

Economía Ambiental

Notas de Clase

Marcelo Cafferla

Copyright © 2018 por Marcelo Cafferla

Contents

Preface	ix
1 Introducción	1
2 Por qué necesitamos una Política Ambiental	3
2.1 Objetivos	3
2.2 Supuestos Generales	7
2.3 La Contaminación como Sub-Producto de una empresa en un mercado competitivo	7
2.3.1 La Función de Beneficios	8
2.4 Externalidades en la utilidad: La Función de Daños	9
2.5 Óptimo Social	14
2.5.1 Modelo de Elección de Emisiones	14
2.5.2 El nivel de emisiones que maximiza el bienestar social; un ejemplo	15
2.6 Sub-Optimalidad de los Mercados Competitivos	18
2.7 Externalidades entre empresas	19
2.8 Bienes Públicos	23
2.9 Recursos de Propiedad Común	25
2.10 Ejercicios	26
2.10.1 El nivel óptimo de emisiones	26
2.10.2	27
2.10.3 La tragedia de los recursos de libre acceso (Varian).	27
2.10.4 Plott (1983)	28
2.10.5 Tambos aguas arriba de una planta potabilizadora de agua	29
2.11 Referencias	30

3	Política Ambiental con información perfecta	31
3.1	Introducción	31
3.2	Instrumentos	31
3.2.1	Instrumentos económicos	34
3.2.2	Regulación Prescriptiva (de "Mandato y Control")	38
3.2.3	Externalidades en la Producción	40
3.2.4	Legislación de Responsabilidad civil	41
3.3	Ejercicios	49
3.3.1	Impuestos	49
3.3.2	Permisos Transferibles de Emisión	49
3.3.3	Responsabilidad civil	49
4	Valoración Económica de la Calidad Ambiental	55
4.1	Introducción	55
4.2	Medición de los cambios en el bienestar individual	56
4.2.1	Preferencias Individuales y Funciones de Demanda	56
4.2.2	Mediciones monetarias de los cambios en el bienestar individual como producto de cambios en los precios	57
4.2.3	Mediciones monetarias de los cambios en el bienestar individual como producto de cambios en la calidad ambiental	63
4.2.4	Comparaciones entre las diferentes medidas	64
4.2.5	Medidas para captar el valor de no-uso.	67
4.3	Los Diferentes Métodos	69
4.3.1	Métodos Indirectos o de Preferencias Reveladas	70
4.3.2	Métodos Directos o de Preferencias Declaradas	81
4.4	Ejercicios	83
4.4.1	Equivalencia de las variaciones equivalentes y compensatorias	83
4.4.2	Compensaciones	84
4.4.3	¿Qué medida?	85
4.5	Bibliografía	85
5	Información asimétrica, no-convexidades y eficiencia del nivel de emisiones	87
5.1	Efectos de la información asimétrica sobre el bienestar cuando el objetivo es el nivel eficiente de emisiones	88

5.2	Información asimétrica en la negociación coaseana (Mas Colell, et al., 1995)	91
5.2.1	La firma contaminadora tiene los derechos de propiedad sobre el recurso	92
5.3	No-convexidades y Política Ambiental eficiente	93
6	Control de Emisiones sin eficiencia: minimizando los Costos de Abatimiento	99
6.1	Introducción	99
6.2	Estándares de Emisión Minimizadores de los Costos de Abatimiento	100
6.3	Un Impuesto a las Emisiones	101
6.4	Permisos de Emisión Transables	102
6.5	Impuestos vs. Permisos de Emisión Transables	103
6.6	Emisiones que no se mezclan uniformemente en el ambiente	103
6.6.1	Estándares de emisión minimizadores de costos de abatimiento	104
6.6.2	Un Impuesto a las Emisiones	105
6.6.3	Un Sistema de Permisos Transferibles	105
6.6.4	Un Sistema de Permisos Ambientales (Montgomery, 1972)	106
6.7	Discusión impuestos vs. permisos	106
6.8	Ejercicios	107
6.8.1	Ejercicio 1	107
6.8.2	Ejercicio 2 - Estándares, Impuestos y Permisos Costo-Efectivos	108
6.8.3	Ejercicio 3	109
6.8.4	Ejercicio 4	110
7	La Economía de la Fiscalización y el Cumplimiento de los Instrumentos de Política Ambiental	115
7.1	Fiscalización de Estándares de Emisión	115
7.1.1	Supuestos	115
7.1.2	El comportamiento de la firma	116
7.1.3	Implicancias para estrategias de monitoreo	119
7.1.4	Implicancias para fijar multas	119
7.2	Fiscalización de permisos transferibles	120
7.2.1	Supuestos	120

7.2.2	Problema de la firma:	120
7.2.3	La elección de emisiones	121
7.2.4	Condición de cumplimiento	121
7.2.5	La elección de la violación	122
7.2.6	La demanda de permisos de la firma	122
7.2.7	Implicancias para estrategias de monitoreo	123
7.2.8	Implicancias para la fijación de multas	124
7.3	Fiscalización de Impuestos	124
7.3.1	El problema de la firma	125
7.3.2	Resultados	125
7.4	Ejercicios	127
7.4.1	Murphy and Stranlund (2007)	127
7.4.2	Caffera y Chávez (2011)	129
8	Instrumentos Económicos para el Control de la Contami-	
	nación en América Latina: experiencia y lecciones	131
8.1	Introducción	131
8.2	Tasas Retributivas a Efluentes Industriales en Colombia	133
8.3	Canon Ambiental por Vertidos en Costa Rica	136
8.4	Programa de Compensación de Emisiones de Santiago de Chile	138
8.5	Lecciones	140
8.6	Impuestos a las emisiones de CO ₂ en Chile, México y Colombia	141
8.7	Perspectivas	142
8.8	Referencias	143

Preface

Insertar prefacio aquí.

Chapter 1

Introducción

Todos hemos visto basura en la calle, agua contaminada, imágenes de la tala de selvas tropicales por la TV y otras escenas por el estilo. Ahora ya podemos ver que el clima está cambiando. Como estudiantes de economía, se deberían preguntarse dos cosas, al menos. Primero, por qué las personas arrojan basura en la calle; por qué las empresas o los productores agropecuarios contaminan los cursos de agua y por qué emitimos gases de efecto invernadero de tal forma que ponemos en riesgo el planeta tal cual lo conocemos. En segundo lugar, cuál es la cantidad óptima de basura en la calle, de contaminación en los ríos y de emisiones de gases de efecto invernadero. La siguiente pregunta debería ser cómo hacer para lograr ese nivel óptimo de emisiones. Implementar ese nivel óptimo de emisiones en la práctica impone al planificador social la necesidad de contar con información sobre beneficios y costos de la contaminación que no siempre están disponibles. Estas notas brindan, primero, herramientas teóricas que responden las preguntas de por qué los agentes económicos contaminan y cuál debería ser la cantidad óptima de emisiones, desde un punto de vista económico. A continuación, las notas presentan el abanico de instrumentos de política ambiental para lograr el nivel de emisiones objetivo. También brindan algunas ideas conceptuales sobre los problemas que puede ocasionar apuntar al nivel óptimo de emisiones cuando no se tiene la información para ello y con otras dificultades. Luego brindan una introducción a los métodos existentes para estimar daños y beneficios de la calidad ambiental. Por último, abandonado el objetivo de lograr el nivel óptimo de emisiones, el planificador social aun puede querer lograr alcanzar el objetivo de política ambiental que sea al menor costo posible. El capítulo 5 presenta este caso. el capítulo 6 por su cuenta, presenta nociones básicas

sobre como diseñar el control del cumplimiento de los distintos instrumentos de la política ambiental. Por último, el capítulo 7 reflexiona sobre el grado de implementación de instrumentos económicos en la política ambiental de latinoamérica, explora algunas explicaciones sobre dicho grado y elabora algunas recomendaciones.

Chapter 2

Por qué necesitamos una Política Ambiental

2.1 Objetivos

El Objetivo de este capítulo es presentar de una manera formal, pero a la vez sencilla, la teoría de las externalidades y bienes públicos. El objetivo que se persigue es responder las dos preguntas anteriores. Como este es un curso de economía, se presentan las teorías que se han producido desde la Economía para responder estas preguntas. Ello no significa que sean las únicas. A los efectos de diferencias el enfoque económico de otros, a continuación enumeramos las respuestas que ustedes pueden intuir que las personas con las que discuten temas ambientales tienen a la pregunta de por qué contaminamos el medio ambiente (más allá de cierto límite que las personas que argumentan no siempre tendrán claro cuál debería ser). Las respuestas que frecuentemente se dan a esta pregunta son básicamente las siguientes:

1. Porque no tienen la sensibilidad o la ética necesaria para cuidarlo: el sistema económico imperante (capitalismo) lleva a la gente se preocupe obtener ganancias y consumir cosas que no necesita (“consumismo”), a ponderar el tener sobre el ser, y a pensar en uno mismo y no en los demás, incluidos los otros seres vivos que habitan nuestro planeta. La contaminación es simplemente un comportamiento moralmente incorrecto.

2. Porque no existen o no se aplican las tecnologías o técnicas apropiadas: el problema de la contaminación es un problema tecnológico, más o menos caro de solucionar, pero enteramente técnico.

4CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

3. Crecimiento de la población (y de las economías): mayor población significa mayor consumo, mayor demanda de recursos naturales y mayor expansión de las ciudades, carreteras, puertos, etc. sobre espacios previamente no ocupados por el hombre.

4. Ignorancia: el problema de la contaminación es que la gente no sabe la importancia de los diferentes ecosistemas en cuánto a sostén de vida y/o no sabe las consecuencias que sus actos tienen sobre estos ecosistemas.

5. Incentivos: la sobreexplotación de los recursos naturales es fundamentalmente consecuencia de la falta de los incentivos correctos. Esta falta se debe a la falla de las instituciones (formales e informales) que moldean esos incentivos. En particular, se deben la imposibilidad de definir derechos de propiedad sobre los recursos naturales, lo que lleva a que los impactos negativos sobre éstos no sean tenidos en cuenta por los individuos. Esta es la explicación dada por los economistas ambientales.

Es claro que estas explicaciones están simplificadas. No es cierto que los defensores de una causa, como por ejemplo la ética, desconozcan la importancia de los incentivos. De la misma forma, los economistas ambientales no desconocen, por ejemplo, la ignorancia como un factor. La clasificación obedece más que nada al énfasis puesto en cada una de las explicaciones posibles.

Como es de esperar, las recomendaciones para solucionar el problema difieren en función de este énfasis. Los que entienden que la causa del problema es ética abogan por una nueva educación, en el sentido más amplio, u otro modelo de sociedad. Los que entienden que la causa primordial es la tecnológica abogan por la aplicación de tecnologías para reducir emisiones y la investigación para desarrollar nuevas tecnologías. El control del crecimiento de la población en el planeta es la solución para los que entienden que la degradación de la calidad ambiental es producto del crecimiento de la población. La educación en un sentido más práctico, sobre la importancia de la conservación, la explicación del papel que juegan los diferentes ecosistemas en la vida de cada uno, es el arma principal para combatir el problema de acuerdo con los que creen que la causa principal es la ignorancia. Por su lado, los economistas ambientales entienden que el diseño de instituciones que moldeen los incentivos adecuados hacia la conservación del medio ambiente es el camino a seguir.

Ilustremos cada uno de los puntos con un ejemplo concreto. Todos estamos de acuerdo que es más beneficioso para la calidad ambiental que los seres humanos se trasladen en medios de transporte colectivo que en automóviles

particulares, ya que esta última opción representará mayores emisiones por mayor uso de combustibles. ¿Por qué la gente, cuando puede, prefiere andar en automóvil y no tomarse un ómnibus u otro medio de transporte colectivo? Hay quienes responderán a esta pregunta diciendo que tiene más status andar en un automóvil que en un colectivo, que eso es lo que dictan los valores sociales actuales y por ende la gente busca andar en automóvil y no el colectivo. En este caso la solución debería ser un cambio de paradigma social o modelo económico, o educación en valores, de tal forma que la gente se convenza que es mejor para él y para todos que se tome un ómnibus en lugar de conducir un automóvil (cuando pudiera hacerlo).

Otros responderían que el problema no son los automóviles en sí mismos sino la tecnología del motor de los automóviles actuales. No hay que convencer a la gente de nada, simplemente hay que desarrollar automóviles que no contaminen el medio ambiente.

Para otros el problema no será la calidad de las emisiones de los automóviles sino la cantidad de automóviles. Si seguimos aumentando la cantidad de habitantes en este planeta, el nivel de emisiones será insostenible por más que andemos todos en transporte colectivo.

Otros dirán que la gente opta por andar en automóvil porque no sabe que las emisiones que realiza su auto tienen consecuencias negativas sobre el medio ambiente, de formas que lo afectan también a ella misma, como por ejemplo la lluvia ácida o el calentamiento global. Las personas que entienden el fenómeno de esta forma implícita o explícitamente dicen que las mismas personas que hoy conducen automóviles, o al menos la mayoría de estas personas, optarán por subirse a un medio de transporte colectivo una vez que sean alertadas o educadas sobre los impactos negativos de conducir el automóvil.

Por último, los economistas ambientales entienden que la gente anda en automóvil y no en un transporte colectivo porque es más cómodo para él. Si no lo fuera no lo haría. O puesto en términos más económicos, porque no es costo-beneficioso para ella. El individuo que anda en auto incurre en ese costo mayor en comparación con el costo del boleto por los beneficios que el auto le brinda en términos de tiempo y comodidades, los cuáles son mayores para él que lo que se ahorra si viaja en ómnibus. Para lograr que este individuo se tome un medio de transporte colectivo en vez de subirse a un auto, lo que hay que hacer es afectar su balance de costos y beneficios. Afectarle sus incentivos. Un ejemplo obvio sería aumentarle el precio de los combustibles hasta un punto tal que ya no le convenga andar en automóvil.

6 CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

Notar que en esta explicación el individuo en cuestión puede estar al tanto de las consecuencias de sus actos sobre el medio ambiente. Es decir, puede ser educado y sensible respecto al medio ambiente; puede tener los valores “adecuados”. Aún así opta por conducir un automóvil simplemente porque en caso contrario estaría incurriendo en costos que pueden ser muy altos para él y al mismo tiempo ocasionando beneficios (kilogramos de carbono que no se emiten) que son muy bajos y que se reparten entre muchas personas. Más específicamente, supongamos un profesional universitario que vive en las afueras de la ciudad y que tiene que trasladarse diariamente a la ciudad para trabajar junto con su esposa y llevar a sus hijos a la escuela. Él tiene dos opciones. La primera es levantarse muy temprano con su mujer y sus hijos, tomarse un ómnibus hasta la ciudad, bajarse en la escuela de los niños para dejarlos, tomarse otro ómnibus con su esposa para ir al trabajo y vuelta atrás a las 5 PM. La segunda es conducir su viejo automóvil contaminante a gasoil. Seguramente, si tiene los medios necesarios, optará por la segunda opción ya que esta es infinitamente más cómoda. Es decir, menos costosa en términos de tiempo y comodidad. Los economistas no considerarían que esta persona es egoísta o no tiene los valores adecuados respecto al medio ambiente por hacerlo. El individuo lo que hace es evaluar costos: el frío de la mañana en invierno, el tiempo adicional que pierde si viaja en ómnibus. También evalúa los beneficios: el hecho de maneje o no el auto no va a cambiar en nada la contaminación del aire de su ciudad o, menos aún, el calentamiento global del planeta, y por si fuera poco, este beneficio mínimo será disfrutado no sólo por él sino por todos los habitantes de esta ciudad, sus alrededores y, por qué no, el mundo entero. Es decir, él recibirá una fracción ínfima de beneficios ínfimos a costa de costos altos. Visto de esta forma, es fácil responder por qué el individuo conduce su automóvil y no utiliza el transporte colectivo. Más importante aún, visto de esta forma, es fácil apreciar una forma eficaz de afectar su comportamiento para mejorar la calidad ambiental puede ser simplemente subir los impuestos al gasoil. O reformar el transporte colectivo de forma que éste sea más rápido y más cómodo.

Referencias

Field B. y M. Field, “Economía Ambiental”, Tercera Edición, McGraw-Hill/Interamericana de España, 2003.

Russell C., “Applying Economics to the Environment”, Oxford University Press, 2001.

2.2 Supuestos Generales

Para comenzar, suponemos que la contaminación *no es acumulable* en el medio ambiente. Se trata de un flujo que causa daño en el período actual en el que se emite. El contaminante se emite y se degrada o se disipa "hoy". En otras palabras, los modelos que vamos a ver son estáticos, y en ellos no hay externalidades que se sufren "hoy" como consecuencias de la acumulación de las emisiones de períodos pasados en el medio ambiente. Esto quizás sea un supuesto que simplifica un poco la realidad (más allá de ciertos ejemplos como la contaminación acústica), pero nos sirve para ilustrar los conceptos fundamentales de la teoría de las externalidades y los bienes públicos sin complicar las cosas en vano.

También supondremos que la contaminación es la *única* falla de mercado.

2.3 La Contaminación como Sub-Producto de una empresa en un mercado competitivo

Suponga una firma competitiva que produce y vende un bien q . Para hacerlo, compra un vector de insumos \mathbf{x} cuyos precios, vector \mathbf{w} , toma como dados. La producción de q obedece a una función de producción $f(\mathbf{x})$, creciente a tasas decrecientes (cóncava), y diferenciable. La producción de q genera emisiones de un contaminante e al ambiente como producto-colateral. Estas emisiones se producen de acuerdo a la función $h(\mathbf{x})$, la cual es creciente a tasas crecientes (convexa) y también diferenciable.

Consideremos el siguiente problema: la firma quiere minimizar los costos de producir un nivel dado de producto \bar{q} mientras cumple con un estándar de emisión \bar{e} . Esto es,

$$\begin{aligned} \min_x \quad & \mathbf{w}\mathbf{x} & (2.1) \\ \text{sujeto a } & \bar{q} \leq f(\mathbf{x}) \\ & \bar{e} \geq h(\mathbf{x}) \\ & \bar{e} \in (0, e^u) \end{aligned}$$

e^u es el nivel de emisiones que la firma produciría en ausencia de regulaciones. Esto es, $e^u = h(\mathbf{x}^u)$, donde $\mathbf{x}^u = \arg \max [pf(\mathbf{x}) - \mathbf{w}\mathbf{x}]$. La solución al problema (2.1) es el vector de demandas de insumos *condicionales* $\mathbf{x}(\mathbf{w}, \bar{q}, \bar{e})$.

8CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

La función de costos (mínimos) de la firma es entonces

$$c(\bar{q}, \bar{e}; \mathbf{w}) = \mathbf{w}\mathbf{x}(\bar{q}, \bar{e}, \mathbf{w})$$

Bajo los supuestos sobre $f(\mathbf{x})$ y $h(\mathbf{x})$, la función $c(\mathbf{w}, \bar{q}, \bar{e})$ es no-creciente en el estándar de emisiones \bar{e} , y es conjuntamente convexa en (\bar{q}, \bar{e}) .

Para simplificar la notación suprimiremos las "barras" sobre q y e de aquí en adelante. No debemos olvidar por ello que q y e son niveles objetivos de producción y contaminación. Además, para simplificar el análisis que sigue, haremos los siguientes supuestos de que $c(\mathbf{w}, q, e)$ es continuamente diferenciable en todos sus argumentos dos veces, $c(\mathbf{w}, q, e)$ es estrictamente creciente en q y estrictamente decreciente en e , y que $c(\mathbf{w}, q, e)$ es estrictamente convexa en (q, e)

2.3.1 La Función de Beneficios

Supongamos que la firma maximiza beneficios y ofrece su producto en un mercado perfectamente competitivo. La firma ofrecerá el nivel de q que maximice $pq - c(q; e, \mathbf{w})$, la cual es estrictamente cóncava en q . Restringiendo nuestra atención a soluciones interiores, la condición de primer orden $p - c_q(q; e, \mathbf{w}) = 0$ es necesaria y suficiente para identificar la función de oferta $q(\mathbf{w}, p, e)$ de la firma. El efecto de un cambio en las emisiones objetivo e en la cantidad ofrecida depende del signo de la derivada cruzada c_{qe} . Si $c_{qe} < 0$ (un aumento en el nivel de emisiones objetivo (o el estándar) hace decrecer los costos marginales de producción), entonces $q_e(\mathbf{w}, p, e) = -c_{qe}/c_{qq} > 0$; mayores niveles de emisiones objetivo (o estándar de emisiones más laxos) hacen aumentar el nivel de producción. Si $c_{qe} > 0$ sucede lo contrario.

Usando la función de oferta obtenemos **la función de beneficios (máximos)**:

$$B(\mathbf{w}, p, e) = pq(\mathbf{w}, p, e) - c(\mathbf{w}, q(\mathbf{w}, p, e), e)$$

La función $B(\mathbf{w}, p, e)$ es estrictamente creciente y estrictamente cóncava en el nivel de emisiones objetivo.

2.4 Externalidades en la utilidad: La Función de Daños

Ahora suponga que en un mercado competitivo existen n firmas como la descrita más arriba. El nivel total de emisiones generado es $E = \sum_{i=1}^n e_i$. Al mismo tiempo, existen J consumidores.

Asumimos que *los consumidores pueden ordenar las diferentes canastas de bienes de acuerdo a sus preferencias*. Estas ordenaciones tendrán ciertas propiedades. Dos son importantes para el análisis que sigue: *Insaciabilidad y Sustitución*. La primera dice que "cuanto más mejor": si la canasta **A** y **B** están compuestas por los mismos bienes, pero la canasta **A** contiene más de por lo menos uno de esos bienes sin tener menos de ninguno de los otros, **A** será preferida a **B**. La segunda dice que el individuo por lo general estará dispuesto a sustituir un bien por otro. La idea de poder sustituir un bien por otro es fundamental a la hora de poder establecer valoraciones subjetivas.

Suponiendo que la ordenación de preferencias cumple con todas las propiedades exigidas, entonces *podemos representarla* mediante una *función de utilidad*. Esta función le asigna un número real a cada una de las canastas posibles que puede consumir el individuo. Ese número real indica el bienestar relativo (posición en el ranking de preferencias del individuo) de cada una de las canastas.

Supongamos adicionalmente que el bienestar del consumidor j , $j = 1, \dots, J$, está determinado por el nivel de consumo de Q bienes, $\mathbf{c}_j = (c_{1j}, \dots, c_{Qj})$, y al *total* de emisiones E .¹ En otras palabras, la función de utilidad del consumidor j , $j = 1, \dots, J$, viene dada por $U_j(\mathbf{c}_j, E)$.

En la teoría clásica de la elección del consumidor, se supone que este es racional; elige de las canastas que puede comprar, aquella que le reporta más utilidad (i.e. la que más prefiere). En este marco de Q bienes de consumo y un nivel total de emisiones E que es producto de la acción de n empresas contaminantes, el consumidor puede elegir qué cantidad consumir de los Q bienes (dentro de sus posibilidades de consumo), pero no puede elegir qué cantidad de emisiones "consumir". Es decir, estamos suponiendo, para sim-

¹Al incluir en la función de utilidad de *cada uno* de los J consumidores aparece el *total* de las emisiones E , estamos implícitamente suponiendo que el total de emisiones afecta a todos los consumidores por igual. En otras palabras, las emisiones no se agotan en uno o más consumidores.

10 CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

plificar, que en este modelo no hay ninguno de los Q bienes que el individuo pueda comprar para reducir la cantidad emisiones que el sujeto "consume".

El hecho de que E , producto de la acción de n empresas (terceros) aparezca como argumento en la función de utilidad del consumidor j hace de E **una externalidad**, ya que precisamente se dice que existe una externalidad cuando el nivel de bienestar de una persona son afectados por la acción de otro(s) agente(s) sin que haya consentimiento de las partes afectadas y sin que exista compensación. En palabras de Baumol y Oates (1988): "Existe una externalidad siempre que las relaciones de utilidad [bienestar] ... de algún individuo... incluyan variables reales... cuyos valores [cantidades] son elegidos por otros...".² Existen externalidades positivas y negativas. Un ejemplo de una externalidad positiva es un fuego de artificio cuando sube. Vamos a suponer aquí que la *externalidad es negativa*: que $\partial U_j / \partial E < 0$ para todos los individuos j . Aún más, vamos a suponer que $\partial^2 U_j / \partial E^2 < 0$ (el efecto marginal de las emisiones sobre el bienestar de los consumidores es negativo y cada vez más negativo a medida que las emisiones aumentan). Las emisiones agregadas de las empresas son **una externalidad negativa** porque afectan negativamente el bienestar del individuo j , pero no son determinadas por él, sino por el conjunto de contaminadores.

El problema de elección que el consumidor j resuelve en este marco es el siguiente problema:

$$\max_{c_j} U_j(\mathbf{c}_j, E)$$

sujeto a

$$\mathbf{p}\mathbf{c}_j = R_j$$

donde $\mathbf{p} = (p_1, \dots, p_Q)$ es el vector de precios de los bienes de consumo y R_j es la riqueza del individuo j .

Como solución a este problema se obtienen las *curvas de demanda ordi-*

²Más adelante vemos el caso en que las externalidades recaen sobre empresas. En este caso, lo que se ve afectado por la acción de un tercero es el nivel de producción de una firma.

2.4 EXTERNALIDADES EN LA UTILIDAD: LA FUNCIÓN DE DAÑOS 11

narias de los Q bienes de consumo:

$$\begin{aligned} c_{1j}^* &= c_{1j}(\mathbf{p}, R_j, E) \\ c_{2j}^* &= c_{2j}(\mathbf{p}, R_j, E) \\ &\cdot \\ &\cdot \\ c_{Qj}^* &= c_{Qj}(\mathbf{p}, R_j, E) \end{aligned}$$

Estas funciones de demanda indican las cantidades de cada uno de los Q bienes de consumo que el consumidor elegirá consumir para cada uno de las posibles combinaciones de (\mathbf{p}, R_j, E) . Estas cantidades, por definición, serán las que maximicen su utilidad, dado los valores de (\mathbf{p}, R_j, E) .

Sustituyendo estas funciones de demanda en los argumentos correspondiente de la función de utilidad se obtiene **la función de utilidad indirecta** $V_j(\mathbf{p}, R_j, E) = U_j(\mathbf{c}_j(\mathbf{p}, R_j, E), E)$, donde $\mathbf{c}_j(\mathbf{p}, R_j, E) = (c_{1j}(\mathbf{p}, R_j, E), \dots, c_{Qj}(\mathbf{p}, R_j, E))$ es la solución al problema anterior. Asumimos que $V_j(\mathbf{p}, R_j, E)$ es doblemente diferenciable en todos sus argumentos. Como $\partial U_j / \partial E < 0$ y $\partial^2 U_j / \partial E^2 < 0$ para todos los individuos j , se cumple que $\partial V_j / \partial E < 0$ y $\partial^2 V_j / \partial E^2 < 0$ para todos los individuos j .

Con relación a la situación cero emisiones ($E = 0$) la caída en el bienestar de los individuos cuando las emisiones totales son iguales a E viene dada por la expresión: $V_j(\mathbf{p}, R_j, E = 0) - V_j(\mathbf{p}, R_j, E) > 0$, dados los supuestos recién mencionado sobre V . Dado que $\partial V_j / \partial R_j > 0$ (cuando el individuo tiene más ingreso, *ceteris paribus*, puede acceder a un mayor consumo, lo cual le reporta más bienestar), en teoría el individuo podría ser compensado monetariamente por la pérdida de bienestar que le ocasiona la contaminación. Esta idea se ilustra con la ayuda de la 2.1. Imagine que en primer momento las emisiones agregadas son iguales a cero ($E = 0$). En este caso el individuo j alcanza un nivel de bienestar que escribiremos como V_0 . Su nivel de ingresos es R_j . En la situación inicial el individuo se encuentra en el punto A de la Figura 1. La curva que nace en el punto A y que hemos llamado V_0 representa todas las combinaciones de ingresos y niveles de emisiones que le reportan al individuo el nivel de utilidad igual a V_0 . La forma de esta *curva de indiferencia* V_0 ($V = \sqrt{R_j^2 - E_j^2}$) refleja que el bienestar del individuo puede permanecer constante si cuando las emisiones aumentan también aumenta su nivel de riqueza. Suponga que el nivel de emisiones totales pasa a ser E_1 , siendo éste un nivel de emisiones positivo cualquiera. *Ceteris paribus*, con este

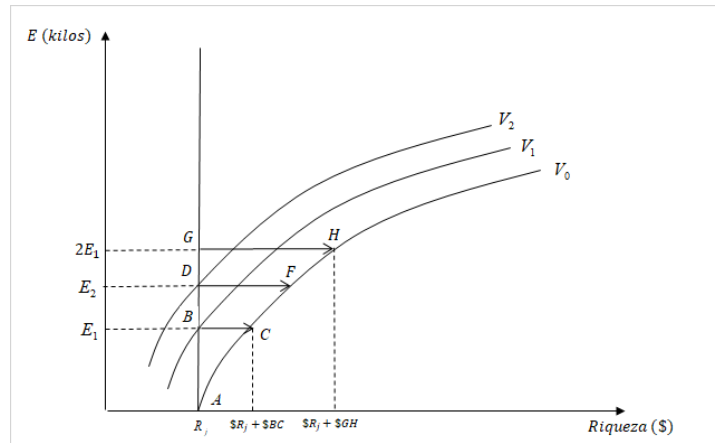


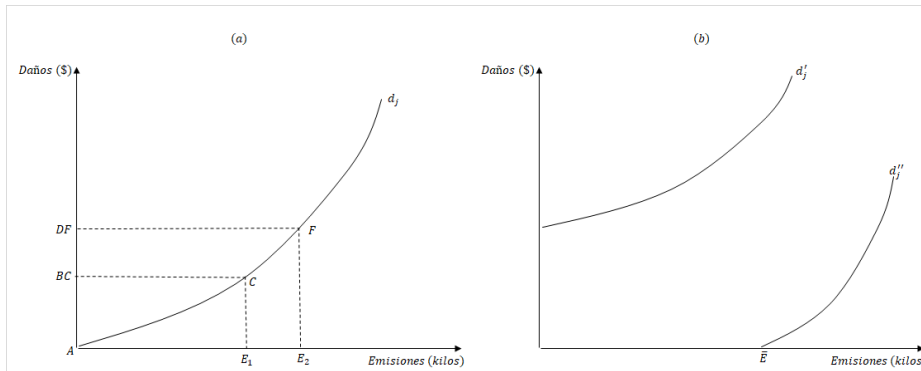
Figure 2.1: Curva de indiferencia entre emisiones y riqueza

nivel de emisiones el nivel del bienestar del individuo cae a V_1 , $V_1 < V_0$. El individuo pasa del punto A al punto B . Pero si lo compensamos con una suma de dinero igual a BC , el individuo alcanzará el nivel de bienestar V_0 nuevamente (punto C), aún cuando las emisiones continúan siendo E_1 . Si repetimos este análisis para distintos niveles de emisiones encontraremos las distintas compensaciones monetarias que logran ubicar al individuo en el nivel de bienestar que alcanza cuando el nivel de emisiones es $E = 0$. Por ejemplo, si las emisiones suben al nivel E_2 , con relación a $E = 0$, el individuo requerirá una compensación de DF pesos. La forma de la curva de indiferencia V_0 también indica que la compensación monetaria adicional que el individuo requiere para mantenerse en V_0 , frente a incrementos sucesivos de E , es cada vez mayor por unidad de E . Esto es, si las emisiones suben a $2E_1$ kilogramos, $\frac{\$GH}{2E_1} > \frac{\$BC}{E_1}$. En lenguaje más técnico, la compensación marginal es creciente. Esto se debe a que los efectos nocivos marginales de la contaminación son cada vez más grandes ($\partial^2 V_j / \partial E^2 < 0$) y a que o bien la utilidad marginal del ingreso es decreciente ($\partial^2 R_j / \partial E^2 < 0$), o es creciente pero no lo suficiente como para compensar el daño marginal creciente de las emisiones.

Suponiendo continuidad, podremos dibujar la **función de daños del individuo j** , la cual mapea nivel de emisiones agregadas con el valor monetario de los daños que las emisiones le infringen al individuo j . La Figura 2.2, panel (a), ilustra la función de daños del individuo j correspondiente a la 2.1. Otras posibles funciones de daños se ilustran en el panel (b) de la

2.4 EXTERNALIDADES EN LA UTILIDAD: LA FUNCIÓN DE DAÑOS¹³

misma figura. El caso de la curva d'_j es el caso en que los daños son mayores para niveles bajos de E . El caso d''_j ilustra el caso en que las emisiones son inocuas hasta que llegan a determinado nivel, \bar{E} .



La función de danos individuales

Escribimos la función de daños individual para el individuo j como

$$d_j(\mathbf{p}, R_j, E) = R_j^0 - R_j \text{ donde } V_j(\mathbf{p}, R_j^0, E) = V_j(\mathbf{p}, R_j, E = 0)$$

A partir de ella podemos definir a la función de daños sociales como la suma de los daños individuales:

$$D(\mathbf{p}, \mathbf{R}, E) = \sum_{j=1}^J d_j(\mathbf{p}, R_j, E)$$

donde $R = R_1, \dots, R_J$.³ Dado los supuestos sobre V_j , la función de daños sociales es estrictamente creciente y convexa en E .

Para simplificar la notación un poco, de aquí en adelante escribiré la función de beneficios $B_i(\mathbf{w}, p, e)$ como $B_i(e)$. Como estamos suponiendo que

³Como se aprecia, el nivel de daños estará determinado por el nivel de riqueza de los individuos. Por lo general ello va a significar que el nivel óptimo de la externalidad esté determinado por la riqueza de las víctimas. El caso en el cuál esto no es así es aquel en el cual la función de utilidad es cuasi-lineal en un *numerario*. En nuestro caso, un numerario puede ser el gasto total en todos aquellos bienes que componen la canasta de consumo, o directamente el ingreso del individuo. No profundizo aquí sobre este tema. (Ver Mas-Colell, et al. (1995)).

los precios son exógenos a los comportamientos individuales (estamos en competencia perfecta), esto no tiene mayor peligro que el de olvidarse de que en realidad están allí, determinando $B_i(e)$. De la misma forma, escribiré $D(\mathbf{p}, \mathbf{R}, E)$ simplemente como $D(E)$.

2.5 Óptimo Social

2.5.1 Modelo de Elección de Emisiones

Suponga que el planificador social quiere establecer el nivel de emisiones que maximiza el bienestar social. El bienestar social se define como la suma de los beneficios de todas las firmas que emiten este contaminante (firmas que no necesariamente producen el mismo producto final), menos los daños de la contaminación. Escribiendo la función de beneficios (máximos) de la firma i como $B_i(e_i)$, el problema a resolver por el planificador social es el siguiente:

$$\begin{aligned} & \max_{(e_1, \dots, e_n)} \sum_{i=1}^n B_i(e_i) - D(E) \\ & \text{sujeto a } e_i \geq 0 \text{ y } E = \sum_{i=1}^n e_i \end{aligned}$$

Dados los supuestos sobre las funciones, este problema tiene como condiciones necesarias y suficientes:

$$B'_i(e_i^*) - D'(E^*) \leq 0, \text{ con igualdad si } e_i^* > 0 \quad (2.2)$$

Esta condición establece que el **nivel (positivo) de emisiones que maximiza el bienestar social** es aquel en donde los beneficios marginales de contaminar igualan a los daños marginales.⁴ La situación se ilustra en la Figura 2.3, suponiendo que solamente dos firmas, 1 y 2, emiten este contaminante. En esta figura se puede apreciar que la firma 1 emite e_1^* , la firma 2 emite e_2^* , $e_1^* + e_2^* = E^*$ y, como establecen las condiciones 2.2, $B'_1(e_1^*) = B'_2(e_2^*) = D'(E^*)$. La Figura 2.3 también ilustra que en el nivel de emisiones que maximiza los beneficios netos de los daños, E^* , se cumple que

⁴Como $D'(E^*) = \sum_{j=1}^J d'_j(E^*)$, la suma de los daños marginales que la contaminación provoca en cada uno de los consumidores, las condiciones anteriores equivalen a *las condiciones de optimalidad de Samuelson para un mal público*. (Ver más adelante).

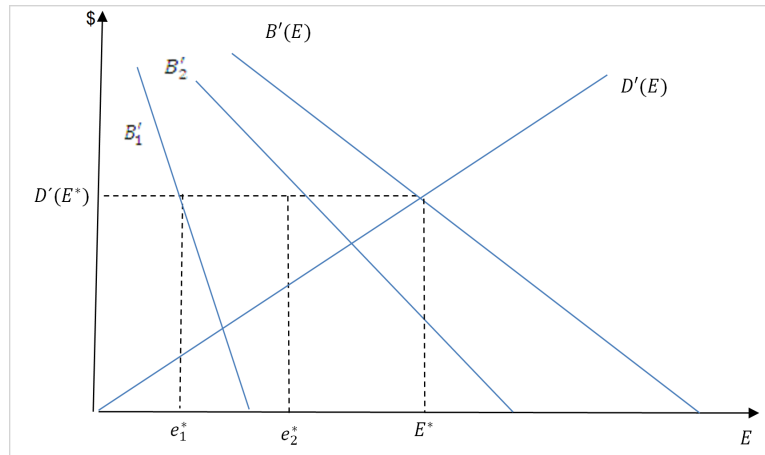


Figure 2.2: El nivel de emisiones que maximiza el bienestar social

$B'(E^*) = D'(E^*)$, donde $B'(E^*)$ es el beneficio marginal agregado de emitir (la suma (horizontal) de los beneficios marginales de las firmas). Ilustramos toda la situación con un ejemplo.

2.5.2 El nivel de emisiones que maximiza el bienestar social; un ejemplo

Las funciones de beneficios (máximos) de dos firmas (1 y 2) que emiten un contaminante a la atmósfera son:

$$B_1(e_1) = 100e_1 - (e_1)^2$$

$$B_2(e_2) = 80e_2 - \frac{(e_2)^2}{2}$$

1. ¿Cuánto emite cada una de las empresas en ausencia de regulación?

$$B'_1(e_1^*) = 100 - 2e_1 = 0$$

$$B'_2(e_2^*) = 80 - e_2 = 0$$

$$50 = e_1^*$$

$$80 = e_2^*$$

16 CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

2. ¿Cuánto ganan cada una de las empresas en ausencia de regulación?

$$B_1(50) = 100 \times 50 - 50^2 : 2.500$$

$$B_2(80) = 80 \times 80 - \frac{80^2}{2} : 3.200$$

3. Sea $E = e_1 + e_2$. Las emisiones totales de estas empresas (E) afectan a dos personas, de acuerdo a las siguientes funciones de daños económicos:

$$d_1(E) = E^2$$

$$d_2(E) = \frac{E^2}{2}$$

Suponiendo que estos dos individuos y estas dos empresas constituyen una economía. Las empresas están emitiendo los niveles de emisiones en ausencia de regulación que usted halló en el punto 1. ¿Es necesario reducir las emisiones de estas dos empresas, desde un punto de vista económico? Justifique su respuesta con cálculos.

Cuando las dos empresas pueden elegir libremente el nivel de emisiones, las emisiones totales $E = 50 + 80 = 130$. Cuando las emisiones son 130, los daños totales $D(E) = d_1(E) + d_2(E)$ alcanzan un valor $d_1(130) + d_2(130) = 130^2 + \frac{130^2}{2} = 25.350$. Estos daños son mayores que los beneficios totales que las emisiones de este contaminante producen $B_1(50) + B_2(80) = 2500 + 3200 = 5700$. Por ende, sabiendo que los daños decrecen con las emisiones a una tasa mayor que los beneficios (daño marginal es mayor que el beneficio marginal en $E = 130$), desde un punto de vista económico la recomendación de política debe ser reducir el nivel de emisiones por debajo del que eligen las empresas.

4. ¿Cuál es el nivel óptimo de e_1 , e_2 y E ?

Los niveles óptimos de emisiones e_1 , e_2 son aquellos que maximizan el beneficio neto social (BNS), esto es,

$$\begin{aligned} \max_{e_1, e_2} BNS &= B_1(e_1) + B_2(e_2) - d_1(E) - d_2(E) \\ \text{sujeto a } e_1 + e_2 &= E \end{aligned}$$

2.5 ÓPTIMO SOCIAL

17

$$\max_{e_1, e_2} 100e_1 - (e_1)^2 + 80e_2 - \frac{(e_2)^2}{2} - (e_1 + e_2)^2 - \frac{(e_1 + e_2)^2}{2}$$

Las condiciones de primer orden de este problema son:

$$\frac{\partial BNS}{\partial e_1} = 100 - 2e_1 - 2(e_1 + e_2) - (e_1 + e_2) = 0$$

$$\frac{\partial BNS}{\partial e_2} = 80 - e_2 - 2(e_1 + e_2) - (e_1 + e_2) = 0$$

$$100 - 2e_1 - 3(e_1 + e_2) = 0$$

$$80 - e_2 - 3(e_1 + e_2) = 0$$

$$100 - 5e_1 - 3e_2 = 0$$

$$80 - 3e_1 - 4e_2 = 0$$

$$100 - 5e_1 - 3e_2 = 0$$

$$\frac{80 - 4e_2}{3} = e_1$$

$$100 - 5 \left(\frac{80 - 4e_2}{3} \right) - 3e_2 = 0$$

$$\frac{11}{3}e_2 - \frac{100}{3} = 0$$

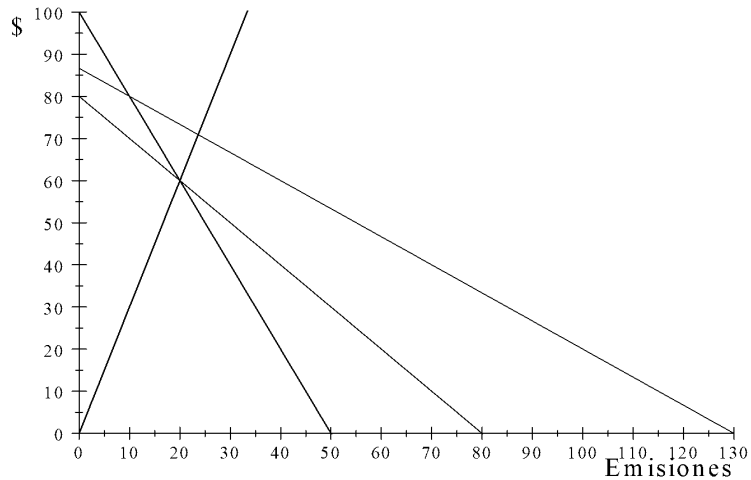
$$e_2^o = \frac{100}{11} = 9.09$$

$$\frac{80 - 4 \times 9.09}{3} = e_1$$

$$14.547 = e_1^o$$

$$E^o = e_1^o + e_2^o = 14.547 + 9.09 = 23.637$$

:



Graficamente,

$$B'_1(x) = 100 - 2e_1$$

$$B'_2(x) = 80 - e_2$$

$$D'(x) = 3E$$

$$B'(x) = \frac{260 - 2E}{3}$$

2.6 Sub-Optimalidad de los Mercados Competitivos

En ausencia de regulación respecto al nivel de emisiones, la firma competitiva maximizará $B_i(e)$, eligiendo el nivel de emisiones e_i^u que satisface las siguientes condiciones, las cuales son necesarias y suficientes:

$$B'_i(e_i^u) \leq 0, \text{ con igualdad si } e_i^u > 0$$

Comparando esta condición de maximización de los beneficios individuales de las firmas competitivas con las condiciones de primer orden del planificador social 2.2, es fácil ver que si $e_i^u > 0$, en una economía competitiva sin regulación las firmas producirán más contaminación que la socialmente óptima: ($e_i^u > e_i^*$). Para verlo, recordamos que el nivel de emisiones de

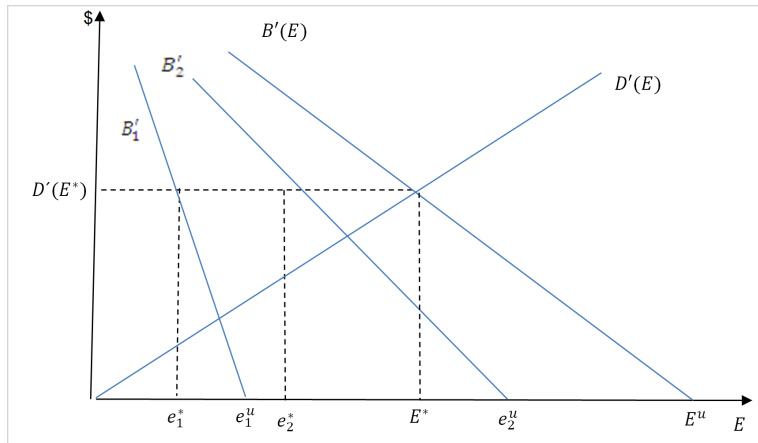


Figure 2.3: Las emisiones en economías competitivas son mayores que las óptimas

una firma i en el óptimo social debe ser tal que $B'_i(e_i^*) = D'(E^*)$, mientras que el nivel de emisiones positivo que maximiza los beneficios privados de la firma i es $B'_i(e_i^u) = 0$. Dado que supusimos que los beneficios marginales son decrecientes ($B''_i(\cdot) < 0$) y $D'(E^*) > 0$, necesariamente se debe cumplir que $e_i^u > e_i^*$. La situación se ilustra en la Figura 2.4. Allí se ve que la firma 1 emite $e_1^u > e_1^*$, la firma 2 emite $e_2^u > e_2^*$ y como consecuencia, el nivel agregado de emisiones de este contaminante en esta economía competitiva es $e_1^u + e_2^u = E^u > E^*$. En palabras, el nivel de emisiones que producen las firmas en una economía competitiva es mayor que el nivel de emisiones que maximiza el bienestar social.

2.7 Externalidades entre empresas

En la sección anterior la externalidad era un mal público provocado por las emisiones de las empresas y que afectaba a consumidores. Sin embargo, las víctimas de la contaminación pueden ser firmas.

Suponga dos firmas ubicadas en la rivera de un río. La firma 1 está ubicada aguas arriba de la firma 2. La firma 1 utiliza el insumo x_1 en la producción de su producto de acuerdo a la función de producción $f_1(x_1)$. La actividad de la firma 1 genera emisiones e_1 de un contaminante dado

20 CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

de acuerdo a la función $h_1(x_1)$. Sean p_1 y w_1 los precios competitivos del producto y el insumo para la firma 1. Para la firma 2, que está aguas abajo, su nivel de producción depende no sólo de su insumo x_2 , sino también del nivel de emisiones de la firma 1, e_1 , de acuerdo a la función de producción $f_2(x_2, e_1)$. Las emisiones de 1 son una externalidad negativa para la firma 2 ($\partial f_2 / \partial e_1 < 0$). Sin regulación, la firma 1 resolverá el siguiente problema:

$$\max_{x_1 > 0} p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1$$

Por ende, la firma 1 utilizará un nivel de insumo x_1^o , tal que $p_1 f_1'(x_1^o) = w_1$. Por lo tanto tendremos que $e_1 = e_1^o = h_1(x_1^o)$. La firma 2 toma e como dado y resuelve:

$$\max_{x_2 > 0} p_2 f_2(x_2, e_1^o) - w_2 x_2$$

Eligiendo utilizar la cantidad x_2^o de su insumo, la que determina de acuerdo a $p_2 \partial f_2(x_2^o, e_1^o) / \partial x_2 = w_2$. Dada esta condición, podemos escribir la elección de la firma 2 en función del nivel de emisiones de la firma 1 : $x_2^o = x_2^o(e_1^o)$.

¿Es ésta situación eficiente? Veremos. Un planificador social interesado en maximizar el bienestar va a resolver el siguiente problema:

$$\begin{aligned} \max_{(x_1, x_2) \geq 0} [p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1] + [p_2 f_2(x_2, e_1) - w_2 x_2] - D(e_1) \\ \text{sujeto a } e_1 = h_1(x_1) \end{aligned}$$

donde $D(e_1)$ son los daños sociales aparte de los que sufre la firma 2.

El regulador elegirá entonces el par (x_1^*, x_2^*) de acuerdo a las CPO:

$$\begin{aligned} 1) p_1 f_1'(x_1^*) + p_2 \frac{\partial f_2}{\partial e_1} h'(x_1^*) - D'(e_1) h'(x_1^*) &= w_1 \\ 2) p_2 \frac{\partial f_2(x_2^*, e_1)}{\partial x_2} &= w_2 \end{aligned} \quad (2.3)$$

La primera de las condiciones de arriba es la condición que determina x_1^* , el nivel eficiente de x_1 . Como se puede ver, es distinta a la condición que determina la elección de x_1^o , el nivel de x_1 que va a elegir la firma. La firma actuando individualmente elige el nivel del x_1 en el que se igualan el valor de producto marginal de x_1 ($p_1 f_1'(x_1)$) con el costos marginal de x_1 (w_1). La eficiencia, sin embargo, requiere que el nivel de x_1 elegido sea aquel

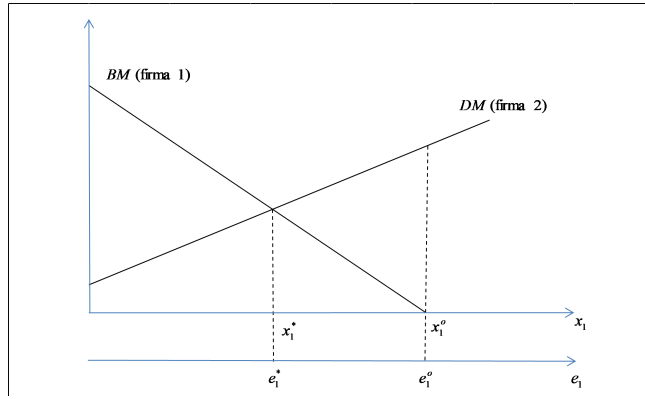


Figure 2.4: Externalidades entre empresas

que iguala el valor del producto marginal de x_1 al costo marginal *total*. Este último es la suma de (a) el precio de x_1 , (b) el valor marginal de los efectos que el uso de la última unidad de x_1 tiene sobre la firma 2, $p_2 \frac{\partial f_2}{\partial e_1} h'(x_1^*)$, y (c) los daños marginales sobre los consumidores, $D'(e_1)h'(x_1^*)$. (El valor de las externalidades en el margen). Claramente entonces, las condiciones no son iguales, por lo que los niveles x_1^* y x_1^o no serán iguales. Dado que $p_2 \frac{\partial f_2}{\partial e_1} h'(x_1^*) - D'(e_1)h'(x_1^*) < 0$, $p_1 f_1'(x_1^*) > p_1 f_1'(x_1^o)$, lo que, dado que $f''' < 0$, implica que $x_1^* < x_1^o$.

n firmas: Supongamos que hay n firmas indexadas por el sub-índice i , cuyas funciones de producción son $f_i(x_i, E)$, $E = \sum e_i$, $e_i = h_i(x_i)$. Asumimos que $\partial f_i / \partial E < 0$ y $\partial^2 f_i / \partial x_i \partial E < 0$, es decir, el nivel agregado de emisiones E es una externalidad negativa para todas las firmas afectando negativamente el nivel de producción y el producto marginal del insumo x . Definamos $x_{-i} = (x_1, x_2, \dots, x_{i-1}, x_{i+1}, \dots, x_n)$ para todo $i = 1, \dots, n$. Asumiendo

22 CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

que cada firma maximiza beneficios, la firma i resolverá:

$$\underset{x_i \geq 0}{Max} f(x_i, E) - wx_i$$

con

$$E = \sum e_i$$

$$e_i = h_i(x_i)$$

Si (x_1^o, \dots, x_n^o) es un equilibrio de Nash, las elecciones óptimas de insumos x_i^o deben satisfacer:

$$1) p \left[\frac{\partial f_i}{\partial x_i} + \frac{\partial f_i}{\partial E} h'_i(x_i^o) \right] - w \leq 0; \text{ con igualdad si } x_i^o > 0, \text{ para todo } i = 1, \dots, n$$

El nivel agregado de emisiones resultante es por lo tanto

$$E^o = \sum_i h_i(x_i^o)$$

Un regulador interesado en maximizar el bienestar en este mercado y con la información para hacerlo, resolverá:

$$\underset{x_i \geq 0}{Max} \int_0^{\sum_i f_i(x_i, E)} P(Q) dQ - \sum_{i=1}^n w_i x_i$$

$$\text{con } Q = \sum_{i=1}^n f_i(x_i, E)$$

$$E = \sum e_i$$

$$e_i = h_i(x_i)$$

Suponemos $D(E) = 0$; no hay daños para los consumidores.

Las condiciones de optimalidad son:

$$1^*) P(Q) \left[\frac{\partial f_i(x_i^*, E^*)}{\partial x_i} + \frac{\partial f_i(x_i^*, E^*)}{\partial E} h'_i(x_i^*) + \sum_{j \neq i} \frac{\partial f_j}{\partial E} h'_j(x_j^*) \right] - w \leq 0;$$

$$\text{con igualdad si } x_i^* > 0, \quad \forall i = 1, \dots, n.$$

Comparando 1) con 1*) vemos que las firmas por sí solas no tendrán en cuenta $\sum_{j \neq i} \frac{\partial f_j}{\partial E} h'_j(x_j)$, por lo que $x_i^* < x_i^o$ y $e_i^* < e_i^o$.

2.8 Bienes Públicos

La ineficiencia de los mercados con relación a la provisión de los recursos naturales también se puede ilustrar con el caso de los bienes públicos. Un bien público puro es un bien cuyo consumo presenta dos características: ausencia de rivalidad y imposibilidad de exclusión. **Ausencia de rivalidad en el consumo** quiere decir que la cantidad que consume un agente no disminuye la cantidad que queda disponible para otros. Este es el caso del aire limpio, por ejemplo, pero no es el caso de un refresco. La **imposibilidad de exclusión** hace referencia al hecho de que es imposible (o lo que es lo mismo, infinitamente costoso) impedir que aquellos que no pagan o aportan para su provisión, no consuman el bien en cuestión. De nuevo, éste no es el caso de un refresco. (Un refresco, por el contrario, es un bien privado; presenta rivalidad en el consumo y posibilidad de exclusión a los que no pagan).

Los individuos que no pagan pero consumen el bien, denominados “free-riders” (polizones), provocan que el que provee el bien público incurra en un costo y no pueda adueñarse de todos los beneficios de proveerlo. Ejemplos clásicos de bienes públicos puros son la defensa de una nación o la luz de un faro. En el modelo anterior, E era un *mal* público puro. A continuación, ilustramos la cuestión de cómo la optimalidad de la provisión de bienes públicos con un modelo sencillo de Bowles (2004).

Suponga un grupo de n miembros con un proyecto en común. La cantidad y/o calidad del proyecto en común, $\gamma > 0$, depende de la cantidad de esfuerzo e_j que ponga cada miembro j del grupo, $\gamma \left(\sum_{j=1}^n e_j \right)$, $e_j \geq 0$. Supongamos para ilustrar de manera sencilla que la utilidad (o los beneficios económicos) u_j del individuo j es una función lineal de la cantidad de bien público provisto por el grupo y de su esfuerzo:

$$u_j = c \times \gamma \left(\sum_{j=1}^n e_j \right) - \delta_j (e_j)$$

con $c > 0$ (es un bien público; si $c < 0$ sería un mal público), $\gamma'(\cdot) > 0$, $\gamma''(\cdot) < 0$ (un aumento en el nivel de esfuerzo que pone cualquiera de los miembros del grupo, aumenta la provisión del bien público pero a tasas decrecientes), $\delta_j(e_j) > 0$ (el esfuerzo provoca desutilidad), y $\delta_j'(\cdot) > 0$ (la desutilidad de proveer esfuerzo crece con el nivel de esfuerzo), y $\delta_j''(e_j) > 0$ (el incremento en la desutilidad de proveer esfuerzo crece cada vez más con

el nivel de esfuerzo).⁵

Notar que el proyecto se trata de un bien no excluible porque si $e_j = 0$, $u_j = c \times \gamma > 0$. Se trata asimismo de un bien no rival porque c , el beneficio que cada individuo recibe del bien público, no depende del número de participantes.

Llamamos nivel óptimo de provisión del bien público a aquel que maximiza la suma de las utilidades individuales ω ,

$$\omega = \sum_{j=1}^n \left(c \times \gamma \left(\sum_{j=1}^n e_j \right) - \delta_j(e_j) \right)$$

El nivel de esfuerzo de individuo j –ésimo que maximiza ω es e_j^ω , tal que

$$n \times c \times \gamma'(e_j^\omega) - \delta'(e_j^\omega) = 0$$

Por su parte, el nivel de esfuerzo que maximiza la utilidad individual u_j para este individuo es el e_j^* , tal que

$$c \times \gamma'(e_j^*) - \delta'(e_j^*) = 0$$

Comparando las dos condiciones necesarias y suficientes (dados los supuestos sobre las formas de las funciones), podemos ver que en la decisión individual, el sujeto que maximiza su bienestar individual no tiene en cuenta el efecto (positivo) de su esfuerzo en el resto de los $n - 1$ miembros del grupo, tan solo sobre su utilidad (en la condición de maximización individual no aparece el beneficio marginal de proveer esfuerzo ($c \times \gamma'$) multiplicado por n). En otras palabras, el sujeto provee esfuerzo hasta que el beneficio marginal individual de proveerlo sea igual a su costo marginal $\delta'(e_j^*)$. Es claro que $c \times \gamma'(e_j^*) < n \times c \times \gamma'(e_j^*)$, por lo que en e_j^* $\delta'(e_j^*) < n \times c \times \gamma'(e_j^*)$. Como $n \times c \times \gamma'(e_j^*)$ decrece en e , y δ' crece en e , se puede concluir que $e_j^\omega > e_j^*$; es decir, el nivel de esfuerzo individual que maximiza el bienestar de todo el grupo es mayor que el nivel de esfuerzo que maximiza el bienestar individual. Esto es lo que queríamos demostrar, i.e: que los bienes públicos son sub-provistos por agentes privados que maximizan su propio bienestar.

⁵En el caso de un bien público impuro, la función de utilidad del individuo j incluiría un término positivo adicional igual $b \times e_j$ (un beneficio privado de proveer esfuerzo, adicional al beneficio público $c \times e_j$).

2.9 Recursos de Propiedad Común

Por último, un problema similar al de los bienes públicos se presenta con los recursos de libre acceso. Éstos son recursos renovables de los que, al igual que los bienes públicos, no es fácil excluir usuarios de su explotación, pero que presentan rivalidad en la explotación en cierto punto: llegado un cierto nivel de extracción mayor a la tasa de reproducción del recurso, su stock comienza a disminuir, agotándose en el límite.

Los recursos de libre acceso terminan siendo sobre-explotados (de acuerdo a la teoría económica convencional) porque dada su naturaleza es altamente costoso definir y hacer cumplir derechos de propiedad sobre ellos. Un recurso de libre acceso es la pesca. Existen varios ejemplos en el mundo (incluido aquí en el Río de la Plata) de sobre-explotación de recursos pesqueros. Esta situación, analizada por primera vez por Gordon en 1954 en su artículo “La Teoría Económica de un Recurso de Propiedad Común: La Pesca”, es una versión de lo que en la literatura de teoría de juegos se llama “el dilema del prisionero”, y lo que Garret Hardin (1968) llamo “la tragedia de los comunes”. La “tragedia” ocurre porque para cada pescador individual, asumiendo que su objetivo es maximizar el beneficio que obtiene de esta actividad, es una estrategia dominante maximizar su captura sin tener en cuenta el impacto de la misma sobre el stock total. Como cada pescador razona de la misma manera, el recurso se sobre explota.

Por más que el problema tiene una naturaleza dinámica, se puede entender con un modelo estático y sencillo, muy parecido al modelo recién presentado de bienes públicos. Para comenzar, llamemos ahora a e_j el nivel de extracción que el individuo j hace del recurso en un período de tiempo (día, semana, mes, etc.). Los beneficios individuales de la captura o extracción del recurso son $be_j - c \times \gamma \left(\sum_{j=1}^n e_j \right)$ con $b > c$. Tenemos entonces que

$$u_j = be_j - c \times \gamma \left(\sum_{j=1}^n e_j \right) - \delta_j(e_j)$$

El nivel de utilidad grupal es

$$\omega = \sum_{j=1}^n \left(be_j - c \times \gamma \left(\sum_{j=1}^n e_j \right) - \delta_j(e_j) \right)$$

26 CHAPTER 2 POR QUÉ NECESITAMOS UNA POLÍTICA AMBIENTAL

Por consiguiente, el nivel de esfuerzo individual que maximiza maximiza ω es e_j^o , tal que para todos los sujetos se cumple

$$b - n \times c \times \gamma'(\cdot) - \delta'_j(e_j^o) = 0$$

Sin embargo, si los sujetos eligen su nivel de captura maximizando su bienestar individual, elegirán el nivel e_j^* , tal que

$$b - c \times \gamma'(\cdot) - \delta'_j(e_j^*) = 0$$

De nuevo, el individuo no tendrá en cuenta el efecto de su pesca sobre los beneficios de los demás, y se puede ver que esto implica $e_j^* > e_j^o$.

2.10 Ejercicios

2.10.1 El nivel óptimo de emisiones

1. Un regulador ambiental se dispone a regular las emisiones de un determinado contaminante. Su objetivo es fijar el nivel de emisiones E^* que maximiza el beneficio neto (beneficios de las empresas menos daños en salud). Este contaminante es emitido por 8 firmas. De las 8 firmas, 4 son de tipo 1 y 4 son de tipo 2. Las firmas de tipo 1 tienen beneficios de la forma

$$B_1(e_1) = 18 \times e_1 - \frac{e_1^2}{2}$$

Por su parte, las firmas de tipo 2, tienen beneficios de la forma

$$B_2(e_2) = 18 \times e_2 - e_2^2$$

Suponga que el regulador ambiental tiene información perfecta sobre estos beneficios y de los daños $D(E) = \frac{E^2}{2}$ que este contaminante ocasiona, donde $4e_1 + 4e_2 = E$.

1. ¿Cuánto emite cada una de las empresas en ausencia de regulación?
2. ¿Cuánto ganan cada una de las empresas en ausencia de regulación?
3. ¿Es necesario reducir las emisiones de de estas dos empresas? Justifique su respuesta con cálculos.

4. ¿Cuál es el nivel óptimo de e_1 , e_2 y E ?
5. Comprobar que en este nivel óptimo de emisiones el daño marginal es igual al beneficio marginal agregado de emitir.

2.10.2

1. Los recursos comunes son aquellos recursos con características de bienes públicos que son explotados por un número determinado de personas, las cuales pueden excluir a las personas que no pertenecen a ese grupo (de pescadores, tribu, etc.) de explotar el recurso.

Ocho (8) individuos idénticos tienen acceso a un recurso natural. Cada jugador i puede extraer una cantidad x_i del recurso. Esa cantidad x_i aumenta los ingresos del individuo i (y_i), pero la extracción total $\sum_{i=1}^8 x_i$ reduce los ingresos de ese jugador y de los demás, ya que esta extracción total afecta la renovabilidad del recurso. La función de ganancias para cada uno de los N individuos es:

$$y_i = 400x_i - \frac{5x_i^2}{2} - 20 \times \left(\sum_{i=1}^8 x_i \right)$$

- (a) ¿Cuántas unidades del recurso i extraen cada uno de los 8 individuos si cada uno de estos elige la cantidad a extraer que maximiza sus *ganancias* (Equilibrio de Nash)?
- (b) ¿Cuántas unidades tiene que extraer para maximizar el ingreso total (de los 8 individuos)?
- (c) ¿Es el Equilibrio de Nash del punto (a) un equilibrio en donde *todos* los pescadores están peor que en el punto (b)? Es decir, ¿es el equilibrio de Nash un equilibrio Pareto-inferior al nivel de extracción del punto (b)?

2.10.3 La tragedia de los recursos de libre acceso (Varian).

1. Los recursos de libre acceso son recursos cuya explotación genera externalidades (rivalidad) entre usuarios, y no se puede excluir a nadie de su explotación. El pintoresco pueblito de Boston descansa sobre

una bahía poblada por un delicioso crustáceo, el *homarus americanus*, más conocido como langosta. El ayuntamiento del pueblito concede licencias de pesca a los pescadores de langostas, y está tratando de determinar cuántas licencias conceder. Cada licencia concede el derecho a pescar a un barco. La situación económica es la siguiente:

- (i) Cuesta 2000 pesos al mes poner en condiciones de funcionamiento una barca de pesca,
- (ii) Si hay x barcas operando la cantidad total de los ingresos derivados de la pesca de la langosta es $f(x) = 1.000 \times (10x - x^2)$ pesos mensuales

Con estos datos:

- (a) Represente gráficamente la curva del ingreso medio $IMe(x)$, ingreso marginal $IMg(x)$ y costo medio y marginal.
- (b) Si las licencias se expiden gratuitamente, ¿cuántas barcas se dedicarán a la pesca de langostas en la bahía de Boston? Justifique.
- (c) ¿Cuál es el número de barcas que maximiza los beneficios totales?
- (d) Si las autoridades de Boston quisieran restringir el número de barcas a aquellas que maximizan los beneficios totales, ¿cuánto deberían cobrar al mes por una licencia que permite a cada barca salir a pescar langosta?

2.10.4 Plott (1983)

El mercado de un bien x es perfectamente competitivo. La función de oferta (costos marginales de producción) de un determinado bien x es

$$2,3 + \frac{2,4306}{10000} \times x^2$$

La función de demanda del bien es

$$3 - \frac{2,333}{100} \times x$$

La producción del bien x produce externalidades. El regulador ambiental ha estimado el valor económico de estas externalidades, consecuencia de lo cual ha concluido que los verdaderos costos sociales marginales de producción del bien x son

$$2,54 + \frac{2,4306}{10000} \times x^2$$

(a) ¿Cuál es el equilibrio del mercado en ausencia de regulación? Identifique este equilibrio como (p^m, x^m) .

(b) ¿Cuál es cantidad y precio óptimos (p^o, x^o) ?

2.10.5 Tambos aguas arriba de una planta potabilizadora de agua

Suponga que un tambo a orillas de un río con una función de costos

$$0.5L + 0.025L^2$$

donde L es la cantidad de litros de leche que produce por día. El precio al que coloca la leche este tambo es \$25 pesos el litro.

1. Si suponemos que el tambo tiene como objetivo de su actividad el maximizar sus beneficios económicos, ¿cuántos litros de leche producirá el tambo y cuáles serán sus beneficios económicos?
2. Aguas abajo del tambo se encuentra una planta potabilizadora de agua. Su producción puede verse afectada por la producción de leche. La razón es que para producir leche el tambero utiliza fertilizantes para producir pasto en su pradera. Un porcentaje del fertilizante que el tambero usa en su pradera llega al agua del río por medio de la escorrentía que se genera cuando llueve. Esta escorrentía arrastra tanto fertilizantes en la pradera como desechos de los animales en el tambo. Ambas fuentes de nutrientes pueden producir que, bajo ciertas condiciones, florescan *cianobacterias* en el río. Éstas son tóxicas y encarecen el proceso de potabilización. Por tal motivo, la función de producción de la planta potabilizadora es de la forma

$$A = 2000\sqrt{C} \times (L - L_0)^\alpha \text{ para } L > L_0$$

$$A = 2000\sqrt{C} \text{ para } L \leq L_0$$

donde A es la cantidad de agua potabilizada que produce la planta, en litros por día; C es la cantidad de carbon activado (un insumo esencial en la potabilización) que usa la planta, en kilogramos por día. L_0 es el nivel de producción de leche que, dado la cantidad de fertilizante necesario para producirlo y el caudal del río, el tambero puede producir

sin afectar la función de producción de la planta potabilizadora de agua. Una producción de L por encima de L_0 hace que la producción de A disminuya, si no se usa más C . La planta potabilizadora tiene que abastecer una determinada población con una cantidad fija de 2.000 litros de agua potable por día. Cuando $L \leq L_0$ es fácil ver que esto lo logra con $C = 1$. Sin embargo, la cuestión es que $L_0 = 250$. ¿Cuántos kilogramos de carbón activado debe usar por día la planta para lograr producir 2.000 litros de agua potable por día?

3. Suponiendo que el costo del carbón activado es de \$50 el kilo, ¿cuántos pesos adicionales en carbon activado debe gastar la planta como consecuencia de la actividad del tambo?
4. ¿Cuál es el verdadero costo marginal de un litro de leche?
5. ¿Qué cantidad de leche debería dejar que se produzca en este tramo del río un planificador social?

2.11 Referencias

Mas-Colell, A., M.D. Winston y J. R. Green (1995), "Microeconomic Theory", Oxford University Press.

Stranlund, John (1999), Fundamental Economics of Environmental Policy Design, mimeo.

Xepapadeas, A. (1997), "Advanced Principles in Environmental Policy", New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar.

Chapter 3

Política Ambiental con información perfecta

3.1 Introducción

¿Qué nivel de emisiones estará interesado en lograr un planificador social (o un regulador ambiental) interesado en maximizar el bienestar social? A partir del análisis del punto anterior la respuesta es clara: $E^* = \sum e_i^*$, tal que $B'_i(e^*) = D'(E^*)$. El regulador debe internalizar completamente los daños sociales externos provocados por la contaminación. Ésta puede no ser una tarea sencilla. De hecho no lo es. Pero por el momento nos mantenemos en el enfoque económico clásico (pigouviano), donde el regulador no tiene problemas de información: puede observar la función de daños de la contaminación, la función de beneficios de las firmas y sus niveles de emisiones sin costo. Esto nos permite presentar los aspectos básicos de los diferentes instrumentos con los que cuenta el regulador para lograr su objetivo, lo que se hace a continuación.

3.2 Instrumentos

Una clasificación frecuente de los instrumentos de política ambiental en la literatura económica es la que los agrupa en dos categorías: incentivos económicos y los de "orden y control" o "prescriptivos". (Ver Tabla 2.1). Dentro de los primeros encontramos a los impuestos a las emisiones, los permisos de emisión transferibles, los subsidios a la reducción de emisiones y los sistemas

32 CHAPTER 3 POLÍTICA AMBIENTAL CON INFORMACIÓN PERFECTA

Una clasificación frecuente de los instrumentos de política ambiental en la literatura económica		
Tipos	Incentivos económicos	"Orden y control" o "prescriptivos"
Directos	Impuestos a las emisiones Permisos de emisión transferibles Subsidios a la reducción de emisiones Sistemas de depósito y reembolsos	Límites máximos (Estándares) a las emisiones
Indirectos	Un impuesto a un producto final cuya producción y/o consumo genera emisiones o el mismo bien es un insumo "sucio" en la producción de otro bien o servicio (gasolina, por ejemplo)	Límites al nivel de producción o al uso de insumos Directrices sobre la tecnología de producción o de tratamiento de vertidos (ejemplos: dimensiones y tecnología de tratamiento de efluentes, obligación de uso de lavadores de gases, etc.

de depósito y reembolsos. Estos se podrían sub-clasificar como instrumentos económicos directos, porque regulan el nivel de emisiones/residuos de forma directa. Un instrumento económico indirecto sería, por ejemplo, un impuesto a un producto final cuya producción y/o consumo genera emisiones o el mismo bien es un insumo "sucio" en la producción de otro bien o servicio (gasolina, por ejemplo). Los de orden y control o prescriptivos también se pueden clasificar en directos (estándares o límites máximos a las emisiones) e indirectos (límites al nivel de producción o al uso de insumos, directrices sobre la tecnología de producción o de tratamiento de vertidos, obligación de uso de lavadores de gases, etc).

Tabla 2.1. Una clasificación de instrumentos de política ambiental

La clasificación anterior, sin embargo, deja de lado algunos instrumentos usados frecuentemente, como los acuerdos voluntarios de reducción de emisiones y crea problemas para la clasificación de las alternativas más liberales de control de la contaminación, como la legislación de responsabilidad civil y las soluciones privadas entre las partes. Una clasificación que acomode esto último es aquella que se realiza en base al criterio de la flexibilidad, o iniciativa privada vs. involucramiento del gobierno. La clasificación se resume en la siguiente tabla,

Tabla 2.1 Clasificación de los Instrumentos de Política Basados en la Descentralización y la Flexibilidad de la Toma de Decisiones Individuales

<----- Flexibilidad Mínima ----->		<----- Flexibilidad Moderada ----->		<----- Flexibilidad Máxima ----->	
<--- Máximo Involucramiento del Gobierno ----->			<--- Mayor Iniciativa Privada --->		
<- Orientados al Control ->		<----- Orientados al Mercado ----->		<- Orientados al Litigio ->	
<i>Regulaciones y Sanciones</i>	<i>Cargos, Impuestos y Derechos</i>	<i>Creación de Mercado</i>	<i>Intervención en la Demanda Final</i>	<i>Legislación por Responsabilidad</i>	
Ejemplos Generales					
<p><u>Normas:</u> El Gobierno restringe la naturaleza y el monto de la contaminación o del uso del recurso a los contaminadores individuales o usuarios individuales del recurso. El cumplimiento es monitoreado y sanciones efectuadas (multas, clausuras, encarecimiento) por el incumplimiento.</p>	<p><u>Cargos por Efluentes o al Usuario:</u> El Gobierno cobra un derecho a los contaminadores individuales o usuarios del recurso sobre la base del monto de contaminación o del uso del recurso y de la naturaleza del ambiente receptor. El derecho es suficientemente alto como para crear un incentivo para reducir el impacto.</p>	<p><u>Permisos Comerciables:</u> El Gobierno establece un sistema permisos comerciables de contaminación o de uso de recursos, subasta y distribuye permisos, y monitorea el cumplimiento. Los contaminadores o usuarios de recursos intercambian permisos a precios de mercado no regulados.</p>	<p><u>Clasificación del Desempeño:</u> El Gobierno apoya un programa de etiquetado o de clasificación del desempeño en materia ambiental que requiere de la publicación de la información ambiental sobre el producto de uso final. El desempeño basado en la adopción voluntaria de la norma ISO 14000 (e.g. cero descarga de contaminantes, planes de mitigación enviados, adopción de tecnología para la prevención de la contaminación, políticas de reuso y reciclaje de desechos). Etiquetas ecológicas son adheridas a los productos 'ambientalmente amigables'.</p>	<p><u>Legislación por Responsabilidad:</u> El contaminador o usuario del recurso es requerido por ley a pagar cualquier daño a los afectados. Las personas afectadas obtienen una reparación a través del litigio y del sistema judicial</p>	
Ejemplos Específicos de Aplicación Urbana					
<ul style="list-style-type: none"> • normas de contaminación • Licencias para la realización de actividades económicas • restricciones al uso del suelo • Evaluaciones de Impacto Ambiental (EIAs) • lineamientos ambientales • Multas por derrames en puertos • Prohibiciones aplicadas a materiales inaceptables para los servicios de recolección de desechos sólidos • cuotas por el uso del agua 	<ul style="list-style-type: none"> • cargos por no cumplir con los niveles de contaminación establecidos • regalías y compensación financiera por la explotación de recursos naturales • bonos de desempeño • impuestos que afectan el uso de modos de transporte • impuestos para alentar el reuso o el reciclaje de subproductos (llantas, baterías) • cargos a los efluentes de fuentes fijas para reducir los requerimientos de tratamiento corriente abajo. • derechos por el recojo de desechos sólidos • cargos por el uso del agua 	<ul style="list-style-type: none"> • expropiación basada en el mercado para la construcción, incluyendo "valores ambientales" • derechos de propiedad asignados a recursos potencialmente impactados por el desarrollo urbano • sistemas de depósito-devolución para desechos sólidos y peligrosos • permisos comerciables para derechos de extracción de agua y emisiones de contaminación atmosférica 	<ul style="list-style-type: none"> • etiquetado ecológico del producto a ser consumido en relación a problemas con los materiales utilizados en su fabricación. • educación respecto al reciclaje y el reuso • legislación exigiendo que los productores publiquen información sobre la generación de desechos sólidos, líquidos y tóxicos • lista negra de industrias contaminadoras 	<ul style="list-style-type: none"> • compensación por daños • responsabilidad de gerentes de empresas y autoridades ambientales negligentes • bonos de desempeño a largo plazo por peligros inciertos o potenciales en la construcción de infraestructura • requerimientos de "impacto neto cero" para la construcción de infraestructura. 	

Fuente: Huber, et. al (1998), Table 2.1.

En esta sección repasamos estos instrumentos, los comparamos entre sí y vemos algunas de sus ventajas y desventajas cuando no hay problemas de información asimétrica entre el regulador por una lado y las fuentes y las víctimas de la contaminación por otro. asimismo, mantenemos el supuesto de que los mercados relevantes son competitivos. Realizamos esta comparación tratando a estos instrumentos como si fueran sustitutos unos de otros (uno a la vez) por facilidad en la exposición, sin embargo esto no es cierto. Los instrumentos económicos son instrumentos complementarios a los instrumentos prescriptivos que vamos a ver.

3.2.1 Instrumentos económicos

Impuesto, cargo o cánon a las emisiones

Sea t un impuesto a las emisiones definido como una cantidad de dinero que las firmas deben pagar por unidad (kg., tonelada, etc.) de emisión de un contaminante en particular al ambiente. Enfrentada a t , la firma i resolverá el siguiente problema:

$$\max_{e_i} B_i(e_i) - te_i$$

cuyas condiciones necesarias y suficientes son

$$B'_i(e_i) - t \leq 0, \text{ con igualdad si } e_i > 0$$

Es fácil ver que si el regulador fija $t = D'(E^*)$, la firma emitirá $e_i = e^*$, de acuerdo con la ecuación (2.2).

El impuesto t no es otra cosa que el famoso impuesto "Pigouviano". Por lo tanto, el resultado nos dice que si enfrentamos a las empresas a un impuesto por unidad de emisión igual al daño marginal que la contaminación este produce *en el nivel de emisiones que maximiza bienestar*, firmas que maximizan beneficios producirán el nivel eficiente de emisiones. La externalidad se internalizará.

Subsidio a la reducción de emisiones

Bajo un esquema de subsidios el regulador le propondrá a la firma un subsidio por unidad de emisión por debajo de un determinado nivel \bar{e}_i . Un esquema lineal sería $s(\bar{e}_i - e_i)$, donde s es el subsidio por unidad de reducida de emisiones por debajo del objetivo \bar{e}_i .

Bajo este esquema, la firma i resolverá el siguiente problema

$$\max_{e_i \geq 0} B(e_i) + s(\bar{e}_i - e_i)$$

$$\text{O simplemente } \max_{e_i \geq 0} B(e_i) + s(\bar{e}_i - e_i)$$

Como este problema difiere del problema que tenía la firma cuando estaba sometida a un impuesto por unidad de emisión únicamente en la constante \bar{e} , un subsidio por unidad de emisiones igual al daño marginal social de las emisiones cuando éstas están en su nivel óptimo ($s = D'(E^*)$) hará que la firma emita el nivel óptimo e_i^* .

En el largo plazo, sin embargo, puede haber una diferencia entre un impuesto y un subsidio. Ambos instrumentos no producen los mismos incentivos respecto de la decisión de entrada y salida de las firmas en el mercado. Un subsidio genera un incremento en los beneficios con respecto al impuesto. Ello hará entrar más empresas al mercado. Por lo tanto, el nivel de contaminación que producirán las firmas en el largo plazo con un subsidio a la reducción de emisiones puede ser mayor al que producirán si el instrumento elegido es un impuesto. Para verlo, supongamos que todas las firmas son iguales. En ese caso, la condición de equilibrio de mercado de largo plazo en el caso de un esquema de subsidios será

$$P(nq)q - c(q, e) - F + s(\bar{e} - e) = 0$$

Si igualamos $s = D'(n^*e^*)$ está claro que habrá beneficios positivos (iguales a $s\bar{e}$) cuando el número de firmas sea el óptimo, por lo que entrarán más empresas. El número de firmas de largo plazo en un esquema de subsidios será mayor al óptimo. (Mientras que bajo un impuesto pigouviano el número de firmas será menor al número de firmas del mercado sin regular). Un subsidio puede aumentar el número de firmas con relación al mercado sin regular y aumentar la contaminación (ver Baumol y Oates, 1988).

Mercado de permisos de emisión

En lugar de cobrar por unidad de emisión el regulador puede emitir una cantidad de licencias o permisos para contaminar, tal que la cantidad de permisos emitidos sea igual a la cantidad total máxima de emisiones permitidas, de acuerdo a la ley. Cada uno de estas licencias le otorga a la firma que lo posee el permiso legal de emitir una unidad (kg., tonelada, etc.) de un

contaminante en particular (NO_x , SO_2 , etc.). Generalmente, los permisos no son a perpetuidad sino que son anuales, por ejemplo. En otras palabras, un permiso le otorga a la firma que los posee a emitir una tonelada del contaminante en el presente año. El regulador debe entonces emitir permisos cada año. En algunos mercados que funcionan en la actualidad, los permisos se puede guardar de un año para otro, sin embargo. Se atribuye a Crocker (1966) y a Dales (1988) la propuesta de este esquema por primera vez.

Sea $L = \sum_i l_i$ la cantidad de permisos emitidos por el regulador. Sea l_i^0 la cantidad inicial de permisos en poder de la firma i . La demanda final de permisos por parte de la firma es $(l_i - l_i^0)$. El precio de un permiso en el mercado de permisos (el cual asumimos es perfectamente competitivo) es p_l . Asumiendo que la firma produce un nivel de emisiones igual a la cantidad de permisos que tiene ($e_i = l_i$, es decir, cumple la normativa), el problema que resuelve la firma competitiva es

$$\max_{l_i \geq 0} B_i(l_i) - p_l(l_i - l_i^0)$$

La condición necesaria y suficiente para el l_i que maximiza beneficios será

$$B'_i(l_i) - p_l \leq 0, \text{ con igualdad si } l_i > 0 \quad (3.1)$$

De la condición (3.1) podemos obtener la función de demanda de permisos por parte de la firma: $l_i(\mathbf{w}, p, p_l)$. Notar que la demanda de permisos por la firma i viene dada por la inversa de la función de beneficios marginales de $e_i : l_i(\mathbf{w}, p, p_l) = B_i'^{-1}(p_l)$. El supuesto de que $l = e$ nos permite definir esta función como $e_i(p^L)$.

Dado que todas las empresas están igualando sus beneficios marginales de emitir al precio de un permiso (su costo marginal), para alcanzar el nivel eficiente de emisiones E^* , es decir, para que la cantidad demandada de permisos sea igual a E^* ($\sum l_i(p_i^*) = E^*$), el regulador debe simplemente emitir una cantidad $L = E^*$ de permisos. De esta forma, el precio de equilibrio del mercado de los permisos p_l^* será igual a $D'(E^*)$ y el mercado de permisos alcanzará el equilibrio ($E^* = \sum e_i = \sum l_i$, oferta = demanda). (Ver Figura 3.1).

La Figura 3.1 también ilustra que el precio resultante del mercado de permisos transables, bajo los supuestos que se hicieron hasta el momento, es

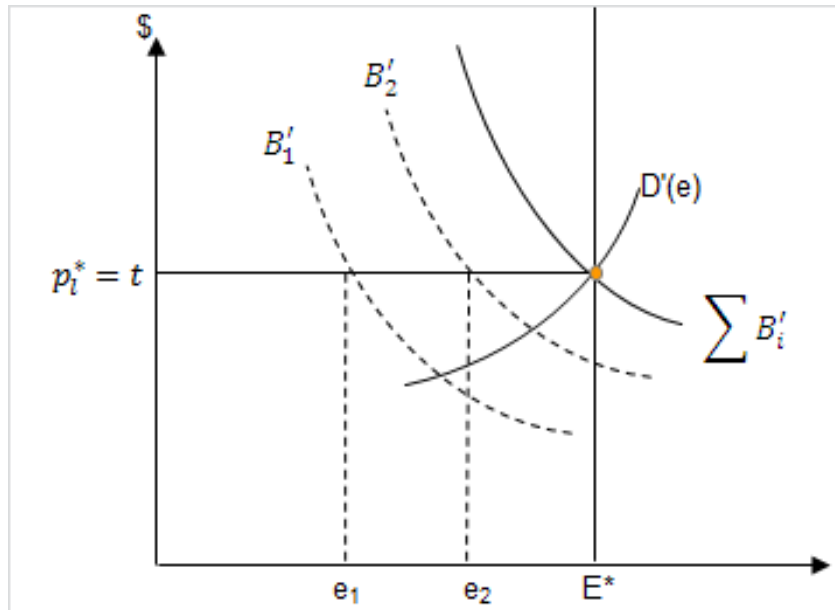


Figure 3.1: Equilibrio eficiente en el mercado de permisos comerciables de contaminación

igual al impuesto a las emisiones necesario para alcanzar E^* . Esto no debería sorprender, ya que en el caso de los permisos lo que hace el regulador es fijar la cantidad total permitida de emisiones E^* , dejando que el mercado fije el precio p_i^* , y en el caso del impuesto fija el precio $t = p_i^*$ para que las firmas terminen emitiendo E^* .

En el largo plazo:

Manteniendo nuestro supuesto de cumplimiento perfecto, y asumiendo que todas las firmas compren permisos y que el gobierno remata los permisos al inicio, las condiciones de largo plazo de cero beneficios para cada firma será:

$$B_i(e_i) - p_i^* e_i = 0$$

Por lo que $p^L = D'(E^*)$, asegura el óptimo social de largo plazo.

Si por el contrario, al inicio del período el gobierno opta por distribuir los permisos entre las firmas sin costo en función de algún criterio, como emisiones históricas ("grandfathering"), la condición será

$$B_i(e_i) - p_l^*(e_i - l_i^0)$$

y habrá beneficios individuales positivos iguales a $p_l^* l_i^0$ cuando $n = n^*$. Habrá más firmas que n^* en el largo plazo. Esto no significará más contaminación (bajo el supuesto de cumplimiento perfecto), sino $p_l^* > D'(E^*)$.

3.2.2 Regulación Prescriptiva (de "Mandato y Control")

Los economistas no se ponen de acuerdo acerca de cómo llamar al conjunto de instrumentos de regulación que no son incentivos económicos. El nombre más conocido es el de "mandato y control" (de "command and control", en inglés). Sin embargo hay quienes han criticado esta denominación. (Ver Ellerman, 2007). Lo cierto es que este nombre pretende agrupar a todos aquellos instrumentos a través de los cuales el regulador le dice a las firmas directamente qué hacer; ya sea esto fijarles un límite máximo de contaminación o la obligatoriedad del uso de una determinada tecnología, o procesos de abatimiento o de producción. En contraposición, en los instrumentos económicos vistos hasta ahora, el regulador o bien fija un precio que actúa como un incentivo tal que la firma maximizadora de beneficios termina emitiendo la cantidad que se busca (en el caso de los impuestos a la emisiones), o fija la cantidad total de emisiones agregadas (en el caso de los mercados de permisos). En ningún caso establecía directivas obligatorias sobre el *cómo* abatir emisiones o producir.

Estándares de Emisión

En este caso el regulador especifica el límite máximo de emisiones para cada firma. Sea \bar{e}_i el máximo de emisión permitido para la firma i (estándar). Como hemos supuesto que los beneficios de la firma son crecientes en el nivel de emisiones (cuanto más emite más beneficios económico obtiene), podemos concluir sin ayuda de un modelo que la empresa no reducirá emisiones más allá del estándar porque reducir emisiones incrementa sus costos. Si el regulador fija un estándar \bar{e}_i y lo puede hacer cumplir, la empresa emitirá \bar{e}_i . Por ende, para alcanzar el óptimo E^* , el regulador debe fijar el estándar $\bar{e}_i = e_i^*$, de tal forma que $\sum_{i=1}^n e_i^* = E^*$.

Estándar Tecnológico

El regulador también puede fijar un estándar tecnológico. ¿Porqué lo haría? Porque monitorear emisiones es más costoso, o directamente imposible, como en el caso de la contaminación "no puntual" (ejemplo: escorrentía de agroquímicos). Sea α el parámetro que mide el nivel de tecnología y sea $\bar{\alpha}$ el nivel mínimo de tecnología exigido por el regulador. El problema de la firma en este caso es:

$$\begin{aligned} & \underset{(q_i, \alpha_i) \geq 0}{Max} \quad pq_i - c_i(q_i, \alpha_i) \\ & \text{sujeto a } \alpha_i \geq \bar{\alpha}_i, \end{aligned}$$

El lagrangeano para este problema es:

$$\mathcal{L} = pq_i - c_i(q_i, \alpha_i) - \lambda_i(\bar{\alpha}_i - \alpha_i)$$

Las condiciones de Kuhn-Tucker son:

$$\begin{aligned} 1) \quad & \frac{\partial \mathcal{L}}{\partial q_i} = p - \frac{\partial c_i(q_i^o, \alpha_i^o)}{\partial q_i} \leq 0; \text{ igual a cero si } q_i^o > 0 \\ 2) \quad & \frac{\partial \mathcal{L}}{\partial \alpha_i} = -\frac{\partial c_i(q_i^o, \alpha_i^o)}{\partial \alpha_i} + \lambda_i^o \leq 0; \text{ igual a cero si } \alpha_i^o > 0 \\ 3) \quad & \frac{\partial \mathcal{L}}{\partial \lambda_i} = -\bar{\alpha}_i + \alpha_i^o \geq 0; \lambda_i^o \geq 0; (-\bar{\alpha}_i + \alpha_i^o)\lambda_i^o = 0 \end{aligned}$$

De 2) podemos ver que $\lambda_i^o = \frac{\partial c_i(q_i^o, \alpha_i^o)}{\partial \alpha_i} > 0$ para todo $\alpha_i^o > 0$. A su vez, por (3), $\lambda_i^o > 0$ quiere decir que $\alpha_i^o = \bar{\alpha}_i$. De 1) tendremos que $q_i^o = q_i(\bar{\alpha}_i)$. Escribiendo el nivel de emisiones en este modelo como el resultante de las elecciones del nivel de producción y de tecnología, $e = e(q, \alpha)$, tendremos que $e_i^o = e_i[q_i(\bar{\alpha}), \bar{\alpha}] = g_i(\bar{\alpha})$. Vemos entonces que existe una relación directa entre e_i^o y $\bar{\alpha}$, el estándar tecnológico y el nivel de emisiones que elegirá la firma. Si el regulador quiere lograr un nivel e_i^+ de emisiones, tendría que fijar un estándar tecnológico $\alpha_i^+ = g_i^{-1}(e_i^+)$.

Pero, aunque el regulador pueda fijar α ó fijar e y llegar al mismo resultado nivel de emisiones, la combinación de nivel de producción q y nivel de abatimiento α no serán las mismas con los dos instrumentos. Para verlo, comparamos las CPO del problema de la firma en ambos casos. En el caso del estándar de emisiones, el problema de la firma sería

$$\begin{aligned} & \max_{q, \alpha} pq - c(q, \alpha) \\ \text{sujeto a } & e = e(q, \alpha) \leq \bar{e} \end{aligned}$$

La condición de primer orden respecto a q era:

$$1) \frac{\partial \mathcal{L}}{\partial q_i} = p - \frac{\partial c_i(q_i^o, \alpha_i^o)}{\partial q_i} - \lambda_i \frac{\partial e_i(q_i^o, \alpha_i^o)}{\partial q_i} = 0$$

Como vimos más arriba, en el caso de un estándar tecnológico, esta condición es

$$1) \frac{\partial \mathcal{L}}{\partial q_i} = p - \frac{\partial c_i(q_i^o, \alpha_i^o)}{\partial q_i} = 0$$

El término $\lambda_i \partial e_i(q_i^o, \alpha_i^o) / \partial q_i$ que aparece en la primer condición (estándar de emisión) disminuye la cantidad de producto óptimo. La firma competitiva enfrentada a un estándar de emisión no elige el nivel de producción donde el precio es igual al costo marginal ($CMg(q)$), sino donde $p - CMg(q) = \lambda_i \partial e_i(q_i^o, \alpha_i^o) / \partial q_i > 0$. Sin embargo, cuando se enfrenta a un estándar tecnológico, sí lo hace: $p - CMg(q) = 0$. La diferencia obedece a los grados de flexibilidad que ambos instrumentos otorgan a las firmas. El estándar tecnológico $\bar{\alpha}$ no le otorga ninguno. El estándar \bar{e} sí: la firma puede producir menos q , en lugar de incrementar el abatimiento, para bajar emisiones y de esa manera cumplir con el estándar \bar{e} . Esta opción no está presente si el regulador fija α .

3.2.3 Externalidades en la Producción

Las conclusiones que se derivan de los modelos anteriores, en donde las empresas emiten un contaminante que sufren individuos, se trasladan al caso en que las emisiones de las empresas afectan a otras empresas o a consumidores y a otras empresas. Para verlo, acudimos al modelo en que una firma aguas arriba afecta el nivel de producción de otra aguas abajo. A este modelo le agregamos la posibilidad de que las emisiones de la firma 1 (aguas arriba) afecte a otras personas, además de afectar a la firma 2 (aguas abajo). Es fácil ver que en este caso el regulador debe elegir el par de cantidades de insumos (x_1^*, x_2^*) de acuerdo a las CPO:

$$\begin{aligned}
 1) p_1 f_1'(x_1^*) + p_2 \frac{\partial f_2}{\partial e_1} h'(x_1^*) - D'(e_1) h'(x_1^*) &= w_1 \\
 2) p_2 \frac{\partial f_2(x_2^*)}{\partial x_2} &= w_2
 \end{aligned}
 \tag{3.2}$$

Como la empresa 1 ignora el efecto de su nivel de producción sobre consumidores y sobre la firma 2 ($p_2 \frac{\partial f_2}{\partial e_1} h'(x_1^*) - D'(e_1) h'(x_1^*)$), un regulador podrá usar un impuesto t por unidad de emisión, por ejemplo, igual

$$t = -p_2 \frac{\partial f_2}{\partial e_1} + D'(e_1)$$

ó un estándar $\bar{e}_1 = h_1(x_1^*) = e_1^*$.

3.2.4 Legislación de Responsabilidad civil

Ronald Coase, en su famoso artículo (Coase, 1960), argumentó que bajo ciertas condiciones la existencia de externalidades no requiere que un regulador fije un estándar o un impuesto a las emisiones, si no tan sólo legislación de responsabilidad civil. Bajo dichas condiciones, argumenta Coase, las empresas involucradas negociarán un acuerdo entre ellas para internalizar la externalidad. En este acuerdo, según lo que establezca la ley sobre quién tiene derecho a qué cosa, las empresas que emiten el contaminante le pagaran a las que lo sufren o las empresas que lo sufren le pagarán a las que generan la externalidad para que éstas la disminuyan. En esta sección se ilustra este caso, el que llamamos el caso de soluciones privadas a los problemas de externalidades. Ilustraremos el llamado "Teorema" de Coase. Para hacerlo, volvemos a recurrir al modelo de externalidades entre firmas. Más específicamente, se modela la situación entre una firma 1 (industria) y un productor rural (2) que está aguas abajo de la industria. La firma contamina el agua con sus efluentes, generando una externalidad negativa sobre el productor rural, quien usa el agua para riego u otras actividades productivas. Aunque recurrimos a externalidades entre firmas para ilustrar el Teorema de Coase, el mismo es aplicable también al caso de externalidades entre consumidores.

Supuestos

Antes de desarrollar el modelo de abajo que ilustra la negociacion voluntaria entre las partes, explicitamos los supuestos del modelo:

1. Los derechos de propiedad están bien definidos. Se sabe que, o bien el que genera la externalidad tiene derecho a generarla (derecho en manos de los contaminadores) o bien las victimas de esa externalidad tienen derecho a un medio ambiente "limpio" (derecho en manos de las víctimas). Estos derechos son conocidos por ambos y no están en disputas. A su vez, se pueden hacer cumplir automáticamente sin costo.
2. Las partes involucradas no son muchas. Negociar no tiene costo.
3. La información es perfecta. Los agentes económicos involucrados pueden observar las funciones de utilidad o beneficios, las funciones de producción y los precios. Se sabe exactamente cuánto gana o pierde cada uno en cada situación.

Derechos en manos de las víctimas

Suponga que el productor rural tiene derecho a un agua limpia. En este caso, la firma deberá ofrecerle una compensación al productor rural para poder emitir. Llame T a esta compensación. En este caso, el productor rural elegirá el nivel de insumos propios a utilizar y el nivel de contaminación que quiere sufrir que maximice su beneficio, sujeto a la restricción de participación para la firma 1, suponiendo que la siguiente mejor opción que tiene la firma 1 es ganar cero:

$$\begin{aligned} \max_{(x_2, e_1, T) \geq 0} \quad & p_2 f_2(x_2, e_1) - w_2 x_2 + T \\ \text{sujeto a } \quad & e_1 = h_1(x_1) \\ & \text{y } p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1 - T \geq 0 \end{aligned}$$

Dado que el productor rural le va a exigir a la firma lo máximo posible, asumiendo que la firma produce cuando tiene cero beneficios, la restricción de participación en la solución será $p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1 = T$. Sustituyendo T y $e_1 = h_1(x_1)$ en la función objetivo del productor rural:

$$\max_{(x_2, x_1) \geq 0} p_2 f_2(x_2, h_1(x_1)) - w_2 x_2 + p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1$$

Este es exactamente el mismo problema que resolvía el regulador más arriba cuando $D(e_1) = 0$. Por lo que la solución será la óptima social (para $D(e_1) = 0$).

Derechos en manos de los contaminadores

Suponga ahora que es la firma la que tiene el derecho a emitir $e_1^o = h_1(x_1^o)$; el nivel de emisiones que maximiza sus beneficios. En este caso, será el productor el que tendrá que ofrecerle una compensación (pago) para que la firma reduzca sus emisiones por debajo de e_1^o . El problema para la firma 1 será:

$$\begin{aligned} & \max_{x_1, T \geq 0} p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1 + T \\ & \text{sujeto a } e_1 = h_1(x_1) \\ & \text{y } p_2 f_2(x_2, e_1) - w_2 x_2 - T \geq p_2 f_2(x_2^o, e_1^o) - w_2 x_2^o \end{aligned}$$

Como la firma le va a exigir al productor rural lo máximo posible tendremos que $T = p_2 [f_2(x_2, e_1) - f_2(x_2^o, e_1^o)] - w_2 (x_2 - x_2^o)$. Sustituyendo T por esto en la función objetivo de la firma:

$$\max_{(x_1, x_2) \geq 0} p_1 f_1(x_1) - w_1 x_1 + p_2 [f_2(x_2, h_1(x_1)) - f_2(x_2^o, e_1^o)] - w_2 (x_2 - x_2^o)$$

Como es fácil de observar, la solución de este problema coincidirá con la solución del problema cuando el derecho de propiedad sobre el recurso agua estaba en manos del productor, el que a su vez coincidía con el problema del regulador y por ende la solución óptima.

Estamos en condiciones de enunciar el "teorema" de Coase:

"Teorema de Coase": *Con derechos de propiedad bien definidos y bajos costos de transacción, la externalidad será internalizada por una negociación voluntaria entre las partes. El resultado de la negociación (la cantidad de contaminación) será la óptima desde el punto de vista social y será la misma quien quiera sea el titular de los los derechos de propiedad sobre el recurso. La titularidad de los derechos de propiedad sólo determinará la distribución del ingreso resultante: quién tiene que compensar a quien.*

El argumento se puede ilustrar gráficamente:

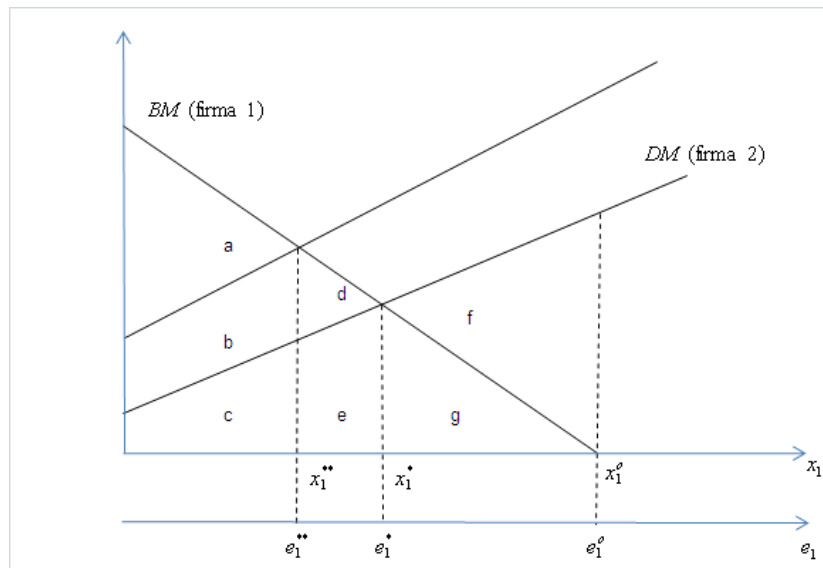


Figure 3.2: Teorema de Coase (Fuente: Figura 2.2., Xepapadeas (1997))

La curva BM ilustra los beneficios marginales de la firma 1. Por ende $BM = p_1 f_1'(x_1) - w_1$. Tiene pendiente negativa por el supuesto de que $f_1''(x_1) < 0$. Los daños marginales DM corresponden a los beneficios marginales (máximos) perdidos por la firma 2, el productor rural. La función de beneficios máximos de la firma 2 es:

$$B_2(p_2, x_1, w_2) = \max_{x_2 \geq 0} p_2 f_2(x_2, h_1(x_1)) - w_2 x_2$$

Por el teorema del envolvente,¹

$$\frac{\partial B_2}{\partial x_1} = p_2 \frac{\partial f_2(x_2^o)}{\partial h_1} h_1'(x_1)$$

Esta es la expresión de los beneficios marginales (máximos) que 2 pierde cuando 1 aumenta sus emisiones; $DM = -\partial B_2 / \partial x_1$. Asumiendo que $\partial^2 B_2 / \partial x_1^2 < 0$ ($B_2(x_1)$ tiene un máximo), entonces DM tiene pendiente positiva.

Si los derechos de propiedad están del lado de la firma contaminante, la cantidad de x va a ser x_1^o y e_1^o . En ese punto, al productor rural le conviene pagarle una suma de dinero mayor a cero (el beneficio marginal de la firma 1) para que ésta disminuya x y e . De hecho, él va a estar dispuesto a pagar hasta $DM(x_1^o)$ para que 1 disminuya el uso de x_1 en una unidad. Como esto es más de lo que la firma está dispuesta a recibir como mínimo para hacerlo (cero), el pago se va a producir. Es fácil ver que esta situación se repite hasta llegar a x_1^* , donde $BM(x_1^*) = DM(x_1^*)$, ó

$$p_1 f_1'(x_1^*) - w_1 = -p_2 \frac{\partial f_2(x_2^*)}{\partial e_1} h_1'(x_1^*)$$

Ésta es exactamente la misma condición del problema del regulador para encontrar la cantidad óptima de contaminación (ecuación 3.2) cuando $D'(e_1) = 0$. (Las emisiones de la firma 1 solo perjudican al productor rural). En ese punto el productor rural le paga a la firma una suma de dinero igual a $f + g$.

¹Otra forma de verlo es hacer es:
escribiendo

$$B_2(p_2, x_1, w_2) = p_2 f_2(x_2^o(p_2, h_1(x_1), w_2), h_1(x_1)) - w_2 x_2^o(p_2, h_1(x_1), w_2)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial B_2}{\partial x_1} &= p_2 \left[\frac{\partial f_2(x_2^o)}{\partial x_2} \frac{\partial x_2^o}{\partial e_1} h_1'(x_1) + \frac{\partial f_2(x_2^o)}{\partial e_1} h_1'(x_1) \right] - w_2 \frac{\partial x_2^o}{\partial e_1} h_1'(x_1) \\ \frac{\partial B_2}{\partial x_1} &= \frac{\partial x_2^o}{\partial e_1} h_1'(x_1) \left[p_2 \frac{\partial f_2(x_2^o)}{\partial x_2} - w_2 \right] + p_2 \frac{\partial f_2(x_2^o)}{\partial e_1} h_1'(x_1) \end{aligned}$$

Como en el óptimo x_2^o se cumple por definición que $p_2 \partial f_2(x_2^o) / \partial x_2 - w_2 \equiv 0$, tenemos que la pérdida marginal de beneficios para 2 es

$$\frac{\partial B_2}{\partial x_1} = p_2 \frac{\partial f_2(x_2^o)}{\partial e_1} h_1'(x_1)$$

Lo mismo sucederá **si los derechos iniciales los tiene el productor rural**. En este caso, la firma estará dispuesta a pagar $(a + b + c + d + e)$ como máximo para poder usar x_1^* y emitir e_1^* . Ésta cantidad es igual a los beneficios de la firma por llevar adelante la actividad. Como el productor está dispuesto a aceptar $c + e$ como mínimo, hay lugar para la negociación. En el caso anterior era el productor el que pagaba $(f + g)$ como máximo, mientras que la firma estaba dispuesta a aceptar g como máximo.

El teorema de Coase ha sido criticado por su naturaleza tautológica. Es un resultado natural que si los derechos de propiedad están bien definidos (se sabe quién tiene derecho a qué) y no hay ningún impedimento para la negociación (hay pocos involucrados, los costos de negociación (transacción) son bajos, y la información es simétrica (ambos pueden observar daños y beneficios marginales), el resultado sea la cantidad eficiente de contaminación.

Pero ésta no es una situación plausible en el mundo real, donde muchas veces el número de involucrados es grande y la negociación no se lleva a cabo por los altos costos de transacción. Esto se puede observar sencillamente en el ejemplo que se viene viendo. Basta suponer que la contaminación de la firma 1 no sólo afecta al productor rural sino que también afecta a otros individuos, tal que $D'(e_1) \neq 0$. En este caso, si los damnificados son tantos que sus costos de transacción son altos, éstos no llegarán a hacer una oferta o a recibir compensación. La negociación será entre las dos firmas. La función que maximiza el propietario de los derechos, ya sea 1 o 2, ya no será igual al beneficio neto social. Como lo muestra la gráfica anterior, el nuevo óptimo estará en x_1^{**} y e_1^{**} , los cuales son menores a los que serán el resultado de la negociación Coaseana. Hay contaminación en exceso (Fisher, 1981).

Negociación Coaseana y Pobreza

Una firma y un consumidor (en lugar de dos firmas).

La firma tiene el derecho a contaminar La oferta del consumidor para que e sea menor a e_1^o se verá acotada por I . Supongamos que $B(e)$ son beneficios para la firma y $d(e)$ son los daños para el consumidor. Definimos

$$e^o = \arg_e \max B(e)$$

El consumidor hará una oferta por disminuir las emisiones desde e^o a un nivel $e < e^o \Leftrightarrow d(e) + T \leq d(e^o)$ y $T \leq I$

La firma exigirá el T tal que

$$\begin{aligned} & \max_{(T,e) \geq 0} B(e) + T \\ & \text{sujeto a } d(e) + T \leq d(e^0) \\ & \quad T \leq I \end{aligned}$$

El Lagrangeano de este problema es:

$$L = B(e) + T + \lambda [d(e^0) - d(e) - T] + \mu [I - T]$$

CPO

$$1) \frac{\partial L}{\partial e} = B'(e) - \lambda d'(e) \leq 0; \text{ con igualdad si } e > 0$$

$$2) \frac{\partial L}{\partial T} = 1 - \lambda - \mu \leq 0; \text{ con igualdad si } T > 0$$

$$3) \frac{\partial L}{\partial \lambda} = d(e^0) - T - d(e) \geq 0; \lambda \geq 0; \lambda(d(e^0) - T - d(e)) = 0$$

$$4) \frac{\partial L}{\partial \mu} = I - T \geq 0; \mu \geq 0; \mu(I - T) = 0$$

Supongamos que una solución $0 < T^+ < I$ existe. Por 4), $\mu = 0$. Por 2),

$\lambda = 1$ y por 3)

$$d(e^0) = T + d(e^+)$$

La firma le pide al consumidor un monto de dinero tal que el consumidor es indiferente entre sufrir los daños originales y pagar una compensación para que los daños bajen. La firma le saca todo el excedente. En este punto, por 1)

$$B'(e^+) = d'(e^+)$$

por lo que

$$e^+ = e^*$$

48 CHAPTER 3 POLÍTICA AMBIENTAL CON INFORMACIÓN PERFECTA

El producto de la negociación es el nivel eficiente de emisiones.

Supongamos que $T^+ = I$ y $0 < \mu < 1$. Por 2)

$$\lambda = (1 - \mu)$$

Por 1)

$$B'(e^+) = (1 - \mu)d'(e^+) < d'(e^+)$$

De donde

$$e^+ > e^*$$

Esto se da si los daños son crecientes en el nivel de emisiones, y los beneficios marginales :

$$B'(e^+) \times de^+ = (1 - \mu) \times d'(e^+) \times de^+ - d\mu \times d'(e^+)$$

$$[B'(e^+) - (1 - \mu)d'(e^+)] \times d(e^+) = -d\mu * d'(e^+)$$

(+)

$$\frac{d(e^+)}{d\mu} = - \frac{\overbrace{d'(e^+)}}{\underbrace{[B'(e^+) - (1 - \mu) \cdot d'(e^+)]}} > 0$$

(-) (+)

El consumidor no puede pagar más que I y el resultado de la negociación es ineficiente. *El teorema de Coase no es una alternativa práctica para la*

política ambiental basada en la tradición Pigouviana.

3.3 Ejercicios

3.3.1 Impuestos

1. ¿Cuál es el monto del impuesto que implementa el nivel óptimo de emisiones en el Ejemplo 2.5.2? Demuestre.
2. ¿Cuál es el monto del impuesto que implementa el nivel óptimo de emisiones en el Ejercicio 2.10.1? Demuestre.
3. ¿Cuál es el monto del impuesto que implementa el nivel óptimo de extracciones en el Ejercicio 2.10.2? Demuestre.
4. ¿Cuál es el monto del impuesto *por litro de leche producido* que lograría que los tamberos produzcan la cantidad de leche que quiere el planificador social en el ejercicio de Tamberos y una planta de potabilización aguas abajo? ¿Qué información necesita para calcular el monto del impuesto correspondiente *por kilo de fertilizante*?

3.3.2 Permisos Transferibles de Emisión

1. Asumiendo que un mercado entre dos empresas puede ser competitivo, demuestre que un mercado competitivo de permisos transferibles implementa el nivel óptimo de emisiones de cada empresa en el en el Ejemplo 2.5.2.
2. Asumiendo que un mercado entre dos empresas puede ser competitivo, demuestre que un mercado competitivo de permisos transferibles implementa el nivel óptimo de emisiones de cada empresa en el en el Ejercicio 2.10.1.

3.3.3 Responsabilidad civil

Un ganadero y un agricultor (Coase, 1960)

Suponga un ganadero y un agricultor. Sus campos son linderos. Suponga que en ausencia de un alambrado, las vacas se comen lo que sea que cultiva el agricultor. Asuma que la relación entre el número de animales en el campo del ganadero y las pérdidas de cultivo es la siguiente:

50 CHAPTER 3 POLÍTICA AMBIENTAL CON INFORMACIÓN PERFECTA

Número de Novillos	Pérdida anual de cultivo (Toneladas)	Pérdida de cultivo por Novillo adicional (Toneladas)
0	0	1
1	1	2
2	3	3
3	6	4
4	10	

Suponga que el costo anual de alambrar la propiedad del agricultor es de \$9 (lo que eliminaría los daños) y que el precio del producto agrícola es de \$1 por tonelada.

El productor agrícola es el dueño de la tierra y vende su producto en un mercado competitivo. Suponga que el beneficio neto que obtiene el agricultor cuando el número de novillos es cero es de \$2.

(a) Si el ganadero es responsable por los daños (le tiene que pagar al agricultor), no hay costos de transacción y el ganadero encuentra costo-beneficioso criar dos novillos aún luego de compensar al agricultor, ¿cuánto producirá el agricultor como resultado de una negociación voluntaria entre ellos? Explique.

(b) Si la cantidad de novillos que maximiza el beneficio del ganadero fuera 4, ¿cuánto sería lo máximo que éste le pagaría al agricultor? Explique.

(c) La tautología del "Teorema" de Coase: Ahora suponga que el ganadero no es responsable por los daños que su ganado ocasiona en el cultivo de su vecino. En este caso, sería el agricultor que tendría que pagarle al ganadero. Suponga también que el ganadero tiene 3 novillos en su campo (3 novillos es la cantidad que maximiza el beneficio del ganadero). ¿Cuál es el argumento de Coase para decir que esta situación es eficiente?

Un médico y un confitero (Coase, 1960)

En su famoso artículo de 1960 ("El problema del costo social"), Ronald Coase comenzaba analizando el caso de un médico cuya capacidad para analizar a sus pacientes se veía mermada por el ruido de la máquina de su vecino, un

confitero que trabajaba en el edificio contiguo. Supongamos que el beneficio que obtiene el confitero si continúa trabajando con su máquina (y haciendo ruido) es de \$40, mientras que el costo que el ruido ocasiona en el médico es de \$60.

1. Si la única alternativa a trabajar en la confitería (y hacer ruido) es no producir nada y ganar cero, ¿qué ocurrirá si es declarado responsable por el daño causado por el ruido? (Ser declarado responsable del daño significa ser obligado a indemnizar al médico por los daños que ocasiona el ruido). ¿Cerrará o indemnizará al médico?
2. Si la legislación no obligara al confitero a indemnizar al médico por los daños que ocasiona el ruido, ¿qué ocurriría según Coase? ¿Seguiría operando el confitero, ganando 40 y perjudicando al médico por 60?
3. Explique por qué los dos puntos anteriores ilustran el punto de Coase que en ausencia de costos de negociación el sistema jurídico es irrelevante desde el punto de vista de la eficiencia?
4. Explique por qué los dos puntos anteriores ilustran el punto de Coase que el sistema jurídico no es irrelevante desde el punto de vista de la distribución.
5. Ahora suponga que el confitero puede instalar un dispositivo que elimina el ruido por \$20.
 - (a) ¿Qué pasará si el confitero es declarado responsable del daño causado por el ruido? ¿Cuánto gana cada uno de los sujetos?
 - (b) Si la legislación le concediera al confitero el derecho a seguir produciendo (y haciendo ruido, perjudicando al médico), ¿que sucederá? ¿Cuánto gana cada uno de los sujetos en este caso?
6. Ahora suponga que el médico puede evitar los daños que causa el ruido trasladando la consulta a otra parte de su oficina. La habitación ruidosa en la que ahora examina a los pacientes podría utilizarla como almacén. Esta reorganización le cuesta al médico \$18.
 - (a) ¿Qué pasará si el confitero es declarado responsable del daño causado por el ruido? ¿Cuánto gana cada uno de los sujetos?

- (b) Si la legislación no obligara al confitero a indemnizar al médico por los daños que ocasiona el ruido, ¿que sucederá? ¿Cuánto gana cada uno de los sujetos en este caso?

Shavell, 2004

Sea x_1 el nivel de utilidad del generador de una externalidad negativa e y_1 el nivel de utilidad de la víctima de la externalidad cuando la externalidad se genera. Sean x_2 y y_2 los respectivos niveles de utilidad en la situación en la que las partes llegan a un acuerdo para reducir la externalidad. ¿Qué condición deben cumplir estos niveles de utilidad para que reducir el nivel de la externalidad sea eficiente? ¿Cómo sabemos que en este caso se puede dar una compensación entre las partes? Es decir, ¿cuánto es lo máximo que están dispuestos a recibir/aceptar cada parte? ¿Hay lugar para una negociación?

Bibliography

- [1] Coase, R., (1960), "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.

- [2] Ellerman, E. D. (2007). "Are Cap-and-Trade Programs more Environmentally Effective than Conventional Regulation", in "Moving to Markets in Environmental Regulation", Freeman, J. and C. D. Kolstad, eds. Oxford University Press.

- [3] Huber, R. M., Ruitenbeek, J. y R. Seroa da Motta (1998), "Instrumentos de Mercado para la Política Ambiental En América Latina y el Caribe. Lecciones de Once Países", *Documento para Discusión del Banco Mundial Número 381S*.

- [4] Mas-Colell, A., M.D. Winston y J. R. Green (1995), "Microeconomic Theory", Oxford University Press.

- [5] Spulber, Daniel F. (1985), "Effluent Regulation and Long-Run Optimality", *Journal of Environmental Economics and Management*, **12** (2), June, 103-16.

- [6] Stranlund, John (1999), *Fundamental Economics of Environmental Policy Design*, mimeo.

- [7] Xepapadeas, A. (1997), "Advanced Principles in Environmental Policy", *New Horizons in Environmental Economics*, Edward Elgar.

Chapter 4

Valoración Económica de la Calidad Ambiental

4.1 Introducción

En el Capítulo 2 vimos que el argumento de la "mano invisible" de Adam Smith puede no funcionar en el caso de la asignación de los recursos naturales. La imposibilidad de definir derechos de propiedad hace que el uso de los mismos sea de libre acceso o presente externalidades y características de bien público. En todos estos casos, la maximización descentralizada de los beneficios o utilidades individuales produce equilibrios que son Pareto-inferiores. Esto básicamente quiere decir que las emisiones de los contaminantes y el nivel de explotación de los recursos naturales son mayores a las que maximizan el beneficio social neto. Esta es la razón por la cual es necesario regular de algún modo el nivel de emisiones o extracciones de un recurso natural. Vimos también en ese Capítulo cuáles son los clásicos instrumentos con los que cuenta un regulador para alcanzar el nivel óptimo de emisiones: límite máximos a las emisiones (estándares), impuestos a las emisiones y permisos transferibles de emisión. En todos esos casos el objetivo del planificador social era alcanzar el nivel óptimo de las emisiones. Esto es una tarea sencilla en un mundo como el del Capítulo 2, en donde el planificador social tiene información perfecta sobre daños y beneficios de las emisiones. Sin embargo, esto es irreal. Por lo general, los costos y beneficios de las emisiones no son observables. Esto complica la aplicabilidad de la maximización de beneficios netos como criterio de política. Sin embargo, existen métodos para la esti-

mación de los beneficios y costos asociados a cambios en la calidad ambiental. En esta parte de las notas presento los métodos más comunes para hacerlo.

4.2 Medición de los cambios en el bienestar individual

Antes de empezar, una aclaración. Los cambios en la calidad ambiental pueden afectar el bienestar de los individuos o empresas a través de los siguientes cuatro canales: cambio en los precios que pagan por algunos bienes, cambio en los precios que reciben por la mano de obra o algún otro factor que posean, cambio en la cantidad o calidad que consumen de un bien público ambiental y cambio en el riesgo que enfrentan los individuos. En estos apuntes veremos sólo las medidas y los métodos para los tres primeros. Empezamos por los cambios en los precios. La subsección siguiente repasa la teoría de la elección racional de los consumidores. El lector que ya haya sido expuesto a la misma puede saltársela.

4.2.1 Preferencias Individuales y Funciones de Demanda

Refiriéndonos solamente a aquellos bienes que se compran y venden en mercados, podemos escribir el problema del consumidor de la siguiente forma:

$$\begin{array}{ll} \text{Maximizar} & u(X) = u(x_1, x_2, \dots, x_n) \\ \text{Sujeto a} & \sum_{i=1}^n p_i * x_i = M \quad i = 1, 2, \dots, n \end{array}$$

donde x_i son las cantidades consumidas de cada uno de los n bienes, p_i son sus precios, y M es el ingreso del individuo.

Como solución a este problema se obtienen las *curvas de demanda ordinarias*

$$x_i = x_i(P, M)$$

donde $P = (p_1, p_2, \dots, p_n)$. Sustituyendo $x_i = x_i(P, M)$ en la función de utilidad, obtenemos la *función de utilidad indirecta*, la que nos da la utilidad *máxima* (es decir, asumiendo elecciones óptimas de consumo) como función del nivel de precios y el ingreso

$$u^* = v(P, M)$$

4.2 MEDICIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL BIENESTAR INDIVIDUAL 57

El dual del problema anterior es el de minimizar el gasto necesario para alcanzar un nivel de utilidad determinado:

$$\text{Minimizar} \quad e = \sum_{i=1}^n p_i * x_i$$

$$\text{Sujeto a} \quad u(X) = u^0$$

donde u^0 es cualquier nivel de utilidad dado. La solución a este problema arroja las *funciones de demanda compensadas* (Hicks). Estas funciones nos dan las cantidades demandadas para cada nivel de precios cuando el individuo es compensado (su ingreso varía) de tal forma de mantener siempre su nivel de utilidad u^0 :

$$x_i = h_i(P, u^0)$$

Sustituyendo estas funciones en la expresión de gasto total obtenemos la *función de gasto*:

$$e = e(P, u^0)$$

Las funciones de demanda compensadas también se pueden obtener de la siguiente manera:

$$h_i(P, u^0) = \partial e(P, u^0) / \partial p_i$$

Si $u^0 = u^*$ (el nivel máximo de utilidad que se alcanza en el óptimo del problema de maximización), las soluciones de ambos problemas coincidirán; el valor que tome $x_i = h_i(P, u^0)$ en la solución al problema de minimización del gasto será el mismo que tome $x_i = x_i(P, M)$ en el problema de maximización de la utilidad sujeto a una restricción presupuestaria.

4.2.2 Mediciones monetarias de los cambios en el bienestar individual como producto de cambios en los precios

Existen básicamente tres medidas para medir los cambios en el bienestar ocasionados por cambios en los precios: el Excedente del Consumidor (EC), la Variación Compensatoria (VC), la Variación Equivalente (VE).

El Excedente Marshalliano del Consumidor (EC)

Supongamos la situación hipotética de la Figura N°1. Se supone que el punto de equilibrio inicial del individuo es el punto A. Sea x_2 el nivel de ingresos disponible para la compra del resto de los bienes. El precio del bien x_1 baja de p'_1 a p''_1 . Como consecuencia, el nuevo punto de equilibrio del individuo es el punto B. En el panel inferior de la Figura N°1 se dibujan ambas canastas óptimas A y B como puntos de la (inversa de la) función de demanda ordinaria (marshalliana) $x_1(P, M)$, donde P es el vector relevante de precios y M es el ingreso del individuo.

Una medida de la satisfacción que el consumidor obtiene por consumir una determinada cantidad del bien x_1 es la diferencia entre los que el individuo paga por cada una de las unidades de x_1 que consume, esto es su precio p_1 , y lo máximo que está dispuesto a pagar por cada una de las unidades que consume. Esta cantidad viene dada por la "altura" de la inversa de la curva de demanda. Por ende, esta medida, a la que llamamos excedente del consumidor, viene dada por

$$EC = \int_{p_1}^{\infty} x_1(P, M) dp_1$$

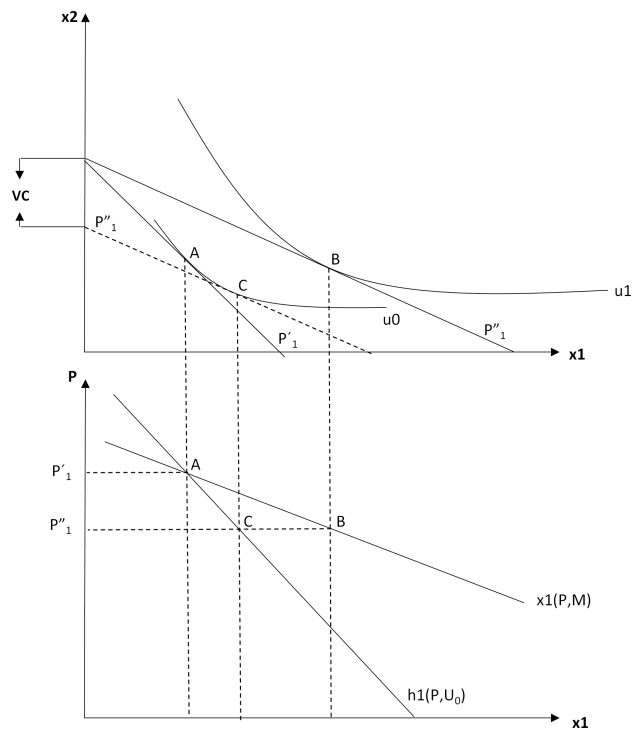
El EC se mide entonces como el área entre la curva de demanda marshalliana y el precio. Por consiguiente, cuando el precio de x_1 baja de p'_1 a p''_1 (como en el ejemplo), el EC va a aumentar. El incremento en el EC (ΔEC) vendrá dado por la siguiente expresión:

$$\Delta EC = \int_{p'_1}^{p''_1} x_1(P, M) dp_1 = p''_1 AB p'_1,$$

el área debajo de la curva de demanda ordinaria entre ambos precios. Esta es una medida del valor que esta caída en los precios tiene para el individuo.

Un problema del EC (o ΔEC) como medida del valor de la caída en el precio de x_1 es que el individuo no es indiferente a lo largo de la curva de demanda ordinaria. Vemos claramente en la Figura que los puntos A y B están sobre distintas curvas de indiferencia (u_0 y u_1). Por consiguiente

4.2 MEDICIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL BIENESTAR INDIVIDUAL 59



no podemos interpretar el incremento en cada punto de esta curva como la disposición a pagar (DAP) máxima del individuo por la caída en el precio del bien x_1 . La DAP máxima será aquella que lo deje indiferente entre comprar el bien x_1 al precio p_1'' y comprarlo p_1' . Indiferente quiere decir literalmente en la misma curva de utilidad. Por lo tanto, la DAP por una disminución en el precio de x_1 será igual a la caída en el ingreso que lo coloque al individuo de nuevo en la curva de indiferencia original. Esto es precisamente lo que mide la Variación Compensatoria.

La Variación Compensatoria (VC)

El proceso se ilustra en la misma figura. Si el individuo es compensado monetariamente (positiva o negativamente, como en este caso) de tal forma que mantenga constante su nivel de utilidad inicial u^0 , su nuevo punto de equilibrio será C. Este procedimiento da origen a $h_1(P, u^0)$, la función de demanda compensada de Hicks. En términos de la función de utilidad indirecta $v(P, M)$, la VC es tal que:

$$v(P', M) = v(P'', M - VC) = u^0$$

Es decir que *la VC es igual a la variación en el ingreso necesaria para que el bienestar de un individuo se mantenga inalterado cuando varía el precio de un bien que consume*. La VC también puede ser definida en términos de la función de gasto:

$$VC = e(P', u^0) - e(P'', u^0) > 0$$

$$VC = M - e(P'', u^0)$$

Existe una tercera manera de expresar la VC. Recordando que

$$h_1(P, u^0) = \partial e(P, u^0) / \partial p_1$$

podemos utilizar esta expresión para escribir VC como

$$VC = \int_{p_1'}^{p_1''} \frac{\partial e(P, u^0)}{\partial p_1} dp_1 = \int_{p_1'}^{p_1''} h_1(P, u^0) dp_1$$

4.2 MEDICIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL BIENESTAR INDIVIDUAL 61

O sea, es igual al área debajo de la curva de demanda compensada entre los dos precios, $p_1''ACp_1'$.

Por último, si utilizamos $M = e(P'', u^1)$, también podemos escribir VC como la cantidad de dinero necesaria para elevar la utilidad con los nuevos precios,

$$VC = e(P'', u^1) - e(P'', u^0)$$

Esta cantidad aparece señalada en la gráfica superior de la figura anterior.

La Variación Equivalente (VE)

La VE, como lo dice su nombre, es definida como la variación de ingreso necesaria para colocar al individuo en el mismo nivel de utilidad que lo coloca la variación en el precio de un bien que consume, si este no variara. En términos de la función de utilidad indirecta, la VE es tal que

$$v(P', M + VE) = v(P'', M) = u^1$$

Es decir que la VE es igual al incremento/descenso de su ingreso necesario para producir un incremento/descenso del nivel de utilidad del individuo equivalente al producido por el cambio de precios en cuestión. Nuevamente, si el cambio en cuestión disminuye el nivel de utilidad del individuo, la VE será negativa; una disminución de su ingreso. La VE se ilustra en la Figura N° 2. Como el nivel de utilidad de referencia es u^1 , el punto (p_1, x_1) correspondiente al nivel de precios p_1' se sitúa ahora en otra curva de demanda hicksiana, la $h_1(p, u_1)$.

Nuevamente, al igual que con la VC, hay diferentes formas de expresar esta medida. Utilizando la función de gasto,

$$VE = e(P', u^1) - e(P'', u^1) > 0$$

O, alternativamente,

$$VE = e(P', u^1) - e(P', u^0) = e(P', u^1) - M$$

En función de la gráfica inferior podemos definir VE por último como

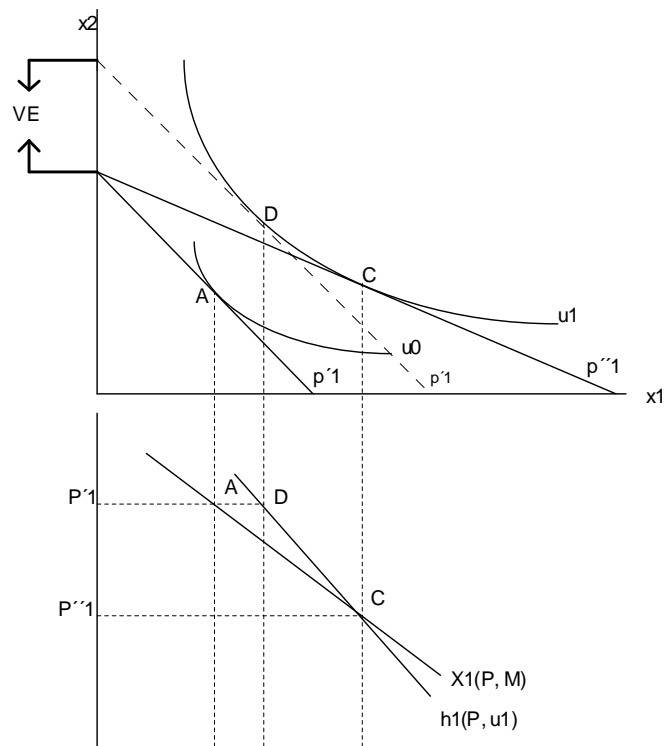


Figure 4.1: Variación Equivalente

4.2 MEDICIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL BIENESTAR INDIVIDUAL 63

$$VE = \int_{p_1'}^{p_1''} \frac{\partial e(P, u^1)}{\partial p_1} dp_1 = \int_{p_1'}^{p_1''} h_1(P, u^1) dp_1$$

Ambas medidas (VC y VE) pueden utilizarse para valorar cambios negativos en el bienestar individual. Es decir, cuando el precio sube.

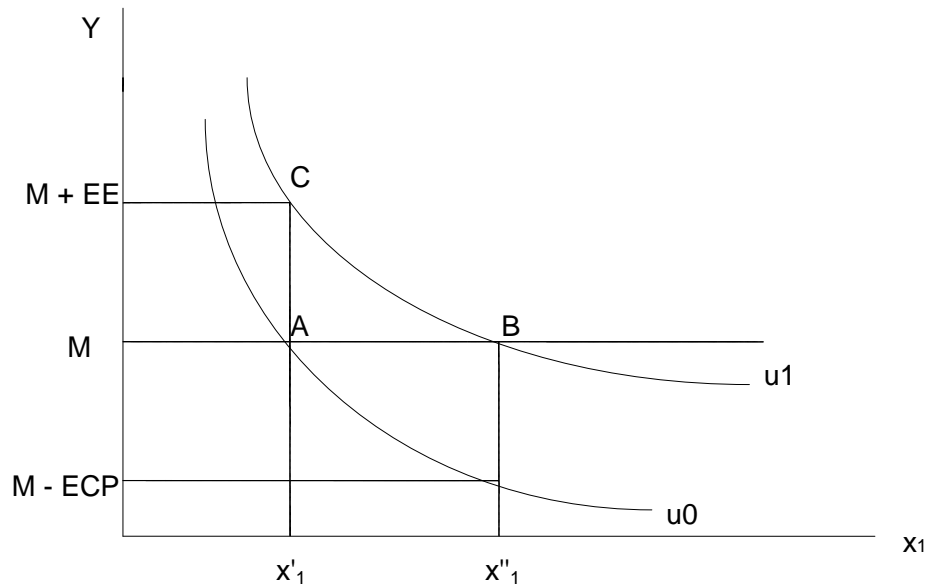
4.2.3 Mediciones monetarias de los cambios en el bienestar individual como producto de cambios en la calidad ambiental

Como se puede apreciar en los gráficos, los individuos cambian los niveles de consumo de todos los bienes cuando pasan de una canasta a la otra. Pero existen situaciones en las cuales esto no será posible. Por ejemplo, aquellos casos que involucren bienes públicos (aire). En estos casos la cantidad consumida de aire será la misma con o sin el cambio. Lo que variará será la calidad del aire. Para estos casos en que las cantidades de consumo entre ambos equilibrios no varían tendremos que utilizar otras dos medidas, que son las siguientes.

El Excedente Compensatorio (ECP) y el Excedente Equivalente (EE)

Suponga que los individuos resuelven el mismo problema que antes pero ahora x_1 es un bien un bien público puro, como ser aire limpio. La cantidad de aire que se respira es razonablemente siempre la misma y su precio es cero. Suponga asimismo que una política determinada mejora la calidad del aire, la que pasa de x_1' a x_1'' . El ECP y el EE se muestran en la Figura N° 3, donde Y es el gasto en el resto de los bienes (el ingreso del individuo).

El individuo se encuentra originalmente en el punto A , respirando aire con una calidad x_1' . La política en cuestión aumenta la calidad ambiental a un nivel x_1'' . El individuo pasa al punto B . En este punto, está mejor. Está en una curva de indiferencia más alta ($u^1 > u^0$). Para alcanzar el nivel de utilidad u^1 con la calidad ambiental x_1' , el individuo debería recibir una cantidad de



dinero adicional a su ingreso de $\$EE$. Este es el excedente equivalente de la política de mejora en la calidad del aire. El excedente compensatorio, alternativamente, es la cantidad de dinero que el individuo debería pagar para volver al nivel de utilidad u^0 una vez que disfruta de la mejor calidad ambiental. Este monto es $\$ECP$.

Analíticamente, en términos de la función de gasto, las dos nuevas medidas se definen como:

$$\begin{aligned} ECP &= e(P, x'_1, u^0) - e(P, x''_1, u^0) \\ &= M - e(P, x''_1, u^0) \end{aligned}$$

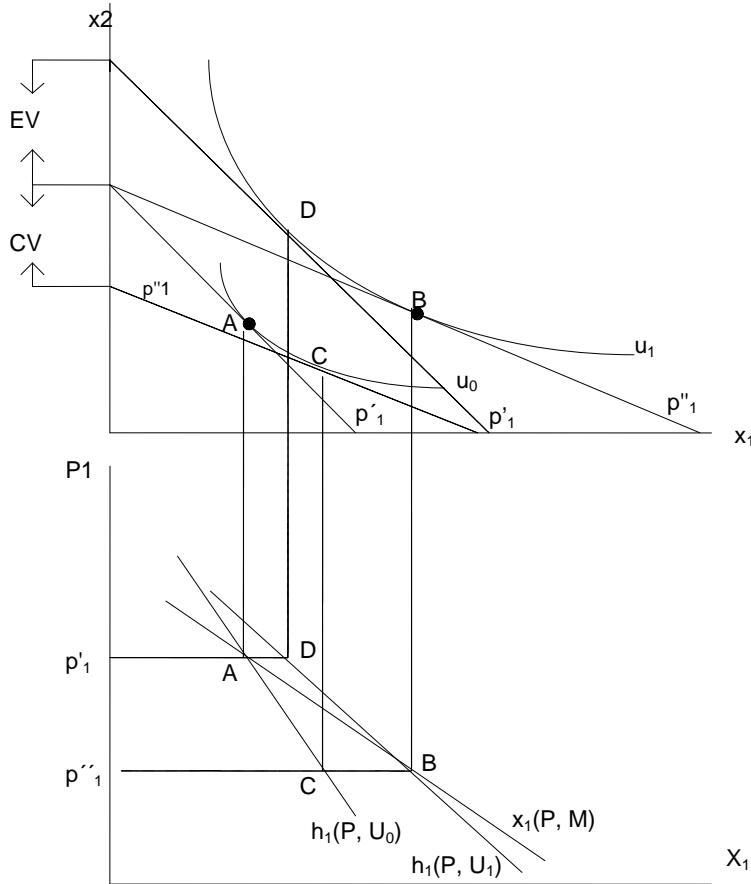
$$\begin{aligned} EE &= e(P, x'_1, u^1) - e(P, x''_1, u^1) \\ &= e(P, x'_1, u^1) - M \end{aligned}$$

4.2.4 Comparaciones entre las diferentes medidas

Cuando no existe efecto - ingreso la curva de demanda ordinaria (Marshalliana) coincide con la curva de demanda compensada (Hicksiana). Como consecuencia, tenemos una curva de demanda y una única área entre los precios. Por lo que $EC = VC = VE$.

4.2 MEDICIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL BIENESTAR INDIVIDUAL 65

Si observamos la Figura N° 3, podremos concluir que cuando la elasticidad-ingreso es positiva, la VE es mayor que la VC cuando el precio cae, y la VC será mayor que la VE cuando el precio sube (chequear las áreas a la izquierda de las h_1 entre los precios en las gráficas y hacer lo mismo cuando se trate de un incremento en p_1).



Existe una simetría entre las medidas VC y VE. La VC correspondiente a un descenso de p'_1 a p''_1 , será igual a la VE correspondiente a un aumento de p''_1 a p'_1 . En el ejercicio ?? se le pide que ilustre esto con la ayuda de una gráfica.

La simetría entre la VC y la VE, cabe destacar, es estrictamente teórica. En la práctica puede no darse. La explicación merece un detenimiento. En primer lugar, debemos decir que en la práctica, las medidas utilizadas en los trabajos de valoración económica de cambios en la calidad ambiental son:

(a) la cantidad máxima de dinero que un individuo está disposición a pagar (DAP) por una mejora, o para evitar un cambio negativo y (b) la cantidad mínima de dinero que un individuo está dispuesto a aceptar como compensación (DAC) por un cambio negativo, o para aceptar la no realización de un cambio que incrementa su bienestar. La relación entre ambas y las diferentes medidas del bienestar desarrolladas en párrafos anteriores se resume en el siguiente cuadro:

	<i>DAP</i>	<i>DAC</i>
Aumento de Precio	<i>VE</i>	<i>VC</i>
Descenso de Precio	<i>VC</i>	<i>VE</i>
Aumento Calidad Ambiental (Bien Público)	<i>ECP</i>	<i>EE</i>
Descenso Calidad Ambiental (Bien Público)	<i>EE</i>	<i>ECP</i>

Fuente: Mitchell y Carson (1989)

A modo de ejemplo, la DAP vendrá dada por la VC cuando el precio en cuestión disminuye y por la VE cuando el precio en cuestión aumenta (cuando el precio aumenta el individuo está peor, por lo que la variación equivalente en el nivel de ingresos que lo deja al individuo en el nivel de bienestar posterior menor es una reducción (pago)). Inversamente, la disponibilidad a aceptar compensación (DAC) vendrá dada por la VC cuando el precio aumenta y por la VE cuando el precio disminuye.

Como se dijo, en la práctica la DAP y la DAC difieren. Se han ensayado varias explicaciones al respecto. Algunas de las cuales son: los comportamientos estratégicos de los entrevistados (ver Método de Valoración Contingente); la restricción presupuestaria impone un límite a la DAP pero no a la DAC; las personas valoran de diferente forma las ganancias que las pérdidas, etc.

El problema de la medición: La aplicación práctica de la medición de los cambios en el bienestar ante cambios en los precios se enfrenta a la dificultad de que las medidas correctas de estos cambios (VC y VE) se desprenden de la función de demanda compensada, la cual no es observable. Por otro lado, el EC se desprende de la función de demanda ordinaria, la que sí es estimable; pero el EC no es una medida correcta del cambio en el bienestar. En la práctica éste es la medida usada usualmente, hechas las salvedades del caso. Más aún luego que Willig ("Consumers's Surplus

4.2 MEDICIÓN DE LOS CAMBIOS EN EL BIENESTAR INDIVIDUAL 67

without apology", A.E.R., 1976) concluyera que las diferencias entre el EC y la VC o VE la mayoría de las veces son pequeñas, y además, más pequeñas que los errores cometidos al estimar funciones de demanda.

¿Cuál de las medidas elegir? Ventajas y Desventajas Relativas

Las observaciones planteadas en los párrafos anteriores, como ser: las diferencias entre VC, VE y EC, ECP y EE, las diferencias entre DAP y DAC, la dificultad en el cálculo, etc., plantean un problema para el analista en la medida que la elección de la medida puede alterar el resultado de la evaluación. El mismo se resolverá muchas veces a través de la asignación de cuál de las dos situaciones (la inicial o final) es la que los individuos tienen derecho a disfrutar. Es decir, de acuerdo a las definiciones de párrafos arriba a esta altura el lector sabe que la VC y el ECP se obtienen tomando como base el nivel de utilidad inicial y la VE y el EE se calculan tomando como base el nivel de bienestar posterior. En tal sentido, la VC y el ECP se pueden interpretar como las medidas del cambio en el bienestar a utilizar cuando los afectados tienen derecho a la situación original (status quo). Por la misma razón la VE y el EE serán las medidas a utilizar cuando se entienda que los afectados tienen derecho a la situación que no están disfrutando hoy. (Y que resultará del cambio o política propuesto).

4.2.5 Medidas para captar el valor de no-uso.

El valor de la calidad ambiental puede ser clasificado en valor de uso (VU) y valor de no uso (VNU), los cuales conformarían el valor económico total (VET) del recurso

$$VET = VU + VNU$$

El VU es el valor que le otorgan los usuarios del recurso en cuestión. Usuarios de un parque natural, por ejemplo, le otorgarán valor, ya que lo utilizan para contemplar la naturaleza, hacer investigaciones científicas, ir de camping, etc. En cuanto al valor de no uso, estaría conformado principalmente por: el valor de opción (VO) y el valor de existencia (VE)

$$VNO = VO + VE$$

El Valor de Opción: es aquel valor que le otorgan aquellas personas que no usan el recurso en la actualidad pero que tienen pensado usarlo en el futuro y por lo tanto le asignan un valor positivo a la existencia de dicho recurso. Una familia puede no haber concurrido nunca al parque pero pensar que con

probabilidad mayor que cero lo visitará en el futuro. Por consiguiente le otorga un valor positivo a la existencia del parque. Es el valor por mantener abierta la opción de visitarlo en el futuro.

Formalmente este VO se define en función de lo que se llama Precio de Opción (PO) y Excedente Esperado del Consumidor (EEC). Para definir ambos conceptos empezamos por suponer que el individuo en cuestión enfrenta la posibilidad de ocurrencia de un fenómeno ambiental negativo (tornado). Llamamos A^* al evento ocurrencia del fenómeno y $A = 0$ al evento no ocurrencia del fenómeno. La probabilidad del ocurrencia del fenómeno es π . Suponemos que no hay oportunidad de tomar medidas para protegerse del fenómeno. Llamamos D al valor monetario de las pérdidas (daño). D es tal que

$$v(M, A^*) = v(M - D, 0)$$

es decir, la cantidad máxima de dinero que el individuo estará dispuesto a pagar para no experimentar A^* . Por supuesto, A^* no ocurre con certeza. Por lo tanto, desde una perspectiva ex-post, el valor de llevar A a 0 es el equivalente monetario del valor esperado de evitar un A^* : $\pi \times D$. Este es el EEC. En términos de nuestro ejemplo del parque, es la multiplicación del cambio en el EC obtenido con la visita al parque por la probabilidad de visitarlo.

Ahora, si tomamos como base de análisis la situación ex-ante, tendremos una utilidad esperada

$$E(u) = \pi \times u(X, A^*) + (1 - \pi) \times u(X, 0)$$

Esta expresión proporciona una manera alternativa de expresar el valor de evitar A^* : la *DAP* ex-ante. La máxima cantidad de dinero que el individuo pagaría para pasar de una situación ex-ante con riesgo de ocurrencia de A^* a una situación en la A^* no ocurre. Esto es lo que se llama *PO*. *PO* es la solución a

$$\pi \times v(M, A^*) + (1 - \pi) \times v(M, 0) = v(M - PO, 0)$$

En término de nuestro ejemplo original, *PO* es la cantida máxima que el individuo estará dispuesto a pagar por asegurarse la posibilidad de disfrutar el bien en el futuro. Generalmente el *EEC* y el *PO* no serán iguales. Ello es porque miden dos formas distintas de cambios en el bienestar. *EEC* mide

el equivalente monetario ex-post en $v(\bullet)$. PO mide el equivalente monetario ex-ante en $E(u)$.

El VO se mide como la diferencia entre el PO y el EEC . Es por esta razón que algunos autores sostienen que el VO no es una fuente original de valor sino la diferencia entre dos medidas alternativas de un mismo valor: el de evitar el riesgo de sufrir una adversidad probable o el de mantener la posibilidad de disfrutar un bien.

El Valor de Cuasi-opción: este valor no hace referencia a ningún tipo de valor que los individuos otorgan al recurso natural en cuestión sino que hace referencia al incremento en el bienestar social derivado de posponer una decisión por parte de los responsables de una política cuando éstos no tienen claro los costos y beneficios de las distintas alternativas a considerar.

El Valor de Existencia: Es el valor que le otorgan al recurso aquellas personas que no lo usan ni tienen pensado usarlo en el futuro. El valor obedece simplemente por saber que el recurso existe. Puede estar motivado por: legado para generaciones futuras; benevolencia o simpatía hacia terceros, conocidos o no, los cuales le otorgan valor al recurso; o la creencia del derecho a la vida de otras especies.

La definición de cuales de los distintos tipos de valores serán tenidos en cuenta define la extensión del número de personas consideradas afectadas por la decisión entre manos. Un problema que nuevamente se resolverá ex-ante con la definición de derechos de propiedad entre beneficiarios y perjudicados, ya sea directa o indirectamente. Este no es un tema menor. Es fácil imaginar un proyecto cuya conclusión acerca de la deseabilidad de llevarlo a cabo cambie si se tienen en cuenta o no los valores de no-uso. ¿Cuántas personas en todo el mundo se sintieron afectadas por el episodio de Exxon Valdez en 1989? La definición de este límite definió sin dudas el monto de la compensación a pagar por esta firma.

4.3 Los Diferentes Métodos

La valoración de los beneficios que brinda el consumo de los bienes y "servicios" públicos ambientales se realiza a través de dos grandes tipos de métodos: los indirectos y los directos. Los indirectos se basan en las opciones de consumo de bienes privados (que se venden en un mercado) relacionados de algún modo con la calidad ambiental. Por este motivo, los métodos indirectos se llaman también métodos de *preferencias reveladas*: los individuos revelan

sus preferencias por la calidad ambiental (su disposición a pagar por ella) cuando varían sus niveles de consumo de bienes privados cuando varían los niveles de calidad ambiental. Los métodos directos, por su parte, se basan en la pregunta directa a los individuos acerca del valor que tiene para ellos un determinado cambio en la calidad del medio ambiente. Por ende se conocen también como métodos de *preferencias declaradas*. Ambos tipos se describen a continuación.

4.3.1 Métodos Indirectos o de Preferencias Reveladas

Existen tres formas básicas a través de las cuales un bien ambiental, al que llamaremos x , puede relacionarse con el consumo de un bien privado que se vende en un mercado:

1. x puede ser un insumo en la producción del bien privado (ej.: calidad del agua en la producción de un vegetal de consumo directo);
2. x puede ser un insumo en la "producción" de un bien por parte del hogar (calidad del agua es un "insumo" en el bien "una tarde en la playa");
3. x entra directamente en la función de utilidad del individuo (ej.: la calidad del aire que respira).

Calidad Ambiental como insumo en la producción

Suponemos que el bien privado en cuestión es q , tal que:

$$q = q(k, l, \dots, x)$$

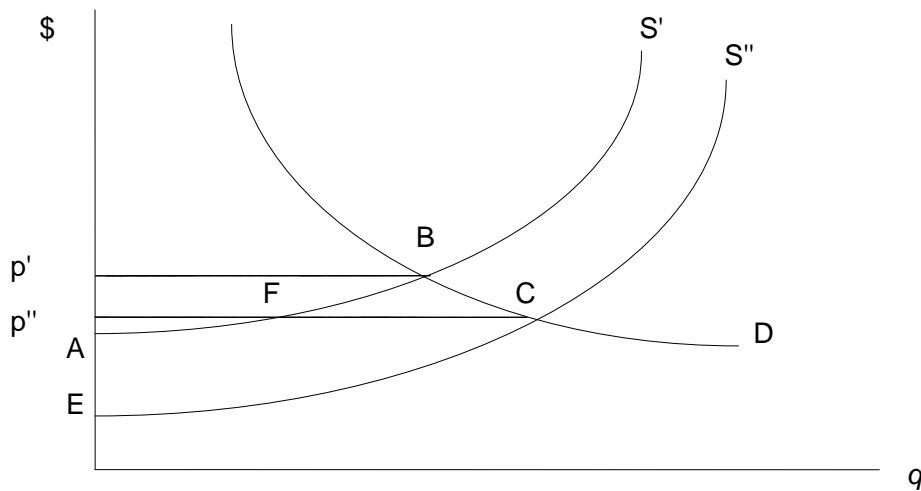
siendo $q(\cdot)$ la función de producción, k es el nivel de capital, l es el nivel de trabajo y x es la calidad ambiental. La función de costos viene dada por

$$C = C(p_l, p_k, q, x)$$

donde p_l es el salario y p_k es el precio del capital.

Una mejora en la calidad ambiental en este caso producirá un desplazamiento hacia la derecha de la función de costos marginales (la función de oferta), tal cual se dibuja en la Figura N°4.

El beneficio neto de este cambio (mejora) en la calidad ambiental vendrá medido entonces por el área $ABCE$, la cual es el excedente total creado. Este se reparte en nuevo EC ($p'BCp''$) y nuevo EP ($AFCE$). El área $p'p''BF$ es EP que pasa a ser EC .



La estimación de esta medida no es fácil. Requiere tener información exacta sobre la forma en que x afecta la producción de q , el impacto en los costos, la función de demanda del bien q , y a su vez, la forma en que reaccionarán los mercados de los otros factores.

Sin embargo, podemos suponer que el o los productores beneficiados son los suficientemente pequeños como para que el precio del bien producido no varíe. Cuando el precio del bien en el mercado no varía no existe variación del EC . Todos los beneficios serán captados por la variación en el EP . Si además x es un sustituto de otros insumos, el incremento en x se traducirá en una disminución en los gastos en otros insumos. Por lo tanto, se puede calcular el ahorro en los costos (**costos evitados**) como la medida del beneficio para el o los productores.

El enfoque de la función de producción de los hogares

Este enfoque lo que mantiene es que los hogares consumen bienes que son el producto de la combinación de otros bienes. Pensemos por ejemplo en una salida en excursión a un parque natural, o reserva. Para lograr el disfrute de pasar un día en este parque, una familia realiza una serie de gastos en otros bienes: comida, bebida, combustible y amortización del automóvil (en el caso en que se viaje por este medio), etc. Todos estos insumos componen el bien compuesto "excursión de un día al parque" que es el bien consumido en última instancia por la familia. Algunos de estos insumos son bienes privados que tienen precios de mercado (combustibles, comidas, etc.), otros son

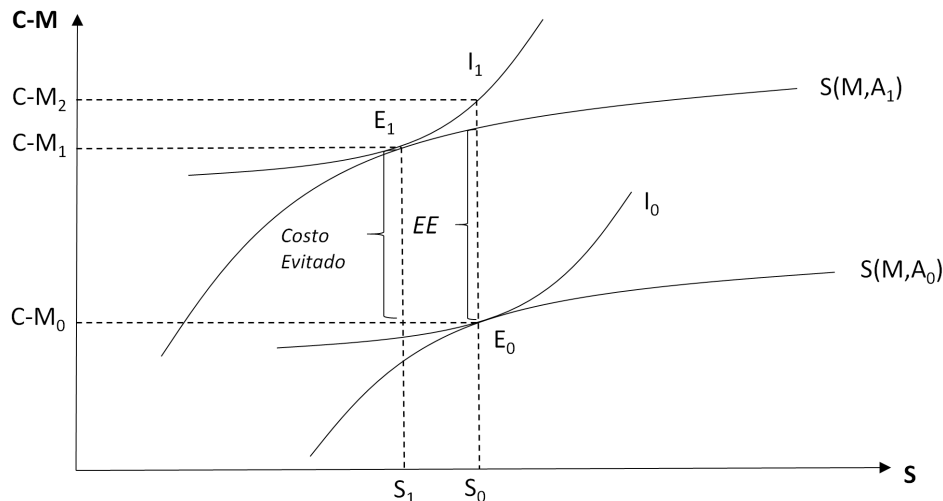
bienes públicos (naturaleza) que carecen de ellos. Como en toda función de producción, habrá insumos que son complementarios (carretera y automóvil) y otros que serán sustitutos (carretera con y sin peajes). El enfoque de los **costos evitados o gastos de prevención** se basa en esta última relación.

Costos evitados y Gastos de prevención El ejemplo típico es la salud. Esta puede ser entendida como el producto del consumo de una combinación de bienes privados y públicos. Uno de estos es la calidad del agua. ¿Cómo se podría medir el beneficio de una política destinada a alterar el nivel de fluor en el agua que llega a los hogares por cañería? ¿O el beneficio de la reducción de la contaminación ambiental en determinado barrio de una ciudad? La idea es que, por ejemplo, como consecuencia de la contaminación ambiental, los hogares concurren con mayor frecuencia al médico, consumen más medicamentos como consecuencia de las afecciones respiratorias que la contaminación les produce. Si suponemos que la calidad del aire y estas medidas defensivas son sustitutos, podremos estimar la *DAP* de los hogares por una mejora en los niveles de calidad del aire como la reducción en los costos en medicamentos y visitas al médico.

Esta estimación presenta dos problemas. El primero se deriva del supuesto de la sustituibilidad perfecta. Si las visitas al médico, los medicamentos, la compra de equipos de aire acondicionado son (como suelen serlo) sustitutos imperfectos de la salud, entonces estaremos subestimando el valor de la disminución en la calidad ambiental. Por otro lado, las medidas defensivas pueden provocar otro tipo de beneficios independientes de la salud. Por ejemplo, los equipos de aire acondicionado seguramente provean al hogar de calefacción en invierno y refrigeración en verano. Estos beneficios no son tenidos en cuenta por el método de los costos evitados. Por este efecto, estaremos sobre-estimando el valor de la disminución en la calidad ambiental.

En segundo lugar, como suele suceder, con el método de los costos evitados no estamos teniendo en cuenta el efecto-renta. Por tanto, estaremos subestimando el valor monetario de una mejora en la calidad ambiental (o sobre-estimando el valor de una disminución en la calidad ambiental). Esto se ve más fácilmente mediante el uso de una gráfica.

S es el nivel de salud, medido en forma inversa a lo acostumbrado: mayores niveles de salud se encuentran más hacia el eje de las ordenadas. $C - M$



es el consumo del resto de los bienes exceptuando los servicios médicos (M). $S(M, A)$ es la función de producción de salud. La salud es función del gasto en servicios médicos y el nivel de la calidad del aire (A). La forma de esta función muestra que mayores gastos en servicios médicos (menores gastos en el resto de los bienes (menor $C - M$)) incrementarán el nivel de salud pero a tasas decrecientes hasta llegar a un determinado nivel en que el efecto marginal de nuevas visitas al médico es cero. Las curvas I son curvas de indiferencia. En un principio el individuo se haya en el punto E_0 . Suponemos que la calidad del aire mejora: pasa de A_0 a A_1 . Como consecuencia, la función de producción de salud se traslada hacia arriba. El nuevo equilibrio del consumidor es E_1 . Medido por el método de los costos evitados, el beneficio para este consumidor vendrá dado por $M_0 - M_1$, es decir, el incremento en el consumo de los demás bienes que es posible por los ahorros en servicios médicos. Sin embargo, el verdadero beneficio vendrá dado por $M_0 - M_2$, el EE . Estas apreciaciones no hacen del método de los costes evitados un método inútil. Simplemente se trata de una sub-estimación (en el caso de una mejora) del cambio en el bienestar de los individuos. Sabiendo esto, y dadas las restricciones de información imperantes en la realidad, el método puede ser de mucha utilidad.

El costo del viaje A diferencia del método anterior, que se basaba en la sustitutibilidad entre un bien privado (medicina) y un bien público (calidad del aire), el método del costo del viaje se basa en la relación de complementariedad entre un bien público y un bien privado. El ejemplo típico, y el que aquí nos ocupa, será el del consumo de una playa o un parque natural. La mayoría de los consumidores de un parque natural para llegar hasta él deben utilizar otros bienes. Algunos de éstos son privados (el automóvil, la gasolina), otros pueden ser públicos (carretera, etc.).

Complementariedad débil Supongamos que la función de demanda de un bien privado x (visitas a un parque) viene dada por:

$$x = x(p_x, P, q, Y)$$

donde p_x es el precio del bien privado, P es el vector de precios del resto de los bienes, q es el bien ambiental (el cual puede ser cualquiera de las características naturales del parque) e Y es el nivel de ingresos de la persona.

Existe complementariedad débil entre x y q si la utilidad marginal que proporciona el bien ambiental (su DAP ante una unidad adicional del mismo) se hace cero cuando la cantidad demandada del bien privado se hace cero. Cuando no se realiza ninguna visita al parque, la DAP por una mejora en la calidad ambiental del mismo será cero.

La propiedad recién definida se puede separar en dos:

1. Existe un precio de exclusión (p^*) por encima del cual el bien privado x no es demandado:

$$x = x(p_x^*, P, q, Y) = 0$$

y

1. Evaluando la función de gasto en p^* , se cumple que

$$\frac{\partial e(p_x^*, P, q, u^0)}{\partial q} = 0$$

Cumplidas estas propiedades el método se puede ilustrar con la ayuda de una gráfica.

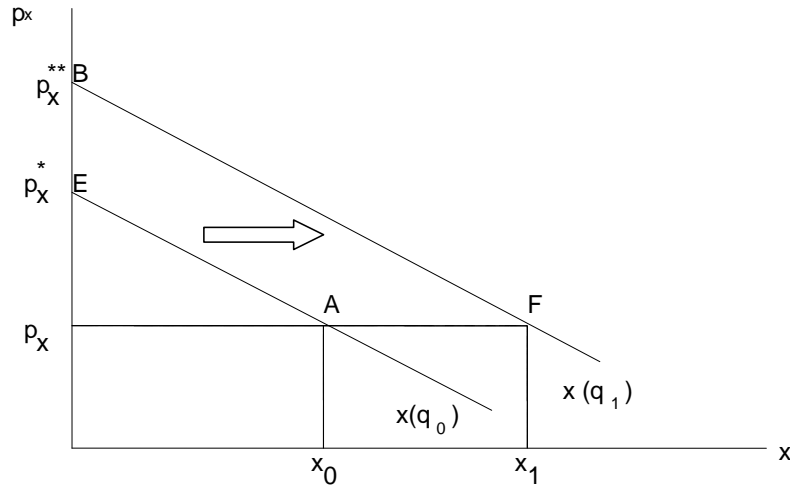


Figura 9

En la situación inicial el individuo se encuentra realizando x_0 visitas al parque. Se produce una mejora en calidad ambiental de alguno de los componentes ambientales de este parque: q pasa de q_0 a q_1 . La curva de demanda de visitas al parque se desplaza hacia la derecha, indicando que si el costo de las visitas no varía el individuo incrementará su número de visitas al parque de x_0 a x_1 . La mejora en el bienestar del individuo en este caso viene dada por el área $AEBF$.

Es de hacer notar que bajo la propiedad de complementariedad débil el valor del recurso natural en cuestión es un valor de uso. Es claro que si la mejora en la calidad ambiental le reporta algún beneficio al individuo cuando este no lo visita, ese beneficio tomará la forma de un valor de no-uso y por lo tanto no será captado por el área del gráfico.

El método costo del viaje El método del costo del viaje es un caso particular de la relación de complementariedad débil, donde el bien privado es, tal cual se viene poniendo de ejemplo, la visita a un parque natural o a una playa. El método nació ante una consulta del Servicio de Parques de EEUU a Harold Hotelling en 1947 sobre la posibilidad de estimar el valor de los beneficios que los parques nacionales otorgaban al público (Hotelling, 1947). En la carta de respuesta, Hotelling sostenía que se había convencido

que esto era posible y proponía un método. Hotelling que por más que no se cobre entradas a estos lugares, o que el precio de las entradas sea muy bajo, sus consumidores incurren en costos para disfrutarlos; en especial se tienen que trasladar hasta ellos. Tomando este costo del viaje como su disposición a pagar y el número de viajes como la cantidad consumida, se podía luego aplicar la teoría económica convencional para calcular el excedente de los consumidores. Esto requería estimar la demanda. Para estimar la función de demanda, Hotelling proponía definir zonas concéntricas al parque, desde donde el costo del viaje al parque sea constante, contar el número de visitantes al parque de cada zona, o hacer una muestra representativa de los visitantes. Asumiendo que el beneficio de visitar el parque es el mismo para todos los visitantes, la diferencia de costos de viaje es un buen indicador de excedente del consumidor de los visitantes que están más cerca del parque. Contando entonces el número de visitantes desde cada zona en un año y calculando el costo de viaje de cada zona, se puede dibujar algo parecido a una curva de demanda por el parque. (Asumiendo que los que viven más cerca lo visitan más seguido y tomando el costo del viaje de los visitantes más alejados como la máxima disposición a pagar (Arrow y Lehmann, 2006)). Una versión más moderna del método propuesto por Hotelling es la siguiente:

Demanda por zonas de origen

Los pasos a cumplir en este caso son:

1. Definir el área de influencia del parque, dividiéndola en círculos concéntricos, cada uno con costos de viaje homogéneos.
2. Cuantificar el número de visitas al parque desde cada zona en el último año. Esto se puede hacer en el parque o en las zonas de origen. Las encuestas deben identificar también características de los visitantes: nivel de ingreso, etc. Estos datos se utilizan para la estimación de la función de demanda. Aquí se pueden seguir dos caminos:
 - 2.a. estimar una función de demanda agregada, en donde la variable dependiente es la propensión media a visitar el parque por parte de la población de esa zona:

$$\frac{V_h}{Pob_h} = f(C_h, S_h, A_k, e_h)$$

donde V_h es el número de visitas desde la zona h , Pob_h es la población total de la zona h ; C_h es el costo de llegar al parque desde la zona h ; S_h es

un conjunto de características socioeconómicas de la población de la zona h (como nivel de renta, propiedad de vehículos, etc.); A_k es un vector de características y servicios ofrecidos en el parque (presencia de servicios higiénicos, calidad del agua de los ríos que atraviesan el parque, o la visibilidad, etc.) en comparación con los servicios ofrecidos en otro parque o reserva k , considerado sustituto del parque en cuestión (es la variable que capta la relación de complementariedad entre el bien privado visitas y el bien público q que se quiere analizar); y e_h es un término de error.

- 2.b. estimar las demandas individuales. Esta opción es más completa pero también más difícil. La idea es obtener un curva de demanda individual del tipo

$$V_i = f(C_i, \mathbf{M}_i, Y_i, e_i)$$

donde V_i es el número de visitas al parque por parte del individuo i , C_i es el costo del viaje; \mathbf{M}_i es un vector de controles tendientes a captar las preferencias individuales (que puede incluir variables dummies que toman valor 1 si la persona es socia de alguna sociedad amiga de la naturaleza, si la persona es capaz de nombrar otro parque que considere sustituto del parque objeto de análisis; si la visita al parque fue el único propósito del viaje; el número de viajeros, la edad de la persona, etc. Por último, Y_i es el nivel de ingresos de la persona i y e_i es un término de error.

3. Finalmente, con la función de demanda estimada (los parámetros estimados) la función puede ser utilizada para hallar los correspondientes beneficios que el parque otorga a sus usuarios. Si el objetivo es estimar el beneficio del parque como un todo, podemos integrar dicha función para estimar el beneficio por familia por visita al parque. Si el objetivo es la estimación de la valoración del cambio en uno de los componentes ambientales del parque, una forma de hacerlo es incluir en la función de demanda a estimar coeficientes de interacción entre los costos del viaje y las características del lugar. El otro método es incluir estas características como parámetros de desplazamiento (ver gráfica anterior).

¿Qué incluir y que no incluir dentro del costo del viaje?

Existen ciertos costos que obviamente deben ser incluidos en el cálculo del costos del viaje: gasto en combustible, amortización del vehículo, estacionamiento, costos de pasajes, entrada al parque. La inclusión de otros

costos como los de alimentación y/o alojamiento en los que puede ser necesarios incurrir en el camino, debe ser bien estudiada, ya que dichas actividades pueden añadir utilidad al viaje por sí misma. En este caso se llaman costos discrecionales y deben ser excluidos. A su vez, en el caso de ser no discrecionales sólo deben contabilizarse los costos diferenciales: es decir el incremento en los costos de alimentación, por ejemplo, ya que es claro que en caso de no hacerse el viaje la necesidad de alimentarse persiste.

El método de los precios hedónicos Este método hace uso del mismo marco de supuestos que usa el método anterior: existencia de complementariedad débil entre un bien privado que se comercializa en el mercado y un bien público ambiental. La única diferencia radica que en este caso el bien privado no se adquiere para disfrutar del bien ambiental, sino que éste es una de las características del bien privado.

Un ejemplo: el precio hedónico de las viviendas Cuando una persona adquiere o alquila una vivienda elige en función de características propias de la vivienda (número de cuartos, etc.) como así también por características del barrio (seguridad, cercanía de parques, etc.). La idea del método es descomponer el valor de la vivienda en valores implícitos de cada uno de sus atributos. Estos precios implícitos serán la *DAP* marginal por cada uno de ellos. Es decir

$$P_v = f_v(E_v, B_v, A_v)$$

donde:

P_v es el *precio* de la vivienda;

$E_v = E_{1n}, \dots, S_{vn}$ es el vector de *características estructurales* de la vivienda: metros cuadrados, número de habitaciones, etc.;

$B_v = B_{1n}, \dots, B_{vm}$ es el vector de *características del barrio*: nivel de seguridad, proximidad de comercios, etc.;

$A_v = A_{1n}, \dots, A_{vq}$ es el vector de *características ambientales* del entorno: calidad del aire, nivel de ruido, proximidad de zonas verdes o playas, vistas, etc.

En estas condiciones es fácil ver que $\frac{\partial P_v}{\partial A_{vq}}$ nos dará la *DAP* por una unidad adicional de la característica ambiental q ; su precio implícito. Esta nos permitirá obtener una estimación del valor de una mejora del nivel de la calidad del aire (por ejemplo) en el entorno.

La especificación de la función de precio hedónico no es un tema trivial. Sin embargo no se discute aquí. Una vez especificada la función, los parámetros de la misma se estiman.

Es importante hacer notar que al utilizar precios de mercado no estamos obteniendo valoraciones individuales de las características. Los precios de las viviendas en el mercado son precios que se suponen de equilibrio. Por lo tanto estaremos obteniendo curvas de demanda implícitas del bien ambiental para el conjunto del mercado y no para un grupo de individuos en particular. Este concepto se puede ver mejor con la ayuda de un gráfico (Azqueta, 1994, pág. 136):

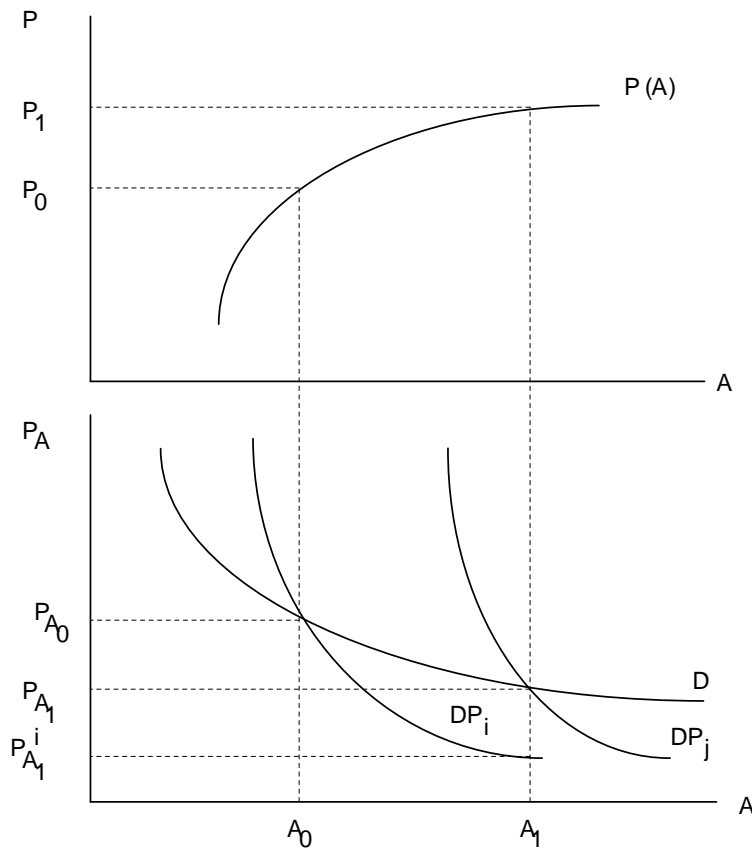


Figura 10

En el gráfico superior tenemos el precio (alquiler) de un vivienda de determinadas características (P) como función de un determinado atributo am-

biental (A : dotación de espacios verdes en la zona). La curva en el gráfico inferior (D) muestra la pendiente ($\frac{\partial P}{\partial A}$) de esta curva de precio hedónico: su precio implícito. Suponemos que la situación inicial está dada por el punto A_0 y mediante una política municipal se amplía el parque del barrio (por ejemplo el Parque Rodo) hasta A_1 . La curva de precios hedónicos nos está indicando que la valoración y su correspondiente curva de demanda implícita de espacios verdes nos indicarían que la medida del cambio en el bienestar vendría dada por el incremento del EC entre los niveles A_0 y A_1 . Y ello es cierto si estamos interesados en medir el efecto en el conjunto de mercado. Pero veamos que pasa en el ajuste.

En la situación inicial, la familia o individuo i (unos pobres estudiantes) se encuentra en equilibrio consumiendo dicha vivienda, uno de cuyos atributos es A_0 y pagando por ella P_0 . Pero si el parque del entorno se amplía, su alquiler sube de valor (a P_1). Como lo indica la curva DP_i , los pobres estudiantes están dispuestos a pagar únicamente $P_{A_1}^i$ por un parque de tamaño A_1 . Sin embargo, como lo indica la curva D , hay otros agentes el mercado (con una curva de demanda implícita DP_j) que están dispuestos a pagar P_{A_1} por un parque de tamaño A_1 . Por lo que es de esperar que el apartamento cambiará de inquilinos. Por lo tanto, lo que estaremos estimando es la disposición marginal a pagar del mercado por esta ampliación del mercado. No la DAP de los propietarios originales, quienes abandonarán la vivienda. Quien realmente se ha beneficiado de la medida es el propietario del apartamento.

Un problema que se le presenta al investigador es qué supuesto hacer con respecto al comportamiento de la oferta. Es claro que el corto plazo ésta es inelástica y por lo tanto las mejoras se trasladan al precio o alquiler de la vivienda. Pero en el largo plazo la oferta de viviendas también cambiará, haciendo variar nuevamente el precio. Esto complica las cosas. El problema se presenta cuando el investigador está trabajando con series de tiempo. Si el investigador utiliza el método comentado y allí se planta estará midiendo el cambio en un período de tiempo tal que permita el ajuste del mercado inmobiliario, pero no en el largo plazo. En el largo plazo, se deberá estimar también la función de oferta.

Otro ejemplo: salarios hedónicos Exactamente la misma idea da origen a otra variante del método de los precios hedónicos que es el los salarios hedónicos. De la misma forma que el precio de una vivienda se puede descomponer en la suma (no lineal, por supuesto, como es de esperar)

del precio implícito de sus distintos atributos, también lo puede ser el precio del trabajo:

$$W_t = f_t(H_t, R_t, S_t, A_t)$$

donde:

W_t es el salario en el empleo del tipo t ;

$H_t = H_{t1}, \dots, H_{th}$ es el vector de características del capital humano del trabajador que ocupa dicho puesto (educación, experiencia, etc.)

$R_t = R_{t1}, \dots, R_{tr}$: es el vector de variables que caracteriza el riesgo del puesto (higiene, probabilidad de accidentes, etc.)

$S_t = S_{t1}, \dots, S_{ts}$: es el vector de variables que indican el grado de sindicalización del sector al que pertenece el puesto (nivel de afiliación, etc.)

$A_t = A_{t1}, \dots, A_{ta}$: es el vector de características ambientales del entorno de trabajo (nivel de ruido, calidad del aire, etc.)

La derivada parcial de W con respecto a cada una de estas características estará indicando la disposición marginal a pagar implícita (a través de la aceptación de ese nivel de salarios) por una unidad adicional de esa característica.

4.3.2 Métodos Directos o de Preferencias Declaradas

El método de la valoración contingente (MVC)

Los métodos descritos anteriormente comparten la característica de ser métodos de valoración indirectos. Aparte de existir casos particulares en que resultará difícil la estimación de las respectivas funciones de precios hedónicas, su principal defecto radica en la omisión de un tipo de beneficios: aquellos derivados de los valores de no - uso, los cuales no son captados por estos métodos ya que el individuo nunca realiza ningún tipo de consumo asociado al bien público ambiental en cuestión.

El *MVC* es un método directo de encuesta a las personas involucradas que permite captar cualquier tipo de beneficio que las personas perciban o vayan a percibir, ya sea de uso como de no - uso. Su nombre obedece al hecho de que se obtiene una respuesta acerca del valor de un recurso natural para una persona a partir del planteamiento de una situación hipotética.

El método se trata básicamente de una encuesta en la que, primero, se le brinda información al entrevistado sobre el recurso natural en cuestión; segundo, se le brinda información sobre el cambio propuesto; tercero, se le

pregunta por su disposición a pagar o a aceptar compensación; y cuarto, se le pregunta sobre características socio económicas del entrevistado que sean relevantes para el problema.

Las entrevistas puede ser personales, telefónicas, por correo o realizarse mediante la realización de un experimento en un laboratorio. Cada uno de estas alternativas tiene sus ventajas y desventajas.

Desventajas Las desventajas asociadas al uso de este método se relacionan con las dificultades prácticas de la implementación de una encuesta: necesidad de contar con recursos humanos, monetarios y de tiempo acorde al trabajo y el cuidado a tener en la solución de los problemas metodológicos (definición de la población objetivo, diseño del cuestionario, etc.). A modo de ejemplo, se puede mencionar el hecho de que la encuesta puede ser llevada a cabo mediante formularios con respuestas abiertas o cerradas. Existe cierta coincidencia en cuanto a que las preguntas con respuestas abiertas pueden producir una mayor varianza en las respuestas acerca de la *DAP* por un mejor calidad ambiental (o de la *DAC* por una disminución) dada la ignorancia que el entrevistado puede tener acerca del bien sobre el que se le pregunta. Esto no sucedería con las preguntas de respuestas cerradas. Estas últimas, no se tratan únicamente de un sí o no a tal cifra elegida por el entrevistador, sino que han ido tomando distintos formatos, donde al entrevistado se le presentan varias cifras. A su vez, estos montos pueden ir subiendo o bajando si el entrevistado contesta afirmativamente acerca de la disposición a aceptar ese monto, al estilo de subasta.

Otra desventaja o debilidad fundamental del método radica en su carácter hipotético. Esto puede generar varios sesgos. En primer lugar, tenemos el tema de la información que maneja el entrevistado y la información que se brinda en la encuesta. El entrevistado puede no tener toda la información necesaria para responder informadamente. Ello no es un problema en sí, ya que no todos los habitantes de un lugar tiene que dominar los impactos ambientales de todas las medidas que se piensan tomar. El problema radica en que si es este el caso, su respuesta dependerá en gran forma de la información que se le brinde en la encuesta. Este es *el sesgo de la información* que se le brinda al entrevistado.

Otro posible sesgo es el del *sesgo del entrevistador*. Éste se deriva del hecho de enfrentar a una persona al responder sobre disposición a pagar o recibir una compensación. Esta situación puede generar que el entrevistado

piense que el entrevistador va a hacer juicios de valor sobre él (pensar que el entrevistado es un tacaño, por ejemplo).

Otro tipo de sesgo es el llamado *sesgo del punto de partida*. Éste tiene que ver con la cifra que el entrevistador elige como punto de partida de la "subasta" en el cuestionario.

Otro sesgo es el llamado *sesgo del medio o vehículo de pago*. El nombre obedece a que la *DAP* o la *DAC* dependen del vehículo de pago (impuesto municipal, precio del agua, etc.). Mitchell y Carson (1989) sostienen que este no es un sesgo en sí sino que es la revelación de una preferencia más. Sea o no un sesgo legítimo, lo cierto es que el resultado obtenido dependerá del vehículo propuesto.

Por último, otra fuente de sesgo lo constituye la posibilidad de que los individuos asuman *comportamientos estratégicos en sus respuestas*. Según Cameron Mitchell y Carson (1989), existen dos tipos de comportamiento estratégico a esperar en el caso del *MVC*. El comportamiento denominado "*overpledging*" (sobre-oferta) surge cuando los individuos no creen que realmente van a ser obligados a pagar la suma solicitada, pero creen que la probabilidad de que el gobierno o agencia lleve a cabo el cambio aumenta si sobrestiman la *DAP* por el mismo. El efecto de este comportamiento se contrapone al efecto de la estrategia del "*free rider*", quien tenderá a revelar una *DAP* menor a la verdadera para disminuir su participación en los costos (comportamiento relevante si se piensa o se sabe que el gobierno o agencia llevará adelante el cambio de todas formas y puede usar esta información para financiarlo).

Todas estas desventajas radican en el hecho de que mientras los métodos indirectos de medición se basan en el comportamiento observado de los individuos, el *MVC* descansa en última instancia en una situación hipotética y por lo tanto en la disposición de los entrevistados a revelar sus preferencias.

4.4 Ejercicios

4.4.1 Equivalencia de las variaciones equivalentes y compensatorias

Ilustre con la ayuda de un gráfico la equivalencia de las variaciones compensatoria y equivalente. (Dibuje un gráfico donde la VC por la caída de un precio sea igual a la VE por el cambio inverso (subida de precios en la misma

cantidad).

4.4.2 Compensaciones

Un individuo que consume solamente dos bienes (x e y), tiene la siguiente función de utilidad

$$U(x, y) = x^{2/3}y^{1/3}$$

El individuo elige las cantidades de que consume de x e y en maximizando su utilidad, sujeto a una restricción presupuestaria. El precio del bien x es \$2 y el del bien y \$8.

1. Si el individuo tiene \$U 1.500 para gastar en estos dos bienes, ¿cuánto consumirá de cada uno de los bienes? ¿Cuál es el nivel de utilidad que alcanza?
2. Si el precio del bien x aumenta a \$8, ¿cuál es la nueva canasta que maximiza la utilidad de este individuo? ¿Cuál es el nivel máximo de utilidad que alcanza?
3. Suponga que queremos medir en términos monetarios la reducción en la utilidad que el incremento en el precio de x le provocó al individuo. ¿Por qué darle la cantidad de dinero necesario para que consuma la canasta del punto (a) a los precios del punto (b) no es una medida correcta? ¿Cuál sería la medida correcta? Conteste estas preguntas haciendo los cálculos correspondientes. Ilustre su respuesta con un gráfico.
4. Ahora suponga que y es “aire limpio” que el individuo respira y que x es “el gasto en el resto de los bienes”. El nivel de ingresos del individuo es el mismo del punto (a). El aire es gratis, por lo que el precio de x es \$1 (el gasto en el resto de los bienes es igual al ingreso). Suponga que en un principio el individuo vive en el campo, por lo que efectivamente respira aire limpio. El individuo respira 1.500 decilitros por día (dl/día; lo que respiran las personas de vuestra edad). ¿Cuál es el nivel máximo de utilidad diario que alcanza (el ingreso del punto (a) es diario también)?
5. Ahora suponga que al lado de su campo se instala una planta procesadora de piedra caliza. Como consecuencia, el aire que respira ya no es siempre limpio. Para simplificar, suponga que el efecto de la planta es

equivalente a respirar 1.200 dl/día de aire limpio. Su ingreso no varía. Si el individuo no toma ninguna medida, ¿cuál es nivel de utilidad?

6. Lo contratan a usted para calcular la cantidad de dinero que la plata debe darle al individuo para compensarlo. ¿Cuál es esa cantidad?

4.4.3 ¿Qué medida?

En un balneario de Uruguay se evalúa incrementar la actividad portuaria (carga/descarga de rolos de madera). Lo contratan a usted para estimar el costo (en términos de bienestar) que el incremento de esta actividad (medida en barcos por semana que entran/salen del puerto) tendrá para los turistas de este balneario. Explique qué medida de bienestar utilizaría y cómo (con qué método) la estimaría.

4.5 Bibliografía

Arrow, K. J., & Lehmann, E. L. (2006). Harold Hotelling. Biographical Memoirs, 87, 221.

Azqueta, D. (1994) Valoración Económica de la Calidad Ambiental, McGraw-Hill Interamericana de España, S. A., Madrid.

A. Myrick Freeman III, 1993, The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods, Resources for the Future, Washington D.C.

Nick Hanley, Jason Shogren y Ben White, 1997, Environmental Economics in Theory and Practice, Oxford University Press.

Hotelling, H. (1947). Letter to the national park service. An Economic Study of the Monetary Evaluation of Recreation in the National Parks (US Department of the Interior, National Park Service and Recreational Planning Division, 1949).

Robert Mitchell y Richard Carson, 1989, Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method, Resources for the Future, Washington D.C.

Chapter 5

Información asimétrica, no-convexidades y eficiencia del nivel de emisiones

En el Capítulo 3 supusimos que el regulador conoce las curvas de daño marginal y beneficio marginal de las emisiones. De esta forma, es fácil para él encontrar el nivel de emisiones agregados eficiente E^* , que hace $B(E^*) \equiv D(E^*)$. Sin embargo, no es cierto que el regulador tenga perfecta información sobre la forma en que la contaminación afecta a los individuos, el valor de esta afectación, y el incremento en los beneficios que obtienen los contaminadores *para cada nivel de emisiones*. Esto puede deberse, entre otras cosas, a la falta de información sobre la mejor tecnología de producción o abatimiento de emisiones, al tipo de insumos necesarios o respecto a los precios de los insumos necesarios. En definitiva, no es cierto que el regulador pueda dibujar *con certeza* en un gráfico la curva de beneficios marginales agregados y la curva de daños marginales agregados para encontrar el nivel eficiente de emisiones. Algo similar ocurre con dos negociadores de Coase. Es difícil que la situación común sea una en que ambos negociadores conocen la función de utilidad del otro, o la función de beneficios y por ende sepan con certeza cuál es el efecto de la actividad en cuestión sobre el bienestar del otro. En el caso del regulador que sigue teniendo como objetivo de política fijar el nivel eficiente de emisiones pero no tiene conocimiento cierto sobre los costos y beneficios de las emisiones, seguramente cometa errores al fijar E , lo que se traduce en una ganancia menor de la regulación (o una pérdida respecto al óptimo). En el caso de los dos negociadores de Coase, se puede decir algo similar, o

incluso se puede dar que una negociación potencialmente eficiente termine no dándose. Estos dos casos son los que analizamos más formalmente en este capítulo en las siguientes dos secciones. En la última sección de capítulo vemos, de manera sencilla, cuáles serían las dificultades que funciones de beneficios o costos tengan formas especiales tal que no haya un único nivel de emisiones en el que el beneficio y el costo marginal de las mismas sean iguales.

5.1 Efectos de la información asimétrica sobre el bienestar cuando el objetivo es el nivel eficiente de emisiones

Como mencionamos en la introducción, en esta sección analizaremos el caso de un regulador que quiere fijar el nivel eficiente de emisiones y quiere fijar el nivel eficiente de emisiones. Más específicamente analizaremos cuál es el efecto de sus posibles equivocaciones en el bienestar social y veremos cómo estas equivocaciones dependen de si elige fijar estándares o impuestos a las emisiones. Para ellos nos basaremos en el famoso artículo "Precios vs Cantidades" de M. Weitzmann (1974). Nosotros vimos en el Cap. 3 que bajo certidumbre, fijar precios (impuesto) y cantidades (estándares) equivalente. Weitzman (1974) mostró que esta equivalencia no se mantiene cuando hay incertidumbre. Siguiendo a Xepapadeas (1997), suponemos que el regulador sufre tanto de incertidumbre respecto a los beneficios de las empresas y respecto de los daños que sufren los individuos víctimas de la contaminación. En este caso, podemos escribir

(a) $B_i(e_i)$ como $B_i(e_i, \theta)$, $\theta \in \mathbb{R}$, con función de distribución $F(\theta)$, conocida o no por el regulador, y

(b) $D(E)$ como $D(E, \eta)$, $\eta \in \mathbb{R}$, con función de distribución $G(\eta)$ conocida o no por el regulador.

El bienestar social se escribe ahora

$$\sum_i B_i(e_i, \theta) - D(E, \eta)$$

Escribiremos

$$e_i^* = e^*(\theta, \eta)$$

5.1 EFECTOS DE LA INFORMACIÓN ASIMÉTRICA SOBRE EL BIENESTAR CUANDO

para referirnos al nivel de emisiones de la fuente i que maximiza el bienestar total esperado, para todo i . Estos niveles de emisiones cumplirán con las condiciones necesarias y suficientes (asumiendo concavidad)

$$B'_i [e^*(\theta, \eta), \theta] = D' [E^*(\theta, \eta), \eta]$$

Asumamos que el regulador utiliza un impuesto a las emisiones t o un estándar \bar{e} para intentar implementar estos niveles de emisiones. Si fija un impuesto t , la firma resuelve:

$$\max_{e_i} B_i(e_i, \theta) - t * e_i$$

Llamaremos $e_i^o = e_i^o(\theta, t)$ al nivel de emisiones que es la solución a este problema. (El nivel óptimo para la firma). Notar que no depende de η .

Supongamos que cuando (θ, η) se realizan el impuesto óptimo es $\tau(\theta, \eta)$. La pérdida de fijar t que produce $e_i^o = e_i^o(\theta, t)$ en lugar de fijar $\tau(\theta, \eta)$ que produce $e_i^* = e^*(\theta, \eta)$ es:

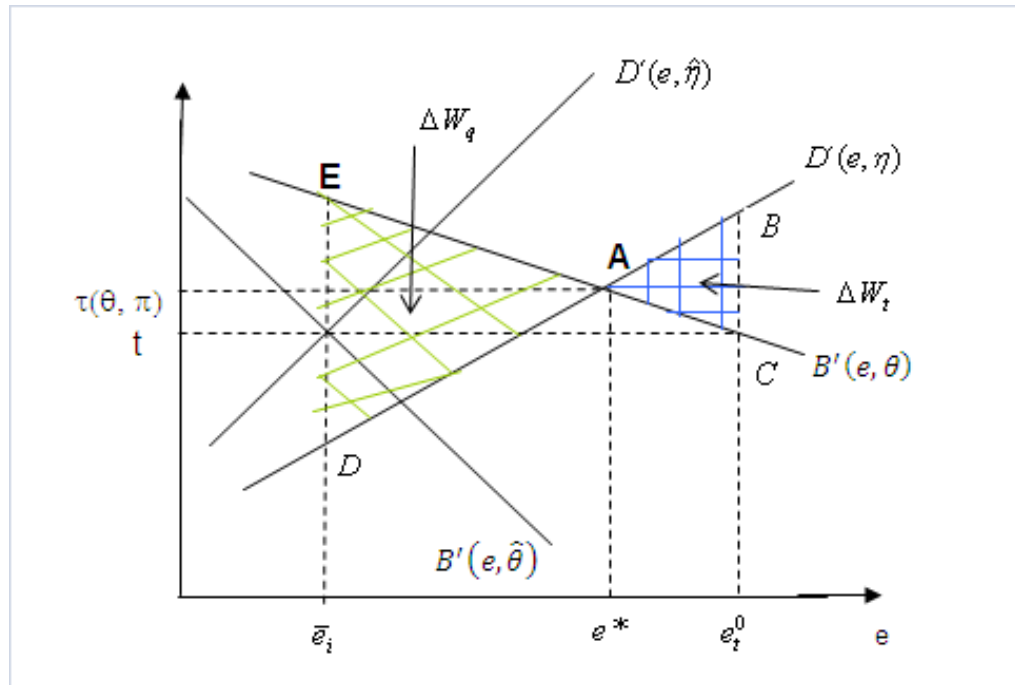
$$\Delta W_t = \left[\sum_I B_i(e_i^o, \theta) - D \left(\sum_i e_i^o, \eta \right) \right] - \left[\sum_i B_i(e_i^*, \theta) - D \left(\sum_i e_i^*, \eta \right) \right]$$

Representemos esta pérdida de bienestar gráficamente para una sola firma contaminante. El regulador calcula t en función de una estimación de $(\theta, \eta) = (\hat{\theta}, \hat{\eta})$ tal que $B'_i(e, \hat{\theta}) = D'(e, \hat{\eta})$.

Sin embargo, las verdaderas curvas marginales son $D'(e, \eta)$ y $B'(e, \theta)$, que hubiera requerido un $\tau(\theta, \eta)$. La pérdida de bienestar ocasionada por este error viene dada por ΔW_t (el área ABC en el gráfico). Supongamos ahora que en lugar de fijar un impuesto, el regulador fija un estándar \bar{e}_i . La firma $\max_{e_i} B_i(e_i, \theta)$ sujeto a $e \leq \bar{e}$. Como solución a este problema emite $e_q^o = e_q^o(\bar{e}, \theta)$. Si $B'(e, \theta) < 0$ para todo θ , entonces $e_q^o = \bar{e}$. La pérdida de bienestar

ante la fijación de \bar{e}_i se puede escribir como

$$\Delta W_q = \left[\sum_I B_i(\bar{e}_i, \theta) - D \left(\sum_i \bar{e}_i, \eta \right) \right] - \left[\sum_i B_i(e_i^*, \theta) - D \left(\sum_i e_i^*, \eta \right) \right] < 0$$



La pérdida de bienestar que surge como consecuencia de fijar un estándar errado en el caso que ilustra el gráfico viene dada por el área $\Delta W_q = EAD$. Como se puede ver, $\Delta W_q = EAD \neq \Delta W_t = ABC$. Las consecuencias en términos de pérdida de bienestar de elegir un impuesto a las emisiones o un estándar no son las mismas cuando se tiene información asimétrica y se cometen errores. ¿Existe alguna condición ante la cual es preferible fijar un impuesto a un estándar, o viceversa? Si. Resulta que:

- Cuando, la incertidumbre es sólo respecto a los daños, (θ conocido, la única incertidumbre es η), ΔW_q y ΔW_t no difieren. (Ver Figura abajo). La razón por la cual ΔW_q y ΔW_t no difieren es que $e_i^o = e_i^o(\theta, t)$ no depende de η . La incertidumbre del regulador respecto a los daños no afecta la decisión de la firma. Esta reacciona con el nivel de emisiones que el regulador sabe y espera. Por ende, la incertidumbre con respecto a η no afecta la decisión del regulador respecto a que instrumento utilizar. La pérdida de bienestar es igual con ambos instrumentos.

5.2 INFORMACIÓN ASIMÉTRICA EN LA NEGOCIACIÓN COASEANA (MAS COLELL)

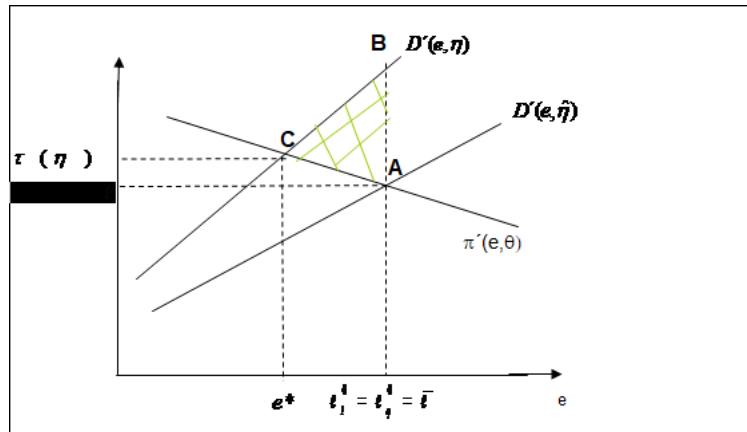


Figure 5.1: Figura 5.2: Precios vs Cantidades con incertidumbre respecto a los daños solamente.

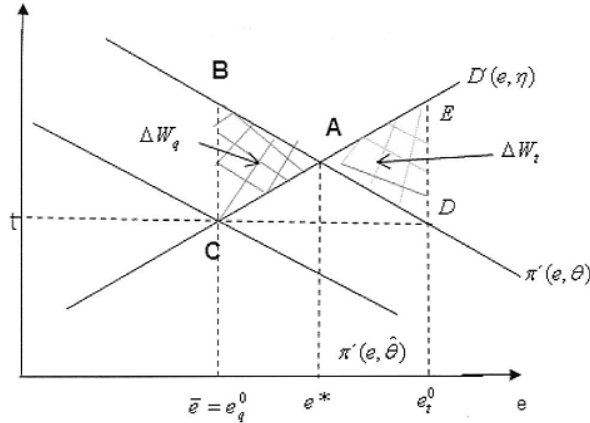
- Cuando la incertidumbre es sólo respecto a los beneficios (más específicamente respecto a la "altura" pero no respecto a la pendiente), resulta que se puede establecer (Weitzman (1974)) lo siguiente:

$$\begin{array}{ccc}
 & > & > \\
 |\text{pendiente } D| & < & |\text{pendiente } B| \Rightarrow \Delta Wt < \Delta Wq \\
 & = & =
 \end{array}$$

La Figura 5.3 ilustra el caso de pérdidas relativas de bienestar cuando la incertidumbre es solamente respecto a los beneficios.

5.2 Información asimétrica en la negociación coaseana (Mas Colell, et al., 1995)

Supongamos que el grado en que un agente es afectado por la externalidad sólo es conocido por él. Suponga que, en el caso de las dos firmas, esto viene determinado por el tipo de firma de que se trate. Sea $\theta \in \mathbb{R}$ la variable



que determina el tipo de la firma 1 y $\eta \in \mathbb{R}$ la que determina el tipo de la firma 2. El valor de θ y η sólo es conocido por cada firma. Sin embargo, la distribución de probabilidades ex-ante de θ y η son conocidas por ambos. θ y η distribuyen independientemente.

5.2.1 La firma contaminadora tiene los derechos de propiedad sobre el recurso

Empecemos por el caso en que es la firma 1 la que tiene los derechos de propiedad sobre el recurso en cuestión. Supongamos que sólo es posible emitir dos niveles: $e_1^o = h_1(x_1^o)$ y $e_1^* = h_1(x_1^*)$. Para una firma contaminante de tipo θ aguas arriba, el beneficio de emitir e_1^o en comparación con el de emitir e_1^* es

$$BN_1(\theta) = [p_1 f_1(x_1^o, \theta) - w_1 x_1^o] - [p_1 f_1(x_1^*, \theta) - w_1 x_1^*]$$

Mientras que para una firma 2 (víctima) de tipo η las ganancias de sufrir e_1^* en comparación con e_1^o son

$$BN_2(\eta) = p_2 f_2(x_2^*, h_1(x_1^*), \eta) - w_2 x_2^* - p_2 f_2(x_2^o, h_1(x_1^o), \eta) - w_2 x_2^o$$

Sean $G(BN_1)$ y $H(BN_2)$ las distribuciones de probabilidades de BN_1 y BN_2 inducidas por las distribuciones de θ y η , respectivamente. Si la firma 1 tiene los derechos de propiedad querrá emitir e_1^o . Sin embargo, si $BN_1 < BN_2$, lo óptimo es que emita e_1^* . La firma 1 sabe que la probabilidad de que 2 quiera

5.3 NO-CONVEXIDADES Y POLÍTICA AMBIENTAL EFICIENTE 93

pagar T para evitar e_1^o es igual a la probabilidad $(BN_2 \geq T) = 1 - H(T)$. Con probabilidad $(1 - H(T))$, $BN_2 \geq T$ y la firma 2 va a estar dispuesta a pagar una compensación. Con probabilidad $H(T)$, $BN_2 < T$, y la firma 2 no va a estar dispuesta a pagar nada. Por ende, la firma 1 maximizará su beneficio esperado en T :

$$\max_T (1 - H(T)) \times (T - BN_1)$$

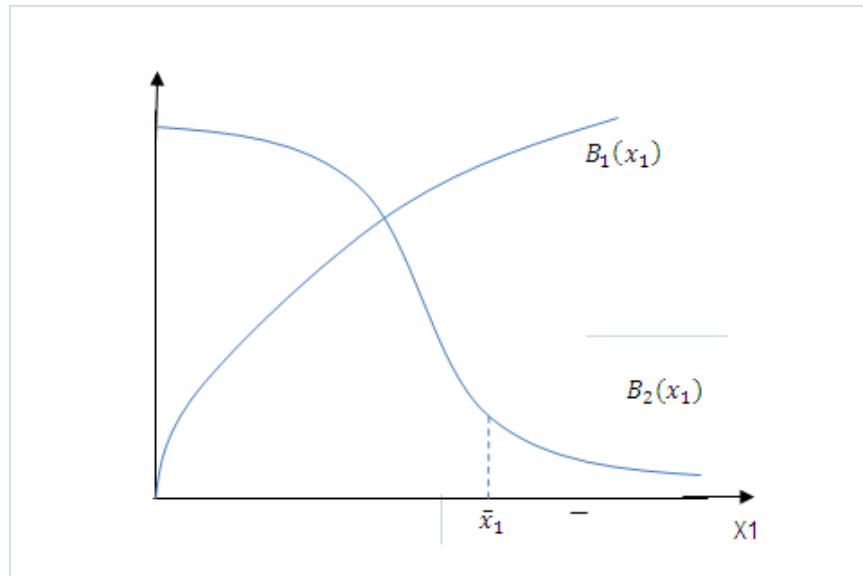
siendo $(T - BN_1)$ el beneficio neto de moverse de e_1^o a e_1^* . Dado que la función objetivo es $= 0$ si $T = BN_1$, la solución T^* cumplirá $T^* > BN_1$. Dado que $BN_2 > BN_1$ (sino no el caso no tiene sentido analizarlo) puede darse que $T^* > BN_2 \geq BN_1$. Entonces la firma 2 no puede pagar lo que la firma 1 le pide. Entonces $e = e_1^o$. Por información asimétrica no hay negociación y el resultado es ineficiente.

Si la firma 2 tiene los derechos de propiedad se puede razonar analógicamente y llegar a que $e_1 = 0 < e_1^*$. Ver también Farrell (1987).

5.3 No-convexidades y Política Ambiental eficiente

El problema de incertidumbre para el diseño de una política ambiental eficiente se ve agravado por la existencia de no convexidades. Hasta ahora hemos supuesto que los conjuntos de producción y preferencias son convexos. Esto implica que todos los problemas de maximización analizados eran problemas cóncavos (con un único máximo). Se cumplían las condiciones de segundo orden. Aún más, las soluciones de los problemas son funciones continuas de los parámetros del problema. Sin embargo, esto puede no ser así. Aún más, las propias externalidades negativas pueden provocar no-convexidades en los conjuntos de producción sociales (Baumol and Bradford (1972), Starret (1972), Baumol y Oates (1988, Ch8)). La implicancia de un conjunto de posibilidades de producción social convexo es fundamentalmente tener soluciones de esquina y/o *máximos locales*, que el regulador puede tomar como máximos totales.

El impacto de las no-convexidades puede ser mitigado si adicionalmente a la externalidad entre las firmas, existen externalidades a terceros y los daños que éstas ocasionan crecen a tasa creciente. Llamamos a esta función $D(x_1)$ y la suponemos convexa.



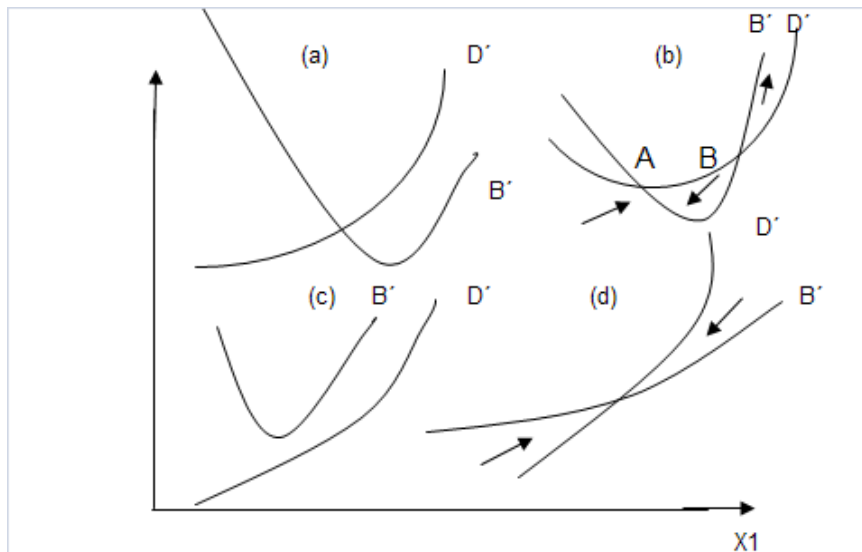
La función de beneficios sociales netos expresados en términos del uso de trabajo por parte de la firma 1 (x_1) se escribe entonces como

$$B_1(x_1) + B_2(x_1) - D(x_1)$$

donde $B_2(x_1)$ es $\max_{x_2} p_2 \cdot f(x_2, x_1) - wx_2$. Suponemos que $B_2'(x_1) \leq 0$, y que la firma 2 tiene la opción de cerrar cuando experimenta un nivel de externalidad igual o mayor a \bar{x} . En este caso, $B_2''(x_1)$ nunca puede ser cóncava para todo $x_1 \in [0, \infty)$. La razón es que si fuera así, en algún momento los beneficios de 2 ser tornarían negativos. Pero si la firma 2 puede cerrar y ganar cero nunca va a ganar menos que cero. Por eso, la función $B_2(x_1)$ tiene, a los sumo, la forma del gráfico de abajo.

Ahora, con $B_2''(x_1) > 0$ puede darse que $B_1'(x_1) + B_2'(x_1) > 0$, para algún $x_1 > \bar{x}$. En este caso, el conjunto de pares posibles (B_1, B_2) puede no ser no-convexo, lo que daría lugar a la posibilidad la existencia de varios máximos locales. Esto pondría una tarea increíblemente demandante sobre los hombros de un regulador interesado en identificar el máximo global. Sin embargo con suficiente convexidad de la función de daños podríamos tener que $B_1'(x_1) + B_2'(x_1) - D'(x_1) < 0$ para $x_1 > \bar{x}_1$, y el problema vuelve a ser cóncavo.

5.3 NO-CONVEXIDADES Y POLÍTICA AMBIENTAL EFICIENTE 95



Todo esto se ilustra en el siguiente gráfico, donde $B(x_1) = B_1(x_1) + B_2(x_1)$. Si $B_2(x_1)$ exhibe suficiente convexidad puede ser que $B''(x_1)$ sea positiva y $B(x_1)$ tenga la forma del gráfico. Con una $D'(x_1)$ creciente ($D'(x_1) > 0$) puede haber muchos o ningún equilibrio.

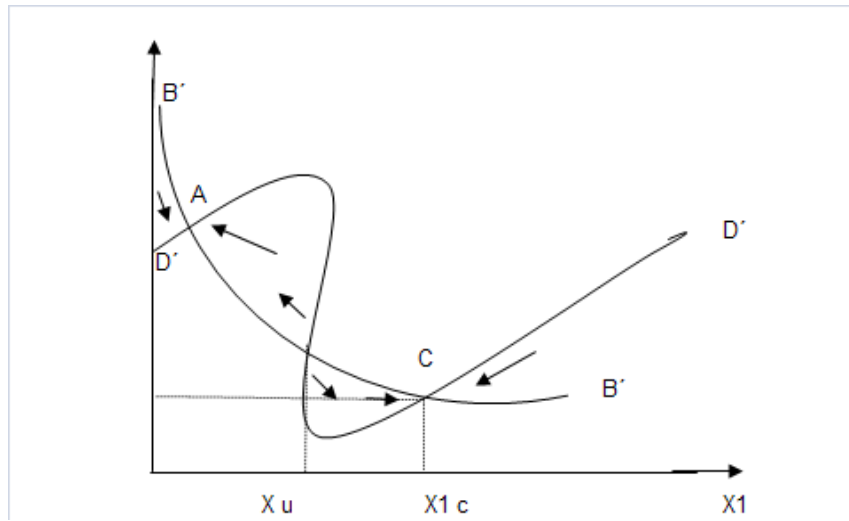
(a) *Equilibrio único y estable* $\Rightarrow e^* = h_1(x_1^*)$ puede lograrse con estándar o impuestos.

(b) A: equilibrio estable, B: equilibrio inestable

(c) *No hay equilibrio*

(d) Hay equilibrio aunque $B'(x_1^*) > 0$, $B' - D' < 0$ y el problema es cóncavo.

En el ejemplo anterior, externalidades negativas causaban la curvatura errónea en B y D era "normal". Pero hay razones para que D' también presente segmentos "erroneos" (decrecientes). Por ejemplo si al aumentar la contaminación las víctimas toman medidas para evitar la contaminación (no se bañan en el río contaminado, se mudan del lugar), el daño puede caer para estos niveles de contaminación. En este caso, la función de daños marginales puede exhibir segmentos decrecientes, como la que figura en el gráfico de abajo.



Hay dos equilibrios estables, A y C . Si $e^u = h_1(x_1^u)$ el regulador fijará un t tal que se llegue a A o a C . Para definir cuál de los dos equilibrios estables es el que maximiza el bienestar deberá comparar beneficios netos en ambos puntos.

Bibliography

- [1] Mas-Colell, A., M.D. Winston y J. R. Green (1995), "Microeconomic Theory", Oxford University Press.
- [2] Xepapadeas, A. (1997), "Advanced Principles in Environmental Policy", New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar.

Chapter 6

Control de Emisiones sin eficiencia: minimizando los Costos de Abatimiento

6.1 Introducción

Frente a los problemas vistos, un regulador ambiental puede optar por abandonar la idea de implementar el nivel eficiente de emisiones como objetivo de política y en su lugar tener el objetivo de implementar un nivel $E < E^u$. La forma en que se llega a E no tiene demasiada importancia para lo que sigue. Puede ser por una combinación de factores, como la información que se tenga de los efectos de E sobre la salud y el ambiente y la voluntad política y consenso que haya para imponer una disminución de las emisiones. Cualquiera sea la forma en que se haya llegado al objetivo de política $E < E^u$, el regulador puede estar interesado en alcanzarlo de la manera menos costosa posible. "La manera menos costosa posible" suele llamarse "costo-efectividad". Los costos de la reducción de emisiones son de dos tipos:

1. los costos de abatimiento de las empresas: los beneficios perdidos por la reducción de emisiones, y
2. los costos de control para el regulador: simplícadamente, los costos de inspeccionar a las fuentes + los costos de sancionar a los que descubre violando la normativa.

Por ahora, para simplificar, y siguiendo la evolución de la literatura, vamos a ignorar los costos de control ya que seguimos suponiendo, como hasta

ahora, que las fuentes de contaminación no pueden violar la normativa. Ambas cuestiones se incorporan en el siguiente capítulo. En este caso, el objetivo de regulador es alcanzar E de la manera menos costosa para las empresas; minimizando la suma de los costos de abatimiento.

Veremos a continuación qué características tiene que tener una asignación de E entre las empresas que minimice los costos de abatimiento y cuáles instrumentos cumplen con estas características (cuáles instrumentos minimian los costos de abatimiento).

6.2 Estándares de Emisión Minimizadores de los Costos de Abatimiento

Suponga que el regulador quiere alcanzar un nivel total de emisiones E de la forma menos costosa posible. Supongamos que el contaminante cuyas emisiones se quieren regular se mezcla uniformemente en el ambiente; i.e.: no importa dónde esté localizada la fuente de emisión, el impacto sobre la calidad ambiental objeto de regulación es el mismo. La cantidad de firmas a regular es n y las emisiones de la firma i se denotan como e_i . Los beneficios que le reporta a las firmas emitir un determinado nivel de este contaminante pueden ser diferentes. Por ende diferenciamos las funciones de beneficios entre las n firmas con un sub-índice i : $B_i(e_i)$. Asumiremos que $B'_i(e_i) > 0$ y $B''_i(e_i) < 0$ para cada una de las n firmas. El problema para el regulador es encontrar una asignación de emisiones entre las firmas reguladas que minimice los costos agregados de abatimiento sujeto a que el nivel total de emisiones no supere E . Esto es,

$$\begin{aligned} \min_{(e_1, e_2, \dots, e_n)} \quad & \sum_i B_i(e_i) \\ \text{sujeto a} \quad & \sum_i e_i = E \end{aligned} \tag{6.1}$$

El Lagrangeano de este problema es

$$L = \sum_i B_i(e_i) + \lambda \left(E - \sum_i e_i \right)$$

Restringiéndonos a soluciones interiores ($e_i > 0$ para todo i) y dado los supuestos sobre $B_i(e_i)$, las siguiente condiciones de primer orden son nece-

sarias y suficientes para identificar a una asignación de emisiones que minimice los costos:

$$(1) \frac{\partial L}{\partial e_i} = B'_i(e_i) - \lambda = 0, \text{ para todo } i = 1, \dots, n.$$

$$(2) \frac{\partial L}{\partial \lambda} = E - \sum_i e_i = 0$$

De estas condiciones de primer orden se desprenden un resultado fundamental de la economía y política ambiental: *para alcanzar un determinado nivel total de emisiones objetivo minimizando los costos agregados de abatimiento las emisiones deben asignarse tal que se igualen los costos marginales de abatimiento de todas las firmas reguladas.*

Demostración: $B'_i(e_i) = \lambda$, para todo $i = 1, \dots, n$, implica que $B'_i(e_i) = B'_j(e_j)$ para todo $i \neq j$. Q.E.D.

Antes de seguir, derivaremos una relación que será útil en lo que sigue. Para una asignación óptima de emisiones tenemos que $B'_i(e_i(E)) = \lambda(E)$ para todo $i = 1, \dots, n$, y $E = \sum_i e_i$. Como $B_i(e_i)$ es estrictamente concava, $B'_i(e_i)$ es monótonicamente decreciente y por lo tanto tiene una función inversa a la que llamaremos f_i que es también monótonicamente decreciente. Aplicando f_i a ambos lados de $B'_i(e_i(E)) = \lambda(E)$ obtenemos

$$f_i [B'_i(e_i(E))] = e_i(E) = f_i [\lambda(E)]$$

Sumando en n obtenemos $\sum_i e_i(E) = \sum_i f_i [\lambda(E)]$. Aplicando la restricción $E = \sum_i e_i$ obtenemos

$$\sum_i f_i [\lambda(E)] = E$$

6.3 Un Impuesto a las Emisiones

Supongamos que el regulador quiere alcanzar el nivel agregado de emisiones E con un impuesto t por unidad de emisiones. El objetivo de una firma cuando se enfrenta a un impuesto unitario a las emisiones es maximizar los beneficios menos los pagos por impuesto: $B_i(e_i) - te_i$. Como esta función objetivo es estrictamente concava en las emisiones, las condición de primer orden $B'_i(e_i) = t$ es necesaria y suficiente para identificar un nivel de emisiones que maximiza los costos de las empresa i , $i = 1, \dots, n$. Como el impuesto

es igual para todas las firmas tendremos que éste logra igualar los costos marginales de todas las firmas. Por lo tanto el impuesto minimiza los costos agregados de abatimiento. Sin embargo, aunque cualquier impuesto minimiza los costos agregados de abatimiento, no cualquier impuesto logra que la suma total de las emisiones de las n firmas sea igual a E . Para asegurarse de que sea así, basándose en el punto anterior, el regulador debe fijar $t = \lambda(E)$, con lo que la condición de primer orden de la empresa i se transforma en $B'_i(e_i) = \lambda(E)$. Como acabamos de ver más arriba, aplicando f_i , la inversa de $B'_i(e_i)$, a ambos lados de la igualdad y sumando para todas las firmas y obtenemos $\sum_i e_i = \sum_i f_i[\lambda(E)] = E$. Por lo tanto, *un impuesto por unidad de emisiones $t = \lambda(E)$, el valor de los costos marginales de abatimiento agregados en E , para todas las firmas logrará alcanzar E minimizando los costos agregados de abatimiento.*

6.4 Permisos de Emisión Transables

Supongamos ahora que el regulador implementa un mercado de permisos de emisión comercializables para alcanzar el mismo objetivo E . Sea l_i^0 la asignación inicial de permisos de la empresa i y sea l_i el número de permisos en poder de la misma empresa luego del intercambio. La posesión de un permiso le permite a la empresa a emitir una unidad de contaminación (por ejemplo, una tonelada de SO_2). Por lo que, *asumiendo cumplimiento perfecto* $l_i = e_i$. El regulador emite una cantidad total de permisos igual a E . Supongamos que las firmas transan permisos en un mercado competitivo (no hay costos de transacción y ninguna empresa tiene poder de mercado en el mercado de permisos) tal que éste llega a un equilibrio. Asumiendo ésto, tenemos

$$\sum_i l_i^0 = \sum_i l_i = \sum_i e_i = E$$

Llamando p^l al precio de equilibrio del mercado de permisos, la función objetivo de una firma i que participa de un mercado de permisos comercializables será minimizar $B_i(e_i) - p^l(l_i - l_i^0)$. Si restringimos nuestra atención a las soluciones interiores ($l_i > 0$), la condición de primer orden de este problema ($B'_i(l_i) = p^l$) será necesaria y suficiente para hallar el nivel de permisos que demandará una firma minimizadora de costos. Asumiendo que $l_i = e_i$ las firmas demandarán permisos hasta que sus costos marginales de abatimiento sean iguales al precio de los permisos. Como supusimos que el

6.5 IMPUESTOS VS. PERMISOS DE EMISIÓN TRANSABLES 103

mercado es competitivo, cada firma i enfrenta el mismo p^l y por lo tanto los costos marginales de todas las firmas serán iguales entre sí e iguales al precio en equilibrio. Por el supuesto de equilibrio de mercado (ecuación anterior) sabemos que $\sum_i l_i = E$, el objetivo agregado de emisiones es alcanzado. *Para cualquier asignación arbitraria de permisos $(l_1^0, l_2^0, \dots, l_n^0)$ que satisfaga $l_i^0 \geq 0$ y $\sum_i l_i^0 = E$, un mercado competitivo de permisos logrará alcanzar E a un costo mínimo.* Aún más, la asignación inicial de permisos no importa en este marco inicial que supusimos. Ésta puede ser usada para otros fines (equidad o viabilidad política, por ejemplo).

¿Cuál será el nivel del precio de los permisos en equilibrio? La condición de primer orden $B'_i(l_i) = p^l$ define la función de demanda de permisos de la empresa i , $l_i(p^l)$. Por lo tanto $B'_i(l_i(p^l)) \equiv p^l$. Aplicando f_i , la inversa de $B'_i(e_i)$ a ambos lados de la igualdad: $f_i [B'_i(l_i(p^l))] = l_i(p^l) = f_i(p^l)$. Y sumando en i obtenemos $\sum_i l_i(p^l) = \sum_i f_i(p^l)$. El supuesto de equilibrio de mercado implica $\sum_i f_i(p^l) = E$. Como B'_i es monótonica, f_i y $\sum_i f_i$ también lo son. Por lo tanto, este resultado ya obtenido más arriba requiere $p^l = \lambda(E)$. Podemos concluir entonces que *para cualquier asignación arbitraria de permisos $(l_1^0, l_2^0, \dots, l_n^0)$ que satisfaga $l_i^0 \geq 0$ y $\sum_i l_i^0 = E$, un mercado competitivo de permisos establecerá un $p^l = \lambda(E)$.*

6.5 Impuestos vs. Permisos de Emisión Transables

El resultado es el mismo que con el impuesto a las emisiones. Pero hay diferencias. Con un impuesto el regulador requerirá información sobre los costos de abatimiento de las firmas para fijar el t correcto. Con los permisos comercializables no. Las firmas también es probable que prefieran los permisos transferibles ya que son activos con valor.

6.6 Emisiones que no se mezclan uniformemente en el ambiente

Hasta el momento hemos asumido que las emisiones se distribuyen uniformemente en el ambiente, Esto es, la concentración del contaminante en cuestión en un cierto sitio es independiente de la distribución de las fuentes en el

espacio. El ejemplo más claro es de las emisiones de gases de efecto invernadero. Una tonelada de CO₂ emitida en China tiene el mismo impacto que una emitida en Uruguay. Cuando las emisiones se mezclan uniformemente, lo que importa para la política ambiental es la cantidad agregada de emisiones generadas, no donde se originan las mismas. En esta sección, vamos a considerar el caso en que sí es importante el lugar desde donde se emiten las emisiones para el control ambiental. Por ejemplo, supongamos que tenemos dos firmas (1 y 2) que emiten un contaminante a un río que fluye hacia una ciudad. El regulador no está directamente interesado en las emisiones de las firmas sino en la concentración de este contaminante en el río a la altura de la ciudad. Llamaremos α a esta concentración, tal que

$$\alpha = h_1 e_1 + h_2 e_2$$

Los h_i 's se llaman *coeficientes de transferencia (o de impacto)*. Por lo general estarán inversamente relacionados con la distancia desde el punto de emisión de la firma y la ciudad. Vamos a suponer que estos coeficientes de impacto son constantes. En la realidad dependen, por ejemplo, de las condiciones climáticas, por ejemplo. También pueden depender del nivel de emisiones propio y agregado.

6.6.1 Estándares de emisión minimizadores de costos de abatimiento

Supongamos que el regulador quiere elegir un par de estándares de emisión (s_1, s_2) tal que

$$\begin{aligned} \max B_1(s_1) + B_2(s_2) \\ \text{s.a. } \bar{\alpha} \geq h_1 s_1 + h_2 s_2 \end{aligned}$$

siendo $\bar{\alpha}$ la concentración máxima permitida en la ciudad. El lagrangeano de este problema es

$$L = B_1(s_1) + B_2(s_2) + \lambda [\bar{\alpha} - h_1 s_1 + h_2 s_2]$$

y las condiciones de primer orden para una solución interior son

$$\begin{aligned} B'_i(s_i) - \lambda h_i &= 0, i = 1, 2 \\ \bar{\alpha} &= h_1 s_1 + h_2 s_2 \end{aligned} \tag{6.3}$$

6.6 EMISIONES QUE NO SE MEZCLAN UNIFORMEMENTE EN EL AMBIENTE 105

La solución es $s_1^* = s_1(\bar{\alpha}, h_1, h_2)$, $s_2^* = s_2(\bar{\alpha}, h_1, h_2)$, $\lambda^* = \lambda(\bar{\alpha}, h_1, h_2)$

Una primera cuestión muy importante a notar en el caso de que las emisiones no se mezclan uniformemente en el ambiente es que la regla para minimizar costos agregados de abatimiento ya no es que los costos marginales de todas las empresas estén igualados entre sí, sino que ahora la regla es,

$$\frac{B_1'(s_1)}{B_2'(s_2)} = \frac{h_1}{h_2}$$

La asignación de emisiones (o el par de estándares de emisión) que minimiza los costos agregados requiere que el cociente entre los costos marginales sea igual al cociente entre los coeficientes de transferencia.¹

6.6.2 Un Impuesto a las Emisiones

De las condiciones de primer orden del problema del regulador planteado más arriba (Ecuación (6.3)), vemos que el impuesto que logre $e_i = s_i(\bar{\alpha}, h_1, h_2)$ para cada i no será único sino que en este caso será un par de impuestos (t_1 y t_2) tal que

$$t_i = -\lambda(\bar{\alpha}, h_1, h_2) * h_i, i = 1, 2$$

Si h_i está inversamente relacionado con la distancia la firma más cerca de la ciudad tiene que enfrentar un impuesto más alto. $\lambda(\bar{\alpha}, h_1, h_2)$ es el costo marginal agregado de abatimiento de incrementar objetivo de calidad ambiental.

6.6.3 Un Sistema de Permisos Transferibles

Suponiendo que la firma cumple con la normativa y que el mercado de permisos es competitivo, cada firma i que participa de un programa de permisos transferibles comprará permisos hasta que $B_i'(l_i) = p^l$, el precio de equilibrio de los permisos. A su vez, de acuerdo a la ecuación (6.3) sabemos que para que se minimicen los costos de abatimiento agregados se tiene que cumplir que $B_i'(l_i^*) - \lambda^* h_i = 0, i = 1, 2$. Estas dos condiciones implican $p_i^l = \lambda^* h_i$, es decir, que las firmas no pueden enfrentar el mismo precio por permiso. El regulador puede lograr esto haciendo que los permisos no se comercien a

¹Puede resultar ilustrativo encontrar las siguientes estáticas comparativas: $\frac{\partial s_1^*}{\partial h_1}, \frac{\partial s_2^*}{\partial h_1}, \frac{\partial \lambda^*}{\partial h_1}$; e interpretar los resultados en función de la distancia.

razón de uno a uno, sino que las firmas comercien permisos a una razón de h_1/h_2 . Por este motivo, un sistema de permisos transferibles en el caso en que las emisiones no se mezclan uniformemente se conoce también como un sistema de compensación de emisiones.

Por ejemplo, si la firma 1 aporta $4/5$ y la firma 2 aporta $1/5$ de cada mg/l de cromo que se acumula en un determinado punto de un río ($h_1 = 4/5$ y $h_2 = 1/5$), entonces el regulador querrá que cuando la firma 1 quiera incrementar sus emisiones, le tenga que comprar 4 permisos de emisión por cada unidad que planea incrementar a la firma 2. De la misma manera, cuando sea la firma 2 la que quiere incrementar sus emisiones en una unidad, el regulador le exigirá que la firma 1 le venda $1/4$ de permiso por unidad de emisión que incremente la firma 2.

6.6.4 Un Sistema de Permisos Ambientales (Montgomery, 1972)

Alternativamente, el regulador puede definir los permisos en términos de la calidad ambiental en el punto de interés. En este caso, el sistema se llama de Permisos Ambientales y fue formalizado por primera vez por Montgomery (1972). En el caso de un sistema de permisos ambientales, un permiso ambiental otorga el derecho a contaminar más que a emitir. Está definido en términos de concentraciones ambientales; $l_i \geq e_i h_i$. La empresa elegirá el nivel de emisiones que maximiza sus beneficios, $e_i^{\max} = l_i^{\max}/h_i$. Los resultados más importantes de este modelo son: un equilibrio del mercado del sistema de permisos ambientales existe y minimiza los costos agregados, independientemente de la asignación inicial.

6.7 Discusión impuestos vs. permisos

(1) Para fijar el impuesto correcto el regulador tiene que saber los beneficios marginales de las empresas. Para implementar un sistema de permisos no.

(2) Con un impuesto a las emisiones se requiere ajustar el impuesto por cada nueva firma contaminante. Con los permisos no.

(3) Con los permisos hay que ajustar la cantidad de contaminación permitida a medida que avanza el progreso tecnológico y cambian las preferencias. Con un impuesto no, si éste está indexado.

(4) Los permisos son un activo para las empresas. Puede ser políticamente más viable. Sobre todo si se entregan sin costo al principio.

(5) Diferentes impuestos de acuerdo a la localización de las empresas pueden no ser legales.

(6) "Doble dividendo" de los impuestos: al poner impuestos a las emisiones el regulador puede disminuir los impuestos sobre otros bienes, con lo cual internaliza externalidades y reduce distorsión de otros impuestos.

6.8 Ejercicios

6.8.1 Ejercicio 1

Para resolver este ejercicio primero definimos los costos de abatimiento de una empresa como la pérdida de beneficios cuando reduce sus emisiones desde el nivel que maximiza sus beneficios, e^u , y un nivel menor, e . es decir, la función de costos de abatimiento de una empresa, $c(e) = B(e^u) - B(e)$, $e < e^u$.

Suponga ahora que el contaminante e es emitido por 8 empresas, 4 de las cuales son empresas de tipo H y 4 son de tipo L . Las empresas de tipo H tienen los siguientes costos de abatimiento

$$c_H(e_H) = 162 - 18e_H + \frac{e_H^2}{2}$$

, donde e_H es el nivel de emisiones (en toneladas) de una empresa de tipo H . Por su parte, las restantes 4 empresas son de tipo L y tienen unos costos de abatimiento

$$c_L(e_L) = 81 - 18e_L + e_L^2$$

donde e_L es el nivel de emisiones (en toneladas) de una empresa de tipo L .

Suponga que la cantidad de emisiones agregadas objetivo del regulador E es 28 toneladas (es decir, el regulador quiere que $\sum_{i=1}^8 e_i = 28$, (o menos, pero las empresas no van a hacer menos, a no ser que $4e_1^u + 4e_2^u < 28$).

1. ¿Cuál es el par de estándares s_H y s_L que minimizan los costos agregados de ambas empresas de alcanza el objetivo E de emisiones?
2. ¿Cuál es el monto del impuesto que debería poner el regulador sobre este contaminante para lograr el mismo resultado?

3. Si el regulador pone a la venta 28 permisos de emisión transferibles, cada uno de los cuáles le da al poseedor el derecho a emitir una tonelada de este contaminante, ¿cuál será el precio de equilibrio de los permisos, suponiendo que todas las empresas cumplen con la normativa (no puede emitir más que la cantidad de permisos que compran)? ¿Cuánto emite una empresa de tipo L y cuánto una empresa de tipo H ?
4. Suponga que el regulador fija un límite de emisiones $s = 3,5$ toneladas para cada una de las 8 empresas (estándares uniformes) ¿Cuál es el costo agregado adicional de este programa en relación al programa basado en permisos transferibles?

6.8.2 Ejercicio 2 - Estándares, Impuestos y Permisos Costo-Efectivos

Un regulador ambiental quiere controlar las emisiones de dos tipos de firmas, 1 y 2. Hay 10 firmas de tipo 1, y 20 firmas de tipo 2. Sea e_i las emisiones de una firma de tipo i . Las funciones de costos de abatimiento de las firmas de tipo 1 y tipo 2 son:

$$B_1(e_1) = 200\sqrt{e_1} - 10e_1 \text{ y } B_2(e_2) = 200\alpha\sqrt{e_2} - 10e_2$$

donde los e_i^0 son las emisiones de las firmas de tipo i en ausencia de regulación.

1. Suponga que $\alpha = 1/2$. Dibuje las curvas marginales de abatimiento de ambos tipos de firma.
2. Derive los estándares de emisiones que minimizan los costos agregados de abatimiento en los que hay que incurrir para alcanzar un nivel de emisiones agregados igual a 100 ($E = 100$). Suponga que el contaminante en cuestión se mezcla uniformemente en el medio ambiente.
3. ¿Cómo cambian estos estándares de emisión si $\alpha = 1/4$? ¿Y si el número de empresas de tipo 2 baja a la mitad? Explique intuitivamente cada uno de estos resultados de estática comparativa.
4. ¿Cuál es el impuesto t que el regulador debe fijar para lograr $E = 100$?

5. ¿Como cambia t si $\alpha = 1/4$? ¿Y si el número de empresas de tipo 2 baja a la mitad? Explique intuitivamente cada uno de estos resultados de estática comparativa.
6. Ahora suponga que E va a ser alcanzado mediante un sistema de permisos transferibles. Sea p el precio de los permisos y l_i el número de permisos en poder de la empresa i . Derive la demanda de permisos de cada tipo de firma.
7. Derive el precio de equilibrio de los permisos y muestre que es exactamente igual al costo marginal (mínimo) agregado de alcanzar E .

6.8.3 Ejercicio 3

Un regulador se dispone a regular las emisiones de un determinado contaminante. Este contaminante es emitido por 8 firmas neutrales al riesgo. Hay dos firmas de cuatro tipos diferentes. Los costos de abatimiento para cada uno de los cuatro tipos de firma son:

$$\begin{aligned} B_1(e_1) &= -6e_1^2 + 177e_1 \\ B_2(e_2) &= -4,5e_2^2 + 147e_2 \\ B_3(e_3) &= -6e_3^2 + 141e_3 \\ B_4(e_4) &= -4,5e_4^2 + 120e_4 \end{aligned}$$

En ausencia de regulación

¿Cuánto emite cada una de las empresas en ausencia de regulación? ¿Y en total?

Estándares costo efectivos

El regulador quiere fijar el límite total de emisiones en $E = 40$. El cumplimiento es perfecto y sin costo (i.e. las empresas no pueden violar la normativa). El primer instrumento que el regulador evalúa implementar es el de estándares (límite máximo a la emisiones). Llamamos s_i al estándar que enfrenta firma de tipo i . El regulador fija: $s_1 = 7$, $s_2 = 6$, $s_3 = 4$ y $s_4 = 3$. Demuestre que estos valores de los estándares (niveles máximos de emisión) para cada tipo de firma minimizan los costos agregados de abatimiento de alcanzar $E = 40$.

Permisos transferibles

Ahora suponga que el regulador pasa a evaluar un mercado de permisos transferibles. Suponemos que este mercado es perfectamente competitivo. La asignación inicial de permisos es de 4 permisos para las firmas de tipo 1 y 2 ($l_1^0 = l_2^0 = 4$) y de 6 permisos para las firmas de tipo 3 y 4 ($l_3^0 = l_4^0 = 6$).

1. ¿Cuál será el valor del precio de equilibrio del mercado de permisos? Justifique su respuesta.
2. Calcule la cantidad de permisos que compra/vende cada empresa en el equilibrio.

Costo de programas

¿Puede ordenar los 2 programas anteriores (estándares y permisos) en términos de sus costos de abatimiento agregados?

6.8.4 Ejercicio 4

Un regulador ambiental quiere controlar las emisiones de dos tipos de firmas, 1 y 2. Hay $n_1 = 4$ firmas de tipo 1 y $n_2 = 4$ firmas de tipo 2. Sea e_i las emisiones de una firma de tipo i . La función de costos de abatimiento de las firmas de tipo 1 es:

$$c_1(e_1) = B_1(e_1^u) - 50 \times e_1 + e_1^2$$

y la de las firmas de tipo 2 es

$$c_2(e_2) = B_2(e_2^u) - 100 \times e_2 + e_2^2$$

donde los e_i^u son las emisiones de las firmas de tipo i en ausencia de regulación.

1. Dibuje $-c'_1(e_1)$ y $-c'_2(e_2)$
2. ¿Cuánto emiten en total las 8 firmas en ausencia de regulación?
3. Calcule los estándares de emisiones que minimizan los costos agregados de abatimiento si el objetivo de emisiones es $\sum_{i=1}^8 e_i = E = 200$. Suponga que el contaminante en cuestión se mezcla uniformemente en el medio ambiente.

4. Calcule cómo cambian estos estándares de emisión si $E = 250$. ¿Y si $n_1 = 5$ ($E = 200$ y $n_2 = 4$)? ¿Y si $n_2 = 5$ ($E = 200$ y $n_1 = 4$)? Explique intuitivamente cada uno de estos resultados.
5. ¿Cuál es el impuesto t que el regulador debe fijar para lograr $E = 200$? Demuestre que este impuesto va a resultar en un nivel de emisiones agregado igual a E y que este objetivo se logra al menor costo agregado (de abatimiento).
6. ¿Como cambia t con los 3 cambios del punto (c)?
7. Ahora suponga que $E = 200$ va a ser alcanzado mediante un sistema de permisos transferibles. Sea p el precio de los permisos y l_i el número de permisos en poder de la empresa de tipo i . Obtenga las funciones de demanda de permisos de cada tipo de firma, $l_i(p)$.
8. Calcule el precio de equilibrio de los permisos y muestre que es exactamente igual al costo marginal (mínimo) agregado de alcanzar $E = 200$.
9. Demuestre que los tres programas anteriores ($E = 200$) tienen el mismo costo de abatimiento agregado y que este es menor al de un programa de estándares uniformes ($s_i = E/8 = 200/8$ para todas las firmas).
10. ¿Cuál es el nivel de emisiones de las empresas de tipo 1 para $E \leq 100$?

Bibliography

[1] Mas-Colell, A., M.D. Winston y J. R. Green (1995), "Microeconomic Theory", Oxford University Press.

[2] Stranlund, John (1999), Fundamental Economics of Environmental Policy Design, mimeo.

[3] Xepapadeas, A. (1997), "Advanced Principles in Environmental Policy", New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar.

Chapter 7

La Economía de la Fiscalización y el Cumplimiento de los Instrumentos de Política Ambiental

Hasta el momento, hemos supuesto que las fuentes sujetas a un control de sus emisiones no tienen la posibilidad de evadir este control; no cumplir con la normativa. Ahora levantamos este supuesto.

Empezamos con el modelo más sencillo posible, el caso de una sola firma que se enfrenta a un estándar. Luego vemos el comportamiento de una firma que enfrenta un impuesto a la emisiones y luego cuando participa en un mercado competitivo de permisos de emisión.

7.1 Fiscalización de Estándares de Emisión

7.1.1 Supuestos

Definimos una violación al estándar como $e - s > 0$.

Llamamos π a la probabilidad que enfrenta una firma de ser inspeccionado por el regulador en el período de tiempo que estamos analizando. Suponemos, por el momento que ésta probabilidad es constante. También suponemos que el chequeo por parte del regulador es perfecto, brindándole la información acerca del cumplimiento o no del estándar.

En caso de que mediante la inspección el regulador detecte una violación supondremos que éste le aplica una multa $f(e-s)$. La multa tiene las siguientes características: $f(0) = 0$; $f'(0) > 0$ y $f''(e-s) \geq 0$.

Suponemos también que s y π se comunican a todas las firmas.

Por último, suponemos que la firma en cuestión es neutral al riesgo. Esto quiere decir que es indiferente entre dos loterías con el mismo premio esperado, o entre recibir una cantidad de dinero con certeza y jugar a una lotería que tiene esa cantidad de dinero como valor esperado de los premios.

7.1.2 El comportamiento de la firma

El problema de la firma

La firma elige e para minimizar beneficios netos (de la multa) esperados. Los beneficios netos esperados con la suma de los beneficios $B(e)$ y la multa esperada. Para calcular la multa esperada, veamos que si la firma decide violar, pueden pasar dos cosas. Que la inspeccionene, lo que sucede con probabilidad π , en cuyo caso el regulador le pondrá una multa $f(e-s)$, o que no la inspeccionen, en cuyo caso la firma no pagará ninguna multa. Por ende, la multa esperada (el valor esperado de la multa) es $\pi \times f(e-s) + (1-\pi) \times 0 = \pi \times f(e-s)$. Por consiguiente, el problema de la firma será:

$$\begin{aligned} \min_e B(e) - \pi \times f(e-s) \\ \text{s.a. } e \geq s > 0 \end{aligned}$$

Construimos la función de Lagrange: $L = B(e) + \pi f(e-s) + \eta(s-e)$. Como hemos incorporado las restricciones como una desigualdad, necesitamos las condiciones de Kuhn - Tucker para identificar las condiciones necesarias que tiene que cumplir un nivel de emisiones para ser el que maximiza los beneficios esperados. Estas son:

$$1) \frac{\partial L}{\partial e} = B'(e) - \pi \times f'(e-s) - \eta = 0$$

$$2) \frac{\partial L}{\partial \eta} = s - e \leq 0; \eta \geq 0; \eta(s-e) = 0$$

La primera condición la escribimos como una igualdad porque estamos asumiendo que e es positivo.

La firma cumple ($e = s$) si y sólo $B'(s) \leq \pi \times f'(0)$

Si asumimos que la firma maximiza beneficios, nunca va a elegir $e < s$. Por ende, la firma cumple significa $e = s$. Si $e = s$, por la condición 2) de arriba, $\eta \geq 0$. Por 1) $B'(s) - \pi f'(0) = \eta \geq 0$. Por lo tanto, una firma va a cumplir si y sólo si:

$$B'(s) \leq \pi \times f'(0)$$

Esto quiere decir que la firma cumple con el estándar si el beneficio (marginal) de violar el estándar, $B'(s)$, es menor (o igual) al costo esperado marginal de violar el estándar, $\pi \times f'(0)$. Si la condición $B'(s) \leq \pi \times f'(0)$ no se cumple, la firma elegirá un nivel de emisiones $e(s, \pi) > s$, donde $e(s, \pi)$ es la solución a $B'(e) = \pi \times f'(e - s)$.

Esto se ilustra en el siguiente gráfico. En la situación inicial, la firma, con costos marginales de abatimiento $B'(e)$ se enfrenta a un estándar s_1 y es inspeccionada con una probabilidad π_0 . Se puede apreciar que $B''(s_1) \leq \pi_0 \times f'(0)$. Por ende, la firma va a cumplir con s_1 . Sin embargo, si a la empresa la siguen monitoreando con la misma probabilidad pero la someten a un estándar más estricto s_0 , la empresa no va a cumplir con s_0 , ya que $B'(s_0) > \pi_0 \times f'(0)$. En este caso la firma emite e_0 . La firma cumple con el estándar s_0 ($e = s_0$) si la monitorean con una probabilidad π_1 , por ejemplo.

La violación $e - s$ que elige la firma es decreciente en π y f'

Se puede demostrar con este sencillo modelo que la violación $e - s$ que elige la firma es decreciente en π y f' . Del problema de la elección óptima del nivel de emisiones de la firma (arriba), sabemos que si a firma viola el estándar ($e - s > 0$), va a emitir hasta que:

$$B'(e) = \pi \times f'(e - s) \tag{7.1}$$

De aquí podemos obtener,

$$\partial e / \partial \pi = \frac{f'}{B'' - \pi f''} < 0 \tag{7.2}$$

El signo de (7.2) obedece a los supuestos sobre $B'' < 0$ y sobre f ($f' > 0$ y $f'' \geq 0$).

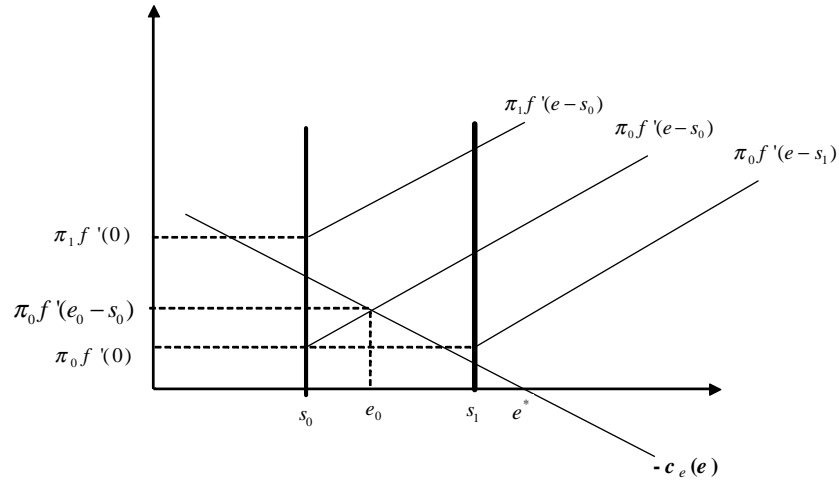


Figure 7.1: La decisión de cumplimiento de una firma enfrentada a un estándar de emisión

Es fácil ver que la violación es también decreciente en el valor de la multa marginal. Supongamos que $f = \phi \times (e - s)$, tal que $f' = \phi$. En este caso la ecuación (7.1) es

$$B'(e) = \pi \times \phi$$

De aquí se obtiene

$$\frac{\partial e}{\partial \phi} = \frac{\pi}{B''} < 0$$

Cambios en s provocan cambios proporcionalmente menores en e

El otro parámetro que puede mover el regulador es el estándar. En la siguiente ecuación de estática comparativa, que se deriva de (7.1), vemos que un aumento en el estándar hace que la firma emita más. Pero el aumento en las emisiones es proporcionalmente menor al aumento en s , por lo que la violación cae. Similarmente, cuando el estándar disminuye (se hace más estricto), las emisiones caen pero menos que proporcionalmente, por lo que la firma aumenta su nivel de incumplimiento.

$$0 < \partial e / \partial s = \frac{\pi f''}{B'' - \pi f''} < 1 \quad (7.3)$$

7.1.3 Implicancias para estrategias de monitoreo

Una política de fiscalización costo - efectiva requerirá concentrar esfuerzos en aquellas firmas que ganen más violando el estándar

Supongamos que tenemos más de una firma, indexadas con el subíndice i . Supongamos también que las firmas pueden enfrentar estándares que pueden ser diferentes entre sí. Llamemos s_i al estándar que enfrenta la firma i con beneficios marginales $B'_i(\cdot)$. La condición de cumplimiento para cada firma i es $B'_i(s_i) \leq \pi \times f'(0)$. Esta condición sugiere fijar la π para cada firma de acuerdo a:

$$\frac{B'_i(s_i)}{f'(0)} \leq \pi_i$$

Como $f'(0)$ es igual para toda i , esta regla implica monitorear más frecuentemente a firmas con $B'_i(s)$ mayor. Esto implica aquellas con mayores beneficios marginales y/o con estándares más estrictos. Podemos concluir entonces que un regulador que quiera obtener total cumplimiento del estándar o maximizar el cumplimiento de la norma sujeto a un presupuesto de fiscalización acotado, tendrá que inspeccionar más frecuentemente a aquellas firmas con beneficios marginales mayores en $e = s$, ya que estas son las que tienen mayor incentivo a violar.

Esta recomendación de política, sin embargo, se enfrenta al hecho de que para que el regulador pueda fijar la probabilidad de inspección de acuerdo a la regla de arriba necesita saber los costos marginales de abatimiento de las distintas empresas. Esta información frecuentemente se encuentra en poder de las empresas y no de los reguladores. Por lo menos no con el mismo grado de detalle.

7.1.4 Implicancias para fijar multas

A partir de Becker (1968), sabemos que si inspeccionar a las firmas es costoso y poner multas no lo es, se puede lograr cumplimiento perfecto (o cualquier nivel) aumentando f y disminuyendo π . El problema con esta recomendación de política es que los jueces están por lo general menos dispuestos a poner multas si son estas son muy elevadas (Andreoni (1991)). También puede suceder que el violador puede no tener capital suficiente para hacer frente a multa muy elevadas. En estos casos, se podría recurrir a sanciones alternativas: encarcelar al dueño, cerrar temporalmente la empresa.

¿Que tan altas fijar las multas? El modelo anterior lo sugiere claramente: las multas deberían fijarse en función de la ganancia por no cumplir, $B'_i(e_i - s_i)$. Esta recomendación de política se enfrenta al mismo problema de información que el de fijar π : se necesita conocer B'_i . El problema de información no es cualitativamente distinto, y puede ser peor, si la multa se fija en función de daños ambientales.

7.2 Fiscalización de permisos transferibles

7.2.1 Supuestos

Supongamos que en lugar de regular las emisiones de las empresas con un estándar sobre las emisiones, el regulador utiliza un sistema de permisos transferibles. Mantenemos el supuesto de neutralidad al riesgo de las firmas y suponemos que el número de firmas está fijo. Suponemos también que el mercado de permisos es competitivo, por lo existirá un sólo precio de permisos o licencias p en el equilibrio del mercado. Por último, escribimos ahora la función de multa como $f(e - l)$.

7.2.2 Problema de la firma:

$$\begin{aligned} \max_{(e,l) > 0} B(e) - p(l - l_o) - \pi f(e - l) \\ \text{s.a } e - l \geq 0 \end{aligned}$$

Escribimos la función de Lagrange: $L = B(e) - p(l - l_o) - \pi f(e - l) + \eta(e - l)$

Las condiciones de Kuhn - Tucker (asumiendo $e > 0$ y $l > 0$) son:

$$\begin{aligned} 1) \frac{\partial L}{\partial e} &= B'(e) - \pi f'(e - l) + \eta = 0 \\ 2) \frac{\partial L}{\partial l} &= -p + \pi f'(e - l) - \eta = 0 \\ 3) \frac{\partial L}{\partial \eta} &= l - e \leq 0; \eta \geq 0; \eta(l - e) = 0 \end{aligned}$$

7.2.3 La elección de emisiones

Independiente si cumple o no, la firma elige e tal que

$$B'(e) = p$$

Demostración: De la condición de KT (2) obtenemos $p = \pi f'(e-l) - \eta$. Sustituyendo $\pi f'(e-l) - \eta$ por p en la condición de KT (1) y despejando, obtenemos $B'(e) = p$.

Despejando e de esta ecuación obtenemos $e = e(p)$, la elección de emisiones de una firma.

Podemos ver que el nivel de emisiones no depende directamente de los parámetros de fiscalización. Esto no quiere decir que las emisiones no dependan del esfuerzo de control del regulador. Lo hacen, pero indirectamente, a través del precio de los permisos. Malik (1990) demuestra que cuanto más fuerte es el esfuerzo de fiscalización del regulador, mayor el precio de equilibrio de los permisos (lo vemos más adelante). Es fácil ver, a partir de la ecuación anterior, que cuánto mayor p , menor e .

Demostración: Escribiendo la ecuación anterior como $B'(e(p)) \equiv p$ y derivando completamente con respecto a p , obtenemos $B'' \times \frac{\partial e}{\partial p} = 1$, de donde

$$\frac{\partial e}{\partial p} = \frac{1}{B''} < 0$$

7.2.4 Condición de cumplimiento

A partir de las condiciones de KT, podemos concluir que una firma que actúa en un mercado de permisos de contaminación cumple ($e = l$) si $p \leq \pi \times f'(0)$.

Demostración: Si $e = l$, por 3) $\eta \geq 0$ y por 2) $p - \pi f'(0) = -\eta \leq 0$, de donde

$$p \leq \pi \times f'(0)$$

De nuevo, la firma decide si violar o no comparando beneficios marginales con costos marginales. En el caso de un sistema de permisos transferibles, el beneficio marginal de violar (no comprar un permiso y emitir una unidad de e) es p , el precio del permiso que no compra. El costo marginal es esperado y viene dado por la multa marginal esperada, $\pi \times f'(0)$.

7.2.5 La elección de la violación

Cuando la condición anterior no se cumple, la firma emite más que la cantidad de permisos que posee ($e - l > 0$). En este caso, por la condición de KT (3) sabemos que $\eta = 0$. En este caso, podemos escribir la condición de KT (1) como

$$B'(e) = \pi f'(e - l)$$

Recordando que la firma elige su nivel de emisiones tal que $B' = p$, podemos escribir lo anterior como

$$p = \pi \times f'(e(p) - l)$$

lo que nos dice que, habiendo elegido el nivel de emisiones que hace que los costos marginales de abatimiento sean iguales al precio de los permisos, la firma demanda permisos hasta que la multa marginal esperada se hace igual al precio de los permisos. Otra vez, la firma demanda permisos (por debajo de la cantidad de emisiones que realiza) hasta el punto en que el beneficio marginal de no comprar un permiso adicional, su p , es igual al costo marginal esperado, que viene dado por la multa marginal esperada correspondiente a ese nivel de violación.

7.2.6 La demanda de permisos de la firma

En base al análisis anterior, podemos concluir que la función de demanda de permisos de la firma será una cosa si el sistema de permisos induce perfecto cumplimiento y otra si no lo hace. Más específicamente, si la firma cumple, la cantidad demandada de permisos será igual a la cantidad emitida del contaminante: $e(p) = l(p)$. Pero si la firma no cumple ($e - l > 0$) la función de demanda de permisos surge de despejar l de la ecuación $p = \pi \times f'(e(p) - l)$, obteniendo $l = l(p, \pi)$.

Vemos que la demanda de permisos depende de la probabilidad de ser monitoreada. Es fácil de ver que cuanto mayor sea la probabilidad que enfrenta una firma de ser inspeccionada, mayor será la demanda de permisos. Partiendo de $p \equiv \pi f'(e(p) - l(p, \pi))$ y diferenciando con respecto a π :

$$0 = f' + \pi f''(-l_\pi)$$

$$l_\pi = \frac{f'}{\pi f''} > 0$$

Algo similar sucede si el regulador afecta el nivel de las multas marginales. Este es el canal indirecto que mencionábamos antes. A mayor fiscalización, mayor demanda de permisos, lo que empuja el precio de equilibrio del mercado hacia arriba. Esto determina un aumento del nivel de emisiones.

7.2.7 Implicancias para estrategias de monitoreo

De la condición de cumplimiento, podemos concluir que un regulador puede lograr cumplimiento perfecto de un sistema de permisos transferibles si inspecciona a todas las empresas con una probabilidad $\pi = \frac{p}{f'(0)}$. Esto implica que, si la función de multas es la misma para todas las empresas reguladas, la probabilidad de monitoreo también debe ser uniforme. En otras palabras, no hay necesidad de inspeccionar a unas empresas más frecuentemente que a otras, ya que todas las empresas, en equilibrio, igualan sus beneficios marginales al precio de equilibrio del mercado de permisos, y, si éste es único, los beneficios marginales de las empresas estarán igualados en equilibrio. Esto implica que ninguna firma tiene más incentivo que otra a violar y por ende el regulador no debe poner más esfuerzo de monitoreo en una que en otra.

Este resultado es bueno porque quiere decir que no hay información específica de cada firma que el regulador pueda usar para incrementar la costo-efectividad del esfuerzo de control. Esto es una diferencia con estándares uniformes. Pero es una diferencia a favor de los permisos transferibles.

Todas las firmas violan igual

Un resultado de esta recomendación de política es que el nivel de violación de todas las firmas será el mismo. Podemos observar de la condición de cumplimiento, que la decisión de cumplir o violar no depende de los costos de las empresas, sino de la relación entre p y $\pi f'(0)$. Por ende, la decisión de violar no depende de las diferencias de costos entre las firmas (θ). Por ende, si todas las empresas enfrentan el mismo precio y el mismo esquema de control (π y f), todas las firmas elegirán el mismo nivel de violación. Para demostrarlo, escribiremos a la función de beneficios como $B(e, \theta)$, donde θ es un parámetro que traslada a $B(e)$ y que distingue a cada firma.

Demostración: Cuando una firma no cumple: $p - \pi f'(e(p, \theta) - l(p, \theta, \pi)) \equiv 0$. Derivando con respecto a θ : $-\pi \times f'' \times (e_\theta(p, \theta) - l_\theta(p, \theta, \pi)) = 0$. Si $\pi > 0 \implies$ y $f'' > 0$, entonces la igualdad anterior implica $e_\theta - l_\theta = 0$.

En otras palabras, si los beneficios marginales de una firma bajaran, sus emisiones bajarían, pero también la firma vendería todos los permisos que le sobran, tal que $e - l$ permanece incambiada.

7.2.8 Implicancias para la fijación de multas

La condición $p \leq \pi f'(0)$ nos dice que el regulador debe atar las multas al precio, la ganancia por incumplimiento (Stranlund y Chavez, 1999). Misma sugerencia de atar multas a las ganancias por violar (Wasserman, 1992, Cohen, 1998).

Cuando atamos las multas al p simplificamos la estrategia de monitoreo.

Si el regulador ajusta π para cumplir $\pi \geq p/f'(0)$, cuando lo hace π va a provocar un ajuste en p . Los efectos netos sobre los incentivos no están claros. Además se tendría que volver a ajustar π . Sin embargo, podemos estabilizar π , si atamos la multa al p . Por ejemplo, si $f'(e - l) = \phi p$, con $\phi \geq 1$, la condición $\pi = \frac{p}{f'(0)} = \frac{p}{\phi p} = \frac{1}{\phi}$. Implica que π no depende del precio, la probabilidad es fija.

7.3 Fiscalización de Impuestos

Para analizar el caso en que la firma se enfrenta a un impuesto t a las emisiones y puede violarlo, vamos a agregar al modelo el auto-reporte de emisiones. En los casos anteriores, el regulador inspeccionaba a las firmas y a través de la inspección comprobaba el nivel de emisiones e y, en el caso de los permisos, la cantidad de los mismos. En el caso del impuesto, vamos a suponer que la firma debe reportar el nivel de emisiones. Llamamos r a este nivel. Es sobre este nivel que el regulador cobra el impuesto. En otras palabras, si la firma no es inspeccionada, o es inspeccionada y el regulador observa que $e = r$, la firma va a pagar $t \times r$ de impuestos. La firma, sin embargo, puede reportar un nivel de emisiones r y elegir un nivel verdadero de emisiones $e \geq r$. Si la firma elige $e > r$, y es inspeccionada el regulador le impone una multa. Como suponemos que el regulador entiende de incentivos, vamos a suponer que esta multa tiene dos componentes: el monto de

impuestos que la firma eludió con el sub-reporte de emisiones, $t \times (e - r)$, y la multa en sí, $f(e - r)$.

7.3.1 El problema de la firma

Bajo estos supuestos y todos los que venimos manteniendo, el problema que resuelve la firma es:

$$\begin{aligned} \max_{(e,r) \geq 0} & B(e) - t \times r - \pi [t \times (e - r) + f(e - r)] \\ \text{sujeto a } & e \geq r \end{aligned}$$

La función lagrangeana es ahora:

$$B(e) - t \times r - \pi [t \times (e - r) + f(e - r)] + \eta(e - r)$$

Las condiciones de Kuhn-Tucker, asumiendo $e > 0$ y $r > 0$ son:

$$\begin{aligned} (1) \quad \frac{\partial L}{\partial e} &= B'(e) - \pi [t + f'] + \eta = 0 \\ (2) \quad \frac{\partial L}{\partial r} &= -t + \pi [t + f'] - \eta = 0 \\ (3) \quad \frac{\partial L}{\partial \eta} &= r - e \leq 0; \quad \eta \geq 0; \quad (e - r) \times \eta = 0 \end{aligned}$$

7.3.2 Resultados

Se puede ver fácilmente que algunos resultados obtenidos para el caso de permisos transferibles se repiten:

1. La firma iguala $B'(e) = t$, independientemente si reporta todas sus emisiones o no (Esto sale de (1) y (2)).
2. La condición de cumplimiento ($e = r$) es:

$$t \leq \pi \times [t + f'(0)]$$

(Esto sale de (3) y (2)).

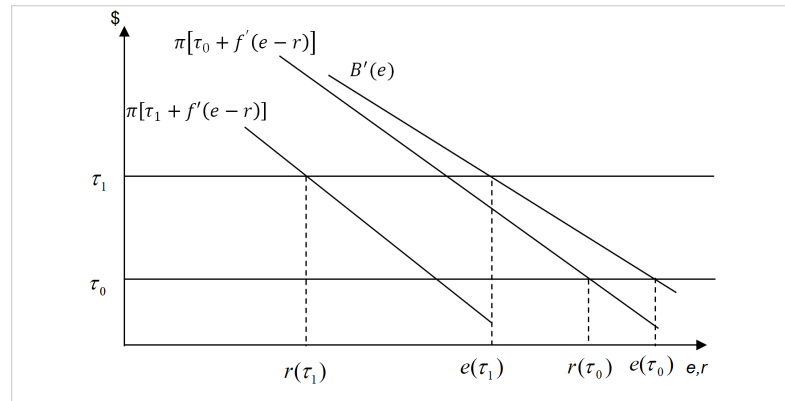


Figure 7.2: Sub-reporte de emisiones de una firma que se enfrenta a un impuesto a las emisiones

Elección de sub-reportar

Cuando la condición anterior no se cumple, la firma sub-reporta emisiones. ¿Cuánto? Si $e > r$, $\eta = 0$. Por la segunda condición de KT, podemos determinar que la firma sub-reporta hasta que

$$t = \pi [t + f'(e(t) - r)]$$

La situación en la que la firma subreporta emisiones se ilustra en la Figura. Enfrentada a un impuesto τ_0 , la firma elige el nivel de emisiones $e(\tau_0)$, donde $B'(e) = \tau_0$. La multa marginal esperada es insuficiente para inducir perfecto cumplimiento (la probabilidad de monitoreo no es lo suficientemente alta como para inducir un reporte verdadero de emisiones). Por ende, la firma reporta $r(\tau_0) < e(\tau_0)$. Si el regulador incrementa el impuesto a τ_1 , de manera similar vemos que las emisiones disminuyen a $e(\tau_1)$ y las emisiones reportadas caen a $r(\tau_1)$. En el dibujo, el sub-reporte aumenta. Pero esto depende de las pendientes de B' y f' .

7.4 Ejercicios

7.4.1 Murphy and Stranlund (2007)

Un regulador se dispone a regular las emisiones de un determinado contaminante. Este contaminante es emitido por 8 firmas neutrales al riesgo. De las 8 firmas, 4 son de tipo 1 y 4 son de tipo 2. Todas las firmas tienen costos de abatimiento de la forma

$$B_i(e_i) = 18 \times e_i - \frac{\theta_i}{2} \times e_i^2$$

donde $i = 1, 2$ hace referencia al tipo de firma y $\theta_1 = 1$ y $\theta_2 = 2$. Llamamos "firmas con costos marginales altos" a las firmas con $\theta_1 = 1$ y "firmas con costos marginales bajos" a las firmas con $\theta_2 = 2$. El regulador quiere fijar el límite total de emisiones en $E = 28$. El regulador evalúa implementar dos tipos de instrumentos, permisos transferibles y estándares uniformes. Pero sabe que además debe fiscalizar el cumplimiento de ambas regulaciones. Por lo que también evalúa dos niveles "enforcement" para fiscalizar cumplimiento.

En el nivel "más estricto" de "enforcement", el regulador inspecciona las firmas con una probabilidad de 0,7 y en caso de no cumplimiento las multa de acuerdo a la siguiente función de multas $f = 20 \times (e - x) + \frac{1,43}{2} \times (e - x)^2$, donde x es el estándar de emisiones s (en el caso de estándares) o el nivel de permisos que la firma posee, l , en el caso de que el regulador implemente un mercado de permisos transferibles como instrumento de control de las emisiones.

En el nivel "menos estricto" de "enforcement", el regulador inspecciona las firmas con una probabilidad de 0,35 y en caso de no cumplimiento las multa de acuerdo a la siguiente función de multas $f = 2 \times (e - x) + \frac{2,9}{2} \times (e - x)^2$.

1. Estándares (casi) uniformes

El primer instrumento que el regulador evalúa implementar es el de estándares uniformes. En éste, las firmas de tipo 1 puede emitir como máximo 3 unidades y las firmas de tipo 2 puede emitir como máximo 4 unidades. Es decir, si llamamos s_i al estándar de la firma de tipo i , entonces $s_1 = 3$ y $s_2 = 4$.

- (a) ¿Cuánto emiten las firmas de tipo 1 y las firmas de tipo 2 cuando el nivel de fiscalización es el "más estricto".

- (b) ¿Cuánto emiten las firmas de tipo 1 y las firmas de tipo 2 cuando el nivel de fiscalización es el "menos estricto"?

2. Permisos transferibles

Ahora suponga que el regulador pasa a evaluar un mercado de permisos transferibles. Suponemos que este mercado es perfectamente competitivo (por más que sean 8 las firmas reguladas). La asignación inicial de permisos es de 3 permisos para las firmas con costos marginales altos ($l_1^0 = 3$) y de 4 permisos para las 4 firmas con costos marginales bajos ($l_2^0 = 4$).

- (a) Halle el precio de equilibrio del mercado de permisos asumiendo cumplimiento perfecto, $e = l$. Llame a este precio p^* .
- (b) ¿Logra perfecto cumplimiento el regulador cuando el nivel de fiscalización es el "más estricto"?
- (c) ¿Logra perfecto cumplimiento el regulador cuando el nivel de fiscalización es el "menos estricto"?
- (d) Halle las funciones de demanda de permisos para ambos tipos de firmas cuando el nivel de fiscalización es el "menos estricto".
- (e) ¿Cuál es el precio de equilibrio del mercado de permisos cuando el nivel de fiscalización es el "menos estricto"?
- (f) ¿Cuál es la cantidad de permisos que demanda cada tipo de firma y cuál es la cantidad que emite.

3. Costo esperado de programas

Asuma que el costo de una inspección es μ pesos (en ambos programas y para ambos tipos de firmas).

- (a) ¿Cuál es el costo *esperado* de ambos programas (estándares y permisos transferibles) cuando el nivel de fiscalización es el "más estricto"? (Para cada programa sume los costos de abatimiento de las 8 firmas y el costo esperado de las inspecciones (en función de μ)).
- (b) ¿Cuál de los dos programas es más barato para la sociedad?
- (c) Repita los puntos anteriores para el caso en que el nivel de fiscalización es el "menos estricto".

7.4.2 Cafferla y Chávez (2011)

En el Ejercicio 3 del Capítulo anterior, asuma que el regulador quiere fijar el límite total de emisiones en $E = 40$. La función de multa es $f = 100 \times (e - x) + \frac{66.667}{2} \times (e - x)^2$, donde x es el estándar de emisiones s o el nivel de permisos l que la firma posee, en el caso de que el regulador implemente un mercado de permisos transferibles.

(1) *Estándares costo-efectivos*

(a) Calcule el valor de la probabilidad con la que el regulador debe inspeccionar a cada tipo de firma si pretende inducir perfecto cumplimiento de los estándares costo-efectivos ($s_1 = 7$, $s_2 = 6$, $s_3 = 4$ y $s_4 = 3$).

(b) Si el regulador desea diseñar el programa tal que las firmas de tipo 1 y 2 violen el estándar en 3 unidades, y las firmas de tipo 3 y 4 lo violen en 2 unidades, pero de tal forma que las emisiones sean iguales a los estándares del punto (a), ¿qué estándares le fijará a cada tipo de firma y con qué probabilidad la inspeccionará?

(2) *Permisos transferibles*

(c) Calcule el valor de la probabilidad con la que el regulador debe inspeccionar a cada tipo de firma si pretende inducir perfecto cumplimiento.

(d) Calcule el valor de la probabilidad con la que el regulador debe inspeccionar a cada tipo de firma, si el regulador desea diseñar el programa tal que las firmas de tipo 1 y 2 violen la cantidad de permisos que poseen 3 unidades, y las firmas de tipo 3 y 4 lo violen en 2 unidades, pero de tal forma que las emisiones sean iguales a las del punto (c).

(3) *Costo esperado de programas*

Asuma que el costo de una inspección es μ pesos y el costo de imponer un peso de multa es β (en ambos programas y para todo tipo de firmas).

(e) ¿Puede ordenar los 4 programas anteriores (estándares y permisos, con y sin cumplimiento perfecto) en términos de sus costos totales para la sociedad?

Chapter 8

Instrumentos Económicos para el Control de la Contaminación en América Latina: experiencia y lecciones

8.1 Introducción

La experiencia de América Latina con instrumentos económicos (IE) para el control de las emisiones puntuales se resume a los siguientes programas:

- El Programa de Compensación de Emisiones de Partículas Totales en Suspensión de Santiago de Chile
- Las Tasas Retributivas de Colombia (que gravan las descargas puntuales de Demanda Bioquímica de Oxígeno y Sólidos Suspendidos Totales)
- El Canon Ambiental por Vertidos de Costa Rica (el cual grava las descargas de Demanda Química de Oxígeno y Sólidos Suspendidos Totales), y
- Los impuestos a las emisiones de CO₂ de Chile y Colombia¹

¹Este Capítulo se basa en Caffera (2017), el cual actualiza mi ensayo previo en Caffera (2010).

Como se puede ver, las experiencias no son muchas. Pero esto es "normal". Por lo general, los IE son más usados por países desarrollados que sub-desarrollados. Esta es una cuestión interesante en sí misma. Las razones más importantes por las cuales los economistas ambientales han estado proponiendo IE sobre otros de carácter más "prescriptivo" (Ellerman, 2007), como los límites máximos a las emisiones o los estándares tecnológicos, son las siguientes: (i) los IE son frecuentemente la manera más barata de lograr objetivo de la política ambiental (en otras palabras, minimizan los costos agregados de abatimiento de emisiones), (ii) los IE dejan en manos de las fuentes la decisión sobre la manera (menos costosa) de reducir las emisiones, y (iii) los IE son un incentivo constante a reducir las emisiones. Pero si los IE permiten a una sociedad alcanzar una determinada calidad ambiental al mínimo costo posible, ¿por qué entonces se han observado principalmente en países desarrollados y mucho menos en países en desarrollo? Una literatura bastante reciente apunta a los siguientes factores como posibles causas: la economía política de la selección de instrumentos (las fuentes prefieren no pagar por emitir; ver Keohane et al., 1998), la falta de capacidad institucional (falta de recursos y normas; ver Eskeland and Jimenez, 1992; Russell and Powell, 1996; O'Connor 1998), y cuestiones culturales (Bell, 2002; Bell and Russell, 2002; Bell, 2003; Russell and Vaughan, 2004; Bell, 2005). Como respuesta a la pregunta el comienzo del párrafo, Russell y Powell (1996) sugieren que la elección de instrumentos económicos debe ser compatible con la capacidad institucional del país, implicando una evolución desde aquellos instrumentos más fácilmente fiscalizables y menos conectados a los objetivos de calidad ambiental, hacia los que se basan en la medición de las emisiones, apuntando a permisos transferibles en el largo plazo.

Estos programas desafiaron las recomendaciones de arriba intentando adaptar IE directos a las condiciones económicas, sociales, culturales e institucionales de estos países (Huber et al., 1998, Serôa da Motta et al., 1999). Es entonces de suma importancia conocer estas experiencias para poder sacar conclusiones y recomendaciones de políticas ambientales sobre cuestiones a repetir y aquellas a evitar a la hora de aplicar IE para el control de las emisiones en América Latina.

8.2 Tasas Retributivas a Efluentes Industriales en Colombia

En 1993, la Ley 99, artículo 42, establece que "la contaminación causada dentro de los límites que permite la ley, sin perjuicio de las sanciones aplicables a actividades que excedan dichos límites" estarán sujetas a tasas retributivas. El diseño de las tasas se reguló en el Decreto N° 901 en 1997. En primer lugar, el Decreto estableció que las tasas gravarían los kg/día de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y Sólidos Totales en Suspensión (STS) vertidos por las fuentes puntuales a cuerpos de agua. Para el cálculo de la tasa, el Ministerio del Ambiente debía fijar una tasa mínima nacional, la cual debería reflejar los costos de remoción de las sustancias nocivas en los efluentes. Los valores iniciales de las tasas mínimas fueron fijados en US\$ 37/ton de DBO y de US\$ 16/ton de SST, y en términos reales se han mantenido alrededor de esos valores. Tal cual lo sugerido por Baumol y Oates (1988), el Decreto N° 901 previó también un mecanismo de ajuste del valor de las tasas en función de la disminución observada de los niveles de contaminación con respecto a la meta. Para ello se definieron las tasas regionales. El valor de la tasa retributiva para el contaminante $j = \text{DBO, STS}$ en una determinada región en el semestre t ($TR_{j,t}$) se determinó que fuera igual a la tasa mínima nacional para el contaminante j en ese año (TM_j) multiplicada por el factor regional de ajuste de dicho contaminante para ese semestre en dicha región $FR_{j,t}$, esto es

$$TR_{j,t} = TM_j \times FR_{j,t}$$

El factor regional comenzaría con el valor 1 y se incrementaría 0,5 unidades en cada semestre que no se alcance la meta de reducción de emisiones o se defina una nueva meta (la meta se revisaría cada 5 años). El Decreto estableció asimismo que la definición de la meta de reducción de emisiones estaría a cargo de la autoridad ambiental competente de cada cuerpo de agua o tramo del mismo. Para establecer la meta, la autoridad ambiental competente debía utilizar un proceso participativo con las partes interesadas mediante un proceso establecido en el mismo Decreto.

Este mecanismo de ajuste se transformó en la principal traba que tuvo la implementación efectiva de las tasas. Las empresas públicas municipales de aguas residuales no enviaron sus reportes de emisiones, no pagaron las tasas ni tomaron medidas para disminuir sus emisiones (Blackman, 2009). Esto provocó que las tasas crecieran, lo que generó un reclamo creciente del sector

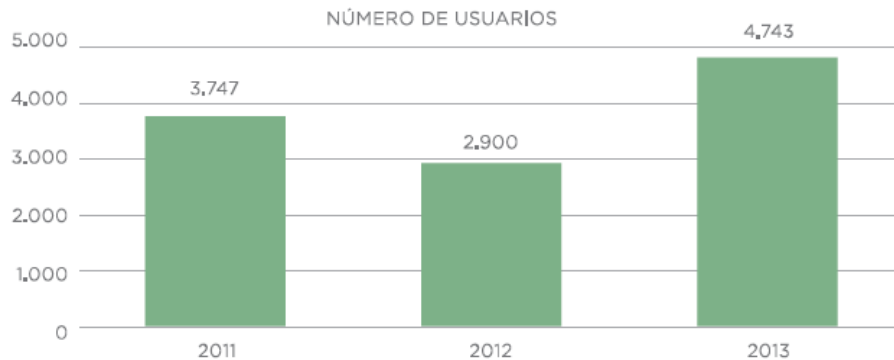
industrial privado, el que sostenía que estaba pagando por el incumplimiento de las empresas municipales de aguas residuales. Como consecuencia, en el año 2003, el presidente Uribe anuló el Decreto 901 y promulgó uno nuevo, el Decreto 3100. Éste estableció metas diferenciadas de reducción de la contaminación para las empresas de aguas residuales y las compañías que emitieran más de un quinto del total de las emisiones. Las autoridades ambientales competentes (urbanas o regionales) podían asimismo establecer metas sectoriales. Por último, el nuevo Decreto 3100 de 2003 cambió la forma en que se ajustaban las tasas. En lugar de ser cada seis meses, el ajuste pasó a ser anual. A su vez, el factor regional pasó de ser una cifra fija (0,5) a ser una función de la diferencia entre la meta de reducción de emisiones y la reducción efectivamente realizada por todas las fuentes reguladas en la cuenca al inicio de quinquenio, sin contar en el cálculo a las empresas de aguas residuales. En cualquier caso, el factor regional tendría un límite superior de 5,5 y se aplicaría únicamente a aquellas fuentes en violación de sus metas individuales, sectoriales o globales, según corresponda. En cuanto al reporte de emisiones, el nuevo decreto establece que las empresas tienen que presentar reportes cada dos años y no anualmente como se hacía antes.

Las tasas volvieron a ser modificadas unos años más tarde por el artículo 211 de la Ley 1450 (“Plan Nacional de Desarrollo 2010 – 2014”). Este modificó el artículo 42 de la Ley 99 de 1993 estableciendo, básicamente, que las tasas retributivas se aplicarán incluso a la contaminación por encima de los límites legales de descarga y que lo recaudado se destine a proyectos de inversión en descontaminación y monitoreo de la calidad del recurso respectivo. A su vez, en el posterior Decreto 2667 de 2012, el cálculo del factor regional de ajuste se modificó nuevamente. Para determinar el monto de la tarifa a aplicar, se comparan la carga y la meta individual o grupal. Para aquellas fuentes que no cumplan con sus metas se le aplica el FR calculado para el cuerpo de agua o tramo respectivo correspondiente al año de incumplimiento. Para aquellas fuentes que se sitúan en una cuenca de emisiones donde la meta global no se ha alcanzado pero que terminan el quinquenio cumpliendo su meta individual o grupal, comenzarán el nuevo quinquenio enfrentando una tasa mínima si cumplen con la nueva meta del primer año del nuevo quinquenio.

La única evidencia que conozco acerca del funcionamiento de las tasas retributivas luego de estas reformas es un informe del año 2014 del Ministerio de Ambiente de Colombia (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, 2014). El mismo es el resultado de información reportada

8.2 TASAS RETRIBUTIVAS A EFLUENTES INDUSTRIALES EN COLOMBIA¹³⁵

GRÁFICO 2
NÚMERO DE FUENTES CUBIERTAS POR LAS TASAS RETRIBUTIVAS DE COLOMBIA
(2011-2013)



Fuente: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República de Colombia (2014).

por parte de las autoridades ambientales competentes para los años 2011, 2012 y 2013. El informe tiene varias carencias, lo que ilustra el estado de aplicación de las tasas. En primer lugar, no todas las autoridades ambientales competentes enviaron la información requerida por el Ministerio. El número de autoridades competentes que lo hicieron varió entre 29 y 30, de un total que a su vez varió entre 39 y 42. En el año 2013, el número de autoridades que envían la información se mantiene en 29 pero el total crece a 42 (en el año 2013 se incorporan 4 nuevas autoridades ambientales). Un primer punto a destacar es la gran cantidad de fuentes cubiertas por las tasas, como muestra la Figura 2.

Figura 2: Número de fuentes cubiertas por las tasas retributivas de Colombia. Años 2011 - 2013

Fuente: Ministerio de Ambiente de Colombia (2014)

La evolución del número de fuentes obedece en gran medida al envío o no de los reportes por parte de las autoridades ambientales en cada año. De todas maneras, el gráfico muestra un aumento considerable de las fuentes cubiertas por las tasas en 2013, posiblemente como consecuencia de otra de las modificaciones introducidas por el Decreto 2667 de 2012: la incorporación de aquellas fuentes que realizan algún tipo de vertimiento sin el permiso respectivo.

La evaluación de la efectividad de las tasas resulta fútil ya que solamente 1/3 de las autoridades reportaron información sobre la línea de base del

estado de los cuerpos de agua, 47% reportaron tener objetivos de calidad de los cuerpos de agua y 42% reportaron tener metas de reducción. Como dato adicional, el informe menciona que se logró recaudar solamente el 34% de lo facturado, en promedio, en esos años.

La evaluación de la implementación de las tasas retributivas que surge de este informe es mixta. Por un lado el programa latinoamericano pionero en gravar directamente las emisiones de fuentes puntuales con un impuesto (tasa, en término legales) tal cual lo sugieren los libros de texto de economía se mantiene operativo desde 1997 y crece en cobertura. Pero por otro lado su implementación es muy parcial en la mayoría de los aspectos, lo que se refleja en la generación de información como para analizarlo.

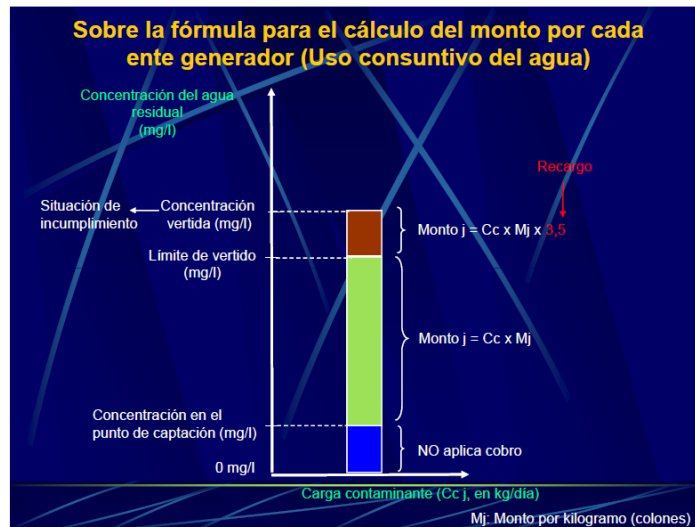
8.3 Canon Ambiental por Vertidos en Costa Rica

A comienzo de los años 2000, Costa Rica implementó un canon ambiental por vertidos muy parecido a las tasas retributivas de Colombia. El decreto que establecía el canon se aprobó en 2003 y establecía el 1 de enero del 2005 como la fecha de inicio del programa. Sin embargo, el canon fue impugnado por la Liga Agrícola Industrial de la Caña de Azúcar, lo que detuvo su implementación hasta que en 2006 la Suprema Corte de Justicia declaró el canon como constitucional. Sin embargo, el lobby por parte de las empresas no cesó y como consecuencia del mismo se aprobó un nuevo decreto en 2008 (Decreto Ejecutivo N° 34431). El mismo transformó sustancialmente el canon original en uno en tres partes, definidas de acuerdo a si la concentración de los contaminantes gravados por el canon (DQO y STS) en el efluente (Cv_j) es:

1. menor al nivel de concentración del contaminante en el punto de captación (Ca_j),
2. $Cv_j > Ca_j$, pero menor a la máxima concentración del contaminante permitida por ley (estándar) (Cs_j), y
3. $Cv_j > Cs_j$.

El canon se estableció en \$0.22 por kg emitido para el caso de DQO y en \$0.19 por kg emitido de SST. El pago del canon estaba exonerado en el

8.3 CANON AMBIENTAL POR VERTIDOS EN COSTA RICA¹³⁷



caso de los efluentes con concentraciones en el primer tramo. Las fuentes con concentraciones en el segundo tramo debían pagar el 75% del canon. Por último, las fuentes con concentraciones en el tercer tramo debían pagar el 100% de canon por los kilogramos correspondientes al segundo tramo, más 3,5 veces el canon por los kilos correspondientes a la concentración en exceso del estándar. (Ver Figura siguiente). Las empresas deben reportar sus vertidos una vez por año. En caso de que no reportarlos, el gobierno puede inferirlos mediante reportes pasados, número de empleados, nivel de producción, insumos y sector industrial o referencias bibliográficas.

Costa Rica finalmente implementó el Canon Ambiental por Vertidos en octubre de 2008, luego de casi 6 años desde que se publicara el Decreto con su primera versión. El canon se comenzó a cobrar a principios del 2009. Sin embargo, tuvo importantes problemas de implementación. Entre ellos, el Departamento de Aguas del Ministerio del Ambiente, encargado del canon, no contaba con los recursos necesarios para administrar el cobro del canon. Durante sus primeros años, el cobro del canon estuvo concentrado en la cuenca del Tárcoles, donde reside 60% de la industria y 65% de la población de Costa Rica (Zeledón, J. M., 2009). Como en el caso de Colombia, los reguladores de Costa Rica hallaron quizás el mayor problema de implementación en la renuencia del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados a cumplir con el canon.

Hasta donde sé, no existe literatura que analice el funcionamiento del CAV de Costa Rica. De acuerdo a Peña Chacón (comunicación personal, 18/7/2016), la efectividad del canon ha sido cuestionada en múltiples ocasiones. La Contraloría General de la República (2013) ha señalado que existe insuficiente monitoreo sobre los vertidos puntuales. A pesar de lo anterior, el canon ha logrado recaudar 909 millones de colones desde el inicio de su implementación (US\$ 1.655.000 aproximadamente). Sin embargo, éstos no se han podido ejecutar debido a imprecisiones sobre el manejo de los fondos, ente competente y procedimiento (Contraloría General de la República, 2014).

8.4 Programa de Compensación de Emisiones de Santiago de Chile

En el año 1992 Chile se embarcó en la primera experiencia en países en desarrollo de un sistema de permisos transferibles. El llamado Programa de Compensación de Emisiones (PCE) de Santiago (Decreto Supremo N° 4, marzo de 1992) fue incluso contemporáneo al “Sulfur Dioxide Allowance Trading Program” (EPA-SO₂) y el Regional Clean Air Incentives Markets (RECLAIM) de EE.UU., los primeros ejemplos de este tipo de instrumentos en el mundo. El PCE de Santiago comenzó a operar en 1993. Los permisos del PCE de Santiago (llamados EDI, emisión diaria inicial) no se definieron en términos de la cantidad de emisión sino en términos de la capacidad máxima de emisión diaria de Partículas Totales en Suspensión (PTS). A su vez, se determinó que cada EDI confiriera a su propietario el permiso de emitir un kg. diario de PTS a perpetuidad. La razón detrás de estas elecciones fue la mayor facilidad de monitorear las emisiones definidas de esta forma, ya que no se contaba con la información ni los medios para medir las emisiones de manera continua. Más aún, las autoridades chilenas decidieron asignar gratuitamente los EDI al inicio del programa (de acuerdo a las emisiones históricas) como incentivo al registro de fuentes no identificadas. Las fuentes reguladas por el programa son las calderas industriales, las calderas de calefacción residenciales y los generadores de vapor existentes en la Región Metropolitana existentes a marzo de 1992 y con un flujo de emisión a plena carga mayor a 1.000 m³/h. Otras fuentes de PTS, como las industrias, no fueron incluidas en el programa por la dificultad de estimar su capacidad

8.4 PROGRAMA DE COMPENSACIÓN DE EMISIONES DE SANTIAGO DE CHILE 139

máxima de emisión diaria (Palacios y Chávez, 2005).

El nombre del programa obedeció al hecho que a partir de la puesta en vigencia del mismo, toda nueva caldera o generador a vapor que se instalase en la Región Metropolitana de Santiago debía comprar EDIs a las fuentes existentes para poder operar. Las transacciones debían ser aprobadas por el Servicio de Salud Metropolitano del Ambiente (SESMA), luego de la cual éste “consignaba” las emisiones diarias permitidas (EDPs) a la nueva fuente. Las EDPs poseen las mismas características que las EDIs. Es simplemente el nombre de los permisos para las calderas nuevas, ya que los permisos se definieron por única vez para las calderas existentes al inicio del programa.

Al igual que en el caso de las tasas colombianas y el canon de Costa Rica, las calderas y generadores del PCE de emisiones de Santiago están sujetas a un límite máximo de concentración de emisiones, independiente de la cantidad de EDIs y EDPs que posean.

Para fiscalizar los permisos, las fuentes le reportan al Sub Departamento de Calidad de Aire sus emisiones (las emisiones reportadas se llaman emisiones diarias declaradas (EDD)), las cuales tienen que ser menor a sus EDIs o EDPs. El SESMA controla la veracidad y calidad de los reportes mediante auditorias.

Una característica del PCE que se evidenció rápidamente fue el exceso de la asignación inicial de permisos. Esto era esperable en la medida que la cantidad de permisos asignados a cada caldera o generador de vapor se definió en función de su capacidad *máxima* de emisión. Una respuesta ensayada por los reguladores para solucionar esto fue el cambio en la estimación de la concentración promedio utilizada para determinar la cantidad de permisos perpetuos que le correspondía a cada fuente (Coria y Sterner, 2010). Asimismo, se cambió la tasa de intercambio de derechos entre fuentes nuevas y existentes: originalmente de 1 a 1, pasó a 1,2 en 1998 (una fuente vieja debía renunciar a 1,2 kg/día de capacidad de emisión perpetua para que la autoridad le consignara 1 kg/día a una fuente nueva). La tasa de cambio volvió a ser aumentada a 1,5 a partir del 2000 (O’Ryan, 2002). Como consecuencia de estas medidas, la cantidad de permisos en poder de las fuentes se redujo 46% entre 1997 y 2007. Los permisos en exceso fueron confiscados.

Estas medidas no fueron efectivas para impulsar el mercado, sin embargo. Sólo hubo 214 transacciones hasta 2007 (Coria & Sterner, 2010). Además del exceso de permisos, otros factores que pueden haber determinado la baja actividad del mercado son la incertidumbre regulatoria generada por estos cambios, los altos costos de transacción provenientes de la demora en la

aprobación de las transacciones (varios meses), el hecho que los permisos fueran permanentes, así como el alcance limitado del PCE (4% de las emisiones de PTS de Santiago). El relativamente pequeño tamaño del mercado puede haber reducido las transacciones al generar poder de mercado (Montero et. al, 2002; O’Ryan, 2002).

Otra característica del desempeño del PCE de Santiago fue la presencia de incumplimientos. Un factor fundamental en este sentido puede haber sido que las multas fueron definidas como montos fijos de dinero, entre US\$ 4,50 a US\$90.000, en lugar de definirse en función del tamaño de la violación o el precio de los permisos (Palacios, M y C. Chávez. 2002). Por lo tanto, si un permiso costaba US\$ 3.160 en 2007, con una multa máxima imponible de US\$ 90.000, cualquier violación mayor a $90.000 / 3.160 = 28,5$ Kg/día era rentable.

8.5 Lecciones

La lección más importante que se desprende del estudio de las experiencias de AL con instrumentos económicos para el control de la contaminación es la importancia de que los países cuenten con instituciones y recursos que permitan implementar efectivamente estos instrumentos. La lección se sustenta en la observación de que intentar acomodar el diseño de los mismos a las instituciones y recursos con los que se cuenta puede provocar que los IE no sean ni un incentivo suficiente para reducir emisiones (por su bajo monto, en el caso de un impuesto, o por el no funcionamiento del mercado, en el caso de permisos transables) y/o no sean costo-efectivos (porque diferentes fuentes terminan enfrentando diferentes impuestos y/o porque las emisiones no las determina endógenamente el instrumento), la razón de ser de estos instrumentos. La experiencia también reafirma la recomendación de asegurar que la recaudación obtenida con el IE se destine al menos en parte a financiar tecnología de reducción de emisiones y el monitoreo y fiscalización del programa, como forma de que este gane apoyo de las partes involucradas. Por último, aunque obvio, la experiencia también ilustra que los reguladores deben tener voluntad política para que el IE se implemente efectivamente, y no sea simbólico.

A finales de los años ‘90, Huber et al. (1998) y Serôa da Motta, et al. (1999) recomendaban que la implementación de IE fuera compatible con las instituciones del país donde se implementan, que fuera gradual (empezando

8.6 IMPUESTOS A LAS EMISIONES DE CO₂ EN CHILE, MÉXICO Y COLOMBIA¹⁴¹

con proyectos pilotos o programas experimentales antes de pasar a los niveles regionales o nacionales) y flexible (que permitiera revisiones de la legislación, a bajo costo). También recomendaban que la implementación de IE asegurara la participación de las partes involucradas, y que generara ingresos fiscales mediante un enfoque que priorizara la recuperación de los costos del programa más que la corrección de precios.

La experiencia reciente también reafirma la recomendación de incluir a las partes involucradas en el diseño, la fijación de las metas y otros aspectos claves de la implementación del IE, ya que esto le da apoyo al IE. Algo similar ocurre con asegurar que la recaudación obtenida con el IE se destine al menos en parte a financiar tecnología de reducción de emisiones y el monitoreo y fiscalización del programa.

Las lecciones anteriores son importantes porque la experiencia enseña que los problemas de implementación o de desempeño del programa pueden llevar a que el apoyo político vaya menguando.

Por último, aun teniendo en cuenta estas recomendaciones, los sectores o empresas afectadas van a hacer lobby para que no se introduzca el IE. Por lo tanto, resulta obvio que además, de las cuestiones anteriores, los reguladores deben tener voluntad política para efectivamente lograr que se implemente el IE.

8.6 Impuestos a las emisiones de CO₂ en Chile, México y Colombia

Los ejemplos más recientes de IE para el control de las emisiones en América Latina son los impuestos a las emisiones de CO₂ en México (2013), Chile (2014) y Colombia (2017).

En el caso chileno, al inicio del segundo gobierno de Bachelet, en setiembre de 2014, el congreso aprueba una reforma tributaria (Ley 20.780), la que en su artículo 8 establece “un impuesto . . . que gravará las emisiones al aire de material particulado (MP), óxidos de nitrógeno (NO_x), dióxido de azufre (SO₂) y dióxido de carbono (CO₂), producidas por establecimientos cuyas fuentes fijas, conformadas por calderas o turbinas, individualmente o en su conjunto sumen, una potencia térmica mayor o igual a 50 MWt (megavatios térmicos), ...”. El monto del impuesto al CO₂ se fijó en \$5 USD/ton y comenzó a aplicarse en el año 2018 (Ministerio de Medio Ambiente de Chile,

2016).

Por su parte, en el año 2013 México aprueba una reforma fiscal que introduce un impuesto a las emisiones de CO₂. A diferencia de Chile, México no grava las emisiones de fuentes fijas de CO₂ con un impuesto directo sino las de las fuentes móviles con un impuesto indirecto a los combustibles. Este impuesto se impone al momento de la enajenación o importación del combustible, en base a su contenido de CO₂. El valor del impuesto se fijó en el entorno de los US\$ 5 por tonelada de CO₂. Este es el mismo valor del impuesto al CO₂ implementado en Colombia a partir de 2017 (Colombia prevee la posibilidad de eludir el pago del impuesto con el financiamiento de proyectos de compensación de emisiones, como puede ser el financiamiento de proyectos de reforestación).

El funcionamiento de estos instrumentos es muy reciente, como para sacar conclusiones. Pero cabe notar que US\$ 5/ton está lejos de significar una internacionalización de los daños marginales de la emisión de una tonelada de CO₂ de acuerdo a las estimaciones disponibles en la literatura. También está lejos de significar un incentivo suficiente para promover el uso de fuentes de energía alternativas. En este sentido, estas iniciativas actuales parecen repetir experiencias con IE en los 90, cuando los IE implementados terminaron siendo mecanismos tímidos de recaudación más que instrumentos para controlar la contaminación costo-efectivamente (Huber et al., 1998; Serôa da Motta et al., 1999; CEPAL, 2000; Acquatella, 2001 y 2005).

8.7 Perspectivas

La experiencia de América Latina con IE para el control de las emisiones puede no permitir ser demasiado optimista respecto a su aplicación futura. Sin embargo, con todos sus problemas, los reguladores latinoamericanos siguen echando mano a los mismos, como lo demuestran los impuestos al CO₂ recientemente creados en México, Colombia y Chile. El hecho de que sean impuestos a un gas de efecto invernadero resulta una cuestión a atender. El cambio climático quizás sea un generador importante de IE en el futuro muy cercano. Aún con sus restricciones de capacidades, los países latinoamericanos deberán tomar medidas de adaptación al cambio climático y decidir de qué forma lograr las reducciones de emisiones de gases de efecto invernadero a las que se comprometieron al firmar el Acuerdo de París. Un aspecto importante en este Acuerdo es la posibilidad que abre su artículo

6.2, el cual sienta las bases para que los mercados de permisos de emisión de gases de efecto invernadero de distintas regiones, países y otras jurisdicciones, o incluso otros instrumentos como los impuestos, se vinculen entre sí (Bodansky, et al., 2015). Esto abre oportunidades y desafíos a los países de América Latina. Del lado de las oportunidades, los países desarrollados deberían tener un incentivo para buscar vincular sus mercados de permisos de emisión de GEI con mercados similares u otros instrumentos en países en desarrollo, ya que esto seguramente disminuya los costos de cumplimiento de las fuentes en los países desarrollados. El vínculo, a su vez, puede ser unidireccional (un país acepta que los permisos o créditos de otro país se comercien en su mercado, pero no viceversa) o bi-direccional (ambos países reconocen los permisos del otro) (Wagner, 2014). Un ejemplo famoso de vínculo bidireccional es el de los mercados de California y Quebec.

Los desafíos a los que el vínculo enfrenta a los países de América Latina tienen que ver con la necesidad que éste les impone en cuanto a reformar las instituciones para ser socios creíbles para tal vínculo. Una de las razones por las que el Mecanismo de Desarrollo Limpio falló en parte fue porque era imposible monitorear la captura de emisiones de forma confiable y sostenida en el tiempo en los países en desarrollo, receptores de los proyectos de "desarrollo limpio" (así se llamaron). Un aspecto fundamental de los IE es que el regulador tiene que tener la capacidad de fiscalizar su cumplimiento, para lo cual debe implementar un sistema de monitoreo continuo de emisiones, así como de castigo a los incumplidores. Acabamos de ver que estas cuestiones han sido un factor determinante del relativamente pobre desempeño de los IE implementados en AL hasta ahora. Los países de AL deberán trabajar en la superación de ésta y las demás restricciones vistas para lograr hacerse de los beneficios del vínculo de programas de control de emisiones de GEI que prevé el Acuerdo de París.

8.8 Referencias

Acquatella, J. (2001), "Aplicación de instrumentos económicos en la gestión ambiental en América Latina y el Caribe: desafíos y factores condicionantes", Serie Medio Ambiente y Desarrollo No. 31, CEPAL, Naciones Unidas, Santiago de Chile

Acquatella, J. (2005), "Reflexiones sobre la aplicación de instrumentos económicos y financiamiento de la gestión ambiental a nivel nacional y sub-

nacional en América Latina”, X Congreso Internacional del CLAD sobre la Reforma del Estado y de la Administración Pública, Santiago de Chile.

Bell, R. G. (2002). “Are Market-Based Instruments the Right First Choice for Countries in Transition?”. *The RFF Reader in Environmental and Resource Policy*, 146:10-14

Bell, R.G. (2003), “Choosing Environmental Policy Instruments in the Real World.” Paper prepared for the Concerted Action on Tradable Emissions Permits Country Forum, Paris. OCDE

Bell, R. G. (2005). “Culture and history count: choosing environmental tools to fit available institutions and experience”. *Ind. L. Rev.*, 38, 637.

Bell, R.G. and C. Russell (2002), “Environmental Policies for Developing Countries”, *Issues in Science and Technology*, Spring.

Blackman, Allen. (2009). “Colombia’s Discharge Fee Program Incentives for Polluters or Regulators?” *Journal of Environmental Management*, 90: 101 – 119.

Bodansky, Daniel M., et al. "Facilitating linkage of climate policies through the Paris outcome." *Climate Policy* (2015): 1-17.

Caffera, M. (2010). “The use of economic instruments for pollution control in Latin America: lessons for future policy design”. *Environment and Development Economics*, 16(03), 247-273.

Caffera, M. (2017). *El control de la contaminación: Experiencia reciente en la región. Integración & comercio*, (41), 66-79.

CEPAL (2000), “Instrumentos económicos para el control de la contaminación del agua: condiciones y casos de aplicación” (Versión preliminar), LC/IN. 137, Santiago de Chile.

Contraloría General de la República (2013). Informe acerca de la eficacia del Estado para garantizar la calidad del agua en sus diferentes usos. Informe N. DFOE-AE-IF-01-2013.

Contraloría General de la República (2013). Informe de la Auditoría de carácter especial acerca de la suficiencia de los mecanismos implementados por el Estado para asegurar la sostenibilidad del recurso hídrico. Informe N. DFOE-AE-IF-03-2014.

Coria, J., Löfgren, Å., y Sterner, T. (2010). “To trade or not to trade: Firm-level analysis of emissions trading in Santiago, Chile”. *Journal of environmental management*, 91(11), 2126-2133.

Coria, J., & Sterner, T. (2010). “Tradable permits in developing countries: Evidence from air pollution in Chile”. *The Journal of Environment & Development*, 19(2), 145-170.

Ellerman, E. D. (2007), "Are Cap-and-Trade Programs more Environmentally Effective than Conventional Regulation", in Freeman, J. and C. D. Kolstad, eds, *Moving to Markets in Environmental Regulation*, New York: Oxford University Press

Eskeland, G. S., & Jimenez, E. (1992). "Policy instruments for pollution control in developing countries". *The World Bank Research Observer*, 7(2), 145-169.

Hardin, G. (1968). "The Tragedy of the Commons (1968)" 162. *Science*, 1243.

Huber, R. M., Ruitenbeek, H. J., & Da Motta, R. S. (1998). "Market-based instruments for environmental policymaking in Latin America and the Caribbean: lessons from eleven countries" (Vol. 381). *World Bank Publications*.

Keohane, N. O., Revesz, R. L., & Stavins, R. N. (1998). "Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy", *The Harv. Envtl. L. Rev.*, 22, 313.

Ley 1450 de 2011 (Plan Nacional de Desarrollo 2010 - 2014), Congreso de Colombia. <http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=43101>

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República de Colombia (2014). "Informe sobre la Aplicación de la Tasa Retributiva por Vertimientos Puntuales al Agua", Bogotá.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la República de Colombia (2016), "Tarifas Retributivas por Vertimientos Puntuales 1997 – 2015", disponible en http://www.minambiente.gov.co/images/NegociosVerdesysostenible/pdf/tarifas_retributivas.pdf

Ministerio de Medio Ambiente de Chile (2016). "Ley 20.78, Artículo 8: Impuestos Verdes a las Fuentes Fijas", Nota Técnica N°1/2016.

Montero, J.P., J. M. Sánchez and R. Katz (2002), "A Market Based Environmental Policy Experiment in Chile", *Journal of Law and Economics* 45: 267 – 287.

O'Connor, D. (1998), "Applying economic instruments in developing countries: from theory to implementation", *Environment and Development Economics*, 4:91 – 100.

O'Ryan, R. (2002), "Emissions Trading in Santiago: Why has it not worked, but been successful? Workshop on the Design and Integration of National Tradable Permit Schemes for Environmental Protection. March 25 – 26. University College, London.

Palacios, M y C. Chávez. (2002). "Diseño de Fiscalización y Evaluación de Cumplimiento en el programa de Compensación de Emisiones de Santi-

ago”, *Estudios Públicos* 88, 1 – 30.

Palacios, M and C. Chávez. (2005). “Determinants of compliance in the emissions compensation program in Santiago, Chile”. *Environment and Development Economics* 10, 453 – 483.

Russell, C. S. and P. T. Powell (1996), “Choosing Environmental Policy Tools, Theoretical Cautions and Practical Considerations”, IADB No. ENV-102, Inter-American Development Bank, Washington D.C

Russell, C.S. and J.W. Vaughan (2004), “The Choice of Pollution Control Policy Instruments in Developing Countries: Arguments, Evidence and Suggestions”, in H. Folmer and T. Tietenberg (eds.), *The International Yearbook of Environment and Resource Economics 2003/2004*, Cheltenham, UK and Northampton, Ma., USA: Edward Elgar, pp. 331 – 70.

Serôa da Motta, R., R. M. Huber and H. J. Ruitenbeek (1999), “Market based instruments for environmental policy making in Latin America and the Caribbean: lessons from eleven countries”, *Environment and Development Economics*, 4:177-201.

Zeledón, J. M. (2009), “Instrumentos Económicos: Caso Costa Rica”, Taller Centroamericano en Aguas y Finanzas, Antigua, Guatemala, 22 de julio de 2009.

Wagner, G. (2014). “Linking Sound Economics with Global Politics”. In *The Annual* (p. 69).