. La dificultad radica en la inhabilidad de decidir los fundamentos puramente económicos por medio de los cuales los bienes y servicios en una economía deben ser distribuidos entre los individuos. Los objetivos de distribución y equidad son de naturaleza política, moral y económica.

Los economistas hace un buen tiempo desarrollaron el concepto de ***Función de Bienestar Social*** para medir el bienestar de la sociedad como una función de las utilidades de todos los individuos[54]. Como objetivo se pretendía establecer un ordenamiento social completo de todos los posibles estados de la economía. Un ordenamiento social, en principio, permite la comparación y elección entre diferentes estados y ayuda al economista a determinar precisamente que conjunto de políticas maximiza el bienestar para la sociedad. El problema de este enfoque tiene que ver con el alcance de un acuerdo en cuanto a la forma funcional que debe tener la función de bienestar, la cual no se ha podido aplicar debido a las controversias existentes en cuanto a su uso. Hasta el momento se han ensayado muchas formas funcionales con fundamentos morales, éticos, filosóficos con consideraciones de equidad, justicia y libertad. Sin embargo, debido a la subjetividad de estos argumentos, es muy poco probable que se alcance un acuerdo que favorezca el uso de este concepto en la evaluación de políticas.

Debido a que el uso de una Función de Bienestar Social se encuentra opacada por las controversias, muchos economistas han tratado de mantener la objetividad y de exigir aplicabilidad práctica a la Economía del Bienestar como una ciencia capaz de evitar los ***Juicios de Valor***. Un Juicio de Valor es sencillamente una afirmación subjetiva acerca de lo

[54] Ver, por ejemplo, Jeremy Bentham, Introduction to Principles of Morals and Legislation, 1823 Edition (New York): Doubleday and Book Company, 1961).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

que es de valor para la sociedad y sirve como una herramienta que ayuda al ordenamiento de los diferentes estados de la economía. Este es subjetivo en el sentido de que no puede estar totalmente respaldado por la evidencia empírica, entonces, de hecho no es un juicio.

Los juicios de valores son determinantes a la hora de tomar una decisión de política ambiental debido a que estos pueden influir de manera significativa al equipo tomador de decisiones y llevar el conjunto de políticas gubernamental hacia una única dirección.

El intento por evitar Juicios de Valor condujo al desarrollo del ***Principio de Pareto*** por medio del cual una política o estado de la economía es preferida a otro sí y solamente sí todos los individuos se encuentran igual de bien como antes y por lo menos uno a mejorado su situación[55]. Un problema con este criterio es que solo un número limitado de alternativas de política pueden ser comparables y este concepto también involucra el uso de Juicios de Valor. La mayoría de las decisiones o propuestas acerca de proyectos públicos involucran perdedores. Sin embargo, el juicio de valor incluido dentro del Principio de Pareto es mucho más débil que el requerido en enfoque de la Función de Bienestar Social.

En un esfuerzo por expandir el número de alternativas de política o estados de la economía para la comparación, los economistas neoclásicos han desarrollado en concepto de ***Principio de Compensación*** (también llamado ***Principio de Compensación Kaldor - Hicks***) por medio del cual una política o estado de la economía es preferida a otro si los ganadores pueden compensar potencialmente a los perdedores y aún lograr mantenerse en una mejor situación[56]. Algunas veces estos estados de la economía son llamados ***Estados Potenciales de Pareto Preferidos***. Este principio expande verdaderamente el número de alternativas de políticas o de estados de la naturaleza para la comparación, sin embargo, algunos de los estados de la economía no pueden compararse. Además, si la compensación es pagada actualmente, este criterio reduce el ***Principio de Pareto***; mientras que si la compensación no es pagada, este principio incluye un Juicio de Valor adicional.

Dejando la discusión abierta sobre sí la compensación debe ser pagada, los economistas han utilizado este principio solamente por la simple razón de tener un criterio base para poder encontrar una manera de maximizar el tamaño del pastel económico. Es decir, encontrar una manera de maximizar el valor de los bienes y servicios producidos en una economía, dejando a los políticos, a los científicos sociales y filósofos moralistas el trabajo de la distribución del pastel. Un importante resultado que se puede descubrir con esto es si los principios de ***Eficiencia Económica*** pueden estar separados de los ***Aspectos Distributivos*** de tal manera que el tamaño del pastel pueda ser maximizado independientemente de su distribución.

---

[55] Vilfredo Pareto, Cours d´Economie Politique, 2, Lausanne, 1986.
[56] Nicholas Kaldor, "Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility". The Economic Journal, Vol 49, No. 195 (September, 1939), pp. 549 – 52, and J. R. Hicks, "The Foundations of Welfare Economics", The Economic Journal, Vol 49, No. 196 (December 1939), pp. 696 – 712.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Finalmente, Samuelson[57] introdujo el Criterio de Bienestar Potencial como un medio para demostrar las restricciones en el alcance incluidas en los anteriores criterios. Como era de esperarse, flexibilizar los Juicios de Valor conduce a una utilidad empírica más limitada. No obstante, este criterio es útil conceptualmente para localizar los criterios con perspectiva.

Este capítulo se centra en presentar las fortalezas y debilidades de cuatro criterios básicos para la evaluación de políticas o estados de la economía:

- El Enfoque de la Función de Bienestar Social.
- El Criterio de Pareto.
- El Criterio de Compensación.
- El Criterio de Bienestar Potencial.

3.6.1. La Función de Bienestar Social.

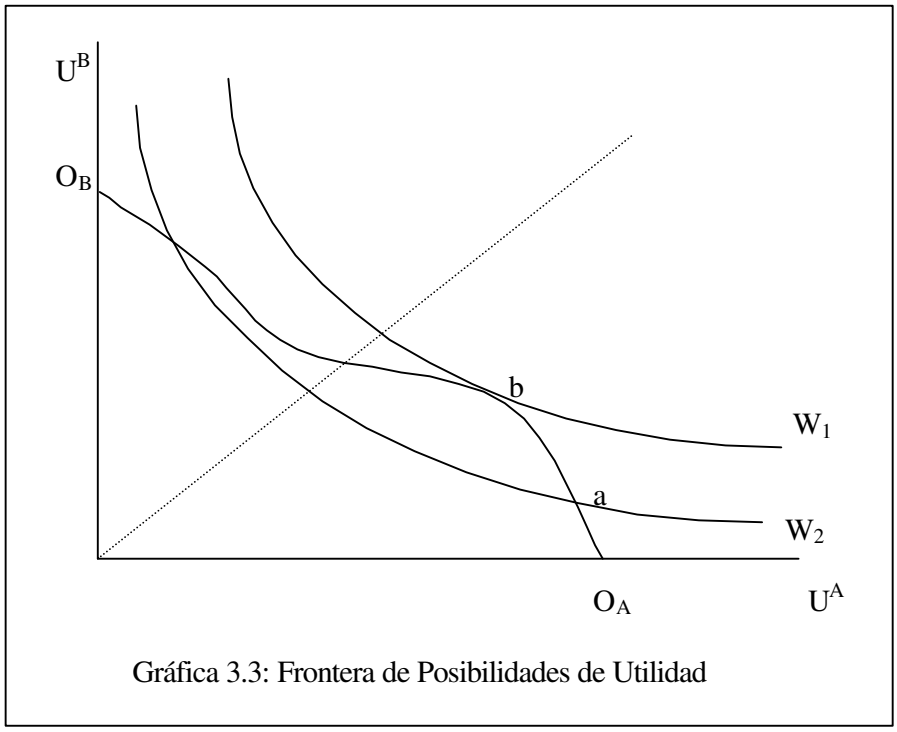
Un problema típico de elección entre un conjunto de alternativas de política que afectan la distribución o equidad en una economía se presenta en la gráfica 2.1. La utilidad del individuo A se encuentra representada en el eje horizontal y la utilidad del individuo B se encuentra representada en el eje vertical. Suponga que las alternativas de política disponibles generan resultados a lo largo de la ***Frontera de Posibilidades de Utilidad*** O_AO_B. Un resultado básico y controvertido en el proceso de evaluación de políticas económicas es como decidir entre diferentes alternativas debido a que los movimientos a lo largo de la Frontera de Posibilidades de Utilidad normalmente se presentan tanto ganadores como perdedores.

Por ejemplo, la adopción de una política que cause un movimiento desde el punto **a** hasta el punto **b** resulta en una ganancia de utilidad para el individuo B y una pérdida de utilidad para el individuo A. Este tipo de políticas involucra ***Comparaciones Interpersonales***. Es decir, requieren de la comparación entre la ganancia en beneficios por parte de un individuo y la pérdida en beneficios por parte de otro individuo.

En teoría, una ***Función de Bienestar Social*** provee un concepto que facilita las comparaciones interpersonales. La especificación de una Función de Bienestar Social incluye el uso de Juicios de Valor que hacen posible el ordenamiento de todos los estados de la economía. Los Juicios de Valor requeridos para algunas comparaciones son débiles, en otros casos estos tienen que ser mucho más fuertes.

[57] Paul A Samuelson, Foundations of Economics Analysis (Cambeidge, Mass: Harvard University Press, 1947).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 3.3: Frontera de Posibilidades de Utilidad

Indudablemente, los Juicios de Valor más ampliamente aceptados son aquellos que ordenan las alternativas de política o estados de la economía con base en la determinación de un ordenamiento social. En otras palabras, la Función de Bienestar Social debe depender de las utilidades de los individuos;

$$W = W\left(U^A, U^B\right)$$

Este supuesto ha sido llamado ***Postulado Etico Fundamental*** de Samuelson[58] y es la piedra angular de las sociedades democráticas. Una Función de Bienestar de esta forma es también llamada ***Función de Bienestar Bergosiana*** debido a que Abram Bergson[59] fue el primero en utilizarla.

Sin embargo, para hacer operacional la Función de Bienestar Social se necesitan Juicios de Valor o Postulados Eticos adicionales. Algunos de los postulados débiles que hacen operacional a la Función de Bienestar Social son:

[58] Samuelson, Foundations of Economic Analysis.
[59] Abram Bergson, "A Reformulation of Certain Aspects of Welfare Economics," Quarterly Journal of Economics, Vol. 52 (February 1938), pp. 310 - 334.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

1. El Bienestar Social es incrementado si la utilidad de cualquier individuo puede incrementarse sin que se reduzca la utilidad de cualquier otro individuo. Esta propiedad es equivalente al Principio de Pareto e implica que el nivel de bienestar se incrementa cuando los Contornos de Bienestar se desplazan a la derecha, es decir:

$$\frac{\partial W}{\partial U^{j}} > 0 \text{ , j = A. B.}$$

2. Si el nivel de bienestar de un individuo empeora, entonces, el nivel de bienestar de otro individuo debe mejorar para retener el mismo nivel de Bienestar Social. Esta propiedad implica que la Contornos de Bienestar siempre deben tener pendiente negativa.

3. Si algún individuo tiene un nivel de bienestar muy alto y otro tiene un nivel muy bajo, entonces, la sociedad debería estar dispuesta a sacrificar algo de bienestar del primer individuo para obtener un pequeño incremento en el nivel de bienestar del segundo individuo, donde la intensidad con que se realice este trade off dependerá del grado de inequidad. Esta propiedad implica que los Contornos de Bienestar son convexos al origen.

Estas propiedades son necesarias para la existencia de los Contornos de Bienestar, como W_1 y W_2, de la gráfica 3.3. Si tenemos disponible una Función de Bienestar Social para ordenar los estados de la economía con base en la utilidad que estas generan a los individuos, entonces, los Contornos de Bienestar asociados que mantienen el bienestar constante pueden estar representados por W_0 y W_1 en la gráfica 3.3. Donde, W_1 representa un nivel de bienestar mayor que W_0. Entonces, las alternativas de posibilidades de utilidad puede compararse. Por ejemplo, el punto **b** es preferido al punto **a** debido a que este se encuentra localizado sobre un Contorno de Bienestar Social de mayor nivel.

Bajo estas condiciones, el Bienestar Social se maximiza al mayor Contorno de Bienestar alcanzable tangible con la Frontera de Posibilidades de Utilidad. Por consiguiente, un Contorno de Bienestar Social es W_1 en la gráfica 3.1. En este caso, se puede obtener un nivel óptimo social único. Note que la pendiente del Contorno de Bienestar puede ser representada como:

$$-\frac{\partial W / \partial U^{A}}{\partial W / \partial U^{B}}$$

Sí, $W(U^A, U^B)$ es diferenciable. Y también, si la utilidad del individuo depende de cuanto de cada bien sea asignado al consumidor tal que $U^j = U^j(q^j)$, j = A, B, entonces, la pendiente de la Frontera de Posibilidades de Utilidad es:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$-\frac{\partial U^B / \partial q^B}{\partial U^A / \partial q^A}$$

Asumiendo que las funciones de utilidad son diferenciables y creciente con respecto a q^j. Entonces, la condición de tangencia puede ser representada matemáticamente como:

$$\frac{\partial W / \partial U^A}{\partial W / \partial U^B} = \frac{\partial U^B / \partial q^B}{\partial U^A / \partial q^A}$$

Multiplicando cruzado resulta:

$$\frac{\partial W}{\partial U^B}\frac{\partial U^B}{\partial q^B} = \frac{\partial W}{\partial U^A}\frac{\partial U^A}{\partial q^A} \quad (3.1)$$

Esta condición implica que el valor marginal social del consumo para cada bien debe ser igual a través de todos los individuos.

3.6.1.1. Limitaciones de la Función de Bienestar Social.

Aunque la Función de Bienestar Social es un concepto conveniente y poderoso en teoría, su utilidad práctica no es muy ilusoria. Se han hecho muchos intentos por especificar una Función de Bienestar Social capaz de facilitar su utilidad empírica pero no han sido ampliamente aceptadas. Aparentemente, existe poca esperanza de obtener una Función de Bienestar Social bajo un acuerdo general. Los principales enfoques ensayados son:

1. Enfoque Subjetivo: bajo este enfoque se postula una forma funcional completa para la Función de Bienestar Social basada sobre fundamentos éticos subjetivos.

$$W = \sum_{j=1}^{J} U^J \quad (3.2)$$

Por ejemplo, los primeros estudiantes de la escuela utilitarista (como Bentham) creyeron que los cambios en la felicidad debían simplemente ser adicionados para todos los individuos, como se presenta en la ecuación 3.2. Unas ganancias netas positivas son vistas bajo este enfoque como un fundamento para la implementación de políticas. Esto implica que los contornos de bienestar de la gráfica 3.3. deberían expandirse siguiendo una línea con pendiente –1.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Otros suponen una forma funcional que refleje los beneficios positivos de mejor la equidad consistente con juicios de valor distribuidos normalmente[60]. Entonces, una Función de Bienestar social que refleje aversión a la inequidad se puede representar como:

$$W = \frac{1}{1-\rho}\sum_{j=1}^{J}\left(U^{J}\right)^{1-\rho} \quad (3.3)$$

El problema enfrentado aquí es que el término normal es ambiguo. Por ejemplo, no se ha podido alcanzar un acuerdo sobre el nivel apropiado de aversión a la inequidad, por ejemplo, el valor apropiado de ρ en la ecuación 3.3[61].

2. Enfoque de Axiomas Básicos: Intenta investigar la existencia y forma de la Función de Bienestar Social matemáticamente basada en un conjunto de axiomas fundamentales aceptables acerca de las preferencias de los individuos y como estas cuentan para la sociedad. Uno de los principales esfuerzos es el teorema de imposibilidades de Arrow[62]. Este teorema dirige la pregunta "¿ si existe una regla general que pueda ordenar los estados sociales basados únicamente en la forma en que estos estados puedan ser ordenados por cada uno de los individuos de la sociedad?". Arrow llegó a la conclusión de que tal regla no existe bajo requisitos plausibles. Una Función de Bienestar Social puede ser encontrada si se supone que:

1. Universalidad: Dominio de las decisiones no sea restringido.
2. Principio de Pareto sea aplicable.
3. No exista un Dictador.
4. Se asume que el ordenamiento es independiente de las alternativas irrelevantes.

Un ejemplo de una regla que no es compatible con lo anterior es la votación por mayoría. Los resultados de Arrow sugieren que si las preferencias de la sociedad son representadas por un dictador (o por un grupo de personas que actúan como dictador)[63], la utilización de intensidades de las preferencias de los individuos en vez de utilizar un ordenamiento simple de estas[64], o que uno de los otros axiomas como por ejemplo el de independencia de alternativas

---

[60] Charles Blackorby and David Donaldson, "A Review Article: The Case Against the Use of the Sum of Compensating variations in Cost – Benefit Analysis," Canadian Journal of Economics, VOL 23, No. 3 (August 1990), pp.471 –94.

[61] Para demostrar las diferencias en las aversiones a la inequidad posiblemente con la función presentada en 2.3, es que cuando ρ = 0 la ecuación 2.3 se reduce a 2.2, se parece 2.5 cuando ρ = ∞, cuando ρ = 1 se parece a una forma multiplicativa como:

$$W = \prod_{J=1}^{j} U^{J}$$

[62] Kenneth J. Arrow, Social Choice and Individual Values (New York: John Wiley & Sons, Inc., 1951, revised edition, 1963.

[63] Arrow, Social Chice.

[64] M. C. Kemp and Y. K. Ng, "More on Social Welfare Functions: The Incompatibility of Individualism and Ordinalism," Economica, Vol.44, No. 173 (February 1977), pp. 89-90.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

irrelevantes no se aplique[65], se podría encontrar una forma funcional para la Función de Bienestar Social que represente las preferencias de una sociedad. Un problema práctico mayor con este enfoque es que siempre bajo axiomas débiles donde se incluye la votación, los costos transaccionales de recolectar los votos o de registrar a todos los individuos con base en cada uno de los resultados de las políticas son prohibitivos.

3. Enfoque de Justicia Social: bajo este enfoque se argumenta que el enfoque axiomático seguido por Arrow falla debido a que la mayoría de grupos actúan interesadamente prefiriendo eliminar los intereses de los grupos minoritarios. Esta falla puede ser corregida si se consideran aspectos de imparcialidad y de justicia económica. Para explorar esto supongamos el siguiente ejemplo, suponga que la sociedad esta compuesta solamente de tres individuos y se considera un cambio que toma $1000 de un individuo para darle $300 a cada uno de los otros dos. Si los tres individuos fueran a votar interesadamente conociendo quienes son los beneficiarios, la mayoría votaría en favor del cambio. De otra manera, si la votación se hiciera bajo el escenario de falta de conocimiento acerca de quien debería pagar y quien debería recibir los beneficios (el velo de la ignorancia), entonces, el cambio debería ser rechazado unánimemente.

Alternativamente, las consideraciones morales para tratamientos de los individuos parecidos (como la imparcialidad) son los responsables de soportar juicios de valor por medio de los cuales el tratamiento de los individuos en la Función de Bienestar Social es simétrico, por ejemplo,

$$W\left(U^A, U^B\right) = W\left(U^B, U^A\right)$$

Los contornos de la Función de Bienestar Social de la gráfica 3.3. son simétricos siguiendo una línea con un ángulo de 45° y la optimalidad es alcanzada mediante una igualdad perfecta. De otro lado, si los individuos reciben proporcionalmente más utilidad del consumo de las mismas canastas de bienes que consumen otros, entonces una Función de Bienestar Social debería, en efecto, asignar diferentes ponderaciones para el consumo de los individuos.

Harsanyi[66], hace una diferencia entre las preferencias personales y las preferencias morales. Las preferencias morales son ordenadas por un individuo racional que debería mostrar incertidumbre acerca de las preferencias personales individuales que deberían ser mantenidas.

[65] Para un estudio de estos resultados, ver Amartya K. Sen, Choice, Welfare and measurement (Cambridge, N.: MIT Press, 1982) or Peter C. Fishburn, The Theory of Social Choice (Princeton, N. J.: Princeton University Press, 1973).

[66] J. C. Harsanyi, "Cardinal Utility in Welfare Economics and in the Theory of Risk-Taking," Journal of Political Economy, Vol. 61, No. 5 (october 1953), pp. 434-5, and Harsanyi, "Cardinal Welfare, Individualistic Ethics and Interpersonal Comparisons of Utility," Journal of Political Economy, Vol. 63, No. 4 (August 1955), pp. 309-21.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Este autor afirma que bajo supuestos débiles, una Función de Bienestar Social se puede representar como una suma ponderada de las utilidades de los individuos[67].

$$W = \sum_{j=1}^{J} \alpha_j U_j \quad (3.4)$$

Además, la imposición de imparcialidad (simétrica)la función de bienestar en (3.4) se reduce a la Función de Bienestar de Benthan presentada en (3.2) con iguales ponderaciones. Esta función de bienestar a sido llamada Función de Bienestar Social Justa[68].

Sin embargo, otras consideraciones morales, tienden a sugerir un concepto fuerte de igualdad. Las consideraciones morales en los resultados de bienestar económico son llamadas derechos de justicia económica. Varios juicios de valor o postulados éticos son representantes de estas consideraciones morales incluye el derecho de consumir lo que uno produce, el derecho a la subsistencia, el derecho a la libertad económica y el derecho a la igualdad económica[69]. Con estas consideraciones, tomar $1000 de un individuo rico para dar $300 a cada uno de los otros dos individuos pobres puede ser preferidos bajo fundamentos morales. El más importante trabajo en este campo fue el de Rawls "Teoría de la Justicia"[70].La teoría de Rawls, la cual es realmente más una filosofía que una teoría, nos dice que una política debería ser evaluada por el bienestar de la persona más pobre en la sociedad. Esto implica una Función de Bienestar de la forma:

$$W = min\left(U^1, ..., U^j\right) \quad (3.5)$$

En un trabajo más general, Arrow[71] y Haryansi[72] encuentran que esta teoría puede ser sustentada por las preferencias morales de los individuos con infinita aversión al riesgo acerca de los intereses conferidos y las preferencias a ser asumidas. La conclusión de Arrow, es que la presencia de una diversidad de creencias éticas en la sociedad imposibilita el descubrimiento de una teoría de justicia.

Virtualmente, todos estos enfoques con consideraciones morales sugieren optimalidad en la distribución que tiende, en algún sentido, hacia la igual o hacia la ponderación de la igualdad. Sin embargo, siempre estas dos alternativas simples representadas por (3.2) y (3.5) diferirán

---

[67] Los supuestos de Harsanyi son que las preferencias personales y morales satisfacen el axioma de elección de Neumann – Morgenstern, bajo este axioma cada uno de los individuos tiene una probabilidad igual de tomar cualquier la preferencia personal de cualquier individuo, y que los dos estados son socialmente indiferentes si ellos son indiferentes para todos los individuos. Por lo tanto, la elección puede ser hecha de acuerdo a la hipótesis de la utilidad esperada dada una incertidumbre acerca de las preferencias individuales.

[68] Para una discusión adicional, ver dennis Mueller, Public Choice (London: Cambridge University Press, 1979).

[69] Para una revisión más detallada de las teorías de distribución del ingreso ética y de justicia económica, ver Robin W. Boadway and Neil Bruce, Welfare Economics (Cambridge, Mas.: Basil Blackwell, Inc., 1984), Chapter 6.

[70] J. Rawls, A Theory of Justice (New York: Oxford University Press, 1971).

[71] Kenneth J. Arrow, "Some Ordinalist – Utilitarian Notes on Rawls Theory of Justice," Journal of Philosophy, Vol. 70, No. 9 (May 1973), pp. 245-63.

[72] J. C. Harsanyi, "Can the Maximin Principle Serve as a Basis for Morality?. A Critique of John Rawls Theory, "The American Political Science Review, Vol. 69, No. 2 (June 1975), pp. 594 – 606.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

drásticamente en sus implicaciones. Con (3.5) el empeoramiento de un individuo se da con la presencia de un dictador mientras que con (3.2) los individuos que tengan muy pequeñas utilidades (y utilidades marginales pequeñas) tienden a no importar. En ninguna de las veces, cada una de estas funciones puede ser soportada por un conjunto de axiomas factibles[73]. Por lo tanto, a medida que los desarrollos axiomáticos adicionen más sofisticación a los esfuerzos de especificación de una Función de Bienestar Social, el efecto será el de cambiar el nivel de desacuerdo en cuanto a los axiomas que soportan las funciones. Un acuerdo sobre el conjunto de axiomas aparece como más fácil de alcanzar que un acuerdo sobre la forma funcional de la Función de Bienestar Social.

En resumen, los esfuerzos por alcanzar una Función de Bienestar Social única no han ganado mucho campo y esta sujeto a grandes contradicciones entre los teóricos de la elección social y los filósofos morales. Por lo tanto, no es generalmente aceptable ni es objetivo hacer comparaciones interpersonales de utilidades que existen[74]. A pesar de la carencia de un acuerdo en cuanto a la forma específica para la Función de Bienestar Social, se ha recomendado la adopción de una forma específica alternativa para esta función, a la cual a sido recomendada a través del tiempo por la literatura. Algunas elecciones de política que estrictamente redistribuyen el ingreso, por ejemplo, la imposición de un impuesto a los ricos para luego asignar estos recursos para los pobres, no puede ser defendida o explicada con otros criterios económicos usados por la evaluación de políticas. Siempre que una Función de Bienestar Social es determinada, la presencia de una multitud de problemas prácticos se ve incrementada. El enfoque de la Función de Bienestar Social requiere que las utilidades de los individuos sean medidas cardinalmente hasta que las intensidades de las preferencias puedan ser comparadas. En contraste con este enfoque, Pareto y el criterio de Compensación solamente asumen que la utilidad puede ser medida ordinalmente. Por lo tanto, la mayoría de las aplicaciones prácticas son alcanzadas siempre que el ordenamiento social asociado con esta, no este suficiente completo para identificar un único optimo social o resolver las preguntas de distribución del ingreso.

3.6.2. Optimalidad de Pareto y el Criterio de Pareto.

El Criterio de Pareto, por lo menos, facilita el ordenamiento parcial de políticas alternativas o estados de la economía, bajo un juicio de valor débil. Un Pareto Optimo es aquel estado de la

---

[73] Por ejemplo, Maskin and Sen encuentran que cualquier Función de Bienestar Social con dominio no restringido que satisface independencia de alternativas irrelevantes, el Principio de Pareto, anonimidad, separabilidad de individuos indiferentes y cardinalidad con comparabilidad interpersonal deben ser de la forma de (2.1). Sin embargo, simplemente reemplazando la cardinalidad con ordinalidad y adicionando un supuesto de igualdad mínimo (las preferencias de los individuos que están mejor nunca pueden ser servidas cuando ellos están en conflicto con las preferencias de los individuos que están peor), el resultado en la Función de Bienestar de Rawlsiana en (2.4). ver E. Maskin, "A Theorem on Utilitarianism," Review of economic Studies, Vol. 45, No. 1 (February 1978), pp. 93-96, and Sen, Choice, Welfare and Measurement.

[74] Para una discusión de las dificultades relacionadas con la determinación de una Función de Bienestar Social, ver A. B. Atkinson, "On the Measurement of Inequality,", Journal of Economic Theory, Vol. 2, No. 3 (September 1970), pp. 244-63, and Amartya Sen, On Economic Inequalityu (Oxford: Clarendon Press, 1973).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

economía en el cual nadie puede estar mejor sin que otra persona este empeore. Sin embargo, esto no implica justicia económica o equidad en la distribución del ingreso.

Bajo el Criterio de Pareto si es posible hacer que una persona mejore al moverse del un estado ***a*** ha un estado ***b*** sin que ninguna otra persona empeore, el estado ***b*** puede ser registrado como un estado preferido al estado ***a***. Sí este es el caso, un movimiento del estado ***a*** al estado ***b*** representa una mejora de Pareto, o también se puede decir que el estado ***b*** es un Pareto Superior con respecto al estado ***a***. Como un ejemplo, suponga que una nueva tecnología resulta en una baja en el precio de los alimentos y al mismo tiempo no causa ningún daño por riesgo a la salud o por generación de desempleo. Por consiguiente, la introducción de la tecnología es una mejora de Pareto. Para decidir sobre lo que la sociedad considera como un cambio que implica una mejora de Pareto es necesario el empleo de juicios de valor. Para ilustrar la naturaleza de los juicios de valor, considere el caso de una política hace más rico al rico sin ayudar al pobre. Muchos pueden objetar tal política mientras que el criterio de Pareto impone un juicio de valor subjetivo sobre que es lo mejor para la sociedad.

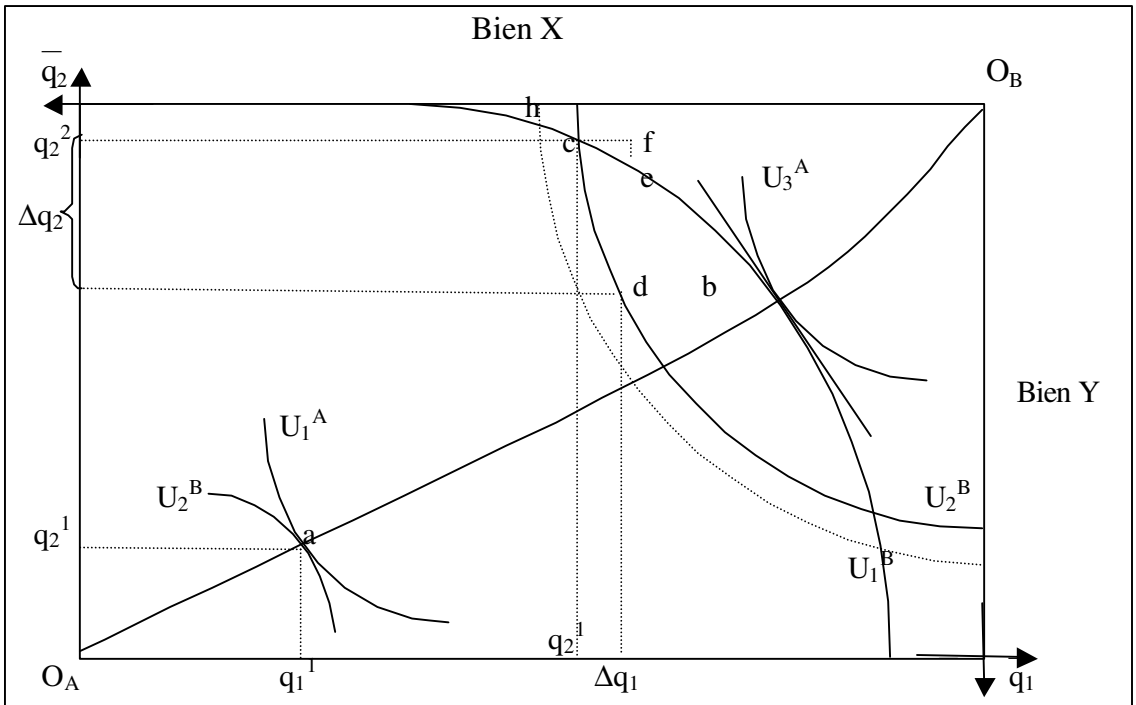
Si un estado es encontrado que no puede generar más mejora desde el punto de vista del criterio de Pareto, decimos que es un Optimo de Pareto. Es decir, un estado Optimo de Pareto es definido como un estado a partir del cual ninguna persona puede mejorar sin hacer que otra persona empeore. La optimalidad de Pareto, sin embargo, de ninguna manera implica justicia económica o igualdad en la distribución. La Optimalidad de Pareto es posible un alto sesgamiento de la distribución del ingreso.

Sin embargo, si la economía no es un Optimo de Pareto, existe ineficiencia económica. Si el producto es divisible, entonces, teóricamente cada uno de los individuos pueden estar mejor al movernos de una posición Pareto inferior a una posición Pareto superior. Por consiguiente, la Optimalidad de Pareto esta asociada a la eficiencia económica y el criterio de Pareto es llamado criterio de eficiencia. La eficiencia en este contexto esta asociada con las ganancias tanto como sea posible para la sociedad a partir de unos recursos limitados. Note, sin embargo, que el Criterio de Pareto también puede ser usado para comparar dos estados ineficientes. Es decir, un estado ineficiente puede representar una mejora de Pareto por encima de otro estado ineficiente.

3.6.2.1. Eficiencia en el Consumo.

La aplicación del Principio de Pareto y las relaciones entre la Optimalidad de Pareto y la eficiencia económica es ilustrado a través de una caja de Edgeworth – Boyle en la gráfica 3.4, para el caso de un intercambio puro. Este caso considera la asignación de una canasta dada de bienes entre los individuos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 3.4: Caja de Edgeworth – Bowley, el caso del Consumo Puro.

Considere los individuos A y B y suponga las cantidades de dos bienes, $\bar{q}_1$ y $\bar{q}_2$, son disponibles para la distribución entre dos individuos. El ancho de las cajas refleja la cantidad total de q_1 y la altura de la caja refleja la cantidad total de q_2. El mapa de curvas de indiferencia para el individuo A es mostrado a partir de origen O_A y es representado por las tres curva de indiferencia llamadas U_1^A, U_2^A y U_3^A. El mapa de curvas de indiferencia para el individuo B inicia a partir del origen O_B y tiene las curvas de indiferencia U_1^B y U_2^B.En el punto **a**, el individuo **A** tiene una dotación $\mathbf{q_1^1}$ de $\mathbf{q_1}$ y $\mathbf{q_2^1}$ de $\mathbf{q_2}$, mientras que el resto de cada uno de los bienes, $\bar{\mathbf{q}}_1 - \mathbf{q_1^1}$ y $\bar{\mathbf{q}}_2 - \mathbf{q_2^1}$, respectivamente, es distribuido para el individuo **B**. La línea que va de $\mathbf{O_A}$ ha $\mathbf{O_B}$ a través de los puntos **a** y **b** es conocida como curva de contrato y conecta todos los puntos de tangencia entre las curvas de indiferencia con la misma pendiente, en otras palabras, ambos consumidores tienen iguales tasas marginales de sustitución entre los bienes $\mathbf{q_1}$ y $\mathbf{q_2}$. La tasa marginal de sustitución mide la tasa a la cual un consumidor esta dispuesto a intercambiar un bien por otro en el margen. La tasa marginal de sustitución para cada consumidor generalmente varía a lo largo de la curva de contrato. La pendiente de la curva de indiferencia en el punto **a**, por ejemplo, no es la misma pendiente en el punto **b**.

Ahora, considere la posibilidad de usar el Criterio de Pareto para comparar u ordenar los estados alternativos de una economía. Por ejemplo, comparando el punto **c** con otros puntos de la caja de Edgeworth. Primero, examinemos el punto **c**, en este punto la $\mathbf{TMS_{q1q2}}$ del individuo **A** es mayor que la $\mathbf{TMS_{q1q2}}$ del individuo **B.** Es decir, la cantidad de $\mathbf{q_2}$ que el

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

individuo **A** esta dispuesto a dar por una unidad de $\mathbf{q_1}$ excede la cantidad de $\mathbf{q_2}$ que el individuo **B** esta dispuesto a aceptar por dar una unidad de $\mathbf{q_1}$.

Por lo tanto, en el punto **c**, ocurre:
- Individuo **A** esta dispuesto a pagar **df** de $\mathbf{q_2}$ para obtener $\mathbf{\Delta q_1}$ de $\mathbf{q_1}$.
- Individuo **B** esta dispuesto a aceptar **ef** de $\mathbf{q_2}$ para dar $\mathbf{\Delta q_1}$ de $\mathbf{q_1}$.
- De lo anterior queda un exceso de disponibilidad a pagar igual a la distancia **de**.

Si el exceso de disponibilidad a pagar por encima de la disponibilidad a aceptar no es pagado. Entonces, el punto **e** es un Pareto Superior con respecto a **c**, debido a que el individuo **A** esta mejor y el individuo **B** no empeoro con el cambio. Si el exceso de disponibilidad a pagar del individuo **A** es pagado al individuo **B**, el movimiento fuese hacia el punto **d,** el cual también es un estado Pareto Superior al punto **c** debido a que el individuo **B** esta mejor y el individuo **A** no ha empeorado. Cualquier cantidad intermedia de exceso (distancia **ed**) que sea pagada al individuo **B**, ambos individuos estarán mejor. Por lo tanto, todos los puntos incluyendo el punto final del segmento **ed**, serán puntos Paretos Superiores con respecto al punto **c**.

Lo mismo sucederá para cualquier movimiento del punto **c** a cualquier punto dentro del área sombreada representará una mejora de Pareto, mientras que todos los puntos ubicados en el área sombreada sean puntos Pareto Superiores con respecto al punto **c**.

Los puntos ubicados por encima del punto **c** en la región rayada con líneas son puntos Pareto Inferiores, debido a que al menos uno de los individuos debe empeorar para que el otro mejore. Por ejemplo, si pasamos del punto **c** al punto **h** sobre la curva de indiferencia $\mathbf{U_1^B}$ del individuo **B**, claramente se observa que el individuo **A** pierde, ya que con este movimiento él caería a un nivel de utilidad menor que el que tiene en el punto **c**, es decir, un menor nivel de utilidad que $\mathbf{U_2^B}$ (como la curva de utilidad dibujada con puntos suspensivos).

Ahora, una comparación del punto **c** con el resto de puntos ubicados por fuera del área sombreada en la caja de Edgeworth revela uno de los principales problemas que enfrenta el Criterio de Pareto. En todos estos puntos, una persona puede mejorar y la otra puede empeorar. Por ejemplo, en el punto **a**, el individuo **B** esta mejor que en el punto **c**, pero la situación del individuo **A** se empeoro. Por consiguiente, estos puntos son no comparables a través del Criterio de Pareto.

Ahora, suponga que la sociedad inicia en el punto **c** y se mueve al punto **e**. En el punto **e**, la $\mathbf{TMS_{q1q2}}$ del individuo **A** es mayor que la $\mathbf{TMS_{q1q2}}$ del individuo **B**. Así que, todavía cabe la posibilidad de seguir haciendo intercambios para alcanzar mayores ganancias. Puede suceder que el individuo **A** siga intercambiando con el individuo **B,** unidades de $\mathbf{q_2}$ para obtener unidades adicionales de $\mathbf{q_1}$, pero cada vez en menor cantidad.

De esta manera se puede alcanzar el punto **b**, en el cual la cantidad de $\mathbf{q_2}$ que el individuo **A** esta dispuesto a pagar por una unidad de $\mathbf{q_1}$ es igual a la cantidad de $\mathbf{q_2}$ que el individuo **B** esta

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

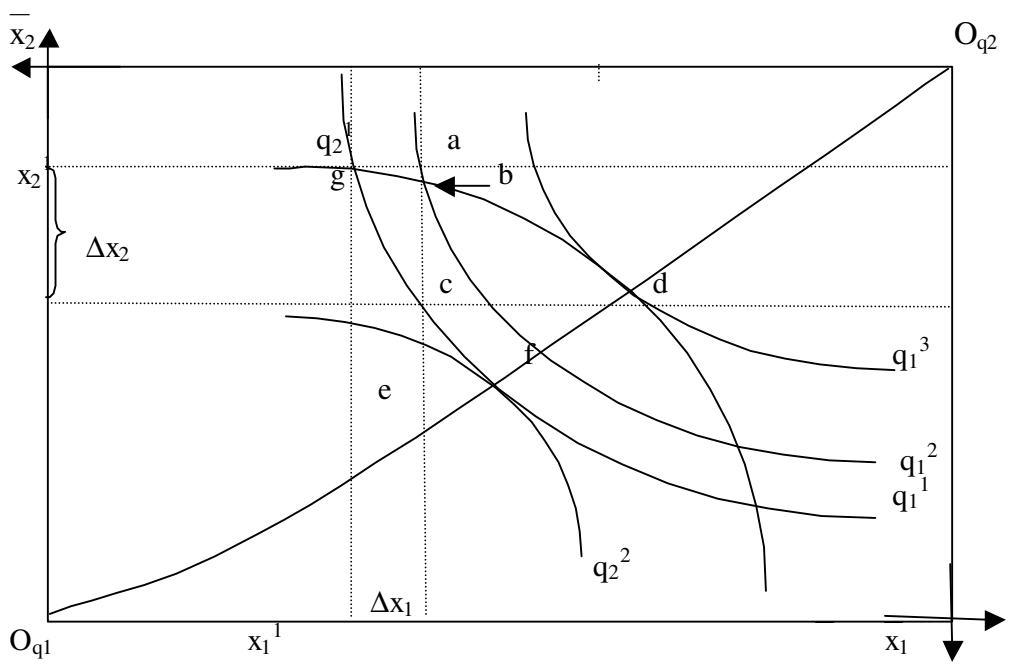
dispuesto a aceptar por dar una unidad de $\mathbf{q_1}$. Más halla de este punto el individuo **A** ya no esta dispuesto el precio que el individuo **B** demandaría por una unidad de $\mathbf{q_1}$ y cualquier movimiento adicional en cualquier dirección provocaría, al menos, que uno de los individuos empeore. Por lo tanto, el punto **b** es un Optimo de Pareto. En el punto **b** las $\mathbf{TMS_{q1q2}}$ de los individuos **A** y **B** son iguales:

$$\mathbf{TMS_{q1q2}}^{\mathbf{A}} = \mathbf{TMS_{q1q2}}^{\mathbf{B}} \qquad (3.6)$$

Esto se mantiene para todos los puntos de la curva de contrato. Por lo tanto, ***para el caso del intercambio puro, cualquier punto sobre la curva de contrato es un Optimo de Pareto: La Optimalidad de Pareto implica que la tasa marginal de sustitución entre cualquier par de bienes es la misma para todos los consumidores.*** La intuición de esta condición es clara debido a que movimientos para ambos individuos pueden ser posibles (pero la Optimalidad de Pareto ya no se mantendría). Si uno de los individuos esta dispuesto a dar más de un bien para conseguir una unidad de un segundo bien, otro individuo estará dispuesto a aceptar para dar una unidad de ese segundo bien.

3.6.2.2. Eficiencia en la Producción.

La aplicación del Principio de Pareto y la relación de la Optimalidad de Pareto para la eficiencia económica en la producción es presentada en la gráfica 3.5. La ineficiencia de Pareto ocurre si más del bien $\mathbf{q_1}$, o más del bien $\mathbf{q_2}$, o más de ambos pueden hacerse disponibles a través de mejorar la eficiencia de los insumos utilizados en el proceso de producción de estos bienes.



Gráfica 3.5: Caja de Edgeworth – Bowley, eficiencia en la Producción.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Esto correspondería a agrandar el tamaño de la caja de Edgeworth - Bowley que representa el intercambio en el consumo presentada a través de la gráfica 3.4. Si esto es posible, entonces, el individuo **A** o el individuo **B**, o ambos pueden mejorar haciendo posible una mejora desde el punto de vista de Pareto. Entonces, siempre que existan alternativas de producción, los puntos sobre la curva de contrato $\mathbf{O_A O_B}$ pueden ser eficientes en el sentido de Pareto si y solo si los puntos ($\overline{\mathbf{q}}_1$, $\overline{\mathbf{q}}_2$) son puntos de producción eficiente. ***Una canasta de producto Pareto Eficiente es aquella donde más de un bien no pude ser producido sin disminuir la producción de otro.***

Una canasta de producto puede ser eficiente solamente si los insumos son asignados a sus usos más eficientes. Para ver esto, considere la eficiencia en la producción mostrada en la caja de Edgeworth – Bowley en la gráfica 3.5. Esta caja despliega un mapa de isocuantas para el producto $\mathbf{q_1}$ con el origen $\mathbf{Oq_1}$ las isocuantas $\mathbf{q_1^1}$, $\mathbf{q_1^2}$ y $\mathbf{q_1^3}$. El mapa de isocuantas para $\mathbf{q_2}$ esta en posición opuesta y parte del origen $\mathbf{Oq_2}$. La cantidad total de insumos $\mathbf{x_1}$ y $\mathbf{x_2}$ disponibles están dadas por $\overline{\mathbf{x}}_1$ y $\overline{\mathbf{x}}_2$. Cualquier punto en esta caja representa una asignación de insumos para dos procesos de producción. Por ejemplo, en el punto **g**,

La tasa de sustitución técnica mide la tasa a la cual un insumo puede ser sustituido por otro mientras se mantiene el mismo nivel de producto. Entonces, si un incremento de $\mathbf{x_1}$, $\mathbf{\Delta x_1}$, es desplazado de la producción de $\mathbf{q_2}$ a la producción de $\mathbf{q_1}$, y luego un incremento de $\mathbf{x_2}$, $\mathbf{\Delta x_2}$, es desplazado a la producción de $\mathbf{q_2}$ sin disminuir el nivel de producto de $\mathbf{q_1}$ en $\mathbf{q_1^1}$. Pero, solamente un incremento de $\mathbf{ab < \Delta x_2}$ de $\mathbf{x_2}$ es necesario para mantener el nivel de producto $\mathbf{q_2}$ en el nivel original $\mathbf{q_2^1}$. Esto ocurre debido a que $\mathbf{TMS_{X1X2}^{q1} > TMS_{X1X2}^{q2}}$. Si en el intercambio de $\mathbf{\Delta x_1}$ por un incremento de $\mathbf{x_2}$, el nivel de producto de $\mathbf{q_2}$ es mantenido constante en $\mathbf{q_2^1}$, entonces el nivel de producto de $\mathbf{q_1}$ puede ser incrementado hasta $\mathbf{q_1^2}$. Entonces, el punto **g** es un punto ineficiente; el producto de $\mathbf{q_2}$ puede ser incrementado sin disminuir el producto de $\mathbf{q_1}$. Claramente, si cualquier cantidad de $\mathbf{x_2}$ sobre el segmento **bc** es asignado a $\mathbf{q_2}$ como $\mathbf{\Delta x_1}$ es asignado a $\mathbf{x_1}$, tanto el producto de $\mathbf{q_1}$ como $\mathbf{q_2}$ pueden ser incrementados.

Por razonamiento idéntico, el punto **b** es también un punto ineficiente. El producto de $\mathbf{q_1}$ también puede ser incrementado, manteniendo $\mathbf{q_2}$ constante, mediante una reasignación de $\mathbf{x_1}$ a $\mathbf{q_1}$ y de $\mathbf{x_2}$ a $\mathbf{q_2}$. Este proceso puede seguir hasta que un estado como el del punto **d** sea alcanzado. En el punto **d**, la cantidad de $\mathbf{x_2}$ puede intercambiarse para incrementar la cantidad de $\mathbf{x_1}$, manteniendo constante $\mathbf{q_1}$ en $\mathbf{q_1^3}$, es igual a la cantidad de $\mathbf{x_2}$ necesaria para mantener $\mathbf{q_2}$ constante en $\mathbf{q_2^1}$ si un incremento de $\mathbf{x_1}$ es eliminado de la producción de $\mathbf{q_2}$. Es imposible incrementar el nivel de producto de $\mathbf{q_1}$ sin disminuir el nivel de producto de $\mathbf{q_2}$. El punto **d** es por lo tanto un punto de producción eficiente en el sentido de Pareto. Pero este no es único. Por ejemplo, el punto **e**, es un punto de tangencia entre $\mathbf{q_1^1}$ y $\mathbf{q_2^2}$, es también un punto de producción eficiente en el sentido de Pareto, como lo es el punto **f**. En efecto, todos los puntos sobre el locus de eficiencia $\mathbf{Oq_1 Oq_2}$ son puntos de producción Pareto eficientes.

La tangencia de las isocuantas en la gráfica 3.5. implica que:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$TMS^{q_1}_{x_1x_2} = TMS^{q_2}_{x_1x_2} \qquad (3.7)$$

Por lo tanto, adicional a la primera condición de intercambio, la segunda condición en la producción para la optimalidad de Pareto, debe ser cumplida y adicionada al análisis. Es decir, ***la Optimalidad de Pareto en la producción implica que la tasa de sustitución técnica entre cualquier par de insumos es la misma en la producción de todos los productos usando ambos insumos.*** La intuición de esta condición es clara, debido a que una mayor producción de ambos bienes es posible (y la optimalidad de Pareto no es mantenida) si un proceso de producción puede dar más de un insumo para el intercambio de una unidad de otro insumo que otro proceso de producción requiere para dar esa unidad (manteniendo las cantidades producidas constantes en cada caso).

El conjunto de puntos óptimos de Pareto (o el locus de eficiencia) $\mathbf{Oq_1Oq_2}$ también puede representarse en el espacio del producto. En la gráfica 3.4, la curva que conecta todos los puntos $\mathbf{q_1}^*$ y $\mathbf{q_2}^*$ corresponden a $\mathbf{Oq_1Oq_2}$.

Aunque el punto **g** en la gráfica 3.5 no es un punto Pareto eficiente, uno no puede concluir que un movimiento del punto **g** a cualquier punto de producción optimo de Pareto sea una mejora de Pareto. Es decir, el Criterio de Pareto no puede ser usado para comparar todos los puntos ineficientes de producción con todos los e ficientes. Por ejemplo, un movimiento de $\mathbf{O_B}$ a $\mathbf{O_B'}$ en la gráfica 3.6. puede ser acompañado de una distribución con una mayor cantidad de producto en el punto **h,** el cual, aunque es un intercambio eficiente y un punto de producción, resulta en un empeoramiento del individuo **A** y un mejoramiento del individuo **B**, diferente al nivel de producto en $\mathbf{O_B}$, distribuido en el punto **m**. ***Una mejora de Pareto con una canasta de bienes más grande es alcanzado solamente si esta es distribuida tal que todos los individuos no empeoren y al menos alguno mejore.*** Por lo tanto, el uso del Criterio de Pareto, establece que estados con más bienes no pueden ser elegidos por encima de estados con menos bienes sin considerar la distribución.

3.6.2.3. Eficiencia en el Producto - Combinado.

Considere, en lo siguiente, la aplicación de la Optimalidad de Pareto al caso más general en donde la sociedad hace elecciones de productos combinados. Para hacer esto, el concepto de la ***Curva de Indiferencia de Scitovsky (CIS)*** es útil[75]. ***Una curva de indiferencia de Scitovsky es una curva a lo largo de la cual la utilidad se mantiene constante.*** En la gráfica 3.6., la sociedad produce $\mathbf{q_1}^1$ del bien $\mathbf{q_1}$ y $\mathbf{q_2}^1$ del bien $\mathbf{q_2}$. La **CIS** llamada **C** en la gráfica 3.6. corresponde al punto **a** sobre la curva de contrato donde el nivel de utilidad es $\mathbf{U_1}^{\mathbf{A}}$ para el individuo **A** y $\mathbf{U_1}^{\mathbf{B}}$ para el individuo **B**. Para determinar la **CIS**, mantenemos estacionario $\mathbf{O_A}$,

[75] Este concepto fue desarrollado por T. Scitovsky, "A Note on Welfare Propositions in Economics," Review of Economic Studies, Vol. 9, No. 1 (November 1941), pp. 77-88.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

con esto mantenemos al individuo **A** en la curva de indiferencia estacionaria en U_1^A**.** Luego movemos O_B**,** cambiando el mapa de indiferencia del individuo **B** con el eje para ambos bienes paralelo entre los individuos hasta que la curva de indiferencia del individuo **B**, U_1^B, permanezca tangente a la curva de indiferencia del individuo **A**, U_1^A. Por lo tanto, **C** es un locus compuesto por todas las canastas de productos para las cuales todos los miembros de la sociedad son indiferentes si la canasta es inicialmente distribuida en el punto **a**.

Ahora considere la comparación de una distribución particular de una canasta de bienes sobre la frontera de posibilidades de producción con la distribución de otra canasta también sobre la frontera. Por ejemplo, en la gráfica 3.6. considere la comparación de la canasta de producto en O_B**,** la cual es distribuida entre los individuos **A** y **B** en el punto **a**, con la canasta de producto en O_B' distribuida en el punto **a'.** La curva de Scitovsky correspondiente a la distribución en los puntos **a** y **a'** son **C** y **C'**, respectivamente. Note que **C** no es tangente a la curva de posibilidades de producción en O_B mientras que **C'** es tangente a O_B'**.**

Ambos individuos pueden estar mejor mediante la elección de la canasta O_B' debido a que **C'** se encuentra por encima de **C** y también debido a que solamente el nivel de producto en O_B^*(incluido el de O_B') distribuido en el punto **a'** es necesario para producir el mismo nivel de utilidad total como en O_B**.** El nivel de producto adicional ($q_1^2 - q_1^3$, $q_2^2 - q_2^3$) puede ser dividido en la manera que se desee para hacer que ambos individuos mejores al moverse de O_B^* a O_B'.

Sin embargo, siempre que **C'** este totalmente por encima de **C**, ambos individuos en la actualidad no estarán necesariamente en una mejor situación al moverse de O_B a O_B', en la gráfica 3.6 Es decir, la canasta representada por O_B' puede ser distribuida en el punto **b**, donde el individuo **A** esta mejor y el individuo **B** empeora relativamente con respecto a la canasta representada por O_B distribuida en el punto **a**. Las **CISs** una totalmente por encima de la otra, y un individuo puede todavía empeorar con una mayor **CIS**. Sin embargo, es posible redistribuir la canasta de producto en O_B' para hacer que todos mejoren en el punto **a** mediante la elección de una distribución de producto en O_B' en la región sombreada.

Ahora considere la comparación de la canasta de producto O_B' distribuida en el punto **a**' (la cual genera la **CIS** representada por **C'** tangente a **PP'**) con cualquier otra canasta de producto eficiente. Debido a que no resultan factibles los puntos de producción por encima de **C',** una **CIS** por encima de **C'** no podría encontrarse. Es decir, iniciando con O_B' distribuido en **a'**, una persona no puede mejorar sin que otra empeore, así que O_B' distribuido en el punto **a'** es un punto Optimo de Pareto.

El requerimiento de tangencia de la **CIS** con la curva de posibilidades de producción, entonces, establece una tercera condición que debe ser mantenida para la optimalidad de Pareto en el caso del producto combinado. Pero la pendiente negativa de la curva de posibilidades de producción es la tasa marginal de transformación de q_1 por q_2 (el cual mide la tasa a la cual un producto puede ser intercambiado por otro con una cantidades dadas de

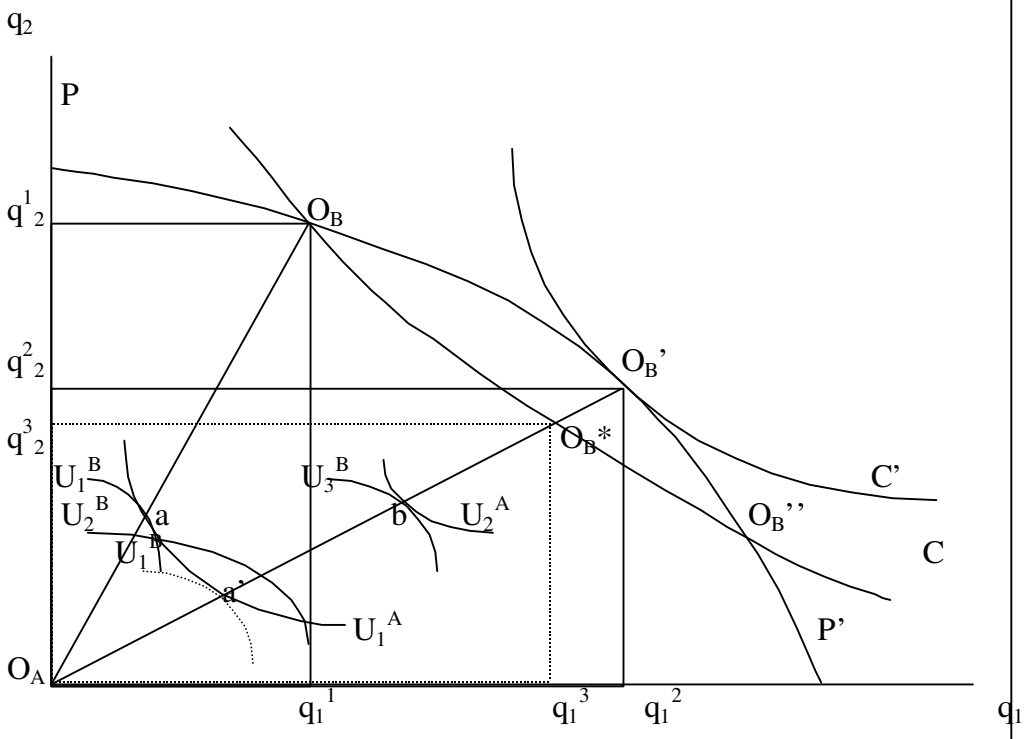
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

insumos), denotado por $\mathbf{TMT_{q1q2}}$, y el negativo de la pendiente de la **CIS** es la tasa marginal de sustitución de $\mathbf{q_1}$ por $\mathbf{q_2}$ para los individuos **A** y **B**. ***Por lo tanto, la optimalidad de Pareto para el caso del producto combinado implica que la tasa marginal de transformación debe ser igual a la tasa marginal de sustitución de los consumidores.***

$$TMT_{q_1q_2} = TMS^{A}_{q_1q_2} = TMS^{B}_{q_1q_2} \quad (3.8)$$

La intuición de esta condición es clara, debido a que si esto no es mantenido, las mejoras para un individuo son posibles sin afectar las posibilidades de producción de los otros, tal que más de un producto puede ser producido en lugar de una unidad de un segundo producto que el individuo esta dispuesto a aceptar en lugar de una unidad del segundo.

Por supuesto, las tres condiciones en (3.6) (3.8) no definen un único optimo de Pareto. Cualquier punto distribuido sobre la frontera de posibilidades de producción tal que la CIS es tangente a la curva de posibilidades satisface estas condiciones. Y, como en el caso del intercambio puro, el criterio de Pareto no provee una base para la elección entre estos puntos. La determinación de un único optimo social requiere de la cuarta condición de optimalidad en (3.1) la cual, por supuesto, incluye juicios de valor considerablemente fuertes.



Gráfica 3.6: Eficiencia en el Producto Combinado.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

3.6.2.4. El Optimo de Pareto y los Precios

A partir de la ecuación del óptimo de Pareto global podemos derivar algunos resultados interesantes. La $TMST_{X1,X2}$ puede escribirse como dX_1/dX_2, debido a que es la pendiente de la curva de transformación. Pero dX_1 es el cambio de la producción de X_1 y debe ser igual a:

$$\boldsymbol{dX_1 = -[dL.PMg_L(X_1)+dk.PMg_K(X_1)]}$$

Donde, PMg se refiere al producto marginal. De igual modo,

$$\boldsymbol{dX_2 = -[dL.PMg_L(X_2)+dk.PMg_K(X_2)]}$$

De modo que:

$$TMgT_{X_1,X_2} = \frac{dX_1}{dX_2} = \frac{-PMg_L(X_1)}{PMg_L(X_2)} = \frac{-PMg_K(X_1)}{PMg_K(X_2)}$$

Donde $TMgT_{X_1,X_2}$ es la tasa marginal de transformación entre los insumos X_1 y X_2, la cual representa todas las combinaciones posibles de insumos para generar un mismo nivel de producto. Ahora bien, sabemos que para cualquier empresa:

$$CMg = \frac{W}{PMg_L} = \frac{R}{PMg_K}$$

Donde, CMg es el costo marginal, W es el precio de la mano de obra, y R es el precio del capital (la tasa de interés). Por lo tanto:

$$PMg_L = \frac{W}{CMg} = \frac{R}{CMg}$$

Sabemos también, que la condición para cualquier consumidor en equilibrio es:

$$TMgS_{X_1,X_2} = \frac{UMg_{X_2}}{UMg_{X_1}} = \frac{P_{X_2}}{P_{X_1}}$$

Donde, TMgS denota la tasa marginal de sustitución, UMg denota la utilidad marginal. Por lo tanto:

$$\frac{P^A_{X_2}}{P^A_{X_1}} = \frac{P^B_{X_2}}{P^B_{X_1}} = \frac{W_1.CMg_{X_2}}{W_2.CMg_{X_1}}$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La anterior ecuación nos dice que la razón de precios afrontada por cada consumidor, A y B, debe ser igual a la razón de las tasas de salario de las dos industrias multiplicadas por la razón de los costos marginales, para que haya un óptimo de Pareto.

Bajo la competencia perfecta no puede practicarse la discriminación de precios, de modo que:

$$P_{X_1}^{A} = P_{X_1}^{B}$$
$$W_1 = W_2$$

Es decir:

$$\frac{P_{X_2}}{P_{X_1}} = \frac{CMg_{X_2}}{CMg_{X_1}}$$

Consideremos ahora la oferta de mano de obra. Al equilibrar el uso de su tiempo dedicado al ocio y al trabajo, el consumidor satisface la siguiente condición:

$$\boldsymbol{TMgS_{D,X} = TMgT_{D,X}}$$

Donde, D es el ocio y X es un bien comprado por el consumidor. Pero la $TMgS_{D,X}$ debe ser la producción que se generaría si el tiempo del ocio se usara en el trabajo, de modo que:

$$\frac{dX}{dD} = PMgL(X)$$

De igual modo, la $TMgS_{D,X}$ debe ser igual a una razón de precios. Pero el precio del ocio es el salario sacrificado, W. Por lo tanto:

$$TMgS_{D,X} = \frac{W}{P_X}$$

Tenemos entonces:

$$TMgS_{D,X} = TMgT_{D,X} = \frac{W}{P_X} = PMgL(X) = \frac{W}{CMgx}$$

La igualdad presentada por la última ecuación sólo será cierto sí:

$$\boldsymbol{P_X = CMg_x}$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Por lo tanto, existirá un óptimo de Pareto si todos los precios se igualan al costo marginal. Pero bajo competencia perfecta los precios son iguales al costo marginal, por que esta condición maximiza los beneficios de las empresas. Por lo tanto, se puede establecer que la competencia perfecta maximiza el bienestar en el sentido de que asegura un óptimo de Pareto.

3.6.2.5. El Optimo de Pareto, los Bienes y los Males Públicos.

Las reglas precedentes para la obtención de un óptimo de Pareto deben modificarse también en presencia de bienes públicos. Los bienes privados se caracterizan por ser excluibles, es decir, existe algún mecanismo para fijarle un precio al bien para impedir que otras personas disfruten de sus beneficios. También los bienes privados son rivales, esto significa, que el consumo de un bien por una persona impide su consumo simultáneo por otra persona. Un bien público, por el contrario, tiene exactamente las características contrarias. Cuando los individuos consumen un bien público, lo consumen en iguales cantidades y la provisión de tal bien es igual para todos los individuos. Para ver esto, escribamos la cantidad disponible de un bien privado(X_{PRIV}) como la suma de las cantidades consumidas por los individuos de una comunidad. Tenemos:

$$X_{PRIV} = X^{A}_{PRIV} + X^{B}_{PRIV} + X^{C}_{PRIV} + ... + X^{N}_{PRIV}$$

Mientras que para el bien público (X_{PUB}) tendremos que escribir:

$$X_{PUB} = X^{A}_{PUB} = X^{B}_{PUB} = X^{C}_{PUB} = ... = X^{N}_{PUB}$$

Ahora podemos ver que la existencia de los bienes públicos afecta las equivalencias marginales. Podemos abordar directamente la tasa marginal de transformación (TMgT). Un bien público debe producirse como cualquier otro bien, de modo que no se ve afectada la equivalencia entre la TMgT. Por lo tanto, podemos considerar una función de transformación entre bienes públicos y privados como la función de transformación entre dos bienes privados. Si aumentamos la cantidad de un bien público por alguna cantidad pequeña ΔX, la utilidad adicional para cualquier consumidor, i, será:

$$\Delta U_i = \frac{dU}{dX}.\Delta X$$

Pero al aumentar la oferta de X para el consumidor j, por hipótesis la aumentamos para todos los demás. Por lo tanto, un aumento total "social" de la utilidad U_{SOC} debe ser:

$$\Delta U_{SOC} = \frac{dU^{i}}{dX}.\Delta X + \frac{dU^{j}}{dX}.\Delta X + \frac{dU^{k}}{dX}.\Delta X + ...$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\Delta U_{SOC} = \Delta X\left[\frac{dU^i}{dX} + \frac{dU^j}{dX} + \frac{dU^k}{dX} + ...\right] = \Delta X\sum_i^m \frac{dU}{dX}$$

Donde m es el número de consumidores involucrados. Ahora bien, la tasa marginal de sustitución, $TMgS_{PUB,PRIV}$ para cualquier individuo "i" es en efecto:

$$TMgS^i_{PUB,PRIV} = \frac{UMg^i_{PUB}}{UMg^i_{PRIV}}$$

Por lo tanto,

$$\Delta X.\frac{\Delta U_{SOC_{PUB}}}{\Delta U_{SOC_{PRIV}}} = \sum_i^m \left[\frac{dU_{PUB}}{dX} \Big/ \frac{dU_{PRIV}}{dX}\right] = \sum_i^m TMgS_{PUB,PRIV}$$

Es decir, la tasa social de sustitución marginal entre el bien público y el bien privado es igual a la suma de las tasas marginales de sustitución individuales (Samuelson, 1954). Es esta suma la que debe igualarse a la TMgT para obtener un óptimo de Pareto en una economía que contenga bienes públicos y privados. En otras palabras, la condición de óptimo resulta en:

$$TMgS^A_{PUB,PRIV} + TMgS^B_{PUB,PRIV} + TMgS^C_{PUB,PRIV} + ... = TMgT_{PUB,PRIV}$$

Esto difiere de la condición para una economía que sólo contiene bienes privados en el que se requiere que la suma de TMgS sea igual entre cada una e igual a la TMgT. La gráfica 2.8 muestra las implicaciones de la anterior equivalencia. El costo marginal de la provisión del bien público, CMg_{PUB}, aumenta al aumentar la cantidad proveída. También se presentan dos curva que representan el valor marginal otorgado por un consumidor a un bien en términos del bien que sacrifica para tener una unidad más del bien en cuestión. En otras palabras, se mide por la pendiente de la curva de indiferencia del individuo. Ahora bien, VMg_1 es la curva de valor marginal para el individuo 1, y VMg_2 es la curva correspondiente para el individuo 2. Dado que VMg mide la TMgS, podemos relacionar la gráfica directamente con la condición del óptimo derivada antes, ya que requerimos que la suma de los VMg sea igual a la TMgT, donde la TMgT se presenta en este caso en términos del costo marginal, es decir, como $CMg_{PUB}/CMg_{PRIV.}$ Pero en lugar de derivar, una curva de valor marginal sumando horizontalmente las VMg´s (lo que haríamos si se sumaran las VMg´s para derivar la curva de demanda de mercado para bienes privados), debemos sumarlas verticalmente. Debemos hacerlo así por que cada unidad del bien público se consume por cada consumidor. Las curvas individuales de valor marginal toman en cuenta el hecho de que los consumidores valoran estas unidades de manera diferente, pero subsiste el hecho de que cada unidad del bien - $0X1_{PUB}$ - es consumida por cada individuo.

Se sigue que la provisión óptima del bien público se encuentra en Z, con la cantidad Xo_{PUB}. Cuando aparecen los bienes públicos, el teorema discutido anteriormente que decía que una economía competitiva lograba en forma automática un óptimo de Pareto, ya no resulta cierto.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Esto puede demostrarse sin dificultad, dada nuestra condición para el óptimo con bienes públicos.

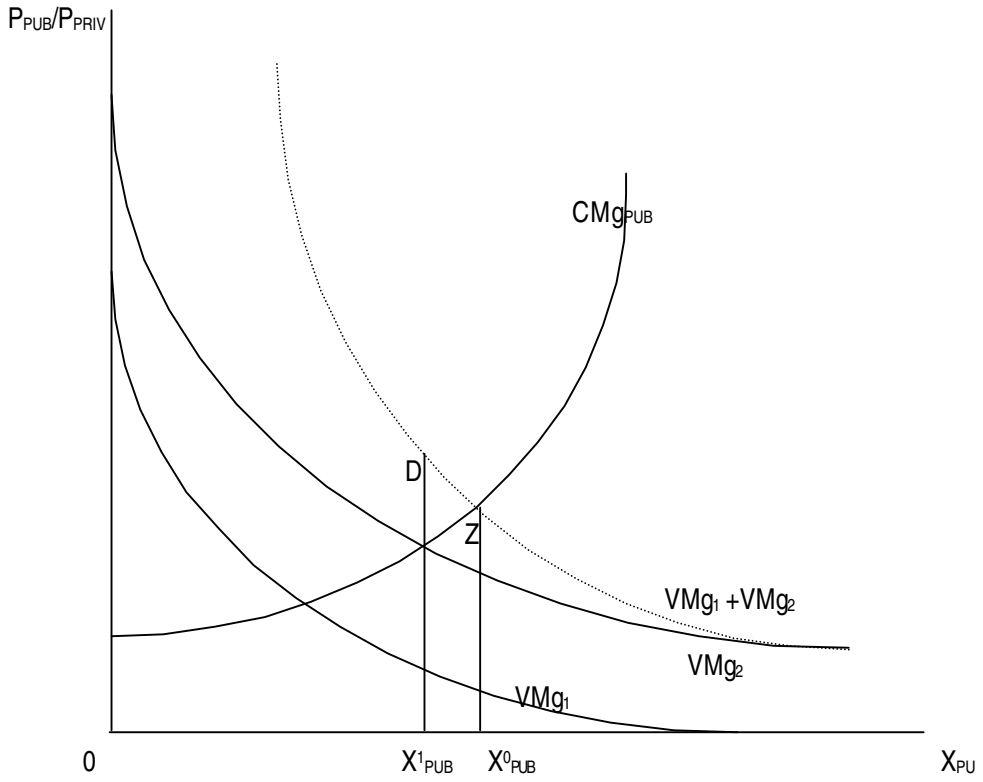


Gráfico 3.7: Equivalencia entre TMgS y TMgT entre un Bien Público y un Bien Privado.

Del lado de la producción se requiere:

$$TMgT_{PUB,PRIV} = \frac{CMg_{PUB}}{CMg_{PRIV}} = \frac{P_{PUB}}{P_{PRIV}}$$

Para que todos los consumidores estén en equilibrio, requerimos:

$$\frac{UMg^A_{PUB}}{UMg^A_{PRIV}} = \frac{P_{PUB}}{P_{PRIV}} \text{ y } \frac{UMg^B_{PUB}}{UMg^B_{PRIV}} = \frac{P_{PUB}}{P_{PRIV}}$$

Pero en vista de que tenemos bienes públicos, el resultado global de estas ecuaciones de la optimización individual es:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\frac{UMg^{A}_{PUB}}{UMg^{A}_{PRIV}} + \frac{UMg^{B}_{PUB}}{UMg^{B}_{PRIV}} = \frac{2.P_{PUB}}{P_{PRIV}} > TMgT_{PUB,PRIV}$$

Es decir, la cantidad óptima del bien público es mayor que la cantidad proveída por los productores (las valoraciones de los consumidores superan a la inclinación de los productores a ofrecer). El bien público estará insuficientemente proveído en una economía que recurra al mecanismo de los precios para asignar los bienes.

Las características implícitas de los bienes públicos dificultan la determinación exacta del valor que los individuos pueden asignarles. Esto se deriva de la sencilla razón de que, si se provee del bien a una persona, la otra persona también obtendrá los beneficios, independientemente de que haya pagado por ellos o no. Es decir, existe un claro incentivo para que los individuos expresen preferencias menores por los bienes públicos. A las personas que manifiestan este comportamiento se les llama "coleros" (free riders) a quienes no revelan sus preferencias por el bien público, aunque en realidad lo necesiten, por que piensan que se beneficiarán de la provisión para otros. Por lo tanto, resulta difícil conocer la importancia exacta de no poder tener información sobre las verdaderas preferencias de los individuos.

3.7. Criterios de Evaluación de Políticas Ambientales.

Al constituirse como una institución que busca mejorar la calidad de vida de los individuos en la sociedad, el Gobierno tiene la misión de desarrollar una serie de políticas que implican la inversión de los recursos económicos provenientes de la comunidad. El Gobierno como ente social encargado de velar por el bienestar de la sociedad, tiene la responsabilidad de administrar sus recursos, y de tratar de conseguir el máximo beneficio económico de estos. La mejora en la calidad de vida de la población es lo que en términos económicos se denomina "bienestar económico". Para que las instituciones logren generar el mayor nivel de bienestar económico para la sociedad, es muy importante que se formulen las siguientes preguntas: ¿en qué actividades debe invertir el Gobierno para maximizar el bienestar de la sociedad?, ¿cuánto debe invertir en cada una de estas actividades? y ¿cuál es la manera más adecuada de hacer estas inversiones?.

El encontrar respuestas a estas preguntas es uno de los grandes retos que afrontan los economistas, debido a la importancia que tienen estos resultados en términos de la ejecución de políticas por parte de las instituciones del Estado. Dichas respuestas pueden ser halladas a través del planteamiento de una serie de criterios de tipo económico, distributivo y de equidad que a través de la evaluación de los proyectos, hacen explícita la presencia de fortalezas y debilidades de los programas de inversión.

De esta manera, los criterios económicos para la evaluación de políticas gubernamentales se convierten en una herramienta valiosa en la obtención de evidencias que guíen adecuadamente

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

los procesos de toma de decisiones. Dichas decisiones acerca de las políticas gubernamentales tienen en cuenta varios componentes, lo cual torna complejo el proceso de toma de decisiones.

Las evaluaciones económicas ex-ante basadas en criterios de eficiencia y eficacia pueden generar información importante que ayude a minimizar los juicios de valor presentes en el proceso de toma de decisiones, y por consiguiente se minimicen las posibles pérdidas que puedan originarse por una decisión inadecuada con respecto a una política. El éxito de este tipo de análisis depende en gran parte de la disponibilidad de información y de la acumulación de experiencias recopiladas a través de evaluaciones ex post de las políticas anteriormente ejecutadas.

En la siguiente sección se hace una exposición breve de los principales criterios para la evaluación de las políticas públicas. Luego, se presentan algunos procedimientos metodológicos de estimación de funciones utilizados para encontrar información en términos cuantitativos, que permita evaluar, desde el punto de vista de la eficiencia y la eficacia, el gasto público en medio ambiente.

3.7.1. Criterios de Evaluación de las Políticas Ambientales.

Antes de hablar de los criterios es importante destacar la importancia del mercado como una estructura sincronizada que automáticamente puede llevarnos a objetivos de políticas deseados por la sociedad. Según Field (1997), los mercados, dentro de sí mismos, contienen una serie de estructuras que pueden ser aprovechados para lograr el objetivo de mejorar la calidad ambiental. Uno de estos incentivos es el de minimización de costos que se genera a partir del proceso competitivo. Otro es el incentivo suministrado a través de recompensas que se pueden obtener mediante estímulos para descubrir mejores medios de producción, es decir, medios de producción técnicos y organizacionales menos costosos. En muchos casos será más efectivo sacar ventaja de estos incentivos en vez de tratar de actuar sin ellos. Al transformarlos de tal manera que se tengan en cuenta los valores ambientales, se pueden obtener resultados a menudo más efectivos que si se intentara descartar todo el sistema y adoptar un conjunto diferente de instituciones.

3.7.1.1. Eficiencia

Garantizando el cumplimiento de unas metas específicas, la eficiencia económica se centra en la búsqueda de patrones de mínimo gasto para las diferentes políticas definidas como alternativas.

El Gobierno cuenta, por lo general, con una serie de alternativas de política para alcanzar unas metas específicas. El criterio de eficiencia económica entonces busca identificar cual de las alternativas incurre en menores costos económicos. Obviamente, este aspecto es de suma

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

importancia para el Gobierno, ya que en la medida que decida ejecutar solamente políticas de mínimos costos, estará aprovechando unos recursos escasos con que cuenta la sociedad para generar el máximo bienestar económico.

El procedimiento a seguir para la aplicación del criterio de eficiencia económica consiste en la identificación de una serie de alternativas viables y disponibles según la capacidad de inversión del Gobierno. Cada una de estas alternativas necesita para su ejecución, un monto de inversión, el cual debe ser calculado para así realizar una comparación entre estas. La siguiente pregunta que debemos hacernos es: ¿cómo se establece ese conjunto de alternativas?. La eficiencia económica parte de la base de la identificación de las alternativas que persiguen un mismo fin. Posteriormente, se realiza un ordenamiento, de acuerdo a la estimación de los costos en que incurrirían las instituciones para emprender cada una de las políticas. Finalmente, a partir de dicho ordenamiento, se identifica la alternativa de mínimo costo que cumple con las metas específicas, y que resulta más rentable para la sociedad debido a que necesita de una menor inversión de recursos.

3.7.1.2. Efectividad

El criterio de efectividad esta relacionado directamente con el cumplimiento de los objetivos de una política. Se dice que una política es efectiva si esta cumple con las metas para las que fue propuesta.

El criterio de efectividad en los procesos de diseño de políticas públicas es sumamente importante dado que la búsqueda del máximo beneficio para la sociedad implica el alcance de unas metas específicas. Las políticas tienen que ser diseñadas y ejecutadas en función de buscar unos objetivos que procuren derivar el máximo nivel de bienestar para la sociedad.

De esto se deriva la importancia de este criterio en la evaluación de políticas públicas. Para buscar su funcionalidad desde el punto de vista empírico, es necesario su acoplamiento con el criterio de eficiencia. Una manera operativa de hacer un análisis de política que abarque ambos conceptos es la estimación de los beneficios netos para cada una de las políticas incluidas en la comparación.

La estimación de los beneficios netos económicos derivados de una política pública, requiere de la estimación de los beneficios totales de la política y de sus costos. Los beneficios económicos totales son el resultado de la generación de valores de naturaleza mercadeables y no mercadeables, que representan una medida del bienestar económico de la sociedad, producto del impacto que genera la política sobre los individuos. Un ejemplo de esto, puede ser el caso de la descontaminación de un río, donde los beneficios económicos para la sociedad equivaldrían a la suma de todos los valores de mercados y no mercados generados por la nueva provisión de bienes y servicios ambientales derivados de la política.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Por otro lado, los costos totales de una política pública, son iguales a la suma de todos los costos incurridos para la ejecución de las políticas. Por lo general, estos costos están relacionados con la inversión inicial y el posterior mantenimiento y operación del proyecto. Retomando el ejemplo de la descontaminación del río, los costos totales de la política podrían estar relacionados con los costos de inversión, operación y mantenimiento, y administración de unas plantas de tratamiento que disminuirán la cantidad de contaminantes del agua del río.

Una vez obtenidas estas dos estimaciones, el siguiente paso es restar los costos totales de los beneficios totales de la política para obtener una medida que en términos monetarios representa los beneficios que percibe la sociedad producto de la ejecución de dicha política. Esta medida de beneficios expresada para un momento en el tiempo, posteriormente puede ser descontada para encontrar el valor presente neto de los beneficios de la política para un período de tiempo determinado.

Este análisis se debe ejecutar en evaluaciones ex-ante, siempre y cuando se cuente con información para realizar dicho cálculo. Al respecto, es muy importante tomar en cuenta la información que pueda provenir de estudios de beneficios o de costos relacionados con la política en cuestión.

3.7.1.3. Equidad y Redistribución

Hasta el momento, se han expuesto los criterios de eficiencia y eficacia, los cuáles se refieren únicamente a la política que le conviene más a la sociedad en términos de los beneficios sociales que pueda generar. De esta manera, no se han tenido en cuenta aspectos de equidad y distribución relacionados directamente con las personas o grupos de la sociedad que asumirán los costos de las políticas y las personas o grupos de la sociedad que se verán beneficiados con la política.

El criterio de equidad y redistribución se refiere precisamente a los impactos de una política sobre los distintos grupos de la sociedad, y las conclusiones que surgen de este plantean un análisis adicional de las distintas alternativas de política. La importancia de este tipo de análisis se hace mayor en las evaluaciones ex post, que sirven para formular medidas correctivas para políticas futuras. Por esto, es necesario conocer las consecuencias de las políticas en términos de los grupos de la sociedad que incurren con los costos y los grupos de la sociedad que fueron beneficiados. Es decir, averiguar quienes ganaron y quienes perdieron con la política adoptada.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

3.7.2. Herramientas para la Medición de la Eficiencia Económica en Políticas Ambientales.

En esta sección se hace una breve exposición de las principales herramientas con las que cuentan los economistas para estimar los beneficios y costos económicos necesarios para el análisis de eficiencia y eficacia de las políticas públicas.

3.7.2.1. Estimación de Funciones de Producción de Bienes Ambientales

En problemas de medición económica convencional, los impactos de una acción económica, específicamente de un proceso de producción cualquiera, pueden ser medidas a través de la especificación y posterior estimación de una función de producción. La información necesaria para su estimación se encuentra en los niveles de producción, y niveles de insumos y tecnología empleada en el proceso de producción. Una vez obtenida esta función, solo basta obtener información de mercado sobre el precio del bien producido para obtener una medida económica que representa las ganancias derivadas de producir el bien. Todo esto es adecuado para el caso de bienes de mercado principalmente producidos por empresas privadas.

Sin embargo, para el caso de la estimación del nivel de producto generado por una política, esto no resulta tan sencillo. Por una parte, las políticas públicas, por lo general, producen productos que no pueden ser internalizados en los mercados. Esto conlleva a problemas con la delimitación de los beneficios sociales que trae la provisión del nuevo bien, producto de la política. Si logramos sobrepasar esta dificultad, el siguiente problema al que nos enfrentamos es la obtención de información que permita hacer las estimaciones necesarias.

Específicamente, para el caso de la evaluación de políticas ambientales, la información de tipo ambiental es todavía muy limitada, debido al estado incipiente o casi nulo de los sistemas de monitoreo, recolección y almacenamiento de información sobre contaminación ambiental y sobre los posibles impactos que causa esta contaminación a los miembros de la sociedad. Debido a este problema, lo más común, es trabajar con funciones de beneficios de mejoras ambientales, con funciones de costos o daño ambiental, o con funciones de costos de reducción de contaminación. Los dos primeros tipos de funciones se utilizan más para la evaluación de políticas ambientales diseñadas y ejecutadas por entidades gubernamentales y que pretenden incrementar la oferta de bienes y servicios ambientales para la sociedad. La última por su parte, es utilizada en evaluaciones de políticas de regulación de la contaminación del gobierno sobre la comunidad regulada (productores generadores de contaminación).

3.7.2.2 Estimación de Funciones de Beneficios Ambientales

Debido a la naturaleza no mercadeables de la mayoría de los bienes y servicios ambientales. Los beneficios que proveen estos a la sociedad en su mayoría son externos. Según Field

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

(1997), un beneficio externo es aquél que se agrega a alguien que esté afuera, o externo a la decisión sobre consumo o uso del bien o recurso que causa la externalidad. Cuando el uso de un bien conduce a un beneficio externo, la disponibilidad a pagar del mercado por tal bien conduce a un beneficio externo, la disponibilidad a pagar del mercado por tal bien subestimará la disponibilidad social a pagar.

Por lo general, las funciones de beneficios relacionadas con políticas ambientales tienen la particularidad de incluir valores de mercados y de no mercados derivados de la provisión de nuevos niveles de bienes y servicios ambientales. Debido a que este valor en gran parte, es de naturaleza no mercadeable, se tiene que buscar una medida de bienestar económico que reemplace al precio del bien, obtenible en el caso de un bien mercadeable. Esta medida se denomina disponibilidad a pagar marginal, y representa la cantidad de dinero que un individuo en la sociedad esta dispuesto a pagar por una unidad adicional de un bien o servicio ambiental. La disponibilidad a pagar marginal hace las veces de precio del bien o servicio ambiental, y representa una medida del beneficio que obtendría una persona derivado del consumo de una unidad adicional de ese bien o servicio ambiental. Por lo tanto, "la disponibilidad a pagar marginal por acceder a una unidad de un bien o servicio ambiental es equivalente" a decir "el beneficio marginal derivado del consumo de una unidad de un bien y/o servicio ambiental".

Ahora, la siguiente pregunta que debemos hacernos es: ¿Cómo estimamos la disponibilidad a pagar?. Para la estimación de estos valores los economistas ambientales han propuesto dos enfoques metodológicos. El enfoque indirecto y el enfoque directo.

La diferencia entre estos radica en que el primer enfoque utiliza información indirecta obtenida a partir de los mercados convencionales sobre bienes relacionados con los ambientales, para estimar una ecuación de demanda por el bien convencional que permita encontrar de manera "indirecta" el valor del bien o servicios ambientales. Un ejemplo de esto es el caso de estimaciones de funciones de demandas por recreación, las cuales utilizan información sobre cantidades de bienes demandados y precios de mercado relacionados con la recreación (tíquetes aéreos, hoteles, etc.), para estimar el valor económico del sitio de recreación o el valor económico de un cambio en la calidad ambiental del sitio. Por otra parte, el enfoque directo asume la ausencia total de información indirecta, lo cual conduce a la necesidad de generar información a partir de preguntas de disponibilidad a pagar formuladas a los usuarios o beneficiarios potenciales de mejoras ambientales.

La principal fortaleza del enfoque indirecto es que trabaja, aunque sea de manera indirecta, con información obtenida a partir de mercados convencionales. Un posible limitante derivado de lo anterior, es que en ausencia de este tipo de información o en presencia de información con un bajo nivel de calidad, los resultados son poco confiables para los procesos de evaluación de políticas. Otra limitación que enfrenta este método es que debido a su naturaleza, solo se pueden estimar valores directos para los bienes y servicios ambientales derivados de usos específicos (por salud, por recreación, como insumo de producción, etc.).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Esto de hecho niega la posibilidad de estimar valores de no uso derivados de los bienes y servicios ambientales.

En cuanto al enfoque directo, su principal fortaleza radica en el hecho que podemos estimar el valor económico total (incluyendo valores de no uso) de un bien o servicio ambiental debido a que esta posibilidad esta condicionada al planteamiento de la pregunta de disponibilidad a pagar. Su principal desventaja es atribuida al hecho de que se esta obteniendo información a partir de la creación de un mercado artificial para el bien ambiental. Por lo tanto, la naturaleza hipotética de los escenarios de asignación de valor es su principal crítica.

Lo más recomendable en trabajos empíricos es trabajar, en la medida de lo posible, simultáneamente con ambos enfoques para poder efectuar comparaciones que permitan la formulación de juicios más objetivos con respecto a los valores obtenidos. A partir de estos métodos, se obtiene una medida de los beneficios (para el caso de un incremento en la oferta de un bien o servicio ambiental) o de los costos (para el caso de una disminución en la oferta de un bien o servicio ambiental) expresada en términos marginales. Esta medida marginal puede ser fácilmente agregada para representar los beneficios o costos económicos derivados de un incremento o disminución en algún bien o servicio ambiental, relacionado con alguna política en particular.

Una vez encontrado este valor, aplica una tasa de descuento que represente las preferencias de la sociedad a través del tiempo. Esto se traduce en la estimación de un valor presente neto de los beneficios económicos ambientales, que para un análisis ex-ante, se convierte en evidencia empírica esencial para la toma de decisiones acerca de la política ambiental que se adoptará.

3.7.2.3. Estimación de Funciones de Costos Ambientales

La interpretación del costo económico ambiental o valor económico del daño ambiental se limita a una interpretación en términos negativos, del beneficio económico ambiental. Es decir, estas medidas pueden interpretarse como la pérdida de beneficios económicos ambientales dado que se genera una reducción en la oferta de bienes y servicios ambientales. Dicha medida es utilizada normalmente en situaciones en la que se hace necesaria la estimación en términos económicos de las pérdidas ocasionadas por la degradación o contaminación de los activos ambientales. Para este trabajo, debido a la naturaleza de la evaluación, se trabajará con funciones de beneficios ambientales.

Como se habló anteriormente, las externalidades ambientales generan un costo externo que debe ser sumado al costo privado para generar un costo social. Este costo social debería ser la base para tomar cualquier tipo de decisión que genere impactos negativos sobre el medio ambiente.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

3.7.3. Requerimientos de Información para la Evaluación de las Políticas Ambientales

En el capítulo anterior se habló de manera muy superficial sobre este tema. Ahora podemos afirmar contundentemente que los requerimientos de información para la evaluación económica de políticas ambientales se centran en la obtención de los siguientes tipos de información:

1. Información de Tipo Técnico
2. Información de Tipo Económico

El primer tipo de información sirve para cuantificar los cambios en la calidad o en la cantidad de los bienes o servicios ambientales derivados de las acciones propuestas. Un ejemplo podría ser el caso de la recolección de información sobre parámetros de calidad de agua (demanda biológica de oxígeno DBO, demanda química de oxígeno DQO, Sólidos en Suspensión, etc.), para evaluar el cambio en la calidad del agua de un río debido a una política de descontaminación.

Toda esta información sirve para estimar funciones de daño físico sobre los recursos naturales y ambientales. Daños que luego serán traducidos por los economistas ambientales a valores económicos para estimar los impactos en bienestar social de todas y cada de las actividades económicas emprendidas por el hombre.

El segundo tipo de información consiste básicamente en la recolección de información acerca de los precios de los bienes e insumos relacionados con los bienes o servicios ambientales, en los mercados convencionales. Esta información es sumamente útil para expresar todos los cambios en la calidad o cantidad ambiental derivados de las modificaciones en el ambiente producidas por las políticas del gobierno y por las acciones de las personas. Este tipo de información es valioso para la aplicación de los métodos de valoración incluidos dentro del enfoque indirecto.

El segundo tipo de información necesaria en la evaluación de políticas ambientales es la recolectada a partir de la formulación de preguntas de disponibilidad a pagar hechas a las personas que son beneficiarias potenciales de las mejoras ambientales propuestas por las políticas. Dicha información es útil en la estimación de las funciones de demanda por un bien o servicio ambiental, a partir de las cuales se puede calcular el valor económico de estos.

Después de haber revisado a un nivel muy superficial e intuitivo una serie de conceptos económicos básicos para el entendimiento de la Economía Ambiental. A partir del capítulo 4 se iniciará con una serie de exposiciones que abarcarán los temas de estudio de los fallos de mercados, las externalidades, los bienes públicos, la influencia de la no-convexidad y la información asimétrica en el establecimiento de políticas regulatorias.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

3.8. Conclusiones.

El criterio de la función de bienestar social establece que el nivel de bienestar social es la sumatoria de las utilidades de los individuos de una sociedad. En vista de no alcanzar ningún acuerdo acerca de la forma funcional de esta función se ha optado por hacer una sumatoria lineal.

El criterio de Pareto es un criterio de bienestar que sirve para evaluar los cambios en bienestar al pasar de un estado inicial de la economía a otro. Su importancia en la evaluación de políticas ambientales radica en el hecho de que a través de este criterio se pueden evaluar potencialmente los cambios en bienestar generados por los cambios en el sistema de recursos naturales y ambientales a través de las diferentes políticas y proyectos que ejecuta el hombre. El problema de este criterio es que no acepta perdedores al pasar de un estado de política a otro, esto hace que el conjunto de alternativas o estados para la comparación se vea limitado significativamente.

El criterio Kaldor – Hicks es un criterio que viene a suavizar el planteamiento realizado por el criterio de Pareto. Amplía el número de alternativas de política para la comparación, al incluir el hecho de que pueden existir perdedores al pasar de un estado de la economía a otro. Por lo tanto, una política ambiental será viable en términos de eficiencia económica si esta genera un impacto en términos de ganancias mayor al de las pérdidas tal que los ganadores puedan compensar potencialmente a los perdedores y aún así sigan experimentando una mejor situación.

Un óptimo de Pareto se genera cuando las ganancias del intercambio están agotadas. En términos de bienes privado en una economía convencional esto puede alcanzarse bajo condiciones de competencia perfecta. Para el caso de bienes no mercadeables como los activos ambientales esto es más difícil de alcanzar debido a la aparición de problemas relacionados con externalidades, características de bienes públicos de los activos ambientales y de información asimétrica que no permiten alcanzar una asignación eficiente de estos bienes desde el punto de vista de la eficiencia económica.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

4

Fallas de Mercado.

4.1. Introducción

Un mercado es una institución de intercambio que sirve a la sociedad para desarrollar su actividad económica. Los mercados utilizan los precios como indicativo de las preferencias de la sociedad y señala los limites que enfrentan las personas en términos de la escasez de los recursos. La sociedad se caracteriza a su vez por ser muy variada y diversa en cuanto a sus gustos y preferencias. ***El mercado es una institución capaz de hacer que las decisiones económicas en la sociedad se tomen de manera coordinada y eficiente***. El poder de un mercado se genera cuando este permite que el proceso de toma de decisiones se desarrolle bajo un marco descentralizado, evitando de esta manera que exista un único ente rector tomador de decisiones bajo un esquema centralizado que pueda dar paso a la posibilidad de toma de decisiones ineficientes.

Por otra parte, los precios de mercado racionalizan los recursos entre los individuos de la sociedad. ***Un sistema de precios brinda verdaderas señales acerca de la escasez[76] de los recursos y obliga a los individuos a dar los mejores usos a los recursos con el objetivo de maximizar su bienestar económico***. Las decisiones óptimas privadas basadas en ventajas de intercambio mutuo conducen a resultados óptimos sociales.

Estrictamente, para el caso de los activos ambientales, los mercados pueden fallar si los precios no comunican los deseos y las restricciones que enfrenta la sociedad con respecto al uso de estos recursos. Es decir, los precios pueden subestimar el rango completo de servicios que provee el activo ambiental, o simplemente puede fracasar en enviar señales correctas

[76] Desde el punto de vista económico, un recurso es escaso si a un precio cero la demanda es mayor a la oferta.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

sobre el verdadero valor del activo ambiental. Esto por lo general hace que los óptimos privados no concuerden con los óptimos sociales[77].

Por lo tanto, ***una falla de mercado ocurre cuando los sistemas de precios vigentes o la carencia de estos hace que los recursos se asignen a usos ineficientes***. Cuando hablamos de ineficiencia nos referimos a la violación del principio de optimalidad de Pareto. Esto es común para el caso de bienes con características de bien público como por ejemplo todos los activos ambientales. En este caso sería necesaria una reasignación del recurso hasta un nivel en que por lo menos una persona en la sociedad mejore y ninguna empeore. Un ejemplo de fallas de mercado puede ser el caso de la destrucción de hábitat o ecosistemas únicos o la afectación de zonas o regiones con un alto grado de biodiversidad.

La destrucción de hábitat y la perdida de biodiversidad esta relacionada directamente con esquemas de propiedad pública, esquemas de acceso abierto y limitada capacidad de intervención del Gobierno en el manejo de los recursos. El establecimiento de derechos de propiedad bajo esquemas de acceso abierto conduce a la sobrexplotación de los recursos naturales y ambientales; y provee un incentivo para la no-conservación debido a que existe inseguridad en la tenencia de los derechos de propiedad sobre los recursos.

La amenaza sobre la biodiversidad existe debido a que muchos de los bienes y servicios provistos por la biodiversidad son no rivales y no excluyentes. Un bien y/o servicio es ***no-rival cuando el uso por parte de una persona no reduce el uso que pueda darle otra persona***. Por otra parte, un servicio es ***no excluyente si es extremadamente costoso excluir a alguien del consumo de este servicio***. Como un resultado de estas características, la biodiversidad por sí misma no tiene un valor económico o resulta siendo subvalorada en términos de los precios de mercado.

Los recursos provistos por la biodiversidad representan bienes y servicios de consumo para la sociedad, como por ejemplo maderas, taninos, ingredientes activos etc. Estos productos son solamente valorados en los mercados cuando estos son ofrecidos y demandados de manera individual. Por consiguiente, la oferta y demanda reflejan la escasez relativa de estos bienes. Esto genera un incentivo a valorar más la biodiversidad por los productos que pude ofrecer de manera individual más que por lo que puede ofrecer como un sistema integrado de bienes y servicios. La consecuencia de esto es un incremento en los niveles de explotación de los recursos de la biodiversidad de manera individual a expensas de su degradación total haciendo que esta pierda su valor económico al afectar un sistema completo que interactúa mutuamente. Por lo tanto, podemos concluir entonces que ***la carencia de un mercado completo implica que las decisiones privadas(óptimos privados) pueden generar impactos negativos sobre la biodiversidad haciendo que la biodiversidad sea usada bajo patrones de asignación ineficientes***.

[77] Un óptimo privado es un generado cuando un agente económico individual toma una decisión que maximizar su bienestar financiero. En cambio, un óptimo social es aquel estado de la economía o acción que deriva el mayor bienestar económico para la sociedad.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El resto de este capítulo explora las relaciones entre los mercados, sus fallas y las consecuencias de estas en términos de la asignación de recursos naturales y ambientales. Para hacer este análisis es muy importante tomar en cuenta conceptos económicos de asignación eficiente de recursos, mercados competitivos, fallas de mercado tales como externalidades, no-exclusión, no-rivalidad en el consumo, no-convexidad, información asimétrica y sobre todo tener claro cuales son las diferencias entre las decisiones desde el punto de vista privado (óptimos privados) y desde el punto de vista social (óptimos sociales).

4.2. Mercados Incompletos.

Ledyard (1987, p.185) explica que la mejor manera de entender las fallas de mercado es primeramente entender el éxito del mercado. ***El sistema de mercado es considerado exitoso cuando un conjunto de mercados competitivos genera eficiencia en la asignación de los recursos en una economía***. La eficiencia es definida como la optimalidad de Pareto, lo cual implica, la imposibilidad de reasignar recursos hace que una persona en la economía pueda experimentar una mejor situación sin hacer que ninguna otra empeore.

Si los consumidores y productores actúan de manera racional tal que estos maximicen sus beneficios netos privados. Entonces, existirá un conjunto de mercados donde cada persona tendrá la oportunidad de intercambiar todos sus bienes con el resto de individuos haciendo que se pueda generar una asignación de recursos socialmente óptima.

Los teoremas de la economía del bienestar resumen los principales beneficios de los mercados en términos de bienestar social. Los teoremas son:

- ***Un conjunto de mercados completos con derechos de propiedad bien definidos existe tal que compradores y vendedores pueden intercambiar activos libremente para todas las transacciones y eventualidades***. La importancia de los derechos de propiedad en la asignación de recursos naturales y ambientales radica en el hecho de que sí estos existen y están bien establecidos se alcanzará una asignación eficiente de estos recursos.

- ***Los consumidores y productores se comportan competitivamente por medio de la maximización de beneficios y minimización de costos***. Si todos los individuos de una sociedad se comportan de esta manera, la sociedad alcanzará un máximo nivel de bienestar económico a partir del bienestar económico individual.

- ***Los precios de mercado son conocidos por todos los consumidores y empresas***. Si los precios son conocidos, los individuos asignan un verdadero valor a los recursos (a través de un precio) según su grado de escasez. Esto es más fácil de alcanzar para el caso de bienes mercadeables ya que se cuenta con un precio que puede internalizar los beneficios derivados del consumo del bien y los costos originados de ofrecerlo en el mercado. Sin embargo, para el caso de bienes de naturaleza no mercadeable como el caso de activos ambientales, esto no es tan fácil de hacer, debido a la ausencia de precios para estos tipos de bienes. Esto hace que la

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

información proveniente de consumidores (sobre las preferencias) y productores (sobre los beneficios privados) se encuentre muy limitada, dificultando de esta manera la estimación del valor económico y de los costos económicos del activo no mercadeable.

- ***Costos de transacción cero implican que al tratar de cargar un precio al recurso, éste no pueda ser consumido. Entonces, la asignación del recurso debería ser un óptimo de Pareto***. Si los costos transaccionales son iguales a cero, la asignación de recursos es un Optimo de Pareto y la sociedad como un todo alcanza su mayor nivel de bienestar económico. Minimizar los costos transaccionales de las políticas ambientales es una tarea fundamental de los Economistas Ambientales para poder generar eficiencia económica en la asignación de recursos naturales y ambientales.

Una falla de mercado ocurre cuando las conclusiones de este teorema no son mantenidas, y la asignación de recursos es ineficiente (Bator, 1958).

Un requerimiento clave para evitar una falla de mercado es que los mercados sean completos. Deben existir suficientes mercados para cubrir cada una y todas las posibles transiciones actuales o contingentes hasta que los recursos puedan moverse hacia los usos que deriven los mayores valores económicos.

Los mercados deberían ser completos cuando los agentes que ejercen el intercambio pueden crear un sistema de derechos de propiedad tal que este mercado debería existir para cubrir cualquier intercambio necesario. Estos derechos de propiedad bien definidos representan un conjunto de condiciones que deben definir los privilegios y obligaciones para el uso de un recurso o activo. Las características que debe tener este sistema de derechos de propiedad son:

- ***Alcance de la Asignación***: Todos los activos o recursos pueden ser de propiedad privada o colectiva, y todas las condiciones de posesión de los recursos deben ser conocidas y se deben hacer cumplir efectivamente.

- ***Exclusividad***: Todos los beneficios y costos del uso de un recurso deberían ser exactamente transferidos a su dueño, y solamente ser obligación de este. La transferencia se puede hacer directamente o por medio de la venta del recurso a otras personas.

- ***Transferibilidad***: Todos los derechos de propiedad pueden ser transferibles de un propietario a otro a través de un intercambio voluntario. La transferibilidad hace que el propietario tenga un incentivo en pro de la conservación del recurso a través del tiempo, según los planes que éste tenga en mente.

- ***Seguridad***: Los derechos de propiedad para los recursos naturales deberían asegurar la no-invasión, ni incautación involuntaria por parte de otras personas, otras empresas o el gobierno. Esto significa, que el dueño de un activo ambiental tendrá un incentivo a mejorar y preservar el recurso mientras éste sea de su propiedad.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Sin embargo la mayoría de las fallas de mercados resultantes en la asignación de activos ambientales pueden estar relacionadas de una manera u otra con los mercados incompletos. ***Los mercados son incompletos debido a que las instituciones fallan o son incapaces de establecer sistemas de derechos de propiedad bien definidos***.

Un ejemplo de esto puede ser el caso de personas propietarias de fincas. Estas personas cuando ven que hay problemas (daños o afectaciones) dentro de sus propiedades están dispuestas a tomar acciones para corregirlas. Lo contrario sería un caso como el del Río Bogotá en donde no existen derechos de propiedad claramente asignados a una o unas personas lo cual hace que nadie emprenda acciones en pro de la recuperación y conservación de este recurso natural. La carencia de un sistema de derechos de propiedad bien establecido hace que no exista un mercado para la descontaminación del río. En presencia de mercados incompletos existe una carencia de incentivos para controlar los vertimientos de contaminantes al río y por consiguiente el recurso entra en un estado de degradación secuencial creciente.

La incapacidad o no - disponibilidad de asignar derechos de propiedad eficientes que ayuden a crear un conjunto de mercados completos justifica la intervención del gobierno con miras a tratar de establecer un sistema de derechos de propiedad que genere un patrón de uso y manejo eficiente de los activos ambientales.

Coase (1960), menciona que sí el supuesto de costos de transacción cero es mantenido, el conjunto de mercados puede ser expandido más allá de los bienes privados normales para incluir muchos activos de naturaleza no mercadeable, tanto como sea posible eliminar las restricciones institucionales de asignación de derechos de propiedad bien definidos.

El teorema de Coase postula que las partes en disputa deberían salirse de un acuerdo privado que es el Pareto Eficiente, sin importar la parte de los derechos de propiedad unilaterales del activo no mercadeable asignados inicialmente. Mientras que estas condiciones legales puedan ser libremente intercambiadas, la intervención del gobierno se encontrará relegada solamente a la designación y el cumplimiento de los derechos de propiedad definidos correctamente.

¿Cómo podríamos interpretar el teorema de Coase para el caso en que necesitemos encontrar una solución al problema de la contaminación ambiental?. La solución propuesta por Coase (1960) es sumamente importante debido a que al tratar de corregir un mercado o tratar de crear unos nuevos[78] se puedan asignar de manera eficiente los activos ambientales. Esta solución representa el punto de partida para corregir el problema de las externalidades ambientales. Un ejemplo relacionado con la anterior discusión se presenta en la gráfica 4.1, esta gráfica presenta el caso de la empresa A y la empresa B, las cuales se encuentran en desacuerdo acerca del nivel de contaminación óptimo del río. La empresa A es una fabrica de papel que

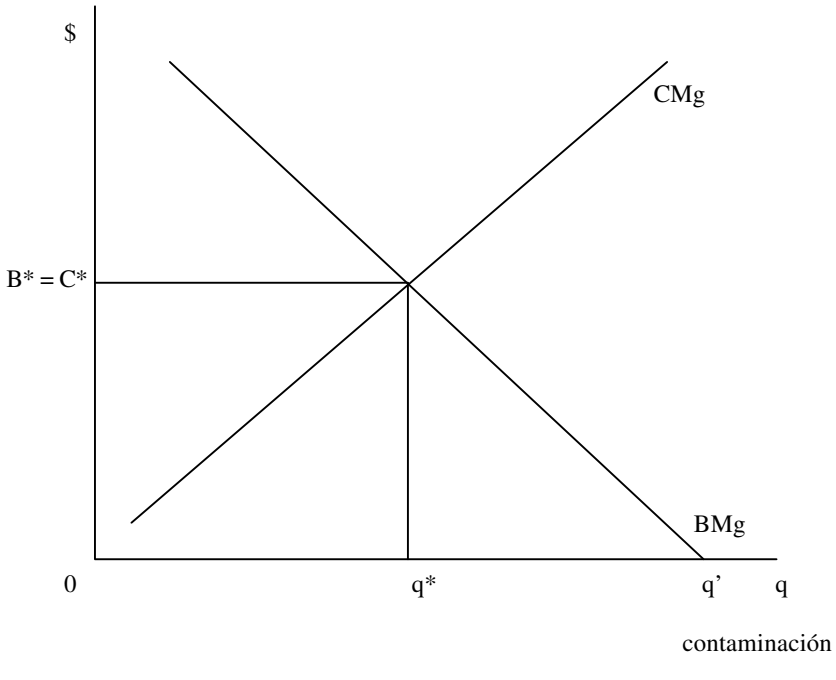
[78] Y que estos nuevos mercados sean completos. Es decir, que cuenten con un sistema de precios eficientes.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

descarga agua con desechos orgánicos por fuera del nivel permisible a un río. La empresa B se encuentra aguas abajo y recibe todos los desechos generados por la empresa A. La empresa B se dedica al negocio de recreación (paseos en bote a través del río, pesca deportiva y actividades de canotaje). Aunque ambas empresas tienen los mismos derechos de propiedad sobre el agua limpia del río, la actividad de la empresa A afecta el flujo de beneficios de la empresa B. La empresa B como producto de la contaminación generada por la empresa A se ve afectada en su función de beneficios. La empresa B experimenta un empeoramiento en el nivel de amenidades ambientales (paisaje, calidad de agua, olores, etc.), insumos necesarios para su proceso de producción de actividades de recreación. De este conflicto claramente podemos identificar dos tipos de agentes:

1. Agente Generador del Daño: Representado por la empresa A, la cual producto de la producción de papel genera unos desechos que afectan la actividad económica que desarrolla la empresa B. Para la empresa A, la contaminación es un bien, ya que esta no paga por utilizar al río como un receptor de los desechos que produce (costos de mitigación del impacto ambiental iguales a cero). Por consiguiente, esta empresa decidirá producir al máximo nivel.

2. Agente Receptor del Daño: Representado por la empresa B, la cual experimenta una pérdida de bienestar producto de la contaminación generada por la empresa A. Para la empresa B, la contaminación es un mal, así que a mayores niveles de contaminación, la empresa B tendrá los mayores costos económicos ambientales.



Gráfica 4.1: Nivel de Contaminación Optimo Social.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Note que el Costo marginal de la empresa B se representa como una curva con pendiente positiva. Esto significa que a mayores niveles de contaminación los costos marginales de la empresa B serán mayores. La empresa B tiene unos costos derivados de la contaminación debido a que sufre afectaciones en su función de beneficios. Por consiguiente, la empresa B estaría dispuesta a aceptar una cantidad de dinero, por lo menos, igual al valor del costo marginal por cada unidad de contaminante generado por la empresa A. La disponibilidad a aceptar de la empresa B es el monto de dinero que la hace indiferente entre ser compensada y aceptar los males que trae consigo la externalidad ambiental generada por la empresa A, o por lo contrario, no ser compensada y tener derecho al ambiente limpio. Entonces, la empresa A para poder seguir contaminando, debería hacer un pago a la empresa B por un monto equivalente a esta cantidad y así seguir obteniendo los beneficios de contaminar el río.

La otra curva, la de beneficio marginal de la empresa A, se representa como una curva con pendiente negativa debido a que la empresa A deriva beneficios positivos de contaminar el río. Si la empresa A quiere seguir contaminando, y por ende, seguir recibiendo los beneficios derivados de esta acción, debería estar dispuesto a pagar una cantidad de dinero máxima igual al beneficio marginal que obtiene por verter una unidad adicional de contaminante. Al final, un punto de acuerdo o negación entre las empresas A y B podría alcanzarse cuando la disponibilidad a pagar marginal por una unidad adicional de contaminante generado por la empresa A sea exactamente igual a la disponibilidad a aceptar de la empresa B por ser indiferente ante esa unidad adicional de contaminante producida por la empresa A.

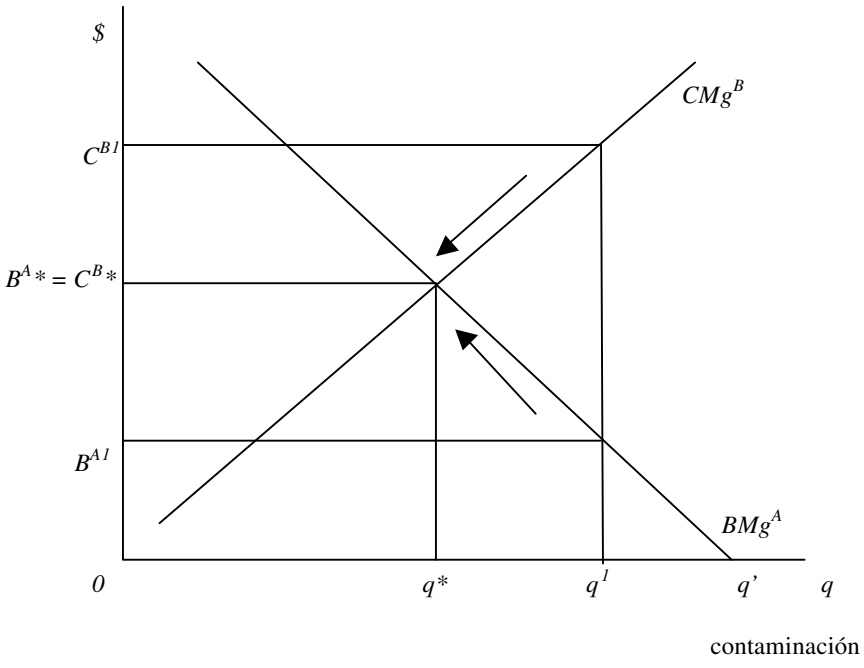
Sin embargo, ¿por qué hasta este punto del análisis no se hace eso?. Por lo general, los problemas de contaminación generan conflictos que involucran a muchos agentes generadores de daño y a muchos agentes víctimas del daño. Una consecuencia de esto, es que una negociación entre ellos traiga consigo altos costos transaccionales y por ende no se pueda dar lugar a una negociación. Por consiguiente, la ausencia de un proceso de negociación no ayuda en nada a resolver el problema de la externalidad ambiental. Debido a esta razón la empresa *A* siempre se ubicará en el nivel de contaminación *q'*, el cual es un nivel de contaminación no óptimo desde el punto de vista de la sociedad, debido a que este punto es su óptimo privado. Esto significa que a este nivel de contaminación, la empresa *A* tiene los mayores beneficios financieros derivados de su actividad económica. En ausencia de un esquema de regulación ambiental, la empresa *A* producirá el máximo nivel de producto (x^{max}), lo cual tendrá un impacto final en términos de la apropiación de mayores beneficios netos financieros.

Entonces, ¿cuál sería el nivel óptimo social de contaminación?. El nivel de óptimo social se alcanza en q^*, a este nivel de contaminación los costos marginales de la empresa *B* son iguales a los beneficios marginales de la empresa *A*. Pero como existe un mercado incompleto que dificulta la negociación de la contaminación entre estas dos empresas, no hay oportunidad para las partes de intercambiar diferentes niveles de calidad de agua aún sabiendo que con el intercambio tanto la empresa *A* como la empresa B mejorarían juntas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Ante esta imposibilidad de negociación Coase propone una solución llamado con el nombre de teorema de Coase. Bajo esta solución primero debemos suponer que existe una tercera parte la cual se comporta neutral en el conflicto. Esta tercera parte crea una estructura legal de negociación mediante la asignación de derechos de propiedad sobre el agua limpia del río para la empresa *B*. La curva de costo marginal, entonces, representa la oferta de agua limpia de la empresa *B*, mientras que la curva de beneficios marginales representa la demanda de agua limpia por parte de la empresa *A*.

Dado que la empresa *B* (quien es el agente afectado) tiene los derechos de propiedad, la empresa *A* debería compensar a la empresa *B* por un monto equivalente a *C** por cada unidad de contaminación. Si la empresa *B* esta demandando un mayor nivel de compensación, $C^{B1} > C^{B}*$. En este punto jamás se podría llegar a un acuerdo ya que la disponibilidad a pagar de la empresa *A* (B^{A1}) por emitir una unidad adicional de contaminante es menor que la disponibilidad a aceptar (C^{B1}) de la empresa *B* por ser indiferente a una unidad adicional de contaminante. Esto presionaría un movimiento de la empresa *B* sobre su curva de costos marginales de derecha a izquierda, hacia abajo, y un movimiento de la empresa *A* sobre su curva de beneficios marginales de derecha a izquierda, hacia arriba, como lo indican las flechas en la gráfica 4.2.

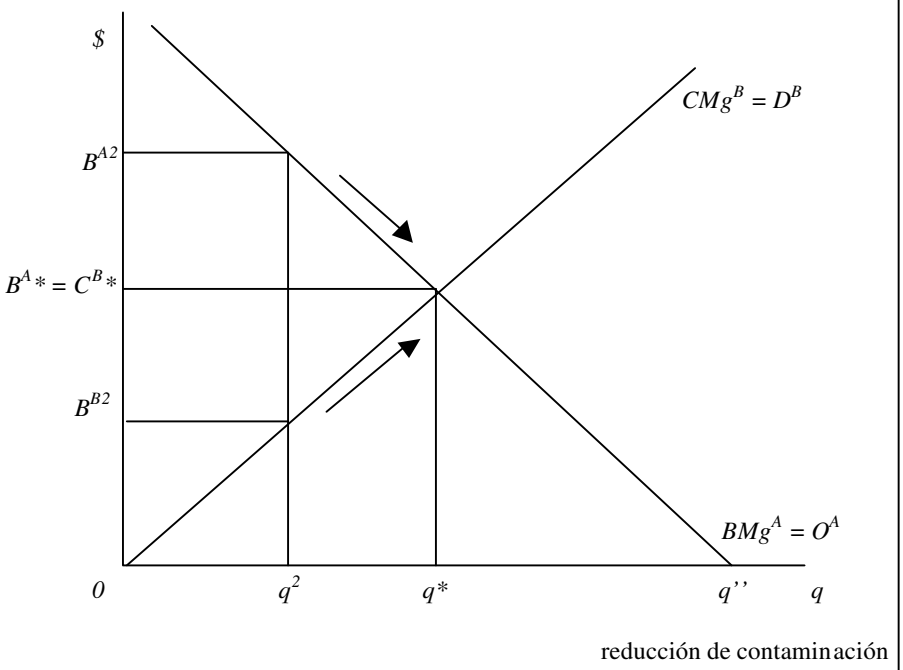


Gráfica 4.2: Dinámica de Negociación entre la empresa A y B, primera parte.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El equilibrio en la gráfica 4.2. se alcanzaría cuando $B^A* = C^B*$, en este punto se generaría un nivel de contaminación optimo social.

Ahora suponga que la tercera parte neutral asigna los derechos de propiedad a la empresa contaminadora, empresa *A*. La curva de costo marginal de la gráfica 4.3 ahora representa la demanda (D^B) por control de la contaminación de la empresa *B*. Mientras que la curva de beneficio marginal ahora representa la oferta (O^A) de control de contaminación por parte de la empresa *A*. Dado que la empresa *A* (agente contaminador) tiene los derechos a contaminar, la empresa B puede ofrecer un soborno a la empresa *A* en una cantidad $B*$ por cada unidad de control de contaminación. Si la empresa *A* requiere de un soborno mayor a la cantidad $B*$, $B^{A2} > B*$, existiría un excedente de control de contaminación, debido a que la disponibilidad a aceptar de la empresa *B* por reducir una unidad adicional de contaminación (B^{A2}) es mayor que la disponibilidad a pagar (B^{B2}) de la empresa *A* por una unidad adicional de reducción de q. Por lo tanto, en este punto no existe ninguna posibilidad de negociación. Más bien se dará un desplazamiento del nivel de calidad ambiental q^2 hasta $q*$. Es decir, la empresa *B* tiene que disminuir su disponibilidad a aceptar por reducir una unidad adicional de contaminante, desplazándose de derecha a izquierda, hacia abajo. Mientras que la empresa *A* tendrá que aumentar su disponibilidad a pagar por una reducción marginal de contaminante, desplazándose de izquierda a derecha, hacia arriba. Al final el punto de negociación estará en $q*$, en donde, se alcanza un nivel de reducción de contaminación óptimo social.



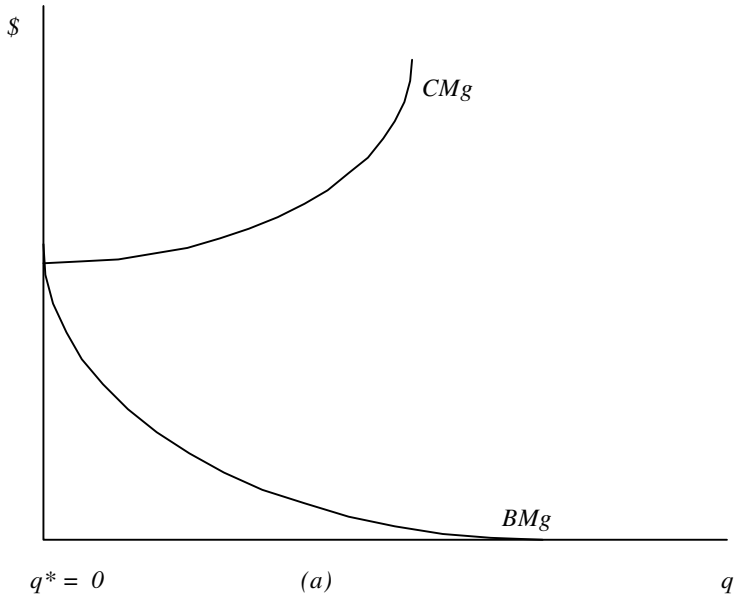
Gráfica 4.3: Dinámica de Negociación entre la empresa A y B, segunda parte.

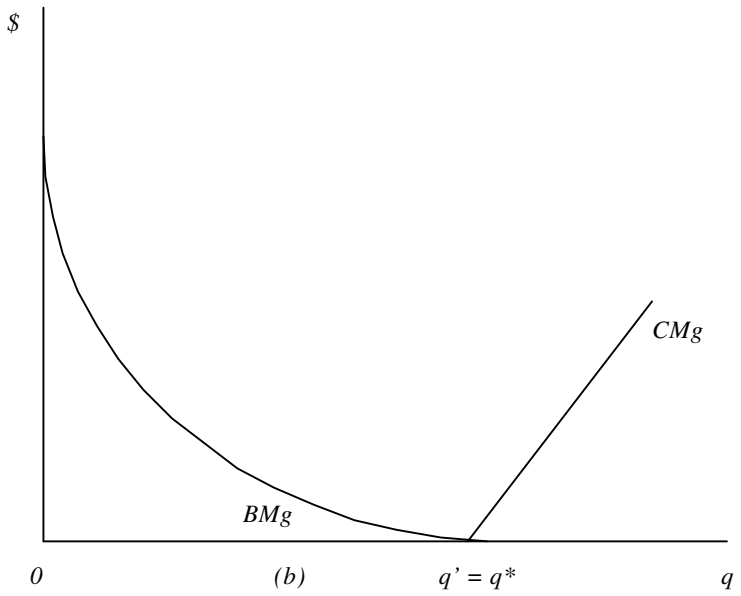
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Teóricamente, el teorema de Coase trabaja de una forma en que sin importar la asignación inicial de los derechos de propiedad el óptimo por unidad de soborno es igual al óptimo por unidad de compensación, B* = C*, al nivel de contaminación socialmente óptimo, q*. En este punto, los mercados alcanzan el nivel óptimo de contaminación.

Ahora trabajemos con la gráfica 4.4. Note que en esta gráfica, dependiendo de la magnitud relativa las curvas de beneficio y costo marginal, el nivel óptimo de contaminación puede ser cero (caso donde los costos marginales son altos y se encuentra relacionado con contaminación que genera daños irreversibles) o igual al óptimo privado donde los beneficios marginales son iguales a cero (caso donde los costos marginales son bajos y se encuentra relacionado con contaminación que genera daños reversibles).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)





Gráfica 4.4: Niveles alternativos de contaminación socialmente óptimos.

Dado el supuesto de que los dos negociadores enfrentan costos de transacción cero, esto implica que siempre se puede alcanzar un acuerdo eficiente entre los dos agentes debido a que ambos no tienen incentivos para salir de la negociación sino hasta que se halla alcanzado una asignación eficiente del recurso.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Sin embargo, Baumol (1972) hace una advertencia sobre este teorema, él dice que cuando aumenta el número de personas involucradas en el conflicto, la negociación se torna más compleja y los costos que se generan de dicha negociación resultan más altos. Un ejemplo típico de esto podría ser el caso de una política de negociación entre todos los fumadores (agentes generadores de daño) y todos los no fumadores (agentes víctimas del daño) de todo el mundo. Los costos transaccionales relacionados con la negociación de las compensaciones tenderían al infinito y serían imposibles de asumir. No obstante, ante esta afirmación Coase (1988) responde que a sido mal interpretado. Coase menciona que él no defiende los costos de transacción cero en el mundo. En vez de eso argumenta que las restricciones institucionales sobre las cuales se definen los derechos de propiedad son no reales para la economía desde el punto de vista de la eficiencia, solamente cuando los costos de transacción son cero.

Termina diciendo que este mundo no existe (un mundo con cero costos de transacción), y que la eficiencia efectivamente es afectada por la asignación de derechos de propiedad. Coase (1988, pag. 15), escribe de manera explícita "***lo que mi argumento sugiere es la necesidad de introducir costos de transacción positivos de manera explícita en el análisis económico hasta que podamos estudiar el mundo que existe***". Este mundo, es el de los mercados incompletos y es persuasivo en muchas formas diferentes en la economía.

Ahora consideramos a las externalidades como la única culpable de la existencia de mercados incompletos. Sin embargo, también las restricciones institucionales creadas por los gobiernos pueden generar obstáculos financieros para la creación efectiva de un mercado. Tales fallas del gobierno van más allá del alcance de la presente discusión. Para una profundización en este tema Hanley et. Al. (1998), recomienda al lector leer Anderson y Leal (1991).

4.3. Externalidades.

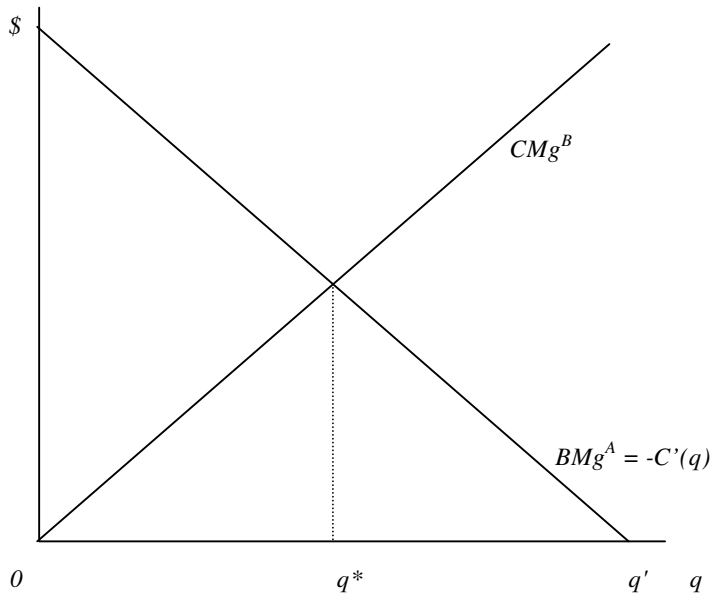
Según Arrow (1969), las externalidades son un caso especial de mercados incompletos para activos de naturaleza no mercadeable, como los activos ambientales. ***Una externalidad se presenta cuando el consumo de un individuo o la producción de una empresa afecta la utilidad de cualquier otra persona o la función de producción de cualquier otra empresa hasta que las condiciones de optimalidad de Pareto para la asignación de recursos no puedan ser cumplidas***. Note que este efecto externo no trabaja a través de los precios de mercado, sino por el contrario a través del impacto sobre la producción de utilidad y/o beneficios. El conjunto de mercados es incompleto en la medida en que no existe una institución para el intercambio donde las personas paguen por los beneficios externos o paguen un precio por la imposición de costos externos. La gráfica 4.5 presenta un optimo privado (q') y optimo social (q^*), para el caso de situaciones en que la contaminación genera externalidades sobre un agente. Suponga dos empresas, la empresa *A* que dispone desechos o contaminación sobre el agua de un río que es utilizado, aguas abajo, por la empresa *B*, la cual

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

esta dedicada a negocios de recreación en el río. Esta situación es un ejemplo de la presencia de un mercado incompleto para la asignación eficiente del recurso agua. Considere una representación simple de la externalidad presente en el caso de las dos empresas que utilizan el río. La empresa A contaminadora se ubicará en un nivel de contaminación equivalente al de óptimo privado (*q'*) debido a que solo le interesa producir y maximizar sus beneficios financieros. Entonces, la empresa *A* (agente generador del daño) tendría el siguiente flujos de beneficios:

$$\pi^{A} = \pi^{a} - c(q)$$

Donde, π^{a} son los beneficios de la empresa A antes de invertir en la reducción de sus emisiones y $c(q) \geq 0$ representa el costo de reducción tal que de emisiones. Este costo debería disminuir a medida que se incrementa la contaminación. Es decir, $c'(q) \equiv \partial c / \partial q < 0$. Los costos marginales de reducción de contaminación serían iguales a cero, $c'(q) = 0$, cuando se llegue al umbral de contaminación q' optimo privado (máximo nivel de contaminación). Por consiguiente, los beneficios marginales de reducción de contaminación para la empresa A producto del incremento en la contaminación serían iguales a $-c'(q)$.



Gráfica 4.5: Niveles de Contaminación Optimo Privado y Optimo Social.

Por otra parte, los beneficios netos de la empresa *B* (agente víctima del daño), π^{B}, dado que la empresa *B* es perjudicada por la empresa *A* son:

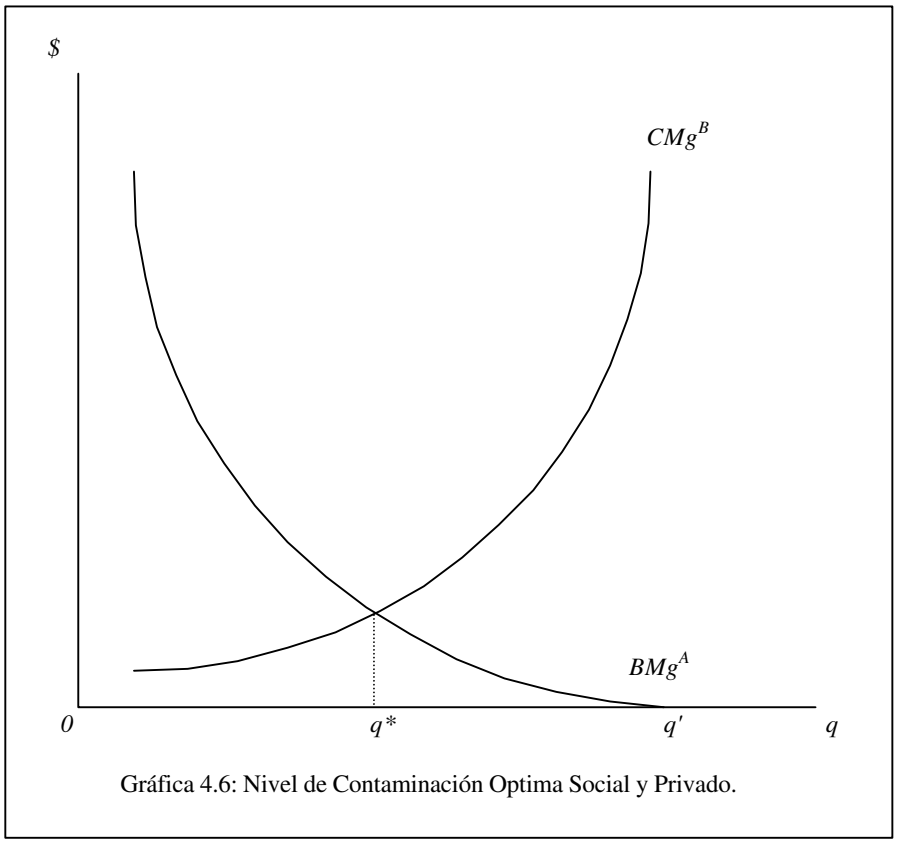
$$\pi^{B} = \pi^{b} - D(q)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Donde, π^o son los beneficios de la empresa *B* sin la presencia de contaminación y $D(q)$ es el equivalente monetario de los daños sufridos. Los daños se incrementan con el incremento de la contaminación, $D'(q) \equiv \partial D/\partial q > 0$. Es decir, el costo marginal de la empresa *B* de aumentar la contaminación es $D'(q)$. El nivel de contaminación óptimo social esta determinado tomando en cuenta el impacto de la contaminación de la empresa *A* sobre la empresa *B*. Note, a como se mencionó anteriormente, que el impacto de la externalidad no sé esta dando en función de la modificación de los precios de los bienes y/o insumos que utilizan la empresa *B* dentro de su proceso de producción. El efecto es esta originada debido a que a acción de contaminación de la empresa *A* afecta las actividades económicas que desarrolla la empresa *B*. El óptimo social requiere que el beneficio marginal de la empresa *A* sea igual a los costos marginales de la empresa *B*, $-\partial c/\partial q = \partial D/\partial q$, representados por q^* en la figura 4.6. Cuando $q' > q^*$, el mercado falla en asignar el recurso eficientemente.

En este caso, la causa y el efecto de la externalidad son identificables, y por consiguiente, más fáciles de internalizar. Las emisiones de la empresa *A* afecta la producción de servicio de la empresa *B*. Sin embargo, algunas situaciones que involucran externalidades no son del todo claras. Un ejemplo de esto puede ser el caso de los daños causados por plaguicidas los cuales tienen efectos que saben manifestarse únicamente después de que ha pasado cierto tiempo, haciendo que el daño se manifieste de una manera casi imperceptible. El DDT, por ejemplo, es uno de los casos típicos de presencia de externalidad con efectos no directos. No obstante, el contar con una externalidad de este tipo no significa que los efectos negativos que puedan generarse sean de poca importancia. Si no por el contrario, estos casos requieren de mucha atención debido principalmente a los altos costos en términos de bienestar económico que puede enfrentar la sociedad como producto de las afectaciones y el daño causado.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 4.6: Nivel de Contaminación Optima Social y Privado.

Con el objetivo de entender de manera más profunda el concepto de ***externalidades***, a continuación se expone el modelo presentado por Crocker y Tschirhart (1993) citado en Hanley et. al. (1997). Los primeros autores desarrollaron un modelo de equilibrio general para presentar la falta de entendimiento en el caso de externalidades en ecosistemas y sus repercusiones sobre los sistemas económicos y ecológicos.

Suponga la existencia de tres especies que se relacionan mutuamente:

- Granos, que son consumidos por los roedores.
- Roedores que son consumidos por predadores (lechuzas, zorros y coyotes).
- Predadores, los cuales también pueden cause afectaciones a las personas.

Los individuos que actúan como consumidores en el modelo solamente son afectados por el grano que sirve para hacer pan y por los predadores. Los roedores no afectan directamente la asignación de recursos. El nivel de esfuerzo óptimo de Pareto para hacer pan de los granos versus la eliminación de los predadores esta determinada de la siguiente manera: Suponga una función de utilidad para un individuo de la siguiente forma:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$u = u(b, p, l) \qquad (4.1)$$

Donde, "b" es el nivel de pan consumido, "p" es el nivel de predadores y "l" es la cantidad de ocio disponible para el individuo. Los cambios se asumen de la siguiente manera:

$$u_b \equiv \partial u / \partial b > 0$$
$$u_l \equiv \partial u / \partial l > 0$$
$$u_p \equiv \partial u / \partial p < 0$$

Es decir, la utilidad del individuo se incrementa a medida que se incrementa el consumo de pan y de ocio; y disminuye si se incrementa el número de predadores. La relación entre la eliminación de predadores y producción de pan se da en tres pasos.

1. Ocio para eliminar el predador:

$$p = p(L_p) \qquad (4.2)$$

Donde, $p' \equiv \partial p / \partial L_p < 0$.

2. Producción de grano:

$$g = g(L_g, p) \quad (4.3)$$

Donde, L_g representa las unidades de trabajo para producir grano. Se supone que el nivel de producido de grano se incrementa al incrementar el tiempo destinado a su producción, $g_1 \equiv \partial g / \partial L_g > 0$. Note que la producción de granos también depende del predador tal que $g_2 \equiv \partial g / \partial p \neq 0$[79]. Esta es la externalidad en el ecosistema, no se puede asumir un efecto negativo o positivo de una sola vez.

3. Producción de pan:

$$b = b(g, L_b) \quad (4.4)$$

Donde, L_b es la cantidad de trabajo invertida en la producción de pan, $b_1 \equiv \partial b / \partial g > 0$ (a mayor cantidad de granos, mayor cantidad de pan producida) y $b_2 \equiv \partial b / \partial L_b > 0$ (a mayor cantidad de trabajo invertida en la producción de pan, mayor producción de este). La cantidad total de trabajo efectivo que puede ejercer el individuo es:

$$L = L_b + L_g + L_p + l$$

[79] Esto se debe a que los predadores pueden causar daños directos a las personas, pero también, pueden cazar ratones haciendo que la población de estos últimos disminuya.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Por lo tanto, la cantidad de ocio efectivo disponible para este resulta siendo:

$$l = L - \lfloor L_b + L_g + L_p \rfloor \quad (4.5)$$

Sustituyendo (4.2) y (4.5) en (4.1) determinamos la asignación óptima del recurso en el sentido de Pareto:

$$u\left(b(g(L_g, p(L_p)), L_b), p(L_p), L - \lfloor L_g + L_b + L_p \rfloor\right) \quad (4.6)$$

Resolviendo para el nivel óptimo de trabajo empleado, resultan las siguientes condiciones de primer orden:

$$\frac{\partial L}{\partial g} = \frac{\partial u}{\partial b} . \frac{\partial L}{\partial g} . \frac{\partial g}{\partial L_g} = 0 \quad (4.7)$$

$$\frac{\partial L}{\partial b} = \frac{\partial u}{\partial b} . \frac{\partial b}{\partial L_b} - u_i = 0 \quad (4.8)$$

$$\frac{\partial L}{\partial p} = \frac{\partial u}{\partial b} . \frac{\partial b}{\partial g} . \frac{\partial g}{\partial p} . \frac{\partial p}{\partial L_p} - u_l = 0 \quad (4.9)$$

Rearreglando y manipulando las condiciones de primer orden, resulta la siguiente asignación óptima de Pareto:

$$\frac{\partial u / \partial p}{\partial u / \partial b} = \frac{\partial b / \partial L_b - \partial b / \partial g \,.\partial g / \partial p . \partial p / \partial L_p}{\partial p / \partial L_p} \quad (4.10)$$

El lado izquierdo de la ecuación (4.10) representa la tasa marginal de sustitución entre producción de pan y remoción de predadores. Al lado derecho se tiene la tasa marginal de transformación entre pan y remoción de predadores.

Luego, por simplicidad suponemos que una sola empresa produce el bien pan. Entonces, el equilibrio competitivo o privado se determinaría como:

$$\prod = k.b(.) - w(L_g + L_b) \quad (4.11)$$

Estos son los beneficios de la empresa, *k* representa el precio del pan y w representa el precio del trabajo. La empresa selecciona el nivel de trabajo para la producción de grano y pan que maximiza (4.11) y el consumidor selecciona el nivel de trabajo a invertir en la producción de grano, eliminación de predadores y ocio que hace máximo (4.1) sujetos a la restricción de presupuesto $k.b(.)-w(L-l-L_p)$, resultando la condición:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\frac{\partial u/\partial p}{\partial u/\partial p} = \frac{\partial b/\partial L_b}{\partial p/\partial L_p} \quad (4.12)$$

Comparando (4.12) y (4.10), se puede concluir que el óptimo privado y el óptimo social no están de acuerdo con una asignación óptima en el sentido de Pareto. La externalidad del ecosistema termina con una falta de solución privada. Ahora el signo de la externalidad del ecosistema debe depender de las relaciones precisas que se llevan dentro del ecosistema. Este ejemplo es muy importante ya que advierte al economista la necesidad de ir más halla de los límites normales de la economía y tratar de comprender las relaciones causa efecto biológicas y físicas que no siempre son obvias y anticipadas en el análisis costo beneficio convencional.

Otro aspecto interesante de la externalidad es la idea que el ***riesgo ambiental*** puede ser transferido a través del tiempo y el espacio por medio de la elección de las estrategias de disminución de la contaminación. El concepto de ***externalidades transferibles*** implica que el individuo se protege a sí mismo de los daños externos de la contaminación a través de una simple transferencia del riesgo ambiental a través del espacio, a través de otra ubicación, a través del tiempo e incluso a través de generaciones.

Las consecuencias de la auto-protección[80] de la contaminación no están limitadas por esta, sino además pueden ser transferidas a otros agentes. Las externalidades transferibles difieren de la división tradicional de una externalidad por contaminación, debido a que la externalidad transferible es motivada por la conducta intencional, y no por la simple o no intencional producción de residuos.

Los agentes pueden seleccionar una tecnología de descontaminación que transfiere un riesgo ambiental. Por consiguiente, la creación de conflictos induce a un comportamiento estratégico entre las personas, empresas y países. Desde una perspectiva de balance de materiales, muchos de estos programas no reducen los problemas ambientales (no disminuyen el daño ambiental) debido a que ellos no reducen las masas de material contaminante.

Hanley, Shogren y White (1997), al respecto, citan el ejemplo de los programas de reducción de la contaminación en el medio oeste de los Estados Unidos, los cuales aseguran una reducción de los problemas de contaminación del aire mediante la construcción de chimeneas de mayor altura en los sitios de emisión. Bajo determinadas condiciones climáticas una buena parte de estas emisiones son trasladadas a los estados del noreste de los Estados Unidos y el sudeste de Canadá. Por lo tanto, con esta práctica, el productor de la contaminación a través de la imposición de tecnologías de descontaminación (chimeneas con mayor altura), cree resolver el problema de la externalidad ambiental cuando en realidad lo que hace es trasladar el daño

[80] El término auto – protección, implica la acción de tomar medidas defensivas, por parte de un individuo consumidor o productor, con la finalidad de defenderse o evadir de los impactos negativos de la contaminación. Estas medidas no necesariamente implican una disminución en el nivel de contaminación actual. Sin embargo, pueden implicar la transferencia de la contaminación de un lugar a otro.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ambiental de la contaminación a sus vecinos, los cuales, ahora experimentan unos daños adicionales producto de la transferencia de la contaminación del aire.

Por lo tanto, podemos decir, que una consecuencia inevitable de las externalidades transferibles es la generación de conflictos debido a que unos individuos mejoran al transferir la externalidad y otros empeoran. Esto desde ningún punto de vista es una solución Paretiana al problema de las externalidades ambientales.

Volviendo al caso de las empresas de nuestro anterior ejemplo. Supongamos ahora que las empresas *A* y *B* tienen la capacidad de seleccionar una tecnología de reducción de contaminación que transfiere el riesgo de daño ambiental entre ellos. La empresa *A* selecciona su nivel de auto - protección, s^A, y la empresa *B* también, s^B. La selección de estos niveles permite a las empresas *A* y *B* minimizar la sumatoria de los daños por contaminación y los costos de protección, por separado.

El problema de minimización de costos para estas empresas es:

EMPRESA A:

$$C^A(s^A, s^B) = D^A(s^A, s^B) + \varphi^A(s^A) \quad (4.14)$$

EMPRESA B:

$$C^B(s^A, s^B) = D^B(s^A, s^B) + \varphi^B(s^B) \quad (4.14)$$

Donde, el daño ambiental de la empresa *A* disminuye con un incremento en su propia auto - protección:

$$D_A^A \equiv \frac{\partial D^A}{\partial s^A} < 0$$

Y se incrementa con un aumento de la auto - protección de la empresa *B*. Es decir:

$$D_B^A \equiv \frac{\partial D^A}{\partial s^B} > 0$$

De manera similar, el daño de la empresa *B* disminuye si incrementa su nivel de auto - protección:

$$D_B^B \equiv \frac{\partial D^B}{\partial s^B} < 0$$

Y se incrementa el daño de la empresa *B*, si la empresa *A* incrementa su nivel de auto - protección:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$D_A^B \equiv \frac{\partial D^B}{\partial s^A} > 0$$

Los costos de protección se incrementan para ambas empresas si se incrementa el nivel de esfuerzo de ambas:

EMPRESA A

$$\varphi^A \equiv \frac{\partial \varphi^A}{\partial s^A} > 0$$

EMPRESA B

$$\varphi^B \equiv \frac{\partial \varphi^B}{\partial s^B} > 0$$

Si ambas empresas no coordinan sus esfuerzos de auto - protección, seleccionarán de simultanea e independientemente niveles óptimos de auto - protección que minimizan sus costos privados, $C^A(s^A, s^B)$ y $C^B(s^A, s^B)$ ignorando cada uno (por separado), el impacto generado sobre el otro. Suponiendo que existe un mínimo en cuanto a costos, estas acciones nos llevan a condiciones de primer orden bajo una solución no cooperativa:

EMPRESA A

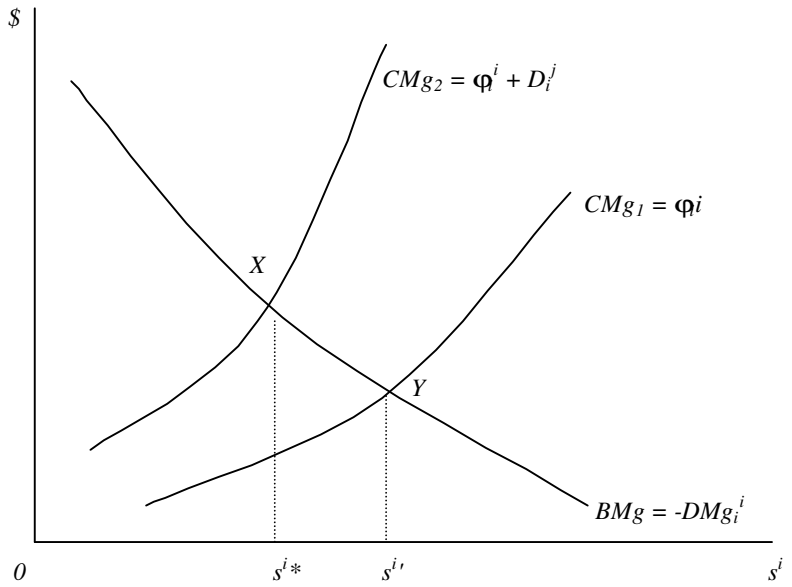
$$-D^A = \varphi^A \quad (4.15)$$

EMPRESA B

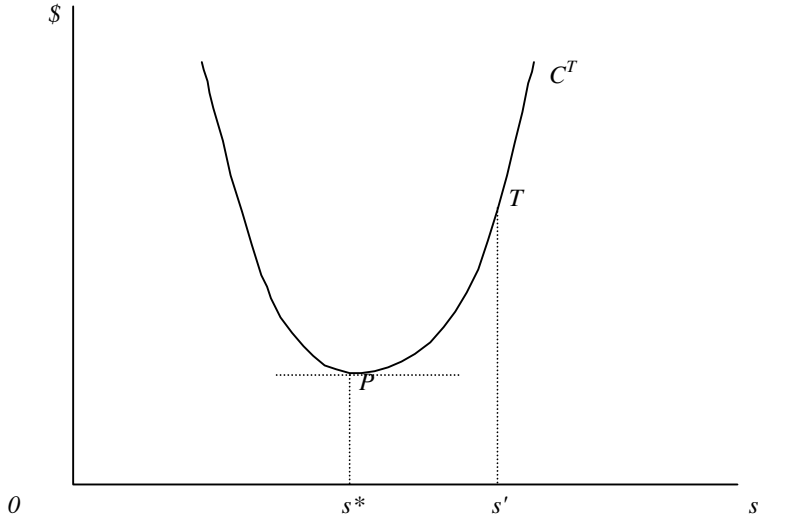
$$-D^B = \varphi^B \quad (4.16)$$

Estas condiciones no cooperativas implican que cada una de las empresas seleccionan por separado su nivel de auto - protección que iguala sus beneficios marginales, $-D_i^i$ *(i = A, B)*, con sus costos marginales, φ_i^i *(i = A, B).* Si bien, esta solución es un óptimo privado para ambas empresas por separado, no representan soluciones que nos conduzcan a un óptimo social.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 4.7: Niveles de Auto-protección Cooperativo y No Cooperativo.



Gráfica 4.8: Costos Totales de Auto-protección Cooperativos y No Cooperativos.

Ahora suponga que ambas empresas coordinan sus acciones. El nivel cooperativo de auto - protección para ambas empresas esta determinado por la minimización de la sumatoria de ambos costos; $C^T = C^A(s^A, s^B) + C^B(s^A, s^B)$, resultando las condiciones de primer orden cooperativas:

$$\text{EMPRESA A} \quad -D^A = \varphi^A + D_A^B \quad (4.17)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\text{EMPRESA B} \quad -D^B = \varphi^B + D_B^A \quad (4.18)$$

Estas últimas condiciones implican que ambas empresas seleccionan el nivel de auto - protección que iguala sus beneficios marginales con los costos marginales:

$$-D_i^i(i = A, B) = \varphi_i^i(i = A, B)$$

Y los costos externos que cada una de las empresas impone sobre la otra:

$$D_i^j(i - A, B; j = A, B; j \neq i)$$

La gráfica 4.7 presenta los resultados si uno toma en cuenta los costos externos, cada una de las empresas debería volver a su nivel de auto - protección ya que el nivel no cooperativo excede al cooperativo, punto Y versus punto X de la gráfica 4.7. Mientras que la gráfica 4.8. presenta que la solución cooperativa $(s^* = s^{A*} + s^{B*})$ minimiza el costo conjunto mientras que la solución no cooperativa $(s' = s^{A'} + s^{B'})$ implica que los costos conjuntos son excesivos, punto *P* versus *T*.

Shogren y Crocker (1991), demostraron que por sustitución de las soluciones no cooperativas (4.15) y (4.16) para auto - protección en las soluciones cooperativas (4.17) y (4.18), resulta un costo marginal externo con pendiente positiva. Esto implica que la solución no cooperativa esta sobre el lado derecho a partir del punto mínimo sobre la curva de costo total, punto *D*.

Las políticas ambientales que asignan transferencias unilaterales de contaminación en vez de asegurar soluciones cooperativas traen como resultado excesivos gastos en auto - protección. Sin un límite para las actividades de auto - protección no cooperativas que ejecutan los individuos, los esfuerzos de disminución de la contaminación son demasiado costosos. Las estrategias de política necesitan ser reconsideradas para evitar la intensificación de la ineficiencia.

Según Hanley, Shogren y White (1997), mencionan que la limitada evidencia empírica existente en la actualidad soporta la existencia de una función de daño[81] elástica por atributos de estética ambiental cuando los niveles de contaminación son bajos y una función de daño inelástica por estos atributos cuando los niveles de contaminación son altos. Por consiguiente, las mejoras ambientales no cooperativas deberían ser contraproducentes cuando los niveles de contaminación son relativamente bajos. Los gastos agregados en protección pueden pesar más que el beneficio ambiental. Por lo contrario, algunos contaminantes, tales como el monóxido de carbono, exhiben daños inelásticos a niveles altos. En cambio, las funciones de daño

[81] Según Field (1997), una función de daño muestra la relación entre la cantidad de un contaminante y el daño que ocasiona. Por lo general, se tienen dos tipos de funciones de daño: funciones de daño por emisiones y funciones de daño ambientales. La primera muestra una relación entre la cantidad de un contaminante expulsado por una fuente o fuentes particulares y los daños producidos. La segunda, muestra como se relacionan los daños con la concentración de un contaminante en el ambiente natural. Cualquiera de estas dos funciones puede representar la función de daño físico marginal.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

elásticas parecen ser más específicas en el daño y en la actividad así como también específicos en el nivel y concentración.

Como conclusión, podemos decir que una evaluación exacta de los beneficios de las políticas de reducción de daños ambientales requiere de un conocimiento muy preciso de las respuestas de los daños a formas cooperativas y no cooperativas de auto - protección.

4.4. No exclusión y los Comunes.

Otro caso donde el mercado falla en asignar el recurso eficientemente es cuando es imposible o al menos extremadamente costoso negar el acceso a un activo ambiental (Hanley, Shogren y White, 1997). Bajo un esquema de acceso legal a un recurso rival, las personas que lo consumen tienen incentivos para capturar la mayoría de los beneficios que provee el activo antes de que otra persona los capture primero. Estas situaciones en la mayoría de los casos provocan el sobreuso del recurso, el cual ocurre como resultado de la no-exclusión. Por consiguiente, el mercado falla en brindar señales sobre la verdadera escasez del activo ambiental.

Los problemas de no-exclusión están frecuentemente relacionados con derechos de propiedad de libre acceso. Hardin (1968), fue el encargado de exponer este problema en su artículo "The Tragedy of the Commons". Gordon (1954) establece la diferencia entre recursos de propiedad común y de acceso abierto. Afirma que un recurso de propiedad común se refiere a un régimen de derechos de propiedad dan potestad a ciertos grupos de personas a diseñar esquemas de exclusión para otras personas. Mientras que un recurso de acceso abierto implica que no existe propiedad sobre el activo y se maneja un concepto de que el recurso es de todos y de ninguno.

Un ejemplo de acceso abierto son los recursos pesqueros en altamar. Una mayor captura por parte de un individuo implica menor stock de peces disponibles para el resto de pescadores. Este problema hace que los pescadores tengan incentivos para incrementar su esfuerzo de captura en el menor tiempo posible más halla del punto donde el precio de mercado por unidad de pescado es igual a los costos promedio de producción. Por lo tanto, el valor de escasez del recurso es ignorado. Al incrementar la actividad pesquera se llega al lamentable resultado de sobrexplotación del stock de peces lo cual implica un nivel de agotamiento del recurso suficiente para que el recurso no pueda sostenerse por sí mismo en el tiempo. Para revisar ejemplos ilustrativos de este resultado el lector puede consultar Hanley, Shogren y White (1997) y Neher (1990).

Para explorar un poco este resultado se presenta el siguiente ejemplo de dos pescadores llamados Juan y Pedro, los cuales ejercen su actividad pesquera en un lago. Estas dos personas pueden establecer soluciones cooperativas y no cooperativas para el problema de explotación del recurso bajo un esquema de acceso abierto. Una solución sería que ambos se pusieran de acuerdo y establecieran el número de viajes de pesca a realizar, esta solución sería llamada

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

cooperativa. Luego, suponga que la solución cooperativa es realizar un viaje de pesca al día por cada individuo.

Por otra parte, también se puede generar una solución no cooperativa. Esta solución se daría cuando cualquiera de las dos personas decide por separado cuantos viajes de pesca hacer al día independientemente de lo que decida hacer la otra persona. Supongamos entonces que la solución no cooperativa se presenta cuando alguno de los dos decide hacer tres viajes por día en vez de uno. Los beneficios netos de esta solución se presentan en la tabla 4.1.

		Juan	
		Cooperativa	No Cooperativa
Pedro	Cooperativa	A 30 30	B 40 10
	No Cooperativa	C 10 40	D 15 15

Tabla 4.1: Acceso Abierto y el Dilema del Prisionero[82].

Si Juan y Pedro deciden llegar a una solución cooperativa, ambos harían 1 viaje por día y tendrían beneficios netos de 30 cada uno. Pero si Juan decide hacer 3 viajes por día y Pedro solo 1, Juan incrementa sus beneficios netos en 40 debido a la mayor captura mientras que Pedro solo tienen unos beneficios netos de 10. Sucede exactamente lo contrario su Pedro (gana 40) es el que decide hacer tres viajes al día y Juan (gana 10) solamente 1. La solución B es un equilibrio de Nash que representa un óptimo privado para Juan, mientras que a solución C es un óptimo privado para Pedro. La única solución que nos llevaría a un óptimo social sería la estrategia A (máximos beneficios netos sociales), pero esta no se mantendrá gracias a que es una solución no estable.

Debido a que los beneficios netos de Juan y Pedro, por separado, son mayores bajo las soluciones no cooperativas (C para Pedro y B para Juan) ambos pescadores siempre tendrán incentivos para ejecutar tres viajes por día en vez de 1, actuando de manera egoísta. En el punto D se presenta los beneficios netos para Juan y Pedro. Si estos individuos terminan actuando cada uno por separado, en D los beneficios netos sociales serían 30 (15 + 15). En cambio, si ambos cooperan los beneficios netos sociales ascenderían a 60 (30 + 30), y se ubicarían en A. Técnicamente, la elección de no - cooperación es la estrategia dominante[83] tanto para Juan como para Pedro. En este ejemplo, las estrategias no cooperativas dominan a

[82] Para leer la tabla 2.6. ubique haga de cuenta que los beneficios netos presentados son pares ordenados donde los beneficios netos de Pedro corresponden a la coordenada X y los beneficios de Juan a la coordenada Y.
[83] Una estrategia dominante da un mayor pago a un jugador bajo la consideración de las acciones que puedan emprender los otros jugadores.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

las cooperativas. Este resultado es llamado equilibrio de Nash[84]. Para una ampliación de los conceptos básicos de teoría de juegos el lector puede dirigirse a Gibbons (1992). El anterior ejemplo de Juan y Pedro eligiendo una solución no cooperativa es el clásico juego bautizado con el nombre de "Dilema de los Prisioneros"[85].

Por otra parte, no todos los recursos no excluyentes son definidos como el dilema de los prisioneros donde los jugadores son incentivados a buscar soluciones que terminan en asignaciones no óptimas de recursos. Siguiendo con el ejemplo de los pescadores, en la siguiente tabla se presenta un ejemplo de una solución cooperativa en donde se maximizan los beneficios netos sociales producto de tomar este tipo de solución.

		Juan	
		Cooperativa	No Cooperativa
Pedro	Cooperativa	A 50 50	B 40 10
	No Cooperativa	C 10 40	D 15 15

Tabla 4.2.: Estrategias de Juego Coordinadas bajo Propiedad Común.

La tabla 4.2. representa un esquema de propiedad común. En este juego coordinado existen dos equilibrios de Nash, uno donde los pescadores actúan no cooperativamente (sin embargo es un resultado inestable) y el otro donde actúan cooperativamente (este resultado es estable). El equilibrio de Nash presentado en la estrategia A es una solución estable que nos lleva a óptimos privados y sociales a la vez, puesto que ninguno de los pescadores tiene incentivo unilateral para desviarse de la solución cooperativa.

La solución cooperativa (punto A de la tabla 4.2.) resulta ser un equilibrio de Nash puesto que si Juan y Pedro cooperan cada uno recibe 50 como beneficios netos y recibirían solamente 40 cada uno si actúan unilateralmente. Luego, los beneficios netos sociales de ubicarse en el punto A serían 100 (50 + 50). La solución no cooperativa todavía es un equilibrio de Nash debido a que un jugador recibe beneficios netos de 15 si engaña al otro y recibe 10 si decide cooperar mientras que el otro jugador no lo haga.

[84] Un equilibrio de Nash se presenta cuando un individuo obtiene el mejor resultado posible dado lo que hacen el resto de individuos participantes en el juego.
[85] En este juego cada prisionero tiene incentivos para no confesar el crimen ya que con estas decisiones tienen menor número de años de condena individualmente. Al final, como resultado de elegir esta estrategia terminan recibiendo ambos una condena mayor, si ambos hubiesen confesado obtendrían la mejor solución en términos de condena. Para este juego se supone que ambos jugadores tienen información completa sobre los pagos, sin embargo, cada individuo no sabe lo que hará el otro.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Obviamente, ambos jugadores se ubicarán en el equilibrio de Nash cooperativo debido a que los pagos son mayores (50 c/u). La sociedad también prefiere esta solución ya que en este se tienen el mayor beneficio neto social, 100 (50 + 50). La solución A es un equilibrio de Nash estable que implica un óptimo privado y social a la vez. Ostrom (1990) citado en Hanley et. al. (1997), presenta varios ejemplos de recursos de propiedad común donde un grupo de jugadores alcanza un resultado cooperativo. Estos grupos establecen regímenes de propiedad común que gobiernan si reglas de propiedad privada estrictas y sin intervención gubernamental.

El éxito de las estrategias coordinadas, entre otras cosas, depende de los costos de información y de transacción para alcanzar acuerdos colectivos creíbles, reglas activas para monitoreo y sanción a los violadores de las reglas; y la presencia de reglas que limiten el uso de un recurso por parte de una colectividad de manera apropiada.

Entonces, podemos concluir que las fallas de mercado no siempre ocurren en presencia de derechos de propiedad común pero usualmente algunas reglas restrictivas mal diseñadas pueden generar problemas de asignación.

4.5. No rivalidad y los Bienes Públicos.

Un bien público es un bien que si está disponible para una persona, automáticamente lo está para los demás. Un activo ambiental es considerado un bien público puro si su consumo es no - rival y no - excluyente. Samuelson (1954,1955), menciona que un bien es público puro si esta disponible para todos los individuos y si el consumo de una persona no reduce el consumo de otra.

Nos interesan los bienes públicos por que la calidad ambiental es esencialmente un bien público. Si se purifica el aire para una persona en una zona urbana, automáticamente se purifica para todos los que residen en esa comunidad. Los mercados privados tienden a suministrar bienes públicos en forma insuficiente, respecto a los niveles de eficiencia.

La no-rivalidad implica que el costo marginal social de ofrecer el bien a un individuo adicional es cero. Por consiguiente, no existe un conjunto de precios que cumpla con la eficiencia de Pareto y que haga efectiva la exclusión de alguien que pueda acceder a disfrutar de los beneficios marginales producto del consumo del bien público. Una falla de mercado existe si una empresa privada no puede beneficiarse de la provisión de un bien público puro como lo sugerido por la eficiencia de Pareto.

Obson (1965), se refiere a una persona "free-rider" cuando ésta no puede ser excluida de los beneficios generados por los servicios que provee un bien público puro. Es decir, la persona disfruta del bien y se apropia de beneficios sin pagar por estos. Esto implica que el mercado debería proveer menos del bien público de lo que es deseado al nivel social. Por consiguiente, existe una mala asignación del activo ambiental lejos de ser como los bienes privados donde las condiciones de uso rival y excluyente son mantenidas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Un ejemplo de bien público son los bosques tropicales que pueden proveen bienes y servicios públicos a una economía local. Entre otros podemos mencionar servicios a la economía local tales como sustancias químicas, maderas, regulación de régimen de lluvias, regulación de erosión de suelo y el reciclaje de nutrientes. Otro caso puede ser el de los humedales los cuales pueden ofrecer a la economía local flujos de servicios tales como hábitats de especies y paisajes para la sociedad de manera no-rival.

Myers (1992), menciona que los bosques también proveen bienes y servicios públicos para la economía global. Como ejemplo de estos servicios cita el caso de la biodiversidad la cual genera beneficios no rivales globales, la relación de ecosistemas y las reducciones de CO_2. Un ecosistema, en general, puede proveer flujos de bienes y servicios públicos que ayudan a la economía en las actividades de producción y consumo. Recuerde que también existen bienes (llamados males) públicos que producen pérdida de utilidad para los individuos. Un ejemplo de esto son las perdidas en bienestar que sufre una persona producto de la contaminación del aire, la cual no reduce en nada las perdidas que puedan sufrir otras personas por la misma causa. Lo más frecuente es que estos males públicos sean sobre ofertados en los mercados.

Para analizar el caso de una falla de mercado asociada con un bien público puro, suponga que tenemos dos individuos, *A* y *B*, los cuales deciden contribuir voluntariamente a la provisión de un bien público. Este bien público es el esfuerzo de reducción de las emisiones que reducen la capa de ozono o que incrementan el calentamiento global. El nivel agregado del bien público esta representado por:

$$q = q^A + q^B$$

Donde, q^A y q^B representan las contribuciones en la reducción de la contaminación privadas de los individuos *A* y *B*, respectivamente. Debido a que hay condiciones de no-rivalidad y no-exclusión, los beneficios que perciben los individuos *A* y *B* se captan a partir del nivel agregado de beneficios que genera el bien público, q. Cornes y Sandler (1986), presentan una buena discusión de las representaciones alternativas de cómo los bienes públicos pueden ser ofrecidos a la colectividad. Si la función de utilidad de cada contribuidor se escribe como:

$$u^i(z^i, q) \quad \text{i} = \text{A, B.}$$

Donde, z^i es cualquier bien privado. La utilidad de una persona se incrementa si se incrementa el nivel de consumo del bien público y del bien privado. Entonces:

$$u_z^i \equiv \frac{\partial u^i}{\partial z^i} > 0 \quad \text{y} \quad u_Q^i \equiv \frac{\partial u^i}{\partial q} > 0 \quad \text{i} = \text{A, B}$$

Ambos individuos *A* y *B*, seleccionan sus niveles óptimo privado y público sujeto a la restricción:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$M = z^i + cq^i \qquad \text{i = A, B}$$

Donde, *M* es el ingreso monetario personal y "*c*" es el costo por unidad de provisión del bien público. Por simplicidad se asume que el precio del bien privado es 1. El individuo *A* selecciona un nivel de bien privado y público que maximiza su utilidad sujeto a la restricción de presupuesto:

$$\max_{q,^A}\left[u^A(m - Cq^A, q^A + q^B)\right]$$

Tal que el nivel óptimo es determinado por:

$$c = \frac{u_q^A}{U_z^A} \text{ ó } \quad c = TMS_{qz}^A$$

Es decir, el costo por unidad de bien público "*c*" es igual al beneficio marginal privado, que es también igual a la tasa marginal de sustitución técnica entre q y z. De igual manera, el individuo *B* también hace una decisión para determinar el niel óptimo de contribuciones en términos del bien público:

$$\max_{q,^B}\left[u^B(m - Cq^B, q^A + q^B)\right]$$

Tal que el nivel óptimo es determinado por:

$$c = \frac{u_Q^B}{U_z^B} \text{ ó } \quad c = TMS_{Qz}^B$$

El individuo *B* balancea el costo marginal de su contribución del bien público con el beneficio marginal que genera, en términos del bien privado. Las decisiones de ambos individuos son tomadas en cuenta sin considerar los efectos de estas a otra persona. Entonces, la contribución del individuo A afecta al individuo *B* y viceversa. El nivel eficiente del bien público es determinado a través de la selección de los niveles de q^A y q^B que maximizan la utilidad de una persona, por ejemplo, la del individuo A sujeto a la restricción que el individuo B alcanza al nivel de utilidad de *V*:

$$\max_{q^A,q^B}\left[u^A(M - (q^A, q^A + q^B)\middle| V = u^B(M - cq^B, (q^A + q^B))\right]$$

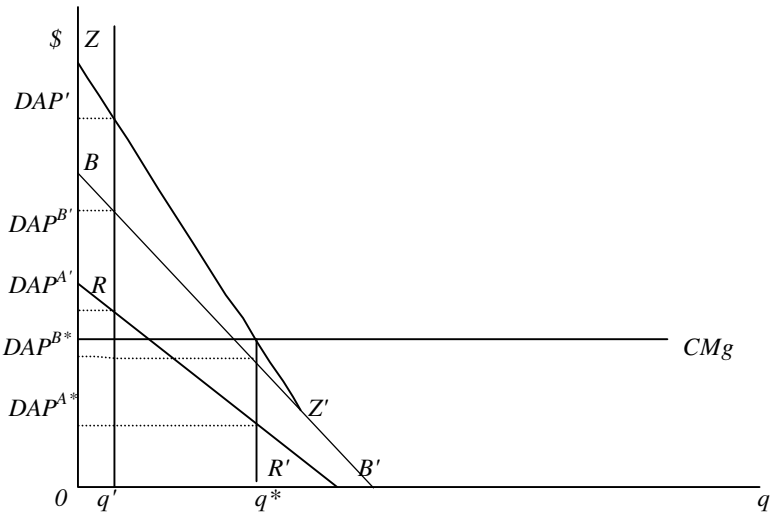
De esto resulta:

$$q^A = -u_z^A c + u_Q^A - \lambda u_Q^B = 0 \quad (4.19) \text{ y } q^B = u_Q^A - \lambda\left[-\lambda u_z^B c + u_Q^B\right] = 0 \quad (4.20)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Donde, λ representa el multiplicador de Lagrange que representa el precio sombra de la restricción. Resolviendo para λ en (4.19) y sustituyendo en (4.20) se tiene la condición de provisión óptima del bien público:

$$c = \frac{u_q^A}{u_z^A} + \frac{u_q^B}{u_z^B} \quad \text{ó} \quad c = TMS_{qz}^A + TMS_{qz}^B$$



Gráfica 4.9: Bien Público Puro, Hanley et. al. (1997).

El nivel eficiente del bien público es aquel en que el beneficio marginal del bien público en términos del bien privado es igual al costo marginal. La fuente de ineficiencia con la provisión privada del bien público se deriva de que el individuo *A* ignora los impactos que causa sobre el individuo *B* y viceversa. Por consiguiente, ninguna persona pasará más halla del beneficio del otro a medida que cada uno incremente su contribución para la oferta del bien público.

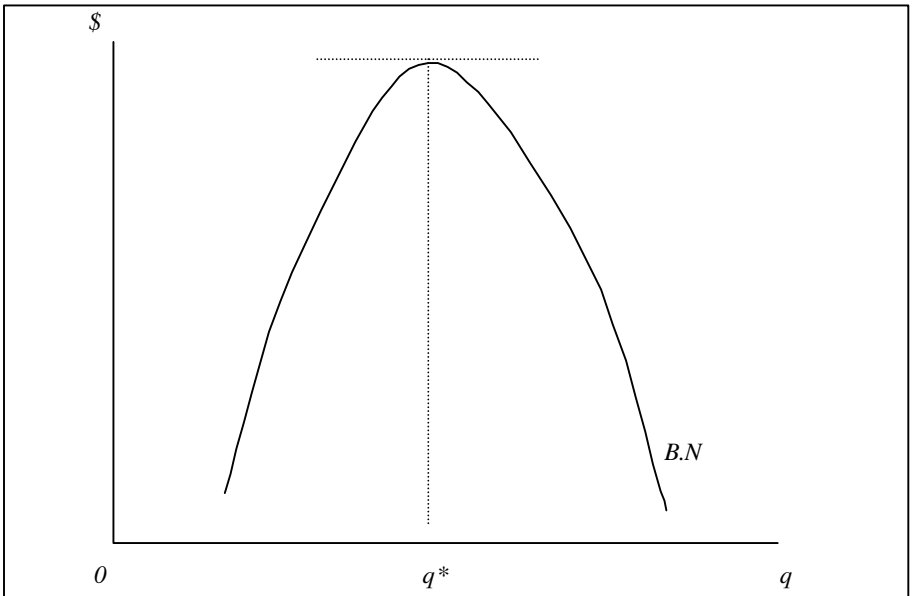
En la gráfica 4.9 se presenta el nivel óptimo del bien público para los individuos *A* y *B*. *RR′* y *ZZ′* representan las curvas de demanda de *A* y *B* por el bien público asumiendo una distribución dada de ingreso. Si *CMg* representa el costo marginal de proveer el bien público. Si *q′* es ofrecido, el individuo A tiene una disponibilidad marginal a pagar $DAP^{A'}$ y la disponibilidad marginal a pagar del individuo *B* es $DAP^{B'}$ para la demanda total representada por la curva *ZZ′* se tiene una disponibilidad marginal a pagar total igual a $DAP' = DAP^{A'} + DAP^{B'}$. Debido a que no existen rivalidades en el consumo del bien público, el valor marginal social es la suma vertical de los valores marginales de las dos personas, tal que la sumatoria de valores privados marginales para todos los niveles del bien público este representado por la curva de demanda *OO′*. El nivel óptimo del bien público, *q**, es donde el valor marginal social es igual al costo marginal. A este nivel óptimo, cada persona debería pagar su propio precio (un precio personalizado). El individuo *A* pagaría DAP^{A*} y el individuo *B* debería pagar

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

DAP^{B*}. En la práctica resulta difícil encontrar estos precios personalizados, las metodologías de valoración de bienes no mercadeables son herramientas que nos pueden ayudar a estimar dichos valores.

4.6. No Convexidad.

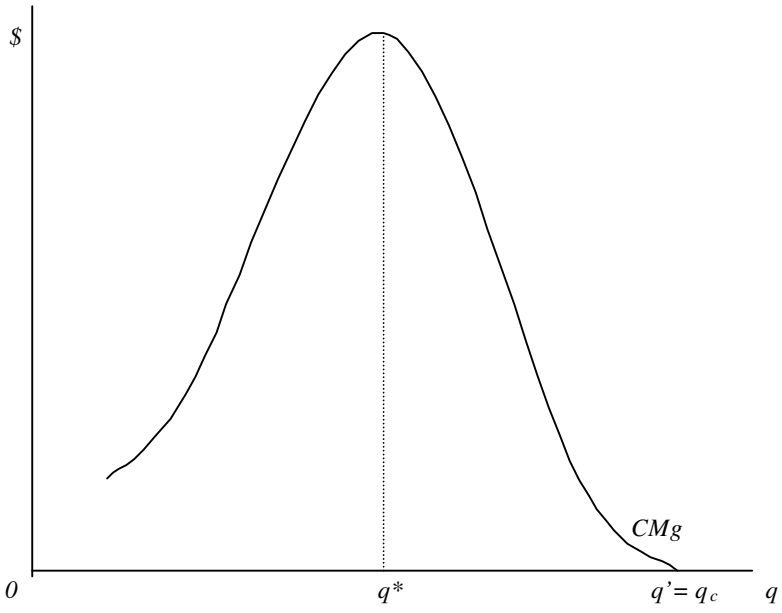
Anteriormente asumimos que las funciones de costo y beneficio marginal asociadas con un incremento de la contaminación tienen un buen comportamiento.



Gráfica 4.10: Forma de la Curva de Beneficios Netos, Hanley et. al. (1997).

Buen comportamiento significa que los beneficios marginales son decrecientes mientras los costos marginales son crecientes (gráfica 4.1). La formas de estas curvas garantizan que si existe un nivel de contaminación que es un equilibrio, este será único. Por consiguiente, si existe un conjunto de mercados completos para el control de la contaminación, estos mercados deberían enviar las señales correctas acerca del nivel de contaminación socialmente óptimo. En términos gráficos esto puede ser representado como se muestra en la anterior gráfica (gráfica 4.10). Por consiguiente, si la curva de beneficios netos derivados del control de la contaminación es convexa, podemos garantizar la existencia de un máximo global de beneficios netos, que sería una solución de política óptimo social.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



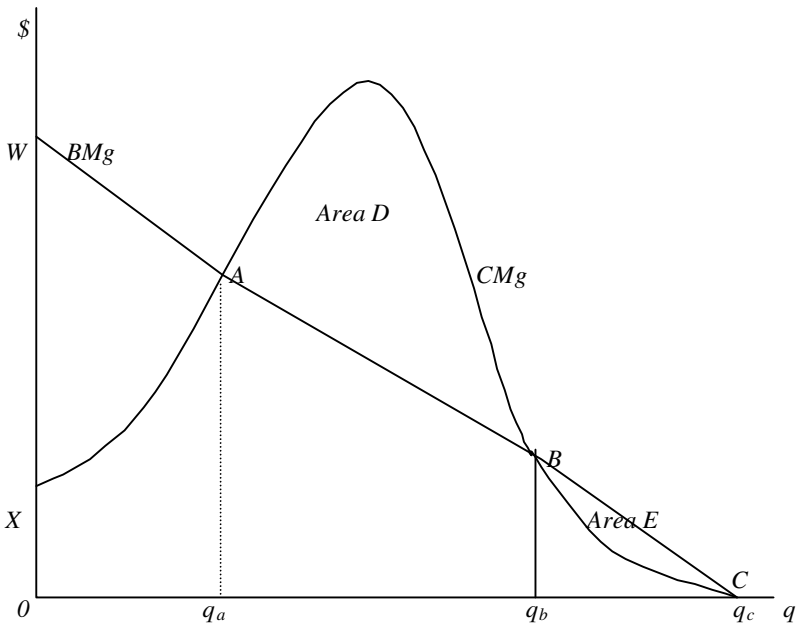
Gráfica 4.11: Costos Marginales No Convexos, Hanley et. al (1997).

La curva presentada en la gráfica 4.11 nos muestra que solo existe un nivel eficiente de contaminación. Pero para muchos sistemas físicos las curvas de beneficio marginal y costo marginal no necesitan tener la forma adecuada. Por ejemplo, los costos marginales pueden primeramente ser crecientes a medida que se incrementa el nivel de contaminación pero luego pueden decrecer o incluso llegar a ser cero. Los costos marginales se vuelven cero cuando el daño sobre el recurso a sido el máximo y por más que halla contaminación ya no se puede pasar a otro nivel superior. Esto es no-convexidad e implica que existe más de un nivel de contaminación óptimo social, es decir, existe más de un máximo (dos o más máximos locales), que pueden representar diferentes soluciones de política.

La no - convexidad significa que si consideramos dos diferentes niveles de un bien o un mal, un tercer nivel definido por el promedio de los primeros dos niveles, representará un nivel inferior de preferencias individuales con respecto a los dos primeros niveles.

Revisemos este concepto a través de la gráfica 4.11. En este gráfica podemos observar que el costo marginal primero es creciente a medida que se incrementa la contaminación. Después de llegar al nivel de contaminación q^* el costo marginal asociado con el incremento de una unidad adicional de contaminación declina hasta llegar a cero, q_c. En este punto el daño es completo y se tiene el máximo nivel de contaminación, más la contaminación no hace que se incrementen los costos debido a que el receptor a sufrido totalmente el daño. La gráfica 4.12 presenta una curva de beneficio marginal adicionada a la de costo marginal que muestra las implicaciones de no cumplir con la condición de convexidad.

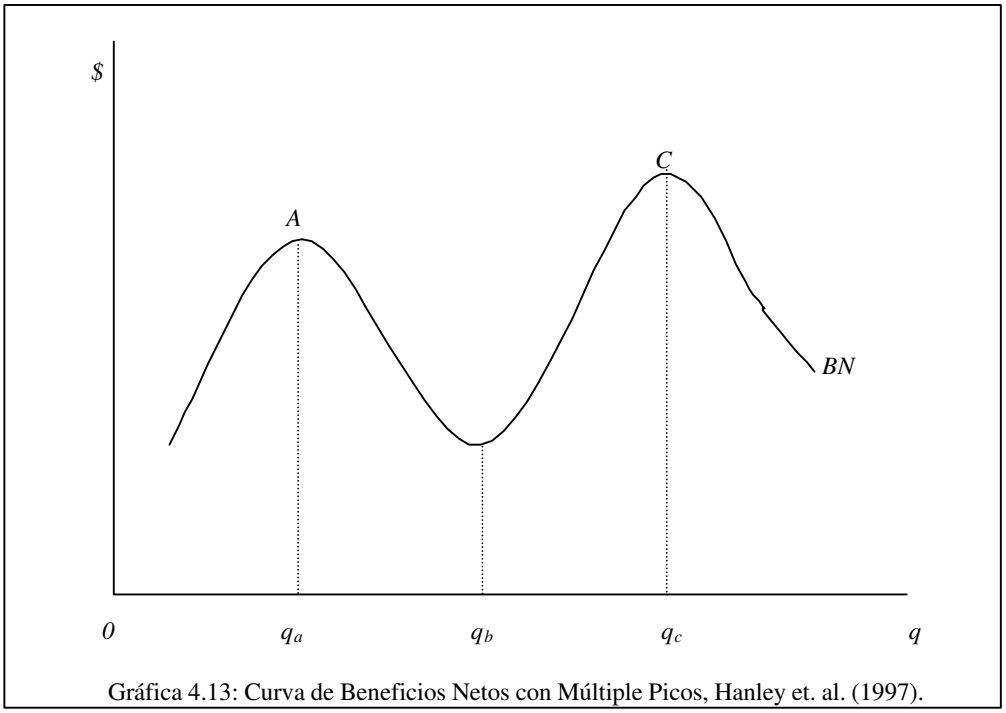
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 4.12: No-convexidad y el nivel optimo de Contaminación, Hanley et. al. (1997).

Los puntos *A* y *C* de la gráfica 4.12 representan máximos locales de beneficios netos, mientras que el punto *B* es un mínimo local de beneficios netos. El punto *A*, debido a que al nivel de contaminación q_a, los beneficios (área *XAW*) son mayores que los costos (área $0q_aAX$). El punto *B*, debido a que los beneficios marginales de reducir contaminación son iguales a los costos marginales de descontaminar. El área *D* representa el costo marginal de incrementar la contaminación hasta el punto *C* y el área *E* representa los beneficios marginales de movernos hasta el punto *C*. Al comparar las áreas *D* y *E*, claramente vemos que los costos marginales exceden a los beneficios marginales si nos ubicamos en el punto *C*, por consiguiente, el máximo global debería ser el punto *A*. Sin embargo, se pueden tener otras conclusiones. Por ejemplo, considere el punto *C*, este puede ser un máximo global que indique un nivel de contaminación socialmente óptimo debido a que los beneficios marginales son iguales a cero. Note que el problema surge cuando existen varias soluciones (varios máximos locales). Entonces surge la pregunta, ¿cuál nivel de contaminación deberíamos elegir tal que alcancemos una solución óptima?. Para las personas encargadas de la toma de decisiones de política ambiental esto puede volverse en un problema serio que amerita una solución debido a que las implicaciones en términos de cambios en el bienestar de la sociedad pueden llegar a ser fatales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 4.13: Curva de Beneficios Netos con Múltiple Picos, Hanley et. al. (1997).

En la gráfica 4.13 se presenta una curva de beneficios netos con varios picos donde se puede mostrar claramente que el óptimo global es el punto donde se tiene mayor contaminación.

Por lo tanto, bajo condiciones de no-convexidad, aún cuando exista un conjunto de mercados, los precios de mercados no podrán enviar señales correctas que faciliten elegir un máximo local como A en vez de elegir el máximo local representado por el punto C. Alternativamente, si los beneficios netos marginales exceden a los costos marginales (área *E* > área *D*) el óptimo global es el punto donde la contaminación es mínima, punto *A*.

4.7. Información Asimétrica.

Las fallas de mercado pueden ocurrir cuando una persona en una transacción no tiene información completa acerca de las acciones que emprenden los otros individuos o el tipo (característica) de una segunda persona. Cuando no referimos a tipo hablamos de las características ocultas de un agente económico o la calidad de un bien desconocida. Un ejemplo de información asimétrica puede darse cuando un asegurado sabe más acerca de su nivel de comportamiento preventivo que el asegurador, o un vendedor sabe más acerca de la calidad de un producto que el comprador. Stiglitz (1994), menciona que sin información completa, los mercados deberían ser incompletos y podrían fallar en la tarea de asignación eficiente de los recursos. Básicamente, existen dos tipos de problemas de información asimétrica:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

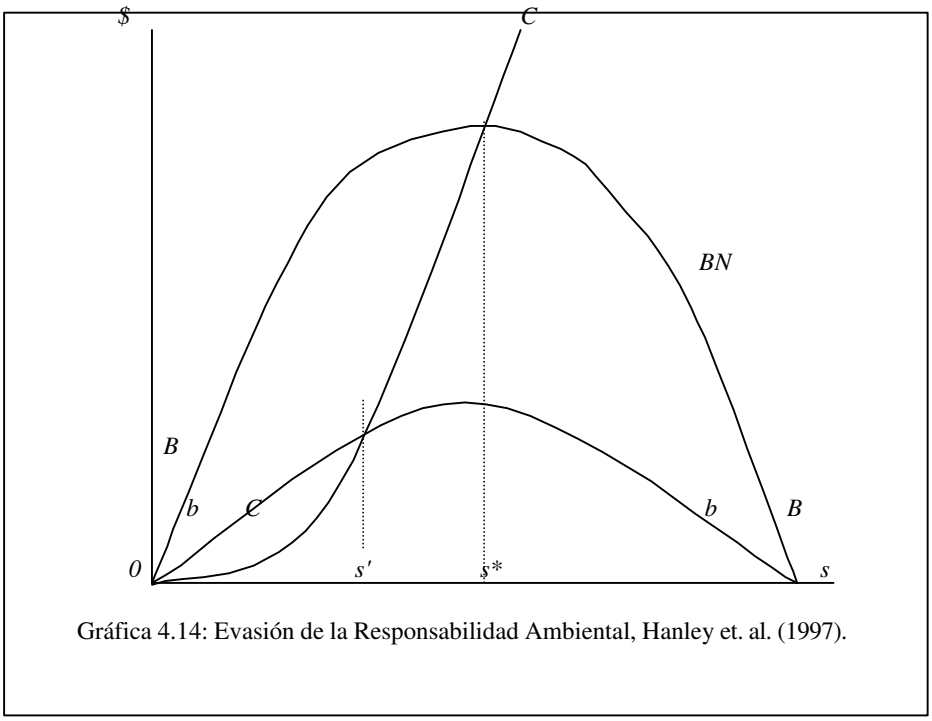
- Riesgos Morales: Este surge cuando las acciones de una primera persona no son observables por una segunda persona.

- Selección Adversa: Existe cuando una persona no puede identificar el tipo o característica de una segunda persona.

4.7.1. Riesgos Morales.

Los riesgos morales crean dos problemas relacionados con los activos ambientales:

1. Cuando los reguladores no pueden monitorear las aciones de los agentes contaminadores, estos últimos tienen un incentivo a evadir los controles ambientales ya que con esto los agentes contaminadores pueden evitar pagar los costos de reducción de la contaminación y recibir una parte de los beneficios de esta. Ignorando el caso de las externalidades transferibles, el individuo tiene un incentivo económico para reducir su esfuerzo de control de la contaminación por debajo de lo que exige la entidad reguladora.



Gráfica 4.14: Evasión de la Responsabilidad Ambiental, Hanley et. al. (1997).

Una de las causas de evadir la regulación ambiental puede ser el hecho de que un individuo puede pagar todos los costos de descontaminación pero no recibe sino una parte de los beneficios totales sociales de reducción de la contaminación. Esto termina en niveles de contaminación por encima de óptimo social debido a que se cuenta con menos recursos para el control de la contaminación. La gráfica 4.14 presenta el efecto de los incentivos para la evasión de la responsabilidad ambiental. La curva *BB* representa los beneficios agregados para

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

la sociedad producto de la regulación de la contaminación por parte de una industria. La curva *bb* representa los beneficios que percibe la empresa por la reducción de la contaminación que emprende ella misma. La curva *CC* representa los costos de reducción de la contaminación de la empresa.

La sociedad prefiere que la empresa invierta en actividades de descontaminación hasta alcanzar el nivel s^*, donde el costo marginal de reducción de la contaminación es igual al beneficio marginal. Note, que en este punto la empresa solamente recibe una parte de los beneficios totales generados por los costos en que ella incurre. La empresa preferiría reducir el nivel s' debido a que en este nivel igual sus costos marginales de descontaminación con sus beneficios marginales de reducción. Claramente se aprecia que $s' < s^*$, luego el mercado a fallado en asignar eficientemente los recursos para el control de la contaminación.

2. Cuando el mercado privado no puede ejecutar acciones de monitoreo, un asegurador debería retirarse de la responsabilidad de la contaminación en el mercado puesto que la provisión de seguridad también debería afectar los incentivos de los individuos para tomar precauciones.

Dado que los accidentes por derrames o el almacenamiento de contaminantes puede crear responsabilidades financieras, las empresas deberían pagar para pasar estos riesgos a agentes menos adversos al riesgo tales como las aseguradoras. Sin embargo, existe un trade- off entre la presencia de riesgo e incentivos, los mercados para aseguradoras que se responsabilizan por la contaminación deberían ser incompletos ya que intentarían reducir la información sobre sus rentas dejando de un lado el hecho de brindar información completa. Como resultado de esto el mercado sería incapaz de hacer una asignación eficiente del riesgo. Arnott y Stiglitz (1988) presentan un trabajo analítico que estudia el problema de presencia de riesgo ineficiente asociado con los daños morales. Considere el caso de un individuo representativo que confronta dos estados de la naturaleza mutuamente exclusivos y conjuntamente exhaustivos.

Si $U_0 \equiv U(w - \beta)$ representa la utilidad recibida por el individuo bajo el estado bueno de la naturaleza. Donde w representa el valor monetario y β es el premio pagado por el asegurador al individuo. Asuma que $U_0' > 0$ y $U_0'' < 0$, donde las primas denotan las primeras y segundas derivadas. Si $U_1 \equiv U(w - D + \alpha)$ representa la utilidad recibida bajo el estado de la naturaleza malo. Donde, D es el valor del daño en términos monetarios sufrido y α es el pago neto del seguro. Asuma que $U_1' > 0$ y $U_1'' < 0$. Si p^i es la probabilidad de que el estado llamado bien ocurra, y $(1 - p^i)$ es la probabilidad de que el estado mal ocurra. Asuma que el individuo puede influenciar estas probabilidades con su auto protección, s^i, donde $i = A, B$ representan los niveles alto (A) y bajo (B), respectivamente. Tal que $s^A > s^B$ y $p^A > p^B$. Un ejemplo de auto protección pueden ser las restricciones voluntarias sobre el desarrollo del bosque o una reducción en el drenaje de un húmedal. Para este modelo simple asumamos que los dos niveles de auto protección son fijos, y separables y medibles en términos de utilidad.

Si el individuo tiene una utilidad esperada, V^A y V^B, dado un nivel alto y bajo de auto protección, las representamos como:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$V^A \equiv (1-p^A)U(w-\beta)+p^A U(w-D+\alpha)-s^A \quad (4.21)$$

Y

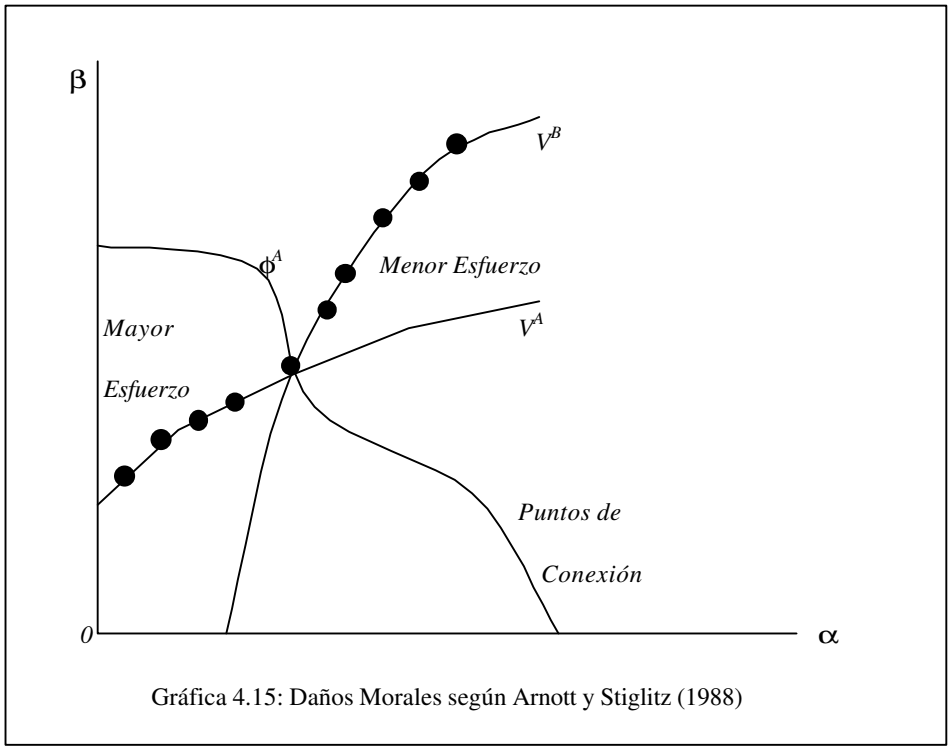
$$V^B \equiv (1-p^B)U(w-\beta)+p^B U(w-D+\alpha)-s^B \quad (4.22)$$

La gráfica 4.15 presenta las curvas de indiferencia individuales en el espacio de los pagos netos de premios por mayores esfuerzos de auto protección. La pendiente de la tasa marginal de sustitución entre α y β esta dada por:

$$\left.\frac{d\beta}{d\alpha}\right|_{V^i} = -\frac{p^i}{(1-p^i)}\frac{U_1^{'}}{U_0^{'}} > 0 \qquad \text{i = A, B.}$$

La curvatura de las curvas de indiferencia, reflejando la aversión al riesgo de los individuos es:

$$\left.\frac{d^2\beta}{d\alpha^2}\right|_{V^i} = -\frac{p^i}{(1-p^i)}\frac{U_1^{'}}{U_0^{'}}\left[\frac{U_1^{''}}{U_1^{'}}+\frac{p^i}{(1-p^i)}\frac{U_0^{''}}{U_0^{'}}\right] < 0 \qquad \text{i = A, B.}$$



Gráfica 4.15: Daños Morales según Arnott y Stiglitz (1988)

Note que cualquier punto en el espacio α -β, la pendiente de la curva de indiferencia de mayor esfuerzo es más inclinada que la pendiente de la curva de indiferencia de menor esfuerzo:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\left.\frac{d\beta}{d\alpha}\right|_{V^A} = -\frac{p^A}{(1-p^A)}\frac{U_1^{'}}{U_0^{'}} < \frac{p^B}{(1-p^B)}\frac{U_1^{'}}{U_0^{'}} = \left.\frac{d\beta}{d\alpha}\right|_{V^B} \quad (4.23)$$

Esto se debe a que el mayor esfuerzo disminuye la probabilidad de un accidente y consecuentemente requiere de un gran incremento en el pago por compensación para un incremento dado en el premio, manteniendo el nivel de utilidad constante. Manipulando (4.21) y (4.22) se puede comprobar que los niveles comparativos de utilidad esperada dependen de las magnitudes relativas de los beneficios (U_0 - U_1) y los costos [(s^A - s^B)/ (p^A - p^B)] de auto protección:

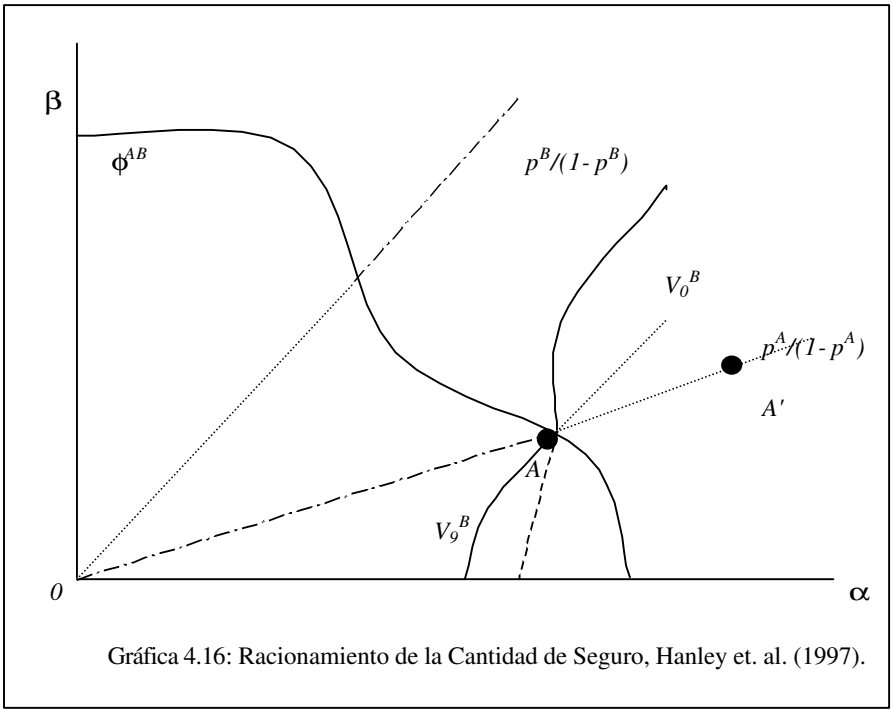
$$V^A > o < \text{ sí } U_0 - U_1 > o < \frac{s^A - s^B}{p^A - p^B} = \phi^{AB} \quad (4.24)$$

La utilidad esperada de un mayor esfuerzo es igual a la utilidad esperada de un menor esfuerzo si la diferencia en utilidades entre los estados bueno y malo, (U_0 - U_1), es igual a la diferencia en esfuerzo, (s^A - s^B), dividido por la diferencia en las probabilidades de realización del estado bueno, (p^A - p^B). Para un nivel dado de riqueza, si la persona cree que su nivel de auto - protección causa una reducción trivial en las probabilidades de daño, es decir, probablemente que $V^B > V^A$. En cambio, si el individuo percibe que su nivel auto - protección tiene un impacto significativo sobre la probabilidad del estado bueno, el opuesto se mantiene: $V^A > V^B$.

En la gráfica 4.15, el punto donde las utilidades esperadas son iguales, $V^A = V^B$, representa puntos de conexión entre niveles de auto - protección bajos y altos. En los niveles bajos de seguridad, los individuos eligen el mayor esfuerzo, mientras que en los niveles altos eligen un menor esfuerzo. La curva ϕ^{AB}, representa todos los puntos de conexión entre los niveles bajos y altos de auto - protección. Por consiguiente, la curva de indiferencia completa para un individuo está determinada por la selección del mayor nivel de utilidad dado el nivel de seguro ofrecido, $max\{V^A, V^B\}$.

La curva de indiferencia de forma variada en la gráfica 4.16 representa el nivel de utilidad alcanzado con el premio y el área delimitada por esta representa el espacio de pago neto. Note que la curva de indiferencia es no - convexa. Esta gráfica nos muestra que el equilibrio competitivo con riesgos morales implica el racionamiento de la cantidad de seguro. Asumiendo el caso donde el asegurador puede observar todos los seguros comprados por el individuo y además puede restringir la cantidad de seguro mantenido. En este caso el equilibrio competitivo estará caracterizado por un contrato exclusivo donde el asegurado compra todo el seguro a una sola aseguradora.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 4.16: Racionamiento de la Cantidad de Seguro, Hanley et. al. (1997).

Si V_0^A y V_0^B representan una función de utilidad no convexa dado un nivel de esfuerzo, el punto A en la gráfica 4.16 representa una curva de contrato exclusiva dado un mayor esfuerzo. Aunque este es un contrato óptimo (beneficio marginal = costo marginal), el contrato no es factible ya que a un precio más bajo para el asegurado debería incrementar la compra de seguros debido a que su beneficio marginal privado excede a los costos.

Pero si el asegurador actualmente ofrece más seguridad a este precio, el individuo debería ubicarse en un menor nivel de esfuerzo (punto*A'*) y el contrato generaría beneficios negativos. Entonces, este contrato sería factible debido a que sus beneficios netos son negativos y se tendría que racionar la cantidad con un consecuente exceso de demanda que representa la falla de mercado. Este racionamiento de cantidades es muy común que se presente en mercados de responsabilidad de contaminación.

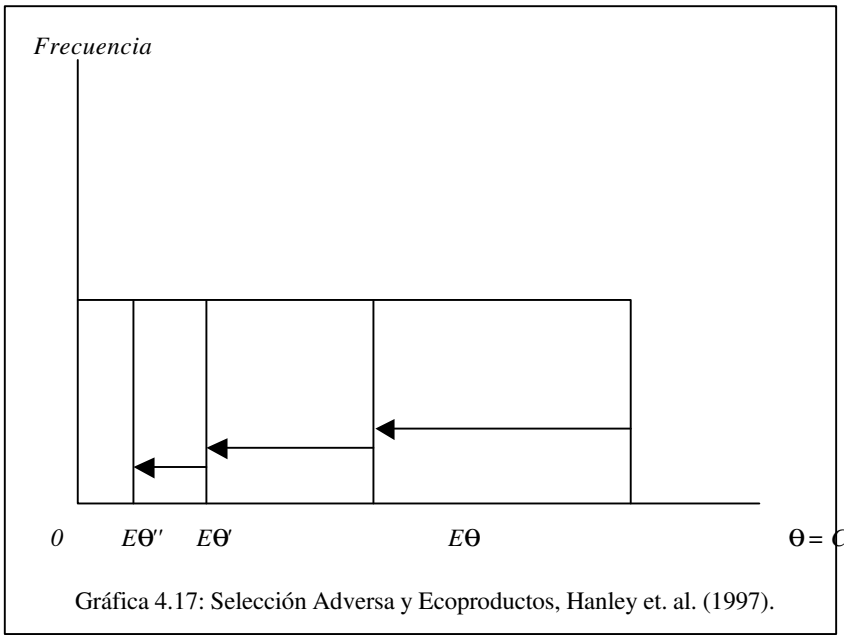
4.7.2. Selección Adversa.

Este problema es muy frecuente en el caso de ecoproductos que son producidos con prácticas menos dañinas al medio ambiente. La producción sostenible de productos de bosques tropicales es un ejemplo de este tipo de actividad. El problema con estos productos es que por lo general tienen un precio mayor debido a su mayor nivel de calidad.

Los ecoproductos, por lo general, son bienes producidos mediante procesos de producción muy singulares alejados de economías de escala y de los procesos de producción convencionales. Si el comprador no puede distinguir el ecoproducto de un producto producido convencionalmente, los consumidores no tomarán en cuenta el hecho de que el ecoproducto

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

tiene un mayor un precio debido a la manera singular en que es producido. Esto traerá consigo la perdida del incentivo (diferencia de precio a favor del ecoproducto) haciendo que no sea atractivo producir este bien en el mercado y simplemente se pagara una cantidad igual al precio promedio del bien en el mercado.



Gráfica 4.17: Selección Adversa y Ecoproductos, Hanley et. al. (1997).

Bajo este escenario (gráfica 4.17), los productores que estén produciendo con un nivel de calidad θ_i por encima del promedio $E\theta$, no tendrán incentivos para vender este bien en el mercado debido a que los beneficios netos que percibirían con la venta de estos productos en el mercado estarían por debajo de su costo de oportunidad. Entonces, la distribución de bienes se truncaría en el nivel medio $E\theta$. Este proceso será continuo y poco a poco al alcanzarse un nuevo nivel de calidad, los individuos seguirán con su comportamiento de no-pago por este bien ya que no perciben la diferencia en calidad. Por último, entonces se llegará al menor nivel de calidad hasta que la producción de este bien en el mercado desaparezca. Entonces, los mercados para ecoproductos serán ineficientes, puesto que no pueden corregir el problema de selección adversa.

4.8. Conclusiones.

En este capítulo revisamos las causas de por que los mercados convencionales fallan en asignar un nivel de contaminación óptimo social. Vimos que las externalidades ambientales y la característica de bien público propias de la contaminación evitan el crear sistemas de

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

derechos de propiedad bien establecidos que permitan asignar de manera eficiente la contaminación.

Para explorar un poco este fenómeno se desarrollaron una serie de gráficos donde se mostraban los diferentes niveles de negociación que pueden surgir de la interacción entre el agente que se beneficia de la contaminación y el agente receptor de los daños ambientales. Cuando las posibilidades de negociación se agotaban, posiblemente por altos costos transaccionales o problemas de información incompleta, estudiamos la solución propuesta por el profesor Coase "Teorema de Coase"en donde se habla de la necesidad de que intervenga una tercera persona en el conflicto de tal manera que esta persona asigne los derechos de propiedad sobre la contaminación y de esta manera se pueda alcanzar una asignación eficiente de la contaminación que permita internalizar la externalidad ambiental. El anterior resultado es uno de los resultados más poderosos en economía ambiental y es una herramienta sumamente útil a la hora de analizar problemáticas ambientales.

De igual forma se habló del problema de la no convexidad en las funciones de beneficios y costos de políticas ambientales y sus implicaciones en términos de encontrar una solución única de política para el control de la contaminación. Otra parte del capítulo exploró el problema de la asimetría de información, específicamente riesgos morales y selección adversa, y las implicaciones que tiene este problema de asimetría de información a la hora de diseñar políticas eficientes de regulación ambiental.

Al final, solo resta decir, que la comprensión absoluta de estos concepto se convertirán en una ventaja única a la hora de entrar a estudiar regulación ambiental. Esta teoría sobre regulación ambiental es expuesta de manera muy general en el siguiente capítulo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

5

Regulación Ambiental: Principales Incentivos Económicos.

5.1. Introducción

En el capítulo anterior estudiamos el problema de las fallas de mercado y la ineficiencia en la asignación de los recursos naturales y ambientales que esto genera. Vimos que bajo condiciones normales, los mercados son incapaces de solucionar el problema de las externalidades ambientales, debido a que estos no pueden ofrecer un sistema de precios que brinde las señales correctas sobre la verdadera escasez del recurso. ***La principal consecuencia de este resultado es que las soluciones privadas que brinden los agentes económicos al problema de la contaminación, serán siempre diferentes a las s oluciones optimas sociales de reducción de la contaminación***. Este problema en el capítulo anterior fue visto como un conflicto entre óptimos privados y óptimos sociales.

La diferencia entre las preferencias privadas (óptimo privado) y sociales (óptimo social) llevará siempre a que exista un incentivo para evadir la regulación de la contaminación. Esto debido fundamentalmente a que, bajo la solución socialmente óptima, el agente privado no maximiza sus beneficios individuales. Este problema se verá acrecentado cuando las soluciones de reducción de la contaminación son tomadas por los agentes económicos bajo esquemas de soluciones no cooperativas. Además, se pueden presentar problemas en la concertación de una solución óptima social al problema de la contaminación, entre las entidades reguladoras (el Gobierno), la comunidad regulada (las empresas contaminadoras) y las víctimas del daño (la población afectada por la contaminación).

Una posible solución a este problema es la generación de incentivos económicos que permitan incrementar los costos de evasión de la contaminación a un grado tal que los agentes económicos no tengan incentivos para evadir la regulación de la contaminación. ***Por lo tanto, una de las tareas de los incentivos económicos es buscar alterar la estrategia de contaminación de los productores***.

Hanley, Shogren y White (1998), ***opinan que la base de los incentivos económicos es aumentar los costos de evadir el control de la contaminación bajo un escenario de flexibilidad que deje abierta la posibilidad de que el agente contaminador tome decisiones***

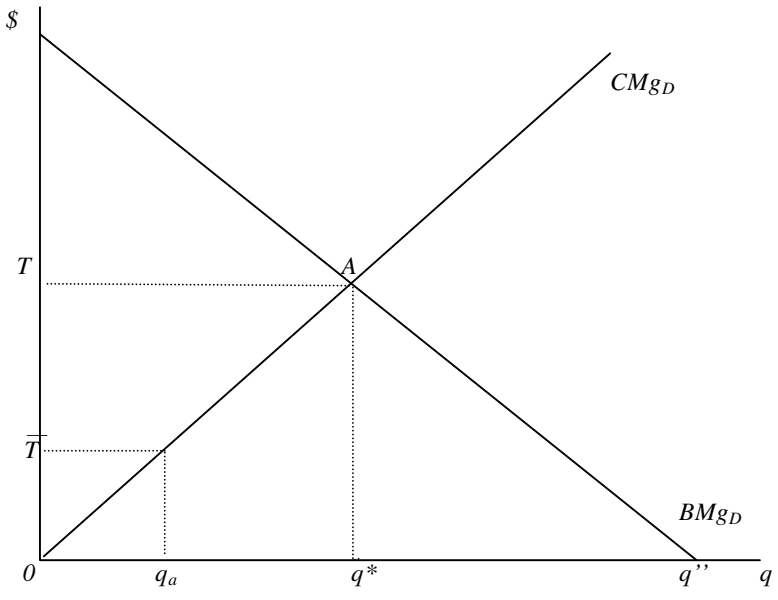
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

que impliquen un mínimo costo de ejecución. Estos autores clasifican los incentivos económicos en tres amplias categorías:

1. ***Racionamientos Vía Precios***: Estos incentivos buscan incrementar los costos de evasión a la regulación ambiental mediante la imposición de impuestos, impuestos o subsidios que modifican directamente el comportamiento del agente contaminador. Un ejemplo de este tipo de incentivo son los impuestos cargados a las empresas por sus afluentes de contaminantes a cuerpos de agua.

2. ***Racionamiento Vía Cantidades***: Es un incentivo económico que busca obtener un nivel de contaminación aceptable mediante la asignación de permisos mercadeables para la contaminación. Este mecanismo permite incentivar a los productores con menores costos de descontaminación a reducir la contaminación por encima de sus obligaciones, ya que con esto tienen la posibilidad de vender el excedente (permisos) a las empresas con mayores costos de descontaminación. Las ganancias sociales derivadas de la ejecución de instrumentos de este tipo son positivas debido a que la sociedad puede aprovechar las ventajas comparativas de las empresas, en términos de sus costos de descontaminación.

3. ***Reglas de Responsabilidad***: Son un conjunto de reglas que contienen una serie de esquemas de incentivos económicos tales como depósitos reembolsables y multas por no-cumplimiento, que son socialmente aceptables y que buscan generar un comportamiento más responsable de los agentes contaminadores.



Gráfica 5.1: Control de Contaminación al Nivel Socialmente Optimo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La gráfica 5.1. presenta los costos marginales (CMg_D) y los beneficios marginales (BMg_D) derivados del control de la contaminación. Las letras, T y $\overline{T}$ representan diferentes valores de tarifas o impuestos por contaminación referenciados para los niveles de control q_a *y* q^*, respectivamente. El nivel de control q_a representa un menor nivel de reducción de contaminación que el representado por q^*. La pendiente positiva de la curva de costos marginales de reducción implica que los costos de control[86] aumentan a una tasa creciente, a medida que se incrementan los niveles de reducción.

Esto se debe a que a mayor calidad ambiental, los costos marginales de descontaminar la última unidad de q serían los mayores. Los mayores costos marginales de descontaminación se tendrían en q'' de la gráfica 5.1. Por otra parte, la pendiente negativa de la curva de beneficios marginales (BMg) implica que los beneficios del control de la contaminación se incrementan a una tasa decreciente, a medida que el control provee menos y menos beneficios marginales para la sociedad. Note que en q'', los beneficios marginales de reducción de contaminación son iguales a cero, cumpliéndose de esta manera lo anteriormente dicho.

El nivel socialmente óptimo de control de contaminación es el punto A. En este punto los $BMg = CMg = T$, indicando el punto que maximiza los beneficios para la sociedad. El nivel óptimo social de calidad ambiental, en este caso representado por q^*, es un nivel de descontaminación eficiente ya que en este punto los beneficios marginales de reducción (BMg_D) son iguales a los costos marginales de reducción (CMg_D). Mientras esta solución claramente beneficia a la sociedad, para el agente contaminador no es bueno. Bajo esta solución, la empresa contaminadora no maximiza sus ganancias netas.

Por consiguiente, el agente contaminador no tendrá incentivos para invertir en descontaminación y llegar hasta el punto óptimo social. Dicho agente tendría un mayor beneficio si solo reduce hasta un nivel q_a, lo cual equivaldría a un pago marginal $\overline{T}$.

Hasta este punto tenemos que reconocer que la evasión de los controles ambientales representa un serio problema a la hora de hacer regulación ambiental. Esto debido a que detrás de la evasión existe un incentivo de mayores niveles de ganancias para las empresas contaminadoras. Por lo tanto, si queremos ser exitosos en el diseño de políticas de regulación ambiental debemos partir del siguiente hecho:

El agente contaminador pagará la tarifa cobrada por el ente regulador, cuando esta se encuentre por debajo del costo marginal de reducción, ó invertirá en el control de la contaminación, cuando los costos marginales de reducción estén por encima de la tarifa cobrada por el ente regulador.

[86] Los costos de control o costos de reducción son aquellos que se generan al disminuir o reducir la cantidad de contaminantes del ambiente.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Como se puede ver, la elección entre las dos alternativas depende directamente del costo que cada una implica. Si los costos marginales de control de la contaminación son mayores que el pago de la tarifa por unidad de contaminante emitido, el productor decidirá pagar la tarifa y no descontaminar, ya que con esto minimiza los costos de la regulación ambiental. Si sucede lo contrario, el productor preferirá invertir en descontaminación y no pagar la tarifa, para así recibir mayores beneficios financieros al reducir sus costos de regulación. ***Por consiguiente, el productor no tendrá incentivos a elegir cualquiera de estas dos estrategias para su propio beneficio sino cuando estas dos medidas sean iguales, (CMg = T).*** Un impuesto de este tipo es llamado impuesto Pigouviano. Este nombre en honor a Pigou (1932) quien fue el primer economista en proponer el asignar un precio a la externalidad para internalizar los costos de la contaminación y así llegar a una solución socialmente óptima.

La situación presentada en la gráfica 5.1 se puede utilizar también para hacer el análisis de pagos actuales. En esta gráfica, se muestra el caso en que la tarifa socialmente óptima (T) es mayor que la tarifa actualmente cobrada ($\overline{T}$). Si esto pasa, el productor nunca invertirá en descontaminación y tendremos un nivel de descontaminación por debajo del requerido por la sociedad. Al respecto, O´Conner (1993), Klarer (1994) y OECD (1994), afirman que este tipo de incentivo (un $\overline{T}$ por debajo del T) más que generar eficiencia económica en el control de la contaminación, es un magnifico instrumento para el recaudo de recursos financieros provenientes de la regulación ambiental.

Respecto a la aplicabilidad de los incentivos económicos para el control de la contaminación podemos decir que ***la principal dificultad para hacer operativos estos mecanismos es la falta de información sobre los niveles de contaminación emitidos por la comunidad regulada y la imposibilidad de estimar los daños producidos por la contaminación***. Todo esto conlleva a la imposibilidad de alcanzar un nivel de contaminación socialmente óptima. La magnitud de esta ineficiencia depende de que tan grave sea el problema de asimetría de información para el regulador, en términos de costos marginales y beneficios marginales de reducción de contaminación. ***Cuando la entidad reguladora no tiene información sobre los agentes contaminadores tanto puntuales como no puntuales, estos alteran sus estrategias de descontaminación con miras a evadir los costos de la regulación ambiental***. Como consecuencia de esto, el nivel de contaminantes emitido es mayor al requerido en el óptimo social y el daño ambiental se dispara inevitablemente.

Crocker (1984) sugiere que este problema se origina cuando los productores generadores de contaminación tienen información sobre sus costos de control de contaminación, lo cuál les ayuda a elegir su estrategia de control. Si el regulador no cuenta con esta información, los agentes contaminadores pueden tomar ventaja de esta asimetría en la información para descontaminar menos y obtener beneficios adicionales al evadir la regulación ambiental. Hanley, Shogren y White (1997), afirman que la asimetría en la información, en la forma de

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

daños morales o de selección adversa[87], juega un importante papel en el diseño, ejecución y éxito de los incentivos económicos.

Por consiguiente, ***a la hora de diseñar una esquema de incentivos económicos para el control de la contaminación, se debe tener en cuenta las restricciones de información como una de las principales limitantes que puede atentar contra el éxito de este sistema.***

Shortle y Dunn (1986) y Rusell y Shogren (1993), afirman que problemas de ***ineficiencia en la regulación de la contaminación se incrementan cuando el agente regulador tiene que monitorear múltiples fuentes con emisiones de contaminantes de forma difusa,*** en este caso la efectividad de la regulación tiene una probabilidad muy baja de que llegue a cumplirse. Lewis (1996) al respecto, menciona que en presencia de problemas de información asimétrica el regulador ***puede pensar en la posibilidad de combinar sistemas de incentivos económicos con restricciones tecnológicas para alcanzar un nivel de efectividad y eficiencia mayor en el control de la contaminación***.
De todo esto, podemos concluir que en presencia de información asimétrica, lo cual puede originar problemas de daños morales o de selección adversa, el agente generador de la contaminación siempre tendrá un incentivo para evadir los costos de la regulación ambiental puesto que tal comportamiento implicará siempre la obtención de beneficios adicionales. Si el regulador logra minimizar los inconvenientes de la asimetría en la información, evitará que se reduzca la contaminación muy por debajo del nivel óptimo social, buscando así alcanzar un nivel de reducción muy cercano al nivel de reducción socialmente óptimo.

5.2. Racionamiento Vía Precios.

La filosofía de este incentivo radica en un impuesto que representa una suma de dinero adicional por unidad de contaminante vertido por los agentes contaminadores. Este valor será gravado a las empresas generadoras de contaminantes que sobrepasen los estándares globales de emisiones al ambiente establecidos para una región o la imposición de una impuesto por unidad de bien producido. Estos incentivos los podemos clasificar en impuestos o impuesto por unidad de emisión, impuestos por unidad de contaminante emitido al medio ambiente, impuestos al producto y subsidios.

[87] Un daño moral existe cuando un regulador no puede observar las acciones de un productor emisor de contaminación, mientras que la selección adversa implica que el regulador no puede identificar el tipo o características del productor emisor de contaminación, es decir, el regulador no sabe si el agente contaminador tiene altos o bajos costos de control de la contaminación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.2.1. Impuestos o Impuestos por Unidad de Emisión.

Los impuestos a emisiones representan la imposición de costos por descargas de contaminantes al aire, al agua, al suelo y por la generación de ruido. Estas impuestos son diseñadas para reducir la cantidad de contaminantes o mejorar la calidad del ambiente, gracias a que los productores generadores de la contaminación asumen por lo menos una parte de los costos totales generados por la contaminación. ***Pigou citado en Baumol y Oates (1988), menciona que muchos economistas prefieren los impuestos por emisión por sobre todas las otras acciones, debido a que la imposición de este impuesto por unidad de contaminante emitido al ambiente induce a los productores a bajar su nivel de emisiones hasta un punto en que los costos incrementales de control de la contaminación son iguales a los impuestos por emisión***.

Debido a que por lo general los costos de control de la contaminación difieren entre los diferentes productores generadores de contaminación, aquellos con menores costos de reducción debieran reducir sus niveles de emisión en un nivel mayor a los que tienen mayores costos de reducción de la contaminación.

Por lo tanto, los impuestos a emisiones dan un incentivo a los productores generadores de contaminación a desarrollar, mejorar y adaptar tecnologías de reducción de contaminación debido a la necesidad de disminuir los pagos por emisiones. A medida que los agentes contaminadores utilicen estrategias de control que representen soluciones de mínimo costo, los costos agregados del control de la contaminación también serán minimizados.

Las experiencias en este tipo de control nos dicen, sobre todo para el caso de países desarrollados, que los sistemas de imposición de impuestos a emisiones y vertimientos utilizados para controlar la contaminación del agua, la emisión de desechos y la contaminación por ruido, se han utilizado con un buen nivel de éxito. La experiencia en Europa indica que este tipo de incentivo ha dado mejores resultados en el control de la contaminación del agua que del aire, y que en muy raras veces, este incentivo cambia el comportamiento del agente contaminador. Los impuestos a las emisiones de desechos municipales e industriales también han dado buenos resultados en el recaudo de rentas para el ente regulador, pero no para modificar la conducta del agente contaminante (Hanley, Shogren y White; 1997). La evidencia empírica en Estados Unidos y en Europa muestra que la aplicación de este incentivo aumenta de manera exitosa las rentas recaudadas por la entidad reguladora, pero no modifica el comportamiento de los agentes contaminadores. Estos autores proponen un modelo sencillo de maximización de beneficios para ilustrar la idea básica de imposición de impuestos a emisiones al productor generador de contaminación. Suponga un productor que produce un producto, q, que genera daños al ambiente y las personas. Este productor maximiza sus beneficios netos tal que:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\pi = px - c(x)$$

Donde, p es el precio del producto fijado en el mercado y c(x) es la función de costos asociada con la producción de x. Los costos de producir x aumentan a medida que aumenta la producción del bien, a una tasa creciente. Es decir:

$$\frac{\partial c}{\partial x} > 0 \text{ y } \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} > 0$$

El problema de maximización de beneficios para el productor es entonces:

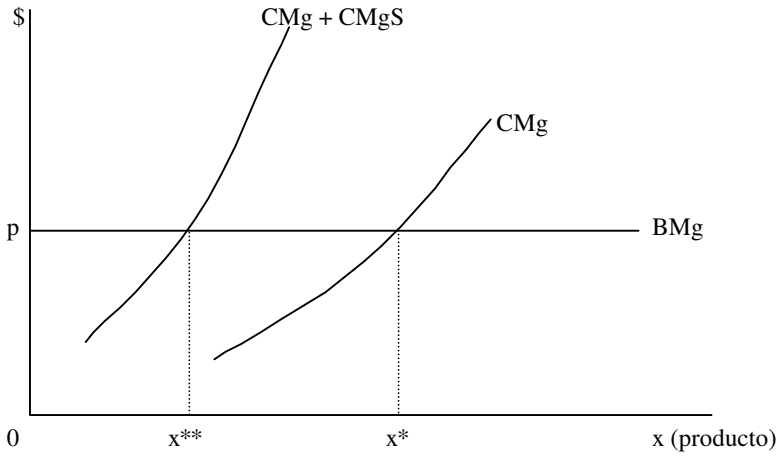
$$\underset{x}{Max}\left[px - c(x)\right] \quad (5.1)$$

El productor selecciona un nivel óptimo de producto, x*, que maximiza los beneficios netos al igualar los beneficios marginales de una unidad extra de producto con el costo marginal, el cual es también igual al precio. Es decir:

$$BMg = CMg = p \quad (5.2)$$

La siguiente gráfica presenta el nivel óptimo privado de producción:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.2: Niveles de Producto Optimo Social y Privado.

La producción de x también emite contaminantes que afectan al medio ambiente y a las personas. El nivel total de emisiones de contaminantes puede ser representado a través de una relación lineal:

$$\alpha = \beta x$$

Donde, α representa las emisiones y β el coeficiente de emisiones, se espera que $\beta = \partial\alpha/\partial x > 0$, indicando que ha medida que se incrementa la producción, la contaminación también se verá incrementada a una tasa creciente. Sí $D(\alpha)$ representa el valor monetario de los daños asociados con la contaminación, entonces un incremento en las emisiones incrementará el daño una tasa creciente. Es decir:

$$\frac{\partial D}{\partial \alpha} > 0 \text{ y } \frac{\partial^2 D}{\partial \alpha^2} < 0$$

Ahora, si el productor puede incorporar los daños externos causados al ambiente y a las personas, el problema de maximización de beneficios netos del productor será escrito como:

$$\underset{x}{Max}\left[px - c(x) - D(\beta x)\right] \quad (5.3)$$

El productor ahora, selecciona un nivel de producto óptimo, x^{**}, que maximiza los beneficios netos igualando el beneficio marginal, con el precio, con el costo marginal privado y con el costo marginal social, ver gráfica 5.2. Es decir:

$$BMg = p = \partial c/\partial x + \beta\, \partial D/\partial \alpha = CMg + CMgS \quad (5.4)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La gráfica 5.2 muestra que si el producto internaliza los daños causados por sus emisiones, su nivel de producto óptimo será menor al nivel de producto que obtendría sino internalizará tales costos. En este punto, la condición de optimalidad es que los beneficios marginales sean iguales a la sumatoria de los costos marginales privados y sociales. Una vez que encontramos este resultado, la siguiente pregunta que debemos hacernos gira en torno a, ¿cómo se pueden internalizar los costos marginales sociales para poder obtener un nivel de producto óptimo que garantice el control de la contaminación?. Una forma de eliminar la externalidad ambiental sería que la entidad reguladora fuese capaz de estimar y cargar una cantidad de dinero al productor equivalente a los daños marginales asociados con las emisiones de contaminantes generadas por la producción de x. Es decir:

$$T = \beta \frac{\partial D}{\partial \alpha} \quad (5.5)$$

Luego, el problema del productor contaminador es:

$$\underset{x}{Max}\left[px - c(x) - tx \right] (5.6)$$

Es decir, el productor elige el nivel de producto que maximiza sus beneficios:

$$p = \frac{\partial c}{\partial x} + t \, (5.7)$$

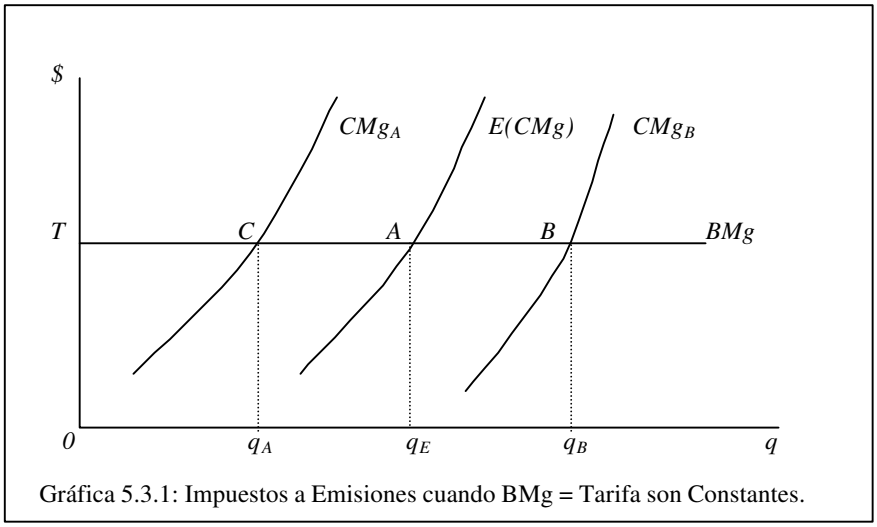
Debido a que, $T = \beta.\partial D/\partial \alpha$, la ecuación (5.7) es idéntica a la ecuación (5.4). El productor ha internalizado los daños externos que sus emisiones imponen sobre los otros agentes y por lo tanto, el nivel de contaminación óptimo privado del productor se iguala al nivel de contaminación óptimo social. Para una profundización de este resultado, el lector puede consultar Baumol y Oates (1988), en el cual se presenta un modelo de equilibrio general para impuestos y control a la contaminación.

La anterior solución aunque es óptima desde el punto vista teórico, al momento de su aplicación empírica puede enfrentar problemas. ***Uno de los principales problemas relacionados con la estimación de este valor es la estimación de los daños ambientales. La forma en que se manifiestan los daños y la manera en que afectan al ambiente y a las personas puede requerir de estimaciones que requieren de amplios volúmenes de información y de una clasificación exhaustiva de todos y cada uno de los impactos causados por la contaminación***. Por todos estos motivos y otros adicionales como los altos costos de recolección de la información sobre los impactos físicos y económicos de la contaminación, la aplicabilidad de estos instrumentos es más compleja que lo esperado.

No obstante, ***sí un regulador esta totalmente consciente de los beneficios y costos del control de la contaminación, el alcanzar el nivel de contaminación óptimo social a través de la imposición de impuestos a emisiones es muy factible de realizarse***. Los problemas se presentan cuando esta información no es conocida, es decir, cuando el regulador enfrenta incertidumbre acerca de los verdaderos costos y beneficios del control de la contaminación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Weitzman (1974), dice que la efectividad del racionamiento vía precios a través de impuestos a emisiones depende de la pendiente de la curva de costos y beneficios marginales de control de la contaminación esperada por el ente regulador. Pueden presentarse problemas de sobreinversión o subinversión en descontaminación cuando las pendientes esperadas no coincidan con las que se presentan realmente. Las pendientes de las curvas de beneficios y costos marginales de reducción representan los cambios en estos ante cambios en los niveles de contaminación. Por ende, bajo ciertos tipos de pendientes se pueden presentar contradicciones en la búsqueda del nivel de reducción de contaminación socialmente óptimo. Pendientes más inclinadas para beneficios y costos marginales de reducción significa que habrá mayor variación en los valores monetarios (beneficios y costos marginales) ante un cambio en una unidad de reducción de contaminación, mientras que cuando las curvas tienen menos inclinación sucederá totalmente lo contrario. Esto traerá consigo diferencias contundentes entre los que se invierte en descontaminación y lo que realmente se necesita invertir.



Gráfica 5.3.1: Impuestos a Emisiones cuando BMg = Tarifa son Constantes.

La gráfica 5.3.1 representa una curva de beneficios marginales constantes *E(CMg),* la cuál representa el costo marginal de control de la contaminación esperado por el ente regulador. La letra q representa los niveles de control de contaminación. Si los costos marginales de reducción coinciden con los reales, se tendría un nivel de contaminación socialmente óptimo igual a $q^* = q_E$, en el cual los beneficios marginales son iguales a los costos marginales de reducción esperados. Por lo tanto, no se presentarían problemas con el nivel de inversión en descontaminación.

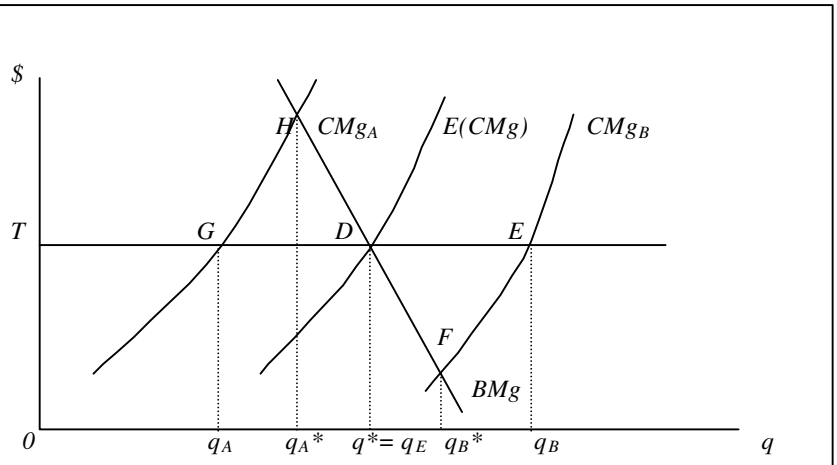
Sin embargo, ¿qué pasaría si los costos de reducción de contaminación reales no coinciden con los esperados?. Pueden suceder dos cosas: Primero, que los costos marginales de reducción en la realidad sean mayores, si pasa esto nos ubicásemos en el punto *C* de la gráfica 5.3.1. En este punto tenemos un nivel de reducción socialmente óptimo igual a $q^* = q_{A,}$, el cual no es eficiente en términos de inversión en descontaminación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Segundo, que los costos marginales de reducción en realidad sean menores a los esperados por la entidad reguladora, entonces nos ubicaríamos en el punto *B* de la gráfica 5.3.1. En este punto tenemos un nivel de reducción de contaminación socialmente óptimo igual a $q^* = q_B$, trayendo consigo también un nivel de inversión en descontaminación no óptimo.

En particular, este caso no presenta mayores problemas debido a que el impuesto a emisiones es igual al beneficio marginal y se comportan de manera constante. Entonces, ***cualquier nivel de reducción cumple la condición de CMg = BMg = T. Es decir, no se presentarían divergencias entre el nivel de reducción óptimo privado y óptimo social***.

Sin embargo, que pasa si la curva de beneficios marginales no es constante y difiere de la tarifa. Este caso se presenta en la gráfica 5.3.2, donde se muestra una curva de beneficios marginales netos con una pendiente inclinada.



Gráfica 5.3.2: Impuestos a Emisiones cuando BMg tienen Pendiente Inclinada.

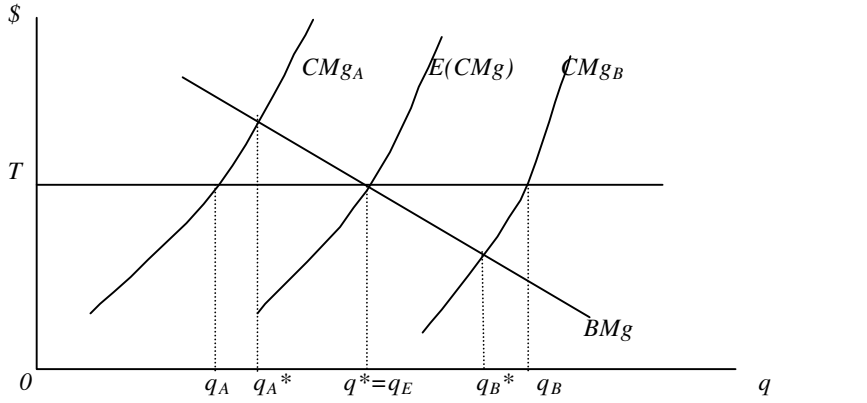
La gráfica 5.3.2. presenta diferentes niveles de reducción óptimos debido a que la pendiente de la curva de beneficios marginales de reducción es diferente a la recta que representa la tarifa. Si los costos de control en la realidad fueran exactamente iguales a los esperados, el nivel de reducción óptimo sería $q^* = q_E$.

Cuando los costos marginales de reducción son mayores a los esperados, en el punto *G* de la gráfica 5.3.2, se tiene que $T = CMg\ (q_A)$ pero la condición de $CMg = BMg$ se cumple en el punto $H\ (q_A^*)$. Es decir, se descontaminaría menos de lo requerido por el verdadero nivel óptimo social de reducción. Esto como producto de que la tarifa cobrada como impuesto por emisión es menor a la que en realidad se debería cobrar.

Por lo tanto, ***se genera un incentivo para que los productores no descontaminen ya que el costo marginal de reducción esta por encima de la tarifa cobrada por unidad emitida. En este caso, la política de regulación no es óptima***.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Lo contrario sucede cuando los costos de reducción son menores. En el punto *E*, los costos marginales de reducción son iguales a la tarifa *(q_B)*, pero solo en el punto F es donde los costos marginales de reducción son iguales a los beneficios marginales *(q_B*)*. ***El nivel de reducción sería mayor que el requerido por el verdadero óptimo social. En este caso la política de impuesto a emisiones tampoco es óptima debido a que la tarifa cobrada a la comunidad regulada se encuentra por encima del valor en que BMg = CMg***. Este resultado puede verse también en el caso en que la curva de beneficios marginales tiene una pendiente menos pronunciada como en el caso de la gráfica 5.3.3.



Gráfica 5.3.3: Impuestos a Emisiones cuando BMg tienen Pendiente Menos Inclinada

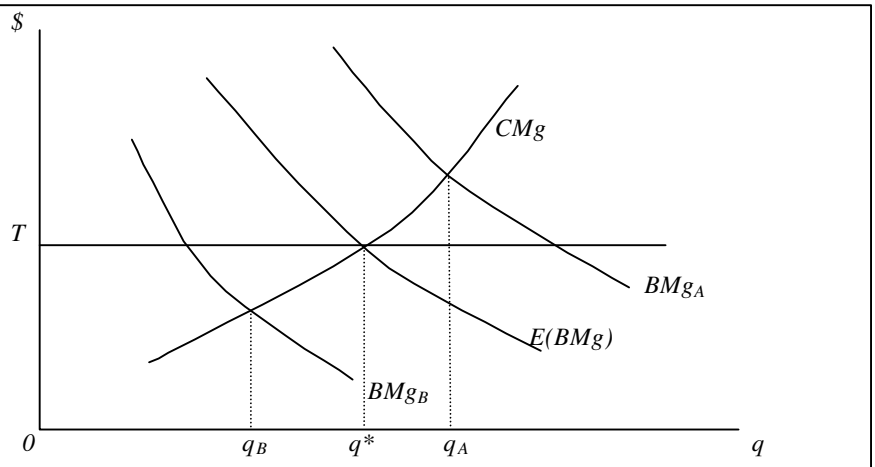
La gráfica 5.3.3 presenta el mismo resultado de la gráfica 5.3.2 pero esta vez en presencia de una curva de beneficios marginales con una pendiente menos pronunciada. ***Note como el efecto de no optimalidad de la política de reducción de la contaminación si el nivel esperado de costos marginales no es igual al real es el mismo. Lo único diferente es que en este caso la magnitud de los efectos de las políticas no óptimas es menor***. Observe la diferencia en los niveles de reducción, q_A versus q_A* y q_B* versus q_B.

Esto significa que ***en presencia de curvas de beneficio marginal más inclinadas, los efectos de las políticas en términos de desviación de los niveles óptimos sociales de inversión en reducción de contaminación serán mucho mayores***. Es decir, los costos sociales en términos de inversión en descontaminación generados por estas políticas de regulación serán mucho más significativos.

Este resultado es muy importante, ya que invita a los diseñadores de políticas de regulación ambiental a analizar cuidadosamente los efectos que puedan tener las políticas que proponen en términos de la imposición de costos económicos adicionales para la sociedad. No sobra resaltar la importancia de tener información completa sobre los costos marginales de reducción de las empresas y la estimación eficiente de los daños causados por la contaminación, para poder diseñar políticas que permitan alcanzar sus objetivos de una forma eficiente y efectiva.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Ahora, solamente nos falta estudiar el caso de incertidumbre en los beneficios marginales. Por ejemplo, por haber hecho una estimación no adecuada de los daños ambientales que produce la contaminación no existirá certeza acerca de los beneficios obtenidos por la política de reducción. Este resultado se presenta en la gráfica 5.3.4.



Gráfica 5.3.4: Impuestos a Emisiones cuando BMg de Reducción son Inciertos.

La gráfica 5.3.4 presenta un caso intermedio en el que se tiene incertidumbre acerca de los verdaderos beneficios marginales de reducción de la política. En este caso, la implementación de una política de impuestos por unidad de emisión traerá consigo resultados de sobre o sub estimación de los niveles de inversión en reducción de la contaminación.

Si los verdaderos beneficios marginales fueran iguales a los esperados, no se tendría problemas y se lograría alcanzar un nivel de inversión en descontaminación eficiente desde el punto de vista social, este es un punto como q^*. En cambio, si los beneficios marginales reales resultan diferentes a los esperados, se puede llegar a situaciones de sub inversión en descontaminación, obteniendo un nivel de reducción igual a q_A, o de sobre inversión en reducción de contaminación llegando a un nivel de reducción como q_B de la gráfica 5.3.4.

En q_A los beneficios actuales superan a los beneficios esperados. Mientras que en q_B, los beneficios actuales son menores a los esperados. Este es el origen de la ineficiencia de la política de reducción de contaminación. Es decir, los beneficios con los cuales se evaluó la política a priori no fueron los esperados. Por consiguiente, la política de implementación de impuestos a emisiones fue diseñada de manera no óptima.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.2.2. Impuestos por Unidad de Contaminante Emitido al Medio Ambiente.

Hanley, Shogren y White (1997), ***mencionan que los impuestos a emisiones es una herramienta limitada debido a que muchas fuentes de contaminación necesitan de registros puntuales sobre los niveles de contaminantes generados***. En presencia de problemas de monitoreo del regulador a las empresas contaminadoras, existe una alta probabilidad de que el registro de los impuestos a emisiones sean ineficientes. Es decir, el regulador no sabrá con certeza la estrategia de reducción de contaminación que emplea el agente contaminador.

Segerson (1988), menciona ***que el problema de daños morales puede ser evadido si el regulador diseña un sistema de impuestos no basado en las emisiones de las empresas contaminadoras, sino más bien con base en las concentraciones de contaminantes que sobrepasen los estándares de regulación ambiental para una determinada región***. Este autor también sugiere ***la inclusión de un esquema de impuestos al ambiente que combine multas y excepciones para los que sobrepasen y no sobrepasen un nivel específico de concentración en el ambiente***.

Los esquemas de impuestos al ambiente están compuestos de dos partes:

1. Un pago o subsidio por unidad de impuesto basado en la desviación a partir de algún estándar. Este depende de la magnitud de la desviación a partir del estándar establecido.

2. Una multa de suma fija por no alcanzar el estándar exigido. Este es independiente de la magnitud de la desviación a partir del estándar establecido.

Debido a que las emisiones no son observadas ni monitoreadas por la entidad reguladora, las obligaciones de cada agente contaminador dependen de las emisiones agregadas y no solo por su propio nivel de contaminantes producidos. Esto crea un efecto burbuja de concentraciones de contaminantes en el ambiente que debe ser total responsabilidad del grupo de empresas generadoras de esta contaminación. Si se encuentra que el total de contaminantes en el ambiente excede el estándar establecido, cada uno de los agentes contaminadores tendría que pagar los costos totales incrementales sociales producto del exceso de contaminantes en el ambiente. Por ejemplo, suponga que el costo del daño incremental para la sociedad es de $500, cada contaminador debería pagar entonces esta cantidad equivalente al costo de daño total en vez de pagar una parte de este. Por consiguiente, la entidad reguladora va ha recolectar n.($500) en total en vez de recolectar ($500)/n, donde n representa el número total de agentes contaminadores. Esto claramente implica que el sistema no se encuentra en equilibrio debido a que se esta recolectando una mayor cantidad de dinero por regulación ambiental con relación a la que debería recolectarse. La entidad reguladora puede aplicar una impuesto/subsidio o una multa o combinaciones de esta con tal de alcanzar los objetivos de reducción. La principal ventaja de este sistema es que no requiere de un monitoreo continuo de las emisiones en el ambiente.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Nos apoyaremos en el modelo del productor para ver como se construye un sistema de impuestos al ambiente. Primero asumamos que existen varios productores, $i = 1, 2, ..., n$, quienes producen un nivel de producto x_i, que puede ser mantenido a un precio fijo, p, y puede ser producido a un costo, $c_i(x_i)$, donde se supone que los costos se incrementan si se incrementa el nivel de producto, $c'_i \equiv \partial c_i / \partial x_i > 0$. Como antes, se sigue suponiendo que el problema del productor, en ausencia de un esquema de regulación ambiental, esta dedicado a maximizar sus beneficios netos.

$$\underset{x_i}{Max}\left[px_i - c_i(x_i) \right] \quad (5.8)$$

El productor i selecciona el nivel de producto optimo privado, x_i^*, donde el beneficio marginal es igual al costo marginal de producción.

$$p = \partial c_i / \partial x_i \quad (5.9)$$

Al producir un nivel de producto, x_i, también se generan emisiones donde $\alpha_i = \beta_i x_i$ representa el nivel de emisiones generado con la producción de x_i dado un coeficiente de emisión fijo, β_i. Sin embargo, suponga que la entidad reguladora no puede monitorear de manera directa la forma por la cual las emisiones de los productores son transportadas a un punto en particular, como por ejemplo, a un lago o a un río. Lo máximo que puede hacer la entidad reguladora es medir las concentraciones de contaminantes en el ambiente. Sin embargo, para ella resulta demasiado difícil identificar la contribución de cada agente contaminador a la contaminación total en el ambiente, debido a que existe un factor aleatorio, ε, que afecta el transporte de las emisiones a través del ambiente. Este factor aleatorio debería estar representado por el coeficiente de precipitación, condiciones del suelo o del aire. La concentración total de contaminantes en el ambiente puede representarse como:

$$\varphi = \varphi(\alpha; \varepsilon)$$

Donde, $\alpha = (\alpha_1, \alpha_2, ..., \alpha_n)$. Asuma que el nivel de concentración de contaminantes en el ambiente se incrementa con un aumento en las emisiones, $\varphi' \equiv \partial\varphi / \partial\alpha > 0$.

El sistema de impuestos al ambiente es implementado mediante la comparación de los niveles actuales de contaminantes en el ambiente y un estándar ambiental específico. El estándar es un nivel por debajo del cual se puede percibir un riesgo de que las concentraciones de contaminantes en el ambiente se incrementen a niveles no aceptables. Asumiendo que $\bar{\varphi}$ es el estándar ambiental específico tal que, si el nivel observado de concentración de contaminantes en el ambiente excede el umbral, $\varphi > \bar{\varphi}$, la entidad reguladora tendría que multar a los productores. Si el nivel observado es menor o igual que el estándar, $\varphi \leq \bar{\varphi}$, la entidad reguladora tiene que dar un subsidio a los productores. Si $F(\bar{\varphi}, \alpha)$ representa la probabilidad de que la concentración de contaminantes no exceda el estándar, el impuesto al ambiente puede ser escrita como:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$T_i(\varphi) = \begin{cases} t_i(\varphi - \bar{\varphi}) + k_i & si\ \varphi > \bar{\varphi} \\ t_i(\varphi - \bar{\varphi}) & si\ \varphi \leq \bar{\varphi} \end{cases}$$

Donde, t_i es el impuesto para el productor i y k_i es una multa fija impuesta al productor i cuando la concentración de contaminantes en el ambiente excede el estándar. La multa fija provee un incentivo extra a mantener un nivel de concentración de contaminantes en el ambiente por debajo del estándar establecido.

El nivel de impuestos al ambiente depende de los beneficios percibidos por reducción de contaminación. Suponga que la entidad reguladora conoce los beneficios sociales de disminuir el nivel de concentración de contaminantes en el ambiente,

$$B(\varphi(\alpha; \varepsilon) - \varphi(0; \varepsilon))$$

Estos beneficios disminuyen con el incremento de las concentraciones de contaminantes en el ambiente,

$$B'' \equiv (\partial B/\partial\varphi)(\partial\varphi/\partial\alpha) < 0$$

El agente regulado selecciona el nivel de producto que maximiza:

$$\underset{x_i}{Max}\left[px_i - c_i(x_i) + E\left[B(\varphi(\alpha;\varepsilon) - \varphi(0;\varepsilon))\right]\right]$$

El nivel de producto optimo, x_i** desde el punto del agente regulado es donde el beneficio marginal es igual al costo marginal privado y el costo marginal social esperado, definido en términos de las perdidas en beneficios, $E[(\partial B/\partial\varphi)(\partial\varphi/\partial\alpha)]\beta_i$.

$$p = \partial c_i/\partial x_i - E[(\partial B/\partial\varphi)(\partial\varphi/\partial\alpha)]\beta_i \quad (5.10)$$

Los impuestos al ambiente son diseñados para proveer un incentivo a los productores a seleccionar el nivel de producto socialmente óptimo. El problema del productor es revisar el nivel de producto, dado que la impuesto ambiental es incluida en su flujo de beneficios netos.

$$\underset{x_i}{Max}\left[px_i - c_i(x_i) + E\left[T_i(\varphi(\alpha;\varepsilon))\right]\right]$$

Donde, $E[T_i(\varphi(\alpha\ \varepsilon))] = t_i E[\varphi(\alpha; \varepsilon)] - t_i\ \bar{\varphi} + k_i(1 - F(\bar{\varphi}, \alpha))$. Si E representa el valor esperado del factor aleatorio, ε, $E[T_i(.)]$ es la impuesto al ambiente esperado dado que el clima es incierto. El productor selecciona x_i tal que los beneficios marginales igualan el costo marginal privado y el costo marginal esperado de la impuesto ambiental.

$$p = \partial c_i/\partial x_i + t_i E[\partial\varphi/\partial\alpha]\beta_i - k_i(\partial F/\partial\alpha_i)\beta_i \quad (5.11)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Donde, $\partial\varphi/\partial\alpha < 0$ es decir, el incremento en las emisiones disminuye la probabilidad de observar concentraciones de contaminantes en el ambiente a un nivel más bajo que el establecido por el estándar. La comparación de (5.11) con (5.10), nos indica que el regulador puede colocar la impuesto ambiental de varias maneras para lograr alcanzar el nivel de producción deseado. El regulador podría colocar una multa fija igual a cero y un conjunto de impuestos iguales a la tasa de beneficios marginales esperados por encima de la contribución marginal de las concentraciones de contaminantes al ambiente como producto de un incremento en la producción.

$$k_i = 0 \ y \ t_i = -\frac{E[B']}{E\left[\partial\varphi/\partial\alpha\right]}$$

También se podría colocar un impuesto igual a cero y una multa fija igual a la tasa de beneficios marginales esperados por encima de la probabilidad marginal de exceder el estándar.

$$t_i = 0 \ \text{y} \ k_i = \frac{E[B']}{E\left[\partial F/\partial\alpha_i\right]}$$

Por último, el impuesto podría colocarse a un nivel arbitrario y con una multa fija que debería ser igual a la tasa equivalente correspondiente a la sumatoria de los beneficios marginales esperados y un impuesto ponderado según la contribución marginal de las concentraciones de contaminantes emitidas al ambiente por encima de la probabilidad marginal de exceder el estándar establecido.

$$t_i \text{ puesto arbitrariamente y } k_i = \frac{\left(E[B'] + t_i E\left[\partial\varphi/\partial\alpha\right]\right)}{\left(\partial F/\partial\alpha_i\right)}$$

Las tres formas anteriores de imponer impuestos al ambiente dan al productor un incentivo a seleccionar el nivel de producto que el regulador quiere. Debido a que cada uno de los productores paga el daño marginal completo del nivel de contaminación total en el ambiente, no existe incentivo para que los productores tomen acciones que los hagan comportarse como free - riders. Dado que el regulador recolecta un impuesto con base en el daño marginal a partir de todos los productores, siempre se tendrá un esquema que sobrestimación del costo de la regulación ambiental.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

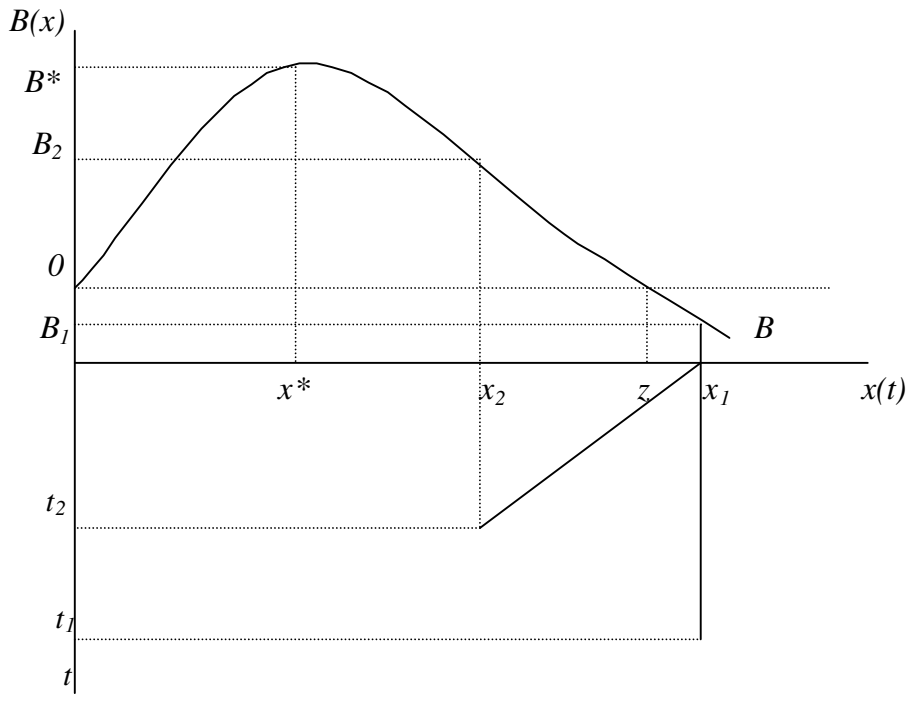
Sin embargo, como en el caso del esquema de impuestos a emisiones, Cabe y Herriges (1992) argumentan que la desventaja de la impuesto ambiental son los restantes requerimientos de información necesaria para lograr colocar niveles apropiados de impuestos/subsidios y multas. Los impuestos al ambiente deberían requerir de la recolección de datos específicos sobre sistemas de transporte c omplejos, destino, filtración y volatilización de los contaminantes. Sin esta información, los impuestos al ambiente se diseñarían con un grado considerable de sesgo y no alcanzarían las metas deseadas de alcanzar un nivel de contaminación socialmente óptimo.

La gráfica 5.4. ilustra los problemas de información relacionados con los impuestos al ambiente para el control de la contaminación. El eje horizontal representa el nivel de producción x, que influye en las concentraciones de contaminantes en el ambiente; la parte superior del eje vertical representa los beneficios netos para la sociedad que depende de la producción y de las emisiones B, mientras que la parte inferior del eje vertical representa el nivel de impuesto ambiental, t. El nivel de producción socialmente óptimo es donde los beneficios netos sociales son maximizados B^*, en el nivel de producción x^*. Los puntos a la izquierda de x^* representan menores niveles de producción para la sociedad, mientras que el punto a la derecha de x^* implica un nivel de producción mayor para la sociedad. Suponga que cuando el productor actúa como maximizador de sus beneficios ignora cualquier costo social, y por consiguiente, él selecciona el nivel de producto óptimo privado, x_1.

Si el productor no percibe que sus acciones tienen algún impacto sobre la producción, él cree que su impuesto de impuesto es independiente del nivel de producto, esto se encuentra representado por la línea vertical repintada ubicada en la parte posterior de la gráfica 5.4. El nivel de producción permanece en x_1 y el productor se establece en el negocio siempre cuando los impuestos al ambiente no excedan algún umbral económico, $t \leq t_1$. Si el impuesto excede este umbral, $t > t_1$, el productor cierra y deja la industria debido a que sus beneficios son negativos, por ejemplo, $B_1 < 0$. En este caso los impuestos al ambiente son una herramienta discreta ya que el productor puede cualquiera de las siguientes dos cosas - debería hacer lo que normalmente hace bajo una situación sin impuesto ($t \leq t_1$) o cerrar completamente ($t > t_1$). Una posible razón para explicar este comportamiento es que los productores creen influenciar el impacto percibido por el impuesto. Si el productor no cree que sus acciones tienen un impacto directo sobre el nivel de concentraciones de contaminantes en el ambiente, los impuestos al ambiente no modifican su comportamiento. El regulador debería seguir produciendo y contaminar siempre que $x < Z$ debido a que los beneficios $B > 0$. El productor debería cerrar si $x > Z$, debido a que el bienestar neto social resulta negativo, por ejemplo, beneficios $B < 0$.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Los problemas de información presentes en los impuestos al ambiente existirán siempre que el productor crea que la relación entre producción y contaminación poca influencia en los objetivos de reducción o en lo que cree la entidad reguladora. La gráfica 5.4. muestra que si el productor cree que existe alguna relación entre su nivel de impuesto y el nivel de producción, la producción debería cambiar muy poco ante un incremento en el impuesto. El nivel de producción todavía estaría por debajo del nivel optimo social, x^*. Otra vez la impuesto, t_2, puede ser aumentado para lograr que el productor cierre. Sin embargo, esto también dependerá del nivel de producto x_2 relativo a Z. En el caso presentado en la gráfica 5.4, el regulador querrá que el productor se mantenga en operación, aunque el nivel de producción sea mayor que el óptimo social debido a que los beneficios netos sociales son positivos, $B_2 > 0$. El racionamiento vía cantidades en la forma de estándares tradicionales de emisiones o restricciones tecnológicas se convierte en una buena herramienta de política ambiental dependiendo de la capacidad que tenga la entidad reguladora para determinar y alterar las expectativas de contaminación de los productores y los sistemas de transporte de contaminación.



Gráfica 5.4: Nivel de Producto Optimo bajo Impuestos al Ambiente (Cabe y Herriges, 1992)

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.2.3. Impuestos a Productos.

En secciones anteriores decíamos que los impuestos (bajo cualquier forma) proveían una solución eficiente desde el punto de vista teórico. Desgraciadamente, a la hora de aplicar empíricamente tales soluciones consideradas como "primeras mejores", los problemas de asimetría de información (específicamente los relacionados con riesgos morales), eran una limitación seria para su éxito en términos de la regulación ambiental.

Ante esta situación, los impuestos o impuestos a productos son una buena alternativa a la hora de establecer políticas de incentivos económicos para el control de la contaminación. Este tipo de impuesto clasificado dentro de los incentivos vía racionamiento de precios busca influenciar el comportamiento del agente contaminador mediante la imposición de un impuesto o impuesto directamente sobre el valor del producto o insumo considerado como potencialmente dañino para las personas y el medio ambiente.

Un incentivo de este tipo hace que se incrementen los costos de los materiales (productos o insumos) dañinos para el medio ambiente. Al incrementarse el precio, como resultado de la imposición de dicho impuesto, las tienden a ejercer relaciones de sustitución, tratando de sustituir los insumos y productos potencialmente dañinos por insumo y productos más amigables con el medio ambiente. Según Hanley, Shogren y White (1997), los impuestos a productos promueven el enfoque del ciclo de vida para el control de la contaminación. A través de este tipo de incentivo se pueden incrementar los costos ambientales potenciales en diferentes etapas del ciclo del producto[88]. El éxito de un sistema de impuestos a productos se debe a que por medio de este se ejerce un control sobre la contaminación en cualquier etapa del ciclo del producto.

Estas impuestos también han mostrado ser efectivas al ser aplicadas a insumos potencialmente dañinos para el medio ambiente, como por ejemplo material radioactivo para la producción de energía. Hanley, Shogren y White (1997), explican que hay muchas maneras de aplicar este tipo de incentivo. En Holanda, por ejemplo, se aplica un esquema de impuestos al producto en la forma de una sobretasa sobre las actividades de excavación (perforación para exploración y extracción) a las empresas petroleras. Aunque el nivel de aplicabilidad de este instrumento puede ser justificado a través de su éxito en el control de la contaminación. En varios de los países de Europa, las regulaciones vía imposición de una impuesto al producto han sido una realidad. Por ejemplo, en Noruega se fija una impuesto del 13% sobre el precio total de todos los pesticidas. En Suecia, también se tiene una regulación parecida a la de Noruega, en este país se grava con un 20% el precio de productos tales como baterías, fertilizantes y pesticidas. En Italia se impone un gravamen sobre las bolsas plásticas. Este impuesto es pagado por las empresas manufactureras y por los importadores de productos empaquetados en bolsas plásticas.

[88] El ciclo de vida de un producto esta comprendido por las fases de producción, uso y disposición.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Este tipo de incentivo también presenta algunos problemas. A medida que se incrementa el número de procesos de producción a regular, los costos administrativos relacionados con estas regulaciones crecen de manera exagerada. Este hecho es un problema serio para el logro de la eficiencia económica en la regulación a través de este instrumento. Sin embargo, según estos mismos autores, la eficiencia puede ser alcanzada con mínimos costos administrativos si optamos por regular solamente a insumos primarios y a desechos provenientes después de haber consumido los bienes. La eficiencia alcanzada bajo este tipo de incentivo puede incrementarse si se adicionan los esquemas de impuestos al producto a los sistemas de impuestos vigentes en los países.

No obstante, según la OECD (1994), la mayoría de reportes sobre impuestos a productos han demostrado una carencia de impactos sobre el comportamiento de los productores. Existe poca evidencia de que los impuestos a productos conducen a reducciones significativas en el uso de insumos y productos finales. Esta evidencia revela que tal resultado se debe a que los impuestos han sido colocados a un nivel bajo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.2.4. Subsidios.

Los subsidios son un tipo de asistencia financiera ofrecida a los productores por la entidad reguladora. Los subsidios pueden ser utilizados como un incentivo para asegurar el control de la contaminación o para mitigar el impacto económico de las regulaciones mediante prebendas financieras a las empresas que hacen inversiones en reducción de contaminación. Los subsidios pueden darse a través de transferencias directas de dinero de la entidad reguladora a las empresas para desarrollar infraestructura que permita un mejor manejo o eliminación de la contaminación. Un ejemplo de esto se presenta en Estados Unidos, en donde el Gobierno puede realizar transferencias de dinero a las empresas para construir lagunas de oxidación del agua o plantas de tratamiento que reduzcan los niveles de contaminación del agua. Otra forma de aplicar subsidios a las empresas que reduzcan contaminación puede ser a través de la creación de esquemas de reducción de su carga impositiva.

Según Field (1997), el subsidio actúa como una recompensa por reducir contaminación, éste actúa como un costo de oportunidad debido a que cuando una empresa decide emitir una unidad de contaminante, esta decidiendo también renunciar al pago de un subsidio que podría obtener si toma la alternativa contraria de restringir esa unidad de contaminante. Para citar algunos ejemplos; Hanley, Shogren y White (1997), señalan que en Francia se hacen pagos a la industria por el control de la contaminación del agua. En Italia existen subsidios para las empresas que reciclan desechos sólidos. En Holanda existen programas de asistencia financiera que proveen incentivos a las industrias que promueven el cumplimiento de las regulaciones y la investigación tecnológica para generar nuevas tecnologías de reducción. En Alemania existen subsidios para empresas pequeñas que pueden tener problemas en su flujo de caja al incluir los costos de la reducción de contaminación o que puedan necesitar recursos para agilizar la implementación de programas ambientales. En Suecia los subsidios son utilizados para reducir el uso de pesticidas mediante la financiación de programas que prueban la eficacia de nuevos equipos de dispersión que aumentan la efectividad de las aplicaciones, recursos para crear de sistemas de monitoreo y predicción de plagas y servicios de prevención.

Antes de presentar un modelo de subsidios es bueno entender como funciona. Para esto citamos el ejemplo de Field (1997) sobre un esquema de subsidios para la reducción de emisiones:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Taba 5.1: Subsidio para la Reducción de Emisiones.				
Emisiones (Toneladas /mes)	Costos Marginales de Reducción	Costos Totales De Reducción	Subsidio Total US $120/Ton	Subsidio Total menos Costos Totales de Reducción
10	0	0	0	0
9	15	15	120	105
8	30	45	240	195
7	50	95	360	265
6	70	165	480	315
5	90	255	600	345
4	115	370	720	350
3	130	500	840	340
2	180	680	960	280
1	230	910	1080	170
0	290	1200	1200	0

Fuente: Field (1997).

En la tabla anterior se presenta un esquema de subsidios aplicado a una empresa. El nivel base se encuentra establecido en su tasa actual de emisiones correspondiente a 10 toneladas por mes, primera columna. Los costos marginales de reducción para diferentes niveles de reducción se presentan en la segunda columna. Mientras que en la tercera columna se presentan los costos totales de reducción En la cuarta columna se presenta los ingreso que perciba la empresa por concepto de subsidio, los montos son calculados a partir US$120 dólares de subsidio por cada tonelada de contaminante reducida a partir del nivel base. Los ingresos netos por concepto de subsidio se presentan en la última columna. El lector puede notar que el mayor ingreso percibido por la empresa se da cuando esta reduce cuatro toneladas al mes. Luego después de este nivel de reducción la empresa recibe menos ingresos y, por consiguiente, no tiene incentivos para invertir en más reducción.

Para estudiar mas detenidamente un esquema de subsidios para la reducción de la contaminación suponga el modelo planteado por Hanley, Shogren y White (1997). Suponga que el productor recibe un subsidio por producir un nivel de producto por debajo de algún nivel fijado por la entidad reguladora para poder alcanzar un nivel específico de contaminación en el ambiente. El subsidio es igual a:

$$S = \gamma(\bar{x} - x)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

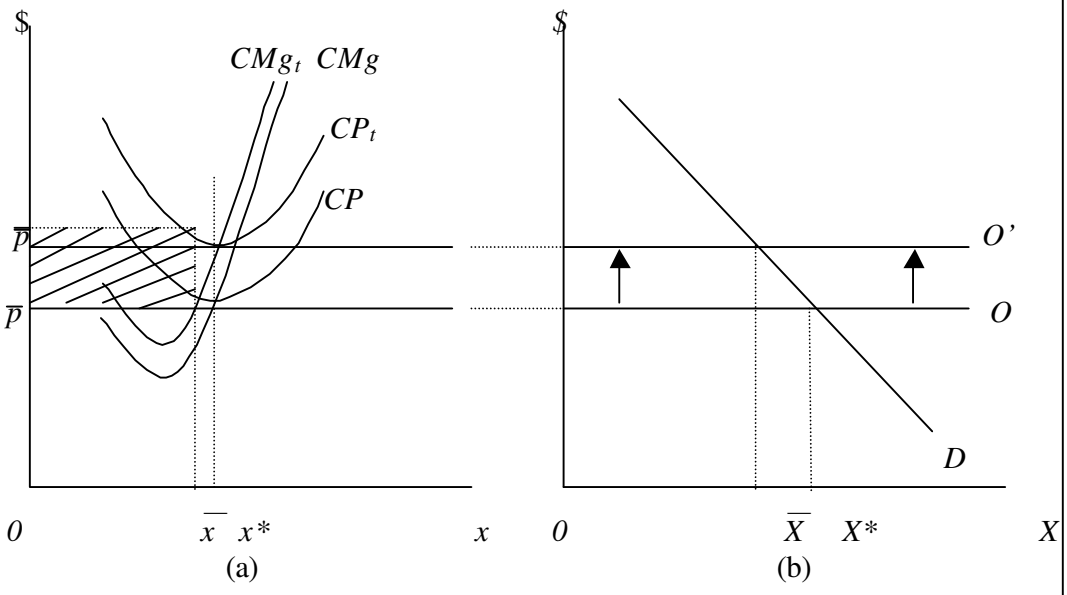
Donde, $\gamma = D'\beta$ representa el costo marginal social de producir x. Si $x = \bar{x}$, el productor no recibe subsidio, $S = 0$. Pero si el productor cierra, es decir, $x = 0$, el productor logra el subsidio total, $S = \gamma \bar{x}$. El problema para el productor con subsidio puede ser escrito como:

$$\underset{x}{Max}\pi = [px - c(x) + \gamma(\bar{x} - x)]$$

El productor selecciona un nivel de producto que maximiza sus beneficios netos. La condición de óptimo se presenta cuando el beneficio marginal es igual al precio el cual también es igual al costo marginal más el costo de oportunidad de perder el subsidio (equivalente al costo marginal social de producir una unidad de x):

$$\frac{\partial \pi}{\partial x} = p = \frac{\partial c}{\partial x} + \gamma$$

Cada unidad de producto resulta en una pérdida de una unidad de subsidio, γ. Por consiguiente, el productor tiene el incentivo de reducir su nivel de producto hasta el nivel óptimo social, el mismo como en el caso de los impuestos a emisiones. Sin embargo, existe una gran diferencia entre un subsidio y una impuesto visto desde una perspectiva de largo plazo que considera la entrada y salida de productores de la industria. Sin entrada y salida de productores, un subsidio y una impuesto nos llevarían a los mismos resultados. Pero con entrada y salida de productores, los resultados agregados varían substancialmente. En el largo plazo, el impuesto reduce la contaminación agregada mientras que el subsidio la incrementa.



Gráfica 5.5: Impactos de Corto y Largo Plazo de una Política de Impuestos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Para ver la diferencia entre una impuesto y un subsidio considere las gráficas 5.5 y 5.6. Primero definamos el comportamiento del productor bajo un sistema de impuestos. La gráfica 5.5. muestra el caso de un sistema de impuestos con entrada y salida de empresas de la industria. En la parte (a) se representa el comportamiento de un productor representativo, mientras que en la parte (b) se representa a la industria. La curva de costos promedios y marginales sin impuesto es escrita como:

$$CP = \frac{c(x)}{x} \text{ y } CMg = \frac{\partial c}{\partial x}$$

El productor opera al nivel de producto x^*, en este punto su beneficio económico es igual a cero. Suponemos un mercado perfectamente competitivo así que el producto no tiene beneficios económicos positivos. Los beneficios económicos incluyen el costo de oportunidad de la siguiente mejor alternativa, esto implica que el productor percibe sus retornos iguales a la tasa de interés de oportunidad de mercado, ni más ni menos. Beneficios económicos positivos implican que el productor esta ganando más de los que ganaría a la tasa de interés de mercado. Por el contrario, beneficios económicos negativos implican que el productor no esta cubriendo su costo de oportunidad y por consiguiente debería invertir sus recursos en cualquier otra actividad. Dadas unas condiciones de competencia perfecta, esto implica una curva de oferta agregada perfectamente elástica, como la presentada en la parte (b) de la gráfica 5.5 a un precio, $\overline{p}$. Suponiendo que la curva de demanda agregada de la industria tiene una pendiente negativa, el nivel de producto agregado resulta en X^*, donde X^* es igual a la suma de todos los productos de todas las empresas de la industria, x^*. Si el regulador ahora impone una impuesto, como la descrita en la ecuación (5.5), las curvas de costos promedios y marginales son replanteadas como:

$$CP_t = \frac{c(x)}{x} + t \text{ y } CMg_t = \frac{\partial c}{\partial x} + t$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

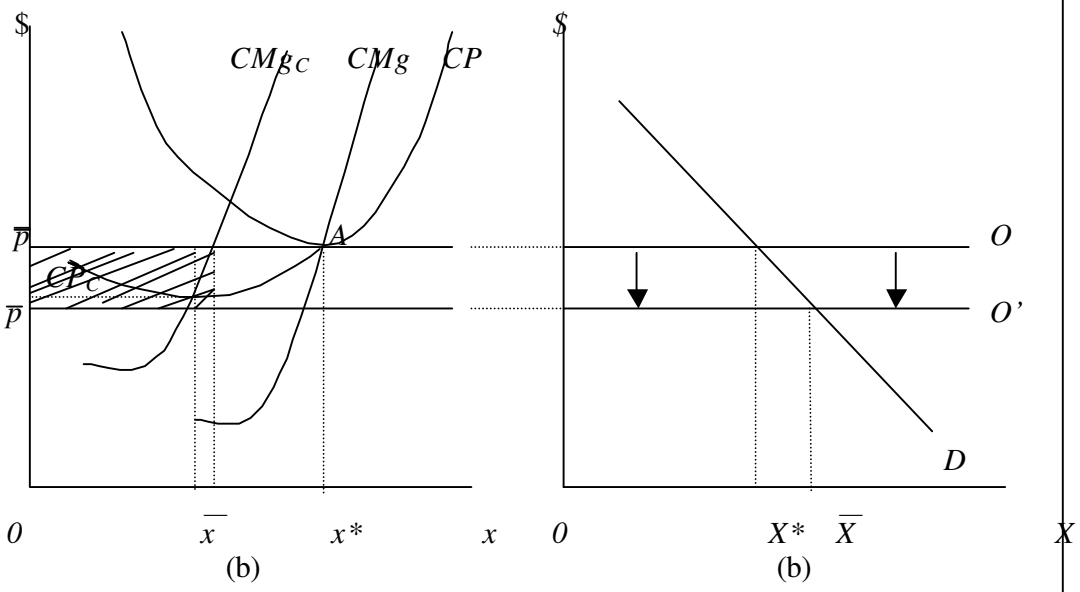
La parte (a) de la gráfica 5.5 muestra que el resultado de la impuesto es un desplazamiento paralelo tanto de la curva de costos promedio como de la curva de costos marginales. Si el precio de mercado se establece en $\overline{p}$, el productor opera donde los beneficios marginales son iguales a $\overline{p}$ y al nuevo costo marginal CMg_t, en este punto el productor debería producir el nivel de producto $\overline{x}$ y obtener unos beneficios económicos negativos, $\pi < 0$. El área sombreada de la parte (a) de la gráfica 5.5 representa los beneficios negativos. Estos beneficios negativos deberían forzar a algunos productores a dejar la industria, pro consiguiente, se cambiaría la curva de oferta agregada de *O* a *O'*, como se presenta en la parte (b) de la gráfica 5.5. La curva de oferta se desplazará hacia arriba hasta que sea alcanzado un nuevo precio de mercado, $\overline{p}$, tal que el resto de los productores otra vez obtengan beneficios económicos iguales a cero, en presencia de la impuesto. Esto resulta en una disminución del nivel de producto agregado de $\overline{X}$ a *X**, lo cual trae consigo una reducción del nivel de contaminación total de la industria. Note que los productores que quedaron en la industria ahora producen x^*, pero debido a que son pocos productores, el nivel de producto y contaminación total es reducida. Con el impuesto sé a logrado el objetivo de reducción de contaminación planteada para el largo plazo.

Ahora considere un esquema de subsidios. Con el subsidio las curvas de costos promedios y marginales son escritas como:

$$CP_C = \frac{c(x)}{x} + \frac{\varphi\overline{x}}{x} - \gamma \text{ y } CMg_C = \frac{\partial c}{\partial x} + \gamma$$

Note que, mientras el efecto de un subsidio sobre los costos marginales es el mismo que el obtenido bajo la imposición de una impuesto ($t = \gamma = D'\beta$); el efecto sobre los costos promedios es diferente. El subsidio hace que los costos promedio se desplacen hacia abajo a la izquierda. La parte (a) de la gráfica 5.6 presenta el impacto de un subsidio sobre la estructura de costos de un productor.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.6: Impactos de Corto y Largo Plazo de una Política de Subsidio.

Si el productor inicialmente estaba ganando cero beneficios económicos, ubicado en el punto A de la parte (a) de la gráfica 5.6. El subsidio hará que el productor reduzca su nivel de producto a $\bar{x}$ y obtenga unos beneficios económicos positivos, dado que el precio de mercado esta establecido en $\bar{p}$. Estos beneficios positivos corresponden al área sombreada mostrada en la parte (a) de la gráfica 5.6. Sin embargo, la presencia de beneficios positivos debería hace que entren productores nuevos a la industria, por consiguiente, la curva de oferta agregada se desplazará hacia abajo, de O a O', resultando un menor precio de mercado, $\bar{p}$, y un mayor nivel de producto agregado, un incremento de X^* a $\bar{X}$, como se muestra en la parte (b) de la gráfica 5.6. Ahora, aunque cada productor este generando menos producto, $\bar{x}$, y menos contaminación de manera individual, existen más productores en la industria, así que el nivel de contaminación total actual tiende a incrementarse. Con una entrada no restringida, los subsidios atraen más productores que producen menos contaminación individualmente pero al final incrementan el nivel total de contaminación. Siempre que haya libre entrada y salida de productores de una industria, los esquemas de impuestos y subsidios en el largo plazo, jamás nos llevarán a los mismos resultados.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Lewis (1994), provee otro ejemplo útil acerca de la forma en que un subsidio puede ser ineficiente siempre que la entidad reguladora pueda medir perfectamente en términos monetarios los daños generados a personas y al ambiente como resultado de la contaminación. Un esquema de subsidios puede llevarnos a ineficiencias si el contaminador tiene información privada acerca de los beneficios de su producción. Si el regulador no conoce el tipo de productor (no conoce su nivel de ganancias, si sus ganancias son mayores o menores), la información privada conduciría a una renta derivada de la información. El productor con un nivel de beneficios bajo recibirá un subsidio aunque este no se lo merezca ya que no ha producido nada[89]. Un ejemplo de esto puede ser el caso de productores agrícolas dueños de tierras con un nivel bajo de productividad que todavía reciben subsidios. Como su tierra tiene baja productividad, ellos ya no producen un nivel de producto suficiente para obtener beneficios económicos positivos. Entonces, si no obtienen beneficios económicos positivos, no deberían recibir subsidio, ya que no sacrifican nada en términos de ganancias. Considere un grupo de productores que ofrecen un producto a un precio fijo. Los productores son indexados por θ, el productor con menores beneficios es indexado con, θ', mientras que el productor con mayores beneficios es indexado con θ'', $\theta \in [\theta', \theta'']$. Si, $\pi(\theta)$ representa los beneficios económicos esperados del productor tipo θ, donde:

$$\pi(\theta'') > \pi(\theta') \text{ y } \pi'(\theta) \equiv \partial\pi/\partial\theta > 0$$

Suponga que existe algún productor tipo, $\tilde{\theta}$, que tiene beneficios económicos iguales a cero, $\pi(\tilde{\theta}) = 0$, donde $\theta' < \tilde{\theta} < \theta''$. Suponemos que la entidad reguladora no conoce el nivel de ganancias de algún productor específico. Pero si conoce la distribución de los tipos de productores en la economía. Por simplicidad suponga, que la distribución de tipos es uniforme: es decir, existe una probabilidad igual por cada tipo de productor.

Cada productor emite contaminantes que imponen costos externos sobre la sociedad. Si $w > 0$ representa los costos sociales generados por cada productor que opera en la economía. El excedente neto social de la producción es:

$$\pi(\theta) - w$$

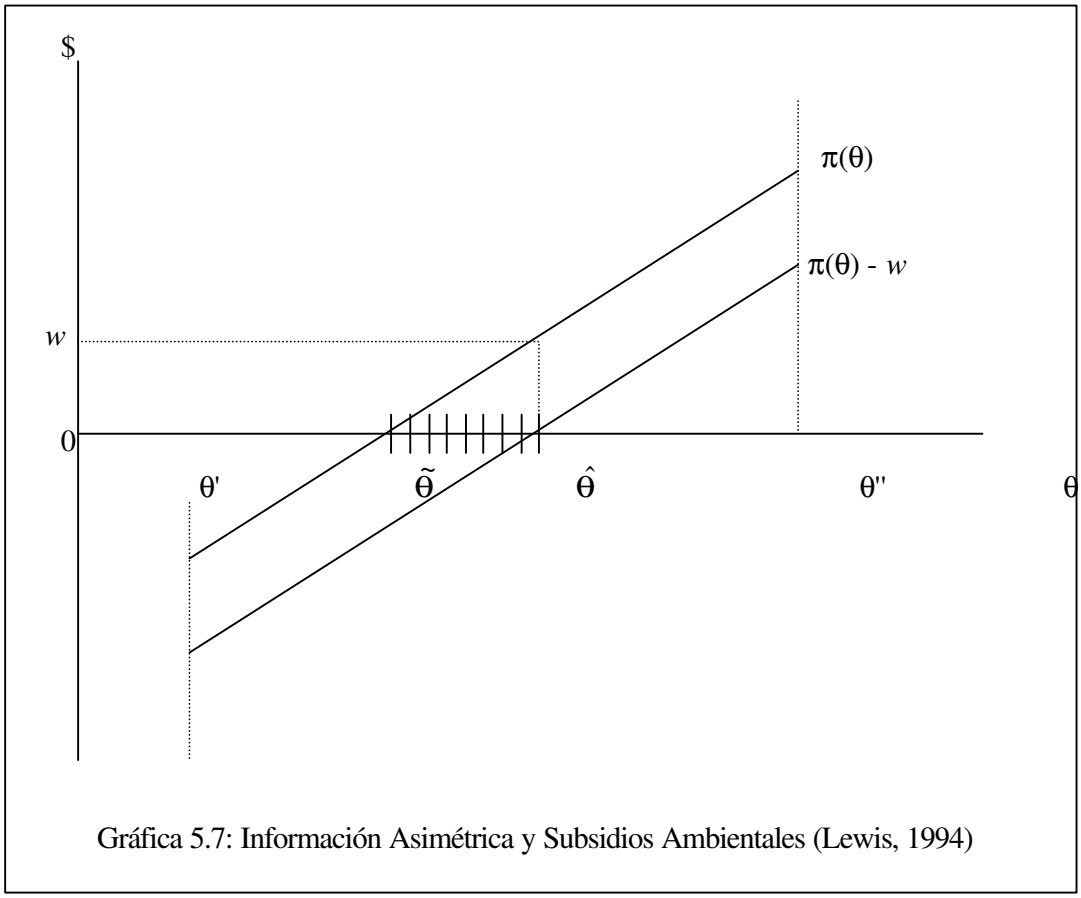
El tamaño socialmente óptimo de la industria es donde el excedente neto social es igual a cero (no existen más ganancias del intercambio):

$$\pi(\hat{\theta}) - w = 0$$

Donde, $\hat{\theta}$ es el umbral tipo productor que separa a los productores que deberían establecerse en el negocio de los que no lo harán, dado que ahora los costos sociales son contabilizados.

[89] Como no ha producido nada sus ganancias esperadas deberían ser negativas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.7: Información Asimétrica y Subsidios Ambientales (Lewis, 1994)

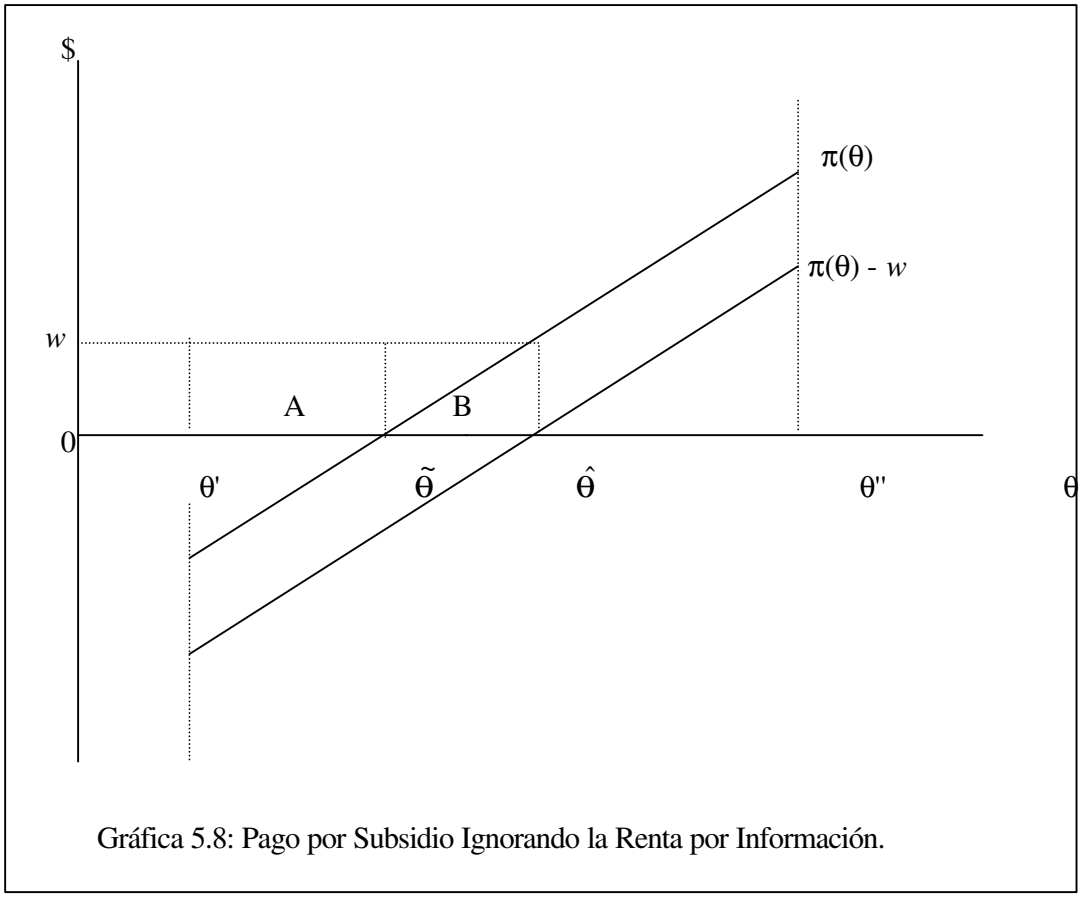
La gráfica 5.7 muestra que si ignoramos los costos sociales, el tamaño de la industria es el conjunto de productores con beneficios esperados positivos, $\pi(\theta) \geq 0$, estos son todos los productores con tipos comprendidos entre $\tilde{\theta}$ y θ''. Los productores con tipos entre θ' y $\tilde{\theta}$ tienen beneficios esperados negativos, $\pi(\theta) < 0$, y no deberían entrar a la industria. Si tomamos en cuenta los costos sociales, $\pi(\theta)$ - *w,* el tamaño de la industria debería disminuir, quedando solamente los productores con beneficios netos esperados positivos, $\pi(\theta)$ - $w > 0$, estos productores estarían entre los tipos $\hat{\theta}$ y θ'. La industria debería eliminar a todos los productores con tipos comprendidos entre $\tilde{\theta}$ y$\hat{\theta}$, cuyos beneficios netos esperados son negativos, $\pi(\theta)$ - $w < 0$. Si los productores con tipos comprendidos entre $\tilde{\theta}$ y$\hat{\theta}$, dejan la industria, la contaminación debería reducirse al nivel socialmente óptimo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Sin embargo, los productores con tipo $\tilde{\theta}$ y $\hat{\theta}$ necesitan un incentivo para dejar de la industria. Ellos no abandonarán la industria por voluntad propia ya que sus beneficios esperados son positivos, la entidad reguladora tiene que crear un incentivo para que esto suceda. Si se crea un incentivo, digamos un subsidio, equivalente al costo social unitario, *w,* los productores que lo reciban cesarán su producción y abandonarán la industria. Solamente los productores con beneficios mayores o iguales al costo social unitario (productores con tipos $\hat{\theta}$ y θ') son los que se quedarán en el mercado, esto nos conduce a una asignación eficiente de recursos.

Todo indica que esta sería la mejor solución para la regulación ambiental. Sin embargo, debemos tomar en cuenta que además de establecer un subsidio, debemos pensar también en cual será su valor. Si la entidad reguladora no tiene información sobre el tipo del productor, es decir, no tiene información sobre sus beneficios, ésta tendrá problemas a la hora de calcular el monto del subsidio. Si el regulador tiene la restricción de balancear su presupuesto, dado que el subsidio debería ser pagado a partir de un impuesto colocado a la sociedad por recibir beneficios de la reducción en la contaminación. El regulador ahora enfrentaría el problema de no poder usar el subsidio para reducir la contaminación a un nivel socialmente aceptable sin violar el requerimiento de balance en el presupuesto. Debido a que el regulador no puede determinar el tipo de productor, él no puede identificar que productores no deben entrar a producir en ausencia del subsidio. Es decir, aquellos tipos de productores donde $\pi(\theta) < 0$, tipos entre θ' y $\tilde{\theta}$. Ahora, la entidad reguladora tiene que pagar el subsidio a todos los productores debido a que no puede identificarlos. Esto hará que la entidad reguladora pague más recursos por subsidio de los que recibe por el impuesto por la mejora en la calidad ambiental. Los productores con menor nivel de ganancias tienen una renta por información que ellos pueden explotar.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

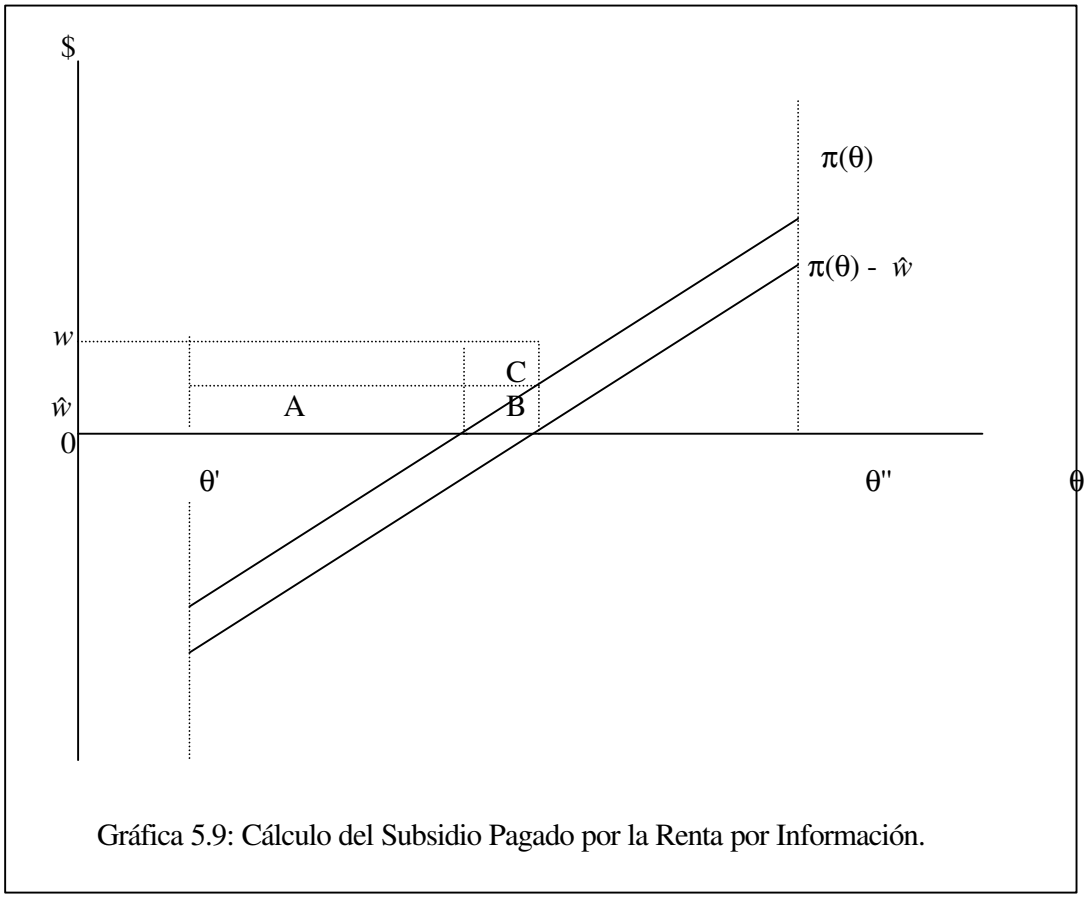


Gráfica 5.8: Pago por Subsidio Ignorando la Renta por Información.

La gráfica 5.8 muestra la divergencia entre el pago total por el subsidio y los beneficios totales recibidos, dada la salida de la industria de los productores con bajos niveles de ingreso. La entidad reguladora necesita pagar el subsidio a todos los productores con tipos entre θ' y $\tilde{\theta}$ quienes tienen beneficios netos esperados negativos, $\pi(\theta) - w < 0$. El subsidio total debería ser igual w multiplicado por el número de productores entre θ' y $\tilde{\theta}$. Esto es el área A + B en la gráfica 5.8. Sin embargo, los beneficios totales derivados del subsidio es solamente el área B. El grupo de productores con tipo $\tilde{\theta}$ y $\hat{\theta}$ que deberían operar sin el subsidio pero que deberían salir de la industria sin este, $\pi(\theta) - w < 0 < \pi(\theta)$. Por consiguiente, mediante la imposición de un subsidio que refleja exactamente los costos sociales de la contaminación, la entidad reguladora no puede balancear su presupuesto y asignar eficientemente los recursos.

El regulador puede lograr arreglar este problema relajando el requerimiento de balance en el presupuesto o tratando de ofrecer un subsidio que no capture exactamente el valor del daño social. La gráfica 5.9 muestra lo que pasa si la entidad reguladora ofrece un menor subsidio, $\hat{w} < w$, para los productores. Unas pocas empresas salen de la industria, así que los beneficios de la mejora en la calidad ambiental son menores, áreas B + C, pero el gasto total en subsidios es también menor, áreas B + A.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.9: Cálculo del Subsidio Pagado por la Renta por Información.

Un menor subsidio intenta cortar la renta de información que tienen los productores a partir de la información privada con que cuentan. Si el área A es igual al área C, es decir los subsidios pagados resultan ser iguales a los beneficios ganados, y el presupuesto se encuentra balanceado. Siempre que la entidad reguladora trate de imponer un subsidio por un monto equivalente al del verdadero costo social de la contaminación, los productores con información privada sobre sus beneficios puede explotar el incentivo para su propio beneficio, conduciendo consigo a una asignación ineficiente de recursos. Por consiguiente, la entidad reguladora no debería imponer un subsidio o un impuesto, al nivel del valor del daño marginal social, sino en vez de eso, imponerlo a un nivel en que su presupuesto éste en equilibrio, es decir, se tenga un balance entre los costos de la renta de información y los beneficios derivados de la mejora en la calidad ambiental. Esto de nuevo implica que los instrumentos económicos por si solos no pueden ser suficientes para alcanzar un nivel de calidad ambiental socialmente deseado. Una combinación de sistemas de incentivos económicos y restricciones tecnológicas o restricciones a cantidades pueden ser más apropiadas (ver Crocker, 1984; Laffont, 1994).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.3. Reglas de Responsabilidad: Multas por No Cumplimiento, Bonos y Depósitos Reembolsables.

Las reglas de responsabilidad son un conjunto de dictámenes que hacen que de alguna manera el productor siga algunas obligaciones ambientales, restricciones tecnológicas o comportamientos contaminadores aceptables. Una manera de aplicar este incentivos es cuando el productor paga a la entidad reguladora un bono, el cual, luego puede ser reembolsado al productor si este no causa daños al medio ambiente. También, se puede establecer multas por no-cumplimiento si la entidad reguladora se percata que el productor generó un daño al medio ambiente. Las reglas de responsabilidad intentan reducir la evasión al control de la contaminación ambiental, aumentando los costos de no cumplir con la reducción de la contaminación. De todas las acciones posibles de desarrollar a partir de este incentivo, las multas por no-cumplimiento resultan las más importantes ya que un productor tiene que llevar una alta carga impositiva si sus acciones lo conducen a un nivel de contaminación que excede algún estándar ambiental establecido. Sin embargo, dados los problemas de riesgos morales asociados con muchos tipos de contaminación, es imposible identificar la contribución exacta de cada productor a las concentraciones de contaminantes en el ambiente y por ende no se pueden asignar efectivamente los costos de los daños causados por la contaminación entre los diferentes productores contaminadores.

5.3.1. Multas por No Cumplimiento.

Xexapedes (1991), ha reconocido la posibilidad de riesgos morales, proponiendo un esquema teórico de incentivos bastante factible con apelaciones políticas cuestionables. Volviendo de nuevo al trabajo de Holmström (1982) sobre comportamiento de las empresas en presencia de incentivos, Xexapedes desarrolla un mecanismo de incentivos para inducir a los contaminadores a ofrecer el nivel objetivo de control de contaminación. Aplicando una combinación de subsidios con multas aleatorias, el mecanismo trabaja así: Si la concentración de contaminantes en el ambiente excede el estándar establecido en una zona, la entidad reguladora selecciona de manera aleatoria al menos a un productor y lo multa. Luego, la entidad reguladora redistribuye un porcentaje de esta multa menos los daños para la sociedad resultante del no-cumplimiento de entre el resto de productores. El mecanismo de multas aleatorias incrementa los costos esperados de evasión y, si son diseñados de manera adecuada, deberían conducirnos al nivel deseado de control sin tener que recurrir a acciones de monitoreo a los productores.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El mecanismo de multas aleatorias es relativamente atractivo para el sistema de emisiones o impuestos al ambiente por dos razones. Primero, la información requerida para implementar el mecanismo es menor que la requerida para implementar las impuestos o subsidios. Por solamente el requerimiento de monitoreo al sitio de recepción de la contaminación, el mecanismo de multas aleatorias necesita datos sobre el nivel total de concentración de contaminantes; por consiguiente, no resulta necesario conocer el nivel de actual de control de contaminación de cada contaminador. Por el contrario, el enfoque de impuestos requiere datos sobre los esfuerzos de control actuales de todos y cada uno de los productores, la información es alcanzada a un costo considerable. Segundo, el mecanismo genera un equilibrio en el presupuesto, y no requiere rentas adicionales más halla de las ganancias en bienestar generadas por la reducción de la contaminación. Esto es todo lo contrario a las impuestos, ya que cuando se utiliza un impuesto o un subsidio, cada productor incurre en unos costos marginales del daño totales asociados con el nivel deseado de contaminación, resultando en una recolección y distribución múltiple de los costos del daño, lo cual no genera un balance en el presupuesto.

Herriges et. al. (1994), demuestra que el esquema de multas aleatorias debería implementarse solamente si todos los productores son aversos al riesgo. La razón para esto es que el requerimiento de balance en el presupuesto crea una interdependencia entre los productores la pérdida de un productor es la ganancia de otro. Un incentivo a los productores depende de las expectativas de cada productor acerca de su multa y de las expectativas en cuanto a las multas sufridas por los otros productores, debido a que él potencialmente podría recibir un porcentaje de su multa para mantener su presupuesto balanceado. Por consiguiente, mediante un incremento en la magnitud de la multa, la entidad reguladora esta incrementando los costos y beneficios de la evasión a la regulación ambiental. El incremento de la multa conduce a un balance en el presupuesto simplemente mediante el incremento de la variabilidad de los beneficios de un productor derivados de la evasión a la regulación ambiental.
Si los productores son neutrales al riesgo, el incremento en la variabilidad no tiene influencia sobre su tendencia de evasión debido a que ellos reciben los beneficios marginales totales de la evasión y solamente pagan una parte de los costos marginales. Los premios esperados de la evasión deberían exceder los premios esperados del cumplimiento. Sin embargo, si los productores son aversos al riesgo, ellos tendrán miedo de perder los beneficios que podrían recibir. Esto sirve para magnificar la percepción acerca de las consecuencias de tomar en cuenta la evasión. Si los productores son lo suficientemente aversos al riesgo, ellos deberían dar más importancia a la fracción de costos marginales, lo suficiente como para desplazar por completo los beneficios marginales de evasión. Por consiguiente, el premio esperado por cumplir debería exceder al premio esperado de evasión y el esquema de multas aleatorias debería alcanzar su objetivo– las decisiones privadas se encuentran en correspondencia con el objetivo social de reducción de contaminación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Considere como trabaja el esquema de multas. Suponga que tenemos un grupo de productores, $i = 1, 2, ..., n$, quienes ahora deben seleccionar un nivel de control de contaminación, q_i. La entidad reguladora quiere que cada productor seleccione el nivel de control socialmente optimo, q_i**. Sin embargo, dada la incapacidad de monitorear el control de contaminación de cada productor, la entidad reguladora decide diseñar un esquema de multas aleatorias. Si φ representa el umbral crítico del nivel de contaminantes en el ambiente. Si la concentración de contaminantes en el ambiente no excede el umbral, $\varphi \leq \varphi$, entonces cada productor debería recibir un subsidio, b_i, en la forma de un porcentaje, ϕ_i, de los beneficios sociales, $B(a(q))$, donde $q = (q_1, q_2, ... , q_n)$.

Pero si el nivel observado de concentración de contaminantes en el ambiente excede el umbral, $\varphi > \varphi$, el productor enfrenta dos posibles resultados: el podría ser seleccionado aleatoriamente y multado, F_i, con una probabilidad, σ_i, u otro productor podría ser seleccionado y multado con una probabilidad (σ_j, $j \neq i$) y el resto de productores deberían recibir el subsidio más algún porcentaje de la multa menos el valor de los daños ocasionados a la sociedad por el no cumplimiento. El esquema de multas aleatorias incrementa el costo de evasión sobre el esfuerzo de control, y es resumido como:

$$S_i(q) = \begin{cases} b_i - \phi_i B(a(q)) & \varphi \leq \varphi \\ - F_i & \varphi > \varphi \text{ con probabilidad } \sigma_i \\ B_i + \phi_{ij}[b_j + F_j + \Gamma(a(q))] & \varphi > \varphi \text{ con probabilidad } \sigma_j, j \neq i \end{cases}$$

Donde, $\phi_{ij} \equiv \phi_i / \sum_{k \neq j} \phi_k$ denota el porcentaje de multa del productor j que asignado a producir i, y $\Gamma(a(q)) \equiv B(a(q)) - \overline{B}$ representa el cambio en los beneficios sociales del nivel de reducción planteado por la entidad reguladora, con $\Gamma(a(q)) < 0$ *para* $\varphi > \varphi$.

Dado este esquema de incentivos el productor averso al riesgo debe seleccionar el nivel de reducción que maximiza su utilidad esperada de los beneficios,

$$\pi_i = \pi_i^0 - c_i(q_i) + S_i(q)$$

Donde, π_i^0 representa los beneficios fijos derivados de un producto dado. El nivel de utilidad esperada del productor derivado del cumplimiento del nivel de control socialmente optimo, suponiendo que todos los otros productores cumplen, es representado como:

$$EU(\pi_i(q_i^{**}, q_{-i}^{**})) = U(\pi_i^0 - c_i(q_i^{**}) + b_i)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Donde, $q_{-i}^{**} = (q_1^{**}, q_2^{**}, ..., q_{i-1}^{**}, q_{i+1}^{**}, ..., q_n^{**})$. Ahora si el productor decide evadir, q_i^{**}, dado que el cree que todos los otros productores deberían cumplir, q_{-i}^{**}, su utilidad esperada de engañar y no reducir es:

$$EU(\pi_i(q_i^*, q_{-i}^{**})) = \sigma_i U(\pi_i^0 - c_i(q_i^*) - F_i) + \sum_{j \neq i} \sigma_j U(\pi_i^0 - c_i(q_i^*) + b_i + \phi_{ij}[b_j + F_j + \Gamma(a(q))])$$

El sistema de incentivos, subsidios y multas por no-cumplimiento, deberían llevarnos a niveles óptimos de reducción de contaminación si la utilidad esperada de evadir la regulación es menor que la utilidad esperada de cumplir con el nivel optimo de control de contaminación.

$$\Omega \equiv EU(\pi_i(q_i^*, q_{-i}^*)) - EU(\pi_i(q_i^{**}, q_{-i}^{**})) < 0$$

Herriges et. al. (1994), demuestra que incrementos simultáneos en las multas para todos los productores incrementan la variabilidad de los beneficios esperados de evadir. Por consiguiente, si todos los productores son aversos al riesgo, las pérdidas en la utilidad esperada de cumplir y ser multado exceden las ganancias en utilidad de engañar y no cumplir, $\Omega_i < 0$. Un conjunto de productores neutrales al riesgo no debería salir afectados por el incremento en la variabilidad debido a que ellos capturan todo el beneficio marginal de evadir pero solo sufren una parte de los costos marginales. Pero con aversión al riesgo, esta fracción de costos marginales es magnificada por el productor miedoso de perder ganancias, y los permisos netos de evadir relativo a los de cumplir se hacen negativos.

Govindasamy et. al. (1994) identifican una alternativa de regulación que supera los problemas de los impuestos al ambiente y las multas aleatorias, un ordenamiento ambiental con base en la competencia. Este esquema puede ser utilizado para hacer de manera rápida la disposición de un volumen de información sobre el uso de insumos o sobre los esfuerzos en el control de la contaminación para construir un ordenamiento ordinal del conjunto de productores. Una ventaja de este sistema es que el ordenamiento ordinal de los productores a través de alguna variable proxy sobre el control de contaminación actual provee información menos costosa que la necesaria para hacer un ordenamiento cardinal como el requerido por los impuestos al ambiente.

Este sistema intenta ordenar a los productores a través de las acciones que toman para controlar la contaminación en vez de hacer una asignación aleatoria como lo plantea el esquema de multas aleatorias. Por ejemplo, en el caso de la contaminación por nitrato, la entidad reguladora debería monitorear la superficie del agua para toda un área, ordenar a todos los productores según los insumos que utilizan o su esfuerzo en el control, y luego penalizar a uno o más productores que estén en las posiciones más bajas del ordenamiento, si las concentraciones de contaminantes en el ambiente del área sobrepasan los estándares establecidos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Alternativamente, la entidad reguladora puede premiar a los productores que se encuentren en las posiciones más altas del ordenamiento si las concentraciones de contaminantes en el ambiente son menores que las establecidas por el estándar. Los premios y multas dependen del ordenamiento relativo de los productores y nada en absoluto del nivel de emisiones reducido.

Además, este tipo de incentivo no necesita información acerca de la distribución de los efectos climáticos. Una entidad reguladora que no pueda observar un shock climático, no debería empeorar más que un regulador que si observa el shock. Una entidad reguladora que puede administrar un sistema de impuestos a emisiones o impuestos al ambiente puede reducir sus costos mediante el uso de un sistema de competencia que requiere menos información. La desventaja de la competencia no puntual es que, si la información utilizada para la construcción del ordenamiento ordinal se encuentra sesgada por el resultado de un sistema de transporte – destino heterogéneo, el sistema de competencia debería enviar señales equivocadas para los productores y los productores caerían en un error que debería ser penalizado o premiado.

Suponga que la entidad reguladora quiere armar un ordenamiento ambiental con base en la competencia entre dos productores ($i = 1, 2$). El nivel de control de contaminación actual de un productor, q_i, no puede ser perfectamente observado por el regulador. En vez de esto la entidad reguladora puede observar una variable proxy, z_i, para el control de contaminación que es construido a partir de uno o más acciones observables tales como elección de tecnología. Suponemos que la relación entre el control actual, q_i, y la medida proxy, z_i, toma la siguiente forma:

$$q_i = f(z_i) + \varepsilon_i \quad (5.12)$$

Donde, $f(z_i)$ representa la transformación del esfuerzo de control de contaminación, con $f'(z_i) \equiv \partial f/\partial z_i > 0$, y ε_i es el factor aleatorio que debería incluir los eventos climáticos o las características desconocidas del productor.

La entidad reguladora paso a paso establece la competencia primero a través de un esquema de premios fijo tal que la ganancia del premio es igual a P, mientras que el premio del perdedor es p, $P > p$. La entidad reguladora ordena a los dos productores sobre la base de la medición de la variable proxy sobre el control de contaminación, y determina el ganador y el perdedor. Para mantener un presupuesto balanceado, el regulador impone un premio total igual al valor económico del nivel de control de contaminación socialmente óptimo, $P + p = Vq^{**}$, donde V es el beneficio marginal por unidad de control y $q^{**} = q_1^{**} + q_2^{**}$ es el nivel de control socialmente optimo.

Operando dentro del sistema de competencia con un premio fijo, el productor i neutral al riesgo selecciona el nivel de esfuerzo, z_i, que maximiza sus beneficios esperados, dado los costos del esfuerzo, $c_i(q_i)$:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$E\pi_i = \pi_i^0 + \sigma_i(q_1, q_2)[P - c_i(z_i)] + (1 - \sigma_i(q_1, q_2))[p - c_i(z_i)] i = 1, 2 \quad (5.13)$$

Donde, π_i^0 representa los beneficios sin gastos en control de contaminación, y $\sigma_i(q_1, q_2)$ es la probabilidad de que el productor *i* gane el premio mayor, *P*,

$$\sigma_i(q_1, q_2) = Probabilidad(q_i > q_j)$$

Suponga que la probabilidad de que el productor *i* gane incrementos en *P* a como se incrementan sus costos de control o como disminuyen los costos de control del productor *j*, $\partial\sigma_i/\partial q_i > 0$ y $\partial\sigma_i/\partial q_j < 0$.

Sustituyendo la ecuación (5.12) en la (5.13), el problema del productor i de seleccionar in nivel de control de contaminación para maximizar los beneficios esperados resulta en:

$$(P - p)(\partial\sigma_i/\partial q_i)(f'(z_i)) = c_i'(z_i) \qquad i = 1,2 \qquad (5.14)$$

Los beneficios marginales de incrementar el control de la contaminación son representados por el lado izquierdo de la ecuación (5.14): $(P - p)$ es la diferencia entre el premio grande y el pequeño, $(\partial\sigma_i/\partial q_i)$ es el incremento en la probabilidad de ganar el premio grande y $f'(z_i)$ es el incremento marginal en el control actual dado que el esfuerzo se incrementa.

Los costos marginales son representados por el lado derecho de la ecuación (5.14), $c_i'(z_i) = \partial c_i/\partial z_i > 0$. Ahora si el regulador establece la brecha del premio por un valor igual al del beneficio social por unidad reducida dividido por la probabilidad marginal de ganar el premio grande:

$$(P - p) = V/(\partial\sigma_i/\partial q_i) \quad (5.15)$$

Los productores deberían tener un incentivo para seleccionar el niel optimo social de control de contaminación, z_i^{**}. Para ver esto, sustituya la ecuación (5.15) en la ecuación (5.14), con lo cual resulta:

$$V f'(z_i^{**}) = c_i'(z_i^{**}) \quad i = 1,2$$

El productor iguala su costo marginal privado de control de contaminación con el beneficio marginal social $(V f'(z_i^{**}))$ del control. El esquema de premios a los productores bajo competencia por incrementar sus esfuerzos de control al nivel socialmente optimo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.3.2. Depósitos Reembolsables.

Bajo el sistema de depósitos reembolsables los compradores de productos potencialmente contaminadores pagan una sobretasa. Luego, esta sobretasa es reembolsada cuando ellos regresan el producto o cuando se mejora un lugar para el reciclaje o disposición de los desechos del producto. Por medio de este mecanismo se puede premiar a los productores que manifiestan un comportamiento compatible con el medio ambiente. Este sistema ha sido empleado en un gran número de países en el mundo para disponer los contenedores de bebidas. India, Siria, Líbano, Egipto Chipre, Australia, Canadá, Francia, Alemania, Suecia y los Estados Unidos, entre otros, han utilizados depósitos reembolsables para regular algunas clases particulares de contenedores de bebidas. Este sistema también puede ayudar a prevenir substancias tóxicas en el ambiente a partir de la disposición de baterías, la incineración de plásticos o residuos de los contenedores de pesticidas. Dinamarca, Finlandia, Noruega y Suiza tienen estudios acerca de cómo implementar tales sistemas para otros artículos tales como baterías con un alto contenido de mercurio y cadmio. Uno de los hechos que confirman el buen funcionamiento de los sistemas de depósitos reembolsables es la urgencia de los mercados por asegurar la disposición de desechos. A través de este sistema se paga a las personas por regresar los desechos a la economía. Si algunas personas batan las latas y demás desechos, otras personas tienen incentivos a encontrarlos y regresarlos. Desde un punto de vista económico, el sistema de depósitos reembolsables es eficiente. Este provee beneficios económicos para los que se comportan de manera amigable con el medio ambiente e impone costos a los que se portan mal. Estos sistemas también son eficientes desde el punto de vista administrativo debido, a que mientras el depósito sea pagado, no es necesario que las autoridades ambientales se involucren (Hanley, Shogren y White , 1997 recomiendan ver Bohm, 1981, para conocer todo el estudio).

5.3.3. Bonos de Ejecución.

Un bono de ejecución es un mecanismo directo diseñado para inducir en el productor un incentivo deseable desde el punto de vista social (ver Bohm y Russell, 1985). Bajo este sistema el productor compra un bono antes de iniciar su actividad, decomisando el bono, decomisando el bono si su actividad causa un daño ambiental o si el contaminador sobrepasa el estándar ambiental establecido. El bono incrementa el costo de evasión, reduciendo el incentivo al fraude. Este mecanismo es menos común que las multas por no-cumplimiento y es aplicado principalmente en situaciones directas de daño ambiental, por ejemplo, el daño producido por la actividad minera. La eficiencia administrativa de las multas por no-cumplimiento es menor debido a que hay un alto porcentaje de casos deben ser atendidos en la corte.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Los bonos pueden reducir el incentivo a la evasión. Con monitoreo perfecto, el valor del bono debería ser igual o exceder al valor del daño. Con monitoreo imperfecto, el valor del bono debería reflejar el tanto el valor del daño como la probabilidad de detección del daño. Cualquier combinación entre la detección de la probabilidad y la magnitud del bono debería llevarnos al resultado deseado. Por consiguiente, debido a que la entidad reguladora gasta recursos reales en el monitoreo del comportamiento, pero no en la recolección del bono, la estrategia más eficiente de la entidad reguladora es encontrar una probabilidad de detección del daño tan baja como sea posible siempre que el valor del bono sea establecido tan alto como sea posible. Esta es la clásica solución económica para la evasión. La entidad reguladora al hacer que los productores compren bonos esta asegurando que los costos actuales de estas empresas se incrementen significativamente, si ellos están pensando evadir los controles ambientales. Ahora el productor debe tomar en cuenta que si la entidad reguladora identifica su falta por violación a los controles de la regulación, el productor inmediatamente perderá su bono e incrementará sus costos de producción. El productor internaliza su impacto sobre el bienestar social y debería tratar de proveer más esfuerzo en reducción de la que desea la entidad reguladora. Se presenta un aumento en el incentivo a proveer un nivel de control de contaminación o de actividades de precaución socialmente optimo, dados los posibles costos de evadir.

Perrings (1989), identifica varios tipos de beneficios derivados de los bonos ambientales. El valor de registro debería requerir un registro explícito de los daños potenciales que los contaminadores podrían causar sobre los recursos naturales y ambientales. Mediante el requerimiento de que los productores tienen un bono, el costo del daño ambiental debería ser registrado, y por consiguiente abrirlo al debate público y al escrutinio. El valor de registro puede actuar como una referencia con la cual poder guiar los costos ambientales de futuras actividades innovativas. Al forzar al productor a poseer su bono se cambia el nivel de beneficios del productor desde el punto de vista de la sociedad. En vez de llevar al productor ante la corte para probar que no fue el responsable de los daños, ahora el productor debe probar que no ha ocurrido ningún impacto sobre el ambiente para evitar la confiscación del bono por parte de la entidad reguladora.

El valor del bono esta determinado por el impacto ambiental potencial de las acciones del productor. Si un productor muestra que los costos del daño ambiental es menor que los costos del bono, el valor de este último puede ser reducido. Por consiguiente, la empresa tiene un incentivo para invertir recursos en actividades de monitoreo y registro del daño para descubrir el verdadero valor del daño ambiental o incrementar el uso de insumos más benignos para el medio ambiente. Perrings (1989), también a sugerido que debido a que el valor del bono es fijo, se puede generar un ingreso adicional del pago de intereses de este dinero lo cual puede servir como recursos adicionales para investigar los efectos del daño ambiental derivados de la producción.

Sin embargo, los bonos son raramente utilizados en política ambiental. Shogren et. al. (1993), identifica tres limitaciones claves de los bonos ambientales:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- Riesgos Morales.
- Restricciones de Liquides.
- Restricciones Legales sobre los Contratos.

Los riesgos morales existen cuando las acciones de la entidad reguladora son no observables por los productores. Si la entidad reguladora esta interesada en maximizar sus beneficios privados en vez de los beneficios sociales, existe la posibilidad de que el Gobierno declare al productor como un evasor y por consiguiente confisque el bono. Cuando la entidad reguladora es la única vendedora de bonos, el productor no tiene elección, sin embargo, el productor puede no comprar el bono o no hacer negocios en ese país. Dado que las acciones legales son extremadamente costosas, el productor puede explorar nuevas oportunidades. Un productor que quiere hacer negocios en un país extranjero debe enfrentar el riesgo de que el Gobierno sea injusto y decida confiscar su bono. Apelar ante una tercera parte puede ser ineficiente ya que se carece de una corte institucional donde se lleve el caso. Si al menos existiera una tercera parte imparcial, el productor no tendría incentivos para poseer un bono debido al riesgo potencial que genera el Gobierno.

Las restricciones de liquides existen cuando un productor es forzado a poseer un bono ex antes, pero este no cuenta con los recursos para adquirirlo. Cuando se necesita un bono con un gran valor, el productor puede tener insuficiencia en liquides de activos para hacer su depósito ex antes. Si el productor no posee el bono, el proyecto puede ser abandonado, siempre que desde el punto de vista del bienestar social la propuesta pueda ser benéfica. Una posible solución podría ser los seguros de mercado para dispersar el riesgo de la empresa de no tener los recursos para poseer el bono. Sin embargo, el tamaño del bono necesario para cumplir con meta ambiental, sugiere que los seguros de mercado deberían aumentar el riesgo de tener una demanda multimillonaria. El costo social de regresar de una política de regresar un bono ambiental debería ser significativo, incrementa la posibilidad de fraude sobre el préstamo.

La imperfección de hacer cumplir un contrato puede afectar la ejecución del bono por una variedad de razones, incluyendo las excusas de actuación, formación de defensas (por ejemplo, coacción, negociación del poder), ilegalidades e inhabilidad del regulador para hacer el trabajo. Suponga que un productor tiene un bono de ejecución confiscado debido a que se ha percibido que el no cumplió con los controles de la contaminación. El productor puede argumentar que se presentó algún problema en los procedimientos de definición del contrato lo cual originó un malentendido unilateral o mutuo, una mal interpretación o un desacuerdo (por ejemplo, amenazas, negociaciones deficientes e información asimétrica).

¿Cuándo un productor podría tener un bono ambiental?. Shogren et. al. (1993) identifica siete condiciones bajo las cuales los bonos pueden trabajar para solucionar los problemas ambientales:

- Buen conocimiento acerca de los costos del daño ambiental.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- Acciones observables del productor (ausencia de riesgos morales).
- Pocos agentes a administrar.
- Horizontes de tiempo fijo para las remesas.
- Resultados bien definidos.
- Probabilidad de ocurrencia.
- Efectos no irreversibles.
- Valores del bono relativamente pequeños.

Para muchas formas de contaminación, tales como las fuentes no puntuales, no se satisfacen estas condiciones: en el largo plazo los costos todavía no son conocidos con certeza, las acciones del productor son no observables, la entidad debe monitorear numerosos agentes y otros impactos sobre las funciones del ecosistema son ambiguas, el estado de la naturaleza todavía esta siendo identificado, y las restricciones de liquides pueden apurar el anuncio del valor del bono.

5.4. Racionamiento Vía Cantidades.

Crocker (1966) y Dales (1968) introdujeron la idea de racionamiento vía cantidades a través de los permisos mercadeables. Los permisos negociables especifican un nivel predeterminado de emisiones o concentraciones de emisiones en una región específica. Los permisos son iguales al nivel total permisible de emisiones los cuales son distribuidos entre todos los productores de la región. Los permisos pueden ser comerciados entre las plantas de un solo productor o entre productores. Los productores que mantienen sus niveles de emisiones por debajo de su nivel asignado a través de los permisos pueden vender o arrendar sus excedentes de permisos a otros productores o usarlos para compensar emisiones en otras partes para su propio beneficio. Para asegurar que tales permisos sirven para sus propósitos como incentivos para el cambio en el control de la contaminación deseable a nivel social, los niveles de emisiones totales son limitados hasta que los permisos sean valorados por los productores. Esta escasez crea un valor que genera un incentivo a comerciar permisos. Según Hanley, Shogren y White (1997), en los Estados Unidos se hace un uso limitado de los permisos mercadeables para controlar contaminación. Probablemente la mayor importancia de un sistema de permisos mercadeables son todos los desarrollos e implementaciones en el ámbito estatal para cumplir con los estándares federales de calidad del aire establecidos por el Congreso de los Estados Unidos en el Acta de Aire Limpio.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La principal característica del racionamiento vía cantidad con los permisos mercadeables es el cambio para los productores debido a como la entidad reguladora ahora considera el diseño y ubicación de las estrategias de control de la contaminación. Según Hahn (1989), la evidencia recolecta para Estados Unidos sugiere que los permisos no tienen un alcance significativo en la reducción de contaminación más que los estándares regulatorios, pero el costo unitario de reducción puede ser reducido de manera considerable. La evidencia es ambigua en cuanto a que si los permisos mercadeables han inducido más innovación tecnológica en el control de la contaminación que las restricciones tecnológicas impuestas por las reglas de comando y control.

Los permisos mercadeables han probado no ser lo mejor desde el punto de vista administrativo. Su aplicación ha sido impedida por debates acerca del nivel base de emisiones, la necesidad de que el Gobierno apruebe todas las etapas de la política y el proceso en el cual los productores deben comprometerse con los propósitos de intercambio para llevar adelante un sistema de permisos negociables. Además, el proceso de intercambio de permisos tiene dimensiones técnicas, financieras y legales las cuales pueden ser dirigidas antes de que ocurra el intercambio de permisos.

La entidad reguladora debe tener suficiente conocimiento del diseño del mercado. Esto incluye el conocimiento de cómo establecer el período de tiempo de vigencia de los permisos, si va ser semanal o mensual, conocer la clase de información necesaria para asignar los permisos de manera eficiente y justa, conocer como obtener datos del monitoreo y comprobación y conocer el tipo de trabajo de inspección más adecuado. El productor también necesita conocer algo sobre estos tópicos si ellos piensan hacer buenas decisiones con respecto a la compra y venta de permisos. Los permisos mercadeables también necesitan una estructura legal para definir los derechos de propiedad sobre el intercambio de permisos y para asegurar que estos derechos estén bien definidos y se hagan cumplir. La naturaleza de los permisos y los términos de intercambio tienen que ser especificados cuidadosamente.

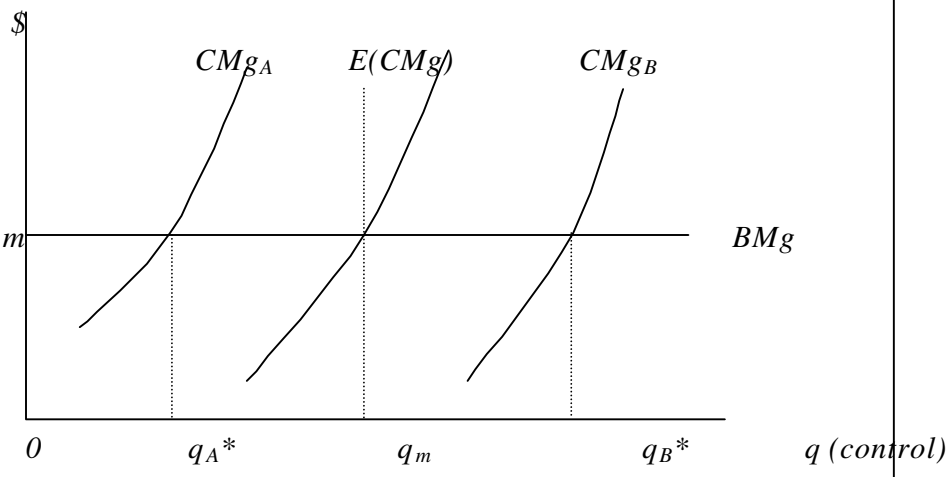
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Hahn y Noll (1990), identifican varios criterios que debería satisfacer un sistema de permisos mercadeables para funcionar de manera eficiente. Primero, el número de permisos debería estar limitado y bien definido hasta que se les pueda dar un valor estimado de manera precisa. Segundo, los permisos se deberían intercambiar libremente con restricciones limitadas sobre el alcance de este intercambio, con esto se garantiza que aquellos productores que valoran los permisos se encuentren disponibles para comprar o mantener permisos. Tercero, los permisos deben poder ser almacenados para mantener su utilidad en vez de comprarlos y venderlos. Cuarto, el comercio de permisos no debería ser costoso en términos de costos transaccionales, para poder seguir manteniendo la entrada al mercado y seguir alcanzando el objetivo de eficiencia. Quinto, las multas por violación de un permiso deben ser mayores que el precio del permiso para dar un incentivo a los productores para jugar dentro de las reglas del mercado. Sexto, los permisos deberían ser expropiados solamente bajo circunstancias extremas debido a la necesidad de mantener cualquier nivel de bienestar ganado con el intercambio de permisos. Finalmente, se les debe permitir a los productores mantener cualquier nivel de ganancias resultante del comercio de permisos.

Si el regulador conoce los costos y beneficios marginales del control de la contaminación bajo certidumbre total, el nivel de permisos mercadeables puede ser impuesto a un nivel tal que conduzca a una reducción de emisiones socialmente optima. El número de permisos a imponer debería ser al nivel de control donde los beneficios marginales son iguales a los costos marginales, como en la gráfica 5.1. Dado que los permisos pueden ser intercambiados libremente, la oferta y demanda debería lograr que el precio del permiso sea igual al costo marginal y al beneficio marginal derivado del control, $m = BMg = CMg$. Note que bajo completa certidumbre el precio del permiso en el mercado debería igualar el valor del impuesto a para el nivel de emisión optimo, $m = t = BMg = CMg$.

Ahora suponga que los costos de control son inciertos. Las gráficas 5.10.1, 5.10.2 y 5.10.3 muestra la efectividad de un sistema de permisos mercadeables dados los tres casos de beneficios marginales considerados en el capítulo 4. La gráfica 5.10.1, presenta el caso en que la pendiente de la curva de beneficios marginales es una línea recta, bajo este esquema los impuestos a emisiones trabajan pobremente. La entidad reguladora logra que el número de permisos mercadeables, al nivel de impuestos a emisiones, q_m, al nivel donde los beneficios marginales, BMg, es igual al costo marginal esperado, $E(CMg)$. Ahora, si los costos marginales verdaderos son menores que los esperados, $CMg_B < E(CMg)$, el esquema de permisos negociables conduce a un nivel de reducción de emisiones demasiado pequeño, $q_m < q_B*$. El esquema de permiso no puede ajustarse a los menores costos si el número de permisos es fijo, por consiguiente nos lleva a una ineficiencia que termina en un menor nivel de reducción.

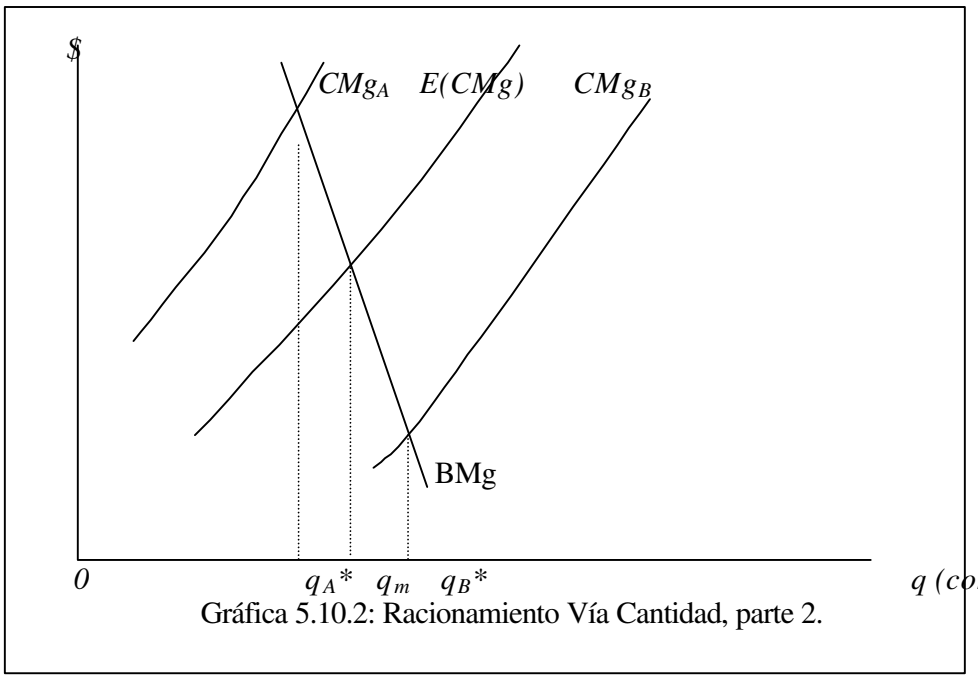
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.10.1: Racionamiento Vía Cantidad, parte 1.

Ahora si los costos verdaderos son mayores que los esperados, $CMg_A > E(CMg)$, demasiado control de contaminación esta siendo utilizado, $q_m > q_A$*. De nuevo la cantidad de permisos no se ajusta a los costos de control. Para el caso de una curva de beneficios marginales pendiente constante, un sistema de impuestos al ambiente es preferible a un sistema de permisos mercadeables. En la gráfica 5.10.2 se presenta una curva de beneficios marginales con una pendiente negativa muy pronunciada. Aquí el sistema de permisos negociables tiene un buen desempeño. Si los costos de control verdaderos exceden o resultan menores a los costos marginales esperados, el nivel de control de contaminación socialmente optimo es cercanamente alcanzado, $q_m \cong q_B$* $\cong q_A$*. Bajo esta situación el sistema de permisos negociables es preferido al sistema de impuestos al ambiente.

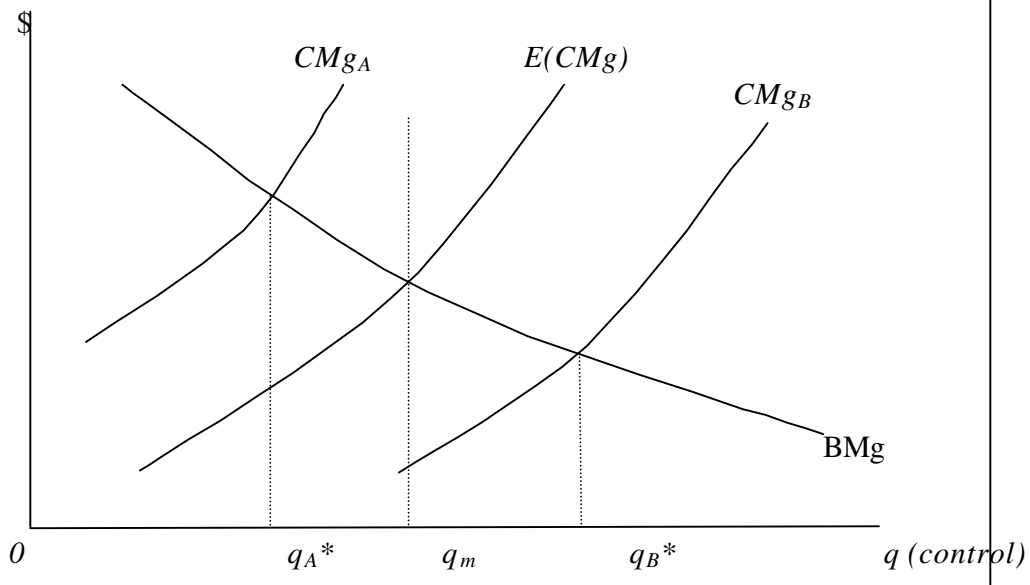
Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.10.2: Racionamiento Vía Cantidad, parte 2.

La gráfica 5.10.3 presenta el caso intermedio donde los permisos conducen a ineficiencias, pero la magnitud de la ineficiencia es reducida con relación al caso en de la curva de beneficios marginales con pendiente constante. Si los cotos de reducción verdaderos resultan mayores que los esperados el sistema de permisos conduce a un nivel excesivo de reducción, $q_m > q_A$*. Pero, si los verdaderos costos marginales de reducción resultan menores que los esperados, existe un nivel demasiado pequeño de reducción, $q_m < q_B$*. En este caso, esto no es claro si un esquema de permisos es preferido a uno de impuestos al ambiente. El esquema preferido debería depender en últimas de las pendientes de las curvas de costos y beneficios marginales de reducción y la divergencia entre los costos y beneficios actuales y los esperados. Uno puede construir escenarios alternativos si los esquemas de impuestos o los de permisos son preferidos, dependiendo de las pendientes relativas de las curvas de costos y beneficios marginales de reducción.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

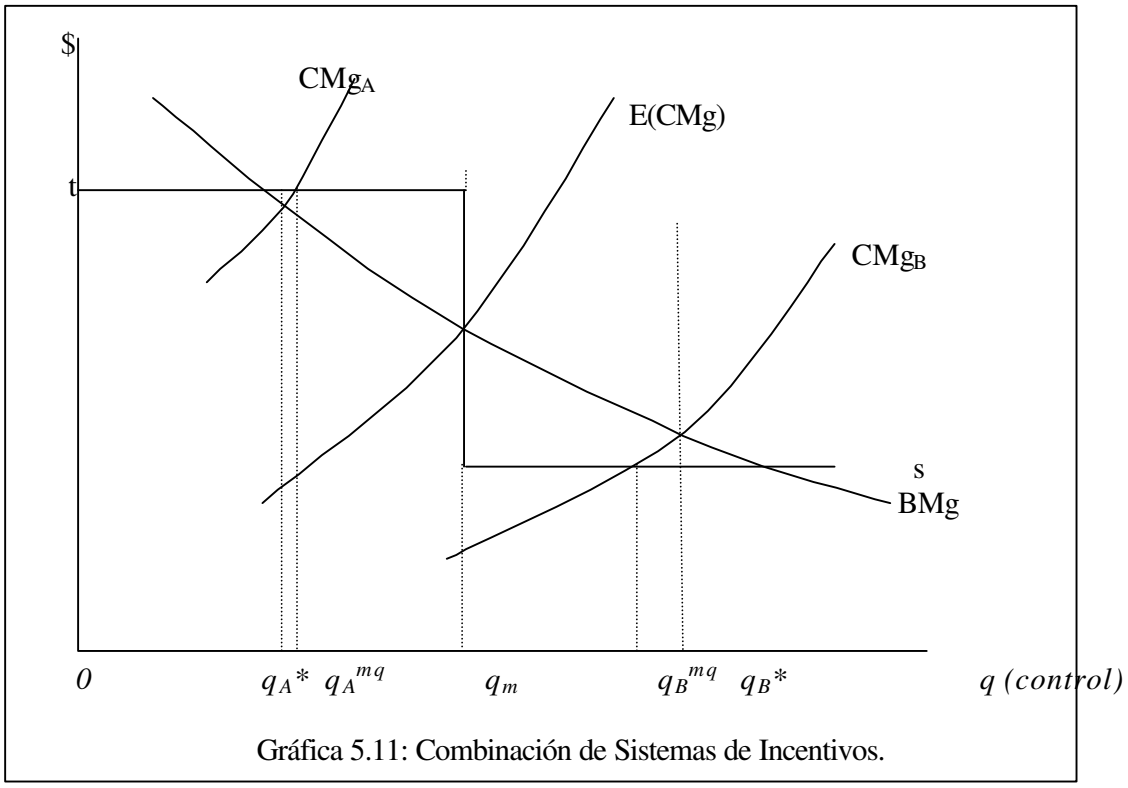


Gráfica 5.10.3: Racionamiento Vía Cantidad, parte 3.

Sin embargo, Roberts y Spencer (1976), notan que un sistema combinado impuestos – permisos pueden ser más efectivos que un sistema de impuesto o un sistema de permisos por separado. La idea con este sistema es combinar las fortalezas relativas de ambos esquemas. La fortaleza del sistema de permisos es que protege contra la posibilidad de generar niveles extremadamente altos de daños ambientales mediante la provisión de un incentivo para reducir más contaminación cuando los costos de control son mayores que los esperados. La fortaleza de un sistema de impuestos es que provee un incentivo a controlar más contaminación que el permiso cuando los costos de control son menores a los esperados. Al combinar estos dos esquemas, se obtiene un productor más flexible a responder ante cambios en las condiciones de mercado.

La gráfica 5.11 muestra el caso de combina un esquema de impuestos con uno de permisos. La entidad reguladora utiliza el esquema combinado para aproximarse a la función de beneficio marginal mediante la imposición de una impuesto, t, subsidio, s, y un nivel de permisos, q_m. Suponga que los verdaderos costos marginales de control son mayores que los esperados, $CMg_A > E(CMg)$. El esquema combinado debería resultar en un nivel de control de contaminación mayor que el nivel de control óptimo, $q_A^{mq} > q_A$*, pero no tan alto como si estuviera operando el sistema de permisos por separado, $q_m > q_A^{mq} > q_A$*.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 5.11: Combinación de Sistemas de Incentivos.

Los impuestos trabajan para disminuir la ineficiencia asociada con grandes desviaciones entre los costos marginales actuales y los esperados. Si el costo cae en un rango $t > m > s$, el óptimo privado iguala al óptimo social. Idealmente, el sistema combinado debería tener numerosos niveles al pasar por esta función hasta que se aproxime lo más cercanamente posible a la curva de beneficio marginal. Mediante él quiebre hacia debajo de los pasos, el esquema inicia con un enfoque teóricamente factible, pero difícil para construir un esquema de impuestos variable que ayude a la entidad reguladora a alcanzar el óptimo social con un sistema descentralizado.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.5. Criterios de Evaluación.

Los juicios acerca del grado de utilidad y facilidad de los incentivos económicos que hemos discutido pueden estar basados en la extensión de los siguientes criterios:

- Efectividad.
- Eficiencia.
- Equidad.
- Flexibilidad.

Sin tener en cuenta el componente teórico, un esquema de incentivos debería fallar si este no es efectivo en la reducción de los daños de la contaminación, no es aceptable debido a que no es eficiente en el cumplimiento de las metas, viola las normas sociales de equidad y carece de flexibilidad para cambiar junto con la dinámica económica, tecnológica y las condiciones ambientales.

5.5.1. Efectividad.

La efectividad de un incentivo depende del éxito en el alcance de los objetivos en le control de la contaminación planteados por la entidad reguladora. Según Hanley, Shogren y White (1997), si el objetivo de la entidad reguladora es asegurar un nivel de emisiones dado, el racionamiento vía cantidad a través del esquema de permisos mercadeables aparece como el preferido. Según estos autores, un sistema de permisos establece una cantidad fija de emisiones en una región específica y ofrece un mayor campo de predicción y control por encima de las emisiones reducidas. Por consiguiente, si el riesgo asociado con pequeños incrementos en las emisiones es diagnosticado como alto, la estrategia prudente debería ser el uso de un sistema de permisos mercadeables para estrechar la diferencia potencial entre las emisiones actuales y la prescrita por el estándar de emisiones.

Sin embargo, si el objetivo de la entidad reguladora es mantener más certidumbre acerca de los costos de control de la contaminación, el racionamiento vía cantidad no es una herramienta tan efectiva como lo es el racionamiento vía precios a través de un esquema de impuestos. Los impuestos logran un costo específico para las emisiones, sin embargo, el nivel de control de contaminación es incierto (lo opuesto del sistema de permisos mercadeables). Si la entidad reguladora cree que existe una grado de incertidumbre significativo con respecto a los costos de control y el riesgo de cambiar lentamente a medida que se incrementan las emisiones, la estrategia a seguir puede ser el uso de un sistema de impuestos que ofrece más predicción en los costos de control y acepta la variabilidad en el nivel de control de contaminación. Esto es especialmente verdad si la impuesto no es colocado lo suficientemente alta para motivar a los productores a incrementar su control de contaminación. Los productores pueden simplemente pagar la impuesto y no reducir emisiones.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El debate de la efectividad es usualmente basado en la teoría, no en la experiencia, debido a que los sistemas de incentivos no se han utilizado bastante como para hacer una descripción detallada de sus fortalezas y debilidades. No es claro que la ventaja de la efectividad de los impuestos a emisiones debería ser cierta al relacionarla con aplicaciones prácticas de este instrumento. El uso de incentivos en economías de mercado ha producido poca evidencia que señale un estímulo a un comportamiento innovativo en las tecnologías de control de la contaminación. Dado que la mayoría de las impuestos no son lo suficientemente altas para motivar a los productores a cambiar su comportamiento, la entidad reguladora debería considerar incrementos en los impuestos a emisiones y reducción en los estándares de emisión para incrementar el control de la contaminación.

5.5.2. Eficiencia.

La eficiencia implica que los objetivos de la entidad reguladora son alcanzados al menor costo posible. En principio, el racionamiento vía cantidad con permisos mercadeables y racionamiento vía precios con los impuestos a las emisiones son igualmente eficientes. Sin embargo, en la práctica, la eficiencia de los dos sistemas puede diferir significativamente, dependiendo de las características y fuentes de contaminación. El resultado crítico es el costo de monitoreo y de cumplimiento. Una impuesto a emisiones requiere datos continuos sobre las cantidades de emisiones de las fuentes controladas.

La entidad reguladora también debe tener capacidad administrativa para usar los datos para lograr colocar una impuesto apropiada y poder recolectarla. Si la entidad reguladora quiere utilizar un sistema de permisos mercadeables, necesita reglas de intercambio y organización en el mercado de permisos, debe monitorear los intercambios entre productores y debe determinar los permisos que están vendiendo los productores para reducir sus emisiones de manera apropiada. Con un gran número de productores, el monitoreo continuo y el requisito de cumplimiento pueden ser costosos. Pero si no existen bastantes productores, no puede haber bastante competencia por los permisos, y el mercado debería ser ineficiente.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Otra vez, la carencia de experiencias de largo plazo con estos tipos de incentivos permite hacer juicios especulativos acerca de la eficiencia relativa de estos. Hanley, Shogren y White (1997), mencionan que la experiencia de Estados Unidos apunta a que existen más ahorros en costos con permisos mercadeables que con impuestos a emisiones. Sin embargo, en las economías en transición y en desarrollo, con las restricciones tecnológicas y una limitada capacidad administrativa, con recursos para financiamiento escasos, y las limitaciones en cuanto a recursos administrativos e institucionales para el monitoreo y el cumplimiento de los controles de emisiones dan más ventaja a los impuestos a emisiones, por encima de los permisos mercadeables. El establecimiento de sistemas de incentivos vía racionamiento de precios probablemente no debería requerir del establecimiento de nuevos sistemas administrativos debido a que la mayoría de países tienen sus instituciones para aplicar impuestos a una serie de actividades de la economía. En cambio, la mayoría de los países necesitarían crear nuevos aparatos institucionales para implementar y manejar los sistemas de permisos mercadeables.

5.5.3. Equidad

Los incentivos económicos pueden influenciar la distribución de costos y beneficios entre los miembros de la sociedad. Estos efectos en la distribución de igualdad y desigualdad, para el presente y para las futuras generaciones. La entidad reguladora debe identificar a los ganadores que capturan los beneficios de limpiar el ambiente y los perdedores que tienen que cargar los costos financieros de dichas mejoras. Por ejemplo, la entidad reguladora puede asignar implícitamente los derechos a contaminar para usar ya sea una impuesto o un subsidio. El principio del que contamina paga utiliza en el oeste de Europa fuerza a los productores a pagar los costos del control, los impuestos a emisiones o la compensación a cualquier víctima que sea dañada por las emisiones. El productor no tiene el derecho a contaminar, y debe pagar por sus emisiones o daños. De manera alternativa, la entidad reguladora podría asignar a los productores los derechos a contaminar, y dar un subsidio a la sociedad para que aumenten sus niveles de control de contaminación. De esta forma, la entidad reguladora intenta mantener al productor en operación, protegiendo los trabajos y promoviendo el crecimiento económico. La equidad y la eficiencia muy a menudo entran en conflicto, por ejemplo, proteger los trabajos de la ineficiencia de los productores no necesariamente aumenta el tamaño del pastel económico.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El impuesto generado por un sistema de incentivos a los productores es una disminución en los beneficios y en el margen de competencia de la industria, tanto en el ámbito doméstico como internacional. Si un impuesto aumenta los costos hasta que un productor deja de ser competitivo en los mercados nacionales y mundiales, sus beneficios caen e incluso algunos productores dejarán la industria o se moverán a otros países. En el caso de impuestos a emisiones, algunas empresas contaminan menos que otras debido a las diferencias en las condiciones locales o debido a diferencias en la disponibilidad relativa de insumos monos contaminadores versus insumos mayormente contaminadores. Si a todos se les imputa un impuesto de acuerdo con sus emisiones, los productores de las áreas en donde se paga menos impuesto deberían tener una ventaja sobre las empresas de las otras áreas. La ubicación debería también afectar la cantidad de daño ambiental causado por un nivel dado de emisiones, así que un impuesto uniforme para las emisiones, en algunos casos, debería ser percibido como inequitativo.

La equidad también incluye la impuesto relativa impuesta a los consumidores, a los negocios y a los trabajadores. El entendimiento de la equidad requiere del conocimiento de cómo los costos de un esquema de incentivos pueden ser cambiados de los productores a los consumidores a través de incrementos en los precios, o retrocesos para los trabajadores a través de disminuciones en los niveles de salarios o menores precios pagados por los materiales. La facilidad con la cual puede cambiar sus costos depende de las condiciones competitivas en insumos, trabajo y productos de mercado. Un gran número de consumidores con oportunidades de sustitución limitadas y solamente unos pocos productores sugiriendo que los costos deberían ser pasados a los consumidores en la forma de mayores precios, generan una situación de inequidad que afecta directamente a los consumidores. Sin embargo, si hay pocos consumidores con una gama amplia de oportunidades de sustitución comprando a un gran número de productores crea una situación en donde cada productor debe aceptar su propia reducción en beneficios o tratar de pasar los costos a los trabajadores o a los oferentes de insumos. El nuevo costo generado por el impuesto debería seguir la senda de menos resistencia económica, según se dé cualquiera de las dos anteriores situaciones.

5.5.4. Flexibilidad para Alcanzar los Objetivos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Un incentivo económico debería adaptarse a los cambios en los mercados, en la tecnología, en el conocimiento y en las condiciones sociales, políticas y ambientales. Dada la dificultad de alcanzar un objetivo social, el incentivo debería ser lo suficientemente flexible para acomodar varios tipos de uso. Por ejemplo, la flexibilidad de un impuesto a emisiones depende de la habilidad de la entidad reguladora para responder a los cambios en la emisiones. Si para alterar un impuesto se necesitan varios niveles de autoridad, el cambio puede ser demasiado lento e ineficiente. La flexibilidad también requiere que el impuesto este indexado por la inflación. En países en donde los precios se inflan desde un 50 hasta un 1000 % cada año un impuesto fijo a emisiones debería perder toda su efectividad en la reducción de la contaminación o generación de recursos. Un impuesto indexado por la inflación debería ser más flexible que uno en el que se necesite de una agencia administradora que sirva como autoridad para ajustar cada año el impuesto (ver Zylicz, 1994, para una discusión sobre la indexación del sistema de impuesto en Polonia).

Un sistema de permisos mercadeables asigna un valor del permiso para transacciones entre los productores que participan en el mercado. Estos precios se ajustan a los cambios económicos, tecnológicos y las condiciones de inflación en la medida en que estas condiciones cambiantes afecten las decisiones de participación de los productores y sus tasas de emisiones. Por ejemplo, si se desarrolla una nueva tecnología para reducir emisiones, el mercado de permisos debería reflejar este cambio a través de desplazamientos en la oferta y demanda de permisos. Esto debería afectar el precio de los permisos. Debido a estas características, los sistemas de permisos mercadeables pueden proveer más flexibilidad en el precio que los impuestos a emisiones, pero menos flexibilidad en el nivel de emisiones totales.

5.6. Condiciones Prácticas para el Uso de Incentivos Económicos.

Se requiere de ciertas condiciones antes de que un incentivo económico pueda ser utilizado de manera efectiva para promover la protección ambiental. King et. al. (1993) discute un conjunto de condiciones necesarias:

- Adecuada Información Base y Capacidad Administrativa.
- Estructura Legal Fuerte.
- Mercados Competitivos.
- Capacidad Administrativa.
- Factibilidad de las Políticas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.6.1. Información Base.

El uso efectivo de los incentivos económicos requiere información sobre los costos y beneficios de diferentes alternativas de incentivos y un reconocimiento de los ganadores y perdedores de estos, información sobre las oportunidades tecnológicas e institucionales y las restricciones en el control de la contaminación y las posibilidades de sustitución que la entidad reguladora debería dar a los productores para evaluar los intercambios potenciales entre control de contaminación y procesos de producción. Esta información necesita ser recolectada, almacenada y dispersada para proveer una base de conocimientos adecuados para la implementación de cualquier incentivo económico.

Los incentivos son probablemente menos efectivos cuando los objetivos esperados de política no son claros o cuando la estructura legal no esta plenamente establecida a través de la legislación ambiental. La legislación debe especificar claramente el orden jerárquico de las autoridades, el rango y la asignación de la jurisdicción y los fundamentos legales de las partes afectadas. La entidad reguladora también necesita especificar que indicadores de mejora en la calidad ambiental y el bienestar de las personas deben ser utilizados para el éxito de las evaluaciones, debe proporcionar las herramientas y las reglas para una buena medición.

La entidad reguladora que quiere alcanzar un nivel de contaminación socialmente óptimo debería estar restringida por su propia capacidad administrativa para implementar cualquier sistema de incentivos económicos. La entidad reguladora necesita un equipo de personas capaces de implementar, monitorear y hacer cumplir las políticas ambientales. De igual manera, también los productores necesitan de un equipo de personas capaces de determinar las consecuencias de sus operaciones bajo un esquema regulatorio. Como resultado de esto, la entidad reguladora debería combinar las ganancias en eficiencia de los incentivos económicos con estrictos estándares bajo comando y control para promover el control de la contaminación.

5.6.2. Estructura Legal.

El uso efectivo de un incentivo económico requiere de una estructura legal para definir derechos de propiedad de manera clara, de manera que la autoridad legislativa brinde al incentivo económico una serie de reglas acerca de las implicaciones legales y de jurisdicción claras para el uso efectivo del incentivo. Un esquema de derechos de propiedad efectivo requiere que los derechos de propiedad sean respetados y a su vez puedan ser transferidos, que se tenga un perfecto acceso y control de los recursos, lo cual implica una exclusividad para el dueño en cuanto al acopio de los beneficios generados por el recurso y una obligación para asumir los costos administrativos y de mantenimiento de este.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Bajo esta definición, todos los derechos de propiedad mal definidos o conflictivos no deberían producir un conjunto de condiciones de acceso necesarias para que los incentivos económicos trabajen de la mejor manera. En muchas economías en transición y en desarrollo, los derechos de propiedad pueden ser un aspecto poco favorable para el uso efectivo de los incentivos económicos. Específicamente, para el caso de incentivos basados en derechos de propiedad privada no puede haber efectividad de este, si se cuenta con la presencia de libre acceso, propiedad común, o propiedad centralizada. Bajo regímenes de propiedad centralizada la condición de exclusividad en la recepción de los beneficios y obligación de cargar con los costos es violada. La evidencia recolectada a partir de las economías en transición indica que las entidades reguladoras operan bajo regímenes de propiedad centralizada donde a menudo no se pagan los costos de manejos ineficientes de los recursos.

La tenencia de una entidad reguladora a menudo depende más de conexiones políticas más que de su propio mérito, por consiguiente, estas entidades siempre ejecutan incentivos económicos que generan un pobre impacto sobre el control de contaminación.

5.6.3. Mercados Competitivos.

Los incentivos económicos deberían ser más efectivos si la competencia jugara un papel significativo en la economía y en las decisiones de la entidad reguladora. Si no existe un mercado competitivo, sería difícil crear un mercado de permisos. Los incentivos económicos son más ventajosos, relativos a la regulación directa, en mercados donde existe un gran número de compradores y vendedores. Mercados para crédito, seguros y manejo del riesgo e incertidumbre juegan un importante papel en el uso de incentivos económicos. Por ejemplo, los productores con restricciones de capital pueden encontrar problemas para obtener bonos ambientales al menos que ellos tengan acceso a fuentes de crédito. Sin estos mercados, los incentivos económicos que requieren de fuertes sumas de efectivo deberían dar una ventaja competitiva a grandes productores por encima de los pequeños que no pueden alcanzar los niveles de subsidios requeridos para enfrentar los nuevos costos por control de contaminación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

5.6.4. Factibilidad de las Políticas.

Mientras que los economistas puedan proveer los incentivos económicos como una herramienta costo – efectiva para aumentar el control de la contaminación, es la entidad reguladora la que debe hacer frente a los ganadores y perdedores resultantes de la ejecución de cualquier incentivo. En estos ganadores y perdedores se incluyen otras entidades reguladoras, productores e indivi duos afectados por las emisiones y por las organizaciones que representan a las víctimas de la contaminación. El tire y afloje de todos estos actores obliga a la entidad reguladora a ser más flexible en las políticas de regulación ambiental. Por ejemplo, un esquema de multas aleatorias no es políticamente factible, dado que un productor puede ser penalizado aún cuando el cumple con el nivel de reducción de contaminación socialmente óptimo, pero el resto del grupo de productores no lo haga. Los bonos ambientales también tendrían problemas si no se cuenta con una estructura de mercados lo suficientemente consolidada para brindar estrategias alternativas, sobre todo, para los productores pequeños. Esto traería consecuencias fatales sobre los niveles de empleo en la economía y de bienestar en la sociedad.

5.7. Conclusiones

Este capítulo se estudió la teoría general sobre incentivos económicos y la manera en como estos pueden ser usados para reducir las ineficiencias asociadas con las fallas de mercado. Las restricciones de información ahora dominan la mayoría de las discusiones sobre diseños de incentivos económicos para la protección ambiental.

La efectividad de todos y cada uno de los incentivos propuestos depende del volumen de información adquirido, de los tipos de comportamientos y de los ajustes sobre los niveles óptimos de los incentivos para reducir la potencial renta de información que representa un incentivo para que el productor evada la regulación ambiental.

Lo que se espera, es que en un futuro cercano a través de la evidencia empírica se pueda aprender más sobre el diseño y ejecución de incentivos económicos para mejorar las políticas de regulación ambiental en el futuro.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

6

Valoración Económica Ambiental: El Método de Valoración Contingente.

6.1. Métodos de Valoración Económica Ambiental: Aspectos Generales.

Como bienes no mercadeables se consideran todos aquellos bienes caracterizados por la falta de un mercado convencional donde pueda determinarse libremente su precio a través de la interacción entre su curva de demanda y de oferta. Por lo general, en las discusiones sobre valoración de bienes no mercadeables sale a relucir la pregunta de ¿porque es interesante la valoración de los recursos naturales y ambientales?. Existen tres argumentos muy importantes para creer interesante y necesaria la valoración de estos tipos de bienes. La primera, es el problema de las fallas de mercado que causa fundamentalmente una asignación deficiente de estos bienes. La segunda, es la forma de proveer los bienes públicos a la sociedad de una manera eficiente. El último argumento resulta de la presencia de los daños causados por la contaminación, que traen consigo pérdidas significativas en el bienestar social ya sea por deterioro o por carencia de los recursos naturales y ambientales.

Actualmente muchos países invierten sumas considerables de dinero en el control de la contaminación y asignan cantidades considerables de recursos para la investigación y la solución de esta problemática considerando siempre las alternativas de más bajo costo. Todo este esfuerzo ha hecho que, en las ultimas décadas, los economistas hallan trabajado en el diseño y delimitación de una serie de enfoques metodológicos de valoración para estos bienes.

Ante la imposibilidad de valorar los bienes de naturaleza no mercadeable por medio de los métodos de valoración convencionales (tales como las estimaciones de curvas de demanda para los bienes utilizando información de mercado), surgen dos enfoques principales para dirigir el proceso de valoración de estos tipos de bienes. El primer enfoque de valoración utiliza una serie de métodos catalogados como “métodos indirectos” que se basan en la utilización de observaciones sobre el comportamiento de los individuos en mercados convencionales observables que se relacionan con los bienes no mercadeables.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Las metodologías indirectas se desarrollaron como sustitutos para mercados con fallas y parten del hecho de que existen unas preferencias reveladas por parte de los individuos. Por lo tanto, si los consumidores pagan un precio por un bien, por lo menos ese será el valor que representará para ellos en términos de utilidad. El segundo enfoque se plantea debido a la necesidad de hacer valoración para los cuales no contamos con ningún tipo de información sobre las cantidades transadas y precios de estos. La información para este enfoque se recolecta a partir de encuestas que plantean escenarios hipotéticos de valoración del bien.

Así, la valoración de un bien no mercadeable, como el caso de un bien ambiental, a partir de un método indirecto será muy fructífera en la medida que la valoración del bien convencional se haga bajo un escenario de información completa y real sobre cantidades demandadas y los respectivos precios. Dentro del enfoque indirecto tenemos el enfoque de la Función de Producción de Hogares que abarca el Método de Comportamiento Adverso, el Método del Costo de Viaje y el Modelo de Función de Producción de Salud. El Método de Comportamiento Adverso es un que parte del principio que los individuos pueden invertir en ciertas actividades con el objetivo de evadir los efectos negativos de la contaminación. Esta medida puede ser una buena aproximación de la verdadera medida del valor del daño a un recurso ambiental y/o ambiental. Por otra parte, el Método del Costo de Viaje es un método que trata de estimar el valor económico de recursos naturales y ambientales que pueden brindar servicios de recreación a las personas. El valor de un recurso natural que presta servicios de recreación son estimados a partir de los costos económicos (incluyendo el costo de oportunidad del tiempo) en que incurren las personas para acceder al sitio de recreación. El Método de la Función de Producción de salud es una de las aplicaciones del enfoque de producción de hogares y trata de estimar el valor económico de cambios en la calidad ambiental a través de los cambios generados en la salud de las personas. Otra aplicación del enfoque indirecto es el método de aproximación por medio de la función de daño, método basado en la premisa de que el bien ambiental y/o recurso natural forma parte de los insumos utilizados en el proceso de producción de las empresas y que por consiguiente cualquier cambio en la calidad o cantidad provista por el ambiente provocará un cambio en el nivel de producción o en el nivel de costos de las empresas que utilizan el medio ambiente como un insumo dentro de su proceso productivo.

Por último, dentro de este enfoque de valoración se encuentra el Modelo de Precios Hedónicos. Este método asume que el bien puede valorarse con base en sus características o atributos cualitativos. Es decir, el precio del bien esta determinado fundamentalmente por un conjunto de atributos inherentes al bien y que este conjunto de atributos es justamente el que determinada el precio del bien y no la cantidad que se pueda consumir. El segundo enfoque de valoración de bienes no mercadeables, es el Enfoque Directo de Valoración, también conocido en la literatura como método hipotético (o de construcción de preferencias). Este método plantea la construcción del mercado del bien a valorar mediante el planteamiento de preguntas directas a los individuos basadas en situaciones hipotéticas. Estas preguntas buscan averiguar y construir las preferencias de los individuos por el bien ambiental y/o recurso natural. Este enfoque surge como respuesta a la pregunta de cómo valorar bienes en situaciones en las que no existen

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

aspectos observables que permitan estimar la curva de demanda por el bien. Por ejemplo, el caso de la limpieza de un río que nunca se halla utilizado, ó el valor de una mejora en la calidad del aire que obviamente traerá un impacto positivo sobre el bienestar social.

Dentro de este enfoque se tiene el método de valoración contingente, el cual e s el único método capaz de estimar el valor total de un recurso, es decir, tanto el valor de uso como el de no uso (o el de existencia) de un recurso natural o ambiental. Después de esta descripción rápida, nos podemos preguntar por la utilidad de estas metodologías. Podemos responder diciendo que los valores económicos de los bienes ambientales juegan un papel crucial en la evaluación de las políticas ambientales y en general de cualquier política pública. Para poder generar eficiencia económica en el uso de los recursos naturales y ambientales y emprender las políticas costo-efectivas, es importante calcular el valor económico del daño ambiental para el caso de la afectación negativa del recurso natural o ambiental, o también para encontrar el valor económico de los beneficios percibidos por una política de conservación o de recuperación de bienes ambientales y recursos naturales. Estos valores, una vez estimados, sirven como soporte para el proceso de toma de decisiones sobre la alternativa de política ambiental a desarrollar. Así mismo, al existir una externalidad ambiental estos valores determinan el precio que se debe asignar externalidad para poder brindar una solución económica eficiente a este problema.

La mayoría de los bienes que consumen los i ndividuos son bienes de mercado. Al referirnos al término bienes de mercado, estamos haciendo alusión a aquellos bienes que pueden ser demandados y ofrecidos libremente en un mercado convencional. Es decir, para estos bienes se puede saber cuales son las c antidades demandadas por los individuos y sus respectivos precios. Los economistas construyen funciones de demanda para los bienes que consumen los individuos con la finalidad de poder estimar su valor económico. Para llegar a tener una estimación adecuada, los economistas recurren básicamente a dos herramientas. La primera, es la teoría económica, por medio de la cual se establecen los argumentos que se deben incluir en una función de demanda. La segunda, es la econometría, herramienta que proporciona la manera de representar la demanda en una ecuación estimada a partir de la evidencia empírica.

Después de estimada la función de demanda por un bien, el siguiente paso es construir el mercado para el bien por medio de la adición de una función de oferta. La intersección entre estas curvas daría lugar a la definición de unas cantidades y unos precios de equilibrio que ayudarían a delimitar las áreas correspondientes a las medidas de bienestar económico de la sociedad, tales como, el excedente del consumidor y el excedente del productor. Estas son medidas indispensables para el cálculo de los impactos generados sobre el bienestar social a partir de cambios en los precios o en las cantidades del bien. Al final, los resultados obtenidos a partir de este procedimiento sirven como evidencia que ayude a facilitar el diseño, análisis y evaluación de políticas que busquen un cambio en el bienestar en la dirección deseada.

Hasta esta parte, lo único indispensable para realizar este procedimiento y encontrar resultados es la existencia de información sobre cantidades demandadas y ofrecidas de un bien, así como los respectivos rangos de precios entre los cuales se realizan las transacciones. Sin embargo, no

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

todos los bienes que consume la sociedad tienen mercados explícitos, existen bienes que no cuentan con un mercado convencional donde se pueda transar libremente. Sin embargo, la ausencia de un mercado no implica que bienes de este tipo sean de vital importancia para la sociedad en términos de la generación de bienestar económico. Esta clase de bienes también son bienes económicos: un bien económico puede definirse como un bien que en algún momento puede ser escaso para la sociedad.

La siguiente pregunta que surge es, ¿cómo poder estimar el valor de un bien económico que no cuenta con un mercado convencional donde se permita obtener información para valorar tales bienes, los economistas han recurrido a la modificación de los métodos convencionales de estimación de curvas de demanda, y, sobre todo, han tratado de ingeniarse nuevos métodos de recolección de datos ya sea a partir de la simulación de mercados o por medio del establecimiento de relaciones entre los bienes sin mercado con bienes que si pueden ser mercadeables para tratar de encontrar el valor económico de los primeros.

Los inicios de la metodología de medición del valor económico derivados de cambios en la calidad ambiental, así como la totalidad de la teoría de valoración económica del medio ambiente se basa en la "Economía del Bienestar", recurriendo sobre todo a las medidas de cambios en el bienestar ocurridos por cambio en la calidad de recursos naturales. Para evaluar cambios en el bienestar ocurridos por políticas publicas o medidas de impuestos en insumos de producción se parte de los cambios experimentados en el excedente del productor debido a estas medidas.

Just, Hueth y Schmitz (1979), desarrollaron una metodología rigurosa para medir los cambios en el bienestar provocados por una distorsión de precios en mercados de factores de producción. Su análisis se expande y generaliza sobre el trabajo de Anderson (1974). En este contexto, este articulo, examino el bienestar del clásico triángulo entre la oferta y la demanda, así como también la posibilidad de medición de los efectos directos e indirectos de una intervención. Freeman , y Harrington (1990), desarrollaron un método análogo para las medidas en el bienestar de cambios en algunos parámetros que entran en las funciones de producción de las firmas como la calidad del medio ambiente "q". Este parámetro puede ser interpretado como una medida de desarrollo cualitativo o la calidad de un recurso que participa como un insumo en la producción. Alternativamente, esto podría ser una medida de innovación o cambio tecnológico. Finalmente, los cambios podrían reflejar las regulaciones gubernamentales, como cuando una agencia de medio ambiente ubica restricciones sobre tecnologías admisibles para proteger la calidad del medio ambiente. Cualquier interpretación de un incremento en la variable "q" es asumida aproximadamente como un aumento en el producto dada una combinación de insumos. Freeman (1993), muestra el mismo modelo "calidad del medio ambiente como insumo en la producción" pero con aplicaciones practicas. Muchas de las discusiones sobre los cambios en el bienestar han sido enfocadas sobre los efectos en el bienestar producto del cambio en los precios de los bienes que las personas consumen. Para poder establecer estas comparaciones es necesario tener en claro las definiciones y los tipos de mediciones existentes para medir cambios en el bienestar ante

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

cambios cualitativos o cuantitativos en los flujos de bienes y servicios ambientales y de recursos naturales.

Una premisa muy importante a seguir es que cualquier cambio en el nivel de calidad ambiental puede afectar el bienestar de los individuos a través de cualquiera de las siguientes vías:

- Cambios en los precios en los mercados de los bienes.
- Cambios en los precios en los mercados de factores.
- Cambios en las cantidades o calidades de los bienes no mercadeables.
- Cambios en el nivel de riesgo que enfrentan los individuos.

Para entender un poco el procedimiento de medición del valor económico de bienes no mercadeables es sumamente útil conocer aspectos teóricos sobre las preferencias y la teoría de demanda. La teoría de preferencias individuales y la demanda inicia con la premisa de que los individuos pueden tener el mejor juicio acerca de su bienestar y que esta inferencia puede mostrarse para cada uno de los individuos mediante la observación de sus elecciones entre las diferentes alternativas de canastas de bienes y servicios disponibles[90].

Por consiguiente, si los individuos tienen un ordenamiento de las diferentes canastas de bienes de acuerdo a sus preferencias. Resultarán dos propiedades de mucha importancia en el análisis del bienestar. Primero, "insaciabilidad", es decir, se preferirá una canasta con mayor cantidad de bienes. Segundo, "sustituibilidad", es decir, los individuos podrán sustituir canastas de bienes según las circunstancias que se presenten.

Este ordenamiento de preferencias puede ser representado por medio de una función de preferencias ordinaria. Es decir, una función de utilidad que asigne un número a cada canasta en función de la cantidad de cada uno de los elementos de la canasta. Esta función se representa como:

$$u = u(X, Q, T)$$

Donde, X es un vector de cantidades de bienes de mercado, Q es un vector de bienes públicos y servicios ambientales cuyas cantidades o calidades son fijadas por el individuo, y T es un vector compuesto por el tiempo gastado en cada una de las actividades que producen utilidad para el individuo[91].

El problema de maximización es expresado como[92]:

[90] Si un individuo prefiere la canasta A en vez de la canasta B, entonces la canasta A le proporciona un mayor nivel de bienestar al individuo sobre la otra.
[91] Esta función es creciente en todos sus argumentos. Con propósitos de modelaje matemático esta función es continua, convexa y doblemente diferenciable.
[92] Por simplicidad sólo se consideran los bienes de mercado.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$Maximizar\ u = u(X)\ \ sujeto\ a\ \sum_i p_i.x_i = M$$

Donde X es el vector de cantidades $(X = x_1, ... , x_i, ..., x_n)$, p_i el vector de precios de estos bienes y M el ingreso del individuo . La solución a este problema conduce a obtener Funciones de Demanda Ordinarias o Marshallianas.

$$x_i = x_i(P, M) \quad (6.1)$$

Donde, P es el vector de precios ($P = p_1, ... , p_i, ... , p_n$). Si sustituimos (6.1) en la función de utilidad directa, resulta la función de utilidad indirecta, en función de los precios y del ingreso. Es decir:

$$u = v(P, M) \quad (6.2)$$

Utilizando la identidad de Roy, la función de demanda puede ser expresada en términos del cociente de las derivadas de la función de utilidad indirecta con respecto a los precios y el ingreso, respectivamente. Es decir:

$$x_i(P, M) = -\frac{\partial v / \partial p_i}{\partial v / \partial M} \quad (6.3)$$

Utilizando el enfoque dual, el problema de maximización del individuo puede ser expresado también como la minimización del gasto total sujeto a un determinado nivel de utilidad. Es decir:

$$Minimizar \quad \sum_i p_i.x_i \ \ sujeto\ a\ u(X) = u^0 \quad (6.4)$$

De este problema de minimización surge un conjunto de funciones de demanda llamadas Hicksianas que proporcionan las cantidades óptimas demandas a unos precios y un nivel de utilidad asumido como constante. Las demandas Hicksianas pueden ser reemplazadas en la función de gasto para encontrar la mínima cantidad de dinero necesaria para alcanzar un nivel de utilidad específico, dados unos precios de mercado. Es decir:

$$e = e(P, u^0) \quad (6.5)$$

Donde "e" es el dinero gastado y u^0 es el nivel de utilidad que se pretende alcanzar. Las funciones de demanda compensadas (hicksianas) también pueden ser expresadas como:

$$\partial e / \partial p_i = h_i(P, u^0) \quad (6.6)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Para conocer las formas funcionales y los parámetros de estas funciones de demandas, es necesario conocer la estructura de la función de utilidad, la cual no es observable directamente. En lugar de observar el comportamiento de los individuos para estimar las funciones de demandas utilizamos un procedimiento que las respuestas de los individuos ante cambios en los precios y el ingreso. Esto nos permitirá obtener la misma información sobre la estructura de preferencias y a la vez garantizará las condiciones de integrabilidad necesarias en las funciones de demandas. Las condiciones de integrabilidad también necesitarán que la matriz de términos de sustitución de Slutsky sea igual a:

$$\frac{\partial x_i(P,M)}{\partial p_j} + \frac{\partial x_i(P,M)}{\partial M} x_j \quad (6.7)^{93}$$

Una vez satisfechas estas condiciones, el sistema de funciones de demanda podrá ser integrable para obtener la función de mínimo gasto, la cual puede ser utilizada para derivar funciones de utilidad directas o indirectas.

En lo que resta del capítulo nos dedicaremos a exponer los fundamentos teóricos del Método de Valoración Contingente. Iniciaremos la exposición con una presentación de los diferentes tipos de formatos de preguntas, tipos de preguntas y problemas, planteamientos de escenarios, tipos de sesgos más frecuentes de ocurrir al aplicar esta metodología y al final presentaremos una conclusión que resalte aspectos principales de la metodología.

6.2. El Método de Valoración Contingente.

El método de valoración contingente, consiste en simular por medio de encuestas y escenarios hipotéticos un mercado para un bien o conjunto de bienes para los que no existe mercado. Este método se ha convertido en una herramienta cada vez más popular para estimar cambios en el bienestar de las personas, especialmente cuando estos cambios involucran bienes y/o servicios públicos que no tienen precios explícitos. La valoración económica de espacios urbanos abiertos, valoración de recursos hídricos, valoración de los impactos de la contaminación sobre la salud y valoración de la conservación y preservación de parques o reservas naturales, son algunos de los estudios de caso a nivel empírico desarrollados bajo esta metodología.

Mitchell y Carson (1989)[94], enmarcaron la valoración contingente en un amplio contexto, en donde convergen elementos como la economía, la sicología, la sociología, la ciencia política, y la mercadotecnia. Ahora, la valoración contingente es usada por agencias gubernamentales e

[93] Donde esta matriz debe ser simétrica y semidefinida negativa.
[94] Mitchell, R. C., and R. Carson (1989). Using surveys to value public goods: The contingent valuation method. Washington D.C; Resources for the future.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

internacionales, como el Banco Interamericano de Desarrollo y el Banco Mundial, para valorar una variedad de inversiones (1600 casos de estudios), tales como, transporte, saneamiento, salud, artes y educación. Asimismo, se utiliza para valorar bienes del medio ambiente, tales como calidad del aire, calidad del agua, seguridad en autopistas, y derrames de petróleo como el caso de la Exxon Valdés en Alaska[95], entre otros.

Esta metodología persigue como objetivos:

1. Evaluar principalmente los beneficios de proyectos que tienen que ver con bienes y/o servicios que no tienen un mercado definido.

2. Estimar la disposición a pagar (DAP) o aceptar (DAA) como una aproximación a la variación compensada (C), o la variación equivalente (E) respectivamente, con base en la percepción del beneficio o daño por parte del individuo.

Los supuestos de esta metodología son:

1. El individuo maximiza su utilidad dada una restricción de presupuesto representada por el ingreso disponible.

2. El comportamiento del individuo en el mercado hipotético es equivalente a un mercado real.

3. El individuo debe tener completa información sobre los beneficios[96]del bien, incluida ésta en la pregunta de disponibilidad a pagar.

6.2.1. Tipos de Formatos de Preguntas.

Las preguntas hipotéticas más utilizadas en valoración contingente tienen el objetivo de averiguar el valor que asignan las personas a un cambio específico en un atributo ambiental o la máxima disponibilidad que pueden tener las personas para acceder al bien. Las respuestas, si en realidad son verdaderas, representan expresiones directas del valor y por lo tanto deben ser interpretadas como una medida del excedente del consumidor. En conclusión, el término valoración contingente (VC) es convencionalmente utilizado para referirnos a enfoques basados en esta forma de preguntas.

---

[95] Hanemann, W. M.(1994). Valuing the environment through contingent valuation. J. of Econ. Persp. 8(4): 21; y Panel NOAA (1994).
[96] Ver más detalles en McConnell,K.E.(1995). Issues in estimating benefits with non-market methods. Deparment of. Agric. and resource economics. University of Maryland.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Un segundo tipo de preguntas hipotéticas bajo este enfoque de valoración, hace preguntas que sólo tienen un SI o un NO como respuesta, como por ejemplo, ¿Estaría usted dispuesto a pagar $X cantidad de dinero por .....?. Cada una de las respuestas individuales revelan solamente un límite superior (para un NO)o un límite inferior (para un SI) de la medida de bienestar. Estas preguntas son denominadas preguntas de *Referéndum* debido a su analogía con los procedimientos de entrevistas utilizados en estudios de votación electoral. Estos formatos de elección discreta pueden ser utilizados para estimar funciones de disponibilidad a pagar o funciones de utilidad indirecta para datos provenientes de respuestas y características de los entrevistados.

Un tercer tipo de preguntas son l as de *Ordenamiento Contingente* (Ranking Contingent). A los entrevistados se les ofrece un conjunto de alternativas hipotéticas, cada una describiendo una situación diferente con respecto a algún atributo ambiental y otras características que se presumen son argumentos en la función de preferencias de los entrevistados. Los entrevistados ordenan las alternativas según sus preferencias. Este ranking puede ser analizado para determinar la tasa marginal de sustitución entre cualquier característica y el nivel del atributo ambiental. Si una de las otras características tiene un precio monetario, es posible estimar la disponibilidad a pagar de los entrevistados por el bien sobre la base del ordenamiento de las alternativas.

El cuarto tipo de pregunta hipotética es conocido como formato de *Actividades de Contingencia* (Activity Contingent), en donde los individuos son interrogados sobre como debería cambiar el nivel de alguna actividad en respuesta a un cambio en el atributo ambiental. Por ejemplo, ¿sí los niveles de contaminación en el agua de una playa se redujeran, producto de un plan de descontaminación, en que número incrementarían sus viajes por temporada?.

Sin embargo, si la actividad puede ser interpretada dentro del contexto de los modelos de comportamiento, tales como, los modelos de conducta defensiva o por medio del modelo de costo de viaje para la estimación de la demanda por recreación, los métodos indirectos pueden ser más apropiados para obtener la disponibilidad a pagar de las personas por el bien, en vez de utilizar el método de valoración contingente. El principal aspecto a considerar en los métodos hipotéticos se refiere a la validez y el realismo de los datos, es decir, si las preguntas de naturaleza hipotética conducen o no a ciertas clases de s esgos o ruidos que hacen que los datos no sirvan para hacer inferencia. Freeman (1979), identifica dos problemas con las preguntas hipotéticas:

1. Un incentivo de los entrevistados a comportarse estratégicamente, generando un sesgo en las respuestas, esperando influenciar las políticas públicas.
2. La ausencia de un incentivo en los entrevistados para proveer respuestas seguras cuando están siendo encuestados sobre situaciones hipotéticas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Mitchell y Carson (1989), presentan un trabajo para definir y clasificar los tipos de errores en términos del valor directamente revelado. Este trabajo será presentado más adelante en este capítulo. Freeman III (1993), en cambio, hace una serie de modificaciones a este trabajo para poderlo aplicar bajo la forma de datos provenientes de respuestas hipotéticas. Estos autores plantean que si Wt_i es la verdadera DAP del individuo "i" y Wr_i es la DAP revelada del individuo. Wt_i dependerá del tamaño del cambio ambiental que este siendo valorado (Δq), del ingreso (M_i) y de un vector de variables socioeconómicas (S_i). Es decir:

$$Wt_i = Wt_i(\Delta q, M_i, S_i)$$

Según Mitchell y Carson (1989), Wr_i puede ser diferente de Wt_i por tres razones:

1. Por un proceso de error aleatorio que este afectando Wr_i con una media cero. Esto puede ser descrito por $f_1(X, \alpha)$, donde X es un vector de variables y α es un vector de parámetros que describen el proceso. Esta primera fuente refleja el sesgo hipotético. Freeman (1979), denomina este sesgo como problema de exactitud y en su último libro (1993) afirma que esto no puede ser llamado sesgo hipotético por el hecho de que la no exactitud es aleatoria y con media cero.

2. Por un proceso de error sistemático que este afectando Wr_i incluyendo un aumento en el error por medio de una mala especificación del escenario. Esto es descrito como $f_2(Wt_i, Y, \beta)$, donde Y y β representan otro conjunto de variables y parámetros que describen el proceso. Esta segunda fuente de error incluye aspectos como el comportamiento estratégico, el sesgo de punto de partida, las implicaciones de un valor sugerido y el aseguramiento. Las cuales pueden influir en la validez.

3. Por la probabilidad de que Wr_i sea realemente observado. Esto es descrito como $f_3(Wt_i, Z, \Upsilon)$, donde, Z y Υ son las variables y parámetros que describen el proceso. Este proceso representa cosas como el sesgo causado por el muestreo y aspectos relacionados con el sesgo de los que no responden.

Combinando estos tres procesos se tiene:

$$Wr_i = g\{Wt_i(.), f_1(.), f_2(.), f_3(.)\}$$

donde $g\{.\}$. agrega las tres fuentes de divergencia entre el verdadero valor y el revelado.

Si la probabilidad de que Wr_i observado es independiente de Wt_i y de las otras características de los individuos, entonces el mecanismo $f_3(.)$ no es operativo. Si existiera este sesgo, existen una serie de metodologías estadísticas para capturar este error. Mitchell y Carson (1989) en el capítulo 12 presenta un tratamiento para este problema.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Si no existe un error sistemático en la DAP revelada por el individuo, entonces:

$$E[Wr_i - Wt_i] = 0 \text{ , para todo "i"}$$

Bajo esta condición no existe sesgo en la medición de la DAP individual, y el instrumento de estudio es válido. Por lo tanto, la única divergencia entre la media de la muestra de Wr_i y Wt_i es el proceso de error aleatorio. Mitchell y Carson (1989), mencionan que el impacto de este proceso de error puede ser reducido incrementando el tamaño y mejorando el diseño de la muestra.

En la mayoría de los estudios que tienen que ver con preguntas hipotéticas a menudo se incorpora un diseño experimental con diferentes tratamientos dirigidos para diferentes subconjuntos de una muestra. El propósito de los diferentes tratamientos es probar la hipótesis acerca de como las respuestas son influenciadas por ciertas características del estudio, como por ejemplo, el formato de la pregunta. Es importante que todos los individuos dentro de un tratamiento reciban la misma información y se les presente el escenario de valoración de la misma manera a todos. Según Mitchell y Carson (1989), un formato de encuesta por lo general incluye tres componentes:

1. Una descripción del escenario elegido a un nivel en que el entrevistado pueda imaginárselo: Esto debe incluir una descripción del atributo o el recurso que esta siendo valorado o registrado, o las condiciones bajo las cuales una actividad esta siendo comprometida.

2. La elección de preguntas a partir de las cuales pueda ser inferido el valor: Estas preguntas deben ser expresiones directas, es decir, preguntas en forma de Referéndum, preguntas de Ordenamiento Contingente, o preguntas de Actividad Contingente.

3. Preguntas acerca de los entrevistados: Información sobre características socioeconómicas de los entrevistados tales como el ingreso, edad, sexo, y educación que podrán tener alguna influencia en la estimación de las funciones de postura, funciones del valor o funciones de utilidad indirecta a partir de las cuales se puede calcular la disponibilidad a pagar por el bien. Por otra parte, también pueden existir preguntas acerca de las actitudes y creencias de los individuos que en algún momento dado pueden hacer posible la comprobación de la influencia de estas características de tipo específico en favor del medio ambiente, dando lugar a posibles manifestaciones en la forma de incrementos en el valor revelado por los atributos ambientales.

6.2.2. Preguntas de Disponibilidad a Pagar y los Problemas que enfrentan.

Cada uno de los entrevistados es preguntado de una manera u otra sobre su máxima DAP por una mejora ambiental (excedente de compensación) o para evitar una perdida (excedente equivalente). Alternativamente, un estudio de este tipo también puede determinar la máxima

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

compensación que aceptarían los individuos por no rechazar una pérdida (excedente de compensación) o por privarse de una ganancia (excedente equivalente).

Los primeros estudios de valoración contingente utilizaron una técnica iterativa llamada *Juego de Postura* (Bindding Game). Esta técnica consiste fundamentalmente en preguntar al individuo si estaría Dispuesto a Pagar una determinada cantidad de dinero $X por ..... Si la respuesta resulta afirmativa, la pregunta se repite con una cantidad mayor, hasta que el individuo responda negativamente. El mayor precio producto de una respuesta afirmativa es interpretado como la máxima DAP. Si la respuesta original es negativa, el procedimiento iterativo es ensayado con un precio menor hasta obtener una respuesta afirmativa.

La principal debilidad de esta forma de averiguar el valor que asignan las personas a un bien es que el punto de partida siempre influye en los resultados finales del valor revelado por las personas. Cuando los investigadores dividen sus muestras y estiman los efectos de diferentes puntos iniciales para el juego de postura, a menudo comprueban que el punto de partida influye en los resultados. Esto por lo general es llamado *Sesgo del Punto de Partida*.

Existe otro instrumento de estudio que consiste en realizar una pregunta abierta, ¿cuanto estaría DAP?. El problema principal de este enfoque es que se confronta a las personas con un problema poco familiar para ellos. Situación muy diferente a la enfrentada por las personas en mercados reales donde los individuos realizan sus elecciones entre bienes con base en un listado de precios. Donde raramente son preguntados por un ofrecimiento de un valor por un bien, ya que estos tienen la libertad de aceptar o rechazar el precio del bien que se les ofrece en el mercado según su conveniencia. Una consecuencia negativa de utilizar este instrumento de estudio es una alta tasa de personas que responden negativamente (no) a la pregunta de valoración o también a menudo se pueden presentar altos porcentajes de valores muy altos o muy bajos, totalmente incoherentes con el verdadero valor del bien.

Existe una variación del formato abierto que presenta a los entrevistados una cartilla con un rango de alternativas de valores de pago donde se pregunta por el mayor de los valores expresados en la cartilla dejando que el entrevistado establezca su propio valor si este no lo encuentra en la cartilla. Mitchell y Carson (1989) y otros autores han experimentado con las cartillas de pago que indican la cantidad de respuestas de pago en forma de impuestos por programas públicos o políticos de protección, salud y defensa nacional. Existe evidencia de que este tipo de cartillas provee información sobre lo que se esta pagando por otros bienes públicos reduciendo así la varianza en las respuestas de los individuos. Esto es bueno, pero se corre con el riesgo de introducir otros tipos de sesgo.

Otro aspecto a tomar muy en cuenta es el vehículo por medio del cual de recolectan los pagos de la Disponibilidad a Pagar de los entrevistados. Todo escenario que incluya un mercado contingente debe proponer un medio de pago atractivo para los entrevistados y sobre todo debe hacerse mucha claridad en la forma en que se colectará el valor establecido por los individuos. Existe evidencia que la especificación del vehículo de pago ejerce una influencia

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

independiente de la postura, este problema se menciona en la literatura como el Sesgo Causado por el Vehículo de Pago. Fischhoff y Furby (1988), se refieren al problema de la influencia del vehículo de pago sobre la postura como una consecuencia del contexto social de la transacción hipotética. Estos autores mencionan que los investigadores a la hora de diseñar e interpretar los estudios utilizados para la construcción de los mercados hipotéticos deben tener mucho cuidado en como los individuos entienden e interpretan el bien ambiental objeto de valoración. Así mismo, procurar que los individuos entrevistados consideren el pago que se les esta proponiendo y el contexto social en el cual harán su elección. Otro problema que surge con las expresiones directas de valor es el sesgo estratégico inducido por el encuestador, el cual resulta al tratar de influenciar a los entrevistados en cualquier dirección respecto al nivel de pago y a la cantidad provista del bien ambiental, concluyendo en un valor de postura diferente al que revelaría el individuo sin el mecanismo de influencia.

6.2.3 Modelo de Referéndum para la Estimación de la Disponibilidad a Pagar a través del Método de Valoración Contingente.

Ardila (1993), menciona que el método de Valoración Contingente se ha convertido en una herramienta cada vez más popular para estimar cambios en el bienestar de las personas, especialmente cuando estos cambios involucran bienes no mercadeables. Como se había mencionado anteriormente, dentro de las preguntas que se le pueden hacer a los individuos para conocer sus preferencias, se encuentra la pregunta del Modelo de Referéndum. En ésta pregunta se espera una respuesta Sí /No por parte del entrevistado. Bishop y Heberlin (1979) introdujeron una variante del método que tiene enormes ventajas en comparación con los procedimientos utilizados anteriormente. En éste, se elimina el sesgo que resulta al hacer preguntas repetitivas como en el caso del formato de juego de postura. Hanemann (1984) y Cameron (1988), desarrollaron formulaciones teóricas del método de Valoración Contingente tipo Referéndum que permiten estimar cambios en el bienestar de las personas.

Hanemann (1984)[97], formula el problema como la comparación entre dos funciones indirectas de utilidad; Cameron (1988), interpreta la respuesta como una comparación entre la cantidad de dinero sugerida en la encuesta y la diferencia entre los valores dados por la función de gasto evaluada con y sin probabilidad de acceso al bien público que se pretende valorar[98]. McConnell (1990) demostró posteriormente que las porciones determinísticas de los modelos sugeridos por Hanemann y Cameron son duales entre sí. La diferencia entre los dos enfoques es el término estocástico que se le agrega a las funciones.

Siguiendo la formalización sugerida por Hanemann, se supone que el entrevistado posee una función de utilidad U(Q,Y;S), que depende de la mejora de la calidad del agua (estado actual

[97] Hanemann, W. M. (1984). Welfare evaluation in contingent valuation experiments with discrete responses. Amer. of Agric. Econ. 66(3):332-341.
[98] Se entiende por función de gasto, una función que mide la mínima cantidad de dinero necesaria para que un individuo alcance un determinado nivel de utilidad en unas condiciones dadas.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Q=0 ó final Q=1), del ingreso Y y teniendo como parámetros el vector de características socioeconómicas S del individuo.

Dado que el investigador (evaluador) desconoce la función U(Q,Y;S), entonces se plantea un modelo estocástico de la forma:

$$U(Q,Y;S) = V(Q,Y;S) + \varepsilon(Q),$$

Donde, $\varepsilon(Q)$ es la variable aleatoria (el término de error), con media cero, y V es la parte determinística de la función de utilidad. Si el entrevistado acepta pagar $ P para disfrutar de la mejora en la calidad del agua, debe cumplirse que,

$$V(1,Y - P;S) - V(0,Y;S) > \varepsilon(0) - \varepsilon(1),$$

Donde, $\varepsilon(0)$ y $\varepsilon(1)$ son variables aleatorias independiente e idénticamente distribuidos. Simplificando la notación, se denomina;

$$\Delta V = V(1,Y - P;S) - V(0,Y;S)$$

Y donde, $\eta = \varepsilon(0) - \varepsilon(1)$. A este nivel, la respuesta del entrevistado SI/NO es una variable aleatoria para el evaluador. La probabilidad de una respuesta afirmativa (SI) está dada por:

$$Prob(decir\ SI) = Pr(\Delta V > \eta) = F(\Delta V)^{99},$$

Donde, F es la función de probabilidad acumulada de los errores representados por η. Si suponemos una forma funcional para: $Vi = \alpha i + \beta Y$, lineal en el ingreso, donde i = (0,1), y una distribución de probabilidad para η, se obtienen:

$$(1)\ \ \Delta V = (\alpha 1 - \alpha 0) - \beta P = \alpha - \beta P,$$

donde $\beta > 0$, ya que el valor esperado de la utilidad (V) aumenta con el ingreso, implicando que cuanto más alto sea P en la encuesta menor será ΔV y por tanto, menor será la probabilidad de que un individuo responda SI.

---

[99] $F(\Delta V) = \int_{-\infty}^{\Delta V} f(\eta)\, d\eta$, con $f(\eta)$ la función de densidad de η, indica la probabilidad que η sea menor o igual a ΔV. Ver Ardila, S.(1993). Guía para la utilización de modelos econométricos en aplicaciones del método de valoración contingente. Documento de trabajo BID.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

De igual forma, este modelo solo permite estimar la diferencia $\alpha 1 - \alpha 0 = \alpha$, representando el cambio de utilidad por la mejora de la calidad del agua y β, representa la utilidad marginal del ingreso (constante). Se verifica entonces que el pago (P*) que dejaría indiferente al entrevistado ($\Delta V = 0$) es igual al cambio en utilidad (α) dividido por la utilidad marginal del ingreso (β). Es decir,

$$P^* = \alpha/\beta$$

Si a (1) se le asocia una distribución de probabilidad normal para η, con media cero y varianza constante, es decir, $\eta \sim N(0,\sigma^2)$, se obtiene un *Modelo Probit*, cuya probabilidad de respuesta SI se modela como:

$$Prob\ (decir\ SI) = Prob((\alpha - \beta P)/\sigma > \eta/\sigma) = \int_{-\infty}^{\mu/\sigma} N(e)\ de,\ \ donde,\ e = \eta/\sigma.$$

Si a (1) se le asocia una distribución de probabilidad logística para η, se obtiene un *Modelo Logit*, cuya probabilidad de respuesta SI modela como:

$$Prob\ (decir\ SI) = Prob(\alpha - \beta P > \eta) = (1 + exp(-\alpha + \beta P))^{-1}$$

Si el investigador está interesado en encontrar la variación compensada(C), que es la respuesta a la pregunta de DAP, puede definir en un modelo lineal Vi como:

$$V(1,Y - C;S) - V(0,Y;S) = \varepsilon(0) - \varepsilon(1),$$

simplificando S momentáneamente,

$$\alpha 1 + \beta(Y - C) + \varepsilon 1 = \alpha 0 + \beta Y + \varepsilon 0,$$

Si los errores se distribuyen con un *Modelo Probit,* la variación compensada es:

$$C^+ = DAP = (\alpha/\sigma)/(\beta/\sigma),$$

Si los errores se distribuyen con un *Modelo Logit,* la variación compensada es:

$$C^+ = DAP = \alpha/\beta,$$

Que viene a ser la primera medida del bienestar, es decir, la media (C^+) de la distribución. La magnitud de las diferencias en las medidas del bienestar tanto para el Modelo Probit como el Logit, es irrelevante. Por ello, los investigadores prefieren el modelo Logit porque admite mayor varianza en la distribución del término error. En un modelo de utilidad lineal tal como Vi, la media (C^+) y la mediana (C*) son iguales. Si el investigador no permitiera valores

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

negativos para C, entonces la medida monetaria del cambio de bienestar a través de la media (C^+) está dada por:

$$C^o = C^+ = \int_0^\infty (1 - Gc(P))dP = log\ (1 + e^{\alpha})/\beta,$$

donde, Gc(P) da la probabilidad que C sea menor o igual que P, que es la probabilidad de obtener una respuesta negativa, y 1 - Gc(P) da la probabilidad que C sea mayor que P. Si se generaliza el procedimiento y se incluye el vector S, la medida del bienestar está dada por:

$$C^+ = C^* = DAP = \alpha' S/\beta = (\alpha_0 + \sum_{i=1}^{k} \alpha_i S_i)/\beta,$$

Donde, S_i es el conjunto de características socioeconómicas, que no incluye el ingreso, α' es la transpuesta del vector de parámetros, y β es el coeficiente del precio P (utilidad marginal del ingreso). Para el caso de modelos de utilidad no lineales se sugiere revisar a Hanemann (1984) y Ardila (1993). Estos modelos Probit y Logit se estiman por medio del método de máxima verosimilitud, a través del programa econométrico LIMDEP 7.0.

6.2.4 Funcionamiento del Método, Realización de Encuestas y Tipos de Sesgos más Comunes.

Como se mencionó anteriormente, el Método de Valoración Contingente tiene como objetivo principal averiguar la valoración que le dan las personas a los cambios en el bienestar producido por la modificación de las condiciones de la oferta de un bien ambiental. Dicha valoración se obtiene a través de la pregunta directa.

¿Como es el funcionamiento del método? El vehículo normal para este método son las encuestas, entrevistas o cuestionarios; estas se estructuran básicamente en tres bloques:

1. *La Información.* Esta información debe ser la más relevante sobre el objeto de estudio (bien o servicio a valorar) y el entrevistado debe estar al tanto de esta información con el fin de que esté plenamente enterado del problema que se trate. En el caso de los bienes ambientales es normal acompañar esta información de gráficos, fotografías o dibujos que ayuden a la comprensión del problema.

2. *Modificación*. Básicamente consiste en la modificación del objeto de estudio y se toma en cuenta el nivel de partida en cuanto a la calidad del bien ambiental, la modificación propuesta, lo que ello supone para la persona y el mecanismo de financiación de la medida de estudio. En efecto, este bloque busca presentar el estado inicial y los cambios que la modificación en las condiciones existentes del bien o servicio presentan para los individuos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Una vez descrito todo este escenario, lo siguiente es preguntar la disponibilidad a pagar por parte de las personas ante el cambio propuesto, sin olvidar que cuando se trata de encontrar esta cantidad, el planteamiento que se haga debe girar siempre alrededor del intercambio de mayor bienestar debido a la mejora ambiental por el dinero que le supone pagar a la persona por esta mejora.

3. *Características Socioeconómicas*. Generalmente se adiciona al cuestionario las características más relevantes de la persona entrevistada, aquí puede incluirse la edad, estado civil, renta, nivel de estudios, etc. Esta información adicional puede contribuir para determinar, sin ambigüedades, las preferencias de los individuos.

¿Como se realizan las encuestas? Existen diferentes métodos para implementar las encuestas, entre los principales tenemos:

a. *Entrevistas Personales*. Esta es la más común, entre sus ventajas podemos destacar el que se le permite al encuestador proporcionar una información detallada y personalizada al entrevistado, ayudándose de material visual y respondiendo las dudas que surjan a lo largo de la entrevi sta, también brinda la capacidad de poder controlar el tiempo de la entrevista. Su inconveniente mayor, además del posible sesgo, que puede presentarse en la manera de hacer la encuesta, es el alto costo de dichas entrevistas.

b. *Entrevistas Telefónicas*: Comparada con la anterior, tiene la ventaja que es de menor costo, pero como inconveniente surge la imposibilidad de usar ayudas visuales y de presentar en forma detallada la información sobre el problema a tratar. La duración de estas entrevistas es por lo general una fracción del tiempo que duran las entrevistas personales.

c. *Cuestionarios o Encuestas por Correo*: Aquí el formulario se envía a una muestra representativa de la población. En caso de que se demoren mucho en contestar, se les enviará el correspondiente recordatorio. Su gran ventaja son los bajos costos y la posibilidad de ayuda mediante gráficos y dibujos, pero como inconveniente surge la imposibilidad de aclarar dudas que les puedan surgir a los encuestados.

d. *Experimentos de Laboratorio*: Aquí se reúne a un grupo de personas seleccionados en un lugar previamente fijado (por ejemplo, un conjunto de residentes de un barrio) y se les entregan unos cuestionarios, con una ventaja muy especial y es que la información se puede procesar estando en presencia de los entrevistados y de esta forma poder estar sujeta a un control que no implique sesgamiento alguno por parte del entrevistado.

La desventaja de este método es que no es fácil reunir a un grupo representativo de personas con las características deseadas para llevar a cabo el experimento.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Ahora bien, ¿Como es el formato de las preguntas? Las preguntas por lo general se hacen a la persona buscando que ésta revele una cantidad acerca de lo que está dispuesto a pagar por una mejora o por evitar un empeoramiento; en otras ocasiones se valorará la cantidad exigida como compensación por un daño o para renunciar a una mejora.

Efectivamente existen distintos formatos de pregunta, entre las cuales tenemos[100]:

a. *Formato Abierto*. Aquí el entrevistador espera la respuesta a la pregunta que formula. Esto trae como desventaja en que siempre se tiene un número alto de preguntas sin responder (no-respuestas), por lo general atribuidas al poco conocimiento del entrevistado acerca de lo que podría ser una cifra razonable.

b. *Formato Subasta*. Aquí se utiliza una segunda variante y es que el entrevistador adelanta una cifra acerca de la disponibilidad a pagar del entrevistado, o si estaría dispuesto a pagar más por el ofrecimiento. Si la cifra es positiva, esta se eleva en una cantidad predeterminada y si es negativa se reduce hasta que el entrevistado plante su postura en una cifra.

c. *Formato Múltiple*: Esta consiste en presentarle al entrevistado un cuadro en el que se le ofrecen varias alternativas de cifras a pagar, ordenadas de mayor a menor, de las que éste selecciona una.

d. *Formato Binario*: Esto es conocido también como formato Referéndum, aquí se le pregunta a la persona ¿pagaría usted tanto por....?¿si o no?. Seleccionada una muestra representativa de la población, se subdivide en grupos igualmente representativos y se les hace la pregunta mencionada a cada uno de ellos con una cantidad diferente.

De las preguntas obtenidas se puede extraer mediante una "transformación Logit" la decisión de comprar ese bien o no, al igual como lo hace en un mercado cuando decide entre comprar o no un bien. Este formato tiene la ventaja de que no genera ningún incentivo para no responder honestamente y es ideal para entrevistas telefónicas. Como problemas tiene que necesita un tamaño muestral mayor para que los resultados puedan ser significativos, necesidad de escoger correctamente los precios sometidos a consideración y se requiere una especificación previa de la estructura de las funciones de demanda para poder llevar a cabo correctamente la estimación correspondiente.

Formato Iterativo: A partir de la pregunta inicial el entrevistador puede entrar en un juego iterativo con el entrevistado preguntándole por ejemplo "y si cambiamos.....entonces ¿cambiaría usted su respuesta inicial? , esto crea una ventaja de que el entrevistado puede reflexionar con más cuidado acerca de la respuesta que está dando, el inconveniente es que invita a dar respuestas más estratégicas que honestas.

[100] Esta clasificación según Mitchell y Carson (1989).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

¿Que problemas pueden presentarse en éstos formatos?[101]

1. *La Información de Partida*: El primer requisito para que la valoración contingente tenga éxitos es que la persona entrevistada esté debidamente informada del alcance de las modificaciones que se le plantean. De esto surge la pregunta ¿Que podría considerarse como un nivel de información aceptable?, esto debe depender del comportamiento de referencia que esté siendo evaluado por la valoración contingente. Acá se puede afirmar es que sobre este tema aún no existe un común acuerdo. Para evitar el problema de que la persona entrevistada no esté plenamente consciente de la existencia del cambio o que carezca de información precisa sobre su importancia, algunos autores recomiendan que las preguntas deben estar claramente formuladas y contener la información necesaria para que la persona pueda dar una respuesta consistente y coherente.

Freeman (1993) al respecto destaca:

i. El cuestionario debe contener una descripción clara y precisa del bien objeto del estudio o del bien que se pretende valorar, así como de las modificaciones contempladas y de lo que éstas suponen.

ii. La persona entrevistada debe estar familiarizada con el bien, y/o el problema en cuestión. El cambio propuesto debe encontrarse, en la medida de lo posible, en un rango que resulte familiar para el interesado.

iii. El cuestionario debe estar planteado de forma consistente con el marco teórico utilizado para la definición de los valores de uso, de no-uso, etc.

En definitiva lo que el ejercicio de valoración contingente debe buscar es un marco que permita asegurar las mismas garantías de fiabilidad que las que proporciona el mercado con relación a las preferencias de las personas.

Sin embargo ¿Existen problemas con el tiempo? El tiempo juega un papel esencial en todo proceso de revelación de información a través de las técnicas de entrevista, al respecto se pueden presentar los siguientes problemas:

a. *Tiempo transcurrido desde que se produjo el evento sobre el que se investiga*. Es muy importante el tiempo transcurrido desde que se experimentó el fenómeno que se pretende analizar, en su caso, también la entrevista tiene su importancia. A esto se refiere Johansson

[101] Tomado de Mitchell y Carson (1989).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

(1994) mencionando el siguiente ejemplo: no es la misma disposición a pagar reflejada por las inconveniencias de la quema de rastrojos al final del verano, que es cuando se produce el fenómeno, que estando en primavera.

b. *Tiempo para responder*. Esto lo explicaremos con un ejemplo. Se realizó un experimento en algunas poblaciones de Nigeria en las que se trataba de encontrar la disponibilidad a pagar para tener acceso al agua potable (mediante fuentes públicas o mediante acceso directo a los hogares).

Para ello se seleccionaron dos grupos de personas igualmente representativas; al primer grupo se le aplicaba el mecanismo tradicional (el entrevistador esperaba a que se le diera la respuesta); y al segundo, se le dejaba un día entero para meditar (el entrevistador volvía al día siguiente). El resultado fue que la disposición a pagar era invariablemente mucho menor en el grupo que había tenido un día entero para pensarlo, que había consultado a los cónyuges, con los vecinos, que había hecho cuentas, etc. Por lo tanto este factor debe ser tomado en cuenta en la consistencia de las respuestas.

c. *Consistencia en el tiempo*: Algunos autores, para intentar contrastar la solidez de las respuestas obtenidas en un primer experimento, lo repiten.

Transcurrido el tiempo suficiente como para que el entrevistado no se acuerde de las respuesta que dio en el primer experimento, se realiza nuevamente el experimento, luego se comparan las cantidades reveladas en cada caso y se comprueba la solidez de las respuestas. Así mismo, se puede controlar la influencia de algunas circunstancias que cambian con el paso del tiempo y que pueden cambiar dramáticamente los resultados.

¿Que hacer con las respuestas negativas?. Cuando uno realiza una pregunta sobre la disponibilidad a pagar y le contestan negativamente, lo primero que uno piensa es que la persona no está valorando el cambio y que por lo tanto no está dispuesta a pagar por el mismo. En muchos de estos casos no es así, por ejemplo la persona puede decir que "no" en su respuesta porque no está de acuerdo con el planteamiento del proyecto, por que a su juicio ese cambio no se debe dar (ejemplo, cuando se quiere dar una compensación por explotar un bosque virgen), o simplemente por que él pueda considerar que el que debe pagar por el cambio es el gobierno y no él como ciudadano.

Es fundamental, por tanto, al tener una respuesta de esta naturaleza, intentar descubrir su causa, presentando para ello un abanico de posibilidades que permitan conocer el motivo de la respuesta. Dado esto, se separan las respuestas de las personas que dicen "no" porque no valoran el cambio y los que dicen "no" porque no están de acuerdo con el planteamiento, los cuales distorsionarían la disposición a pagar del grupo si sus respuestas no son eliminadas.

¿Que tipo de sesgos se pueden encontrar en las respuestas? Los sesgos se podrían dividir en dos grandes grupos, uno en el que los sesgos se tienen por un carácter puramente operativo o

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

instrumental conocidos como Sesgos Instrumentales y otro grupo en el que los sesgos son de naturaleza más compleja y de difícil solución.

1. *Sesgos instrumentales*:

1.a *El sesgo originado por el punto de partida*: Supongamos que se quiere realizar una mejora en la calidad del aire, para esto las autoridades están estudiando la posibilidad de implantar una norma de restricción vehicular con tal de disminuir los índices de polución de la atmósfera. Por esto, las autoridades quieren tener una idea de la valoración que le dan los ciudadanos a la calidad del aire y para ello se apoyan en una encuesta que les ayude a computar los beneficios que la medida va a reportar.

El cuestionario sugiere un valor de partida arbitrario para evitar el sesgo que trae consigo el desconocimiento del valor del cambio en calidad del aire por parte del entrevistado. A éste se le pregunta si está dispuesto o no a pagar una cierta cantidad de dinero por una reducción de, por ejemplo, el 50% de la contaminación. Después de esta respuesta se le pregunta al entrevistado si pagaría más o menos. Entonces se cambia la pregunta, aumentando o disminuyendo a intervalos predeterminados el monto hasta encontrar un "punto de quiebre" en las preferencias del individuo.

El sesgo aparece pues la cantidad de partida sugerida condiciona, generalmente, la respuesta final. La persona puede ofrecer una respuesta sobre la cantidad cercana a la que se sugirió simplemente por acortar el tiempo de la entrevista o porque se la sugiere el entrevistador, quien supuestamente debería estar más enterado del problema y cuya respuesta sería la razonable.

Una forma de determinar la existencia del sesgo cuando se llevan a cabo los ensayos previos a la elaboración de la encuesta definitiva, es subdividir el grupo piloto en subgrupos y utilizar puntos de partida diferentes en cada uno. Si las respuestas obtenidas difieren, el peligro de sesgo existe y lo mejor es que el entrevistado elija la respuesta desde el principio. Es obvio que el formato binario está libre de este sesgo, si previamente se han seleccionado las cantidades correctas.

1.b *El sesgo del vehículo*: Este se presenta cuando el medio de pago pueda influir en la respuesta final. Por ejemplo, en un proyecto sobre una mejora en la calidad de agua, si se dice que los medios de pago serán por medio de un incremento en la cuenta de agua, esto puede influenciar la respuesta final de si se está dispuesto o no a pagar. Para detectar este sesgo el procedimiento a seguir es parecido al del caso anterior: se subdivide al grupo piloto en grupos homogéneos con distintos medios de pago, si las respuestas difieren el sesgo existe y se hace necesario buscar un vehículo neutral.

1.c *El sesgo de la información*: Supongamos que en cierta localidad se quiere averiguar los beneficios para la población de una mejora en la recolección y tratamiento de basuras, partiendo de que la persona está informada sobre el cambio propuesto, sus características y lo

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

que representa para ellas. Sin embargo, puede ocurrir que el individuo desconozca los efectos reales de su respuesta, en este caso es posible que la situación se modifique (o sea dado su respuesta y la de los otros, en términos de costos del proyecto éste pueda llevarse a cabo).

La siguiente pregunta que surge es, ¿cambiaría su disposición a pagar si se le brinda esta información?, si la respuesta es afirmativa la respuesta inicial estaba sesgada por carencia de información. Para evitar esto, se puede recurrir a un procedimiento iterativo, en el que se le informa al entrevistado sobre si con su respuesta el proyecto se llevaría a cabo, permitiéndole cambiarla en caso negativo.

1.d *El sesgo del entrevistador*: Cuando el ejercicio se lleva a cabo entrevistando directamente a la persona, se ha observado que ésta tiende a exagerar su disposición a pagar por una causa que considera socialmente necesaria y así parecer, ante el entrevistador, como solidario y/o consciente del problema. Esto comúnmente se agrava cuando el entrevistador sugiere una cifra cada vez mayor ante respuestas afirmativas e iterativas. Este sesgo es menos común en entrevistas telefónicas ya que aquí el anonimato es mayor.

1.e *El sesgo del orden*. Este aparece cuando se valoran al mismo tiempo varios bienes y la valoración de un bien determinado es función del puesto que ocupa en la secuencia de presentación. En este caso, la disposición a pagar por un determinado bien es mayor cuando éste aparece en los primeros lugares de la secuencia y menor cuando aparece en los últimos (Kahneman y Knetsch, 1990).

Por último, Johansson (1990), advierte la necesidad de diseñar bien las preguntas ya que puede ocurrir que una vez terminada la entrevista y computando las distintas respuestas ofrecidas por las personas, se llegue a comprobar que ha gastado toda su renta.

2.*Los Sesgos no Instrumentales*:

2.a *El sesgo de la hipótesis*: Dado el carácter meramente hipotético de la situación que se le plantea a la persona (¿cuanto estaría dispuesto a pagar si....?) , ésta no tiene ningún incentivo para ofrecer una respuesta correcta. Puede darse que el entrevistado acepte la primera cifra que le ofrece el entrevistador o decir alguna cifra que se le venga a la cabeza, simplemente por querer quitarse de encima al encuestador o simplemente por que le parece que su respuesta no lo perjudicará ni tendrá impacto sobre su bienestar.

Para corregir esto, podría diseñarse un cuestionario de forma que la persona tomara más interés en descubrir su propia valoración del cambio, aunque esto no garantice que su respuesta sea certera. En efecto, la ausencia de incentivos para meditar la respuesta puede ser un problema importante, sin embargo, su presencia también puede ser perjudicial.

2.b *El Sesgo Estratégico*: Este sin lugar a dudas es el sesgo que más problemas ha planteado al método, incluso hasta llegar por ello a condenar y rechazar el método mismo. Aquí lo que se

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

dice es que la persona puede tener un incentivo para participar en el experimento con interés, cuidando bien su respuesta. EL problema aparece con una respuesta estratégica, ya que la persona puede creer que con su respuesta puede influir sobre los resultados finales del estudio. A manera de ejemplo supongamos que se quiere instalar un sistema de alumbrado en la calle donde vive la persona. Esta en principio puede creer que:

- la mejora puede realizarse y ser financiada por los beneficiarios del lugar, de acuerdo a la disponibilidad a pagar manifestada en las encuestas. Siendo ello así, la persona podría escoger la menor opción de la disponibilidad a pagar presentada por el encuestador para que ésta sea aceptada y sea compatible con la mejora.

- la mejora se lleva a cabo y el pago, en el caso que exista, va a ser completamente independiente de su respuesta, en este caso se buscará la mayor cantidad dentro de las alternativas creíbles de la disponibilidad a pagar o disponibilidad a aceptar por parte del entrevistador.

Aceptando esta actitud egoísta de la persona como punto de partida, la existencia de un sesgo estratégico puede llegar a ser el problema principal del método de valoración contingente. En conclusión, se puede decir que la posibilidad de influir sobre la decisión final representa un incentivo para que la persona tome en serio la encuesta y medite la respuesta; el problema es que, de acuerdo a los supuestos tradicionales de la teoría económica, esta posición será sesgada.

Si se elimina esta posibilidad, se elimina el incentivo y nada garantizará que la persona no responda lo primero que se le venga a la cabeza, dado lo hipotético de la situación que se le plantea.

¿Cuales son las ventajas y los inconvenientes del método directo frente a los indirectos? la ventaja principal del método de valoración contingente, estriba en que éste es el único que puede cuantificar los valores de no-uso. Este argumento tradicional en su favor ha sido recientemente puesto en duda . En efecto, algunos autores con Larson (1987) han mostrado que, desde una perspectiva puramente teórica, podrían descubrirse los valores de no-uso que la persona otorga a determinados bienes públicos, a partir de la observación de su conducta en el mercado. Se requiere para ello sustituir las condiciones de complementariedad débil de Mäler por las condiciones de neutralidad débil de Hicks.

El hecho de que esta posibilidad se encuentre en un estado meramente teórico impide en este momento precisar hasta que punto puede llegar a debilitar la ventaja del método de la valoración contingente en la práctica. En segundo lugar, el método de valoración contingente no requiere de ningún supuesto previo, ni de ninguna estimación de la función de demanda de la persona, salvo en el caso del formato binario, con lo que se evitan los posibles errores de especificación y estimación. En tercer lugar, el método de valoración contingente es el único que permite descubrir la compensación exigida para permitir un cambio de algo que deteriore

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

el bienestar, o renunciar a uno que lo mejorará, ofreciendo, por tanto, una información que no reproduce la que se obtendría en un hipotético mercado.

En cuanto a las desventajas, éstas giran en torno a la desconfianza que despiertan las respuestas obtenidas con el método. El escepticismo con respecto a la honradez de la conducta del entrevistado ha ido dejando una duda más esencial sobre el verdadero sentido de su respuesta. El problema con ello es que, a diferencia de lo que ocurre con los métodos indirectos, no hay forma de contrastar la validez de los resultados obtenidos con el método de valoración contingente en aquellas ocasiones en las que sería más necesario, cuando es el único aplicable ante la ausencia de mercados directos. Las comparaciones que se han hecho de sus resultados con los obtenidos a través de otros métodos (costo de viaje, precios hedónicos), cualquiera que sea el veredicto que arrojen, no debe hacer perder de vista el hecho de que ambos se sitúan en una perspectiva temporal diferente. Mientras que los métodos indirectos intentan averiguar a través de la observación de su conducta el valor que la persona le otorga a un cambio que ya ha ocurrido, el método de la valoración contingente presenta en general, una situación hipotética que todavía no se ha dado. En presencia de incertidumbre, sin embargo, la utilidad que una persona espera recibir de un determinado bien antes de conocer el estado de la naturaleza que le acompañará, puede diferir dramáticamente de la que obtendrá de hecho, una vez que ésta incógnita se resuelva (Mitchell y Carson, 1989).

Es difícil concluir con un diagnóstico preciso sobre la validez y solidez del método de la valoración contingente, de sus ventajas y desventajas relativas. Sin embargo, dados sus valiosos resultados, su aplicación se ha extendido ampliamente y hoy en día es una de las metodologías más adecuadas en la Valoración Económica de Bienes No Mercadeables.

A continuación, se presenta un formato de encuesta utilizado en un estudio de estimación de los Beneficios Económicos de una política de restauración del Salmón en Massachusetts, Estados Unidos

Formato de Preguntas Utilizadas en Varios Estudios de Valoracion Contingente, Adaptado de Mitchell y Carson (1989), y presentado en Fields (1997). Estudio Original de Hager T.; Stevens T. y Willis C. (1989).

Ejemplo 1: Estudio para calcular beneficios de mejoramientos a nivel nacional en la calidad del agua dulce.

1. ¿Cuantas personas de esta unidad familiar tienen edades inferiores a 18 años?

2. ¿Durante los últimos 12 meses, ¿usted o cualquier miembro de la unidad familiar practicó canotaje, pesca, natación, esquí acuático u otro deporte en un río, lago o corriente de agua dulce?

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Algunas metas nacionales sobre contaminación de agua:

Meta C: 99 % del agua dulce por lo menos es navegable.

Meta B: 99 % del agua dulce por lo menos sirve para practicar pesca.

Meta A: 99 % del agua dulce sirve por lo menos para practicar natación.

3. ¿Cual es la más alta cantidad que estaría dispuesto a pagar cada año para alcanzar cada una de esas metas?

a. Para alcanzar la meta C

b. Para alcanzar la meta B

c. Para alcanzar la meta A

4. De acuerdo con las clases de ingresos que aparecen en la lista anexa a la tarjeta, ¿Que categoría describe mejor el ingreso total que usted y todos los miembros de la unidad familiar obtuvieron en 199__?

Ejemplo 2: Estudio para Calcular el Valor de Recuperación del Salmón

Suponga que se suspendieron todos los fondos para la recuperación del Salmón Atlántico en Nueva Inglaterra. Sin estos fondos, no habrá un esfuerzo organizado capaz de recuperar o preservar este tipo de Salmón, y este se extinguiría en la mayor parte de los ríos de Nueva Inglaterra.

Ahora suponga que una fundación privada independiente se constituye para recuperar esta especie. Las actividades de la fundación incluirán mantenimiento y recuperación de sus hábitat, y reintroducirán salmón pequeño en aguas seleccionadas. Suponga que la fundación estará en capacidad de recuperar el Salmón Atlántico en los sistemas fluviales importantes de Nueva Inglaterra en los próximos cinco años siempre y cuando estos reciban los fondos adecuados. La fundación se constituirá de donaciones privadas durante los próximos cinco años. A todos los contribuyentes se les suministrara información, sin ningún costo, acerca de cómo le va al Salmón Atlántico en Nueva Inglaterra, qué ríos suministran oportunidades para ver esta especie de Salmón, y dónde podrá pescar.

¿Contribuiría usted con la cantidad de $_____ anuales durante los próximos cinco años, para ayudar a recuperar el Salmón Atlántico en Nueva Inglaterra? Por favor encierre con un círculo el número de su elección).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

1. SI-YO CONTRIBUYERA CON ESTA CANTIDAD. DE HECHO, DONARIA HASTA $_____ ANUALES DURANTE LOS PROXIMOS CINCO AÑOS. (Escriba la máxima cantidad que estaría dispuesto a pagar).

2. SI-NO CONTRIBUYERA CON ESA CANTIDAD.¿PORQUE NO?

3. LA CANTIDAD ES MUY ALTA, PERO DONARIA US $ ____ ANUALES DURANTE LOS PROXIMOS CINCO AÑOS. (Por favor escriba la mayor cantidad que pagaría).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

6.3. Conclusiones.

La primera parte de este capítulo exploró de manera muy superficial los fundamentos teóricos de la teoría de valoración de bienes no mercadeables. Aprendimos que esta teoría se divide principalmente en dos tipos de enfoques, el enfoque directo y el enfoque indirecto, y que utiliza en su gran mayoría herramientas microeconómicas para la medición del bienestar derivados del uso y no uso de bienes no mercadeables.

También se presentó la teoría del método de Valoración Contingente. Metodología utilizada para construir mercados hipotéticos para bienes de naturaleza no mercadeables. Aprendimos que a pesar de que este método es muy sensible a una serie de aspectos tales como el diseño de la encuesta, el tipo de pregunta, el vehículo de pago, el procedimiento de realización de la encuesta, es la única herramienta disponible para estimar el valor económico total de un recursos natural y/o ambiental.

Si un estudio de valoración contingente es diseñado y dirigido por el investigador de manera cuidadosa, teniendo en cuenta el tratar de evadir los sesgos que generan estimaciones equivocadas de valores, podríamos decir que este método es una buena herramienta para la estimación de cambios en el bienestar económico derivados de cambios en los niveles disponibles de calidad y cantidad ambiental.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

7

Valoración Económica Ambiental: El Método del Costo de Viaje.

7.1. Introducción

El método del Costo de Viaje es un método de valoración de bienes que no tienen un mercado definido donde se obtenga información sobre precios y cantidades demandadas. Por lo tanto, la valoración se realiza indirectamente a través de mercados relacionados. Este método se usa para la valoración económica de espacios naturales, espacios recreativos, parques, zonas de interés paisajístico, reservas, etc., para los que el mercado indirecto existente es el mercado del transporte, es decir, se puede aplicar en la valoración de bienes que requieren de movilización para su consumo. Los objetivos de la metodología son:

- Estimar el valor de uso del bien, partiendo del hecho de que una persona que visite un cierto lugar percibe un beneficio al consumir algunas de las características ambientales que allí encuentra y que es igual al costo de viaje, de forma tal que se puede estimar con cierta precisión y confiabilidad.

- Determinar el valor económico que la sociedad asigna a un recurso natural como consecuencia de cambios en el bienestar, debido a deterioros o mejoras de la calidad ambiental del recurso.

Los supuestos de l a Metodología son:

- El visitante maximiza su utilidad sujeto a las restricciones de ingreso y de tiempo.

- No existen lugares alternativos (sustitutos) con características naturales (o atributos naturales) similares.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- Cada viaje de recreación persigue un solo propósito.

- Existe un costo de oportunidad del tiempo dedicado a la recreación.

- El tiempo de trabajo o el tiempo de permanencia en el lugar es de libre elección y es el mismo para todos[102].

- Los visitantes reaccionan de igual manera ante un incremento del costo de viaje, que ante un aumento en el precio de entrada al lugar.

- Existe complementariedad débil entre la calidad ambiental (Q) y la demanda por visitas, reflejándose una relación no decreciente entre ambos bienes. De esta forma, el excedente del consumidor es una buena medida de la variación compensada.

Las estrategias a seguir para la Aplicación del método del Costo de Viaje son:

- El estudio debe basarse en observaciones de comportamiento de los individuos en mercados reales afines.

- El flujo de información se consolida a través de entrevistas, preferiblemente con un enfoque individual antes que el zonal, debido a que este último utiliza datos promedio.

- El modelo econométrico empleado para la estimación de la función de demanda por recreación es el de distribución de probabilidad Poisson, un modelo Tobit, o modelos truncados, según amerite el caso.

La aplicación práctica de este método, presenta problemas en el momento de generar datos agregados, por esto es necesario replantear las técnicas utilizadas. Existen también problemas para definir la variable que mide el costo de viaje, pues existen proxys como el costo percibido por el visitante, el costo variable o el costo real, que presentan ventajas e inconvenientes. El método del costo de viaje es un tipo de valoración económica indirecta que tienen las siguientes características:

1. Para muchos individuos, la demanda por el bien (por el sitio de recreación) es igual a cero.
2. El bien (el sitio de recreación) no tiene un mercado observable.
3. Para utilizar este bien, el individuo necesita transportarse hasta el sitio de recreación.

[102] Ver Freeman, A. M.III (1993). The Measurement of Environmental and Resource Values. Resources for the Future. Washington, D.C.: 445-448.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Supongamos un sitio de recreación como un río. Lo que queremos valorar es el acceso al sitio, o eventualmente el impacto que tiene una mejora ambiental sobre este valor económico de este bien.

7.2. Presentación del Modelo de Costos de Viaje.

Puesto que el sitio de recreación se valora a partir de los costos en que incurren las personas por visitar el sitio, la información a recolectar debe contener de la manera más completa todos los costos en que incurren las personas para visitar el sitio de recreación, incluyendo el costo de oportunidad del tiempo. Las variables a incluir en un modelo de costos de viaje son:

x = Número de Viajes (este es el valor que queremos construir).
c = Costos incurridos en transportarse al sitio.
t = Tiempo empleado en cada viaje (tiempo unitario).
tx = Tiempo total de viaje
z = Canasta Hicksiana de Bienes diferentes al bien o servicio proveído por el Recurso Natural.

El supuesto del que se parte es que el tiempo tiene un valor. Supongamos que T es el tiempo total disponible, h son las unidades de tiempo de trabajo y w es la tasa de salario. Donde el tiempo total es T = h + t, por consiguiente h = T - t ; sería el tiempo empleado en trabajo. La restricción de tiempo por lo tanto es :

$$T = h + tx$$

Equivalente al tiempo dedicado a trabajar más el tiempo que el individuo invierte en recreación. De otro lado, si w es la tasa de salario, y^0 es el ingreso no salarial o fijo del individuo, tendremos que el ingreso total del individuo estará dado por:

$$y = wh + y^0$$

El individuo reparte un ingreso entre ir al sitio y comprar los demás bienes de la canasta Hicksiana, partimos de la restricción presupuestal:

$$y = cx + pz = wh + y^0$$
$$y = cx + pz = w[T - tx] + y^0$$
$$y = cx + pz = wT + y^0 - wtx$$

Donde cx es el ingreso gastado en el viaje, pz es el ingreso gastado en el resto de bienes (bienes de la canasta Hicksiana), wh es el ingreso percibido por trabajo y y^0 es el ingreso fijo. Donde x y z son las únicas opciones que se tiene para gastar el ingreso.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Al elegir el número de viajes que se van a realizar, se está eligiendo el tiempo gastado en estos, así, el resto del tiempo quedará disponible para trabajar. Esto se representa como:

$$x[c + wt] + pz = wT + y^0$$

Es decir el costo incurrido en ir a visitar el sitio más el costo de oportunidad del tiempo que invierte en visitar el sitio, junto con el gasto incurrido en la compra del resto de bienes, será igual, a la cantidad de ingreso que recibe el individuo por trabajar más un ingreso fijo diferente del que recibe por trabajo. Esta es la restricción presupuestal de pleno ingreso. El individuo busca maximizar su función de utilidad sujeto a la restricción anterior:

$$\textit{Maximizar } U(x,z) \textit{ sujeto a } x[c + wt] + pz = wT + y^0$$

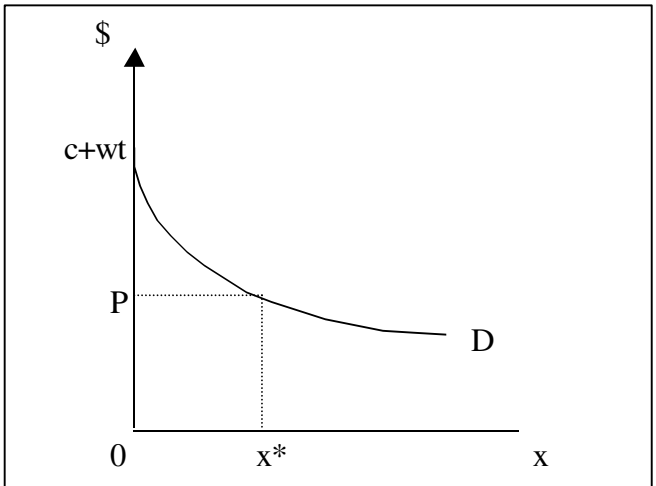
$$L = U(x,z) - \lambda[\, x\,(\, c + wt) + pz - (wT + y^0)\,]$$

Las condiciones de primer orden de este problema de maximización son:

$$\frac{\partial U}{\partial x} = \lambda(c + wt)$$
$$\frac{\partial U}{\partial Z} = \lambda p$$

La ecuación de demanda marshalliana para x, que resulta de las condiciones de primer orden es:

$$x = f[(c + wt),(\, wT + y^0)]$$



Gráfica 7.1: Función de Demanda por Recreación.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La dispersión geográfica de las poblaciones con relación al sitio hará que sea diferente el excedente del consumidor. Mientras más nos alejamos del sitio de visita, y surjan sustitutos relevantes, es necesario incluir estos sitios en la estimación del modelo. Es decir, hay que tener en cuenta que cuando aumenta el costo de X, nos podemos estar aproximando a otro sitio sustituto. Esto hay que tenerlo en cuenta en la estimación econométrica.

Entonces, si maximizamos incluyendo el sustituto, tenemos:

$$L = U(x_1, x_2) - \lambda[(c_1 + wt_1)x_1 + (c_2 + wt_2)x_2 + pz - wT - y^0]$$

Donde c_1 y c_2 , t_1 y t_2 están correlacionados fuertemente tanto de una manera positiva como negativa, existe riesgo de sesgo en la estimación si se excluyen los sustitutos del modelo, por eso hay que tener cuidado en incluir los sustitutos relevantes en el modelo. Por consiguiente, la función de demanda estará dada por la expresión:

$$x_1 = f_1(c_1 + wt_1, c_2 + wt_2, wT + y^0)$$

Donde $c_1 + wt_1$ es el costo de visitar el sitio 1 (sitio en estudio), $c_2 + wt_2$ es el costo del sitio sustituto y $wT + y^0$ es el ingreso del visitante. La variable precio también forma parte de la función, pero puesto que es igual para todos, no tiene relevancia en el modelo econométrico.

7.3. Recolección de la Información.

Para la recolección y levantamiento de datos se recomiendan dos procedimientos:

1. Encuesta a la Población (Population Survey): Se puede hacer mediante diferentes procedimientos, por ejemplo, enviando por correo un cuestionario a todos los habitantes del sitio, o realizando una encuesta dirigida a una muestra de viviendas, o una encuesta aleatoria vía telefónica. Cuando nos interese un sólo sitio habrá muchas personas entrevistadas cuya demanda será cero. Este debe tenerse en cuenta para la especificación del modelo econométrico.

2. Encuesta sobre el Sitio de Interés (On site Survey): En este caso, la demanda será siempre positiva. Esto también lo debe tener en cuenta el modelo econométrico. El modelo a utilizar funciona para ambos casos.

La función de demanda con la que vamos a trabajar es:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$f_1(c_1 + wt_1, c_2 + wt_2, wT + y^0) = f(V)$$

Donde V es un vector que contiene todas las variables consideradas como explicativas, es un vector de todos los componentes de la demanda como ingreso, precio, etc. Para estimar los parámetros, se pueden utilizar muchos tipos de modelos. El modelo que utilizaremos aquí es el modelo de Poisson, el cual es del tipo "Count Model", y tiene las siguientes características:

1. La Variable Dependiente es no Negativa, es decir, la variable dependiente debe ser ≥ 0.
2. La Variable Dependiente es un número entero, es decir, VD = 0,1,2...

Otra alternativa frecuentemente utilizada es el modelo Tobit. Tanto el modelo Poisson como el modelo Tobit se estiman a través del método de máxima verosimilitud.

7.4. El Modelo de Poisson para Estimación de la Demanda por Recreación.

Este modelo contiene especificaciones estocásticas. En este modelo se supone que la distribución de probabilidad para la variable dependiente es la probabilidad del número de viajes esperados al sitio, y está dada por:

$$\Pr ob(x) = \frac{e^{-\lambda}\lambda^x}{x!}$$

Donde x es el número de viaje por temporada y λ es la media para el caso de una distribución de Poisson.

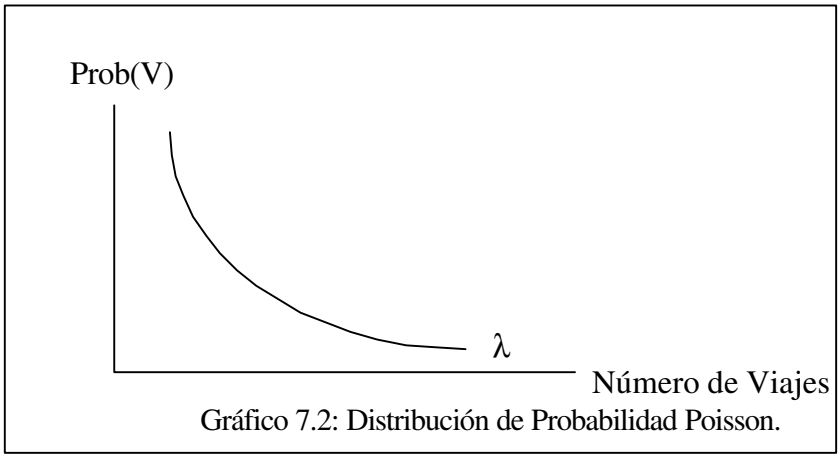


Gráfico 7.2: Distribución de Probabilidad Poisson.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La forma de la función depende exclusivamente del valor de λ. Además de incluir la variable costo total en el modelo simple, se deben tomar en cuenta otras variables independientes que tengan algún grado de explicación en cuanto al número de visitas al sitio.

El valor esperado de λ será igual a:

$$E(\lambda) = \sum_{x=0}^{\infty} \frac{x e^{-\lambda} \lambda^{x}}{x!} = \lambda$$

Donde el comportamiento de la variable dependiente de la distribución de probabilidad de la función, se asume como:

$$\lambda = e^{\left[\beta V\right]} = e^{\left[\beta_0 + \beta_1 (c_1 + wt_1) + \beta_2 (c_2 + wt_2) + \beta_3 (wT + y^0) + \beta_4 V_4 + ... + \beta_n V_n\right]}$$

Siendo esta la función determinística del modelo. Todas las alternativas deben ir especificadas en la función exponencial, es decir, esta función debe incluir todos los argumentos de la función de demanda, así, λ queda en función de las variables independientes. Luego escribimos la función de máxima verosimilitud para estimar los coeficientes betas. La probabilidad de que la familia i visite el sitio x veces esta dada por:

$$L(x_1, x_2, x_3, \lambda) = \frac{e^{-\lambda} \lambda^{x} 1}{(x_1)!} . \frac{e^{-\lambda} \lambda^{x} 2}{(x_2)!} . \frac{e^{-\lambda} \lambda^{x} 3}{(x_3)!} \Rightarrow L = \left[\lambda_i, V, \beta\right] = \prod_{i=1}^{n} \frac{e^{-\left[\exp(\beta V_i)\right]} e^{\left[\beta V_i\right]^{x_i}}}{x_i!}$$

Como puede apreciarse L esta en función de las variables independientes. Donde la probabilidad de λ_i estará dada por:

$$P(\lambda_i) = \frac{e^{-\exp\left[e^{V_i}\right]} \exp\left[\beta V_i\right] X_i}{X_i!}$$

Con lo cual estimamos los β`s. Por consiguiente, la demanda determinística por viajes al sitio de recreación estará dada por:

$$\overline{X} = \exp\left[\beta_0 + \beta_1 (c_1 + t_1 w) + \beta_2 (c_2 + t_2 w) + \beta_3 (wT + y^0) + ... + \beta_n V_n\right]$$

Es decir:

$$\overline{X} = \exp\left[\beta_0 + \beta_1 (precio\ \ propio) + \beta_2 (precio\ \ sustituto) + \beta_3 (ingreso) + ... + \beta_n (resto\ VI)\right]$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Al final tenemos:

$$\overline{X} = \exp\left[\beta_0^* + \beta_1(c_1 + t_1 w)\right]$$

Donde:

$$\beta_0^* = \beta_{01} + \beta_2(c_2 + t_2 w) + \beta_3(wT + y^0) + \ldots\ldots + \beta_n V_n$$

¿Cuál es la relación entre las variables dependientes e independientes en el problema? Todo esto se hace para conocer el excedente del consumidor a partir de la estimación de la demanda determinística. Por consiguiente, el excedente del consumidor estará representado como[103]:

$$\Delta S = \int_{P^0}^{\infty} \exp\left[\beta_0^* + \beta_1 P\right] dP = \exp(\beta_0^*) \int_{P^0}^{\infty} \exp\left[\beta_1 P\right] dP$$

$$= \exp(\beta_0^*) \frac{\exp(\beta_1 P)}{\beta_1}\Bigg|_{P=P^0}^{P=\infty} = \frac{0 - \exp(\beta_0^* + \beta_1 P^0)}{\beta_1}$$

Puesto que $exp[\beta_0 * + \beta_1 P^0]$ es la demanda. Entonces, el excedente del consumidor será igual a:

$$\Delta S = -\frac{\overline{X}}{\beta_1}$$

[103] Es importante destacar que cuando evaluamos en un precio infinito, la demanda es cero, pues suponemos que 1 es negativo para tener una curva de demanda con pendiente negativa.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

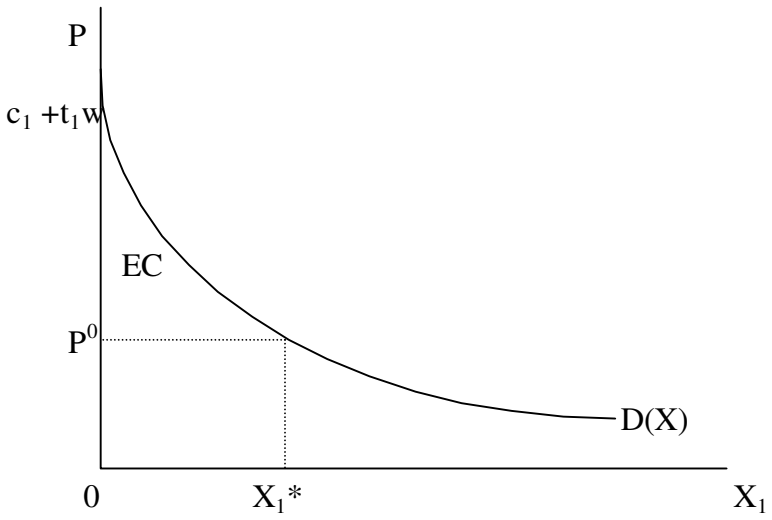


Gráfico 7.3: Excedente del Consumidor

Este es un modelo indirecto, de revelación de preferencias. En la valoración contingente, lo más importante es formular correctamente la pregunta sobre la disponibilidad a pagar; el resto es trivial, y no hay cabida para errores en las estimaciones. En este modelo, por el contrario, formular los cuestionarios es fácil, pero existe una alta probabilidad de cometer errores en el momento de la estimación econométrica. Por consiguiente, hay que tener en cuenta las variables explicativas que se van a tomar y especificar el modelo con cuidado.

Existe otro modelo para estimar modelos de costo de viaje. Este modelo es llamado Tobit y parte del supuesto de que la variable dependiente es lineal. Si la encuesta fuera "en el sitio", habría entonces que especificarlo en el modelo. También se podría recurrir a procedimientos de truncamiento para el caso de limitar las distribución en algún valor. Por ejemplo, estimar la demanda por recreación a través de un modelo truncado en cero, para incluir solo en la distribución valores estrictamente mayores a cero. Para finalizar también se debe mencionar que existen los modelos de elección discreta o modelos RUM por medio de los cuales también se pueden hacer estimaciones de beneficios por recreación ante mejoras ambientales. Este tema no es tratado aquí, si embargo, el lector interesado en este tema puede consultar Freeman (1993) o Braden y Kolstad (1998, tercera impresión). Así como también escritos de revistas especializadas en economía ambiental y de recursos naturales.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

7.5. Conclusión.

En este capítulo estudiábamos uno de las metodologías representantes del enfoque indirecto de valoración económica de bienes no mercadeables, el método del costo de viaje. Aprendimos que a través del método del costo de viaje podemos estimar el valor económico del recurso natural derivado de su uso directo. Esta metodología es llamada indirecta debido a que el cálculo del valor del recurso natural es estimado de manera indirecta a partir de información disponible sobre cantidades demandadas y precios de bienes de mercado relacionados con el recurso natural.

De igual manera aprendimos que este método por ser indirecto por naturaleza necesita de información sobre las preferencias reveladas de los individuos por determinados tipos de bienes. El éxito de esta metodología depende en gran parte del tipo y de la calidad de la información recolectada en los mercados de los bienes convencionales relacionados con el bien y/o recurso natural.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

8

Valoración Económica Ambiental: El Método de los Precios Hedónicos.

8.1. Introducción

La medición de los beneficios debido a mejoras ambientales es muy difícil de realizar pues no existen mercados para la calidad ambiental. Si embargo, uno puede observar el comportamiento de mercados que están relacionados con la calidad ambiental, siendo posible algunas veces medir la disponibilidad a pagar de las personas por los bienes ambientales usando datos de estos mercados. El método Hedónico es una de las tantas metodologías desarrolladas para tratar de realizar estas estimaciones. Este método se basa principalmente en el hecho de que algunos bienes o factores de producción no son homogéneos y que pueden diferenciarse debido a sus numerosas características. Una de las características en que pueden diferenciarse es la calidad ambiental. Por lo general, los economistas han utilizado los métodos Hedónicos para analizar los efectos que estas características diferentes tienen sobre el precio de un bien o factor y por lo tanto para la construcción de la demanda por estas características.

El método de los precios Hedónicos es un método de valoración de intangibles, usado en mercados laborales y de finca raíz con énfasis en el medio ambiente. Una función Hedónica es una relación entre el precio de un bien heterogéneo[104] y las características diferenciadas en él contenidas. Se trata de analizar tanto la producción como el consumo de un bien heterogéneo, mediante la desagregación en sus unidades más básicas, sobre las que se basa el proceso de compra y venta: sus características y atributos. Como normalmente cada atributo no tiene un precio por separado, el precio del bien heterogéneo representa la valoración del conjunto, es

[104] Un bien heterogéneo es aquel bien compuesto por otros y por unas características diferenciadoras. Un ejemplo que permite aproximar la idea, es la de un supermercado, compuesto por un lote de productos, cada uno de ellos contienen diferentes cantidades de diversos productos. Supóngase que cada lote o paquete tiene un precio global, pero no los precios de cada artículo incluido. Sí se dispone de información acerca de las cantidades precisas que de cada producto hay en un paquete, se puede realizar una regresión usando el precio de cada paquete con relación a las cantidades de los artículos incluidos en cada paquete (regresores), para luego estimar los precios implícitos o hedónicos de cada artículo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

decir, el efecto agregado de precios "implícitos" o Hedónicos de cada característica y de las cantidades de cada una.

Los objetivos de la metodología son:

- Intenta descubrir todos los atributos de un bien que explican su precio, a la vez que se desea discriminar la importancia cuantitativa de cada uno de ellos.

- Determinar los precios implícitos de cada característica o atributo, con lo cual se obtiene la disposición marginal a pagar (DMAP) por una unidad adicional de atributo.

- Estimación de los impactos, por ejemplo, de una externalidad sobre el precio de una propiedad.

Los supuestos de la metodología son:

- El consumidor maximiza su utilidad sujeto a la restricción del ingreso.

- Existe un mercado competitivo, donde oferentes y demandantes del bien se ponen de acuerdo en una transacción.

- El precio de mercado reflejará el vector de atributos y este será una relación razonablemente constante, que dependerá del número de compradores y vendedores y de sus características.

- Existe complementariedad débil entre el bien privado y sus características o atributos.

Las Estrategias a seguir para la Ejecución de la Metodología son:

- Como los modelos Hedónicos tienen problemas de especificación, se debe realizar muchas pruebas hasta encontrar la función Hedónica adecuada.

- Se vale de las técnicas econométricas, para obtener el precio implícito de los atributos.

- En el caso de los estudios Hedónicos para el mercado de vivienda, es preferido utilizar el precio de alquiler debido a que es más dinámico y refleja los cambios del entorno, particularmente de las características objeto de atención.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El problema que presenta este método es que no se pueden estimar las funciones de disposición marginal a pagar por problemas de identificación[105], (solo podemos encontrar valores, no funciones), por lo que la DAP total no se puede evaluar. Asimismo, una vez conocido el precio del bien compuesto, es importante determinar el precio implícito adecuado que se debe asignar a las características que lo conforman. Si esto es posible, se sugiere tener cuidado en la agregación de la DMAP.

8.2. El Modelo de Precios Hedónicos y su Forma Funcional.

Los modelos Hedónicos están basados en el hecho de que algunos bienes o factores de producción no son homogéneos y pueden diferir en numerosas características, entre otras, la calidad ambiental. La idea básica de los modelos Hedónicos es que la utilidad del consumidor es una función de las cantidades de todos los bienes consumidos y también de los niveles de los atributos o características con que cuentan estos bienes. Estos modelos se utilizan para analizar los efectos que tienen estas características en el precio de un bien o factor, para luego extender el análisis a las demandas por dichos atributos cualitativos.

Las interacciones entre consumidores y productores en un mercado competitivo para un producto diferenciado determinan los precios Hedónicos de equilibrio. El modelo asume que una variedad particular del producto diferenciado puede ser representado por un vector $Z = (Z_1,Z_2,.....,Z_n)$ de las características del producto. Sin embargo, gran parte de la literatura sobre medición del bienestar con modelos Hedónicos ha desarrollado el estudio de los beneficios obtenidos a través de las mejoras en los atributos de bienes (públicos o cuasi -públicos) asociados, pero separados de las características físicas del producto (vivienda), en los que se incluyen parques, lagos, características visuales, calidad de aire, ruido, etc., representado por el vector $A = (A_1,.....,A_n)$.

El precio al que vende el productor es una función de las características del producto y de los atributos, que es la función Hedónica $P = P(Z,A)$. Un ejemplo de esto sería el precio de una vivienda cercana a las Sierras del Chicó, la cual estaría en función del número de alcobas, del área en metros cuadrados, de la existencia de garaje, de la calidad de los materiales y además en función de A que estaría representado por las Sierras del Chicó[106], como una característica ambiental que explica el precio de la vivienda.

[105] Se sugiere revisar Freeman III, A. M. (1993). The measurement of environmental and resource values. Resources for the future. Washington, D.C. : 387-391.

[106] Hueth D. L., Mendieta J. C., Welgus J., Mejia D., Zambrano C. (1999); Valoración Económica de Espacios Urbanos Públicos: El Caso de las Sierras del Chicó en Santa Fe de Bogotá.. Documento CEDE – UNIANDES.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Si las Sierras del Chicó proveen beneficios no mercadeables como paisaje y tranquilidad a los habitantes de viviendas cercanas a esta, estos beneficios estarán representados por el mayor precio de estas viviendas en comparación con otras viviendas muy parecidas pero carentes del atributo ambiental.

La determinación de los precios Hedónicos en el mercado puede ser explicada considerando el comportamiento de los consumidores y las firmas. Los consumidores difieren entre sí de acuerdo a un vector de características socioeconómicas, α. Un consumidor típico obtiene satisfacción del consumo de las características del producto diferenciado y de un bien compuesto X, maximizando su utilidad $U(X,Z,A;\alpha)$ sujeto a la restricción presupuestal $Y = X + P(Z,A)$, donde Y representa el ingreso del consumidor. Las acciones de los consumidores se representan por medio de la función de postura $\theta(Z,A,U,Y;\alpha)$ (bid function) que muestra la disposición a pagar del consumidor por un producto con características *Z(características físicas de la vivienda)* y atributos *A(las Sierras del Chicó).* Esta función es definida implícitamente por $U(Y-\theta, Z_1, A; \alpha) = U$, que es creciente y cóncava en las características y en los atributos y decreciente en el nivel de utilidad dado.

Las condiciones de primer orden para este problema de optimización requieren que la tasa marginal de sustitución entre una de las características y el bien compuesto sea igual al precio marginal de la característica, $\partial P/\partial Z_i$[107], que en su turno es igual a la función de postura marginal para la característica: $U_{zi}(Z,A,X;\alpha)/ U_x(Z,A,X;\alpha) = P_{zi}(Z,A) = \theta_{zi}(Z,A,Y,U;\alpha), \forall\ i = 1,....,n$. Similarmente, la tasa marginal de sustitución entre el atributo y el bien compuesto es igual al precio marginal del atributo, que al mismo tiempo es igual a la función de postura marginal para el atributo.

Por parte del mercado de productores, ellos deben seleccionar cuál versión del producto producirán al igual que el número de unidades. Sus costos dependerán de estas decisiones y variarán entre firmas si ellas tienen diferentes tecnologías o precios de factores. La función de costos puede ser representada por $C(M, Z, A; \beta)$, donde M es el número de unidades producidas y β es un vector de tecnologías específicas de la firma y precios de los factores. Los beneficios estarían representados por:

$$\Pi = MP(Z,A) - C(M, Z, A; \beta),$$

Donde el productor selecciona las características de la vivienda dados por "*Z*", los atributos ambientales, "*A*" y el número de unidades a producir, "*M*". Las condiciones de primer orden requieren que una versión del producto será seleccionada de tal manera que el precio marginal de cada característica sea igual al costo marginal por unidad de incremento en el monto de la característica determinada. El nivel de producción debe igualar el precio del producto con el

[107] Esta derivada se puede interpretar como el cambio marginal que se produciría en el precio de la vivienda producto de un cambio en el atributo ambiental, es decir, un cambio en las Sierras del Chicó.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

costo marginal. Para estudiar el equilibrio del mercado, el comportamiento de las firmas se puede traducir en funciones de oferta $\phi(Z, A, \pi ; \beta)$, donde ϕ representa el precio unitario que un productor puede aceptar por una vivienda con características Z y atributos ambientales A, obteniendo beneficios π dados unos atributos de producción β.

El vector Z de características de las viviendas y el vector A de atributos ambientales están relacionados con las rentas de las mismas a través de la función de precios Hedónicos $P(Z,A)$. esto permite hallar el valor del servicio no mercadeable como un valor mercadeable calculado a partir de la función de precio Hedónico. La función de precio Hedónico representa los precios de equilibrio, y está determinada en el mercado por la interacción de consumidores (demandantes de viviendas) y los productores (oferentes de viviendas). En equilibrio, los mercados se vacían[108] y las funciones de postura y oferta son tangentes de manera tal que la función de precios Hedónicos es la envolvente superior (inferior) de las funciones de postura (oferta). Es decir, la función de precio Hedónico es igual a una función que representa todos los puntos de transacciones de viviendas a diferentes precios y con viviendas diferenciadas en cuanto a sus características y atributos.

Por otra parte, la función de precios Hedónicos puede ser estimada especificando una forma funcional bajo el supuesto de que el mercado se encuentra en equilibrio. Las formas funcionales Log-lineal, Semi-log y Lineal han sido ampliamente usadas hasta que Halvorsen y Pollakowsky (1981) popularizaron la forma funcional Box-Cox cuadrática para determinar la función de precios Hedónicos.

Las estimaciones de la disponibilidad a pagar para mejoras marginales y no marginales en los atributos se pueden derivar de la ecuación Hedónica estimada. Bartik (1988) supone la existencia de un límite superior para los beneficios sociales totales de una mejora no marginal en el atributo como el incremento en el valor de propiedad (o renta) pronosticado por la función Hedónica original. Por ejemplo, para un cambio no marginal en un atributo de A_1 a A_2, la diferencia en el valor de propiedad como la pronosticada por la función de precios Hedónicos, $P(Z,A_2) - P(Z,A_1)$, es un límite superior para la disponibilidad a pagar. Similarmente, la disponibilidad a pagar para una mejora marginal en un atributo es igual a la derivada de la función de precios Hedónicos con respecto al atributo relevante evaluado en su nivel inicial, $\partial P(Z,A)/ \partial A \mid A = A_1$.

Otro tipo de metodología es la estimación de la función marginal de postura (marginal bid function), que hace una distinción entre las funciones de demanda compensadas y no compensadas. La primera función hace referencia a la función marginal de postura $\theta_z(Z,Y,U ;\alpha)$, y la segunda se refiere a la función marginal de postura no compensada $\theta_z(Z,Y ;\alpha)$, que corresponden a las funciones de demanda Hicksianas y Marshallianas respectivamente.

[108] Un mercado se vacía cuando la oferta por un bien es exactamente igual a su demanda.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Rosen (1972), sugiere un procedimiento de estimación en dos etapas para las ecuaciones de oferta y demanda para las características: Primero, la función de precios Hedónicos es estimada ; en la segunda etapa los precios marginales de la ecuación Hedónica estimada son usados como el vector de precios en la estimación simultánea de las funciones de oferta y de postura marginal. Para cada familia se observa un único punto en la función de postura marginal y es imposible distinguir entre los precios Hedónicos marginales de equilibrio y la función de postura marginal de la familia. De esta manera, la identificación de las funciones de postura marginal en la segunda etapa es imposible. Para identificar las funciones de postura marginal se tienen que imponer estructuras adicionales al sistema de ecuaciones o usar múltiples mercados.

Los modelos de renta de postura (Bid-Rent models) utilizan la forma funcional de la función de utilidad para estimar las funciones de demanda de las características y suponen la realización de una estratificación para asegurar que las familias en cada estrato tengan idénticas preferencias, ingreso y niveles de utilidad. La estimación de este modelo enfrenta dos problemas: No se puede probar la función de utilidad y la elección de su forma funcional es bastante subjetiva, y segundo, no es claro cómo se identifican los grupos de familias que reciben el mismo nivel de utilidad.

Para estimar los aumentos en el bienestar debidos a la inclusión de algún atributo como característica de la vivienda (como por ejemplo, un parque natural destinado a la conservación en un terreno no urbanizado previamente), es factible utilizar la metodología propuesta por los modelos Hedónicos, ya que esta presenta menos dificultades y debilidades que otras que se han desarrollado paralelas a estas formulaciones como lo son la función marginal de postura (marginal bid function) y el modelo de Postura de Renta (Bid-Rent model).

Existen dos enfoques generales al problema de elegir una forma funcional adecuada para un conjunto de datos. El primero, es especificar una forma particular con los mejores fundamentos teóricos y estimar los parámetros de las relaciones con la forma funcional elegida manteniendo la hipótesis (no comprobada). No obstante, en las ciencias sociales a menudo no es posible conocer la forma apropiada *a priori*, sólo a partir de las consideraciones teóricas.

Así mientras algunas especificaciones pueden ser excluidas sobre esta base (en particular la forma lineal aditiva en Hedónicos[109]), algunas exploraciones de formas alternativas son usualmente tomadas como una materia de curso cuando se presenta la teoría con un menú de posibles formas sin recomendar alguna en particular. Esta exploración no es particularmente bien definida pero básicamente involucra la obtención de datos indicando cual es la mejor forma funcional. Aquí la palabra "mejor" toma un amplio rango de significados, cada uno con diferentes niveles de sofisticación, rearreglando a partir de la inspección visual de los datos, la comparación de coeficientes de determinación a través de todas las formas alternativas donde

[109] Rosen 1974 argumenta que la función que relaciona el precio con los atributos del producto es poco parecida a ser lineal, al menos que se presente la posibilidad de un rempaque.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

los datos son evaluados exactamente en las regresiones, o a través el poder de transformar las evaluaciones en el contexto de máxima verosimilitud, o comprobar las hipótesis no comprobadas. Algunos de estos enfoques son revisados brevemente en secciones posteriores.

En el modelo Hedónico las familias eligen un vector de atributos "A", un vector "Z" de características de la vivienda, y un valor para "x" que representa los gastos en bienes diferentes al bien vivienda, para finalmente elegir una unidad de vivienda.Las familias enfrentan una restricción de ingreso "y", y unos gastos en bienes diferentes al bien vivienda "x". La función de precio Hedónico para las viviendas será:

$$P(Z, A)$$

La cual mide la relación de equilibrio entre la renta de la vivienda, Z y A. Si α representa las características socioeconómicas, el problema de maximización de la utilidad esta representado como:

$$(8.1) \quad \underset{Z,A,x}{\textbf{Max}} \quad \mathbf{U(Z, A, x; \alpha) \text{ sujeto a } P(Z, A) + x = y}$$

La función de postura $\theta(Z, A, x; \alpha)$, que representa la disponibilidad a pagarde los hogares por una unidad de vivienda con características Z y atributos A, dado un ingreso "y" y un nivel de utilidad "u", está implícitamente definida por:

$$U(Z, A, y - \theta; \alpha) = u$$

Condiciones de Primer Orden: Estas condiciones requieren que la tasa marginal de sustitución (TMS) entre las características y el bien compuesto (bien diferente a vivienda) sea igual al precio marginal de la característica, y sea igual a la postura marginal por la característica. Matemáticamente tenemos:

$$(8.2) \quad \frac{U_{Z_i}(Z, A, x; \alpha)}{U_x(Z, A, x; \alpha)} = P_{Z_i}(Z, A) = \theta_{Z_i}(Z, A, y, u; \alpha), \quad i = 1, \ldots, n$$

Igualmente, la TMS entre el atributo y el bien compuesto debe ser igual al precio marginal del atributo, el cual también es igual a la postura marginal por el atributo. La función de costos puede ser representada como:

$$C(Z, A, N; \beta)$$

Donde, N es el número de unidades producidas y β es un vector de tecnologías específicas de los propietarios de las empresas y de los precios de los factores. Tomando los precios como dados, el problema de maximización de los dueños es:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$(8.3)\ \underset{Z,A,N}{Max}\ NP(Z,A) - C(Z,A;N;\beta)$$

La función de oferta $\varphi(Z, A, \pi; \beta)$ representa el precio unitario que un propietario puede aceptar por una unidad de vivienda con características Z, y atributos A, y tener unos beneficios π, los cuales son encontrados resolviendo, según Rosen (1974)[110] de la siguiente manera:

$$\boldsymbol{\pi = N\varphi - C(Z, A, N; \beta)\ y\ \varphi = C_N(Z, A, N; \beta)}$$

El vector Z de características de la vivienda y el vector A de atributos están relacionados con la renta de la vivienda a través de la función de precio Hedónico P(Z, A). La función de precio Hedónico representa la estructura del precio de equilibrio y es determinada por la interacción en el mercado de los propietarios y de los hogares. En equilibrio el mercado de la vivienda esta despejado, y las funciones de postura y de oferta son justamente tangentes y la función de precio Hedónico es la envolvente superior (inferior) para la función de postura (oferta). Esto puede apreciarse en la siguiente gráfica.

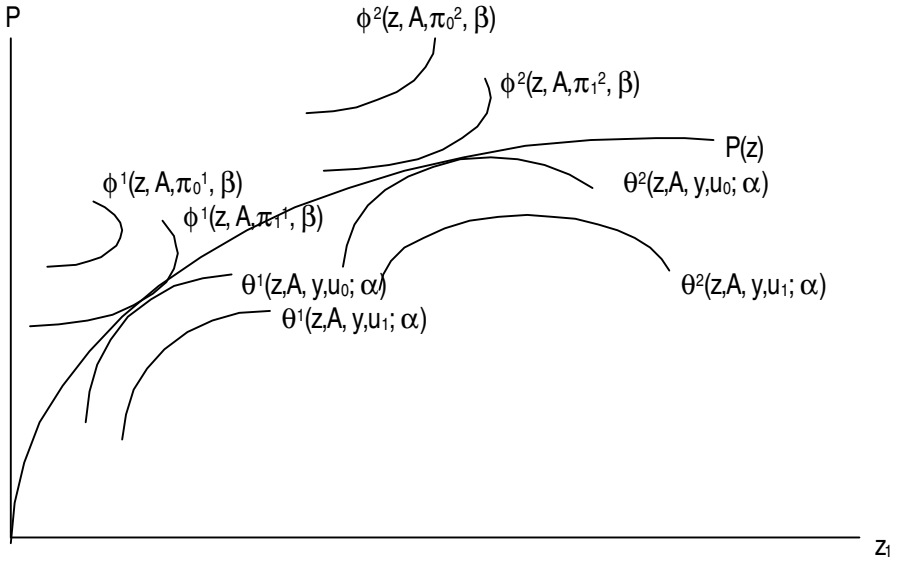


Gráfico 8.1: Función de Precio Hedónico

[110] Rosen, Sherwin. 1974. "Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition". Journal of Political Economics, vol 30, pp. 34-55.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

La estimación de los beneficios sociales totales de las mejoras en los atributos marginales y no marginales pueden ser derivados a partir de la función de precio hedónico. La función de precio hedónico puede ser estimada mediante la especificación de una forma funcional apropiada bajo el supuesto de que el mercado de vivienda esta en equilibrio. Para estimar el impacto en el bienestar de una mejora en un atributo es necesario que la función de precio hedónico no cambie y que los costos de transacción, movimiento y búsqueda sean insignificantes.

Las formas funcionales tradicionales de estimación de modelos hedónicos han empleado especificaciones lineales, semilog y log lineal. A mediados de los 80's creció el interés por la utilización de la forma funcional Box-Cox, debido a que esta forma funcional no impone restricciones, las cuales están presentes en los otros tipos de formas funcionales. La forma funcional más estimada para la función de precio hedónico es la forma funcional Box-Cox Cuadrática[111] sin restricciones:

$$P(Z) = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i z_i^{(\lambda)} + \sum_i \sum_j \beta_{ij} z_i^{(\lambda)} z_j^{(\lambda)} \quad (8.4)^{112}$$

$$z^{(\lambda)} = \frac{z^{\lambda} - 1}{\lambda} \text{ para } \lambda \neq 0, \text{ y } x^{(0)} = \ln(z)$$

Esta forma funcional es completamente restringida, por lo tanto todas las variables independientes son transformadas por el mismo λ. Idealmente, todas las variables independientes deberían ser transformadas por diferentes λ, pero esto generaría dificultades a la hora de obtener robustez en la estimación de las características individuales y en las prohibiciones relacionadas con la estimación de los coeficientes.

Tabla 8.1: Principales Formas Funcionales Modelos Hedónicos

Forma Funcional	Valores de los Parámetros	Estimador
Cuadrática Box-Cox	$\lambda \neq 0$ y $z^{(0)} = \ln(z)$	Máxima Verosimilitud
Lineal Box-Cox	$\beta_{ij} = 0$	Máxima Verosimilitud
Cuadrática	$\theta = \lambda = 1$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Lineal	$\theta = \lambda = 1$ y $\beta_{ij} = 0$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Translog	$\theta = \lambda = 0$	Máxima Verosimilitud
Log Lineal o Doble Log	$\theta = \lambda = 0$ y $\beta_{ij} = 0$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Cuadrática Semi-log	$\theta = 0, \lambda = 1$	Mínimos Cuadrados

[111] Todas las funciones de precios hedónicos estimadas en la literatura son casos especiales de la función Box-Cox cuadrática. Ver tabla 1.
[112] En la presente ecuación se encuentra excluido A por simplicidad. Los parámetros de esta ecuación son estimados por medio de máxima verosimilitud.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

		Ordinarios
Semi-log	$\theta = 0, \lambda = 1$ y $\beta_{ij} = 0$	Mínimos Cuadrados Ordinarios
Semi-log Inversa	$\theta = 1, \lambda = 0$ y $\beta_{ij} = 0$	Mínimos Cuadrados Ordinarios

Fuente: Gottlieb (1996).

Las formas funcionales más utilizadas en la literatura son la lineal Box-Cox, Log-lineal, Semi-log y la lineal. Las formas funcionales Cuadrática Box-Cox, Translog y Cuadrática Semi-log han sido raramente aplicadas.

$$(8.5) \quad P(Z,A,D)^{(0)} = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i z_i^{(\lambda_i)} + \sum_j \gamma_j a_j^{(\lambda_2)} + \sum_k \delta_k d_k ,$$

Donde, D denota un vector de variables dummys o dicotómicas. La ecuación (5) muestra la estimación de los parámetros para las características y los atributos en la transformación Box-Cox de manera separada. El incremento en la flexibilidad de la forma funcional y la descripción de una manera más realista del mercado de la vivienda, permite una mayor robustez del modelo. Los únicos autores que han estimado este tipo de funciones son Cheshire y Sheppard (1995)[113].

Los estudios empíricos en la literatura hedónica han estimado la función de precios hedónicos para una amplia variedad de características y atributos tales como tamaño del lote, número de cuartos, área de la vivienda, ruido, calidad del aire, uso de la tierra, parques, paisaje, proximidad a un lago y playas. Algunos estudios sobre atributos y características han sido realizados por:

Tabla 8.2: Estudios Hedónicos que incluyen Atributos Ambientales.

Autor	**Tema**
Weicker y Zerbst (1973)[114]	Parques
Abelson (1979)[115]	Vista- Paisaje
Brown y Pollakowski (1976)[116]	Valor de la Proximidad al Agua
Lansford y Jones (1995)[117]	Valor de la Proximidad al Agua
Milon et. al (1984)[118]	Valor de la Proximidad al Agua

[113] Cheshire, Paul y Stephen Sheppard. 1995. "On the Price of Land and the Value of Amenities". Economica, vol. 62, pp 247-267.
[114] Weicker, J. C. Y R. H. Zerbst. 1973. "The Externalities of Neighborhood Parks: An Empirical Investigation", vol. 49, pp. 99-105.
[115] Abelson, Peter W. 1979. "Property Prices and the Value of Amenities". Journal of Environmental Economics and Management, vol. 6, pp. 11-28.
[116] Brown, Gardner M. Y Henry O. Pollakowski. 1976. "Economic Valuation of Shoreline". The Review of Economics and Statistics, vol. 59, pp. 272-278.
[117] Lansford, Notie H. Jr. y Lonnie L. Jones. 1995. "Marginal Price of Lake Recreation and Aesthetics: An Hedonic Approach" Journal of Agricultural and Applied Economics, vol. 27, no. 1, 212-223.
[118] Milon, J. Walter, Jonathan Gressel y David Mulkey. 1984. "Hedonic Amenity Valuation and Functional Form Specification". Land Economics, vol 60, no. 4, pp. 378-387.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Fuente: Gottlieb (1996).

Tabla 8.3: Algunas Formas Funcionales estimadas por Autores:

Autor	Forma Funcional
Cheshire y Sheppard (1995)	Lineal Box-Cox
Cropper et al. (1988,1993)[119]	Lineal Box-Cox
Driscoll et al. (1994)[120]	Lineal Box-Cox
Follain y Jimenez (1985)[121]	Lineal Box-Cox
Garrod y Willis (1992)[122]	Lineal Box-Cox
IDB(1988)	Lineal Box-Cox
Lansford y Jones (1995)	Lineal Box-Cox
Milon et. al. (1984)	Lineal Box-Cox
Quigley (1982)	Lineal Box-Cox
Cropper et. al. (1988,1993)	Cuadrática
BID(1987)	Cuadrática
Abelson (1979)	Log-lineal
Brookshire et. al. (1982)	Log-lineal
Cropper et. al. (1988,1993)	Log-lineal
Abelson (1979)	Semi-log
Cropper et. al. (1988,1993)	Semi-log
Graves et. al. (1988)	Semi-log
BID(1987,1988)	Semi-log
Abelson (1979)	Semilog-inversa
Brown y Pollakowski (1976)	Semilog-inversa
Abelson (1979)	Lineal
Cropper et. Al. (1988,1993)	Lineal
IDB(1987,1988)	Lineal
Wiecker y Zerbst (1973)	Lineal

Fuente: Gottlieb (1996).

La función de precio hedónico debe al menos aproximarse a una curva de indiferencia convexa a la función de postura. Cropper et. Al. (1988), estiman la verdadera función de utilidad por

[119] Cropper, Maureen L., Leland B. Deck, and Kenneth E. McConell. 1988. "On the Choice of Funcional Form for Hedonic Price Functions", Reviews of Economics and Statistics, vol. 70, no. 4, pp. 668-675. Cropper, Maureen L., Leland B. Deck, Nalin Kishor, y Kenneth E. McConell. 1993. "Valuing Product Attributes Using Single Market Data: A Comparison of Hedonic and Discrete Choice Approaches", Review of Economics and Statistics, vol. 75, no. 2, pp. 225-232.

[120] Driscoll, Paul, Brian Dietz, y Jeffrey Alwang. 1994. "Welfare Analysis When Budget Constraint are Nonlinear: The Case of Flood Hazard Reduction", Journal of Environmental Economics and Management, vol. 26, pp. 181-199.

[121] Follain, James R., y Emmanuel Jimenez. 1985a. "The Demand for Housing Characteristics in Development Countries", Urban Studies, vol. 22, pp. 421-432. Los mismos autores (1985b). "Estimating the Demand for Housing Characteristics: A Survey and Critique", Regional Science and Urban Urban Economics, vol. 15, pp. 77-107.

[122] Garrod, Guy y Ken Willis. 1992. "The Environmental Economic Impact of Woodland: a two-stage hedonic price model of the amenity value of forestry in Britain". Applied Economics, vol. 24, pp. 715-728.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

medio de simulaciones de Monte Carlo. Estos autores compararon los precios de los atributos marginales con la verdadera postura marginal y encontraron que la función Box-Cox deja inoperantes a las otras formas funcionales cuando todos los atributos del bien son observados, o cuando algunos atributos no observados son reemplazados por proxys. Entre los autores que han comprobado la no restricción de la forma Lineal Box-Cox se tiene a Lansford y Jones (1995), Milon et. Al. (1984) y Quigley (1982). La comprobación de la prueba de hipótesis de las funciones Lineal, Log-lineal y Semi-log no fuerón relevantes.

8.3. Estimaciones por Mínimos Cuadrados Ordinarios y Máxima verosimilitud.

Gottlieb (1996), menciona que una manera simple de manejar la linealidad potencial en el contexto de mínimos cuadrados ordinarios es aproximar una función lineal con segmentos lineales. Un ejemplo de este enfoque se refleja en el modelo básico. (Ver Kmenta, 1971, p-469, y Judge et. Al. , 1980, p. 388, para una discusión del caso general).

Otro método empleado, el cual es un poco peligroso debido a los grados de libertad es el planteamiento de un enfoque de aproximación polinomial para una función no lineal basada en una expansión por series de Taylor de cualquier función f(X) alrededor de un punto arbitrario (Kmenta, pp. 452-454). Esencialmente este método incluye la estimación de una función con respecto a X. La linealidad puede ser comprobada a través de una prueba "F", bajo la hipótesis nula de que el parámetro obtenido para el término de mayor orden es cero. Un problema práctico con este segundo enfoque es que las columnas de la matriz de variables explicatorias X, X^2, X^3, etc., tienden a estar altamente correlacionadas, generando como consecuencia unas varianzas mucho más grandes que las reales de los parámetros estimados.

Una objeción de la prueba de linealidad mencionada antes, es que tales pruebas conducen a estimadores sesgados, los cuales pueden tener propiedades de muestreo no deseadas si la hipótesis nula es incorrecta (Judge et. al., 1980, Capítulo 3). Esta objeción puede hacerse en la mayoría de los casos, sin embargo, la selección del modelo adecuada puede ser alcanzada.

Existe una gama de modelos que son no lineales con respecto a las variables, pero lineales con respecto a los parámetros a ser estimados. Después de una transformación adecuada de la variable dependiente y/o variables independientes, tales formas funcionales pueden ser estimadas por mínimos cuadrados ordinarios. Existen muchos ejemplos de tales formas lineales en textos de econometría--- Daniel y Wood (1980), por ejemplo, presenta una gran selección de estudios con estimaciones lineales. El problema con este enfoque es que, *a priori*, nosotros a menudo no conocemos cual modelo no lineal es el apropiado--- al menos las consideraciones teóricas nos conducen a un modelo en particular (Biles y Swain, pp. 156-157). El procedimiento de preselección de una forma no lineal conveniente que sea implícitamente

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

lineal puede, en la practica, presentar internamente una tendencia a favor de la especificación semi-log.

Si estuviéramos interesados en seleccionar una transformación lineal de una familia de candidatos puede no ser simple elegir entre ellos utilizando el paquete de regresión por mínimos cuadrados ordinarios. Esto es particularmente el caso en que el modelo alternativo no es comprobado en el sentido de que un modelo no puede ser obtenido a partir de otro con un procedimiento limitado. En muchos casos, en trabajos aplicados, establecemos una forma funcional seleccionada por encima de todas las otras formas debido a que se persigue el mejor ajuste de los datos, por que fue más satisfactorio, o por que fue mejor que algunas justificaciones vagas que a menudo pasan sin atención. Lo que usualmente pasa en estos casos es que la especificación con la menor varianza de los errores (o mayor R^2) es seleccionada como la mejor; esta selección surge de un criterio sugerido por Theil (1971, p. 543).

Por otra parte, los modelos Box – Cox suponen transformaciones de las variables no lineales, las cuales pueden ser estimadas por mínimos cuadrados y por máxima verosimilitud. El modelo general para el caso de una sola variable independiente es de la forma:

$$Y_i^{(\lambda_1)} = \beta_0 + \beta_1 X_i^{(\lambda_2)} + \varepsilon_i$$

Donde $Y_i^{(\lambda_1)} = (Y_i^{\lambda_1} - 1)/\lambda_1$ y $X_i^{(\lambda_2)} = (X_i^{\lambda_2} - 1)/\lambda_2$. Necesariamente λ_1 no debe ser igual a λ_2, y $\varepsilon_i \sim (0,\sigma^2)$. Se asume que la variable dependiente transformada se distribuye normalmente, es homocedástica y tiene un valor esperado lineal en β_0 y β_1. El modelo es intrínsecamente no lineal. La forma funcional resultante a partir de la transformación Box- Cox depende de los valores de λ_i, los cuales son estimados junto con los β´s (ver Spitzer,1982, para una discusión completa) del estimador de máxima verosimilitud, mínimos cuadrados no lineales y el método de mínimos cuadrados ordinarios por iteraciones es necesario para la estimación de los parámetros de la transformación Box-Cox.

Con la transformación Box- Cox resultan algunas formas funcionales familiares determinadas a partir de los valores de los parámetros:

Tabla 8.4: Valores de los Parámetros y Formas Funcionales Box - Cox.

Valor del Parámetro	Modelo
$\lambda_1 = 0$ y $\lambda_2 = 1$	Semilog
$\lambda_1 = \lambda_2 = 0$	Doblelog
$\lambda_1 = \lambda_2 = 1$	Lineal

Fuente: Gottlieb (1996).

Otros casos intermedios son posibles algunas veces. El procedimiento Box-Cox es una manera atractiva de comprobar si los datos se ajustan a ciertas formas funcionales, incluso la linealidad

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

puede ser comprobada fácilmente por un prueba de verosimilitud. La transformación Box-Cox aparece como el método preferido en la literatura publicada sobre estimaciones hedónicas. Por esta razón nosotros la empleamos en nuestro análisis, pero reconociendo que el método no es el único propuesto para solucionar el problema general de la forma funcional[123].

8.4. Estimación de la Disponibilidad a Pagar.

La DAP marginal y no marginal de mejoras en los atributos puede derivarse de la ecuación hedónica. Bartik (1988), afirma que bajo el supuesto de que no hay cambios en la función de precio hedónico, el límite superior de los beneficios sociales totales de una mejora no marginal en un atributo crecerán junto con el valor de la propiedad (renta) proyectada por la función hedónica original de todas las familias afectadas. Por ejemplo, para un cambio no marginal en un atributo de A_1 a A_2, la diferencia en el valor de la propiedad (renta) proyectada por la función de precio hedónico, $\hat{P}(Z, A_2) - \hat{P}(Z, A_1)$, será un límite superior de DAP de las familias. Similarmente, la DAP de una mejora marginal en un atributo será igual a la derivada de la función de precio hedónico con respecto al atributo evaluado en el nivel inicial:

$$\left.\frac{\partial P(Z, A)}{\partial A}\right|_{A=A_1}$$

Siguiendo los trabajos de Cropper et. al. (1993) y BID (1987), se puede realizar una estimación de la DAP de cambios no marginales en las características de las viviendas. Lansford y Jones (1995), estiman el valor total no mercadeable para beneficios por recreación y estética de propiedades que están a 2000 pies del lago o menos. Los beneficios totales de no-uso de parques urbanos pueden ser estimados siguiendo los trabajos de Weicker y Zerbst (1973). La función de precio hedónico frecuentemente es estimada usando datos de diferentes localidades. Si el conjunto de datos de los hogares es homogéneo, la ecuación hedónica puede ser estimada combinando datos de la muestra. De otra manera, sería necesario estratificar la muestra (por ciudad, por tenencia) y estimar una ecuación hedónica para cada estrato.

[123] Existen al menos tres problemas con este método: El primero, es que el verdadero modelo no puede incluirse en la forma general, así que lo inadecuado de una hipótesis nula falsa mantenida no puede ser comprobada (Aneuryn-Evans y Deaton,1980). La segunda dificultad, es que el estimador de máxima verosimilitud convencional no se tiene, como usualmente se ejecuta, queda separado de las decisiones de que si Y(y por lo tanto el término del error) debiese ser tratado como homocedástico o heterocedástico a partir de la decisión de considerar la forma funcional correcta. Específicamente, es el sesgo en la estimación de λ_1 hacia una estimación de Y la que reduce la heterocedasticidad (Zarembka, 1974; Judge et al., 1980). Este problema puede ser remediado mediante el uso de la versión utilizada por Lahiri y Egy`s (1981) de estimador de máxima verosimilitud Box-Cox, pero siempre pueden permanecer otros problemas más críticos. El tercer problema, es que la variable dependiente transformada --- y por consiguiente el término del error--- debería ser truncado para todos los otros valores que $\lambda_1 = 0$. Asumiendo de Y es mayor que o igual a cero, $(Y^{\lambda_1}-1)/\lambda_1$ debería ser mayor o igual a $-1/\lambda$ para λ_1 mayor o igual que cero, y contrariamente para λ_1 menor o igual a cero (Amemiya y Powell, 1982). Entonces la variable transformada Y^{λ_1} no puede estrictamente estar distribuida normalmente a menos que $\lambda = 0$. Esto condujo a Amemiya y Powell a notar que el estimador de máxima verosimilitud Box-Cox no es, estrictamente hablando un modelo estadístico. Es meramente un método de estimación de parámetros los cuales potencialmente pueden producir parámetros inconsistentes. Amemiya y Powell proponen un estimados de mínimos cuadrados no lineal en dos etapas del modelo Box-Cox, en vez de los métodos acostumbrados en Spitzer(1982).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Con excepción de Cropper et. al. (1988,1993) y BID (1987) quienes generaron parámetros de la función de utilidad, todos los estudios hedónicos asumen que las familias tienen preferencias idénticas[124]. Por lo general, los estudios hedónicos incluyen una amplia lista de características, pero no incluyen datos sobre ventas de apartamentos en edificios. Si se incluyera esta información sería necesario la inclusión de variables dummy para la estimación de la ecuación hedónica. Estas variables ayudarían a identificar la localización de los apartamentos, esto es muy importante ya que dependiendo de la localización de los apartamentos (en diferentes pisos), dependerá el valor de estos.

Las características más comunes en estudios hedónicos son numero de cuartos, área de la vivienda, tamaño promedio de los cuartos, número de baños, números de alcobas con inodoros, número de pisos, número de chimeneas, número de garajes y espacios cubiertos, tamaño del lote, cercanía de acuíferos, e dad, año de construcción, datos de ventas, meses de venta, calidad de la construcción, condición estructural, índice de calidad de caminos, pisos y techos, índice de calidad sanitaria, tipo de calle, tráfico, condiciones externas, ruido (decibeles), distancia a la playa o lago, Nitratos en el Agua Subterránea, tiendas, empleos, tiempo de trabajo y accesibilidad.

Las variables dummy más comunes en estudios hedónicos son casa de ladrillos, sótanos, terraza, casa de una sola planta, casa con terraza, garaje, techado, calidad excelente o buena, mejoras, mejoras requeridas, patio trasero, parque, calle cerrada, transporte público, recolección de basura, luz en las calles, electricidad, cañerías, aire acondicionado, teléfono, piscina, lavaplatos, terreno de pasto, horno, chimenea, cocina independiente, baño privado, calefacción eléctrica, calentador de agua, calentador central, horno calorífico, año en el cual la propiedad es vendida, venta por debajo del valor de mercado, ocupación de propietarios, tenencia legal, vista de paisajes, vista de escenarios acuáticos, fachada en frente a un sitio acuático, fachada en frente a un parque, apoyo en el parque, área de frente con actividades recreacionales, inaccesibilidad y localización sobre el canal.

Las características más comunes sobre el vecindario son porcentaje de blancos, porcentaje de etnias, porcentaje de desempleo, porcentaje de fuerza de trabajo en diferentes trabajos, media, mediana y variabilidad de los ingresos en el vecindario, porcentaje de familias con niños, densidad de población, densidad de viviendas, localización en la ciudad, dummys para país o región, distrito escolar, tasa de crímenes, calidad de la escuela, gastos en seguridad publica, porcentaje de población alrededor de los 60 años, porcentaje de familias sin carros o con más de dos carros, porcentaje de tierra en uso industrial, porcentaje de tierra accesible/inaccesible para espacios abiertos, nuevos vecindarios construidos, altitud, visibilidad, NO2, partículas suspendidas totales. La estimación de la función Box- Cox hace posible la comprobación de la

[124] Por ejemplo, Brown y Pollakowski (1976), Driscoll et. Al. (1994), Follain y Jimenez (1985a), Garrod y Willis (1992). Brown y Pollakowski (1976) asumen que los hogares tienen ingresos idénticos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

forma funcional restringida, pero se debe tener en cuenta que esta función al igual que otras funciones solo proveen una aproximación de la verdadera forma funcional.

La diferencia entre el valor de la propiedad y la renta en los modelos hedónicos es de mucha importancia. Los precios de venta representan el valor capitalizado de la renta futura esperada y los niveles de los atributos netos para impuestos de propiedad. Los beneficios de una mejora ambiental potencialmente se subestimarían si los precios de ventas son utilizados en este modelo. Palmquist (1991), nota que el efecto neto de usar los precios de venta incluyendo el valor de la renta es probablemente pequeño debido a otros efectos contrarios a la dirección del impuesto a la propiedad. Los datos sobre precios de ventas son más utilizados en la estimación de modelos hedónicos, mientras que los datos sobre renta son sólo aplicados en modelos de postura de renta. Maler (1977) a enfatizado la importancia de asumir la complementariedad débil, por ejemplo, las familias tienen una DAP positiva por calidad ambiental sólo si ellos actualmente viven en esta zona. Si la complementariedad débil no es un supuesto válido la estimación hedónica debería subestimar la Disponibilidad a Pagar.

La distinción entre la percepción de las familias por calidad ambiental y la medición de la calidad ambiental actual es importante. Los estudios hedónicos asumen implícitamente que las familias pueden percibir las diferencias en calidad ambiental. Harris (1981), nota que la estructura de los precios hedónicos debería reflejar solamente la DAP de los hogares por un atributo en particular, si el nivel de medición de este atributo corresponde a lo percibido por el consumo de las familias. La estimación del precio de un atributo requiere la percepción de la calidad ambiental como una variable independiente. Los problemas relacionados con la aplicación de modelos hedónicos son las imperfecciones de mercado, información imperfecta (faltante) y los problemas en la medición del error. Para las aplicaciones empíricas se supone que el mercado esta en equilibrio y la oferta por viviendas es fija. Estos supuestos son válidos para el corto plazo pero no para el largo plazo. Por lo general, el mercado de la vivienda en el largo plazo no esta en equilibrio. Para Cropper et. al (1993), la no observación de los productos o las características de los agentes y los errores de medición pueden tener una gran influencia sobre la estimación hedónica. Para una profundización de esta temática el lector puede consultar Freeman (1993) y Braden y Kolstad (1998).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

8.4. Conclusión.

En el siguiente capítulo se presentó de manera muy superficial la teoría de precios hedónicos, una metodología de valoración económica indirecta a partir de la cual se puede estimar el valor económico de los atributos ambiéntales a partir de los cambios en el precio de la vivienda, un bien catalogado como heterogéneo.

A todo lo largo del capítulo se insistió en la presentación de bibliografía en la cual se encuentran importantes aplicaciones empíricas. Estos estudios representan excelentes puntos de referencia para investigadores que quieran desarrollar aplicaciones con esta metodología.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

9

Valoración Económica Ambiental: El Método de la Función de Hogares, aplicaciones en el campo de la Salud.

9.1. Introducción

Uno de los servicios más importantes del medio ambiente es la provisión de soporte a la vida humana. La capacidad de soporte a la vida humana provista por el medio ambiente puede verse afectada por los problemas de contaminación. Por ejemplo, el problema de emisiones de contaminantes al aire, reduce directamente los volúmenes de aire limpio en la atmósfera, haciendo que las personas se vuelvan más susceptibles a enfermedades respiratorias. Estos efectos se podrán manifestar en términos de incrementos en la tasa de morbilidad por enfermedades respiratorias o en incrementos en la probabilidad de contraer tales enfermedades. Es obvio, entonces, que los efectos sobre el medio ambiente por los problemas de contaminación, afectan directamente las condiciones para el buen desarrollo de la vida humana. Una interpretación de estos efectos desde el punto de vista económico, podría ser llamado "pérdida en utilidad o en bienestar de los individuos" gracias al deterioro del medio ambiente.

Freeman (1993), menciona que la contaminación del medio ambiente puede afectar la salud de las personas a través de las siguientes vías:

- A través de compuestos orgánicos, los c uales pueden contaminar acuíferos usados como fuentes de agua para consumo humano.

- A través de aguas sucias que no reciben un tratamiento adecuado o a través de la filtración al subsuelo de agua sucia almacenada en tanques sépticos, los cuales pueden ser la fuente principal para la proliferación de agentes vírales o bacterianos que pueden generar enfermedades en los humanos al consumir agua de fuentes contaminadas con estos patógenos.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- A través de la contaminación del aire por altos niveles de ozono o de dióxido de azufre, los cuales pueden generar con frecuencia y severidad, ataques de asma a las personas.

- A través de emisiones provenientes de fábricas, talleres de reparación y pintado de automóviles, los cuales pueden emitir diferentes contaminantes que generan efectos cancerígenos en las personas.

- A través del agotamiento del ozono estratosférico, causando el incremento en los niveles de radiación ultravioleta, y aumentando la incidencia de cáncer entre las personas.

A la hora de realizar investigaciones que busquen estimar en términos económicos los efectos de los cambios en el medio ambiente sobre la salud de las personas es muy importante tomar en cuenta ciertos tipos de relaciones.

La primera relación a considerar es la establecida entre el cambio ambiental y el cambio en el estatus de salud. Es decir, cómo los cambios en el medio ambiente afectan la salud de las personas. Los cambios en el medio ambiente por lo general son medidos a través de parámetros de calidad. Por ejemplo, el estado del agua de una fuente se puede medir a través de la demanda biológica de oxígeno (DBO5), la demanda química de oxígeno (DQO), la cantidad de sólidos suspendidos en el agua (SS), la cantidad de Coliformes presentes en el agua, el grado de turbidez del agua, etc. Para el caso del aire, los parámetros que servirían para medir el estado del recurso serían entre otros el nivel de partículas suspendidas en el aire, la cantidad de bióxido de carbono, la cantidad de bióxido de azufre.

La segunda relación a considerar es la existente entre el cambio en el estatus de salud y alguna medida monetaria, que permita encontrar el equivalente del cambio en la salud en términos de un esquema de compensación expresado por medio de una disponibilidad a pagar o una disponibilidad a aceptar. Freeman (1993), plantea el establecimiento de dos alternativas para valorar los efectos sobre la salud provenientes de la contaminación del aire. La primera alternativa propone la formulación de un modelo de conducta y elección del individuo, en el cual la calidad ambiental es una de las variables determinantes de este modelo. El resultado principal, es la generación de una medida monetaria equivalente al cambio en el estatus de salud expresada en términos de disponibilidad a pagar, la cual estará siempre en función del cambio ambiental.

La segunda estrategia es tratar con dos relaciones por separado. La primera relación trata de estimar el valor económico de un cambio o riesgo de un cambio en el estatus de salud. La segunda relación combina este valor con unas predicciones sobre el cambio en el estatus de

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

salud como una función de la calidad ambiental. Estas predicciones tienen que ser estimadas independientemente de los cambios o riesgo de cambios en el estatus de salud[125].

Por otra parte, Cropper y Freeman, capítulo VI en Braden y Kolstad (1991), mencionan que la teoría económica sobre la cual se soporta el marco teórico para la valoración económica de los impactos de la contaminación ambiental sobre la salud humana se basa en el supuesto de que las preferencias de los individuos estén caracterizadas por la sustituibilidad entre el ingreso y la salud. Además, afirman que las personas asignan un valor a la salud a través de un *trade off* que involucra la elección de una combinación entre varias combinaciones de salud y otros bienes de consumo. Este *trade off* entre ingreso y salud puede ser interpretado como una medida de disponibilidad a pagar del individuo por una mejora en su estatus de salud. Estos mismos autores, mencionan también, que la contaminación ambiental que afecta la salud de las personas puede generar pérdidas en el bienestar a partir de los siguientes canales[126]:

a. Aparición de gastos médicos asociados con los tratamientos a las enfermedades inducidas por la contaminación del ambiente, incluyendo el costo de oportunidad del tiempo gastado en obtener el tratamiento.

b. Pérdida de Salario.

c. Gastos en actividades defensivas y de evasión con las cuales se intenta prevenir las enfermedades inducidas por la contaminación.

d. Desutilidad asociada con los síntomas de la enfermedad y pérdida de oportunidades de disfrute del ocio.

e. Cambios en las expectativas de vida o en el riesgo prematuro de muerte.

Una reducción en los niveles de contaminación debería ser benéfica para las personas debido a que se reducirían algunos o todos los efectos anteriormente mencionados y su equivalente monetario sería una medida de los beneficios económicos que experimentarían las personas por mejoras en el medio ambiente.

[125] Un ejemplo para el anterior planteamiento sería la utilización de una medida del valor de las reducciones en el riesgo derivado a partir de un estudio sobre niveles de salarios y riesgo ocupacional, combinados con estudios macro o micro epidemiológicos que relacionen la contaminación del aire con las tasas de morbilidad, para llegar a la estimación del valor económico de una mejora en la calidad del aire.

[126] Los primeros tres efectos pueden ser cuantificados a través de medidas monetarias calculadas a partir de observaciones en los mercados. Los últimos dos efectos son más difíciles de estimar.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

9.2. Formas de definir y medir los efectos de la contaminación sobre la salud.

Los efectos sobre la salud de las personas pueden ser definidas en términos de mortalidad o morbilidad. La mortalidad puede definirse como el número total de muertes a partir de diferentes causas para un período de tiempo determinado dividido entre el número de personas totales correspondiente a una población. Esta tasa también puede ser interpretada como la probabilidad de riesgo de muerte de un individuo de la población para un período de tiempo determinado. Específicamente, freeman (1993), define que la medición de un cambio en el estatus de salud estaría expresado como el cambio en la probabilidad de muerte para los miembros de una población. Las tasas de mortalidad pueden ser expresadas por edad, sexo, estatus económico y causa de la muerte. Cropper y freeman en braden y kolstad (1998), dicen que la medición de un cambio en salud puede hacerse a través del cambio en la probabilidad condicional de morir para cada edad, de esta forma se identifica el riesgo para cada uno de los grupos de individuos.

Sin embargo, el problema con esta medición es que no se puede identificar la verdadera extensión de la enfermedad. Casos de enfermedades como cáncer, que puede ser percibido a través de ingerir o estar en contacto directo con contaminantes, muestra sus efectos negativos solamente en el mediano o corto plazo. Esto imposibilita la estimación directa de los beneficios económicos por reducción a la exposición de tales contaminantes, debido a que por lo general, la primera etapa de la enfermedad puede estar expresándose totalmente en un estado de latencia, por consiguiente, los beneficios económicos por reducción de los riesgos de contraer la enfermedad solamente se podrían estimar a partir de la aparición efectiva de los síntomas fatales en la persona.

Por otra parte, los cambios en salud también pueden ser definidos y medidos a través de la morbilidad, la cual se puede definir como el número total de personas afectadas por una enfermedad, tanto en su estado físico como mental, durante un período de tiempo determinado, dividiéndolo entre el número de personas totales correspondiente a una población. Según freeman (1993), la morbilidad puede ser clasificada de diferentes maneras. Una clasificación puede ser según la duración de la enfermedad, según el tipo de síntoma o según el tipo de actividad afectada. Al respecto cropper y freeman en braden y kolstad (1998) presentan la siguiente clasificación para la morbilidad:

i. Según la duración, la morbilidad puede ser crónica o aguda. La morbilidad aguda se refiere a enfermedades cuyos efectos no pasan de más de pocos días, con un final bien definido. La morbilidad crónica en cambio se refiere a enfermedades cuyas efectos se alargan en el tiempo y se pueden presentar indefinidamente.

ii. Según el grado de afectación de una actividad, expresándose en términos de días de actividad restringidos y días de incapacidad por el mal. Los días de actividad restringidos son aquellos días en que las personas pueden comprometerse a hacer algo, pero no del todo, a como lo hacen en sus actividades normales. Los días de incapacidad por el mal son los días en los

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

cuales la persona esta totalmente incapacitada a causa de la enfermedad, pudiendo estar en su hogar o en algún hospital.

iii. Según el tipo de síntoma de la enfermedad, que pueden medirse a través de los días de síntomas. Es decir, a través del número de días que la persona puede estar angustiada por presentar síntomas específicos tales como tos, dolor de cabeza o irritación de la garganta. Este tipo de medición de la morbilidad es utilizado muy frecuentemente cuando la morbilidad es causada por enfermedades no severas, pero si dejan a la persona sin la posibilidad de realizar sus actividades normales.

Al final, las restricciones de información, pueden hacer que la morbilidad se defina a través del número de casos reportados de una enfermedad. Esta medida puede ser utilizada tanto para enfermedades crónicas como agudas. El inconveniente es que no se puede distinguir el grado de severidad de la enfermedad en las personas. Respecto a lo anterior freeman (1993), menciona que a la hora de medir la morbilidad se debe tomar en cuenta el hecho de que la morbilidad y la mortalidad no son eventos discretos y pueden involucrar un cierto proceso secuencial alrededor del tiempo. Por consiguiente, los casos de enfermedad observados durante un cierto período de tiempo pueden clasificarse dentro de las siguientes categorías:

1. La morbilidad se inicia antes del comienzo del período observado y termina ya sea cuando se inicia la recuperación o cuando el individuo muere.

2. La morbilidad se inicia antes y termina después del período observado.

3. El inicio de la morbilidad ocurre durante el período observado y finaliza durante el mismo.

4. El inicio de la morbilidad ocurre durante el período observado y termina después del mismo.

Las cuatro categorías anteriormente mencionadas están incluidas al utilizar como definición de morbilidad el número de casos totales en un período de tiempo como un porcentaje del número de personas totales que componen la población para ese mismo período de tiempo.

9.3. Valoración Económica de la Reducción de los Riesgos de Muerte.

Algunas de las formas de contaminación pueden incrementar la mortalidad o las expectativas de reducción de vida. Debido a esto los economistas han tenido que tocar el delicado punto de valorar la vida. La valoración económica de la vida es uno de los aspectos más controvertidos debido a que el valor de la vida trasciende argumentos de tipo económico e involucra argumentos de tipo ético y moral que generan rechazo ante la idea de asignarle un valor monetario a la vida.

Cropper y Freeman en Braden y Kolstad (1991), mencionan básicamente dos enfoques alternativos para definir y medir el valor de las actividades ahorradoras de vida: el primer

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

enfoque se basa en la medición de la productividad económica de las personas cuya vida se encuentra en riesgo. Este enfoque es conocido con el nombre de "enfoque de capital humano" debido a que utiliza las ganancias descontadas a lo largo del tiempo de vida como una medida de valor. El segundo enfoque usa algún indicador de la disponibilidad a pagar del individuo por reducir los riesgos de muerte como una medida de valor.

9.3.1. El Enfoque de Capital Humano.

La premisa fundamental seguida en este enfoque es que el valor de la vida de una persona depende de lo que produzca, y que su productividad es medida exactamente por medio de las ganancias percibidas por su trabajo. Al momento que la persona muere, el producto "la vida de la persona", se pierde. El enfoque de capital humano calcula el valor de prevenir la muerte de una persona con una determinada edad, como el valor presente descontado de las ganancias de esta a lo largo del resto de su expectativa de vida. Estas ganancias son usualmente calculadas antes de impuesto para reflejar a los gobiernos y por consiguiente a la sociedad el interés en la productividad total de cada persona. De lo anterior podemos concluir entonces que el enfoque de capital humano esta fundamentalmente en desacuerdo con la perspectiva individualista de la economía del bienestar y la teoría del valor. No obstante, este enfoque pregunta por el valor que la sociedad asigna a la vida de una persona, dejando de una lado los derechos de las personas, sus preferencias y su disponibilidad a pagar. Al respecto Freeman (1993, pag. 323), se muestra en desacuerdo con este enfoque por cuanto se ignora el valor que la persona pueda tener por su salud y su bienestar. Freeman (1993), expone el siguiente modelo de capital humano para estimar el valor de prevenir la muerte de un individuo. Se suponen que el individuo presenta una edad t, el valor económico de prevenir una muerte es equivalente al valor presente descontado de las ganancias del individuo a lo largo del tiempo esperado de vida:

$$V = \sum_{i=1}^{T-t} \frac{\pi_{t+i} . E_{t+i}}{(1+r)^i} \qquad (9.1)$$

Donde π_{t+i} es la probabilidad de supervivencia del individuo de la edad t hasta la edad $t+i$, e_{t+i} son las ganancias esperadas del individuo hasta la edad $t+i$, r es la tasa de descuento y t la edad de retiro activo de la fuerza de trabajo. Cropper y freeman (1991), destacan una serie de problemas que pueden presentarse a la hora de implementar esta metodología. El primer problema tiene que ver con la consideración del concepto de productividad, es decir, la productividad debe ser considerada como neta o debe incluir el consumo del individuo. El inconveniente radica en que la medida de valor planteada por el enfoque de capital humano contradice totalmente la premisa individualista de la economía del bienestar convencional. El segundo problema tiene que ver con el papel de la producción no mercadeable en la medida de productividad y el calculo del valor. El efecto de no incluir la productividad no mercadeable es particularmente seria e inconveniente en el caso de amas de casa y familiares que no trabajan. El tercer problema, es la tasa de descuento utilizada en él calculo del valor presente neto de los beneficios. El valor del capital humano de un niño y de un adulto joven es muy sensible a la

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

elección de la tasa de descuento. En torno a esto, los trabajos empíricos como el de cropper y rice (1976) y el de landefeld y seskin (1982), han utilizado tasas de descuento del 10 y el 6 %, respectivamente.

Para finalizar con la exposición del modelo de capital humano hay que mencionar algunas implicaciones que pueden ser determinantes a la hora de tratar de estimar el valor económico de las reducciones en el riesgo de muerte. La primera, tiene que ver con la evidente subestimación de los resultados cuando se valora la vida de niños debido a que el período de descuento de las ganancias esperadas solamente se hace hasta que el niño ha alcanzado la edad para formar parte de la fuerza de trabajo activa. Otra implicación tiene que ver también con la subestimación del valor de la vida de personas del sexo femenino y personas de color frente al valor que se le puede asignar a la vida de persona del sexo masculino y personas de raza blanca.

9.3. 2. El Enfoque de Disponibilidad a Pagar.

El enfoque de disponibilidad a pagar (DAP) plantea un esquema de disponibilidad a pagar para el caso en que se presente una reducción en la probabilidad de morir ya sea por un accidente o por una enfermedad, y un esquema de disponibilidad a aceptar como una compensación para el caso contrario. La validez de este planteamiento se basa en el supuesto de que las preferencias individuales aseguran que las personas realicen las mejores elecciones y que estas sean consistentes con el problema de maximización del bienestar económico.

Entre los primeros autores que propusieron este concepto para valorar la vida se encuentran Schelling (1968), Mishan (1971) y Jones-Lee (1974, 1976). El hecho de que este enfoque se base en el supuesto de las preferencias tiene validez si se toma en cuenta que, los individuos en la mayoría de situaciones que enfrentan, actúan como si sus funciones de preferencias incluyeran las expectativas de vida o la probabilidad de supervivencia como argumentos directos. En la vida diaria, las personas hacen una serie de elecciones que involucran un *trade off* entre cambios en el riesgo de morir y otros bienes económicos cuyo valor puede ser medido en términos monetarios. En tales casos, las personas deben percibir con cuales alternativas seleccionadas experimentan una mejor situación, o si debieran seleccionar otro conjunto de alternativas con el objetivo de llegar a una mejor situación. Cuando es posible medir, en términos monetarios, la ganancia generada por estar en estas mejores situaciones, la disponibilidad a pagar por las alternativas seleccionadas es revelada por la persona. Estas selecciones son la base para la medición del valor económico del riesgo de muerte.

No obstante, el enfoque de disponibilidad a pagar también enfrenta una serie de dificultades. Al referirnos a la frase "valor de la vida", se corre el riesgo que en las preguntas de disponibilidad a pagar no se capte el verdadero significado de la frase, debido a que la persona a la cual se le hace la pregunta no delimita la verdadera dimensión de la pregunta. Es muy común encontrar casos en que las personas no reportan valores de disponibilidad a pagar finitos debido a que la

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

frase “valor de la vida” encierra juicios de valor que puede generar confusiones en la interpretación de la pregunta de disponibilidad a pagar. Un ejemplo de esto puede ser el caso de la formulación de una pregunta de disponibilidad a pagar que trate de captar el valor de la compensación que debe hacerse a una persona que esta en riesgo de perder su vida. Tal suma de dinero lógicamente tenderá a un monto infinito debido a que la presencia de juicios de valor de tipo ético o moral presentes en la sociedad hacen que se considere el valor de una vida como algo incalculable.

Lo más recomendado para evitar situaciones como la anterior, es tratar de enfocar las preguntas de disponibilidad a pagar en términos de cuanto estaría dispuesto a pagar una persona por una reducción o un cambio en la probabilidad de morir durante un período determinado. O por el contrario, cual sería la cantidad de dinero que un individuo estaría dispuesto a aceptar por permitir un incremento en la probabilidad de morir durante un período determinado. Es más seguro que la formulación de estas dos preguntas nos lleven a la obtención de resultados que expresen la disponibilidad a pagar en montos de dinero finitos. Sin embargo, esta clase de preguntas no escapa a problemas cuando se valoran pequeños cambios en la probabilidad de morir. Para esta clase de problemas, es necesario incluir otra variante en la teoría de elección individual. La incorporación de incertidumbre es la nueva variante necesaria para tratar de hacer la valoración con una visión que incluya el futuro. Es claro que los individuos no conocen cuales de los múltiples estados alternativos del mundo existirán en un momento específico en el futuro. Sin embargo, los individuos están en capacidad de hacer ciertas elecciones que afectan su utilidad futura antes de que el futuro sea revelado. También los individuos pueden asignar probabilidades a cada uno de los estados alternativos del mundo y hacer sus elecciones de tal forma que maximicen su utilidad esperada. Tomando en cuenta estos dos últimos aspectos, podemos concluir que los individuos pueden afectar la probabilidad de morir por accidente en el presente o en el futuro a través de las elecciones que hagan en el presente. Entonces, el valor de una reducción en el riesgo de una persona sería equivalente a la cantidad de dinero que la persona estaría dispuesta a pagar por alcanzar tal reducción, permaneciendo el resto de cosas iguales.

Note como con la inclusión de la incertidumbre podemos tratar situaciones de valoración relacionadas con el futuro. Podemos tratar situaciones de valoración de vida con respecto a la fecha en que puede morir un individuo en el futuro o con respecto a la probabilidad de sobrevivir o morir ante una tragedia en un momento dado en el tiempo.

Con el objetivo de utilizar las medidas de disponibilidad a pagar en el proceso de evaluación de políticas, este valor puede ser traslado en términos del valor estadístico de una vida o el valor estadístico de evitar una muerte. Como ejemplo, suponga el caso de 1000 personas cada una con una disponibilidad a pagar de $1000 por una política que pretende reducir la probabilidad de muerte de 0.04 a 0.03 (un cambio de 0.01) durante un período de un año. La reducción en la probabilidad de morir generada por la política afecta a todos por igual, entonces la disponibilidad a pagar total por un cambio en la probabilidad de muerte de 0.01 sería de

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$1'000.000. Este sería el valor estadístico de la vida y representa la disponibilidad a pagar total por la política que reduce el número de muertes al promedio o por debajo de este, durante un año.

Para finalizar con la discusión del enfoque de disponibilidad a pagar es muy importante decir que este enfoque se basa en el comportamiento individual, revelándose una cantidad de dinero que representa la disponibilidad a pagar del individuo por incrementar su esperanza de vida. En ningún momento este valor incluye consideraciones de relaciones con otros individuos, es un enfoque totalmente individual. El otro punto a mencionar, es que la disponibilidad a pagar no es por evitar una muerte eminente o por reducir una alta probabilidad de morir. Más bien, la disponibilidad a pagar es por una pequeña reducción en la probabilidad de morir para un grupo de personas, donde el enfoque es individualista por naturaleza.

9.4. La Perspectiva de Valoración Ex Ante versus Ex Post.

Cropper y Freeman citados en Braden y Kolstad (1991), presentan dos maneras de dirigir el enfoque de valoración económica de la vida. Primero, una valoración ex post que se basa en la identificación de lo que compran y lo que venden las personas en la actualidad a través de la observación de las elecciones que realizan. De todo este proceso sale información muy valiosa que ayuda a calcular cambios pequeños en la probabilidad de muerte. Las observaciones no incluyen exactamente un *trade off* entre la vida y la muerte, si no más bien trata de valorar las reducciones en el riesgo de morir a partir de las elecciones que hacen los individuos entre los diferentes bienes que consumen en su vida diaria y cambios en el riesgo de morir. Segundo, una valoración ex ante que propone estimar el valor de un cambio en la probabilidad de muerte a partir de la solución de la incertidumbre con respecto a cuando debería ocurrir el deceso de una persona. Es obvio, que la incertidumbre que puede enfrentar una persona con respecto a cuando morir es resuelta para algún período de tiempo determinado por medio de algún método de valoración que incluya en componente de riesgo. Entonces, cada individuo debería saber si muere inmediatamente y cuanto debería vivir. Desde una perspectiva ex post, los individuos que mueran inmediatamente estarían dispuestos a pagar el valor total del cambio (por evitar morirse) o deberían estar dispuestos a aceptar una compensación infinita si no ocurre el cambio (si se mueren).

Al respecto Broome (1978), hace una crítica señalando que tal diferencia en la perspectiva puede dar lugar a un significado que no es ético ni moral. Por consiguiente, ni las medidas de disponibilidad a pagar, ni las medidas de compensación basadas en una perspectiva ex ante pueden ser moralmente aceptadas. La defensa a esta crítica se basa en el hecho de que las personas están dispuesta a hacer *trade off* ex ante que involucren el riesgo de muerte. Si las personas actúan racionalmente y si sus preferencias son tomadas como base para la medición del valor económico, entonces, su disponibilidad a aceptar un *trade off* ex ante debería tener algún significado ético. Además, para muchas políticas públicas en la que se puede utilizar la

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

información referente al valor de las reducciones en el riesgo, nunca se podría saber que personas murieron debido a no implementar la política de reducción del riesgo o que personas experimentaron un incremento en su expectativa de vida debido a la implementación de una política.

9.5. Modelo de Elección Individual y la Disponibilidad a Pagar.

Los modelos de elección individual bajo incertidumbre parten del supuesto que los individuos hacen elecciones que afectan el riesgo de muerte hasta que maximizan la esperanza matemática de la utilidad. Es decir, las personas conocen cuales son las probabilidades de morir más importantes y saben como cambiarlas de acuerdo a las elecciones que realicen.

Estos modelos son utilizados para derivar la Disponibilidad a Pagar (DAP) por una reducción en la probabilidad de morir, definida como la máxima cantidad de dinero que puede ser tomada de una persona ex ante sin conducir a una reducción en la utilidad esperada de esas persona. La utilidad de estos modelos puede verse sobre todo en situaciones donde se hace necesario estimar la Disponibilidad a Aceptar (DAA) por un incremento en la probabilidad de morir, definido como la cantidad de dinero que compensa a la persona por el mayor nivel de riesgo vía incremento en el consumo de otros bienes hasta que se iguale la utilidad esperada de las dos alternativas.

Dos de los aspectos más importantes en los modelos de elección bajo incertidumbre son la incertidumbre y el tiempo. La incertidumbre tiene que ver con el desconocimiento del tiempo en que puede morir una persona y los efectos de la ocupación y las actividades de consumo de la persona sobre la probabilidad de supervivencia para un período de tiempo dado. El tiempo se refiere al efecto que puede tener las elecciones hechas por las personas en un período de tiempo sobre las probabilidades y las utilidades asociadas con los períodos futuros. Esto es particularmente importante para el caso de los problemas ambientales, donde muchos de los resultados de una política están caracterizados por un intervalo de tiempo substancialmente grande entre la exposición y los efectos generados sobre la salud. El problema en estos modelos es identificar la DAP marginal actual por incrementos en la probabilidad de supervivencia durante algún período de tiempo futuro.

9.5.1. Modelos Estático

Asumamos que un individuo deriva utilidad del consumo de un bien compuesto, X, con un precio normalizado igual a 1. La probabilidad de supervivencia para disfrutar del consumo es π.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

X y π están dadas para el individuo. Si X^0 y π^0 representan las dotaciones iniciales, la utilidad esperada se definiría como:

$$E[u] = \pi^0.u(X^0) \qquad (9.2)$$

También se asume que la utilidad asociada con la muerte es cero. Entonces, podemos obtener una expresión para la disponibilidad a pagar marginal del individuo por una reducción en $\pi 0$, tomando la diferencial total de la anterior expresión:

$$DAP = \frac{U(X^0)}{\pi^0.\partial u/\partial X^0} \qquad (9.3)$$

Un importante resultado derivado a partir de este tipo de modelos es que si los individuos no están en libertad de ajustar su probabilidad de supervivencia en el mercado, sus disponibilidades marginales a pagar por asegurar la supervivencia dependerán de la situación de supervivencia inicial. Manteniendo todas las otras cosas iguales, una menor probabilidad de supervivencia inicial, debería ser equivalente a una mayor disponibilidad marginal a pagar. Otro resultado es que la disminución de la utilidad marginal de x implica una mayor disponibilidad marginal a pagar por π con mayores dotaciones iniciales de x, manteniendo el resto de cosas iguales. Este modelo provee resultados útiles. Sin embargo, no sugiere un método de estimación de la disponibilidad marginal a pagar diferente al del planteamiento de preguntas directas. Si tratamos de utilizar métodos indirectos, debemos tratar de encontrar la disponibilidad marginal a pagar bajo un comportamiento de riesgo voluntario, es decir, es necesario que π sea endógeno. Ahora suponga que el individuo tiene la oportunidad de recomponer su consumo y su probabilidad de supervivencia a través del intercambio, por ejemplo, dando algo de x para aumentar su supervivencia que asegure el disfrute del resto de cosas. Si $p\pi$ representa el precio al cual el consumo puede ser intercambiado por la probabilidad de supervivencia y asumiendo que no existe oportunidad de que el individuo este asegurado, el individuo elige x y π en correspondencia con la maximización de la utilidad esperada sujeto a una restricción de presupuesto, entonces:

$$Max: E[u] = \pi.u(X) \;\; sujeto\ a \;\; \left\{X^0 - X + p_\pi.(\pi^0 - \pi)\right\}$$

Dando lugar al siguiente Lagrangeano:

$$L = \pi.u(X) + \lambda\left\{X^0 - X + p_\pi.(\pi^0 - \pi)\right\}$$

De las condiciones de primer orden de este proceso de maximización resulta:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\frac{u(X)}{\pi.\partial u/\partial X} = p_{\pi} \qquad (9.4)$$

Esta expresión requiere que los individuos igualen su disponibilidad a pagar marginal por asegurar su supervivencia con el precio dado para asegurar la supervivencia. El individuo al maximizar su utilidad debe escoger entre renunciar a una parte del consumo para asegurar su probabilidad de supervivencia o tomarlo e incrementar su riesgo (disminuir π) asegurando así su oportunidad de consumo. Las elecciones actuales dependen de las dotaciones iniciales, X^0 y π^0, el precio de π y las preferencias de las personas. De la ecuación (9.4) podemos inferir que la disponibilidad marginal a pagar del individuo por asegurar su supervivencia, es un valor que debería ser igual al precio de los cambios en π.

Si el riesgo a tratar es un riesgo ambiental, es imposible tener un mercado para valorar los cambios en π. Pero si existe otro tipo de riesgo, todo lo que se requiere es que el individuo este dispuesto a cambiar los niveles de riesgo. Suponga ahora que existen tres fuentes para el riesgo de muerte, uno exógeno, uno relacionado con el trabajo y uno relacionado con el nivel de consumo de bienes privados x_i, un elemento del vector de bienes de mercado X. Asumamos que adicional a los efectos del riesgo de muerte, este bien genera utilidad directamente. Las correspondientes probabilidades condicionales de muerte son llamadas, ρ_e, ρ_j y $\rho_x(x_i)$. Sussman (1984), menciona que si estas tres causas de muerte son independientes, la probabilidad de supervivencia en el período actual es el producto de las probabilidades de que el individuo no muera por ninguna de las tres causas. Es decir,

$$1-\rho = (1-\rho_e)(1-\rho_j)(1-\rho_x(x_i))$$

Suponga ahora que todos los tipos de trabajo son semejantes en todo con excepción del riesgo de muerte por accidentalidad y que los trabajos más riesgosos tienen un mayor salario. Los individuos reciben un salario anual igual a:

$$M(\rho_j) \text{ donde } \partial M/\partial \rho_j > 0$$

El bien x_i debería incrementarse o disminuirse dependiendo del riesgo de muerte. Algunos bienes como saltos por paracaídas o cigarrillos incrementan el riesgo, mientras que otros como detectores de humo disminuyen el riesgo. Nuestro interés es en los bienes que reducen el riesgo, es decir,

$$\frac{\partial \rho_x}{\partial x_i} > 0$$

Si I es el ingreso exógeno, entonces $M^* = I + M(\rho_j)$. La utilidad esperada esta dada por:

$$E(u) = (1-\rho_e)(1-\rho_j)[1-\rho_x(x)].u[M^*(\rho_j) - p_x.x_i, X] \qquad (9.5)$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Diferenciando totalmente la anterior ecuación, encontramos la disponibilidad a pagar por un cambio marginal en el riesgo exógeno de morir, $dI/d\rho_e$, la cual esta dada por:

$$w_{\rho_e} = (1-\rho_j)(1-\rho_x)\frac{u(.)}{(1-\rho)\dfrac{\partial u}{\partial M^*}} \qquad (9.6)$$

Este es el valor de la utilidad perdida si el individuo muere. Una pregunta de interés es si la disponibilidad marginal a pagar puede ser estimada a partir de observar el riesgo tomado en el consumo y en el trabajo. Para responder esto, asumamos que el individuo elige x_i y un trabajo con un riesgo asociado ρ_j. Luego, a través de maximizar (9.5) y encontrar las condiciones de primer orden para elegir el nivel de riesgo en el trabajo y el nivel de consumo, se llega a:

$$\frac{\partial M}{\partial \rho_j} = (1-\rho_e)(1-\rho_x)\frac{u(.)}{(1-\rho)\dfrac{\partial u}{\partial M^*}} \qquad (9.7)$$

y

$$\frac{p_x}{-\partial \rho_x/\partial x_i} = (1-\rho_e)(1-\rho_j)\frac{u(.)}{(1-\rho)\left[\dfrac{\partial u}{\partial M^*} - \dfrac{\partial u/\partial x_i}{p_x}\right]} \qquad (9.8)$$

La anterior ecuación implica que el individuo iguala el salario marginal al ingreso predeterminado por el traslado hacia un trabajo seguro con los beneficios marginales de una reducción en el riesgo de trabajo. Lo anterior es idéntico también para el caso del valor de un cambio en el riesgo exógeno – ecuación (9.6)- excepto que la probabilidad de no morir dada las otras causas es ahora equivalente a $(1 - \rho_e)(1 - \rho_x)$ en cambio de $(1 - \rho_j)(1 - \rho_x)$. Si:

$$(1 - \rho_e) \approx (1 - \rho_j)$$

Entonces, el precio marginal de una reducción en el riesgo puede ser utilizado como una medida estimada de la disponibilidad a pagar por un cambio en el riesgo exógeno. Este precio marginal, que es un precio exógeno, puede ser estimado a través de un modelo de salario hedónico. La condición de primer orden para la elección de x_i difiere de la expresión para la disponibilidad a pagar marginal en parte debido a que incluye un término para la utilidad marginal en términos del gasto en x_i. Este término esta presente debido al supuesto de que x_i genera utilidad directamente así como también genera efectos sobre el riesgo. Solamente si $\partial u/\partial x_i = 0$ la ecuación (9.8) puede ser usada como una aproximación de la disponibilidad a pagar marginal. Entonces, si $(1 - \rho_x) \approx (1 - \rho_e)$, el lado izquierdo de la ecuación (9.8), el cual representa el costo marginal de una reducción en el riesgo a través de la compra de x_i, puede ser usado como una disponibilidad marginal a pagar por un cambio en el riesgo exógeno.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Detectores de humo y cinturones de seguridad son ejemplos de bienes cuyo principal propósito es la producción de seguridad, es decir, la reducción del riesgo de muerte a partir de la compra de estos. Dardis (1980) y Blomquist (1979), han utilizado datos sobre la compra y utilización de estos bienes para estimar el valor de una reducción en el riesgo de muerte. Para estimar el valor de una reducción en el riesgo de muerte a partir de datos sobre bienes que producen seguridad es muy importante saber con exactitud que bienes contribuyen a la seguridad. Las decisiones de compra referente a este tipo de bienes esta gobernada directamente por la percepción que tienen las personas acerca de la reducción en el riesgo que producen estos bienes. En ausencia de información adecuada, las percepciones de los individuos pueden variar sustancialmente y pueden ser difíciles de observar. Esto causaría problemas en la estimación del valor de reducciones en el riesgo de muerte a partir de datos sobre la compra de bienes que producen seguridad.

El modelo presentado anteriormente esta basado en el supuesto de que el bien que produce seguridad es divisible. Sin embargo, este supuesto a menudo es inválido. Algunos de los bienes utilizados en estudios actuales, por ejemplo, el detector de humo es indivisible. Es decir, su compra implica la decisión 0-1. El bien es comprado si el beneficio marginal es igual o mayor que el costo marginal. La igualdad entre la disponibilidad a pagar y el precio ocurre solamente para el caso de compras marginales del bien. Para superar esto, por ejemplo, Dardis (1980), dividió el costo anual de operación del detector de humo por el correspondiente incremento en la probabilidad de supervivencia, con esto estimó la disponibilidad marginal a pagar para el caso de una compra marginal, no para el caso de un promedio de compra. Para estimar el valor promedio de la disponibilidad marginal a pagar se debe contar con datos sobre los costos del bien que produce seguridad y sobre el efecto de las reducciones en el riesgo de muerte para un conjunto de individuos ubicados en una muestra de corte transversal. Si el costo marginal y la reducción en el riesgo marginal varían a través de los individuos incluidos en la muestra, podemos estimar el valor promedio de la disponibilidad marginal a pagar usando un modelo de elección discreta Logit o Probit.

Blomquist (1979), discute este procedimiento en su estudio de uso del cinturón de seguridad, pero no es capaz de implementarlo dado la carencia de datos. Pero si existiera poca variación en el precio de los bienes a través de la muestra, o si el porcentaje de compradores en la muestra es muy alto, entonces se lograría muy poco con la aplicación de tales modelos. La seguridad también puede ser una de las características de un bien diferenciado como los automóviles. Los diferentes tipos de automóviles tienen diferentes tasas de accidentes (probabilidades) y diferencias en la severidad de éste que pueden medirse perfectamente. Si estas diferencias son sistemáticamente relacionadas con el precio de los automóviles, entonces podríamos aplicar un modelo de precios hedónicos para estimar la disponibilidad a pagar de los individuos por reducciones en el riesgo de accidente o muerte. Un ejemplo de este enfoque es el trabajo publicado por Atkinson y Halvorsen (1990).

Uno de los principales resultados del modelo estático es que la disponibilidad a pagar de las personas por alcanzar reducciones en el riesgo de muerte es un valor diferente debido a las

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

diferencias en las preferencias, al grado de aversión al riesgo, la salud, el nivel actual de exposición al riesgo, la edad, el número de personas dependientes, y además, de la calidad de la vida esperada en años a ser ganada por la reducción en el riesgo. Esta conclusión se debe tener en cuenta cuando se interpreten y utilicen los resultados de estimaciones empíricas de la disponibilidad a pagar basadas en promedios de grupos con personas muy heterogéneas.

Una segunda conclusión es que en el caso de riesgo múltiples de muerte donde el individuo puede comprar reducciones en algunos componentes del riesgo, el precio observado o el costo marginal de reducción del componente de riesgo puede ser tomado como una buena aproximación de la disponibilidad a pagar del individuo por reducciones en otros componentes del riesgo, dado que el bien que produce seguridad o la seguridad en el trabajo no generan utilidad directamente.

9.6. Valoración Económica de la Reducción de la Morbilidad.

La literatura económica sobre salud y seguridad ha presentado un sinnúmero de enfoques para la estimación del valor monetario de reducciones en la morbilidad. Estos enfoques han sido categorizados según el enfoque base, las preferencias individuales o el costo de oportunidad de los recursos invertidos. Un ejemplo del último enfoque base es el caso de la función de daño. Mediante este enfoque se pretende identificar el costo real de la enfermedad a partir de las pérdidas en productividad y el producto, y en el incremento de la cantidad de recursos destinados a los cuidados médicos. Los costos por enfermedad por día multiplicado por el número de casos o el número de días enfermo sirven para determinar un valor total. El enfoque del costo de oportunidad para la valoración puede ser llevar a imprecisiones debido a que este falla en capturar la variedad de respuestas de conducta ante la enfermedad y el tratamiento de la enfermedad.

Considere el caso de un individuo que experimenta menos número de días de enfermedad por asma debido a una mejora en la calidad del aire. El beneficio que la persona puede incluir sería el equivalente a evitar una perdida de salario asociada con la no disponibilidad para trabajar en esos días y la reducción en el costo de tratamiento y medicinas. Pero adicional a esto, el individuo también evita la pérdida de confort asociada con sufrir la enfermedad. Los dos primeros componentes son captados por medio del enfoque de costos de oportunidad de los recursos invertidos. Pero para el caso del último componente, solamente una disponibilidad a pagar sería capaz de captar el componente de confort del individuo asociado con la enfermedad.

Ahora considere el caso de una persona que no experimenta ataques de asma producto de que invierte en purificadores de aire y otro resto de actividades dentro de su vivienda para contrarrestar los efectos de la exposición a la contaminación del aire por fuera de su casa. Si se

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

mejora la calidad del aire, los beneficios que obtendría la persona estarían dados por una reducción en los gastos defensivos, por una reducción en la pérdida de salario y por un incremento de las actividades de ocio asociadas con el nivel de actividades defensivas. La persona saldrá beneficiada de la reducción en la contaminación aún cuando no existan reducciones en la incidencia actual de ataques de asma relacionados con la contaminación del aire.

Para finalizar, podemos decir que la contaminación del aire afecta la salud de las personas a través de varias vías: los gastos médicos asociados con los tratamientos de la enfermedad inducida por la contaminación del aire (incluyendo el costo de oportunidad del tiempo gastado en obtener el tratamiento); la perdida de salario resultante de la incapacidad de trabajar; unos gastos defensivos y relacionados con actividades para prevenir la enfermedad inducida por la contaminación del aire (incluyendo el costo de oportunidad del tiempo); y la desutilidad asociada con los síntomas y las perdidas de ocio causada por la enfermedad. La mejora en la calidad puede generar beneficios para las personas mediante la reducción en alguno de los anteriores efectos. Las primeras tres vías pueden ser fácilmente identificables a partir de su contraparte monetaria, pero la cuarta vía de afectación no. Una buena medida sería aquella capaz de captar todos estos efectos. Las medidas basadas solamente en la disminución de los costos médicos y en la disminución de las pérdidas en el salario no son buenas medidas ya que no capturan en su totalidad todos los beneficios en salud ante una reducción en la contaminación. Aunque la disponibilidad a pagar es el punto inicial para el análisis de los valores relacionados con la salud, es de mucha importancia saber que la valoración que hace la sociedad acerca de los cambios en la salud puede divergir dependiendo de las personas afectadas. La sociedad ha desarrollado varios mecanismos para cambiar algunos de los costos de enfermarse. Estos mecanismos incluyen seguros médicos, y otros tipos de políticas que cambian al menos en parte los costos de las personas que trabajan y últimamente sobre los costos de los consumidores de bienes producidos por los trabajadores afectados. La disponibilidad a pagar de una persona por evitar una enfermedad no debería reflejar aquellos componentes del costo de enfermedad iniciados o cambiados por otros. Las medidas empíricas del valor de una reducción en la enfermedad pueden tomarse exactamente de estos mecanismos que cambian los costos.

9.7. Modelo de Producción de Salud.

El primero en desarrollar y utilizar este tipo de modelos fue Grossman (1972). Luego Cropper (1981), introdujo una variante al modelo mediante la adición de la variable contaminación ambiental. Después Harrington y Portney (1987), extendieron el modelo para examinar explícitamente la relación entre disposición a pagar por una reducción en la contaminación, una reducción en los costos de enfermedad y un cambio en el gasto en actividades defensivas. Por otra parte, Dickie y Gerking (1991), trabajaron el modelo anteriormente expuesto, para el caso

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

de varios síntomas, varios tratamientos médicos y formas de prevención. Mientras que Gerking y Stanley (1986), analizaron para la ciudad de San Luis en Estados Unidos el comportamiento de 2197 personas laboralmente activas, para el período entre 1977-1980, utilizando variables tales como niveles y gastos médicos, salario por hora, edad, sexo, calidad del aire, etc. Como resultado, encontraron que las personas estarían dispuestas a pagar hasta 25 dólares anuales por una reducción del 30% en los niveles de ozono al que se encuentran expuestas.

La función de producción de salud relaciona variables exógenas (incluyendo variables ambientales), y variables de elección (medicina preventiva y costo de tratamiento), para alguna medida del estado de salud. Freeman (1993), menciona que uno de los supuestos del método es que los individuos conocen su función de producción, escogiendo el nivel óptimo de producción y seleccionado los insumos para minimizar los costos relacionados con un determinado nivel de salud. A continuación se presenta el desarrollo del modelo de función de producción de salud presentado por este autor. Primero, la función de producción de salud para un individuo se puede representar como:

$$s = s\,(d, b)$$
$$d = d\,(c, a)$$

Y por sustitución tenemos que,

$$s = s\,(c, a, b)$$

Donde, s es el número de días de duración de la enfermedad, d es el nivel de exposición a la contaminación, c es el nivel de contaminación, b es el nivel de actividades de tratamiento médico y de mitigación y a es el nivel de actividades preventivas. Los signos esperados para las derivadas parciales en la función de salud son:

$\partial s/\partial c > 0$, indicando que a un mayor nivel de contaminación en el aire mayor es el número de días enfermo.
$\partial s/\partial b < 0$, indicando que a un mayor nivel de tratamientos médicos, menor es el número de días enfermo.
$\partial s/\partial a < 0$, indicando que a un mayor nivel de actividades preventivas menor es el número de días enfermo.

La salud se mide entonces por el número de días enfermos del individuo, sin embargo, se presenta el problema de que no se tiene en cuenta la gravedad de la enfermedad. Por otro lado, se hace necesario incluir otros determinantes del estado de salud, como características socioeconómicas del individuo por ejemplo, edad, sexo, ingresos, educación, etc. La información necesaria para estos modelos se recolecta a partir del levantamiento de observaciones de corte transversal. La función de utilidad individual es derivada del consumo de un bien numerario, X, normalizado con precio 1, del ocio, f y de los días de duración de la enfermedad, s, que provocan desutilidad al individuo.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$u = u\ (X, f, s)$$

Los signos esperados de la derivadas de los argumentos de la función de utilidad son:

$\partial u/\partial X > 0$, indicando que a mayor consumo del bien, mayor utilidad.
$\partial u/\partial f > 0$, indicando que a mayor ocio, mayor utilidad.
$\partial u/\partial s < 0$, indicando que a mayor número de días enfermo, menor utilidad.

Con una restricción presupuestal dada por:

$$I + p_w\ (T - f - s) = X + p_a\ a + p_b\ b$$

Donde, I es el nivel de ingreso no laboral o exógeno del individuo, T es la cantidad de tiempo disponible del individuo, p_w es el nivel de salario o ingreso endógeno del individuo, p_a es el valor de las actividades preventivas del individuo, p_b es el valor de las actividades de tratamiento y de mitigación del individuo, a es el nivel de actividades preventivas del individuo, b es el nivel de actividades de tratamiento y de mitigación del individuo. El problema de maximización de utilidad del individuo se plantea como:

$$\underset{x, f, a, b}{Max}\ u = u\ (X, f, s) \text{ sujeto a : } I + p_w\ (T - f - s) = X + p_a\ a + p_b\ b$$

$$L = u\ (X, f, s) + \lambda\ (I + p_w\ (T - f - s) - X - p_a\ a - p_b\ b)$$

Las Condiciones de Primer Orden para el siguiente problema de optimización son:

$$\frac{\partial u}{\partial X} = \lambda$$

$$\frac{\partial u}{\partial f} = \lambda . p_w$$

$$\lambda \frac{p_b}{\partial s/\partial b} = \frac{\partial u}{\partial s} - \lambda . p_w = \lambda \frac{p_a}{\partial s/\partial a} \qquad (9.10)$$

Donde, λ es el multiplicador del Lagrangeano y se puede interpretar como la utilidad marginal del ingreso.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

9.8. El valor Marginal de una Reducción en la Contaminación.

El modelo de elección puede ser utilizado para derivar una medida observable de la disponibilidad marginal a pagar de las personas por reducción de la contaminación. La disponibilidad a pagar de un individuo por una pequeña reducción en la contaminación ambiental es la cantidad de dinero que puede ser tomada del individuo para dejar a la persona en el nivel de utilidad inicial, pero con la reducción en la contaminación.

Si la contaminación es un argumento directo dentro de la función de utilidad, (por ejemplo los perjuicios estéticos asociados con el problema de contaminación) entonces, existen unos beneficios adicionales que no pueden ser asociados con la salud. En el modelo de producción de salud, la contaminación afecta la utilidad solamente a través de la salud, de forma tal que la disponibilidad a pagar es la reducción en los costos de alcanzar el nivel óptimo de salud, hecho que es posible por la disminución de la contaminación. Por ejemplo, si una reducción en los niveles de ozono de 0.16 a 0.11 p.p.m reduce el número de días de síntomas de una enfermedad respiratoria de 6 a 4, y si un gasto de $20 tiene el mismo efecto, entonces (permaneciendo el resto de cosas iguales) el individuo debería estar dispuesto a pagar como máximo $20 por la reducción en el nivel de ozono.

Formalmente, la disponibilidad a pagar marginal por una reducción en la contaminación (w_c) esta dada por la reducción en el tiempo de enfermedad asociado al costo marginal de reducir el tiempo de duración de la enfermedad cuantas veces exista reducción en la contaminación. Este valor puede estar dado también por el costo adicional de un insumo utilizado en el tratamiento dividido por la reducción en el tiempo de duración de la enfermedad que resulta de la utilización de dicho insumo, o alternativamente, a través del costo en actividades evasivas dividido por la reducción en el tiempo de duración de la enfermedad provocado por las actividades de mitigación.

Esto puede verificarse a través de la diferenciación total de la función de utilidad indirecta, $v(I, p_w, p_a, p_b, c)$, a resolviendo para:

$$w_c = \frac{dI}{dc} = -\frac{\partial v/\partial c}{\partial v/\partial I} = -\frac{\partial v/\partial c}{\lambda}$$

$$\frac{\partial v}{\partial c} = \frac{\partial u}{\partial s}.\frac{\partial s}{\partial c} - \lambda p_w.\frac{\partial s}{\partial c} = \left(\frac{\partial u}{\partial s} - \lambda p_w\right)\frac{\partial s}{\partial c}$$

Asumiendo que las actividades de mitigación y defensivas son elegidas de manera optima, las condiciones de primer orden para el problema de maximización pueden ser sustituidas en esta expresión para obtener:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$w_c = -p_b \cdot \frac{\partial s/\partial c}{\partial s/\partial b} = p_b \cdot \frac{\partial b}{\partial c} = -p_a \cdot \frac{\partial s/\partial c}{\partial s/\partial a} = p_a \cdot \frac{\partial a}{\partial c} \qquad (9.11)$$

Las tasas $\frac{\partial s/\partial c}{\partial s/\partial b}$ y $\frac{\partial s/\partial c}{\partial s/\partial a}$ pueden ser interpretadas como las tasas marginales de sustitución técnica entre la contaminación y las otras variables utilizadas en la producción de un nivel constante de enfermedad. La disponibilidad marginal a pagar puede ser expresada en términos de cualquier tasa marginal de sustitución técnica entre la contaminación y cualquier otro insumo utilizado en la producción de salud, el valor del producto marginal de todos los insumos debe ser igual en el margen. Todas las medidas están en función de variables observables que pueden ser calculadas dado que se conoce la función de producción de salud. La disponibilidad a pagar marginal puede ser calculada a partir de las reducciones en los gastos de mitigación y defensivos requeridos para alcanzar el estatus original de salud, manteniendo el resto de cosas constantes. Esto no debería ser igual a las reducciones observadas en las actividades de mitigación y defensivas asociadas con la reducción en la contaminación. Para estimar (9.11) es necesario estimar una función de producción de salud y evaluar el numerador y denominador de la ecuación en los niveles actuales de todos los insumos. En la práctica esto resulta sumamente difícil.

Adicionalmente, para obtener los datos necesarios sobre niveles de salud y contaminación, es necesario identificar el comportamiento mitigante y defensivo y medir sus costos. En la practica, la mayoría de los métodos efectivos de reducción de la exposición, dado un nivel de contaminación, estiman una medida a partir de las actividades hechas ha nivel del hogar. Sin embargo, la estimación de los costos resulta difícil. Es decir, podemos contar con costos de aires acondicionados o purificadores de agua, pero estos bienes producen también otros servicios diferentes a los de reducción de los impactos de la contaminación. Por consiguiente, sería inapropiado asignar dicho costo solamente a la producción de salud. Debido a la dificultad de implementar estas medidas, es útil considerar una expresión alternativa que represente la relación entre el costo observable de la enfermedad y la disponibilidad a pagar marginal. El primer paso en la derivación de esta expresión es obtener las funciones de demandas por a y b:

$$\boldsymbol{a^* = a^*\,(p_w, I, p_a, p_b, c)}$$

$$\boldsymbol{b^* = b^*\,(p_w, I, p_a, p_b, c)}$$

Estas funciones proveen las cantidades optimas de a y b como funciones del ingreso, y del nivel de contaminación. El segundo paso es derivar totalmente la función de producción de salud:

$$\frac{ds}{dc} = \frac{\partial s}{\partial a^*}\frac{\partial a^*}{\partial c} + \frac{\partial s}{\partial b^*}\frac{\partial b^*}{\partial c} + \frac{\partial s}{\partial c}$$

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Esto da el impacto de un cambio en la contaminación sobre la enfermedad después de tomar exactamente los ajustes óptimos en *a* y *b* para el cambio en la contaminación. Esta expresión puede rescribirse de la siguiente manera:

$$\frac{\partial s}{\partial c} = \frac{ds}{dc} - \frac{\partial s}{\partial a}.\frac{\partial a^*}{\partial c} - \frac{\partial s}{\partial b}.\frac{\partial b^*}{\partial c}$$

Luego, multiplicando los términos por las condiciones de primer orden, tenemos:

$$-\frac{p_a}{\partial s/\partial a} = p_w - \frac{\partial u/\partial s}{\lambda} \qquad (9.12)$$

Para obtener,

$$-p_a \frac{\partial s/\partial c}{\partial s/\partial a} = \left(p_w - \frac{\partial u/\partial s}{\lambda}\right)\frac{ds}{dc} - \left(p_w - \frac{\partial u/\partial s}{\lambda}\right)\frac{\partial s}{\partial a}.\frac{\partial a^*}{\partial c} - \left(p_w - \frac{\partial u/\partial s}{\lambda}\right)\frac{\partial s}{\partial b}.\frac{\partial b^*}{\partial c}$$

Después de reescribir obtenemos una expresión para la disponibilidad marginal a pagar:

$$w_c = p_w.\frac{ds}{dc} + p_b.\frac{\partial b^*}{\partial c} + p_a.\frac{\partial a^*}{\partial c} - \frac{\partial u/\partial s}{\lambda}\frac{ds}{dc} \qquad (9.13)$$

Esta expresión dice que la disponibilidad marginal a pagar es la suma de las reducciones observables en el costo de la enfermedad y en las actividades defensivas y el equivalente monetario de la desutilidad del individuo por la enfermedad. El cambio en el costo de la enfermedad consiste en el valor económico de reducciones en el tiempo de duración de la enfermedad y los gastos en actividades de mitigación. El término $p_w(ds/dc)$ incluye tanto las perdidas actuales en el salario como las perdidas derivadas del menor disfrute de ocio valoradas a partir del salario. El primer término de la ecuación (9.13) puede ser aproximado utilizando los cambios observados en la enfermedad y los gastos en actividades defensivas y de mitigación.

Para la estimación de *ds/dc* no se necesita estimar una función de producción de salud, pero si podemos estimar una función dosis - respuesta que relacione la enfermedad con la contaminación ambiental controlando las otras variables que afectan el estatus de salud. En la estructura de la función de producción de salud una función dosis respuesta es obtenida por sustitución de las funciones de demanda por a y b en la función de producción de salud. Para la implementación de la ecuación (9.13) se requiere la estimación de las funciones de demanda por a y b. Con esto se estimaría un límite inferior de disponibilidad a pagar. Debido a que el último término de la ecuación (9.8) es negativo ($\partial u/\partial s < 0$), los primeros dos términos (el valor del tiempo perdido más el cambio en los gastos defensivos y de mitigación) resultan en un límite inferior de disponibilidad a pagar. El término costos de enfermedad se refiere solamente al costo social de las perdidas iniciales más los gastos médicos (de mitigación) recuperativos

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

asociados con la enfermedad. Este término, por consiguiente, ignora dos componentes del costo social de la enfermedad - el valor social de los gastos defensivos y el costo de la perdida de ocio que resulta de la enfermedad.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

9.9. Conclusiones.

En el siguiente capítulo presentamos una serie de modelos para valorar económicamente los impactos sobre la salud derivados de cambios en la calidad ambiental. Aprendimos que el modelo de probabilidad puede ser una alternativa para calcular el valor económico de una vida. Sin embargo, la debilidad de este método consistía en que este valor solamente puede ser calculado para individuos que devengan ingresos monetarios producto de vender su fuerza de trabajo. También, a partir de este método, no se pueden calcular valor de no mercado de las personas. A partir de este método el valor económico de la vida de un niño, de un joven que no trabaje, de un anciano o de un individuo adulto que no trabaje, será igual a cero, esto es claramente una inconsistencia. Al final, el uso de este método se a relegado solamente a aplicaciones en el campo de la seguridad laboral.

Por otra parte, los modelos de disponibilidad a pagar que incluyen el factor riesgo de accidentalidad representan una buena alternativa desde el punto de vista teórico para calcular la disponibilidad a pagar por reducciones marginales en el riesgo de muerte. Desgraciadamente, estos tipos de modelos en la práctica son de difícil aplicación debido a los requerimientos de información y a la complejidad en la estimación de una función de utilidad esperada.

Por último, revisamos el modelo de la función de producción de salud, modelo incluido dentro del enfoque de la función de producción de hogares a partir del cual se puede estimar la disponibilidad a pagar marginal por reducciones en la contaminación tomando como referencia las ganancias en bienestar derivadas de reducir la morbilidad gracias a un cambio en calidad ambiental. Este modelo, al contrario de los otros, si puede ser estimado empíricamente, es un modelo que demanda mucha información y de muy buena calidad. No obstante, bajo un diseño y ejecución adecuado del estudio se pueden obtener resultados bastante confiables.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

10

Valoración Económica Ambiental: La Calidad Ambiental como un Factor y/o Insumo de Producción.

10.1. Introducción

Para un bien o servicio mercadeable, los cambios en el bienestar se definen en términos del área bajo la curva de demanda Hicksiana. Para un bien o servicio no mercadeable estos cambios se valoran por medio de la estimación del área por debajo de la curva de disponibilidad a pagar. Las curvas de disponibilidad a pagar pueden ser estimadas para bienes públicos y bienes no mercadeables (por ejemplo, flujos de servicios provistos por el ambiente), pero no pueden ser estimadas a partir de observaciones directas sobre las transacciones de estos bienes, dada la ausencia de mercados para bienes públicos y bienes ambientales, ¿Dónde se podría obtener información acerca de la demanda, y por lo tanto de los beneficios obtenidos de estos bienes?.

Básicamente existen cuatro enfoques para obtener información sobre la demanda y el valor de los bienes públicos y servicios ambientales. Dos de estos enfoques incluyen la estimación directa del valor a partir de las observaciones del comportamiento en los mercados y a partir de respuestas a preguntas sobre situaciones hipotéticas. Estos enfoques requieren observaciones de los precios de los bienes valorados, o expresiones de disponibilidad a pagar o disponibilidad a aceptar como esquemas de compensación. Los otros dos enfoques, utilizan métodos indirectos basados en algunas relaciones hipotéticas entre las demandas observables para bienes mercadeables y demandas no observables por servicios ambientales y bienes públicos. Los métodos indirectos están basados en las observaciones del comportamiento en los mercados, mientras que el método hipotético indirecto esta basado en respuestas hipotéticas acerca de elecciones y actividades relacionadas con diferentes circunstancias.

En este capítulo se exploran algunas posibles relaciones entre la demanda por bienes privados y la demanda por servicios ambientales en un esfuerzo por determinar bajo que circunstancias la

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

demanda por servicios ambientales puede ser inferida a partir de información sobre transacciones de mercado relacionadas con el bien privado.

Sí *"q"* es algún parámetro ambiental o de calidad de un recurso natural, el problema es determinar en términos monetarios el cambio en el bienestar de los individuos asociado con cambios en "*q"*. La premisa básica que sigue este escrito es que los beneficios de incrementos en "*q"* pueden ser estimados a partir de observaciones del mercado, de forma que las técnicas utilizadas para realizar dicha estimación dependerán de la forma en que el parámetro *"q"* entre en la función de utilidad del individuo. Existen tres maneras a través de las que "*q*" puede afectar la utilidad de un individuo:

1. "*q"* puede producir utilidad indirectamente como un factor o insumo en la producción de un bien mercadeable que genera utilidad.
2. "*q*" puede ser un factor o insumo en la función de producción de hogares que produce utilidad resultante de los bienes producidos.
3. "*q"* puede producir utilidad directamente como argumento de la función de utilidad de un individuo.

En el tercer caso, existe una variedad de formas por las cuales "*q"* puede interactuar con uno o más bienes mercadeables en la estructura de preferencias de los individuos. Por ejemplo, las relaciones de sustitución o complementariedad entre "*q"* y algún bien privado.

Si la naturaleza de los procesos de producción de los hogares o las formas de interacción entre "q" y el bien privado puede ser especificadas, es posible inferir el valor de "q" para los individuos a partir de observaciones sobre las elecciones de bienes de mercado relacionados con estos. La explotación de las posibles relaciones entre los bienes ambientales y los bienes privados lleva a la determinación de una serie de técnicas para la estimación del valor del ambiente y de los recursos. Estas técnicas tienen las siguientes características:

- Son consistentes con la teoría básica de la demanda y de las preferencias del consumidor.
- Proveen una medida para la estimación de la función de utilidad indirecta, la función de gasto o la función de demanda compensada por los servicios ambientales.
- Son prácticos en el sentido de la utilización de datos reales y son flexibles en términos de los requerimientos de estimación.

Cuando "q" es un factor de producción, los cambios en "q" provocan cambios en los costos de producción los cuales afectan los precios y las cantidades producidas o los retornos de los propietarios de los insumos y/o factores. Los beneficios de los cambios en "q" pueden ser encontrados a partir de datos sobre estos cambios en los mercados. Existen varios ejemplos en los que "q" puede ser interpretado como un factor y/o insumo. La calidad del agua de un río destinada para el riego afecta la productividad agrícola de las tierras irrigadas. La calidad del agua para consumo humano puede afectar los costos de tratamiento del agua de los hogares y

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

los costos de producción de procesos industriales que utilizan el agua intensivamente. La productividad agrícola puede ser afectada por algunas formas de contaminación del aire, además ésta puede provocar daños a materiales. De esta manera se puede afectar de muchas maneras los costos de producción de muchos bienes y servicios mercadeables.

Asuma que el bien "x" es producido con una función de producción representada por:

$$x = x(k, w, ..., q)$$

Donde "*k"* es el capital, "*w*" es trabajo, "*q*" el parámetro ambiental con un producto marginal positivo. El precio de los factores esta dado y se asume un comportamiento de minimización de costos. La función de costos está dada por:

$$C = C(p_w, p_k, x, q)$$

Si "*q*" afecta la producción y la oferta de un bien mercadeable, los beneficios de los cambios en "*q"* pueden ser definidos y medidos en términos de cambios en las variables de mercado relacionados con la industria que produce "*x"*. Un cambio en "*q*" debería generar cambios en la curva de costos y en las curvas de demanda de insumos. La magnitud de estos cambios depende de las condiciones en los mercados de productos y factores. Existen dos canales a través de los cuales cambios en "*q*" pueden producir beneficios:

1. A través de cambios en el precio al consumidor de "*x*".
2. A través de cambios en el ingreso de los propietarios de los insumos y/o factores utilizados en la producción de "*x*".

Asuma que "*x*" es producido en una industria competitiva bajo condiciones de costos constantes, es decir, con ofertas de factores para la industria infinitamente elásticas. Asuma que el cambio en *"q*" afecta las curvas de costos de una parte importante de productores en el mercado. Como resultado, la curva de oferta cambia hacia abajo, provocando una caída en el precio y un incremento en la cantidad total. Los beneficios de la reducción de precios aumentan sustancialmente para los consumidores.

Ahora analicemos los cambios en el ingreso recibido por los propietarios de los factores de producción. Considere un solo productor tomador de precios en todos los mercados. Si el cambio en "*q*" solo afecta a este productor, el precio del producto no debiese cambiar. Por lo tanto, el cambio en "*q*" afecta los costos marginales de producción, el costo marginal de la empresa y su curva de oferta se desplazaría hacia abajo. En este caso los beneficios son iguales al incremento de la cuasi-renta de la empresa. Los beneficios deberían aumentar para el propietario del factor fijo. Por ejemplo, para el factor tierra, el ingreso adicional entraría como una ganancia. Para cualquiera de los dos casos, los beneficios pueden ser medidos por cambios en las ganancias y el ingreso del factor fijo. Sin embargo, si los productores afectados por los cambios en "*q"* enfrentan curvas de oferta de factores menos que perfectamente elásticas, al

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

menos algunos de los beneficios deberían ser pasados a los factores a través de cambios en los precios de los factores y el ingreso. Una parte de los beneficios de los factores puede ser aproximada por medio del área a la izquierda de la curva de oferta de factores.

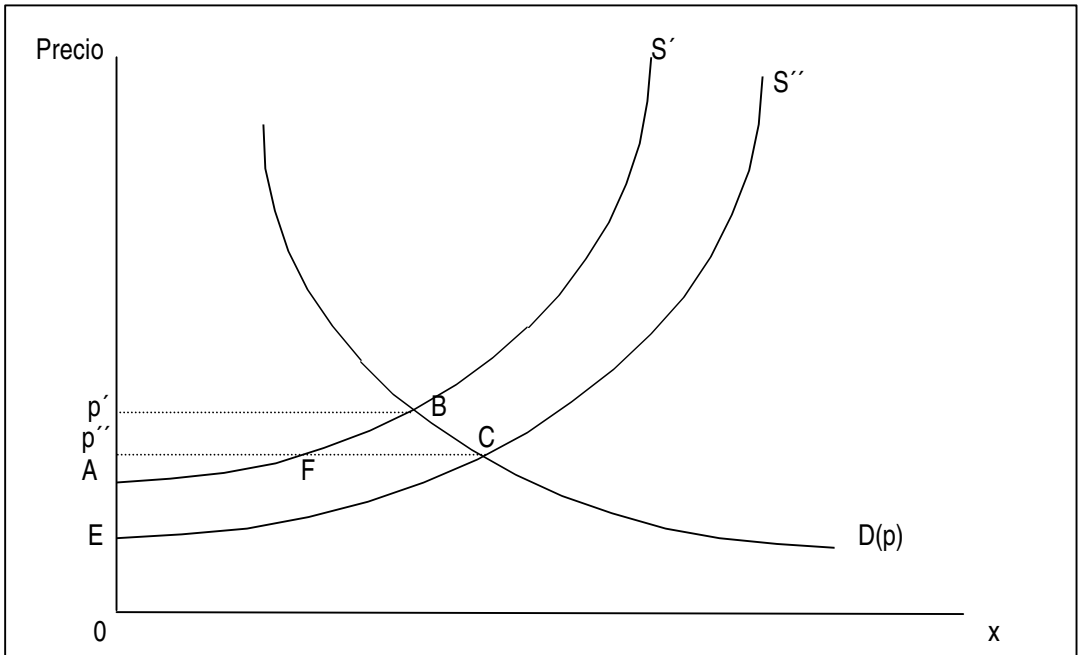


Gráfico 10.1: Medición del Bienestar cuando "q" afecta la producción de "x".

El efecto de estos dos canales es presentado en el gráfico 10.1. Cuando la curva de oferta de la industria se desplaza de *S´* a *S"*, el precio disminuye de *p'* a *p´´*. El beneficio para los consumidores de *"x*" es aproximadamente el cambio en el excedente del consumidor representado por el área *p´BCp´´*. Parte de este beneficio, p´BFp´´, es el beneficio resultante de una reducción en el excedente del productor y de los factores; así que la ganancia neta de la caída del precio es *BCF*. El área definida por la recta de precio hasta la curva de oferta más baja resulta ser el excedente de los productores y los factores *AFCE*. Por lo tanto, los beneficios totales son iguales al área *ABCE*.

La utilización de estas medidas requiere del conocimiento de los efectos de los cambios en "*q*" sobre los costos de producción, las condiciones de oferta del producto, la curva de demanda por el bien "*x"* y la oferta de factores. Dos casos especiales hacen la estimación de los beneficios relativamente consistente:

1. El caso donde "*q*" es un sustituto perfecto de otros insumos en la producción de un bien. Un incremento en "*q*" conduce a una reducción en los costos de los insumos y/o factores. Si la relación de sustitución es conocida, la disminución en los costos de producción por unidad de producto puede ser fácilmente calculada. Por ejemplo, una mejora en la calidad del agua resulta

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

en una disminución de los requerimientos de cloro para tratar el agua para consumo humano. La disminución en los costos de clorinar el agua por metro cúbico se pueden estimar fácilmente. Cuando el cambio en los costos totales no afecta los costos marginales y el nivel de producto, los ahorros en costos son una verdadera medida de los beneficios del cambio en "*q*". Si el cambio en "*q*" afecta los costos marginales, los beneficios deberían incluir el efecto de los menores costos sobre el producto y su precio.

Sin embargo, pueden presentarse dos hechos al tiempo o por separado. El primero, se relaciona con que el porcentaje de reducción en los costos marginales sea pequeño. El segundo, que la curva de costos marginales sea inelástica. Entonces, el correspondiente incremento en el producto ante un cambio en *q* debería ser relativamente pequeño. Por lo tanto, la disminución en los costos totales debería ser usada para proveer una aproximación de los verdaderos beneficios.[127] Este enfoque algunas veces llamado "función de daño", ha sido la base de numerosas estimaciones sobre los beneficios del control de la contaminación del aire en materiales, viviendas y cultivos agrícolas, y los beneficios de municipalidades, industrias, y hogares provenientes de reducciones en la contaminación de fuentes de agua (Freeman, 1982).

2. Al conocer los costos, la demanda, y la estructura de mercado se sugiere que los beneficios de un cambio en "q" deberían aumentar para los productores. Por lo tanto, los beneficios pueden ser estimados a partir de observaciones sobre los cambios proyectados en el ingreso neto para ciertos insumos y/o factores. Si la producción de una unidad del bien en cuestión es relativamente pequeña para el mercado final del producto y para los factores variables, puede asumirse que los precios al productor y a los factores variables permanecen fijos después del cambio en "*q*". El incremento en la productividad de los factores fijos de producción sería mayor y se manifestaría en términos de beneficios o cuasi – rentas adicionales.

La estimación del valor de *"q*", sin embargo, requiere del conocimiento de las funciones de costos y de demanda. En algunos estudios a sido posible utilizar métodos econométricos para estimar una función de costos que incluya la variable calidad ambiental (Mathtech, Inc., 1982 ; Mjelde y Coautores, 1984). Otros estudios han utilizado varios enfoques simultáneamente para modelar la conducta del productor y su respuesta ante cambios en la variable ambiental.

10.2. Demanda por Calidad Ambiental

Para analizar los casos en que "q" afecta directamente a los individuos, primero revisaremos el modelo básico de preferencias de los individuos y la demanda, con la calidad ambiental

[127] Desgraciadamente este criterio no puede ser determinado sobre un fundamento a priori que diga que esta aproximación esta sub o sobrestimada. La dirección y magnitud del error depende de la forma de la curva de costos, así como también de los cambios (por ejemplo, si el cambio es paralelo o en rotación), y de la elasticidad de la demanda por el producto.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

incluida como un argumento en la función de utilidad. Luego consideraremos las implicaciones de diferentes formas de la función de utilidad para la estimación de la demanda por "q". Considere un solo individuo con una función de utilidad:

$$u = u(X, q)$$

Donde X es un vector de cantidades de bienes privados ($X = x_1, ..., x_i, ... , x_n$). Para la introducción de la variable calidad ambiental, asumimos que el individuo percibe los efectos de un cambio en la calidad ambiental. Por ejemplo, altos niveles de ozono causan irritación en las vías respiratorias, el individuo puede estar consciente de la irritación, pero no necesita conocer con certeza la causa de la irritación o los niveles actuales de contaminación del aire, solo interesa que el perciba los efectos de la calidad ambiental.

Si el individuo no percibe los efectos de los cambios en "q", entonces el método indirecto no podría ser aplicado. Es decir, es imposible que las personas perciban los efectos de la exposición de contaminantes sobre la probabilidad de contraer enfermedades crónicas o la muerte en el largo plazo. Si este es el caso, el cambio en "q" no debería afectar su comportamiento; y las observaciones sobre su conducta en el mercado no deberían producir información acerca del valor de una reducción en el riesgo de enfermarse.

Asumamos que un individuo maximiza su utilidad sujeto a la restricción de ingresos:

$$\sum_i p_i . x_i = M$$

Donde "M" es el ingreso monetario. El individuo toma "q" como dado y no tiene que pagar un precio por la cantidad impuesta. De la solución a este problema resulta un conjunto de funciones de demanda ordinarias.

$$x_i = x_i(P, M, q)$$

Donde P es el vector de precios de los bienes privados ($P = p_1, ... , p_i, ... , p_n$). Note que "$q$" debería ser un argumento en todas las funciones de demandas por bienes privados. La dualidad del problema de maximización puede ser establecida minimizando el gasto $\sum_i p_i . x_i$ sujeto a la restricción de que la utilidad sea igual a un nivel establecido, o exceda nivel, por ejemplo u^0. De la solución de este problema resulta la función de gasto:

$$\boldsymbol{e(P, q, u^0) = M \quad (10.1)}$$

La función de gasto tiene un número de propiedades útiles para el análisis de bienestar aplicado. La derivada de la función de gasto con respecto a algún precio de la función de demanda hicksiana compensada por este bien es:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$\partial e/\partial p_i = h_i(P, q, u^0)$$

Similarmente, la derivada de (10.1) con respecto a *"q"* (con el cambio de signo apropiado) da la función de demanda inversa compensada - Hicksiana o disponibilidad a pagar marginal por un cambio en "*q*". Si w_q es la disponibilidad a pagar marginal o el precio de demanda marginal por *"q"*. Entonces :

$$w_q = - \partial e(P, q, u^0)/\partial q \quad (10.2)$$

Una expresión alternativa para la disponibilidad a pagar marginal puede ser obtenida derivando la función de utilidad indirecta, igualándola a cero y resolviéndola para el cambio de compensación en el ingreso asociado con el cambio en "*q*". Específicamente :

$$u = v(M, P, q)$$

$$du = \frac{\partial v}{\partial M}.dM + \frac{\partial v}{\partial q}.dq = 0 \quad y \quad \frac{dM}{dq} = -\frac{\partial v / \partial q}{\partial v / \partial M}$$

Donde, por supuesto, se asume que el valor de dP es cero. Si contamos con datos, el valor de la derivada del lado derecho de la ecuación (10.2) podría ser estimada. Este valor representaría la disponibilidad a pagar marginal por "*q*". Es decir, a partir de la expresión anterior podemos obtener la función de disponibilidad a pagar marginal por "*q"*. Este valor, representado por *W,* es equivalente a los beneficios que perciben las personas por un incremento no marginal en la oferta de *"q"*. *W* se puede representar como:

$$W = -\int_{q'}^{q''} e_q(P,q,u)dq = e(P,q',u) - e(P,q'',u) \quad (10.3)$$

Esta expresión representa el excedente compensatorio o el excedente equivalente (ES), los cuales son medidas del cambio en el bienestar, dependiendo del nivel de utilidad al cual (10.3) sea evaluada.

10.3. Enfoque de Aproximación a través de la Función de Daño.

El propósito de esta sección es derivar las medidas de bienestar por cambios en la calidad ambiental, *q*, y tratar de presentarlos a través del enfoque de aproximación de la función de daño. Los parámetros estimados a partir de una función de daño representan una cuantificación de los efectos sobre el nivel de producción y los costos atribuidos a cambios en la calidad

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

ambiental, donde la calidad ambiental se considera como otro insumo dentro del proceso de producción de la empresa.

Por medio de una función de daño también se pueden evaluar los cambios tecnológicos que experimentan las empresas y los cambios en la recomposición de las cantidades de insumos empleados en el proceso de producción. Se supone que la calidad ambiental es insumo sustituto del resto de insumos empleados en el proceso de producción. La información necesaria para realizar tales estimaciones puede ser obtenida a través de los mercados de productos, así como a través de los mercados de insumos.

Just, Hueth, y Schmitz (1982) presentan un análisis riguroso de como medir cambios en el bienestar en mercado de factores y productos. Esta teoría presenta las bases para el análisis de efectos de productividad inducido por cambios en precios de productos y precios de los factores. En este capítulo se presentan las medidas alternativas para estimar el cambio en el bienestar para cambios marginales y no marginales de *q,* para el caso de empresas que producen un solo producto, a partir de la estimación de una función de producción. La otra forma de medir los cambios en *q,* es a través de la estimación de una función de costos agregada para la industria que podría ser interpretada como el área entre el viejo y el nuevo nivel de producto agregado.

El análisis solo considera las condiciones de corto plazo, y calcula los cambios en el bienestar a partir de la estimación de las cuasi - rentas de las empresas y de los cambios en el excedente del consumidor. El tratamiento para el largo plazo tendría que ser diferente al expuesto aquí debido a que las empresas en el largo plazo tienen que competir por las cuasi- rentas, con excepción de las empresas que producen insumos especializados. Entonces, las rentas generadas por estos últimos factores podrían ser vistas como incrementos en el precio de tales factores.

Considerando una industria competitiva con *n* firmas produciendo un solo bien, *x*. Se asume que la función de producción de la i – esima empresa es:

$$X_i = X_i(V_i, k_i, q_i)$$

Donde, $i = 1, ..., n$ y V_i es el vector de factores variables para la firma *i*, entonces, V_{ij} con $j = 1, ..., m$, representa el conjunto de factores *j* para la empresa *i*. La medida de calidad ambiental esta representada por q_i. También, *q,* podría estar representado a través de unidades de eficiencia en la producción como el caso de la tasa a la cual una central de generación eléctrica convierte la energía térmica en eléctrica. Por medio de un modelo de función de daño podríamos valorar los beneficios económicos de un incremento en el nivel de tecnología. También, tenemos el factor fijo k_i, el cual por simplicidad lo suprimimos en el análisis. Tanto V_i como *q,* tienen productos marginales positivos. Pero *q* es exógeno para la industria.

También se supone que la industria enfrenta una oferta perfectamente elástica con respecto a todos los precios de los insumos y/o factores f_i,, que se escribe en notación vectorial como *F*.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

El nivel de producto total de la industria es $y = \Sigma x_i$. La industria enfrenta una función de demanda inversa por el producto, $p = p(y)$, donde p es el precio de mercado, "y" es el ingreso y todos los otros precios se asumen constantes. Se define una función de producción agregada de la siguiente forma:

$$y = (v_{11}, ..., v_{nm}, q)$$

Que puede ser la sumatoria de las funciones de producción de las n empresas.

10.3.1. El enfoque de la Función de Producción.

Asumimos que las funciones de demanda son compensadas hasta que los cambios en el bienestar del consumidor sean medidos por el área apropiada. Entonces, el bienestar social asociado con la producción de "y" es el área bajo la curva de demanda por "y", menos los costos de los insumos:

$$W(v_{11}, ..., v_{nm}, q) = \int_0^y p(u)du - \sum_i F.V_i$$

Donde, $p(u)$ es la función de integración. Las condiciones de primer orden para elegir v_{ij} para maximizar el bienestar social:

$$\frac{\partial W}{\partial v_{ij}} = \frac{\partial y}{\partial v_{ij}}.p(y) - f_j = 0, \text{ para todo } ij.$$

Si cada firma es tomadora de precios, el bienestar óptimo estará representado por el equilibrio competitivo. Las condiciones de primer orden definen funciones de demanda por insumos $v_{ij}^*(f_j, q)$, lo cual conduce a una función de producción $y^*(q) = y[v_{ij}^*(f_j, q)]$. El asterisco indica las cantidades óptima elegidas. Por simplicidad, f_j no aparecerá como argumento de las funciones, excepto cuando los precios de los factores sean asumidos variables.

Usando el teorema de la envolvente, sabemos que:

$$\frac{\partial W}{\partial q} = p(y^*).\frac{\partial y[v^*(q), q]}{\partial q} \qquad (10.4)$$

La ganancia de bienestar neto, en efecto, es el valor del producto marginal de q en la función de producción. Note que $\partial y/\partial q$ no implica un incremento en y^*. Por el contrario, y se incrementa manteniendo el resto de insumos constantes. Para la implementación del enfoque de

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

aproximación de la función de daño a través de la función de producción, se necesitan observaciones recolectadas a partir de los mercados para hacer la estimación de la última función.

10.3.2. El enfoque de la Función de Costos.

Podemos agregar las funciones de costos variables de las empresas para obtener la función de costos total de la industria:

$$C = C[y^*(q), q]$$

La curva de oferta del mercado, la podemos definir asumiendo maximización de las ganancias con un precio igual al costo marginal. La contribución total al bienestar social es estimada por medio de la producción y el consumo del bien, que corresponde a la suma de los excedentes del consumidor y productor (o cuasirentas) de las empresas:

$$W = \int_0^y p(u)du - C[y^*, q]$$

Esto, por supuesto, es maximizado cuando el precio de producto es igual al costo marginal:

$$p(y) = \frac{\partial C(y^*, q)}{\partial y} \quad (10.5)$$

Como antes, el nivel de producto óptimo esta en función del parámetro q. Luego, aplicamos de nuevo el teorema de la envolvente para obtener una expresión que represente el cambio en el bienestar asociado con el cambio marginal en q:

$$\frac{\partial W}{\partial q} = -\frac{\partial C(y^*, q)}{\partial q} \quad (10.6)$$

Este valor marginal puede ser calculado si conocemos la función de costos de producción de la industria. La dualidad entre la función de costos de producción y la función de producción asegura que las dos mediciones de los cambios en el bienestar marginal obtenidas a través de las ecuaciones (10.4) y (10.6), sean iguales. El cambio en el bienestar total es positivo si el incremento en q reduce los costos. Sin embargo, este hecho no implica necesariamente que los excedentes del consumidor y productor deban incrementarse. La medida de ganancia en bienestar, representada por el excedente del consumidor (CS) esta dado por el área bajo la curva de demanda compensada menos el gasto actual, es decir:

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$CS(q) = \int_0^{y^*} p(u)du - p(y^*).y^*(q)$$

El efecto marginal sobre el excedente del consumidor, producto de un cambio en q, es la derivada de la anterior expresión:

$$\frac{\partial CS}{\partial q} = -\frac{\partial p}{\partial y^*}.\frac{\partial y^*}{\partial q}.y^*(10.7)$$

El término de la ecuación (7) $\partial p/\partial y^* \leq 0$, y presenta este signo debido a ley de demanda y el nivel de producto $y^* > 0$. Entonces, el excedente del consumidor debería decrecer si y solo si el nivel de producto óptimo decrece con respecto a un cambio en q. Puede darse también la posibilidad de un empeoramiento en el bienestar de los consumidores ante un cambio en q, aún cuando los costos totales se hayan reducido, esto se manifiesta a través de un incremento en el costo marginal lo cual produciría un incremento del precio del producto.

El marginal cambio en la cuasi-renta de los productores, R, es el cambio marginal en el bienestar representado por la ecuación (10.6) menos el cambio en el excedente del consumidor representado por la ecuación (10.7), es decir,

$$\frac{\partial R}{\partial q} = -\frac{\partial C}{\partial q} + \frac{\partial p}{\partial y^*}.\frac{\partial y^*}{\partial q}.y^*(10.8)$$

De la ecuación (10.8), podemos inferir, que la cuasi-renta debería disminuir solamente si el segundo término fuera mayor en valor absoluto. El segundo término puede ser expresado en términos de la elasticidad precio de la demanda, de la siguiente manera:

$$\in = \frac{\partial y^*}{\partial p}.\frac{p}{y^*} < 0$$

Cuando esta expresión es sustituida en la ecuación (10.8), vemos que la magnitud del segundo termino varia inversamente con la elasticidad de la demanda. Para demandas inelásticas, la caída de precio conllevaría a incrementos en cantidad que podrían disminuir el excedente de los productores vía reducción de sus cuasi-rentas.

10.4. Cambios No Marginales en la Calidad Ambiental.

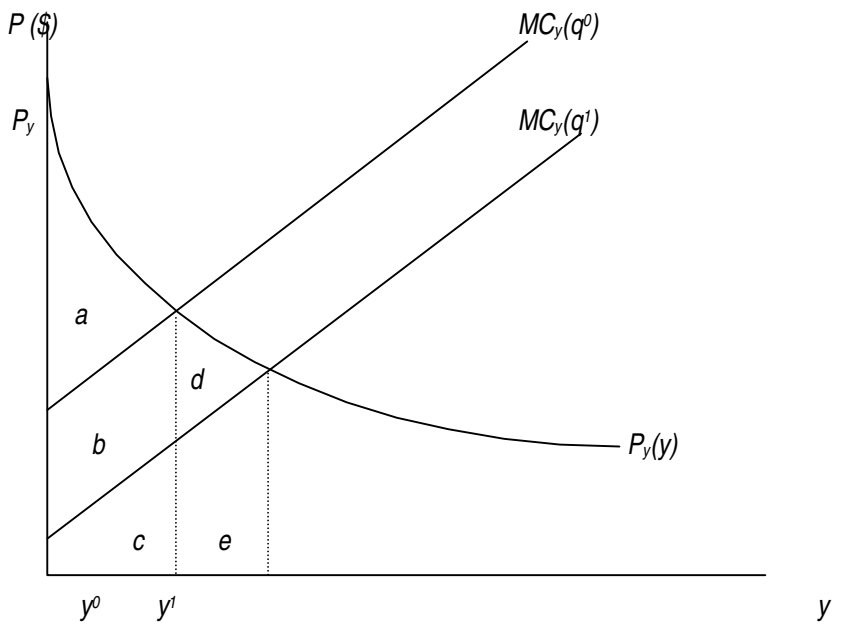
El beneficio total para un cambio no marginal en q, de q^0 a q^1, puede ser estimado a partir de integrar las ecuaciones (10.4) o (10.6).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

$$W_q = \int_{q^0}^{q^1} p(y^*).\left\{\frac{\partial y[V^*(q),q]}{\partial q}\right\}dq = -\int_{q^0}^{q^1}\left\{\frac{\partial C[y^*(q),q]}{\partial q}\right\}dq \quad (10.9)$$

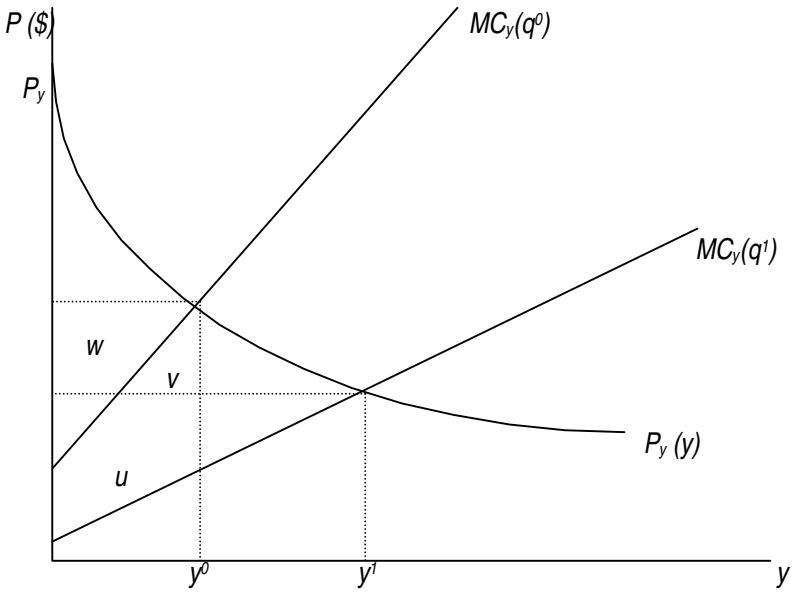
Como se muestra en la ecuación (10.9), cualquiera de estas medidas requiere de la integración a lo largo de una senda. Entonces, para la implementación, no solo necesitamos la función de producción o función de costos, sino también, debemos conocer como cambia el producto de equilibrio, los niveles de insumos, o ambos, ante un cambio en la calidad ambiental *q*. Sin embargo, W_q puede ser estimado directamente a través de la curva de demanda o la función de costos sí el nivel inicial y final de producto, y^{*0} y y^{*1} son conocidos. Esta estimación es equivalente al cambio en el área limitada por la curva de demanda y la curva de costos:

$$W_q = \int_0^{y^1} p(y)dy - C(y^1, q^1) - \int_0^{y^0} p(y)dy + C(y^0, q^0) \quad (10.10)$$



Gráfica 10.2: Cambio en Bienestar para una Empresa que produce un solo Producto.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)



Gráfica 10.3: La División de la Ganancia en Bienestar entre Consumidores y Productores.

Esta área es presentada en la gráfica 8.2, donde $p_y(y)$ es la curva de demanda inversa y $MC_y(q)$ es la curva de costo marginal de la industria, la cual, es función de y^* y q. Gráficamente, la ecuación (10) es equivalente a:

$$Wq = (a + b + c + d + e) - (c + e) - (a + b + c) + (b + c) = b + d$$

La ganancia en bienestar puede ser representada por el área entre la vieja y la nueva curva de costos, limitada por la curva de demanda. La división de la ganancia entre productores y consumidores también es presentada en la gráfica 8.3. La ganancia de los consumidores es equivalente al área w +v. La pérdida de los productores es el área w, pero su ganancia es u. La ganancia neta social es u + v. Si las funciones de costo y demanda son conocidas, no tendremos problemas en el calculo de estas áreas, realizando el proceso de integración adecuado.

10..5. Conclusiones.

A través de este capítulo hemos presentado dos medidas alternativas para el cambio en el bienestar asociado a un cambio en un insumo no mercadeable tal como q. Una alternativa está basada en la estimación de curvas de oferta o de costos (enfoque de la función de costos). La otra alternativa se basa en la estimación del impacto directo de un cambio en q a través de la función de producción (enfoque de la función de producción). Debido al enfoque de dualidad,

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

estas dos alternativas deben proveer medidas idénticas. La elección de cualquiera de las dos alternativas depende de la disponibilidad de datos.

En algunos casos puede ser posible estimar una función de producción a partir de datos sobre insumos y productos y la calidad ambiental. Los métodos de la función de producción y la función de costos están basados en observaciones sobre el comportamiento optimizador de los productores. Una alternativa en caso de no contar con observaciones es general modelos de optimización formales.

Para finalizar, hay que mencionar que toda esta teoría sigue siendo válida para el caso de empresas multiproducto siempre y cuando se realicen las modificaciones del caso. Con miras a profundizar en esta teoría se sugiere leer "The Measurement of Environmental and Resources Values: Theory and Methods". Freeman III A., M., (1993).

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

Capítulo

11

Bibliografía.

- ALLEN, P. G.,T.H. STEVENS AND S.A. BARRETT (1981). The effects of variable omission in the travel cost technique. Land Economics, 57(2), 173-180.

- ARDILA, S. (1993). Guía para la utilización de modelos econométricos en aplicaciones del método de valoración contingente. BID, Diciembre, 1-24.

- ARROW, K., R. SOLOW, P. PORTNEY, E. LEAMER. R. RADNER, H. SCHUMAN. (1993), Report of the NOOA Panel on Contingent Valuation.

- BAUMOL, W. J. AND OATES, W. E. (1988), The Theory of Environmental Policy. Cambridge University Press.

- BISHOP R. AND HEBERLIN (1979), Measuring Values of ExtraMarket Goods: Are Indirect Measures Biased?. Amer. J. of Agr. Econ. 61: 926-30.

- BOCKSTAEL, N.E. AND K.E. MCCONNELL (1983). Welfare measurement in the household production framework. The American Economic Review, 73(4), 806-814.

- BOCKSTAEL, N. E., W. M. HANEMANN AND I. E. STRAND (1986). Measuring the benefits of water quality improvements using recreation demand models. Report to the U.S. - Environmental Protection Agency. College Park, Md. :University of Maryland.

- BOUMOL & OATES (1988). The Theory of the Environmental Policy. Second Edition. Cambridge University Press.

- BOCKSTAEL, N. E. AND C. L. KLING (1988). Valuing environmental quality: Weak complementary with sets of goods. Amer. J. Agr. Econ. 70(3), 654-662.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- BOUWES, N. W. AND R. SCHNEIDER (1979). Procedures in estimating benefits of water quality change. Amer. J. of Agric. Economics, 61(1), 535-539.

- BOWES, M. D. AND J. B. LOOMIS (1980). A note on the use of travel cost models with unequal zonal populations. Land Economics, 56(4), 465-470.

- BRADEN, J., B., KOLSTAD, C., D,. (1998). Measuring the Demand for Environmental Quality. Contributions to Economics Analysis. Third Printed. North-Holland.

- CALLAN S. & THOMAS J. (1996). Environmental Economics & Management. Theory, Policy and Aplications. Richard Irwin.

- CAULKINS, P., R. C. BISHOP, AND N. W. BOUWES (1986). The travel cost model for lake recreation: A comparison of two methods for incorporating site quality and substitution effects. Amer. J. of Agr. Econ. 68(2), 291-297.

- DOBBS, I. M. (1993). Individual travel cost method: Estimation and benefit assessment with a discrete y possibly grouped dependent variable. Amer. J. of Agr. Econ. 75(1), 84-94.

- DUCCI, J. (1988). Metodología de cuantificación de beneficios. Saneamiento ambiental de Montevideo Uruguay. Anexo Técnico.

- ENGLIN, J. AND T. A. CAMERON (1996). Augmenting travel cost models with contingent behavior data. Poisson regression analyses with individual panel data. Environmental and Resource Economics, 7, 133-147.

- FREEMAN III, M. A. (1993). The measurement of environmental and resource values. Theory and Methods. Resources for the Future, Washington, D.C.

- FEATHER, P., D. HELLERSTEIN AND T. TOMASI (1995). A discrete count model of recreational demand. Journal of Environmental Economics and Management, 29, 214-227.

- GOTTLIEB P. (1996), Hedonic Models: Valuation of Urban Parks. Department of Agricultural and Resources Economics. University of Maryland. College Park. First Draft

- HAAB T. C. Y McCONELL K. E. (1997), Referendum Models and Economic Values: Theorical, Intuitive and Practical Bound on Willingness to Pay. East Carolina Universyty and Department of Agricultural and Resources Economics. University of Maryland. College Park.

- HANEMANN, W. M. (1984). Welfare evaluations in contingent valuation experiments with discrete responses. Amer. J. of Agr. Econ. 66(1), 332-341.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- _____ (1989). Welfare evaluations in contingent valuation e xperiments with discrete responses data: Reply. Amer. J. of Agr. Econ. 71(4), 1057-1061.

- _____ (1994). Valuing the environment through contingent valuation. Journal of Economic Perspectives, 8(4), p, 19-43.

- HANLEY, N. AND C. L. SPASH (1993). Cost-benefit analysis and the environment. - Department of Economics University of Stirling Scotland, published by Edward Elgar publishing limited.

- HANLEY, N., SHOGREN J., y WHITE B. (1997). Environmental Economics: In Theory and Practices. Oxford University Press.

- JOHANSSON, P. (1994), The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits. Cambridge. University Press.

- JUST, R., D. HUETH AND A. SCHMITZ (1982). Applied welfare economics and public policy. Englewood cliffs, Nj : Prentice- Hall, Inc.

- KEALY, M. J. AND R. C. BISHOP (1986). Theoretical and empirical specifications issues in travel cost demand studies. Amer.J. of Agr. Econ. 68, 660-667.

- KLING, C. L. (1988). Comparing welfare estimates of environmental quality changes from recreational demand models. Journal of Environmental Economics and Management, 15(3), 331-340.

- KOLSTAD C. (2000). Environmental Economics. First Edition. Oxford University Press.

- KOOP R. y SMITH (1993). Valuing Natural Assets: The Economics of Natural Resource Damage Assessment. Resources for the Future. Washington D.C.

- LANKFORD, R. H.(1988). Measuring welfare changes in settings with imposed quantities. Journal of Environmental Economics and Management, 15, 45-63.

- LARSON, D. M.(1991). Recovering weakly complementary preferences. Journal of Environmental Economics and Management, 21, 97-108.

- MADDALA (1997), Limited Dependet and Qualitative Variables in Econometrics. New York: Cambridge University Press.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- MENDIETA J. C. (1999). Manual de Valoración Económica de Bienes No Mercadeables. Aplicaciones de las Técnicas de Valoración No Mercadeables, y el Análisis Costo Beneficio y Medio Ambiente. Documento CEDE 99-10. Facultad de Economía. Universidad de los Andes.
- MCCONNELL, K. E. (1990). Models for referendum data: The structure of discrete choice models for contingent valuation. Journal of Environmental Economics and Management, 18, 19-34.

- MITCHELL, R. y CARSON, R. (1993) Using Survey to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method. Third Edition. Resources for the Future. Washington D. C.

- _____ (1992). On site time in the demand for recreation. Amer. J. of Agr. Econ. 74(1), 918-925.

- _____.(1995). Issues in estimating benefits with non-market methods. Department of Agricultural and Resource Economics. University of Maryland.

- MITCHELL, R. C. AND R. T. CARSON (1989). Using surveys to value public goods: The contingent valuation method. Resources for the Future, Washington, D.C.

- OATES, W. (1992), The Environmental Economics. An Elgar Critical Writings Reader.

- OLSON L. (1999). Introduction to Economic and the Environment Readinds. Department of Agricultural and Resources Economics. University of Maryland at College Park.

- PARK, T. AND J. LOOMIS (1996). Joint estimation of contingent valuation survey responses. Environmental and Resource Economics, 7, 149-162.

- PARSONS, G. R. (1991). A note on choice of residential location in travel cost demand models. Land Economics, 67(3), 360-364.

- PEARCE, D. W. AND MARKANDYA, A. (1989), The Benefits of Environmental Policy. OECD.PARIS.

- PEARCE, D y TURNER, K. (1990), Economics of Natural Resources and the Environment. The John Hopkins University Press. Baltimore.

- PINDYCK R. S. & RUBINFELD D. L. (1995). Microeconomía. Tercera Edición. Prentice Hall.

- ROSENTHAL,D. H. (1987). The necessity for substitute prices in recreation demand analyses. Amer. J. of Agr. Econ. 69(4), 828-837.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)

- SMITH, V. K. (1996). Estimating Economic Values for Nature. Methods for Non – Market Valuation. New Horizons in Environmental Economics. Edward Elgar.

- SMITH, V. K. AND R. J. KOOP (1980). The spatial limits of the travel cost recreational demand model. Land Economics, 56(1), 64-72.

- SMITH, V. K. , W. H. DESVOUSGES AND M. P. MCGIVNEY (1983). Estimating water quality benefits: An econometric analysis. Southern Economic Journal, 50(2), 422-437.

- SMITH, V. K. AND W.H. DESVOUSGES (1985). The generalized travel cost model and water quality benefits: A reconsideration. Southern Economic Journal, 52(2), 371-385.

- SMITH, V. K., W.H. DESVOUSGES AND A. FISHER (1986). A comparison of direct and indirect methods for estimating environmental benefits. Amer. J. of Agr. Econ. 66(2), 281-290.

- STRONG, E.J. (1983b). Measuring benefits of outdoor recreation services: An application of the household production function approach to the Oregon steelhead sport fishery. Unpublished Master's Thesis, 155 pps., citado en Bockstael et.al (1986).

- SUTHERLAND, R. J.(1982a). A regional approach to estimating recreation benefits of improved water quality. Journal of Environmental Economics and Management, 9, 229-247.

- _____(1982b). The sensitivity of travel cost estimates of recreation demand to the functional form and definition of o rigin zones. Western Journal of Agricultural Economics, 7(1), 87-98, citado en Bockstael et.al (1986).

- TIETENBERG, T. (1992), Environmental and Natural Resources Economics. Third Edition. Harper Collins Publishers.

- VAUGHAN, W. J., C. S. RUSSELL AND M. HAZILLA (1982). A note on the use of travel cost models with unequal zonal populations: Comment. Land Economics, 58, 400-407.

- VAUGHAN, W. J., E. S. RUSSELL, L.P. GRANESSI AND L.A. NIELSEN (1982). Measuring and predicting water quality in recreation related terms. Journal of Environmental Economics and Management, 15, 363-380, citado en Bockstael et.al (1986).

- WHITEHEAD, J. C., T. J. HOBAN AND W. B. CLIFFORD (1994). Specification bias in contingent valuation from omission of relative price variables. Southern Economic Journal, 60(4), 995-1009.

Document shared on www.docsity.com
Downloaded by: junior-garcia-4 (jrgarcia1989@gmail.com)