TESIS DOCTORAL

TEORIA Y POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE

J. M. EGUIAGARAY UCELAY

TESIS DOCTORAL

presentada por el Licenciado en Derecho

Juan Manuel Eguiagaray Ucelay

sobre

TEORIA Y POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE

FACULTAD DE DERECHO DE LA UNIVERSIDAD DE DEUSTO

Bilbao, Septiembre de 1.978

V.º B.º

(Director de la Tesis)

(Doctorando)

INTRODUCCION

El origen de esta tesis se remonta al año 1.972, en que tiene lugar en Estocolmo la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y se aprueba en España la Ley de 22 de Diciembre de 1.972 sobre Protección del Ambiente Atmosférico. De otra parte, la aparición de los Informes del Club de Roma y otras Instituciones sobre los límites del crecimiento, y la amplia popularidad que empieza a cobrar la perspectiva ecológica en la planificación económica, suscitan el interés del autor en profundizar en un tema que, desde tiempo atrás, era vivido por los habitantes de una de las áreas más congestionadas y contaminadas de Europa: Vizcaya y, en particular, la Comarca llamada del Gran Bilbao. Parecía claro por entonces, que el problema de la contaminación no podía considerarse legítimamente como una preocupación de grupos marginales, contestatarios del sistema capitalista, sino que había de aceptarse como lo que era: un fenómeno generalizado al que era sensible la inmensa mayoría de la población que lo sufría.

Desde una perspectiva económica, la toma en consideración del Medio Ambiente, como un stock de riqueza de deseable conservación, había de implicar cambios en la asignación de recursos tanto a nivel regional y nacional como internacional, cuyas consecuencias era preciso valorar. Además, si la aparición generalizada de la contaminación era un efecto del "modelo" de desarrollo económico seguido por la humanidad, en general, y por nuestro país, en particular, se hacía urgente la revisión de las prioridades contenidas en aquel "modelo" y de los comportamientos por él suscitados, para discutir unas y otros a la luz de las nuevas realidades. Claro que un cambio de orientación en los comportamientos colectivos, por leve que

fuese, no pasaría sin tener repercusiones sobre los diferentes grupos y clases sociales. A priori resultaba evidente que la contaminación afectaba más intensamente a las clases más humildes, generalmente ubicadas en las áreas poor urbanizadas de los extrarradios de las grandes urbes, y con escasas posibilidades económicas de huir de los efectos de la degradación del entorno mediante cambios de residencia. Si ésto era cierto, parecía legítimo preguntarse sobre la factibilidad política de acciones restauradoras del medio, capaces de afectar favorablemente a los intereses de los menos favorecidos y de atacar las posiciones privilegiadas de los más poderosos.

Todas estas ideas fueron confluyendo y perfilándose hasta permitir concebir un estudio cuya meta final habría de ser la formulación de un modelo capaz de integrar los diversos aspectos ambientales en una perspectiva planificadora. La publicación por el Banco de Bilbao de las Tablas Input-Output de las provincias Vascongadas y Navarra hizo concebir al autor la esperanza de poder realizar tal proyecto. Desgraciadamente pronto hubo de abandonar su empeño, a la vista de la deficiencia informativa, de los conocimientos tecnológicos requeridos y del carácter multidisciplinar del trabajo. No obstante lo cual, el esfuerzo desarrollado sirvió para alentar otra vía de análisis, más teórica, pero capaz de poner las bases para un posterior estudio, multidisciplinar y colectivo, de construcción de modelos operativos de política ambiental, que pudieran aplicarse a nuestro país.

Fruto de tal vía de análisis es la presente tésis cuya finalidad, contenido y metodología pasamos a precisar.

Dos grandes interrogantes han orientado el presente trabajo:

1- ¿Existe un cuerpo teórico doctrinal capaz de explicar la existencia y consecuencias del fenómeno de la contaminación desde una perspectiva económica, y de idear medios idóneos para su corrección?.

2- ¿Qué papel juega la política ambiental en la práctica de los países, y qué consecuencias económicas y sociales implica en términos de otros objetivos a los que puede ser preciso renunciar?.

El primer punto de ataque remite al análisis de la teoría económica del bienestar. Desde esta óptica, la contaminación es identificable con la existencia de deseconomías externas de carácter público. Su aparición impide que la economía -que por otro lado funcionaría en competencia perfecta- alcance el Óptimo de Pareto. De donde se derivará la necesidad de "internalizar" los efectos externos con los instrumentos adecuados que, generalmente, conducirán a la intervención pública. No obstante, el enfoque tradicional de la economía del bienestar adolece de serias limitaciones. ¿Es relevante el conjunto de hipótesis implícitas o explícitas en la economía del bienestar para el mundo real?. Indudablemente, la consideración de un mundo en competencia perfecta y el tratamiento de las externalidades como fenómenos marginales o excepcionales se compadece mal con la realidad vivida. El enfoque ecológico del problema ambiental no es siempre compatible con las hipótesis relevantes en el análisis económico ortodoxo de costes y beneficios. Y, de otro lado, el tratamiento tradicional oculta las relaciones de poder subyacentes, quedando constreñido por el ambito insitucional en que se inserta. De todo ello se deriva, casi siempre, la falta de consideración de otros ajustes que no sean los puramente marginales. Un análisis en profundidad lleva a interrogarse sobre la relación existente

entre el orden institucional y la problemática ambiental, así como a trascender la óptica del equilibrio parcial hacia un enfoque de equilibrio general.

La segunda línea de análisis se enfrenta con el campo de las prácticas. En la medida que la conservación y protección del Medio Ambiente pasa a ser un objetivo importante de la sociedad, se hace preciso analizar las relaciones que ligan a este nuevo objetivo con los objetivos tradicionales de la política macroeconómica: el crecimiento económico, la estabilidad de precios, el equilibrio exterior, el nivel de empleo, la distribución de la renta, etc. Es más, la prioridad otorgada históricamente al objetivo crecimiento material parece hallarse en la raiz de la degradación ambiental. Un cambio de prioridades aparece entonces como necesario. Pero el menor énfasis en el crecimiento cuantitativo y la atención a la "calidad de vida", en su más amplio sentido, son susceptibles de afectar el grado de consecución de los objetivos tradicionales. Naturalmente, estas influencias vendrán condicionadas por los instrumentos adoptados por los poderes públicos y por la preferencia expresada hacia la protección ambiental. ¿Es posible, en estas condiciones, evaluar los efectos de distintas alternativas de política ambiental?.

El análisis teórico ha de servir de inspirador a la acción práctica. Las conclusiones de él derivadas han de someterse a la contrastación de la experiencia de países con una política ambiental claramente formulada. Esto lleva a estudiar la congruencia entre el análisis teórico y la práctica política. ¿Responde la articulación entre objetivos e instrumentos a la elaborada por la teoría?. ¿Cómo se formulan los objetivos?. ¿Qué instrumentos se utilizan?. ¿Cual es el grado de eficacia en la consecución de los objetivos?. ¿En qué medida los obje-

tivos no ambientales se ven afectados por las políticas correctoras de la degradación ambiental?.

Sobre estas bases teórico-prácticas se ha construido la presente tesis cuyos objetivos, de modo preciso, pueden resumirse en estos dos:

1- Analizar si existe una teoría económica aplicable a la protección del Medio Ambiente y dilucidar su grado de relevancia para nuestro mundo real.

2- Evaluar el grado de conformidad de la acción política con la teoría económica, y detectar su grado de eficacia y sus consecuencias económicas y sociales.

Debe señalarse desde ahora que, a pesar de la amplitud del trabajo hemos dejado totalmente de lado una vertiente importantísima del problema ambiental, cual es la conservación de los recursos naturales no renovables. Nuestro análisis se ha centrado exclusivamente en los problemas derivados de la contaminación ambiental generada por la actividad humana; y aún dentro de ésta línea de estudio, a la vista de la diversidad de tipos de contaminación y de los problemas tecnológicos implícitos, nos hemos centrado casi exclusivamente en la contaminación del medio atmosférico. Esta limitación es, sin embargo, menos trascendente, habida cuenta de la aplicabilidad casi directa, "mutatis mutandis", de las conclusiones extraídas del análisis de la contaminación atmosférica a la de otros medios como el agua o el suelo.

Plan de Trabajo

El presente estudio se halla dividido en cuatro partes:

En la I PARTE, se aborda, desde la perspectiva de la economía del bienestar, el problema de la contaminación. El capí-

tulo 1 introduce las externalidades en un modelo competitvo, derivando las condiciones del Óptimo de Pareto en variados supuestos, y poniendo de relieve el paralelismo entre las externalidades de la contaminación y los bienes (o males) públicos.

El capítulo 2 estudia los diversos sistemas de corrección de los efectos externos: gravámenes, subsidios, normas administrativas, acuerdo voluntario, etc., poniendo de relieve sus limitaciones y las condiciones necesarias para su aplicación al caso de la contaminación. Lo que conduce a formular lo que podría ser un programa óptimo de control de la contaminación basado en diferentes tipos de instrumentos.

El capítulo 3 pone a la luz las limitaciones de los enfoques teóricos convencionales de la corrección de la contaminación, desde una triple perspectiva: desde la propia economía del bienestar; a partir del análisis ecológico de la contaminación; y desde posiciones "radicales". Todo lo cual sirve para señalar insuficiencias y enfatizar la importancia del entramado institucional en la eliminación de la contaminación.

El capítulo 4 abre paso al tratamiento de la contaminación desde posiciones superadoras del equilibrio parcial. De una parte, es necesario incorporar a los modelos económicos los flujos de materiales que llevan consigo las actividades de producción, consumo o intercambio. De otra, tratar de operativizar los complejos modelos de equilibrio general, lo que es posible mediante la utilización de Tablas de Input-Output, ampliadas convenientemente para tomar en consideración las consecuencias de diversas alternativas de política ambiental.

En la <u>II PARTE</u> del trabajo, se trata de entroncar la política del Medio Ambiente en el contexto de la Política Macroeconómica.

El capítulo 5, partiendo de los objetivos macroeconómicos más generalmente admitidos, se centra en las relaciones entre el crecimiento económico y el bienestar. Se pasa así revista a los argumentos a favor y en contra del crecimiento económico, ilustrando las limitaciones del PNB como medidasdel bienestar y la correlación histórica entre aumento del PNB y deterioración ambiental. Un creciente escepticismo se abre paso, tanto sobre la posibilidad misma de medir el bienestar, como sobre la esperanza de que el crecimiento continuo sirva -sin otras matizaciones- para mejorar el bienestar de la sociedad.

El capítulo 6 trata de exponer las consecuencias para el resto de objetivos macroeconómicos de la adopción de políticas ambientales destinadas a reducir la contaminación. Diversos modelos permiten acercarse a los efectos previsibles sobre los precios, el equilibrio exterior, la distribución de la renta, y la distribución sectorial y espacial de la producción.

Este conjunto de análisis abren paso a la III PARTE, en la que se trata de contrastar, como ya decíamos, la coherencia y efectividad de las políticas ambientales de diversos países que, por ser pioneros en la preocupación ambiental, por la similitud de algunos de sus problemas, con los nuestros o por vecindad geográfica son susceptibles de tomarse como modelos inspiradores en la elaboración de una correcta política ambiental.

De este modo los capítulos 7, 8 y 9 analizan las Políticas de los EE.UU., Japón y la CEE, respectivamente.

El capítulo 10 intenta ser un recorrido crítico por la política del Medio Ambiente Atmosférico en España, a luz del análisis teórico y práctico llevado a cabo en los capítulos anteriores.

Para terminar, la IV PARTE contiene las Conclusiones finales de todo el estudio.

Resta decir que lo voluminoso del trabajo no implica lo exhaustivo del tratamiento del tema. Somos conscientes de las lagunas del análisis. En particular, merece indicarse que el análisis concreto de las políticas ambientales de los países contiene grandes insuficiencias, como no podría ser menos a la vista del carácter reciente de las mismas, de las deficiencias informativas y de la falta de homogeneidad en los datos cifrados de unos y otros países. En el caso de España, estas insuficiencias son todavía más patentes, lo que convierte la deseable tarea de contrastación empírica en un trabajo esencialmente descriptivo.

Por lo que hace referencia a la bibliografía, las servidumbres de la transcripción mecanográfica han aconsejado agrupar lo que hubiesen sido notas a pie de página al final de cada capítulo, excepto en el caso de los dos primeros, en los que, debido a su unidad, las notas correspondientes aparecen unidas al final del capítulo segundo.

Las referencias bibliográficas -citadas o no en el texto- aparecen por orden alfabético al final del trabajo.

I PARTE: EFECTOS EXTERNOS Y BIENESTAR ECONOMICO

CAPITULO 1

LA COMETENCIA PERFECTA, EL OPTIMO DE PARETO Y LAS EXTERNALIDADES

1.1.- Análisis de las Condiciones de Eficiencia

Si siguiendo la clásica definición de L. ROBBINS se acepta que la economía es la ciencia de la asignación de recursos escasos de usos alternativos, automáticamente se está poniendo el énfasis en la idea de eficiencia económica. La teoría neoclásica del bienestar, partiendo del juicio de valor Paretiano, ha puesto de relieve las condiciones en las que un sistema económico puede alcanzar su eficiencia máxima, identificando así eficiencia y bienestar, Partiendo de una distribución dada de la renta entre los sujetos, con funciones de utilidad ordinales para los sujetos y funciones de producción para todos los bienes y servicios producidos, el óptimo de Pareto, viene dado por aquella situación en que no puede mejorarse el bienestar de un sujeto (dado por su función de utilidad), sin que simultáneamente se empeore el de otro u otros de los sujetos de la comunidad. Ahora bien, y como tendremos ocasión de constatar más adelante, el óptimo Paretiano deja de lado los aspectos distributivos, que hay que suponer integrantes del concepto de bienestar entendido en sentido amplio.

Como dice WINCH (1), "El concepto de óptimo ha llegado a tener un significado muy especial, aunque a veces confuso, en Economía. Existen tres aspectos de la actuación óptima de un sistema económico que se relacionan,

respectivamente, con las tres funciones básicas (la función de transformación, la de utilidad y la de bienestar). Una situación única de óptimo económico requiere la perfecta actuación en los tres aspectos, pero si el óptimo Paretiano, ha acabado por significar sólo el cumplimiento de las dos primeras, sin tener en cuenta la tercera". Y más adelante (2), "La satisfacción de éstas condiciones (se refiere a las condiciones de eficiencia) es suficiente para conseguir un óptimo Paretiano, en el sentido que se le da corrientemente en la literatura económica, que satisfaga esas condiciones, pero ésto no implica que una determinada situación económica que satisfaga esas condiciones, sea la mejor posición desde el punto de vista del bienestar, ni que sea necesariamente mejor que otra situación que no cumpla las condiciones de eficiencia".

No obstante, y dada la dificultad de integrar los aspectos distributivos y más aún, de la especificación de la función de bienestar social (3), la teoría convencional arranca de un concepto de bienestar restringido, entendido como eficiencia en la producción, el consumo e intercambio. Ahora bien, puede demostrarse que un sistema económico de competencia perfecta lleva al óptimo de Pareto.

En lo que sigue, expondremos las condiciones de eficiencia que se derivan del óptimo de Pareto, para un caso general, y después las expondremos para un mundo simplificado, de dos productos, dos consumidores, dos bienes y dos factores de producción, Esta última aproximación, tiene la ventaja de que permite la representación gráfica.

La economía del bienestar Paretiano, supone un juicio de valor que se articula en dos proposiciones:

1)- Las utilidades individuales son relevantes. Una persona mejora su posición de utilidad, solamente si ella siente que ha mejorado.

2)- El bienestar de la sociedad depende del bienestar de los individuos, de modo que un cambio de posición que mejora lautilidad de un individuo sin empeorar la de otros, supone una mejora en el bienestar social.

El bienestar social, por lo tanto, es un función de las utilidades de los n sujetos que componen la sociedad.

$$W = W\ (Ui) \qquad i = 1, \ldots\ldots n$$

En que $\dfrac{\delta W}{\delta Ui} > 0$

Si consideramos la sociedad dividida en productores y consumidores podremos, dadas ciertas hipótesis de comportamiento para los mismos, derivar las condiciones formales en que se maximizan las utilidades de unos y otros.

A) Caso General (4)

Una presentación general de las condiciones del óptimo, se obtiene considerando una economía con M consumidores, N productores, m bienes producidos y n factores de producción, en la que se supone que consumidores y productores, consumen de todos los bienes que se producen y utilizan toda clase de factores para producir de todos los productos.

Las funciones de utilidad son de la forma:

$$Ui = Ui\ (q_{il} \ldots . q_{im},\ \bar{x}_{il} - \hat{x}_{il},\ \ldots,\ \bar{x}_{in} - \hat{x}_{in})$$

En que: q_{ig} = Cantidad de bien g consumida por el sujeto i.

$\bar{x}_{ij}$ = Dotación inicial del factor j en poder del consumidor i.

$\hat{x}_{ij}$ = Cantidad del factor j que el consumidor i, proporciona a los productores.

Las funciones de producción adoptan la forma:

$$F_K\ (q_{k1},\ \ldots.,\ q_{km},\ x_{k1},\ \ldots.,\ x_{km}) = 0$$

en que las q, son los bienes producidos y las x, las cantidades de factores.

Por otro lado, dado que los consumidores son los que suministran los factores de producción:

$$\sum_i \hat{x}_{ij} = {}_k\, x_{kj} \qquad j = 1,\ \ldots.,\ n$$

Y los que consumen los bienes producidos:

$$\sum_i q_{ig} = {}_k\, q_{kg} \qquad g = 1,\ \ldots.,\ m$$

El óptimo Paretiano, supone la maximización de la utilidad de cada consumidor para niveles dados de la utilidad del resto de los sujetos, siempre que se mantengan las anteriores restricciones. Si las funciones de utilidad y producción son continuas y derivables, y su convexidad está asegurada, tendremos:

$$L = U_1\ (q_{11},\ \ldots\ q_{1m},\ \bar{x}_{il} - \hat{x}_{il},\ \ldots,\ \bar{x}_{in} - \hat{x}_{in}) +$$

$$+ \sum_{i=2}^{M} \lambda_i \left[Ui(q_{i1}, \ldots q_{im}, \bar{x}_{i1} - \hat{x}_{i1}, \ldots \bar{x}_{in} - \hat{x}_{in}) - \bar{U}_i \right]$$

$$+ \sum_{k=1}^{N} \ell_k \; Fk(q_{k1}, \ldots q_{km}, x_{k1}, \ldots x_{kn})$$

$$+ \sum_{j=1}^{n} \sigma_j \left(\sum_{i=1}^{M} \hat{x}_{ij} - \sum_{k=1}^{N} x_{kj} \right)$$

$$+ \sum_{g=1}^{m} \mu_g \left(\sum_{k=1}^{N} q_{kg} - \sum_{i=1}^{M} q_{ig} \right.$$

Derivando parcialmente, obtenemos las condiciones de primer orden:

$$\frac{\partial L}{\partial q_{1g}} = \frac{\partial U1}{\partial q_{1g}} - \mu g = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial q_{ig}} = \lambda_i \frac{\partial Ui}{\partial q_{ig}} - \mu g = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial q_{kg}} = \ell_k \frac{\partial Fk}{\partial q_{kg}} + \mu g = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial \hat{x}_{ij}} = - \frac{\partial Ui}{\partial (x_{ij} - \hat{x}_{ij})} + \sigma_j = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial \hat{x}_{ij}} = - \lambda_i \frac{\partial Ui}{\partial (\bar{x}_{ij} - \hat{x}_{ij})} + \sigma_j = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial x_{kj}} = \ell_k \frac{\partial Fk}{\partial x_{kj}} - \sigma_j = 0$$

De las que se deducen inmediatamente las siguientes expresiones:

A)- $\frac{\mu j}{\mu g} = \frac{\partial U1 / \partial qij}{\partial U1 / \partial qig} = \ldots\ (M) = \frac{\partial F1 / \partial qij}{\partial F1 / \partial qlg} \ldots (N)$

B)- $\frac{\sigma j}{\sigma g} = \frac{\partial U1 / \partial (\bar{x}1j - \hat{x}1j)}{\partial U1 / \partial (\bar{x}1g - \hat{x}1g)} = \ldots\ (M) =$

$= \frac{\partial F1 / \partial x1j}{\partial F1 / \partial x1g} = \ldots (N)$

C)- $\frac{\sigma j}{\sigma g} = \frac{\partial U1 / \partial (\bar{x}1j - \hat{x}1j)}{\partial U1 / \partial q1g} = \ldots\ (M) =$

$= \frac{\partial F1 / \partial x1j}{\partial F1 / \partial q1g} = \ldots\ (N)$

El significado de las expresiones puede formularse así:

A)- Para cada par de bienes producidos: las relaciones marginales de sustitución de los M consumidores y las de transformación para los N productores, deben ser iguales.

B)- Para cada par de factores de producción: las relaciones marginales de sustitución de los M consumidores y las de transformación de los N productores, deben ser iguales.

C)- Las relaciones marginales de sustitución entre factores y bienes producidos para los M consumidores, deben ser iguales entre sí e iguales a las relaciones marginales de transformación de factores en productos de los N productores.

B)- <u>Caso simplificado</u>:

Si como antes se expresó, suponemos un mundo con dos productores, dos consumidores, dos bienes y dos factores, podemos considerar las condicio-

nes de optimización del comportamiento de productores y consumidores. No hacemos, sino acudir a las ideas convenionales de la microeconomía de la producción y el consumo.

a)- <u>El óptimo del consumidor</u>.

Si la función de utilidad del consumidor está determinada por las cantidades de bienes de que puede disponer con una renta dada, la obtención de su posición óptima, es un problema de maximización restringida.

Sea $U_i = f\ (q1,\ q2)$; su función de utilidad, en los supuestos habitua les de convexidad hacia el origen de las curvas de indiferencia, y

$P1\ q1 + P2\ q2 = M$; la restricción presupues taria en que P1 y P2, son los precios de los bienes Q1 y Q2 respectivamente.

El Lagrangiano correspondiente será:

$$U\lambda = f(q1,\ q2) + \lambda\ (M - p1\ q1 - p2\ q2)$$

Y las condiciones de maximización de primer orden:

$$\frac{\partial U_\lambda}{\partial q1} = \frac{\partial f}{\partial q1} - \lambda\ p1 = 0 \qquad [1]$$

$$\frac{\partial U_\lambda}{\partial q2} = \frac{\partial f}{\partial q2} - \lambda\ p2 = 0 \qquad [2]$$

$$\frac{\partial U\lambda}{\partial \lambda} = M - p1\ q1 - p2\ q2 = 0$$

De [1] y [2], se sigue:

$$\lambda = \frac{\partial f / \partial q1}{p1} = \frac{\partial f / \partial q2}{p2}\ , \text{ y}$$

$$\frac{\partial f / \partial q2}{\partial f / \partial q1} = \frac{p2}{p1} = RMS^{I}_{q1\ q2}$$

Relaciones que tienen la conocida formulación: "El equilibrio del consumidor, exige la igualdad de las utilidades marginales del consumo de los distintos bienes, ponderadas por sus precios". O bien si definimos la Relación Marginal de sustitución entre bienes del sujeto I:

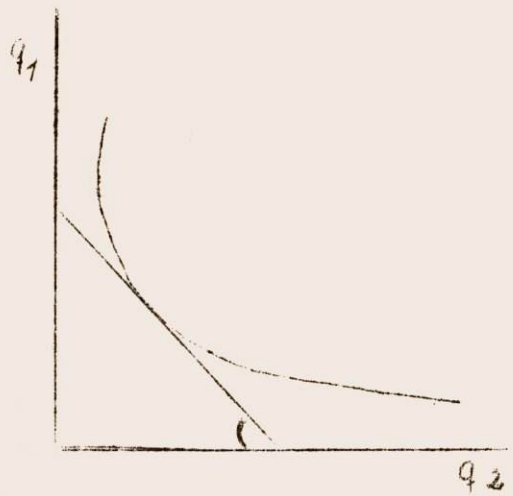
$$RMS^{I}_{q1q2} = -\frac{dq1}{dq2}$$

"Las relaciones marginales de sustitución de los distintos pares de bienes, han de ser iguales a las relaciones de sus precios".

Gráficamente, siendo las curvas de indiferencia, el lugar geométrico en que las combinaciones de bienes producen la misma utilidad, se cumplirá que:

$$dU = 0 = \frac{\partial f}{\partial q1}\, dq1 + \frac{\partial f}{\partial q2}\, dq2$$

$$\frac{dq1}{dq2} = -\frac{\partial f / \partial q2}{\partial f / \partial q1} = -\ RMS^{I}_{q1q2}$$



La pendiente de la curva de indiferencia es, pues, igual a la relación con signo menos entre las utilidades marginales. O de otro modo, la relación marginal de sustitución entre los dos bienes:

$$RMS^{I}_{q1q2} = (\partial f/\partial q2 \,/\, \partial f/\partial q1),$$ es

igual a la pendiente con signo menos de la curva de indiferencia. Por su lado, la restricción presupuestaria, en nuestro caso, es la ecuación de una recta:

$$q1 = \frac{M}{p1} - \frac{p2}{p1}\, q2,$$ en que $-p2/p1$ es la pendiente.

La condición de óptimo del consumidor deducida analíticamente, es equivalente a la condición gráfica de tangencia de la curva de indiferencia y la recta de balance.

Tendremos pues:

$$\frac{dq1}{dq2} = - \frac{\partial f/\partial q2}{\partial f/\partial q1} = - \frac{P2}{P1}$$

O sea:

$$RMS^{I}_{q1q2} = \frac{\partial f/\partial q2}{\partial f/\partial q1} = \frac{P2}{P1}$$, como ya habíamos deducido.

b)- <u>El óptimo del productor</u>.

El productor trata de maximizar su utilidad lo que equivale, si los precios de bienes y factores, están dados; a maximizar su producción, sujeta a la restricción dada por los costes. En el caso más sencillo tendríamos que:

$q1 = g(x, y)$ en que x e y sonllas cantidades de factores.

$X\,px + Y\,py = C$ donde px, py, representan los precios de cada unidad de x e y respectivamente.

El Lagrangiano, como antes será:

$$L = g(x, y) + \lambda(C - xpx - ypy)$$

Derivando parcialmente:

$$\frac{\partial L}{\partial x} = \frac{\partial g}{\partial x} - \lambda px = 0 \qquad [3]$$

$$\frac{\partial L}{\partial y} = \frac{\partial g}{\partial y} - \lambda py = 0 \qquad [4]$$

$$\frac{\partial L}{\partial \lambda} = C - xpx - ypy = 0$$

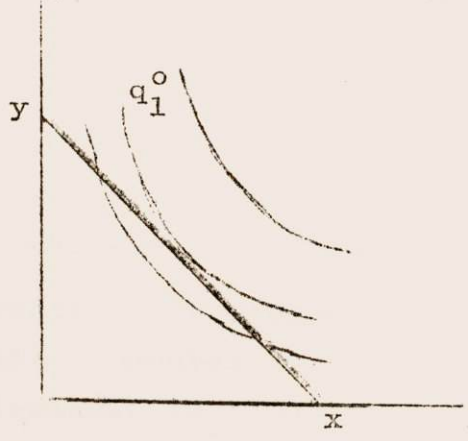
De [3] y [4]

$$\lambda = \frac{\partial g/\partial x}{px} = \frac{\partial g/\partial y}{py}$$, o bien

$$\frac{\partial g/\partial x}{\partial g/\partial y} = \frac{px}{py} = RMS^{ql}_{yx}$$

Que implica que las productividades marginales de los factores, ponderadas por el precio de los mismos, han de ser iguales para que el productor maximice su utilidad. Lo que también equivale a decir que las relaciones marginales de sustitución entre factores, han de ser iguales a las relaciones de precios.

Gráficamente, ésto equivale, de nuevo, a la Condición de Tangencia entre una isocuanta de la función de producción, y la recta de balance que expresa las relaciones de precios de los factores, dada una disponibilidad monetaria inicial.



La pendiente de la isocuanta será:

$$dql = 0 = \partial g/\partial x.dx + \partial g/\ y.dy$$

$$\frac{dy}{dx} = - \frac{\partial g/\partial x}{\partial g/\partial y} = - RMS^{ql}_{yx}$$

La función de costes puede expresarse como:

$$y = \frac{C}{Py} - \frac{Px}{Py} \cdot x,$$ en que -Px/Py es la pendiente. En consecuencia:

$$\frac{dy}{dx} = -\frac{\partial g/\partial x}{\partial g/\partial y} = -\frac{Px}{Py} \quad , \text{ o bien}$$

$$\frac{\partial g/\partial x}{Px} = \frac{\partial g/\partial y}{Py} \quad , \text{ como ya habíamos obtenido.}$$

En el caso más simple de producción no conjunta, hubiesemos obtenido similares condiciones para el productor del bien q2. Nótese que estamos suponiendo siempre que se cumplen las condiciones de maximización de segundo orden, que como es sabido implican la convexidad de las curvas de indiferencia y de isoproducto. O dicho de otro modo, el decrecimiento de la relación marginal de sustitución: RMS_{yx} , a medida que se avanza en la sustitución de y por x.

Pongamos ahora en relación las condiciones anteriores para formalizar los requisitos del óptimo Paretiano. Esto requiere que se cumplan las siguientes condiciones de eficiencia:

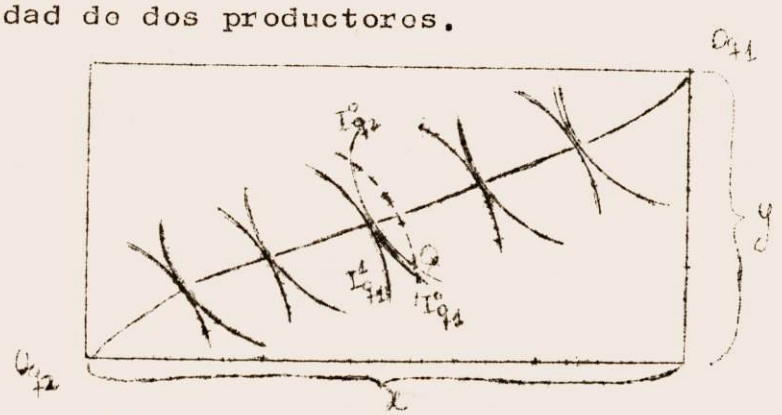
1)- Eficiencia en la producción: de modo que sea imposible aumentar la producción de un bien, sin disminuir la producción de, al menos, otro bien.

2)- Eficiencia en el intercambio, que implica la imposibilidad de que los bienes se distribuyan entre los consumidores, mejorando la utilidad de alguno sin afectar a la de otro.

3)- Asignación de recursos, de acuerdo con las preferencias de los consumidores.

Examinémoslas una por una:

1)- Eficiencia en la producción: En el diagrama familiar, conocido como Caja de Edgeworth, pueden representarse las isocuantas correspondientes a q1 y q2, dadas las dotaciones iniciales de factores de nuestra simplificada sociedad de dos productores.



La curva de contrato que une los puntos de tangencia de las isocuantas, de q1 y de q2, es el lugar geométrico de los puntos de eficiencia en la producción de los bienes.

Un punto como Q, situado sobre la isocuanta I^o_{q2} no será óptimo, pues es posible cambiar la combinación de factores x e y en la producción de q2, manteniéndose sobre la misma isocuanta, y haciendo simultáneamente posible un aumento de la producción de q1, que pasaría del nivel I^o_{q1} a I^1_{q1} .

A lo largo de la curva de contrato, las isocuantas tienen la misma pendiente, por lo que las relaciones marginales de sustitución (RMS) de factores serán iguales. Es decir

$$RMS^{q1}_{xy} = RMS^{q2}_{xy}$$

Como:

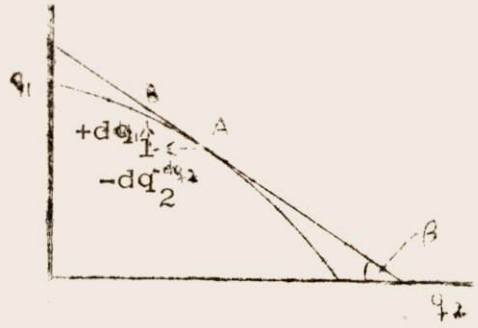
$$RMS_{xy}^{q1} = \frac{\partial g1/\partial y}{\partial g1/\partial x} = \frac{\text{Productividad marginal}}{\text{" "}} \quad \frac{\text{física de y en q1}}{\text{" " x en q1}} = \frac{PM_y^{q1}}{PM_x^{q1}}$$

Y $$RMS_{xy}^{q2} = \frac{\partial g2/\partial y}{\partial g2/\partial x} = \frac{PM_y^{q2}}{PM_x^{q2}}$$

Se sigue que $$\frac{PM_y^{q1}}{PM_x^{q1}} = \frac{PM_y^{q2}}{PM_x^{q2}} \qquad y$$

$$\frac{PM_x^{q2}}{PM_x^{q1}} = \frac{PM_y^{q2}}{PM_x^{q1}}$$

Introduzcamos la curva de transformación de un producto en otro. En ella se muestra la cantidad máxima posible de q1(q2) para una producción dada de q2(q1).



El valor en términos absolutos de la pendiente de la curva, es la Relación Marginal de Transformación (RMTq1q2) = tg β

El paso de A a B, supone una disminución de q2 y un correlativo aumento de q1. Si las variaciones son suficientemente pequeñas, por ejemplo una disminución de una unidad de q2,

liberará una serie de recursos en términos de factores (la producción de q2, se situará en una isocuanta más cercana al origen de coordenadas).

Siendo $dq2 = 1 = dx.PM_x^{q2}$, la cantidad de factor x liberado por la disminución unitaria de q2 será:

$$dx = \frac{1}{PM\ x^{q2}}$$

El incremento de producción posible de q1 será:

$$dq1 = \frac{1}{PM\ x^{q2}} \cdot PM\ x^{q1}$$

La RMT q2 se expresa entonces, teniendo en cuenta el signo contrario de las variaciones de q1 y q2 a lo largo de la curva.

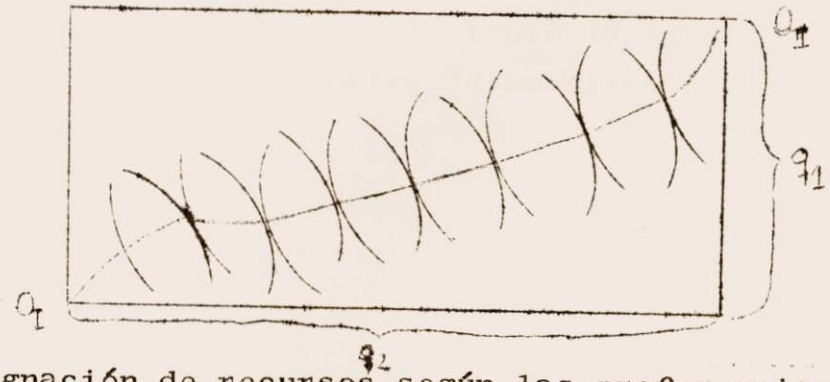
$$RMT\ q1q2 = \frac{dq1}{dq2} = \frac{PM\ x^{q1}}{PM\ x^{q2}} = \frac{PM\ y^{q1}}{PM\ y^{q2}}$$

El valor de la RMT q1q2 crece a medida que aumenta la producción de q2. Para niveles bajos de q2, los escasos factores empleados en su producción tienen elevada productividad, en tanto que los dedicados a la producción de q1, conocen productividades marginales muy bajas (5). Al revés ocurre al incrementar la producción de q2. Lo que quiere decir, que en la producción social de dos bienes con dos factores productivos, la RMT de un bien en otro, debe igualar la relación de las productividades físicas marginales de cada factor en la producción de ambos bienes. Una situación sobre la curva de transformación que no cumple esa **propiedad** no será óptimo, porque permitirá acrecentar la producción de un bien sin disminuir la del otro.

2)- Eficiencia en el intercambio.

Si suponemos ahora determinada la cantidad de q1 y q2 (a partir de las condiciones de eficiencia en la producción), el equilibrio en la asignación de los bienes a los distintos consumidores, puede analizarse de nuevo a través de la Caja de Edgeworth, en la que sustituimos las isocuantas por las curvas de indiferencia de los dos sujetos. La tangencia de las curvas a lo largo de la línea de contrato, implica que:

$RMS^{I}_{q1q1} = RMS^{II}_{q1q2}$, ya que de otro modo podría mejorarse la posición de uno (sin empeorar la del otro), o de ambos, a través de la negociación.



3)- Asignación de recursos según las preferencias de los consumidores.

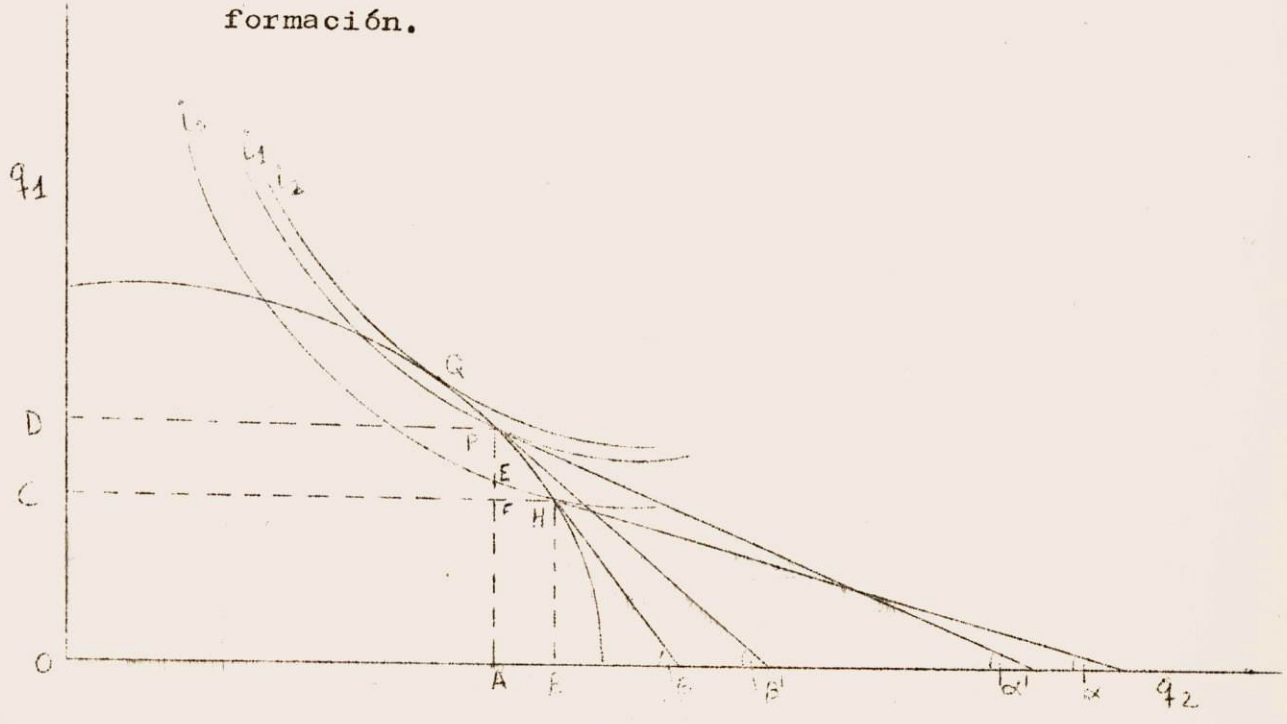
Esta es una síntesis de las dos condiciones anteriores. Si aquellas se cumplen, sabemos que:

$$RMS^{I}_{q1q2} = RMS^{II}_{q1q2} = RMS_{q1q2}$$

Y que nos hallamos en un punto de la curva de transformación en que hay un valor definido de RMT_{q1q2}.

Si RMT q1q2 $>$ RMS q1q2, no nos hallaríamos en el óptimo, ya que podríamos reducir la producción de q2 en una unidad, mediante el aumento de q1 en RMT q1q2 (desplazándonos hacia arriba en la curva de transformación). Esto exigiría, que compensáramos a los consumidores exactamente en la cuantía de su pérdida de utilidad al reducirse q2, mediante el correspondiente aumento en q1. Ahora bien los consumidores sólo necesitan RMS q1q2 $<$ RMT q1q2 unidades de q1 para verse compensados. Esto significa, que al reucir la producción de q2, podemos más que compensar a los consumidores, situándoles en una curva de indiferencia superior. Similarmente, ocurriría en caso de que RMS $>$ RMT.

El óptimo exige por lo tanto la igualdad de las relaciones marginales de sustitución y transformación.



Gráficamente, si nos hallamos sobre el punto H de la frontera de producción, se aprecia que RMT ($=tg\beta$) $>$ RMS ($=tg\alpha$). En ese punto la producción de q1 es OC y la de q2 OB, e igual valor tienen la demanda de q1 y q2. Pero tal posición no es óptima.

El consumidor aceptará desplazarse hacia la izquierda sobre su curva de indiferencia, reduciendo su consumo de q2 solamente si esta reducción es compensada por un aumento suficiente de q1. Si la reducción en q2 es igual a FH, su posición de indiferencia no quedará afectada si aumenta su consumo de q1 en EF, desplazándose así de H a E. Por su parte, para los productores una reducción de la producción de q2 en HF, permite un aumento de producción de q1 en cuantía FP ($>$EF), que puede ofrecerse a los consumidores en compensación por su reducción de q1. Pero ésto supone trasladarse al punto P, sobre una curva de indiferencia superior, tal como i1. De nuevo en P, RMT ($=tg\beta'$) $>$ RMS ($=tg\alpha'$), lo que vuelve a suponer que una disminución del consumo de q2 por los consumidores, puede ser más que compensada por los productores, implicando así desplazamientos sucesivos sobre la curva de transformación y curvas de indiferencia cada vez más alejadas del origen.

Sólo cuando RMT = RMS, es decir, cuando se produce la tangencia de la curva de transformación y una curva de indiferencia, nos hallaremos en una posición de equilibrio estable, que es óptima en el sentido de Pareto. Cualquier desplazamiento

de ella supone, o bien que disminuye la utilidad de los consumidores, o que los productores no alcanzan la frontera de posibilidades de producción.

En resumen, las condiciones del óptimo paretiano derivadas, pueden formularse ordenadamente:

$$[I] \qquad RMS_{xy}^{q1} = RMS_{xy}^{q2}$$

$$[II] \qquad RMS_{q1q2}^{I} = RMS_{q1q2}^{II} = RMS_{q1q2}$$

$$[III] \qquad RMTq1q2 = RMSq1q2$$

Las condiciones obtenidas para el óptimo de Pareto, son independientes del orden institucional en que se mueva la economía, siempre que se respete el juicio de valor de partida antes expuesto. Esto quiere decir, que una economía perfectamente planificada podría, dadas ciertas condiciones sobre el comportamiento de productores, consumidores y planificadores, alcanzar un óptimo en el sentido de Pareto (6). Pero lo que nos interesa es poner de relieve, porqué en un sistema de competencia prfecta, se logran las condiciones de eficiencia antes señaladas.

En competencia perfecta, los consumidores toman los precios de los bienes que componen su función de utilidad como dados, y tratan de maximizar esta función dada una renta. Ello supone que su demanda de bienes se ajusta, de modo que se cumpla que las relaciones marginales de sustitución entre bienes, sean iguales a las relaciones de precios. En términos de nuestro modelo de

dos bienes y dos sujetos, y como antes expusimos, tendremos:

$$RMS^{I}_{q1q2} = \frac{P2}{P1} = RMS^{II}_{q1q2}$$

Lo que equivale a la condición II de óptimo Paretiano.

Por su lado, los productores maximizan el beneficio, lo que equivale, dados los precios de bienes y factores, a maximizar la producción sujeta a la restricción de costes.

Para el productor de q1, su beneficio se expresa:

$$\Pi 1 = P1\ g1(x,y) - xpx - ypy$$

$$\frac{\partial \Pi}{\partial x} = P1 \cdot \frac{\partial g1}{\partial x} - Px = 0$$

$$\frac{\partial \Pi}{\partial y} = P1 \frac{\partial g1}{\partial y} - Py = 0$$

De donde $Px = P1 \frac{\partial g1}{\partial x} = P1 \cdot PM_x^{q1}$

$$Py = P1 \frac{\partial g1}{\partial y} = P1 \cdot PM_y^{q1}$$

Y para el productor de q2, cuya función de producción es g2(x,y), correspondientemente:

$$Px = P2 \cdot \frac{\partial g2}{\partial x} = P2 \cdot PM_x^{q2}$$

$$Py = P2 \cdot \frac{\partial g2}{\partial y} = P2 \cdot PM_y^{q2}$$

Se tendrá en consecuencia que:

$$P1\ PM_x^{q1} = Px = P2\ PM_x^{q2}$$

$$P1\ PM_y^{q1} = Py = P2 PM_y^{q2}$$

O bien: $RMS_{xy}^{q1} = \frac{PM_y^{q1}}{PM_x^{q1}} = \frac{Py}{Px} = \frac{PM_y^{q2}}{PM_x^{q2}} = RMS_{xy}^{q2}$

Lo que equivale al cumplimiento de la condición [I] de óptimo.

Por último, las condiciones de maximizaoión de beneficio de los productores, dan lugar a un punto de la curva de transformación en que RMT, se iguala a las relaciones marginales de sustitución de los consumidores.

$$RMT\ q1q2 = \frac{PMx^{q1}}{PMx^{q2}} = \frac{P2}{P1} = \frac{PMy^{q1}}{PMy^{q2}} = RMS^{I}_{q1q2}=$$

La condición [III], también se cumple.

Así pues, la comeptencia perfecta asegura el cumplimiento de las condiciones de optimalidad paretianas. Ahora bien, es preciso poner de relieve, la relatividad del concepto de óptimo. En las ideas anteriores no hemos hecho sino exponer las condiciones de bienestar, partiendo de una distribución inicial de la rentadadâ o, si no existe producción sino sólo intercambio, dadas unas dotaciones iniciales de recursos. Sin embargo, no hay ninguna razón para pensar que la distribución de la renta resultante del cumplimiento de las condiciones de óptimo, sea confor-

me a los deseos de la sociedad. Ello conduce a hablar de óptimos y "óptimo optimorum", entendiéndose por éste, aquella posición de eficiencia económica en la producción, consumo e intercambio, que da lugar a la distribución de la renta deseada por la comunidad.

La indeterminación general a que conducen las condiciones de optimalidad, puede ser removida de dos modos:

1- Suponiendo que la utilidad marginal de la renta es igual para todos los sujetos, supuesto habitual que comvierte al óptimo de Pareto en una situación de Bienestar máximo.

2- Especificando una función de bienestar, en la que aparezca explícitamente el juicio de valor de la sociedad sobre la distribución más adecuada. Se trataría por tanto de ponderar la importancia relativa de los niveles individuales de utilidad en la función:

   W = W(U1, ..., Un). Los problemas que ésto plantea, han sido aludidos antes y queda fuera de nuestro propósito el tratarlos en profundidad

Todo este largo discurso, nos ha servido para obtener un telón de fondo frente al que expondremos las situaciones particulares de la economía, en que al no cumplirse algunos de los supuestos de la competencia perfecta, significarán separarse de la máxima eficiencia, y con las restricciones indicadas, del mayor bienestar social.

Tal como ha quedado expuesto, el"Modelo de Mercado Competitivo" supone, implicita o explícitamente:

- Mercados competitivos para todos los bienes y servicios, en los que ninguno de los agentes puede influir en los precios.
- Los sujetos económicos, disponen de una información total y perfecta.
- Las únicas motivaciones de la conducta de los sujetos, fundamento de su "racionalidad", son la búsqueda de la ganancia (productores) y de la utilidad (consumidores) máximas.
- Finalmente, todos los bienes y recursos son de propiedad individual, y los sujetos pueden controlar estos recursos obteniendo los beneficios (costes) de su propiedad. Lo que equivale a suponer la ausencia de efectos externos, como veremos próximamente.

Estos supuestos, junto con los datos correspondientes a:

1- La cantidad y calidad de los recursos de la sociedad.

2- La combinación tecnológica que de esos recursos realiza la sociedad, en función de su nivel de conocimientos.

3- Los gustos y preferencias de los consumidores.

4- La distribución de la propiedad de los recursos, que determina la de la renta y del poder de compra de los individuos, originan

una asignación de recursos óptima, con las limitaciones antes indicadas para indentificar ese óptimo económico con el óptimo social, y por lo tanto, la eficiencia con la deseabilidad social. Ahora bien, los supuestos explicitados, adolecen de falta de realismo en diversos aspectos:

1. A partir de R. Chamberlin y Joan Robinson (7), sabemos que el sistema capitalista no tiende a la competencia perfecta en las sociedades industriales avanzadas, sino a formas variadas de competencia imperfecta, monopolística u oligopolística.

   Y en esas condiciones, la garantía de alcanzar los requisitos paretianos de optimalidad, en ausencia de intervencionismo económico, no existe sino en casos muy especiales.

2. La información con que cuentan los sujetos económicos no sólo no es completa y perfecta, sino que además es costosa.

3. Además, los gustos y preferencias de los sujetos no pueden considerarse como dados, sino que son enormemente cambiantes. Pero lo que aquí es relevante, es su dependencia de la publicidad y demás medios de conformar las preferencias del público, utilizados entre otros por los productores. La independencia en estas condiciones, no está garantizada.(8)

4. Por otro lado, no puede considerarse válido el reducir las motivaciones de productores y consumidores, a la búsqueda de objetivos puramente egoistas. Ni las empresas buscan sólamente la maximización de sus beneficios, ni los consumidores son tan "racionales" que su actuación esté gobernada por un cálculo estricto en términos de placeres y penas, referido a todas sus actividades. (9).

5. Por último, y este es el punto al que referiremos todo nuestro análisis posterior, no todos los recursos son de propiedad privada, ni, mucho menos, la totalidad de sus efectos (beneficios y costes) son controlados por sus propietarios.

1.2.- Mercado, Efectos Externos y Bienes Públicos

A los efectos de la contaminación, los fallos del "modelo de mercado competitivo" pueden reducirse a dos:

a) La falta de un sistema obligatorio de derechos de propiedad privada, en los recursos del Medio Ambiente, que implica la ausencia de precios o la inadecuación de los mismos, como guía de las decisiones de utilización de los mismos.

b) La naturaleza pública de muchos servicios del Medio Ambiente (M.A. en lo sucesivo), lo que exige para la optimización de su uso, la intervención pública.

Cuando los derechos de propiedad privada están bien definidos y pueden ser exigidos, los propietarios están en situación de prevenir, que otros sujetos los utilicen, se beneficien de ellos o los dañen, sin previa compensación. Cuando ésto no existe, como luego precisaremos, se dan efectos externos.

La falta de definición precisa, o la imposibilidad de exigencia de esos derechos, implica que no hay posibilidad de compensación, lo que también supone la ausencia de formación de un precio que actúe como guía de la mejor utilización de recursos. De aquí, se deriva la divergencia entre costes privados y sociales (10).

Por otro lado, si no se da la posibilidad de exclusión del uso de los bienes, a individuos distintos del que paga por los mismos, los productores de ese tipo de bienes (bienes públicos), no lograrán obtener ingresos de todos los que los utilicen o se beneficien de ellos. Así pues, si se dan características de "publicidad" en los bienes, su producción en régimen privado, conducirá a una insuficiente oferta en relación con la deseabilidad social.

A estos puntos nos referimos a continuación, intentando precisar algunas ideas ya avanzadas, y analizando las relaciones entre los efectos externos y los llamados bienes públicos.

1.2.1.- Precisiones sobre los bienes públicos: Optimo de Pareto y Bienes Públicos

La clasificación de bienes en privados y públicos, suele hacerse con arreglo a un doble

criterio (11):

I) Rivalidad o no en el consumo
II) Posibilidad de exclusión

Los bienes públicos puros se caracterizan por la no rivalidad y la imposibilidad de exclusión, características completamente opuestas a las de los bienes privados afectados por las propiedades de rivalidad y posibilidad de exclusión. Entre estos dos tipos extremos, cabe una amplia gama de tipos impuros, a los que corresponden la mayor parte de los bienes reales, que se caracterizan por grados variables de rivalidad o/y de capacidad de ex- (12).

Se dice que existe ausencia de rivalidad en el consumo, cuando el consumo del bien qn+1 por el consumidor I, no interfiere con el consumo simultáneo del mismo bien por el consumidor II. Esto equivale a expresar las funciones índices de utilidad de los consumidores I y II de la forma:

$$U_I = U1\ (q11,\ q12,\ ....,\ q1n.\ qn+1) \quad y$$

$$U_{II} = U2\ (q21,\ q22,\ ....,\ q2n.\ qn+1)$$

En que las qij, representan las cantidades consumidas de los bienes privados j = 1,2,..n, por los sujetos i = 1,2, en tanto que qn+1 es el bien público.

Para los bienes privados tendríamos, si no existen más que los dos sujetos, que

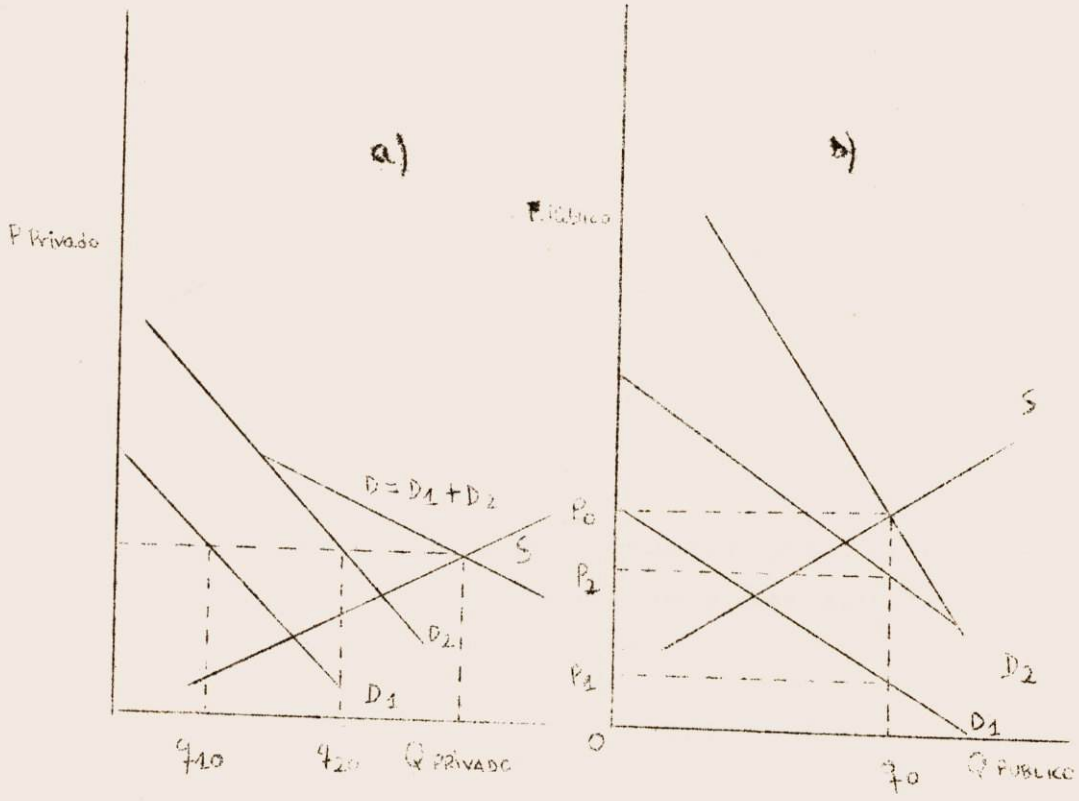
$$\sum_{i=1}^{2} qij = \overline{q}j$$

Siendo $\bar{q}j$ la cantidad total disponible del bien privado j. Para el bien público, sin embargo, la cantidad total disponible del mismo, entra totalmente en las funciones de utilidad de los individuos. O sea

$$qn+1 = \bar{q}n+1$$

Por su lado la no exclusión hace referencia al hecho de que, contrariamente a lo que ocurre en los bienes privados, la ausencia de revelación de preferencias por el consumidor, no supone su exclusión del consumo. En los bienes públicos o bien la exclusión es imposible, como en el paradigmático ejemplo de la defensa nacional, o bien, no es eficiente desde un punto de vista económico. Este último caso se presenta bien a través del ejemplo del puente que une dos ciudades por encima de un río. En tanto no se de congestión en el puente, el cobro de un peaje por el cruce del mismo, supondría excluir a algunas personas sin que ésta exclusión beneficiase a ninguna de las que lo seguirían cruzando, lo que supondría una violación de las condiciones de óptimo de Pareto.

Las anteriores características, llevan a la imposibilidad de que la competencia perfecta, en el caso de existir bienes públicos, alcance el óptimo de Pareto. Antes de poner de manifiesto las modificaciones que entraña en las condiciones de optimalidad la existencia de bienes públicos, veamos la diferencia entre bienes privados y públicos por lo que afecta a la determinación de su demanda.



En la figura se presentan los casos de bienes privados (a) y bienes públicos (b). En el primer caso, la demanda total es la suma horizontal de las demandas privadas a los diferentes precios, dada la exclusión que para cada sujeto supone el consumo del bien, por el otro sujeto. La demanda total determina en su intersección con la oferta, el precio y cantidad total de equilibrio. Para el precio de equilibrio, la abscisa correspondiente a las demandas individuales, señala el consumo de cada sujeto, cuya suma es igual a la cantidad de bien correspondiente al equilibrio. En el caso de bienes

públicos, la no exclusión significa que la demanda agregada es la adición vertical de las demandas individuales, en que cada sujeto revela sus preferencias. Cada sujeto consume la misma cantidad de bien, pero al contrario que en el caso de bienes privados, los precios pagados por los sujetos serán diferentes. El sujeto I, sólo pagará p1, mientras que el sujeto II, pagará p2, precios cuya adición es igual al "precio de equilibrio".

Aclarado este punto, pasemos a las condiciones formales de optimización con bienes públicos (13). Empleando la misma nomenclatura que en nuestro Caso General para la competencia perfecta, y admitiendo dos individuos con funciones de utilidad:

$$Ui = Ui\ (qil,\ q2,\ \bar{x}i - \hat{x}i) \qquad i = 1,\ 2$$

Y una función de producción expresada en forma implícita:

$$F(\ q1,\ q2,\ \hat{x}) = 0$$

En que q2 es el bien público y

$$q1 = \sum_{i=1}^{2} qil \qquad \hat{x} = \sum_{i=1}^{2} \hat{x}i$$

Puede formarse el Lagrangiano correspondiente para maximizar la utilidad del individuo I cuando la del II se mantiene estable, con las restricciones de la función de producción y las cantidades de bienes y factores.

$$L = U1\,(q11,\ q2,\ \bar{x}1 - \hat{x}1) + \lambda\left[U2\,(q21,\ q2,\ \bar{x}2 - \hat{x}2) - \bar{U}2\right] + \mu F(q1,q2,\hat{x}) + \gamma\left[q11+q21 - q1\right] + \delta\left[\hat{x}1+\hat{x}2-\hat{x}\right]$$

Derivando parcialmente:

$$\frac{\partial L}{\partial q1} = \mu \frac{\partial F}{\partial q1} - \delta = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial q2} = \frac{\partial U1}{\partial q2} + \lambda \frac{\partial U2}{\partial q2} + \mu \frac{\partial F}{\partial q2} = 0 \qquad (2)$$

$$\frac{\partial L}{\partial \hat{x}} = \mu \frac{\partial F}{\partial \hat{x}} - \gamma = 0 \qquad (3)$$

$$\frac{\partial L}{\partial q11} = \frac{\partial U1}{\partial q11} + \delta = 0 \qquad (4)$$

$$\frac{\partial L}{\partial q21} = \lambda \frac{\partial U2}{\partial q21} + \delta = 0 \qquad (5)$$

$$\frac{\partial L}{\partial (\bar{x}-\hat{x}1)} = \frac{\partial U1}{\partial (\bar{x}1-\hat{x}1)} - \gamma = 0 \qquad (6)$$

$$\frac{\partial L}{\partial (\bar{x}2-\hat{x}2)} = \lambda \frac{\partial U2}{\partial (\bar{x}2-\hat{x}2)} - \gamma = 0 \qquad (7)$$

A partir de (4) y (5):

$$\frac{\partial U1}{\partial q11} = -\delta = \lambda \frac{\partial U2}{\partial q21} \qquad (8)$$

y

$$\frac{\dfrac{\partial U1}{\partial q11}}{\dfrac{\partial U2}{\partial q21}} = \lambda \qquad (9)$$

A partir de (6) y (7):

$$\frac{\partial U1}{\partial(\bar{x}1-\hat{x}1)} = \gamma = \lambda \frac{\partial U2}{\partial(\bar{x}2-\hat{x}2)} \qquad (10) \quad y$$

$$\frac{\dfrac{\partial U1}{\partial(\bar{x}1-\hat{x}1)}}{\dfrac{\partial U2}{\partial(\bar{x}2-\hat{x}2)}} = \lambda \qquad (11)$$

A partir de (1) y (3):

$$\frac{\dfrac{\partial F}{\partial q1}}{\dfrac{\partial F}{\partial \hat{x}}} = \frac{\dfrac{\partial}{\mu}}{\dfrac{\gamma}{\mu}} = \frac{\partial}{\gamma} \qquad (12)$$

Teniendo en cuenta (8), (10) y (12):

$$\frac{\partial U1/\partial(\bar{x}1-\hat{x}1)}{\partial U1/\partial q11} = \frac{\partial U2/\partial(\bar{x}2-\hat{x}2)}{\partial U2/\partial q21} =$$

$$= - \frac{\partial F/\partial \hat{x}}{\partial F/\partial q1} \qquad (13)$$

Condición que supone, al igual que en competencia perfecta, que para los bienes privados y factores de producción, las relaciones marginales de sustitución entre factores y bienes para los dos consumidores, deben ser iguales entre sí o iguales a las relaciones marginales de transformación de factores y bienes para los productores.

Teniendo en cuenta (1), (2) y (8):

$$\frac{\partial F/\partial q2}{\partial F/\partial q1} = \frac{-\partial U1/\partial q2 - \lambda \partial U2/\partial q2}{\partial} =$$

$$= \frac{-\partial U1/\partial q2}{-\partial U1/\partial q11} \frac{-\lambda \partial U2/\partial q2}{-\lambda \partial U2/\partial q21} =$$

$$= \frac{\partial U1/\partial q2}{\partial U1/\partial q11} + \frac{\partial U2/\partial q2}{\partial U2/\partial q21} \qquad (14)$$

Lo que implica que las RMT entre un bien público y un bien privado, no son iguales a las RMS entre productos de los consumidores, sino a la suma de las RMS, entre el bien público y privado correspondiente a los dos consumidores.

Finalmente, según (3), (6) y (7):

$$\mu \frac{\partial F}{\partial \hat{x}} = \frac{\partial U1}{\partial (\bar{x}1-\hat{x}1)} = \frac{\lambda \partial U2}{\partial (\bar{x}2-\hat{x}2)} = \gamma$$

Pero a partir de (2):

$$-\mu \frac{\partial F}{\partial q2} = \frac{\partial U1}{\partial q2} + \lambda \frac{\partial U2}{\partial q2}$$

Y dividiendo ambas expresiones, miembro a miembro:

$$-\frac{\partial F/\partial q2}{\partial F/\partial \hat{x}} = \frac{\partial U1/\partial q2 + \lambda \partial U2/\partial q2}{\partial U1/\partial (\bar{x}1-\hat{x}1)} =$$

$$= \frac{\partial U1/\partial q2}{\partial U1/\partial (\bar{x}1-\hat{x}1)} + \frac{\partial U2/\partial q2}{\partial U2/\partial (\bar{x}2-\hat{x}2)} \qquad (15)$$

Expresión que traduce que para un bien público y un factor, la relación marginal de transformación de los productores, no es igual a la RMS de los consumidores entre bien público y factor, sino a la suma de las RMS correspondientes a los dos sujetos.

Podemos ya entrar directamente en el tema de las externalidades.

1.2.2.- El concepto de Externalidades

El concepto de efectos externos, externalidades o economías y deseconomías externas, si bien tiene antecedentes múltiples en el pensamiento económico, aparece con precisión en los "Principios" (14) de Marshall refiriéndose a las economías externas a la firma, pero internas a la industria, derivadas de las economías de escala de otra industria.

Como ha señalado Mishan en su famoso ensayo (15), hasta la segunda guerra mundial la discusión sobre el tema, que engloba aportaciones de autores como PIGOU, KNIGHT, VINER y la señora ROBINSON (16), se centra en problemas muy particulares, como el de la congestión del tráfico, pero da luz a una distinción básica, desde el punto de vista conceptual: economías externas pecuniarias y economías externas tecnológicas. La distinción se debe a J. Viner (17), y aunque hoy parece superflua a algunos tratadistas importantes (18), la aceptaremos como punto de partida aclaratorio.

VINER, corrigiendo a PIGOU, señaló que no todas las relaciones que parecen implicar externalidades llevarían a una mala asignación de recursos en un mundo de pura competencia. Es así concebible que un aumento en la demanda de un artículo, por ejemplo zapatos, eleve el precio del cuero utilizado para su fabricación afectando indirectamente al bienestar de los compradores de bolsos de cuero. De este modo, las externalidades pecuniarias resultarían de un cambio en los precios de algunos inputs o outputs en la economía. Pero, al contarrio de que ocurriría con las externalidades en sentido propio (tecnológicas), no provocarían desplazamientos de las funciones de producción (de bolsos) o de utilidad. La distinción entre ambas, como luego se precisará, no estriba en que las primeras sólo afecten a los valores monetarios de las variables, y no a los valores reales. Ambas afectan a los precios y a los valores reales de las variables económicas. La diferencia esencial consiste en que "las externalidades tecnológicas producen un desplazamiento en las funciones que relacionan cantidades de recursos como variables independientes y cantidades de output o niveles de utilidad como variables dependientes. Esto significa que -comparando dos estados idénticos excepto en que en uno hay un efecto externo tecnológico- un vector de inputs reales asignado idénticamente en ambos casos no dejará a todos los miembros de la economía indiferentes entre

los dos estados. En contraste, la introducción de una externalidad pecuniaria permite a todos los miembros de la economía permaneeer en sus niveles iniciales de utilidad si todos los inputs son utilizados como antes, y si hay una apropiada redistribución de la renta que compense por los efectos renta de los cambios de precios que son el instrumento de esa externalidad". (19)

Los efectos precio en que se manifiestan las economías externas pecuniarias, no son otra cosa que el mecanismo normal de una economía competitiva para dar lugar a reasignaciones de recursos, en respuesta a cambios en las demandas y ofertas de factores.

La oscuridad de conceptos en este terreno, no se ha eliminado sino paulatinamente. Todavía en 1.954 T. SCITOVSKY (20), se hacía eco de ella al decir: "Se está de acuerdo en que las economías externas, son una causa de la divergencia entre los beneficios privados y sociales, y de este modo, una causa de que la competencia perfecta, no consiga llegar a una situación óptima; pero existen muchas razones para ésto, y no está claro, en ningún lugar, cuántas y cuáles de éstas razones, quedan subsumidas bajo el epígrafe de "economías externas".

J. Meade (21), ha definido los efectos externos de este modo: "Una economía (deseconomía) externa, es un suceso que confiere un beneficio apreciable (inflige un daño apreciable) sobre alguna persona o personas, que no han consentido

totalmente en el logro de la decisión o decisiones, que condujeron directa o indirectamente al suceso en cuestión."

Definición de la que Meade, deriva la distinción entre efectos externos de renta real ("real-income externality"), y efectos externos distributivos ("distributional externalities"), los primeros de los cuales, sólo podrían existir en un mundo sin competencia perfecta.

No obstante la claridad de la idea de Meade, nos parece más rigurosa y de aceptación más general, la definición proporcionada por Mishan (22), que separa perfectamente las externalidades de tipo pecuniario de las tecnológicas, a que antes nos referíamos.

Para Mishan, en términos amplios, suele definirse el efecto externo como "la respuesta del output de una empresa o de la utilidad de una persona, a la actividad de otras". Pero un concepto tan amplio, conceptúa como efectos externos, a los que tienen lugar a través de los mecanismos de mercado. En un modelo Walrasiano, de equilibrio general, un cambio exógeno de la conducta de un sujeto, alterará el conjunto de precios de equilibrio de factores y productos, con lo que se producirá un cambio en la asignación, que se traducirá en variaciones del output de las empresas y de la utilidad de los individuos. Ahora bien, en competencia perfecta, estos cambios dan lugar a un reequilibrio, cuyo resultado es una nueva posición óptima en el sentido de Pareto, caracterizada por las igualaciones de las

RMS y RMT, tal como antes expusimos. Tales "efectos externos", si se los puede llamar así, no conducen, en consecuencia, a separaciones permanentes de las posiciones de optimalidad (23).

Existen, en cambio, otro tipo de acontecimientos que suponen una acción que no se ejerce por el mecanismo de mercado, vía precios relativos, sino, directamente sobre los argumentos de las funciones de producción o de utilidad de los sujetos. Esta categoría de efectos, es la que merece doctrinalmente, el nombre de "economías o deseconomías externas".

Existirán, entonces, efectos externos, "siempre que el valor de la función de producción, o de la función de consumo, dependa directamente de la actividad de otros" (24).

Esquemáticamente, pueden representarse así para dos sujetos:

$$F^1 (x_1^1, x_2^1, \ldots\ldots x_m^1, x_n^2)$$

En que F, expresa funciones de Producción, Utilidad o Coste; las x, denotan cantidades de factores o bienes, y los superíndices, se refieren a los sujetos (25).

J. MEADE, en 1.952 (26), se refería a estas interdependencias directas, clasificándolas en cuatro grupos:

1- "Interdependencia de la satisfacción de los consumidores", en que la satisfacción de la

utilidad de una persona, depende de las satisfacciones ajenas, por lo que las funciones de utilidad de un individuo no solo contienen como argumentos, los bienes consumidos y los factores vendidos por el mismo, sino bienes consumidos por otros sujetos o factores entregados por éstos.

2- Efectos directos de los productores sobre los consumidores, cuando la actividad productiva influyo en la utilidad de los sujetos, por vías distintas que el mercado. A este grupo se se circunscriben una buena parte de las externalidades debidas a la contaminación, cuyo ejemplo más obvio, son los humos derivados de la actividad productiva.

3- Efectos directos de los consumidores sobre los productores, entre los que cabría citar, a las invenciones técnicas de las que pueden disponer los productores, sin pagar un precio.

4- Interdependencia directa entre productores.

Estas últimas, existen, según Meade, siempre que el producto (x_1) de una empresa, depende no sólo de los factores de producción (l_1,c_1. ....) utilizados por una empresa, sino también del producto (x_2) y de la utilización de factores (l_2, c_2) de otra empresa o grupo de empresas.

$$x_1 = F(l_1, c_1, \ldots\ldots, x_2, l_2, c_2)$$

En este sentido, son una peculiaridad de la función de producción, por loq que conviene denominarlas "economías externas tecnológicas". Esta denominación, por extensión, ha pasado a aplicarse a los cuatro grupos señalados de interdependencias directas.

Ahora bien, la teoría de la industrialización de los países subdesarrollados, como señala SCITOVSKY, ha ampliado el concepto de economías externas, para incluir una serie de acontecimientos, detectados en conexión con el problema de la asginación del ahorro, entre oportunidades de inversión alternativa.

Esta concepción impropia de los efectos externos, prescinde del marco de referencia de la teoría del equilibrio competitivo, para tomar en cuenta, las imprefecciones de los mercados, las indivisibilidades en la utilización de factores productivos y en las cantidades de productos obtenidas, y las diferencias entre los puntos de vista nacional e internacional, sobre la distribución de las actividades económicas; todo ello dentro de un contexto dinámico, que implica separaciones permanentes de la posición de equilibrio económico. Aparece así, con precisión, el concepto de economías y deseconomías externas pecuniarias, siempre que los beneficios de un productor se ven afectados por las acciones de otros productores, y que por analogía con las economías externas tecnológicas, pueden expresarse formalmente como:

$$B_1 = G(x_1, l_1, c_1, x_2, l_2, c_2)$$

Esta definición, incluye, por tanto, la interdependencia directa entre productores antes analizada, pero es más amplia que ésta, pues comprende también, la que tiene lugar a través del mecanismo de mercado. Obvio es decir, que esta categoría, por extensión, se ha aplicado, al igual que la categoría de economías tecnológicas, no sólo a las interdependencias entre productores, sino entre consumidores, y entre productores y consumidores.

En lo que sigue, debemos concretarnos a las economías externas en sentido propio, y situarnos en el marco de la teoría del equilibrio competitivo. Es evidente, que con esta actitud, dejamos de lado un campo de análisis de gran magnitud en la vida real, pero así, seguimos una línea coherente con la opinión doctrinal prevalente, examinando a la luz de la teoría del equilibrio de que partimos, las consecuencias para la optimalidad de la admisión de efectos externos. Debe además caerse en la cuenta, de que el número de acontecimientos que caen dentro de la denominación de efectos externos, es enormemente importante, justificando por ello, la no ampliación del campo de estudio.

Es así, como frente al optimismo de un Scitovsky señalando, a propósito de los efectos directos de los productores sobre los consumidores, que "la mayoría de los ejemplos, pueden eliminarse, y se suelen eliminar, por la ordenación de zonas y por la reglamentación industrial, relativa a la salud y a la seguridad pública" (27),

aparece una preocupación social creciente, por el elevado número de efectos externos, que son soportados por los ciudadanos de los países industrializados, sin que las precarias ordenaciones urbanas o reglamentaciones industriales, consigan su eliminación.

Además, frente a la teoría tradicional de los efectos externos tecnológicos, basados en esquemas de interdependencias entre dos productores, (y cuyo ejemplo más representativo en la literatura, viene dado por el apicultor y el cultivador de manzanas), surge hoy, un nuevo enfoque de las externalidades, basado en la consideración de los recursos de propiedad común, (28), enfoque que pone el énfasis precisamente en la gravedad de los efectos invocados, en la abundancia de los mismos, y en el elevado número de personas comprometidas de una u otra forma, en los procesos que dan lugar a estos efectos externos. Este nuevo enfoque, al que haremos referencia más adelante, precisará trascender el análisis parcial, para volver a adoptar la óptica del análisis de equilibrio general, Pero antes de llegar a ese punto, hemos de recorrer otros caminos.

1.2.3.- Las Externalidades en un Modelo Formal

La admisión de economías externas, conforme a nuestra definición, obliga a introducir modificaciones en las funciones de utilidad y/o de producción de los sujetos económicos, respecto de

las consideradas en el esquema de la competencia perfecta. Admitiendo que las condiciones de competencia perfecta se cumplen en la economía, salvo en la limitada medida de la existencia de efectos externos, podemos analizar bajo la óptica del análisis parcial, los cambios en las condiciones paretianas de optimalidad que la presencia de efectos externos implica. Consideraremos sucesivamente, los casos de externalidades entre consumidores y entre productores.

a) Externalidades entre consumidores:

Sean las funciones de utilidad:

$$U_1 = U_1(q_{11}, q_{12})$$

$$U_2 = U_2(q_{21}, q_{22}, q_{11})$$

referentes a los dos sujetos de la economía, en que las q, expresan cantidades consumidas o detentadas de dos bienes, y donde la utilidad del sujeto II, depende del consumo que el sujeto hace del bien I.

Las condiciones del óptimo paretiano pueden obtenerse fácilmente, con el esquema de maximización restringida:

$$L = U_1 + \lambda (U_2 - U_2^*) =$$

$$= U_1(q_{11}, q_{12}) + \lambda \left[U_2(q_{21}, q_{22}, q_{11}) - U_2^* \right]$$

Siendo $q_1 = q_{11} + q_{21}$ y $q_2 = q_{12} + q_{22}$

:

Derivando parcialmente:

$$\frac{\partial L}{\partial q_{11}} = \frac{\partial U_1}{\partial q_{11}} + \lambda \left[\frac{\partial U_2}{\partial q_{11}} - \frac{\partial U_2}{\partial q_{21}} \right] = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial q_{12}} = \frac{\partial U_1}{\partial q_{12}} + \lambda \left[- \frac{\partial U_2}{\partial q_{22}} \right] = 0$$

Y dividiendo miembro a miembro después de pasar al segundo miembro, el segundo sumando de las ecuaciones anteriores:

$$\frac{\partial U_1 / \partial q_{11}}{\partial U_1 / \partial q_{12}} = \frac{\partial U_2 / \partial q_{21} - \partial U_2 / \partial q_{11}}{\partial U_2 / \partial q_{22}}$$

Condición que difiere de la deducida para el caso de competencia perfecta, puesto que ahora no se cumple la igualdad de las relaciones marginales de sustitución entre bienes para los dos consumidores, ya que

$$\partial U_2 / \partial q_{11} \neq 0$$

b) Externalidades entre productores

Si expresamos las funciones de costo de los dos productores del sistema como:

$$C_1 = C_1(q_1, q_2) \quad \text{y} \quad C_2 = C_2(q_2)$$

en que el productor II ejerce un efecto externo sobre el productor I, tendríamos, que, en competencia perfecta, los dos productores igualarían sus precios a sus costes marginales (no existiendo efectos externos), por lo que:

si ambos producen el mismo bien en un mercado con precio único:

$$P = \frac{\partial C_1}{dq_1} = \frac{\partial C_2}{dq_2}$$

Ahora bien, cuando se introducen las externalidades, la maximización desde el punto de vista social, exige la maximización del beneficio conjunto de ambos productores; o sea:

$$B = B_1 + B_2 = P(q_1 + q_2) - C_1 - C_2$$

Derivando una vez más:

$$\frac{\partial B}{\partial q_1} = P - \frac{\partial C_1}{\partial q_1} = 0$$

$$\frac{\partial B}{\partial q_2} = P - \frac{\partial C_1}{\partial q_2} - \frac{\partial C_2}{\partial q_2} = 0$$

Y por tanto, al introducir los efectos externos,

$$P = \frac{\partial C_1}{\partial q_1} = \frac{\partial C_1}{\partial q_2} \neq \frac{\partial C_2}{\partial q_2}$$

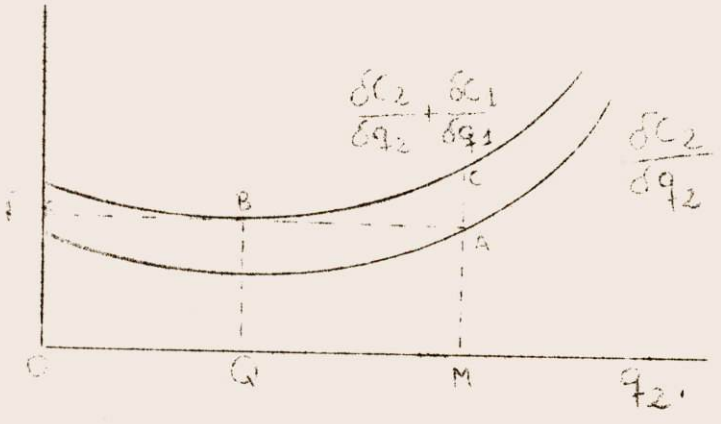
Lo que implica, que el costo social marginal, incurrido por el productor II, es superior a su costo privado marginal:

$$\frac{\partial C_1}{\partial q_2} + \frac{\partial C_2}{\partial q_2} > \frac{\partial C_2}{\partial q_2} \qquad \text{si} \quad \frac{\partial C_1}{\partial q_2} \neq 0$$

En el caso de que $\frac{\partial C_1}{\partial q_2} > 0$, tendremos deseconomías externas, ya que la actividad del productor II, da lugar a un aumento de los costos, en términos de recursos reales, del productor I.

Ahora bien, lo que esto pone de relieve, es que si el productor II, actúa maximizando su beneficio privado, sin tener en cuenta los costos ocasionados al productor I, está produciendo un exceso, en relación con lo que sería deseable desde el punto de vista social.

Si el productor de q_2, tuviera en cuenta sus costos privados solamente, su producción óptima vendría dada por OM, correspondiente a un costo marginal, igual al precio de mercado.



La consideración de los costos sociales, haría desplazarse hacia arriba, la curva de costos privados marginales, por lo que al nivel de producción OM el productor experimentaría, para un precio OP, una pérdida neta

dada por AC x OM. La nueva posición óptima, sería OQ, en que los costos sociales marginales se igualan al precio, con una reducción de producción MQ.

En el caso de economías externas,

$$\left[\frac{\partial C_1}{\partial q_2} < 0\right]$$

, el output del productor II, hubiese sido demasiado bajo en relación con lo que exige el óptimo social. Podemos ya presentar las condiciones del óptimo, en caso de economías o deseconomías externas. A partir de la formulación de Mishan de los efectos externos:

$$F^1(x_1^1,\ x_2^1,\ \ldots.,\ x_m^1,\ x_n^2)$$

Si $\dfrac{\partial F^1}{\partial x_n^2} \neq 0$, existe efecto externo.

En condiciones competitivas, si se ignora el efecto externo, el sujeto II iguala su precio y su costo marginal, que expresamos por $P\tilde{n}^2$ y $C\tilde{n}^2$:

$P\tilde{n}^2 = C\tilde{n}^2$, es decir

$$(P\tilde{n}^2 - C\tilde{n}^2) + \frac{\partial F^1}{\partial Xn^2} \neq 0, \text{ o bien } (P\tilde{n}^2 - C\tilde{n}^2) + F^{21} \neq 0$$

En este caso, como decíamos antes, la externalidad ejerce un efecto no nulo sobre la asignación, obteniéndose un output X_n^2, supe-

rior (inferior) al óptimo social, según se trate de deseconomías o economías externas.

La condición necesaria del óptimo será:

$$(P_n^2 - C_n^2) + F^{21} = 0$$

Pero ésto no basta para la maximización, es preciso que se cumplan también las condiciones suficientes o de segundo orden, que se traducen en la alternancia de signos de los menores complementarios sucesivos, que pueden formarse a partir de un Hessiano, obtenido por derivación parcial de las condiciones necesarias de maximización. En el caso de los dos productores, antes presentados, el Hessiano sería:

$$\begin{vmatrix} -\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_1^2} & -\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_2 \partial q_1} \\ -\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_1 \partial q_2} - \frac{\partial^2 C_2}{\partial q_1 \partial q_2} & -\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_2^2} - \frac{\partial^2 C_2}{\partial q_2^2} \end{vmatrix}$$

Y por consiguiente: $-\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_1^2} < 0$, de donde

$$\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_1^2} > 0$$

Y también: $\left(-\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_1^2}\right)\left(-\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_2^2} - \frac{\partial^2 C_2}{\partial q_2^2}\right) - \left(-\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_2 \partial q_1}\right)\left(-\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_1 \partial q_2} - \frac{\partial^2 C_2}{\partial q_1 \partial q_2}\right) > 0$

De lo que se sigue que: $\left(\frac{\partial^2 C_1}{\partial q_2^2} + \frac{\partial^2 C_2}{\partial q_2^2}\right) > 0$

Condiciones que equivalen a la exigencia de que nos hallemos en la zona de costes marginales, tanto privados como sociales, crecientes (29).

Sin embargo, junto a las condiciones marginales de maximización deben citarse, las <u>condiciones totales</u> que permiten hacer frente a casos especiales:

a- Puede ser que para el output de equilibrio competitivo, caracterizado porque $P^2 = C^2$ también $F^{21} = 0$. Sin embargo, si las primeras unidades (intramarginales) de Xn^2, generaban efectos externos, aún cuando éstos no aumenten al crecer Xn^2, (supuesto contrario al de las condiciones de segundo orden), la posición de óptimo, sólo se alcanzará cuando $Xn^2 = 0$.

b- De modo similar, si $F^{21} \neq 0$ donde $(P^2 - C^2)=0$, el output óptimo de Xn^2 puede ser cero, de modo que no sólo se cumpla para el nivel de producción de equilibrio que la condición necesaria $(P^2 - C^2) + F^{21} = 0$, sino que los excedentes totales, excedan las pérdidas totales impuestas por la externalidad. En otro caso, aunque se de la condición necesaria, habrá que proceder a modificar (reducir) el output (30).

1.2.4.- Efectos Externos y Bienes Públicos

Los anteriores desarrollos formales, han servido para mostrar un paralelismo entre las condiciones de optimización, en el caso de efectos externos positivos (economías externas) y bienes públicos, del mismo modo que para los efectos externos negativos (deseconomías externas) y lo que podríamos llamar males públicos. Y este paralelismo es de la mayor importancia para el objeto de este trabajo, ya que, el tipo de deseconomías externas que se agrupan en torno a lo que llamamos contaminación, entran directamente en la categoría de males públicos, por lo que su tratamiento teórico y corrección política, encuentran su ámbito adecuado en la disciplina de la Hacienda Pública (31). Frente a la primitiva doctrina de los efectos externos, considerados como casos aislados y excepcionales, de una economía caracterizada básicamente según los requerimientos de la competencia perfecta y en la que los únicos bienes (males) que intervenían eran bienes privados, la importancia y extensión de las múltiples formas de contaminación, obliga: a pasar a una consideración de los efectos externos como acontecimientos normales, en que el número de afectados no son solamente dos productores, con funciones de producción directamente relacionadas, sino la comunidad en su generalidad, o al menos, una parte importante de ella.

Como Mishan ha resumido, existen dificultades para una correcta taxonomía de los llamados

bienes privados y los bienes públicos, y para poner en relación a esos últimos con los efectos externos. La confusión sobre el tema, ha estado motivada por varias razones:

1- Una primera causa, es la utilización de términos que conducen a asociaciones convencionales de ideas, tales como las mismas denominaciones de Bienes Públicos y Bienes Privados, para hacer referencia a distinciones de carácter funcional y conceptual. Por lo que el autor citado, propone hablar de "bienes G" (categoría funcional correspondiente a algo como los bienes públicos), y "bienes D" (categoría funcional correspondiente a los bienes privados).

2- A veces no se ha reconocido, debido a las categorías convencionales utilizadas, que lo que podía ser un bien G a largo plazo, podía ser a corto plazo, un bien D.

3- Relacionado con lo anterior, está el hecho de que no siempre se ha abstraido de los costos de congestión, o más generalmente, de los efectos externos, para determinar en que categoría entraba un determinado tipo de bien.

4- Tampoco se ha distinguido, a veces, entre dos tipos de bienes G: "opcionales" y "no opcionales".

Un bien G, es "opcional", si la cantidad absorbida por cualquier persona, puede ser reducida sin incurrir en costes. En otro caso, es "no opcional".

Como ya sabemos, la condición necesaria del óptimo de un bien G, implica que la suma de las valoraciones marginales de los sujetos, para ese bien, sea igual a su coste marginal. Es decir:

$V_g^1 + V_g^2 + V_g^3 = C$, si hay tres sujetos en la economía que disfrutan del bien en cuestión.

Si el coste marginal a corto plazo del bien G (sea "opcional" o no) es igual a cero:

$$V_g^1 + V_g^2 + V_g^3 = C = 0$$

En un bien G"opcional", cada persona elige una cantidad de bien, conforme a nuestra definición, que le proporciona una valoración marginal cero, en cuyo caso también ocurre que:

$$V_g^1 = V_g^2 = V_g^3 = C = 0$$

se cumple para el output óptimo.

En cambio en un bien G "no opcional", la cantidad de bien G que cada persona puede estar obligada a adquirir, puede variar, y su valoración marginal puede ser cero, positiva o negativa, por lo que la anterior expresión no se cumple.

Pero si el coste marginal es aproximadamente constante, en el caso de bienes privados, para la producción óptima, la condición

necesaria de óptimo:

$$\mathcal{V}_{d^1} = \mathcal{V}_{d^2} = \mathcal{V}_{d^3} = C$$

se transforma en $\mathcal{V}_{d^1} + \mathcal{V}_{d^2} + \mathcal{V}_{d^3} = \partial C$, en que ∂C, es el coste marginal de las últimas tres unidades del bien D.

Si tenemos en cuenta ésto último, y que algunos bienes G cumplen:

$$\mathcal{V}_{g^1} = \mathcal{V}_{g^2} = \mathcal{V}_{g^3} = C \quad ,$$

se deduce que no siempre unos y otros bienes, pueden asociarse con ecuaciones específicas de óptimo, sin falta de ambigüedad.

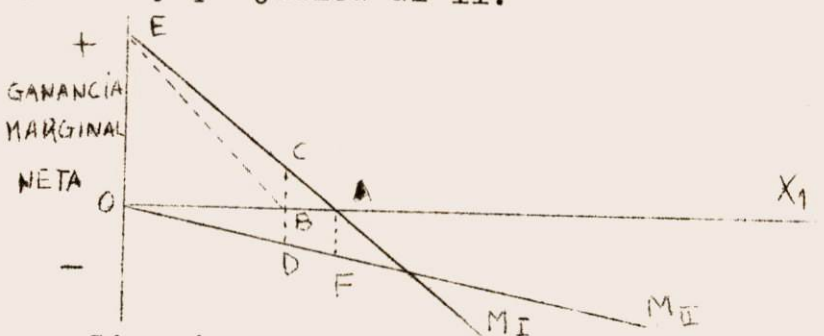
No obstante lo anterior, cabe salvar las dificultades existentes poniendo de relieve, la naturaleza común de Efectos Externos y Bienes Públicos, (o "bienes G"). Ambos forman parte de una categoría de bienes, a la que llamaremos "compartidos" ("Shared"), siguiendo a Mishan. En estos bienes, los beneficios de la cantidad X, obtenida por el sujeto A, son disfrutados por varias otras personas. Por ello, "el bien compartido X, tiende a ser un bien G, a medida que el número de personas que lo comparte se acrecienta y es un caso especial de economías externas, en el que el efecto externo X, es idéntico al bien X que lo genera" (32).

Si tal como ya expusimos gráficamente más arriba, al señalar la diferente representación de la demanda de bienes privados y públicos, en los bie

nes G, no puede darse la atribución de costes de los bienes a sus beneficiarios, ocurrirá, que, en los efectos externos, los beneficios (costes) conferidos a cada sujeto beneficiario como resultado del consumo o de la producción de una unidad del bien, tampoco podrán ser atribuídos a cada beneficiario, según un principio económico.

No existe, pues, diferencia formal entre los Efectos Externos y los Bienes Públicos: en ambos casos, la optimización, exige que se iguale la suma de las valoraciones marginales para todas las personas con el coste marginal. Si quiere señalarse una diferencia, ésta estriba, en que los efectos externos no son intencionales (33). O tal vez más propiamente, la intencionalidad, no es relevante en la producción del efecto externo.

El siguiente gráfico de TURVEY (34), convenientemente interpretado, puede poner de relieve la similitud del tratamiento de los efectos externos y de los bienes públicos. Sean dos sujetos, I y II, y un bien cuya producción beneficia al sujeto I y perjudica al II.



Si suponemos expresables en términos monetarios, los beneficios y pérdidas marginales de los dos sujetos, y comparables interpersonalmente (lo

que supone, admitir constante, la utilidad marginal del dinero), las curvas M_I y M_{II} miden estos beneficios marginales, a medida que progresa la producción del bien X_1 (que puede considerarse un bien pùblico). X_1 puede venir ejemplificado por la construcción de un pantano, cuya mayor dimensión supone para I, mayores posibilidades de riego y para II, mayor fracción expropiada de su finca.

El óptimo social viene dado por aquella producción, para la que se compensan los beneficios marginales de I, con las pérdidas marginales de otro, y que corresponde al nivel OB de X_1, en que CB = BD.

Si ahora suponemos que X_1, es el resultado de la actividad del sujeto I(II), que ejerce una deseconomía externa sobre el sujeto II(I), puede verse, cómo el óptimo social es equivalente al tratar a X_1 como un bien público. El sujeto I(II) maximizaría su posición en el punto A (O), en que su beneficio marginal es cero. Pero ésto supone una posición no óptima socialmente, puesto que, a este nivel de producción, el sujeto II, obtiene una pérdida marginal AF (el sujeto I, obtendría un beneficio marginal OE). Había que reducir la actividad en el primer caso, y aumentarla en el segundo. Como antes, el óptimo social, se encontrará donde los beneficios marginales igualen a las pérdidas marginales.

CAPITULO II

LA CORRECCION DE LOS EFECTOS EXTERNOS DE LA CONTAMINACION

Dentro de la óptica del equilibrio parcial, la aparición de efectos externos (economías o deseconomías), supone, si quiere obtenerse una posición óptima paretiana, la necesidad de que tales efectos sean debidamente computados, en el sistema de precios de mercado. Precisamente, la razón de divergencia del producto privado y el producto social a que se refería Pigou, estriba, en que los efectos externos, no eran internalizados por los agentes económicos en sus decisiones individuales, con lo que el óptimo privado difería del óptimo social.

Ahora bien, si los mecanismos de mercado, léase precios, portadores de la información sobre la que los sujetos privados toman sus decisiones de producción y consumo, incorporan los efectos externos, tales decisiones permitirán alcanzar el óptimo social, desapareciendo las divergencias entre producto privado y producto social. Como dice Mishan: "Si todos los efectos externos que surgen en la producción y utilización de todos los bienes, pasan por el sistema de precios, la competencia perfecta tenderá al óptimo de Pareto" (35). Varias son las fórmulas posibles para lograr la "internalización" en el sistema de precios de los efectos externos:

1- La fusión de empresas.
2- El acuerdo voluntario.
3- El esquema impuesto-subsidio.
4- La creación de un mercado para el efecto externo.
5- Las normas administrativas.

Tras un análisis del problema económico de la contaminación, consideramos sucesivamente cada uno de estos instrumentos:

2.1.- Un esquema simplificado de lucha anticontaminación

Introduzcamos ya el Medio Ambiente (M.A.) en nuestros esquemas teóricos.

Las reflexiones que han precedido, permiten considerar, en primera aproximación, que el bienestar económico es la suma de los bienes y servicios disponibles para el consumo privado y público, y para la inversión (a los que llamamos N), más la corriente de servicios del M.A. neta de los daños ambientales, (a la que llamamos E) (36).

Siendo N^*, los bienes y servicios producidos en ausencia de medidas de control de la polución, T, los recursos reales absorbidos por ese control, E^*, los servicios del Medio Ambiente cuando no existe contaminación en absoluto, y D, el daño debido a la presencia de contaminación, el Bienestar económico (W), puede formularse:

$$W = N + E = (N^* - T) + (E^* - D) = (N^* + E^*) - (T + D)$$

Aparece claro que T+D son los costes totales de la contaminación, cuando existe control de la misma. En consecuencia, la maximización de W, exigirá minimizar esos costes, supuesto que N^* y E^* vienen dados.

El bienestar W, podrá aumentar cuando disminuyan T y D. Es decir $\Delta W = -\Delta D - \Delta T$.

El control de la contaminación supone, en conclusión:

- La reducción de los daños (D).
- La reducción de los costes de tratamiento de los residuos (T).
- Una combinación de modificaciones en D y T, que implique variaciones de costes de tratamiento más que compensadas, por variaciones de los daños.

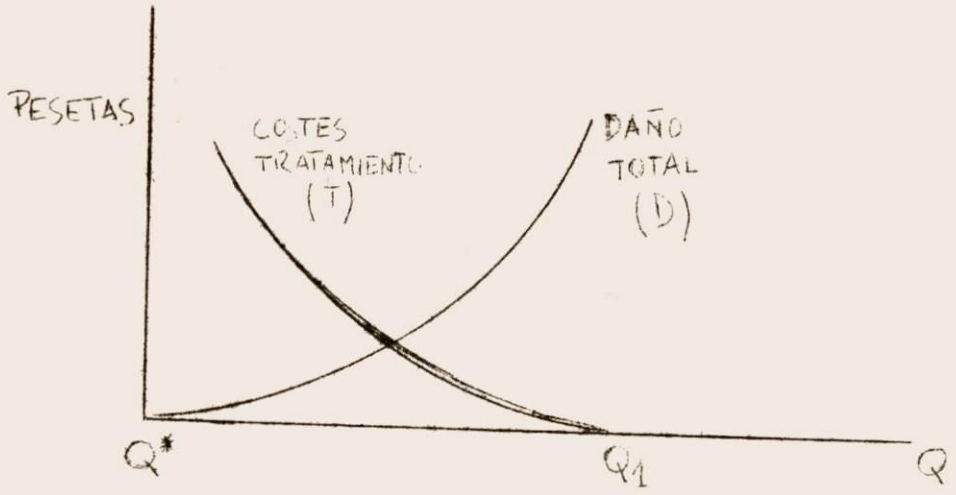
En términos de eficiencia, el control se abordaría siempre que $\Delta(-D) = -\Delta D > \Delta T$, y se procedería hasta lograr aquella situación en que $-\Delta D = +\Delta T$, supuestos costes de tratamiento crecientes y beneficios del control decrecientes.

Ahora bien, es claro que el planteamiento que realizamos, lleva implícita la conmensurabilidad de todos los servicios del Medio Ambiente y de todos los daños.

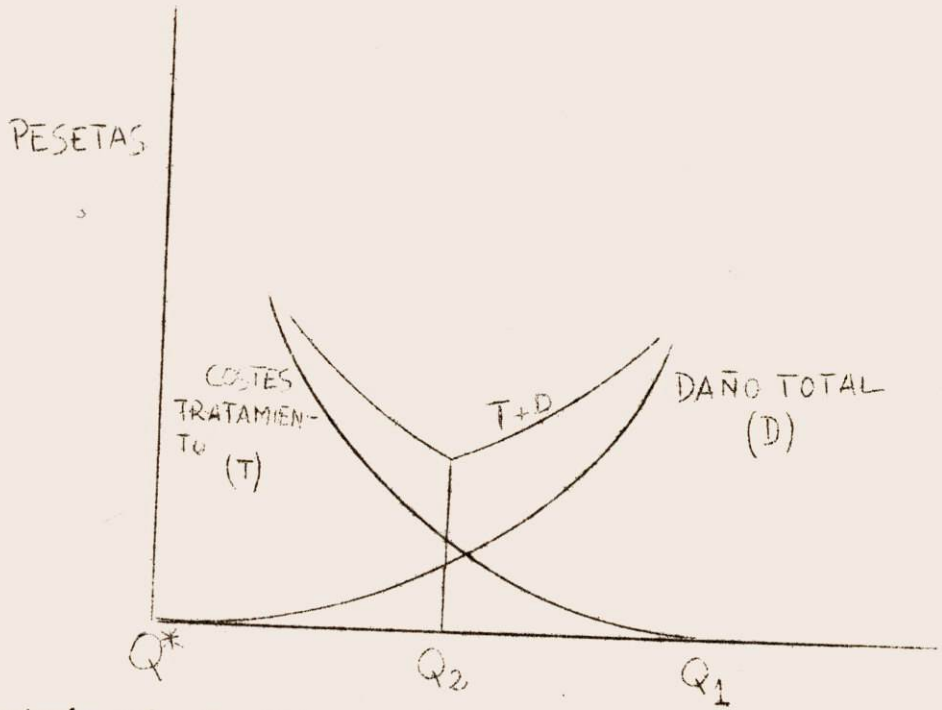
Dentro de un modelo de partida, como el de Pareto, en el que priman los postulados individualistas del bienestar, atribuir valores monetarios a los bienes y servicios del M.A., exige adoptar como patrón de medida, las valoraciones que de tales bienes y servicios hace el que los recibe. Sin entrar por el momento en mayores profundidades, que se introducirán más adelante, el valor monetario de un incremento marginal en los servicios del M.A., vendrá dado por la máxima cantidad de dinero que una persona estará dispuesta a pagar para lograrlo (37). Cuando hay mercado para esos bienes y servicios, el precio de competencia mide la voluntad marginal de pago. Pero si aquel no existe, o no cumple las condiciones de la competencia perfecta, los precios no son una medida adecuada de los valores atribuídos a los servicios medioambientales. Lo que plantea la necesidad, de crear

técnicas adecuadas para aproximarnos a la valoración: en este sentido se orienta el Análisis Coste-Beneficio.

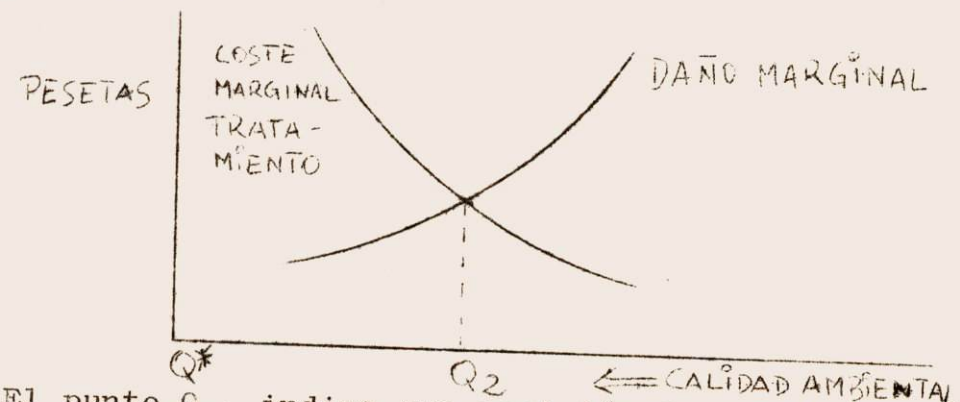
Si admitimos provisionalmente la inexistencia de problemas de valoración, el control de la polución puede expresarse claramente, en el sencillo modelo de A.M. FREEMAN, R. H. HAVEMAN y A.V. KNEESE.



El gráfico muestra la forma convencional de las curvas de costes y daños, expresadas en unidades monetarias, y correspondientes a diferentes niveles de pureza ambiental. La calidad del Medio Ambiente disminuye, cuando aumenta la concentración de residuos. Los costes de tratamiento, crecen al aumentar las exigencias de calidad del M.A. (al disminuir la concentración de residuos). Los daños producidos son mayores, conforme aumenta la concentración (disminuye la calidad del M.A.). El óptimo económico, como antes decíamos, viene dado por el mínimo de los costes totales (T + D) de contaminación, cuando existe control de la misma. Gráficamente esta situación corresponde al punto Q_2.



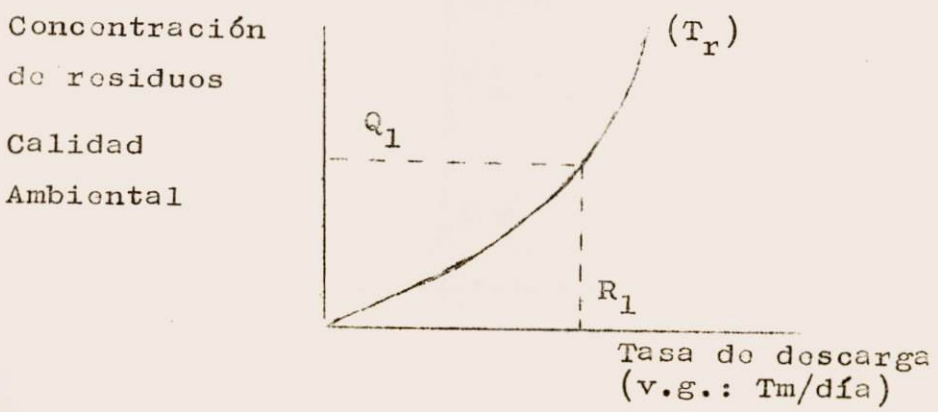
Quizás más familiar y útil, es la presentación de esa situación en términos de costes marginales y daños marginales, en que aquellos crecen para mayores niveles de calidad ambiental (menores núcleos de concentración de residuos), al revés de lo que ocurre con los daños marginales.



El punto Q_2, indica una posición de calidad ambiental tal, que si quiere mejorarse aún más (desplazamiento hacia la izquierda de Q_1) los costes reales exigidos por el tratamiento, superan los beneficios reales derivados de la reducción de los daños marginales. A la derecha de Q_2, el óptimo no se ha alcanzado, pues los beneficios marginales de control de la contaminación, superan a los costes marginales de tratamiento.

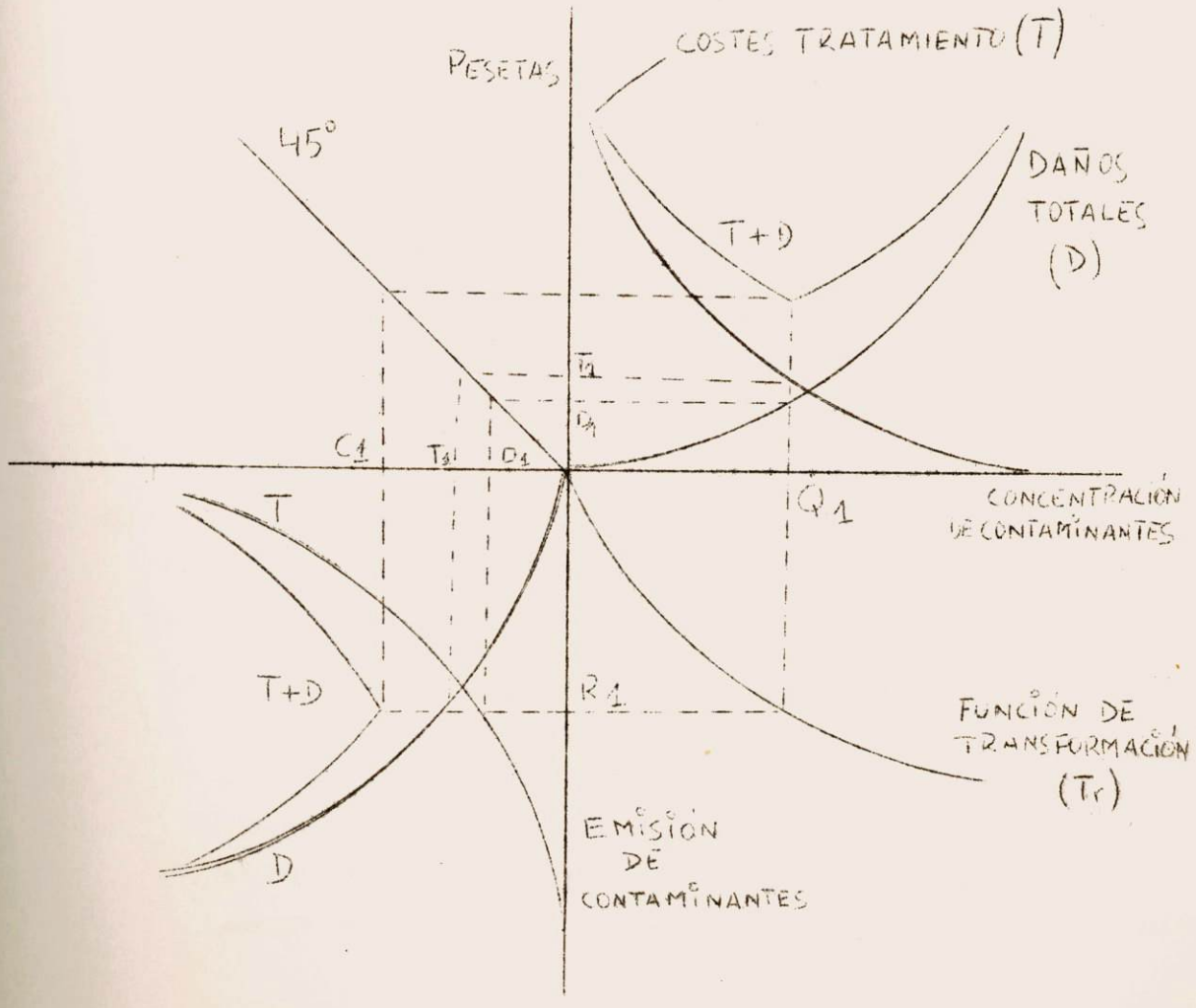
En el anterior modelo, debe especificarse que Q, significa la calidad ambiental o la concentración de residuos en el M.A. Pero esta variable, que será el objetivo último de la política ambiental, está relacionada con la tasa de descarga o vertido que realizan los agentes contaminadores. Tal y como la hemos expresado, Q significa, "niveles de inmisión", y la descarga de los agentes equivale a los "niveles de emisión", empleando la terminología de la legislación española sobre contaminación atmosférica (39). En la calida ambiental, además de las tasas de vertido, tienen un considerable influjo las características físicas y ecológicas del medio en que se realiza el vertido. Razón ésta, que impide, si no se precisa debidamente la forma de difusión de los residuos en el M.A., pasar de la tasa de vertido a la tasa de concentración ambiental de los productos contaminantes (40).

No obstante, si temporalmente damos por supuesto el conocimiento de la difusión ambiental de los residuos, puede establecerse una relación entre calidad ambiental y vertidos, expresada por una curva de transformación (T_r). Conviene precisar, de nuevo, que el aumento de concentración de residuos implica una disminución de la calidad ambiental, por lo que la tasa de descarga tiene una relación positiva con la concentración de residuos e inversa con la calidad ambiental.



En abscisas representamos, para un foco contaminanto, su nivel de emisiones en un espacio de tiempo. En ordenadas, se representa la calidad ambiental (o concentración de residuos) que se sigue de la tasa de vertidos, expresada en abscisas, supuestas unas determinadas características del medio, en cuanto a capacidad asimilativa y dispersadora de la polución emitida.

Si combinamos los gráficos antes presentados, siguiendo el análisis de Freeman, Haveman Y Kneese (41), podemos obtener una visión esquemática de los problemas implicados en el control de los efectos de la contaminación. Adoptaremos, una representación en los cuatro cuadrantes de unos ejes de coordenadas.



Al aparecer relacionados la calidad ambiental con el nivel de emisión, pueden conocerse los daños y costes asociados con una descarga determinada. R_1, es el nivel óptimo de descarga de contaminantes, correspondiente al nivel mínimo de los costes totales de la contaminación, cuando existe actividad de control.

El presente esquema, aunque clarificador a nuestro juicio, no pone de relieve las innumerables dificultades contenidas en la obtención de las funciones implicadas. Debe llamarse la atención, en particular, sobre los siguientes puntos:

a) La curva de costes, es una expresión de los costes más bajos posibles, para alcanzar una cierta calidad ambiental. Significa, por tanto, que los distintos agentes contaminadores, deben igualar los costes marginales de las diferentes tecnologías de control existentes.

   Esto equivale a que se igualen los costes marginales de tratamiento entre todos los sujetos y todas las opciones tecnológicas. Cuando por una u otra razón, tales exigencias no se dan , la curva T no expresa los costes totales mínimos.

b) El gráfico incluye un solo contaminante. Pero la admisión de una compleja realidad con múltiples contaminantes, introduce complicaciones adicionales:

   1- Se da una interdependencia en la generación y descarga de contaminantes. Puede ocurrir, que una reducción de los humos lanzados por una factoría, implique un aumento de los residuos sólidos, descargados a otro medio ambiental (el agua, por ejemplo) Ahora bien, esta interdependencia, ha de ser tenida

en cuenta en la curva de costes de tratamiento.

2) La omisión de diversos contaminantes puede producir efectos sinérgicos, lo que implica que los daños de la omisión de varios contaminantes, son distintos (mayores o menores) que la suma de los daños generados por cada contaminante, separadamente.

Todo lo anterior, supone serias dificultades para la obtención de información que, con los autores citados, pueden resumirse en las siguientes:

1)- Función de costes de tratamiento.

Existen numerosas posibilidades tecnológicas de control de la contaminación (cambios de proceso tecnológico, reciclajo de los residuos, purificación de los mismos, etc.) que no pueden ser estudiadas totalmente, a fin de estimar el coste mínimo de una cierta calidad ambiental. Por otro lado, la relación entre omisiones de contaminantes y concentraciones de los mismos, se conoce tan sólo para algunos contaminantes y, aún en estos casos, de modo burdo.

2)- Función de daños.

Presenta todavía mayores dificultades que la función de costes.

El problema estriba, fundamentalmente, en que se trata de valorar bienes y servicios que no pasan por el mercado, y a los que hay que asegurar un precio que responda a su valoración social. Relacionado con ésto se encuentra, así mismo, la dificultad dada por la falta de conocimiento y aleatoriedad del futuro. Mencionemos además que el mundo real es diná-

mico, y nuestro esquema presenta un mundo estático en el que los desplazamientos de las curvas no tienen cabida, en principio.

Con estas ideas, podrá juzgarse la mayor o menor idoneidad de los medios propuestos por la reflexión teórica, para la "internalización" de los efectos externos.

2.2.- La fusión de empresas o actividades

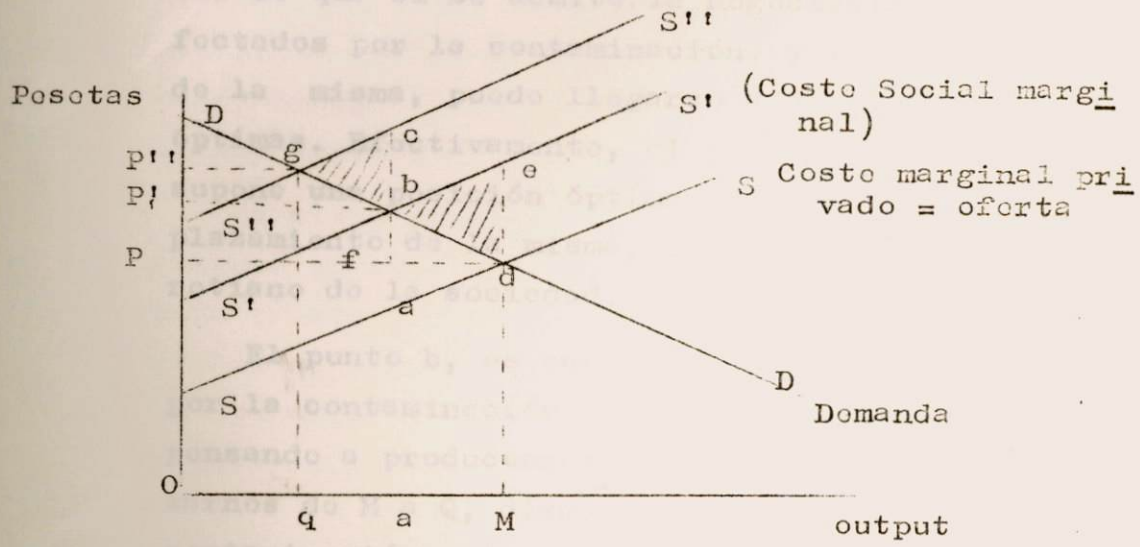
Referida a las economías externas tecnológicas en sentido estricto, es obvio que si los diferentes agentes implicados como productores o sujetos pacientes de las externalidades, se constituyen en una única unidad de decisión, los efectos externos quedan convertidos en internos. La empresa que lanza vertidos químicos al agua que utiliza, río abajo, otra empresa, produce un efecto externo tecnológico. La fusión de las dos empresas, permitirá convertir el efecto externo en interno a la nueva unidad, y, dado un comportamiento de racionalidad económica, llevará a determinar si aquel vertido debe cesar, si han de ponerse instalaciones de filtrado de los vertidos, o de filtrado de las aguas río abajo, antes de su utilización. Ni que decir tiene, que esta fórmula no es viable más que para casos muy específicos, en los que el número de unidades comprometidas, es muy pequeño. En realidad es una variedad de lo que luego llamaremos acuerdo voluntario, pero referida a unidades productivas.

2.3.- El esquema impuesto-subsidio

2.3.1.- Una aproximación elemental

Este es el remedio tradicional de los fallos del mercado, como asignador eficiente de recursos. Si existen deseconomías externas que redundan en un exceso de output en relación con el óptimo social, la solución es un gravamen por unidad producida, que reduzca la producción total. Al revés ocurrirá, si se dan economías externas que implican un output inferior al óptimo (42).

En el caso de la contaminación, el impuesto pigouviano relevante, supondrá un gravamen por unidad producida, igual al daño social marginal derivado de la contaminación, en el óptimo.



En ausencia de internalización, la curva de oferta (=coste privado marginal) y demanda, dan lugar a un equilibrio con un output OM y un precio OP, que no es óptimo desde el punto de vista social. La introducción de un gravamen por unidad de output, equivalente al coste social marginal de la contaminación inherente a cada unidad de output, da lugar al desplazamiento vertical de la curva de oferta, que ya no mide solamente los costes privados sino todos los costes sociales. La intersección de la nueva curva S'S' con la demanda, en b, conducen a un output óptimo socialmente, con una reducción de la cantidad producida hasta OQ, y un aumento del precio del bien en cuestión. El daño para los que sufren la contaminación, se habrá reducido en la cantidad a b e d, si bien existirá una pérdida para productores y consumidores de abd.

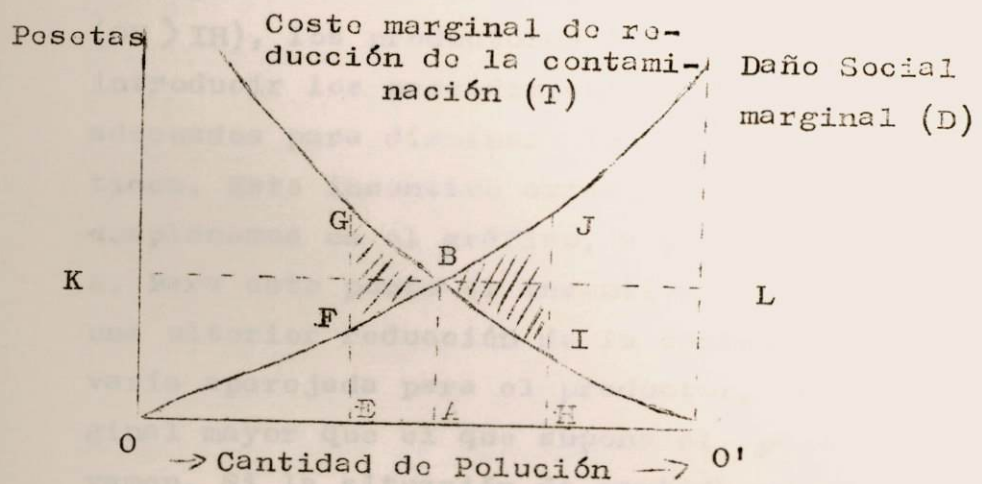
Este esquema, sin embargo, tiene la dificultad de que si se admite la negociación entre afectados por la contaminación, y los productores de la misma, puede llegarse a situaciones no óptimas. Efectivamente, el punto b en el gráfico, supone una posición óptima, en que cualquier desplazamiento de la misma, empeora el bienestar paretiano de la sociedad.

El punto b, es aquel en que los afectados por la contaminación maximizan su bienestar, compensando a productores y consumidores: al desplazarnos de M a Q, disminuye el daño social de la contaminación, a costa del excedente de productores y consumidores del producto. Desde d hacia b,

todos los desplazamientos suponen un aumento neto del bienestar de los afectados por la contaminación, sin deterioración del de los demás sujetos (que pueden ser compensados). A partir de b, los desplazamientos hacia la izquierda, dan lugar a una pérdida neta del bienestar.

No obstante, una vez introducido el gravamen (de = ab) por unidad de producto, cabría que, como el paso a la posición Q. no supone la desaparición de la contaminación, los afectados por ésta, ofreciesen a los productores una cantidad en pesetas como cb=ab, a fin de que reduzcan su producción en una unidad, y sucesivamente para ulteriores unidades. Esto sería equivalente a un desplazamiento vertical de S'S' en cuantía ab=cb, dando lugar a una nueva curva de oferta S''S'', que determina sobre la curva de demanda una intersección g, a la que corresponde un output menor que el óptimo. Este punto, que ha sido señalado entre otros por J.M. Buchanan y W.C. Stubblebine (43), tiene, en la realidad, pocas posibilidades de producirse, y la autoridad pública siempre puede tomar medidas para evitar tales acuerdos (36).

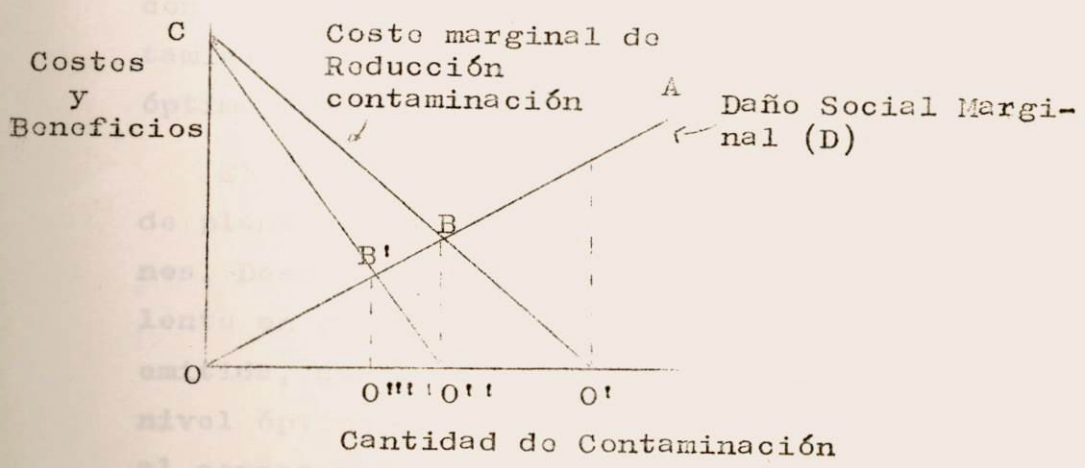
El mismo problema puede expresarse más claramente en otro gráfico, en que representamos no ya la oferta y demanda del bien que produce contaminación, sino las funciones de daño marginal de la contaminación y del coste marginal de tratamiento de la misma.



Cuando no existe gravamen, el productor privado se sitúa en el punto O', produciendo fuertes efectos externos. Los afectados por los mismos, desearían que el productor no saliera de la posición O, equivalente a una contaminación nula, lo que exigiría unos costes de reducción muy altos. B es la posición de equilibrio que iguala, como antes vimos, el daño social marginal (beneficios de su evitación) con el coste marginal de la lucha anticontaminación. El problema estriba, en cómo llegar a ese punto, partiendo de cualquier otra posición. La aplicación de un impuesto pigouviano, igual a OK=O'L, introduciría los suficientes incentivos como para que los productores aplicasen los medios más eficaces y económicos para que la contaminación se sitúe al nivel OA. Admitamos una posición de partida como OH, en la que el daño social marginal (JH), su-

pera al coste del tratamiento de la contaminación (IH). Como el gravamen por unidad emitida, es superior al coste marginal de su reducción (OK > IH), los productores encontrarán económico, introducir los procedimientos tecnológicos más adecuados para disminuir los contaminantes emitidos. Este incentivo existirá, en tanto que nos desplacemos en el gráfico, a partir de H, hasta A. Para este punto el incentivo desaparece, pues una ulterior reducción de la contaminación, llevaría aparejada para el productor, un coste marginal mayor que el que supone el pago del gravamen. Si la situación de partida es OE, el razonamiento es paralelo, implicando un aumento en las emisiones de contaminantes.

El problema de la separación de la posición de óptimo, si se admite tras el gravamen la posibilidad de negociación, queda expuesto en el siguiente gráfico.



Como hemos dicho, O'C, mide el coste marginal de la reducción de la contaminación, que equivale al beneficio marginal que obtienen los productores de la misma, cuando no llevan a cabo esa reducción. OA, son los daños sociales marginales de su reducción. Si se aplica ahora un gravamen por unidad, equivalente a OO''B, la situación corregida supone unas emisiones equivalentes a OO'', donde los beneficios marginales de la emisión de contaminantes, se hacen cero, obteniéndose una nueva curva de beneficios marginales para el contaminador como CO''.

El punto O'', es un óptimo social, como decíamos antes, pues en él si minimizan la suma de los costes internos y externos. La admisión de la posibilidad de negociación entre el contaminador y los afectados haría todavía posible que éstos tratasen de compensar a aquellos, a fin de trasladarse al punto O''', en el que la ganancia neta de los contaminadores, coincide con el daño sufrido por los afectados por la contaminación. Este punto, sin embargo, no sería óptimo socialmente.

El caso de los subsidios, en principio, puede plantearse simétricamente al de los gravámenes. Desde esta primera aproximación, es equivalente un gravamen por unidad de contaminación emitida, que un subsidio por unidad evitada. El nivel óptimo del subsidio (45) es además igual al correspondiente al impuesto. En la figura de la página 79, la fijación de un subsidio de valor OK por unidad de contaminación evitada, crea un

incentivo económico para la reducción de las emisiones de OH, hasta el nivel OA, siempre y cuando, el coste marginal del tratamiento de las emisiones, sea inferior al valor del subsidio. Para niveles de contaminación inferiores a OA, el monto del subsidio, no compensa al productor del coste de reducción de la contaminación.

Como indica Beckerman, (46), lo que es relevante a efectos de optimizar la asignación de recursos es el coste de oportunidad. Ahora bien, desde este punto de vista la introducción del subsidio por unidad de contaminación evitada supone un coste de oportunidad para el agente emisor, en cuanto que la persistencia en la actividad contaminadora supone la renuncia al correspondiente subsidio unitario.

Formalmente, supóngase una empresa cuya contaminación es proporcional al output producido. Admitamos que su función de costes totales sea:

$$CT = f(x)$$

Un sistema de gravámenes por unidad de contaminación, transforma su función de costes en

$$CT_1 = f(x) + tx$$

Con un subsidio por unidad de contaminación evitada a partir de cierto nivel predeterminado (x^*), CT se convierte en

$$CT_2 = f(x) - t(x^* - x) \quad , \text{ en que } x < x^*$$

En ambas situaciones, los costes marginales son ahora iguales y superiores a los de la situación primitiva.

Es decir:

$$CM_1 = CM_2 = f'(x) + t \quad , \text{ frente a } CM=f'(x)$$

en la situación no corregida.

Si recordamos la anterior consideración del Medio Ambiente como un factor de producción, cuya utilización se produce por las empresas mediante el pago de un precio cero en tanto no hay corrección de efectos externos, convendremos en que la imposición de un gravamen o subsidio, como los indicados, tienen como efecto dar a la contaminación un coste de oportunidad igual. En consecuencia, dados los supuestos de comportamiento en que nos movemos, las empresas tratarán de reestructurar sus combinaciones de factores productivos para satisfacer sus condiciones de máximo beneficio, de modo que el valor del producto marginal de todos sus factores sea igual a sus costes de oportunidad. En ambos casos este comportamiento se traducirá en idénticas alzas de costes, pues la reducción del factor "posibilidad de contaminar" conducirá a aumentos idénticos en el empleo de otros factores sustitutivos, cuyos precios suponemos dados.

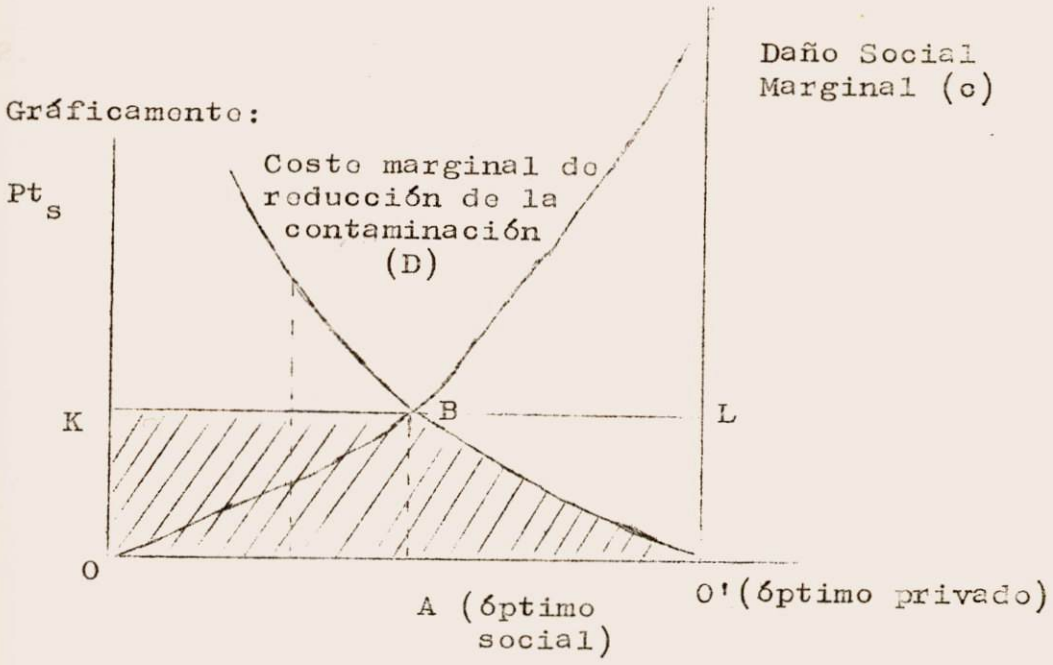
Las curvas de oferta se desplazarán hacia arriba y hacia la izquierda en idéntica medida y, en definitiva, si la demanda permanece estable, el alza de precios resultante no diferirá en los dos casos.

"La amplitud del desplazamiento dependerá de la elasticidad de sustitución de los otros factores con relación al factor polución. Si es

elevada, y los otros factores son baratos, la polución por unidad bajará mucho y las curvas de oferta no subirán mucho hacia arriba y hacia la izquierda, en tanto que la producción no bajará sensiblemente y el precio del producto se elevará poco" (47).

Esta explicación creemos puede zanjar las discusiones sobre la diferente eficacia asignativa de gravámenes y subsidios, al menos en un análisis estático. Téngase en cuenta que el subsidio analizado equivale a un impuesto indirecto igual a los daños causados por la contaminación en el óptimo, compensando el efecto de este impuesto sobre la renta del contaminador por una subvención global. Ahora bien, este tipo de subvenciones no es función de ninguna variable implicada en las decisiones de la empresa, por lo que no tiene efectos sobre la asignación de recursos (48). El subsidio crea un coste de oportunidad que modifica la asignación. El que ese coste sea reembolsado a la empresa a través de una subvención global afectará a la distribución de la renta, pero no a la asignación.

Gráficamente:



Si el subsidio es AB=O'L, ello equivale a un gravamen por unidad de contaminación tal como AB, que significaría unos ingresos impositivos OKBA, e impondría un coste adicional sobre la empresa de OKBO' (el coste de reducción de la contaminación, más el impuesto) que sería compensado por un subsidio global OKLO'.

Claro que las consideraciones anteriores son puramente teóricas, estáticas y de período corto. Es muy probable que, al no darse en la práctica imposiciones y subvenciones puras, se sigan efectos asignativos a largo plazo, y que la pretendida semejanza de ambos instrumentos sea más formal que real. A estos puntos nos referimos en el siguiente apartado.

2.3.2.- Impuestos frente a Subsidios

Como queda dicho, si bien, teoricamente, ambos métodos conducen a los mismos niveles de output deseados, las implicaciones prácticas de uno y otro, así como sus efectos distributivos son muy diferentes (49).

Un sistema de gravámenes supone la aceptación de que el público en general, tiende derecho a un Medio Ambiente limpio (50) y que, por lo tanto, los que contaminan tienen una responsabilidad por el daño que ocasionan. Al contrario, un sistema de subsidios equivale implícitamente a la aceptación del derecho a contaminar, derecho que la autoridad reconocería al ofrecer una contraprestación (subsidio) por su renuncia. Esta distinción, que es importante, desde un punto de vista ético y jurídico, podría no tener relevancia económica si las ventajas en cuanto a eficiencia y simplicidad administrativas del sistema de subsidios fuesen suficientemente importantes. La realidad dista, sin embargo, de confirmar esas ventajas.

En términos generales, la principal desventaja del subsidio por unidad de polución evitada reside en que supone incentivar la entrada de nuevas empresas en la actividad o industria contaminante (51), a menos que la entrada en la actividad se halle estrictamente controlada(52). A menos que las subvenciones se limiten a los contaminadores existentes y al nivel existente de contaminación, habrá nuevas empresas tentadas de formarse en las actividades altamente

contaminadoras con la exclusiva finalidad de beneficiarse del que algunos llaman "método venal". Su entrada crearía artificialmente una nueva "necesidad" de limpieza, un nuevo mercado y una nueva demanda para el producto "aire puro", que no habría existido de no darse la amenaza de contaminación. Pero ésto, constituye una mala asignación de recursos, del mismo modo que la creación de demanda para los "servicios de protección" de una banda de gangsters a base de maltratar o extorsionar a quienes no aceptan la protección ofrecida. La demanda de aire puro no sería sino el resultado del aumento de producción de lo que es negativo (la contaminación). Por ello parece claro que las subvenciones habría que limitarlas a las empresas y al nivel de contaminación existente (53 bis). Lo que obligaría a prohibir la entrada en la industria de nuevas empresas (54), pues en otro caso el resulado sería que todas las empresas originales tendrían que abandonar la industria ante la competencia de las nuevas (que no pueden beneficiarse de los subsidios, pero cuyos costes marginales son menores), volviéndose a la situación anterior a la creación del sistema de impuestos, con un nivel de contaminación no corregido, pero habiendo perdido el erario público una parte de sus recursos en el pago de los subsidios.

Bramhall y Mills (55) han señalado que una actividad no rentable con gravámenes podría convertirse en rentable con el sistema de subsidios. En ese caso existe el riesgo de que el subsidio

sirva para reducir la contaminación por empresa, pero contribuya a incrementarla para la industria (actividad) en general (56). A este punto nos referimos en detalle más adelante.

Por otro lado, los problemas administrativos del subsidio no dejan de ser importantes a la hora de su implantación. En particular, su aplicación supone la determinación inicial de un nivel de contaminación lanzada, por cuya unidad de reducción se obtiene el derecho al subsidio. Esto obliga a un análisis exhaustivo de los agentes contaminadores a fin de precisar su posición de partida (a estas emisiones iniciales les llamamos en adelante S^* y al output asociado con ellas Y^*). El sistema de gravámenes tiene una simplicidad inicial mayor, pues el punto de partida posible es el nivel de emisión cero. Y es justamente la menor simplicidad del subsidio la que permite la actuación estratégica de las empresas o actividades contaminadoras que propenderán a contaminar fuertemente, o a amenazar con hacerlo así, para obtener la fijación de unos umbrales (S^*) que permitan una rápida reducción de la contaminación y la obtención correspondiente de subsidios (57).

2.3.2.1.- Falsedad de la equivalencia impuesto-subsidio

Volviendo a los problemas antes señalados, pondremos de relieve cómo lo que a

corto plazo puede ser cierto respecto a la eficacia asignativa de subsidios y gravámenes deja de serlo cuando se introducen ajustes de largo plazo. En nuestro caso, la raiz de la divergencia vendrá dada por la posibilidad de entrada y salida de empresas en la industria contaminante.

Comparemos en un modelo formal la actuación de subsidios y gravámenes sobre la empresa maximizadora de beneficios (58).

Sea S el output de contaminación emitido por la empresa en consideración, y S^* el nivel de emisiones a partir del cual toda reducción unitaria da origen a la percepción del subsidio. Los pagos totales a la empresa, si el subsidio unitario se representa por v , vendrán dados por $v\ (S^*-S)$.

La mecánica del subsidio requiere, como ya decíamos, la fijación de dos parámetros v y S^*, en tanto que para el impuesto sólo se requería el tipo de gravamen, t.

Admitamos que el tipo de gravamen y el subsidio unitario son iguales ($v=t$), y observemos en qué medida uno y otro sistema diferirían en sus efectos sobre la empresa contaminadora.

Empleando los símbolos:

y_k = producción de la empresa K.

a_k = recursos utilizados por K para la reducción de la contaminación.

$p^k(y_k)$ = precio del output de K.

$c^k(y_k, a_k)$ = costes totales de producción.

t = tipo de gravamen por unidad de contaminación emitida.

v = subsidio por unidad de contaminación evitada.

$S^k(y_k, a_k)$ = emisiones totales.

Y con los supuestos habituales de:

$$S_y^k = \frac{\partial S^k}{\partial y_k} \gtrless 0 \quad ; \quad S_a^k = \frac{\partial S^k}{\partial a_k} < 0$$

Las funciones de beneficio para la empresa K, pueden expresarse como:

$$\Pi_k^t = Y_k \, p^k(Y_k) - c^k(y_k^k, a_k) - tS^k(Y_k, a_k) \, ,$$

en el caso de impuestos, y:

$$\Pi_k^v = Y_k \, p_k(Y_k) - c^k(Y_k, a_k) + v\left[S_k^v - S^k(y_k, a_k)\right]$$

en el caso de subsidios.

Si, como se supuso, v=t, ambas funciones no difieren sino en el término constante S_k^*. Por ello, como S_k^*, no depende de las decisiones de la empresa (59), el volumen del output, de las emisiones, y de la actividad depuradora de la empresa serán idénticos en uno y otro sistema. Es decir, los valores de las variables de decisión de la empresa, seleccionados por ésta para maximizar sus beneficios, no

diferirán en uno y otro caso. O, como decíamos más arriba, el subsidio sería equivalente a un gravamen (v.S) más una subvención global constante ($v^{*}.S$), que no ejercería efectos asignativos.

Ahora bien, existe una diferencia fundamental entre ambos sistemas que no permite afirmar, a largo plazo, la ausencia de efectos asignativos de las subvenciones globales. Efectívamente, si, en ausencia de una y otra forma de intervención, los beneficios de la empresa son nulos, la imposición de un gravamen acabaría por forzar a la empresa a cerrar sus puertas (60). Sin embargo, un subsidio podría ser capaz de sanear su situación, ya que implicaría un efecto renta positivo (61), capaz de afectar su decisión de permanecer o abandonar la industria.

Dado lo anterior, para que ambos programas fuesen comparables en cuanto a efectos asignativos se haría preciso que la percepción de subvenciones globales ($v.s^{*}$) no dependieran de la decisión de la empresa de permanecer o salir de la actividad. En consecuencia, los pagos globales deberían hacerse no sólo a las empresas que se mantienen en la actividad, sino también a los potenciales contaminadores, es decir, tanto a los que abandonan la industria como a los que aún no han entrado en ella. De no ser así, la decisión de entrar, o permanecer, en la industria estará afectada por la posibilidad de obtener los pagos globales ($v.S^{*}$). Una vez cumplido ese re-

quisito, ambos sistemas serían idénticos en sus efectos asignativos, y la decisión de S^* sería totalmente arbitraria, afectando al monto del subsidio, pero no a la asignación de los recursos.

No parece necesario discutir "in extenso" la falta de realismo de un esquema de subsidios como el propuesto: obligaría a detectar a los posibles contaminadores potenciales y a seguir pagando subvenciones a los que hubiesen dejado la industria. Las dificultades políticas y administrativas que suscitaría lo harían totalmente inviable.

De ahí que si se piensa en un esquema de subsidios haya de ceñirse éste, solamente, a las empresas que están en actividad. Pero, desde este mismo momento, no se cumplen las condiciones necesarias para que los efectos sobre la asignación de los recursos sean iguales a largo plazo con gravámenes y con subsidios.

Resumiendo, puede decirse que los dos esquemas tienen efectos idénticos siempre que la entrada o salida de la industria no dependen de la posibilidad de obtener determinados pagos. Por ello, si la entrada en la industria es libre, habrían de hacerse subvenciones globales a los potenciales contaminadores y a los que dejan la actividad. Si la entrada en la industria está prohibida, el riesgo de que la entrada esté sólo determinada por la subvención global no existe y los subsidios sólo habrían de concederse a los productores efectivos y a los que dejan la actividad.

Sin embargo, la prohibición de entrar en la industria puede conducir a otro tipo de ineficiencias al favorecer situaciones monopolísticas (62).

2.3.2.2.- Diversidad de efectos para la empresa y para la industria

Hemos visto que, en determinadas condiciones, "rebus sic stantibus", los efectos sobre el output y la contaminación de la empresa competitiva de ambos esquemas correctores son iguales. No obstante, y de modo paradógico, los efectos sobre la industria pueden ser totalmente diferentes con uno y otro sistema. Quizás este punto es de los que menos han sido analizados por la doctrina.

Ante todo, téngase en cuenta que la referida claúsula "rebus sic stantibus" supone que los precios del output de la firma no sean afectados por el impuesto o el subsidio. Sólo entonces se produce la indentidad de efectos sobre el output y las emisiones.

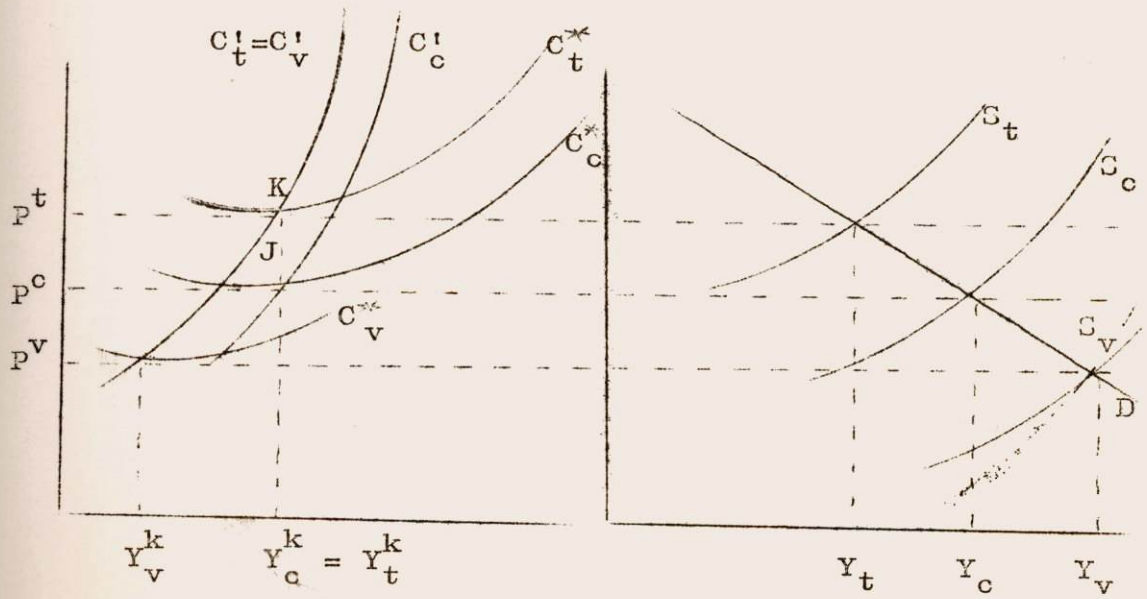
Ahora bien, el núcleo del problema reside en que los gravámenes darán lugar a una curva de oferta para l industria distinta que los subsidios. En consecuencia, si la demanda no varía, el precio de equilibrio diferirá en los dos casos y el output y las emisiones de la empresa competitiva serán también diversos.

En equilibrio competitivo la empresa k se sitúa en el mínimo de sus costes medios totales (C_o^*), a

cuya posición corresponde un precio P_c y un output Y_c^k. La imposición de un gravamen unitario t provoca que sus costes medios se desplacen hacia arriba (C_t^*) lo mismo que sus costes marginales (C_t'). En el caso del subsidio la curva de costes marginales se desplaza hacia arriba en la cuantía del subsidio unitario v(=t), dando lugar a C_v', pero la curva de costes medios (C_v^*) cae respecto de la correspondiente a la no intervención.

De ese modo, con impuestos, la empresa competitiva seguirá produciendo el mismo output y, si las emisiones son proporcionales al output, el mismo nivel de contaminación.

En cambio con el subsidio, la empresa dará lugar a una producción menor y menores emisiones, puesto que el punto óptimo (mínimo de los costes medios) quedará ahora a la izquierda del correspondiente al caso de gravamen y de no intervención. Claro que el que la empresa alcance el punto óptimo dependerá de las entradas y salidas de la industria.



Para la industria, paralelamente, puede constatarse que:

a) En el caso de impuestos, al elevarse los costes medios y marginales se produce un desplazamiento hacia arriba y hacia la izquierda de la curva de oferta, que origina un equilibrio con menor producción y mayor precio que antes del gravamen (Y_t, P_t). Pero lo que es importante es que al producirse la disminución del output, si las emisiones son proporcionales o crecientes con la producción, tendrá cabida una reducción de la contaminación. Cómo haya de ocurrir ésto cuando cada empresa sigue produciendo lo mismo es fácil de responder: la imposición del gravamen motivará una salida de empresas marginales, suficiente para reducir el output en la cuantía requerida. Los costes medios a largo plazo de la industria se elevarán, y tras un proceso de ajuste, las empresas restantes volverán a situarse en el mínimo de sus costes medios.

b) En el caso de subsidios; la curva de oferta se desplaza hacia la derecha, obteniéndose un mayor output y un menor precio de equilibrio (Y_v, P_v). En consecuencia aunque cada empresa produce menos output y emisiones que en la situación de no intervención, laindustria en su conjunto origina un mayor nivel de emisiones.

La paradoja tiene su explicación en cuanto que la caída de los costes medios abro paso a nuevas empresas cuyas emisiones más que compensan la caída en las emisiones por empresa.

De lo anterior parece desprenderse la conclusión de que el subsidio reduce las emisiones por empresa pero atrae nuevas empresas que aumentarán en mayor medida aún las emisiones totales. No es por tanto admisible la hipótesis de que el subsidio carezca de efectos sobre la decisión de las empresas de continuar o dejar sus operaciones.

Quizás todo lo dicho puede aclararse algo más si se expresan formalmente algunos de los efectos analizados:

Sean: S^* = umbral de emisiones para el pago del subsidio.

y^* = output correspondiente a las emisiones S.

S^v = emisiones de la empresa competitiva tras la imposición de un subsidio unitario v=t.

Y^v = output correspondiente tras la imposición de v.

Si se admite que las emisiones son proporcionales (o crecientes) con el output, tendríamos en general que:

$$S = b.y$$

E igualmente $S^* = b.y^*$; $S^v = b.y^v$

Los pagos totales por subsidios para la empresa vendrán dados por la expresión:

$$v(by^* - by^v)$$

Y por unidad de output serán:

$$vb(Y^{*} - Y^{V}) \;/\; Y^{V} = vb\left[\frac{Y^{*}}{Y^{V}} - 1\right]$$

El subsidio tendrá valores positivos siempre que $Y^{*} > Y^{V}$, por lo que mientras ocurra eso tendrá lugar una caída a la derecha de la curva de oferta de la industria, en la cuantía indicada por el subsidio por unidad de output.

Esto viene a confirmar la importancia de la fijación de S^{*}. Cuanto mayor sea S^{*} en la realidad, más caerá, "rebus sic stantibus", la curva de oferta a la derecha, y en consecuencia mayores serán, igualmente, el output, y las emisiones de la industria.

Nótese que estas afirmaciones contrastan con el concepto "teorico" de subsidio antes utilizado, en el que la fijación de S^{*} no tenía efectos sobre la curva de oferta de la industria, al admitirse pagos globales a todos los potenciales contaminadores. Por ello, coincidían en sus efectos asignativos los subsidios y los gravámenes.

2.3.2.3.- Conversión de gravámenes en subsidios

Antes se puso de relieve que en los casos de existencia de efectos externos negativos, la optimalidad paretiana requería la imposición de un gravamen pigouviano sobre los costos marginales privados en el óptimo. Por el contrario, si los efectos externos eran positivos, éstos habían de ser teni-

dos en cuenta también, para lo que era óptimo un subsidio unitario sobre los costes privados marginales. En el primer caso, supuesta competencia perfecta, se alcanzaría una reducción de la actividad responsable de los efectos externos, y, en el segundo caso, al contrario, una expansión de la misma.

Ahora bien, si los efectos externos son negativos la solución paretiana exige claramente un gravamen y no un subsidio. El subsidio sería susceptible de cambiar la distribución de la renta, pero no de alcanzar las condiciones de eficiencia requeridas por el óptimo paretiano.

No obstante, en sentido formal, puede sustituirse un sistema de gravámenes mediante uno de subsidios. Efectivamente, en un modelo de equilibrio general, la solución del óptimo de eficiencia, dadas las restricciones habituales sobre la forma de las funciones y conocida la distribución de la renta, es única y supone todo un conjunto de precios relativos (63). No obstante, cambios proporcionales en todos los precios relativos correspondientes al óptimo no suponen separaciones del mismo. Dicho de otro modo, los precios sombra de las restricciones del máximo de Lagrange (multiplicadores), homogeneizados por una mercancía común (v.g. el trabajo), introducen un grado de libertad en los valores de los precios relativos de la solución del óptimo.

Se puede, consiguientemente, multiplicar todos los precios, gravámenes y subsidios, por la misma constante, sin violar las condiciones de optimali-

dad. LLamando $(1-\lambda_k^k)$ a esta constante, para valores adecuados de λ_k se logra transformar un sistema de impuestos en uno de subsidios.

Un ejemplo nos servirá de ilustración: imagínese que en la economía sólo el bien Y_1 produce efectos externos negativos. Según las condiciones de óptimo, habría de ser gravado con un impuesto unitario t_1. Su precio neto-óptimo vendría dado por $(P_1 + t_1)$.

Si ahora, todos los precios y gravámenes se multiplican por (1-k):

$$(1-k)\ (P_1+t_1) = P_1 + \left[t_1 - k\ (P_1+t_1)\right] = P_1+t_1^*$$

Expresión que equivale al precio original (P_1) más un subsidio (t_1^*) si t_1^* es menor que cero. Es decir:

$$t_1^* = t_1 - k(P_1+t_1) < 0 \quad , \text{ lo que exige que}$$

$$1 > k > t_1 / (P_1+t_1) > 0 \qquad (1)$$

Los demás precios se verán también modificados:

$$P_i(1-k) = P_i - kP_i = P_i + t_i^*$$

Y para que t_i^* suponga un subsidio:

$$t_i = -kP_i < 0 \qquad (2)$$

Se sigue que para un valor de k que cumpla las condiciones (1) y (2), puede pasarse de un sistema de gravámenes a uno de subsidios. Ahora todas las actividades estaría percibiendo subsidio, pero en mayor medida las que no producen efectos externos. El efecto asignativo será el mismo que si sólo se

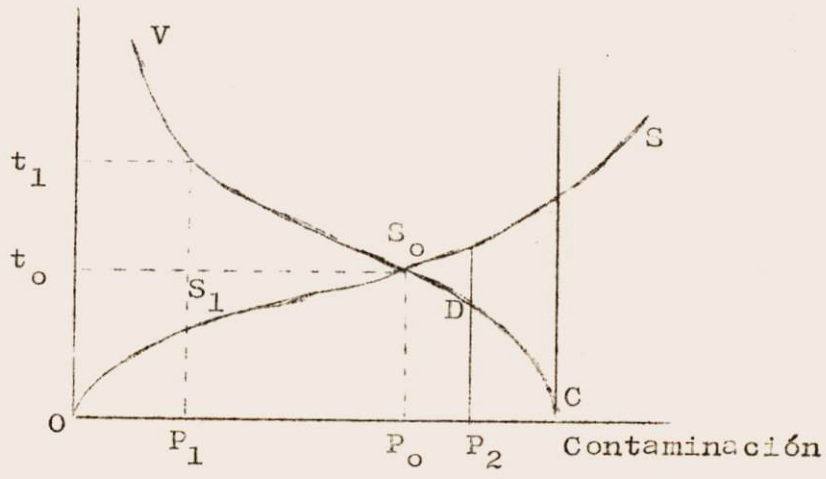
hubiese gravado con un impuesto a la actividad Y_1 generadora de efectos externos. Pero tendremos que señalar subsidios para todas y cada una de las actividades.

Como se ve, el resultado al que llegamos es puramente teórico y nada susceptible de ser adoptado a efectos prácticos. No se trata sino de mantener los precios relativos introduciendo subsidios en todas las actividades. La equivalencia de gravámenes y y subsidios ha de entenderse como formal (64).

2.3.3.- Algunas limitaciones en la realidad

El paso del esquema teórico presentado a la realidad política, implica introducir algunas complicaciones en el esquema, de donde surge un reexamen de la capacidad optimizadora de los impuestos y subsidios pigouvianos.

Tal y como hemos razonado hasta ahora, hemos supuesto conocidas las funciones de costes marginales de reducción de la contaminación y de Daño Social Marginal. La dificultad de estimar éstas, especialmente la última, difícilmente puede ser exagerada.



El profesor Beckerman (65) ha señalado a este respecto, que lo normal es que no se conozcan las curvas S y V, y que se ignore que Ot_o es el gravamen óptimo.

En ese caso la consecución de mejoras potenciales paretianas, quedaría sumamente dificultada. Puede, sin embargo, reducirse la exigencia de conocimientos necesarios a una porción de la curva S, para la que la contaminación tiene un valor determinado. En ese caso por iteración (prueba y error), podría llegarse al nivel óptimo de contaminación OP_o. Si partimos de una tasa t_1, los productores reducirán la contaminación hasta OP_1, momento en el cual las autoridades constarán que el costo social marginal efectivo de la contaminación, es P_1S_1, inferior a la tasa impositiva señalada. La conclusión inmediata es que este gravamen unitario era excesivamente elevado, debiendo modificarse en consecuencia hasta que, tras mayor o menor número de tanteos, se consiga un costo social marginal igual al monto del gravamen unitario. Esta aproximación no exige, como aparece claro, conocer exhaustivamente la curva S (tan sólo en el intervalo necesario para hacer coincidir el gravamen y el costo social marginal de la contaminación), y mucho menos la curva V.

Un análisis de Costos y Beneficios, que pretendiera reducir la contaminación desde el nivel OC hasta OP_2, exigiría conocer ambas curvas en ese intervalo, antes de poder llegar a la conclusión de que tal reducción implicaría una mejora poten-

cial paretiana. Dicho ésto, no puede ignorarse tampoco que la aproximación iterativa, tiene sus dificultades. Como el mismo Beckerman reconoce:

1- No siempre es factible políticamente, cambiar con frecuencia la tasa señalada.

2- Más grave aún: los cambios en la tasa, pueden producir adaptaciones en las empresas que desplacen la curva de costes marginales de tratamiento (V).

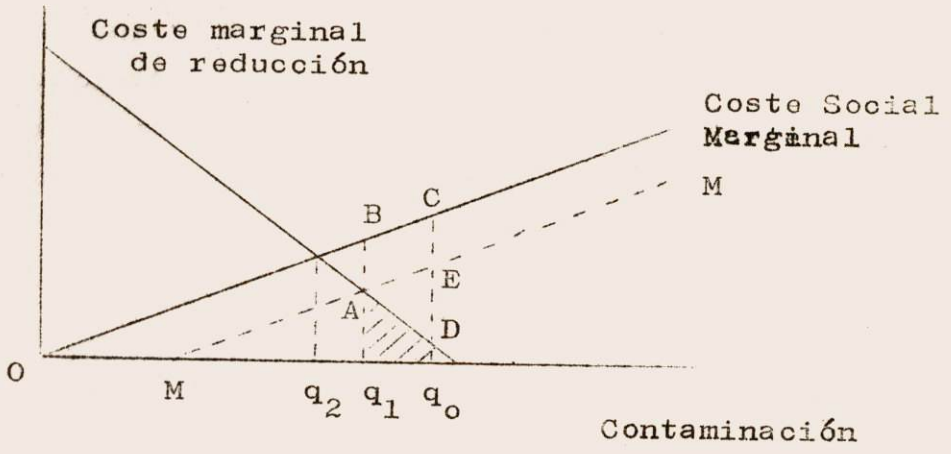
3- Es menos probable que se conozca S que V. Lo que no deja de ser una dificultad grave, pues es más importante conocer S que V para alcanzar el óptimo. Las propias empresas o agentes contaminadores sí conocerán V, y ésto sería lo único necesario, aún cuando el poder público ignorase tal función, El que las cosas no ocurran así, plantea, en ausencia de serios estudios sobre S, un claro límite a la política de optimizaoión.

2.3.4.- Los costes de administración e información

Lo que acabamos de decir está señalando la existencia de costes de información en la corrección de los efectos externos. El cálculo del punto al que debe llevarse la actividad productiva de efectos externos, supone una investigación cuyo coste ha de estar compensado por los beneficios aportados por la reducción del efecto externo.

Si se supone conocida la curva de costes marginales de la reducción de la contaminación, de lo que se trata es de conocer el coste social marginal en una situación "corregida", ya que este coste social habrá de ser igual al coste de la corrección del efecto externo (y en el caso del gravamen, igual al monto del mismo por unidad de contaminación). La información necesaria, y su coste, estarán justificados en cuanto a través de a través de ellos se alcance una posición más cercana al óptimo que aquella a que se llegaría sin esos esfuerzos.

Gráficamente, pueden visualizarse las anteriores ideas:



La situación q_o es la de partida que, en ausencia de conocimiento de la curva del coste social marginal, es la que ha estimado como óptima la autoridad. Imagínese, que informaciones adicionales, le llevan a pensar que el óptimo se sitúa en q_1 y no en q_o. Como el coste de pasar de q_o a q_1 es el área determinada por debajo de la curva de costes

marginales de reducción de la contaminación entre B y A, el beneficio real para la sociedad, proporcionado por esa información adicional, habrá sido el área ABCD. Ahora bien, como la autoridad desconoce la curva del costo social marginal real, estimará el beneficio de la información en AED, ya que MM es la estimación de la curva del costo social marginal realizad. Es decir, que en ese caso, los beneficios de la información han sido infravalorados (66).

Como quiera que antes de obtener esa información, no puede saberse si aportaría un beneficio neto comparado con el costo de obtenerla, no es extraño que en muchos casos no se realicen los esfuerzos oportunos y la optimización no se alcance.

La administración de la corrección de efectos, entraña también una serie de costes que pueden desplazar la posición óptima real, de la establecida teóricamente, tras la contemplación de las curvas de costes sociales marginales y costes privados de reducción de la contaminación.

El mecanismo administrativo que lleva consigo la adopción de un sistema de impuestos por unidad de contaminación, tiene que ocuparse entre otras cosas de:

1- La fijación y revisión de los gravámenes.

2- La percepción de los mismos.

3- La vigilancia necesaria para evitar la libre e ilegal descarga de las emisiones.

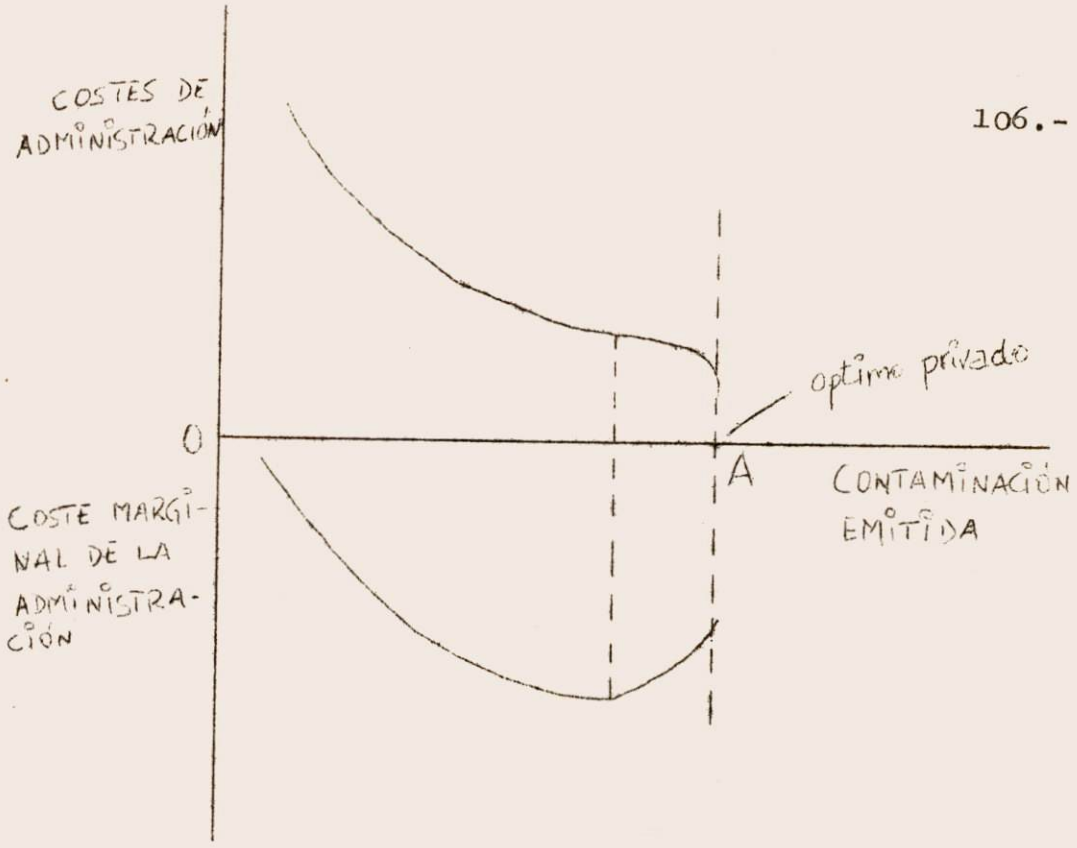
4- La medición de las omisiones efectuadas por cada agente. Aparte de ésto, la implantación de un sistema de gravámenes, obliga a la instalación de los mecanismos técnicos necesarios para llevar a cabo el control anterior, lo que puede suponer inversiones no desdeñables en equipos sensores de los distintos efluentes en cada foco omisor. Estos costes administrativos y de control, habrán de ser comparados de nuevo, con los beneficios de la corrección de los efectos externos para decidir si ésta es económicamente deseable.

Generalizando puede decirse que tales costes serán:

A) Nulos: a nivel de la situación no corregida u óptimo privado. Ya que no se necesitan ningún tipo de mecanismos para mantener a los agentes en el nivel de contaminación espontáneamente producido.

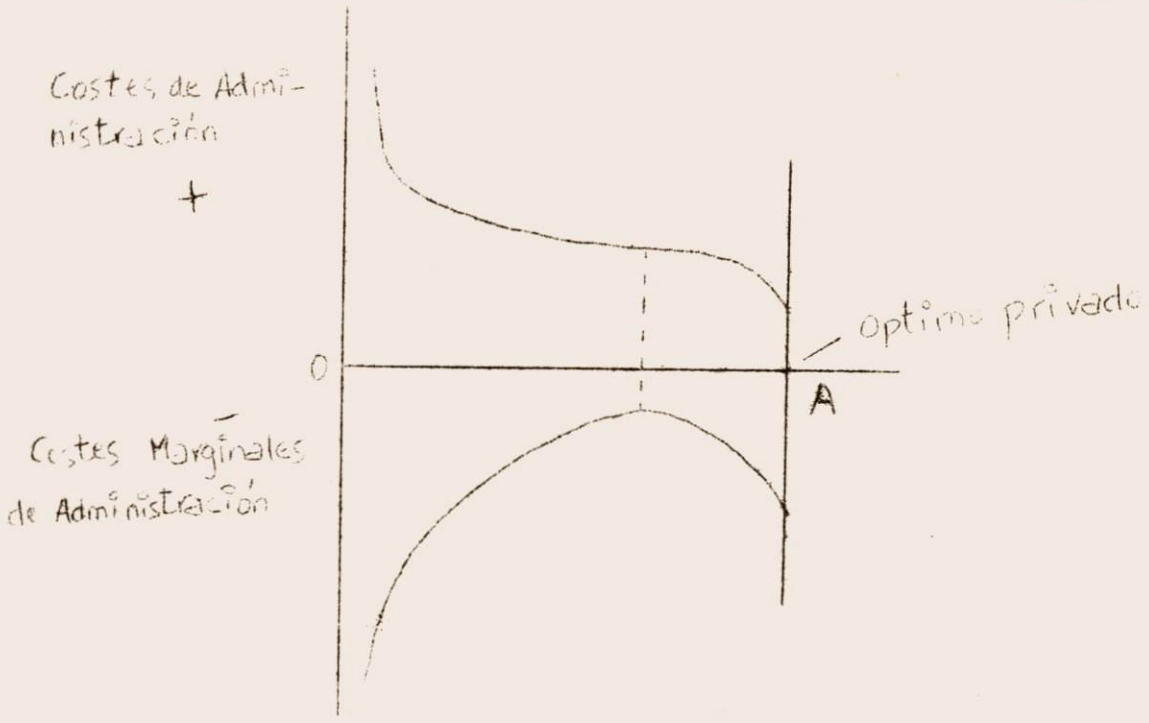
B) Elevados: cuando nos acercamos al nivel cero de contaminación.

C) Existirán costes fijos administrativos, para cualquier nivel que no sea el óptimo privado.



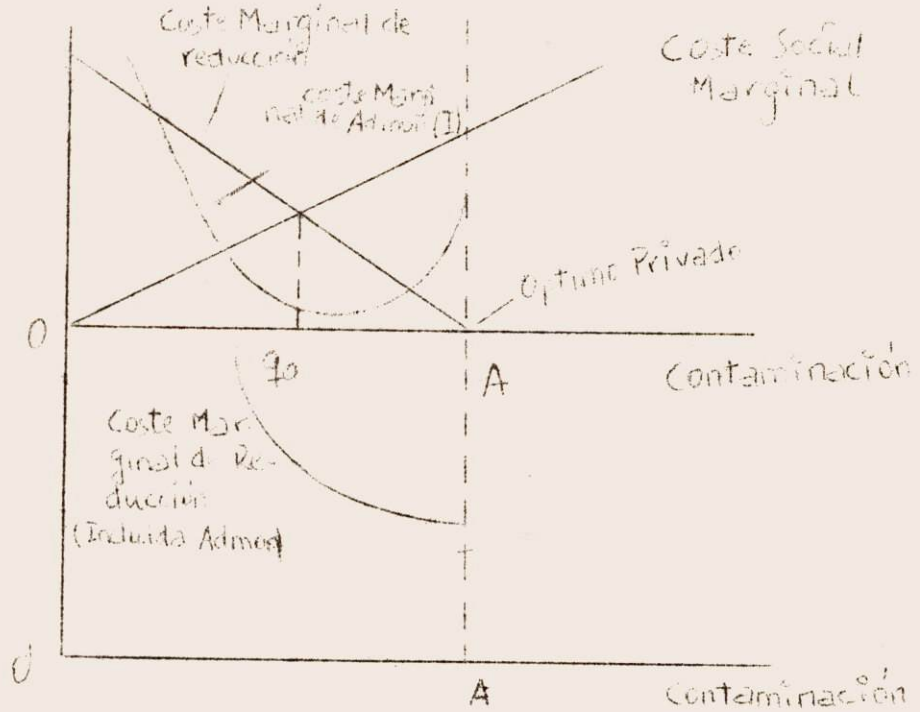
En consecuencia, los costes marginales de administración, a partir del óptimo privado (A), serán decrecientes hasta el punto de inflexión de la curva de costes administrativos, para hacerse crecientes luego a medida que disminuye la contaminación emitida.

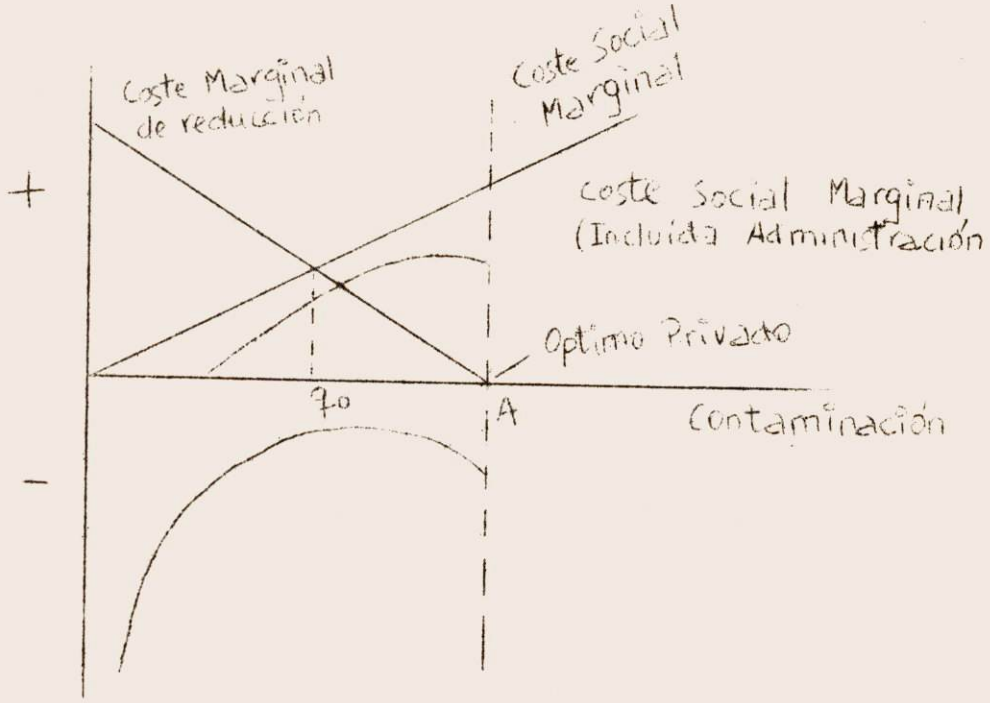
También puede obtenerse la curva de costes marginales, como hace el profesor Coddington, partiendo del punto en que la emisión de contaminantes es cero y considerando las pendientes sucesivas de la curva de costes totales de administración a medida que aumenta la contaminación hasta el óptimo privado (67).

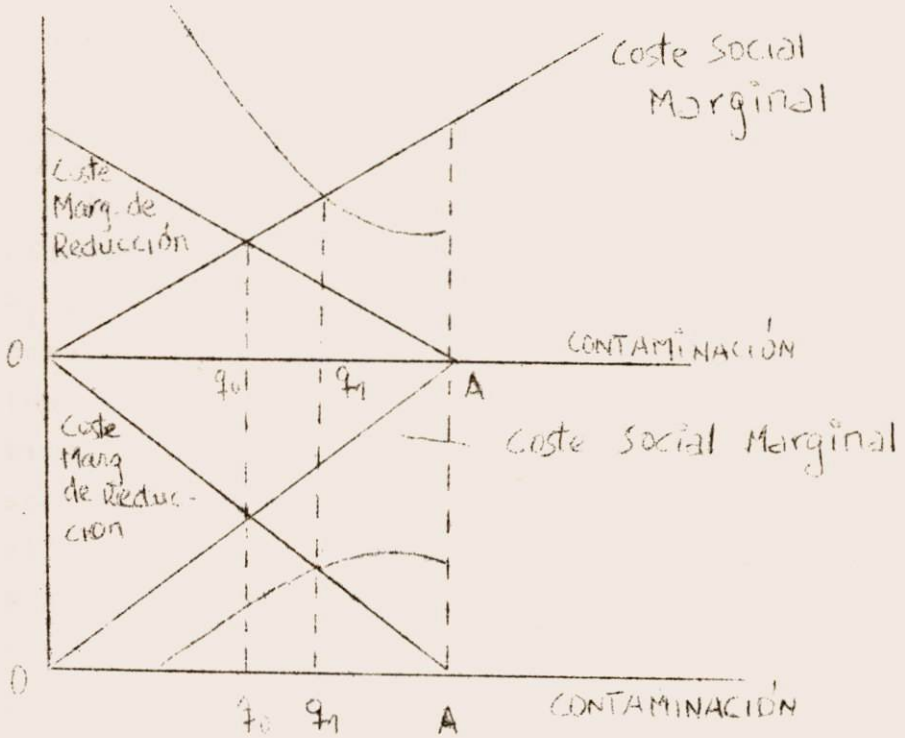


En este caso, los costes marginales son negativos y crecientes hasta el punto de inflexión, para volver a decrecer a medida que nos acercamos al óptimo privado. La diferencia de las dos curvas obtenidas estriba en la dirección en que nos movamos sobre el eje de abscisas.

Si ahora introducimos en nuestro gráfico de optimización del nivel de la contaminación, las curvas de costes marginales de administración y control.


Coste Marginal de reducción
Coste Marginal de Admon (I)
Coste Social Marginal
Optimo Privado
0
To
A
Contaminación
Coste Marginal de Reducción (Incluida Admon)
0
A
Contaminación


Coste Marginal de reducción
Coste Social Marginal
+
Coste Social Marginal (Incluida Administración
Optimo Privado
To
A
Contaminación
−



Queda puesto de manifiesto que el nivel óptimo de contaminación, al considerar la administración y control, se halla más próximo que antes del óptimo privado (A).

Esta es la conclusión a la que, en otros términos, llega G. MURARO (68), cuando indica que la regla de eficacia estricta sufre dificultades de aplicación, ya que exige:

1- Medir permanentemente los desechos arrojados por los contaminadores individuales.

2- Medir el perjuicio social marginal de la emisión y establecer un canon (gravamen) unitario proporcional.

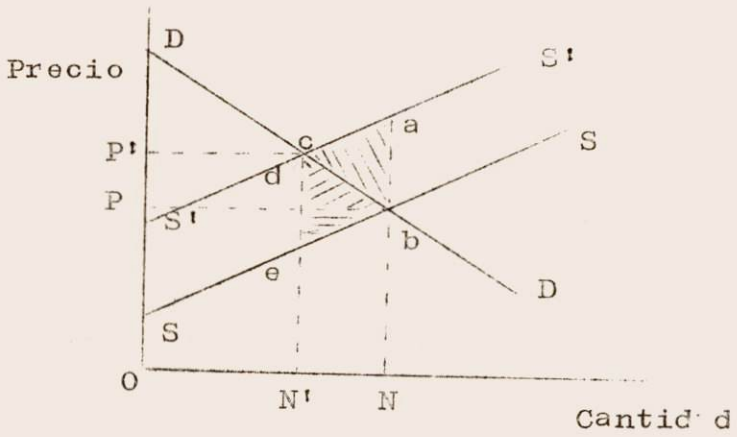
Ahora bien, el canon variará en el tiempo y en el espacio, para una emisión dada, en función del grado de deterioración ocurrido ya en el Medio Ambiente, y la calidad y cantidad de otros factores contaminadores. Se necesita, finalmente, una estructura institucional que controle, evalúe los costes y exija los gravámenes.

De este modo, la aplicación de la regla de la eficacia, que supondría maximizar la función $W_1 = B - C$, en que B representa los beneficios totales de la reducción de la contaminación y C, los costes totales de la reducción, puede convertirse en costosa y prohibitiva. La racionalidad social, llevará a la sustitución de la maximización de aquella función por la de $W_2 = B - C - I$, siguiendo I el coste del control y de la intervención, que a su vez depednerá del tipo de instrumentos empleados (gravámenes, subvenciones, normas administrativas, etc.).

2.4.- El acuerdo voluntario

La única posibilidad de internalización de los efectos externos, en ausencia de la intervención administrativa, es, desde luego, el acuerdo entre las partes afectadas.

Sin embargo, en el caso de externalidades del tipo de la contaminación atmosférica, la viabilidad de tales acuerdos está muy restringida por el elevado número de personas afectadas (69). Expondremos primero la forma en que el acuerdo permite llegar al óptimo, para analizar después las limitaciones inherentes a esta forma de optimización.



En el diagrama se representa la oferta y demanda de un bien y su precio de equilibrio (P) cuando no se toman en cuenta los efectos externos. Supongamos que existe un daño constante por unidad de output, que los ciudadanos valoran en ab. La intervención gubernamental, lograría llevar el output a su posición óptima mediante un gravamen unitario, igual al daño marginal ab.

Sin embargo, tal actuación no sería necesaria, pues podría alcanzarse el punto óptimo si los afectados por el daño (contaminación) compensasen a los productores para que rebajasen su producción. Efectivamente, como el daño marginal es valorado por los afectados en ab unidades monetarias, éstos estarán dispuestos a ofrecer como máximo ab ptas. a los productores por cada unidad de producción que reduzcan. En estas circunstancias, será conveniente para los productores pasar a la posición N', pues el ingreso marginal entre N y N' es inferior a ab por unidad de output. Una reducción

ulterior, en cambio, no se vería suficientemente compensada por la oferta de los afectados por el daño (contaminación). Parece, pues, que en las condiciones descritas, tanto la compensación como los mecanismos antes analizados, permiten alcanzar una posición óptima. Debe, no obstante, señalarse que el gravamen unitario penalizaba a los productores y consumidores, beneficiando a los afectados por la contaminación, en tanto que la compensación perjudica a los que se veían afectados por la contaminación y a los consumidores de la mercancía que da lugar a contaminación. Estos salen perjudicados, en ambos casos, pues consumen una cantidad menor a un precio superior (70).

La equivalencia desde el punto de vista de la asignación de recursos de ambos tipos de soluciones fué señalada, entre otros, por COASE (71), en un discutido artículo, lleno de referencias jurídicas a casos planteados ante los tribunales, del que se ha derivado la doctrina conocida como "Teorema de Coase".

2.4.1.- El análisis de COASE

El artículo de Coase al que nos referimos, contiene un buen número de ideas, no siempre expresadas con suficiente claridad. Su objetivo es mostrar, entre otras cosas, que, al aceptarse el tratamiento de Pigou de las externalidades, -y patrocinarse,-la responsabilidad de quien produce daño por los efectos causados, el tratamiento a base de gravámenes equivalentes al daño causado y en ocasiones la supre-

ción de las actividades dañosas-, se puede incurrir en una ineficiente asignación de recursos. Es más, para Coase, tales actuaciones no son, ni necesaria ni normalmente, las deseables.

El punto principal, y creemos que la base de su argumentación, reside en el carácter recíproco que suelen tener las externalidades. Sus famosos ejemplos sobre el ganadero, cuyas reses dañan las cosechas del agricultor, o sobre el repostero cuyas máquinas afectan al consultorio de un médico, o aún, los vertidos a un río que matan los peces existentes, pueden ser analizados como casos de daños recíprocos. La persistencia en una actividad supone daños para la segunda; pero si se quieren evitar los daños a la segunda, se infligen perjuicios a la primera.

Es en esta primera parte de su artículo, donde Coase se muestra más perspicaz. A través de un análisis ejemplificado con el caso del ganadero y el agricultor puede demostrar que:

Si el sistema de precios funciona sin costes de transacción, y ya existe responsabilidad por daño para una de las actividades o no exista, la asignación de recursos que se produce es la misma, sin necesidad de intervención pública.

Una ilustración más clara que la propia de Coase, es la que realiza G. STIGLER, basándose en el ejemplo del agricultor y el ganadero (72). "Supongamos que la tabla del rendimiento privado, total neto del ganadero, es la siguiente (todas las cantidades representan cifras anuales):

Ganado	Rendimiento privado total neto, (dólares)	Daños a los productores de trigo, (dólares)
9	94	0
10	100	2
11	105	3
12	109	6
13	111	10
14	112	15
15	111	21

Si considerase únicamente sus rendimientos privados netos produciría 14 unidades de ganado, con lo que maximizaría sus rendimientos; pero dado que tiene que compensar por los daños que ocasiona a los cultivadores de trigo, debe situarse a un nivel inferior.

Si posee, digamos, 12 unidades y adquiere una más, tendría que compensar a los agricultores en cuatro dólares adicionales, dados los mayores perjuicios que les ocasiona. Análogamente, reduciría sus indemnizaciones a tres dólares si, a su vez, redujese su hato a 11 dólares.

Teniendo en cuenta la obligación de compensar por daño, el ganadero mantendrá un hato de 12 cabezas, ya que en esa posición, su rendi-

miento neto, menos la compensación a pagar es máxime. Una cabeza adicional incrementa más los costes (cuatro dólares) que los ingresos (dos dólares), y no se adquirirá.

En el caso de que sea el agricultor el que tiene por ley la obligación de soportar los daños ocasionados por el ganadero, argumenta Stigler con Coase,...."el número de cabezas seguirá siendo doce. Pues en este caso, los agricultores ofrecerán al ganadero una suma de dinero igual al daño marginal, con tal de que no incremente su hato. Si, por ejemplo, el hato consta de 12 cabezas, los agricultores le ofrecerán hasta cuatro dólares a cambio de que no incremente el número de cabezas de ganado a 13. El añadir una decimotercera cabeza de ganado, llevará consigo la renuncia por parte del ganadero de estos cuatro dólares, que por consiguiente, deben imputarse al coste de producir dicha unidad (ya que los costes representan las alternativas a las que hay que renunciar)".

Y concluye Stigler, "La forma en que la ley asigne responsabilidad por los daños causados a la cosecha, no afectará los costes marginales privados relativos de la producción de ganado y trigo".

En definitiva, la asignación de derechos de propiedad no afectaría a la asignación de recursos sino tan solo a la distribución de la renta y la riqueza. La asignación resultante, viene dada por los beneficios comparados de

ambas actividades en conflicto. Con referencia al caso del repostero y el doctor: "las circunstancias en las que sería rentable para el repostero el contaminar utilizando su maquinaria y compensar al doctor por las pérdidas que ésto le ocasionase (si fuera el doctor el que tuviera el derecho de impedir al repostero la utilización de su maquinaria) serían aquellas en las que hubiese sido conveniente para el doctor hacer un pago al repostero, que le indujera a no utilizar su maquinaria (si el repostero tuviera el derecho de hacerla funcionar)". Por ello, afirma Coase: "En un mercado sin costes de transacción, las decisiones que tomaran los tribunales en materia de responsabilidad por daños, no tendrían repercusión sobre la asignación de los recursos".

Hasta aquí tendríamos lo que puede llamarse: situaciones puramente Coasianas. Sin embargo, hay que hacer justicia al autor, ya que su análisis integra también los costos de transacción. Cuando éstos se tienen en cuenta, "la reasignación de derechos se llevará a cabo tan sólo, cuando el incremento del valor de la producción derivado de tal reasignación, sea superior a los costes que la misma ocasione". "En estas circunstancias, la delimitación inicial de derechos legales, sí tiene efecto sobre la eficacia del sistema económico". Además, los costos de transacción pueden ser tan altos, que otras alternativas distintas a la negociación (compensación) sean mejores. Coase reco-

conoce que la fusión de actividades en una sola empresa, o la misma intervención administrativa pueden encontrar, entonces, su justificación.

La última parte del trabajo de Coase (73), constituye su directo enfrentamiento con Pigou y con la "tradición Pigouviana", aplicando las ideas desarrolladas en anteriores apartados. El punto que más atención ha merecido para la teoría económica, ha sido la crítica formulada al gravamen por unidad de contaminación como medio de corregir una deseconomía externa como es el humo de una fábrica que afecta negativamente a una población. A su juicio, Pigou no tuvo suficientemente en cuenta la naturaleza recíproca del problema, y bien podría ocurrir que el citado gravamen condujese a un coste demasiado alto para la empresa que arroja humos, frente a otra alternativa que sería la salida de la población del área afectada.

Coase argumenta que el gravamen por unidad de daño, habría de crecer al aumentar el número de personas vecinas a la fábrica, lo que reduciría el valor de la producción de la fábrica. Y aquí aparece la reciprocidad: los vecinos no toman en cuenta los costes impuestos a la fábrica para reducir el daño, lo mismo que la fábrica no toma en cuenta el daño a los vecinos. "Sin impuesto habría demasiado humo y muy pocas personas cerca de la fábrica, pero con el impuesto puede que haya muy poco humo y demasiadas personas cerca de la misma. No

hay razón suficiente para suponer que es proferible una de estas dos alternativas".

Como índica J. Gallego Gredilla (74), el análisis de Coase "parte del equilibrio parcial, para terminar por el equilibrio general y abogar por un enfoque total del Medio Ambiente". Esto es el sentido, precisamente, de una de las conclusiones de Coase cuando advierte que "el análisis en términos de divergencias entre el producto social y el privado, concentra su atención en deficiencias específicas del sistema y tiende a alimentar la creencia de que cualquier medida que remueva la deficiencia es, necesariamente, deseable. Así se desvía la atención de aquellos otros cambios del sistema que están inevitablemente asociados a las medidas correctoras y que pueden producir más daños que la deficiencia general".

El revulsivo artículo de Coase ha motivado, como se ha indicado, fuertes controversias recogiendo las aportaciones de algunos autores. Parece justificable la extensión en este punto, dadas las importantes implicaciones que se derivan para la Política Económica Anticontaminación.

2.4.2.- Puntualizaciones de P.A. VICTOR

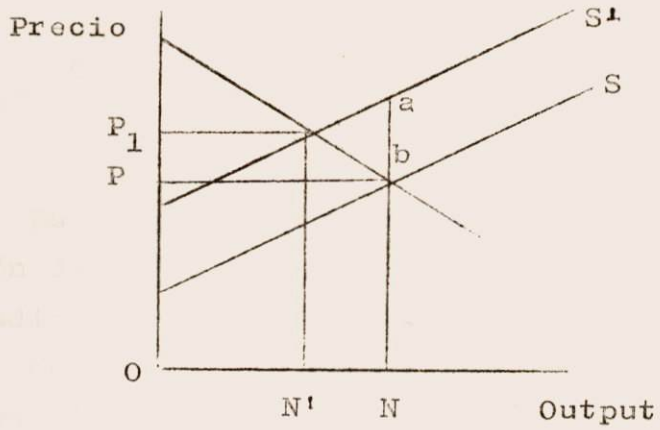
Con referencia a la primera parte del artículo de Coase, y en concreto a lo que hemos llamado situaciones puramente Coasianas, la

conclusión era que tanto el esquema impuesto-subsidio de Pigou, como la compensación de los afectados, tenían un resultado idéntico en cuanto a la afectación de los recursos. Victor (75) señala que a pesar de que tal afirmación no es completamente falsa, necesita ser completada.

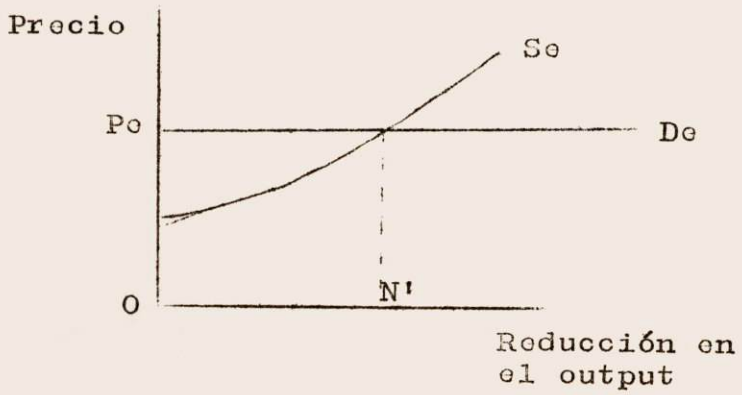
a) Por un lado, ha de hacerse notar que si los que sufren el humo pudieran realmente persuadir a los productores para que redujesen su output, lo harían. En otros términos, los costes al ofrecer la compensación pueden sobrepasar las ganancias que podrían obtenerse. La importancia de los costes de transacción, a pesar de que se hacía referencia a ellos, quedaba infravalorada en los ejemplos de Coase, casi todos referidos a externalidades entre productores. Ahora bien, cuando los perjudicados por el efecto externo son muy numerosos y no se hallan de algún modo relacionados, la posibilidad de ponerse de acuerdo para llevar a cabo la compensación puede ser remota y costosa.

b) Un condicionante importante de la posibilidad de llevar a cabo compensaciones, viene dado por la distribución de la renta. Aún cuando los perjudicados conozcan el daño producido por la externalidad, ello no significa que tengan los recursos suficientes para llevar a cabo una oferta compensadora a los productos del daño.

d) Un punto más importante se desprende de la consideración de la relación existente entre el efecto externo y el output de la empresa y de las condiciones en que ésta se halla en el mercado.



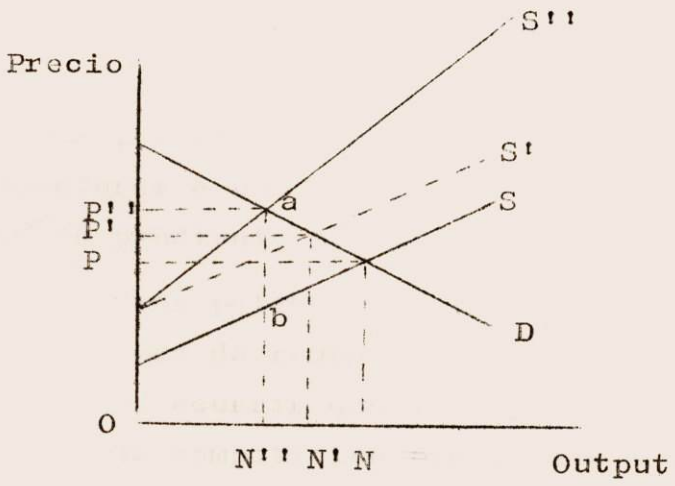
En el caso que antes presentamos, el daño por unidad de producción era constante. Si los perjudicados tienen los recursos suficientes y los costes de transacción son nulos, la máxima oferta que estarán dispuestos a hacer por cada unidad de reducción de output es ab. Pero ésto es lo mismo que decir que la demanda de reducción del efecto externo es perfectamente elástica. La oferta por su lado, tendrá una pendiente positiva y creciente, reflejando el hecho de que cuando más reducen los productores su output de máximo beneficio, mayor debe ser la compensación recibida.



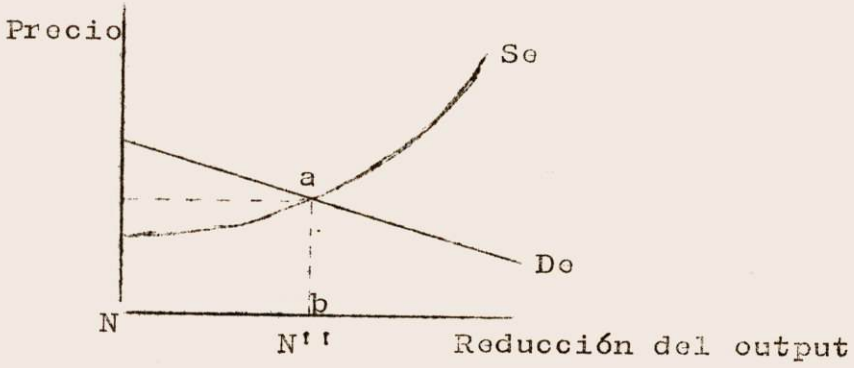
En el gráfico, "De" es la demanda de reducción del efecto externo y "Se" la oferta correspondiente. La posición óptima correspondiente es, como decíamos antes, ON', correspondiente a una oferta compensatoria OPe por unidad reducida de output.

Como indica Coase, en este caso, se alcanzaría la misma posición óptima si fuese la empresa quien estuviese legalmente obligada a compensar a los afectados por los efectos externos de su producción, a razón de OPe por unidad producida (76). Hasta ON', la curva "Se" se mueve por debajo de la compensación a pagar: ésto quiere decir que el coste de oportunidad de la reducción del output (beneficios a los que se renuncia), es menor que la compensación que deberían pagar si produjeran esa cantidad de output. Lo contrario ocurre a partir de N', por lo que desde ese punto, la empresa tendrá interés en seguir produciendo y pagando la compensación correspondiente.

Hasta aquí, pues, no habría objeción a Coase. Pero planteémonos el caso más realista de que el daño por unidad de producción es creciente.



S'' es ahora la curva de costes sociales marginales de producción. En este caso, el óptimo no es N' como antes, sino N'', correspondiente a una mayor reducción del output. Un gravamen como ab lograría ese óptimo.



La correspondiente curva de demanda de reducción del efecto externo, tendrá una pendiente negativa (no será como antes perfectamente elástica), pues cuanto más se reduzca el output menor será el daño causado por unidad.

El problema para la aplicación de la idea de Coase, reside en el modo de respuesta de los productores a una demanda de reducción del output con pendiente negativa.

En otras palabras, depende de la situación del "mercado de reducción del efecto externo". Bien puede ocurrir que la empresa produzca para un mercado competitivo (en cuanto a su producto final) pero que se encuentre instalada en una localidad en la que es el único "productor" de humos. Este hecho la situará en posición de monopolista respecto de la oferta de "reducción del efecto externo" (humos). En estas condiciones, no aceptará esa demanda de pendiente negativa y la reducción consiguiente en las emisiones de humo, sería menor que si existiera competencia perfecta en el mercado del humo (77). En consecuencia, las compesaciones serían ineficientes para conducir la economía al óptimo, en una situación como la descrita "excepto en aquellas áreas en donde la industria está muy concentrada y donde el humo de una fábrica (para seguir con el mismo ejemplo) es un sustituto perfecto del humo de otra, prescindiendo de si las fábricas producen el mismo o diferentes productos para la venta" (78).

No ocurre lo mismo en el caso de los gravámenes, pues cada empresa cesa en la producción de aquellas unidades de output, cuyo beneficio marginal es inferior al gravamen (compensatorio) a pagar, y estamos suponiendo un mercado competitivo para el producto de la misma. Otra cosa sería, que el mercado de estos productos no fuese competitivo. En ese caso tampoco el gravamen sería idóneo para alcanzar el óptimo (79). Pero nos estamos moviendo, por el momento, en el mundo de la competencia perfecta (80).

2.4.3.- La posición de E.J. MISHAN

2.4.3.1.- Las ideas establecidas

Las ideas desarrolladas en los últimos párrafos, llevan a una serie de primeras conclusiones sobre las que parece existir acuerdo y que resumimos con Mishan (81). Luego veremos que el mundo real obliga a superar estas primeras conclusiones.

1- Si se admite que el medio más económico de hacer frente a un efecto externo es una corrección del output, el output óptimo es único. Además, de cara a la eficiencia en la asignación es indiferente la acción del gravamen, del subsidio o de la Negociación (si no existen costes de transacción) entre productor y perjudicado.

2- Los efectos externos son simétricos, como Coase ha puesto de relieve. De lo que se sigue que:

3- El uso de uno u otro sistema de corrección no implica modificaciones en la optimalidad, sino en la distribución del bienestar.

4- En el caso de no intervención estatal, la parte perjudicada tendrá interés en subvencionar al otro para que modifique su output. Pero el que ésto se lleve a cabo, depende de que las ganancias potenciales sean positivas, es decir que los beneficios de la negociación sean mayores que los costes de transacción ($G > T$).

Estas primeras conclusiones van a quedar modificadas por la constatación de la importancia y características de las economías externas negativas en nuestro mundo (82). Un detenido análisis pone de relieve que:

1- Las deseconomías externas aumentan rápidamente con el crecimiento económico.

2- Su impacto sobre el bienestar del público puede ser sustancial, no tratándose de fenómenos aislados.

3- Suponen un problema planteado, no tanto entre empresas sino entre productores o utilizadores de bienes y el público en general, coincidiendo con frecuencia

éstos dos últimos (efectos externos internos a la actividad).

Fruto de lo anterior es que las consecuencias sobre el bienestar no pueden ser consideradas insignificantes y que los costes de transacción, dado el número de sujetos implicados, son amplios.

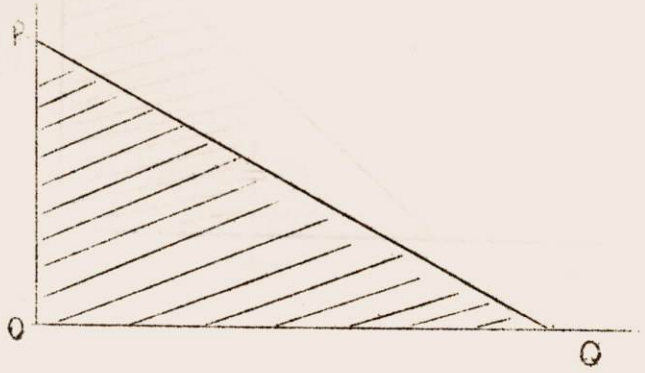
Aún más importante, y donde estriba el principal punto de ataque a Coase, ha de considerarse que los cambios en la legislación que asignan los derechos sobre el Medio Ambiente e introducen responsabilidades para los causantes de los daños, no sólo tienen consecuencias sobre la distribución del bienestar, sino que afectan también a la asignación de los recursos (83). De ahí que el óptimo de Pareto (o, en equilibrio parcial, una mejora potencial paretiana) no está determinada con carácter único.

2.4.3.2.- Variación Compensadora y Variación Equivalente

Introduciremos aquí dos conceptos importantes en la Teoría Económica del bienestar y en particular en el análisis Coste-Beneficio. Nos referimos a los de Variación Compensadora y Variación Equivalente (84).

Introducir esos conceptos, nos obliga a hacer un largo rodeo por la teoría de la demanda.

Empecemos por indicar que desde la posición de la economía del bienestar y el análisis coste-beneficio, la función de demanda de un bien mide la voluntad de pago, de los sujetos de la comunidad por dicho bien. En este sentido expresa los beneficios o pérdidas que los sujetos experimentan ante determinados acontecimientos, como la introducción de un bien o la variación de su precio. Así, por ejemplo, en el caso de un proyecto público, el beneficio total se mide por la voluntad total de pago para la cantidad de bien disponible.

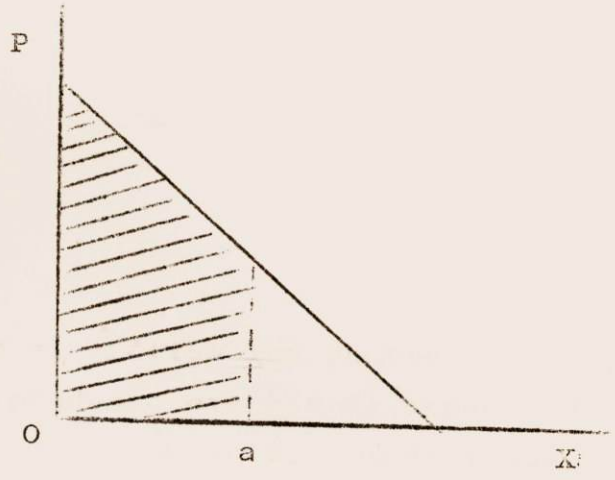


En la figura, el área rayada equivale al excedente del consumidor cuando el precio es cero.

Si el coste del proyecto correspondiente para suministrar la cantidad de bien OQ es menor que el área OPQ, diríamos que puede darse una mejora potencial paretiana, si el proyecto se realiza.

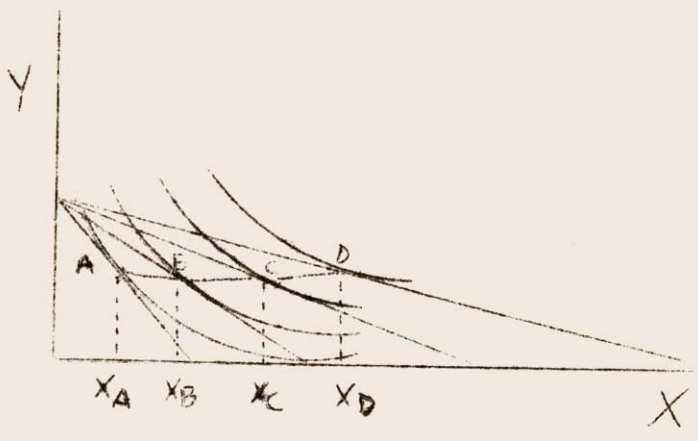
La función de demanda es, pues, una función de beneficios marginales de la actividad correspondiente. Dada una función de demanda para un bien, $P=f(x)$, en que x es el output disponible, si los beneficios totales producidos por el bien se expresan como $B=g(x)$, para un nivel de x tal como a, los beneficios serán:

$$\int_{o}^{a} f(x)\,dx$$



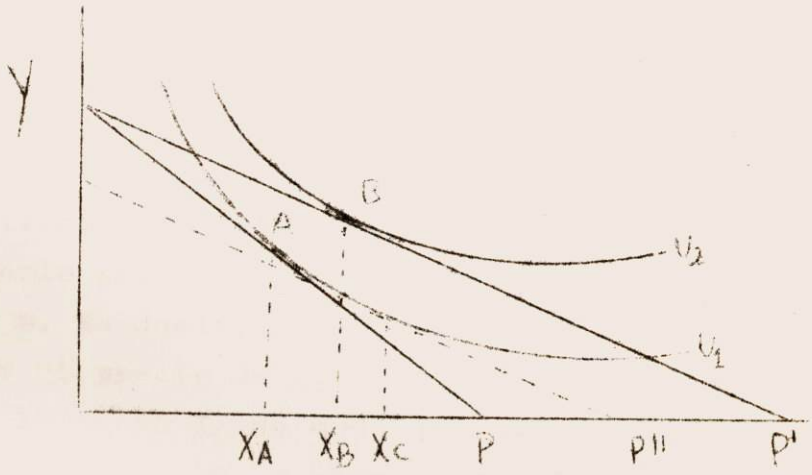
De esto modo g es la función primitiva de f , y ésta, la primera derivada de g. Así pues, si g es la función de beneficios totales, diremos que f (función de demanda) es la de beneficios marginales (85).

El concepto de excedente del consumidor, que es central a nuestro problema, depende sin embargo de la función de demanda que se adopte, y aquí se hace preciso recordar algunas ideas de teoría de la demanda (85). A partir de las curvas de indiferencia y las rectas de balance, correspondientes a rentas monetarias constantes pero distintos precios relativos, pueden derivarse las funciones Marshallianas de demanda para un bien.



En el gráfico los puntos A, B, C, D, corresponden a niveles de consumo de x progresivamente mayores, a medida que disminuye el precio de x en términos de Y (numerario).

Como es sabido, las variaciones en la cantidad demandada al modificarse el precio de un bien, pueden descomponerse en dos efectos: efecto renta y efecto sustitución. Esta distinción, es la que va a conducirnos a presentar junto a la demanda Marshalliana, otra Función de Demanda Compensada de Hicks y a la consideración de las dos nociones del excedente del consumidor: Variación Compensadora (C.V.) y Variación Equivalente (E.V.), que antes mencionamos.



En el gráfico, una disminución del precio del bien X entérminos de Y, permite pasar de la posición óptima A a la posición óptima B con un incremento del bienestar de U_1 a U_2. Este efecto total de las variaciones del precio de X se descompone así:

$$\underbrace{X_B - X_A}_{\text{Ef. total}} = \underbrace{X_C - X_A}_{\text{Ef. sustitución}} + \underbrace{X_B - X_C}_{\text{Ef. Renta}}$$

El efecto renta ante una variación del precio Px, tal como $\Delta Px = P'x - Px$, significa, en nuestro gráfico, que la caída en Px permite todavía adquirir la cantidad X_A quedando un remanente $(-\Delta Px.X_A)$ para incrementar el consumo. El efecto renta es pues:

$$X_B - X_C = -\frac{dX}{dI} \cdot \Delta Px \cdot X_A$$, siendo I la renta.

Para calcular el efecto Sustitución, hemos de introducir una modificación en la función de demanda. La función Marshaliana de demanda viene expresada por X (Px, Py, I). No obstante, el paso de A a C, supone situarse en un punto de la misma curva de utilidad correspondiente a A, pero con un precio relativo correspondiente al vigente en B. Es decir, que empezando en A, variamos el precio de X, pero ajustamos al tiempo la renta I, de modo que el consumidor se mantenga en la misma curva de indiferencia U_1. En estas condiciones, existirá una función de demanda que explique los cambios en la demanda de X para diversos valores de Px, manteniéndose costante el bienestar inicial (U_1). Esta función se denomina Función de Demanda Compensada de Hicks, y la expresamos:

$$X^* (P_x, P_y, U_1)$$

Para variaciones pequeñas de P_x

$$X_B - X_C = \frac{\delta X^*}{\delta P_x} \cdot \Delta P_x$$

Con lo que $X_B - X_A = \frac{\delta X^*}{\delta P_x} \cdot \Delta P_x -$

$$- \frac{\delta X}{\delta I} X_A \cdot \Delta P_x$$

Y dividiendo por ΔP_x:

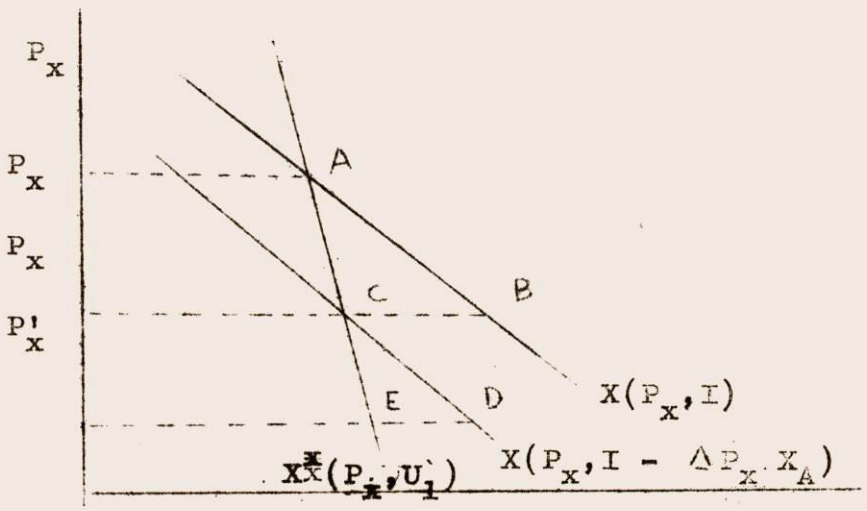
$$\frac{X_B - X_A}{\Delta P_x} = \frac{\delta X^*}{\delta P_x} - \frac{\delta X}{\delta I} \cdot X_A$$

Para variaciones infinitesimales de P_x:

$$\frac{\delta X}{\delta P_x} = \frac{\delta X^*}{\delta P_x} - \frac{\delta X}{\delta I} \cdot X_A$$

Expresión conocida como ecuación de Slutsky, en que el efecto de la variación del precio, depende de la relativa importancia del Efecto Sustitución $\left(\frac{\delta X^*}{\delta P_x}\right)$, y del efecto renta $\left(\frac{\delta X}{\delta I} \cdot X_A\right)$.

A partir de aquí, y dada la función Marshalliana de demanda $X\ (P_x, P_y, I)$ puede obtenerse la función compensada de Hicks: $X\ (P_x, P_y, U_1)$.



Si eliminamos de las funciones P_y, ya que y es el numerario y P_y es constante, la curva Marshalliana es $X\ (P_x, I)$ para un nivel dado de la renta.

Supongamos que partimos del punto A. El descenso de P_x hasta P'_x nos lleva al punto B. El efecto renta del descenso del precio es:

$\frac{\partial x}{\partial I} \cdot \Delta P_x \cdot X_A$, que deducido del valor correspondiente a X_B, nos conduce al punto C, (que ha de estar en la curva compensada de Hicks). A partir de C, puede trazarse la demanda Marshalliana correspondiente a la renta $I - \Delta P_x X_A$, con lo que otro descenso de precio como $\Delta' P_x$ llevará a la posición D, con un nuevo efecto renta que debidamente descontado permitirá pasar al punto E, también situada en la curva compensadora de Hicks.

Si m es la renta necesaria para que el consumidor se mantenga en la curva U_1, su valor dependerá de P_x y de U_1:

$$m = m\ (P_x,\ U_1)$$

Para una modificación ΔP_x, de P_x, el efecto en la renta real, es $\Delta P_x . X$. A lo largo de:

$X^x\ (P_x, U_1)$, se tendrá

$$\Delta m = X^* \cdot \Delta P_x \quad y \quad \frac{\partial m}{\partial P_x} = X^*$$

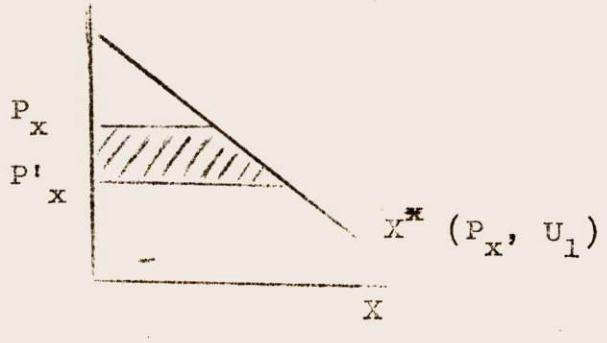
$$y \quad m\,(P'_x,\ U_1) = \int_{P_x}^{P'_x} \frac{\partial m}{\partial P_x} \cdot \partial P_x + m(P_x, U_1) =$$

$$= \int_{P_x}^{P'_x} X^{*} \cdot \partial P_x + m(P_x, U_1)$$

Con lo que podemos deducir cuál es la cantidad mínima de que puede privarse al consumidor, al bajar el precio, sin que se sienta peor. Será:

$$m\,(P_x,\ U_1) - m\,(P'_x,\ U_1) = -\int_{P_x}^{P'_x} X^{*}\ P_x$$

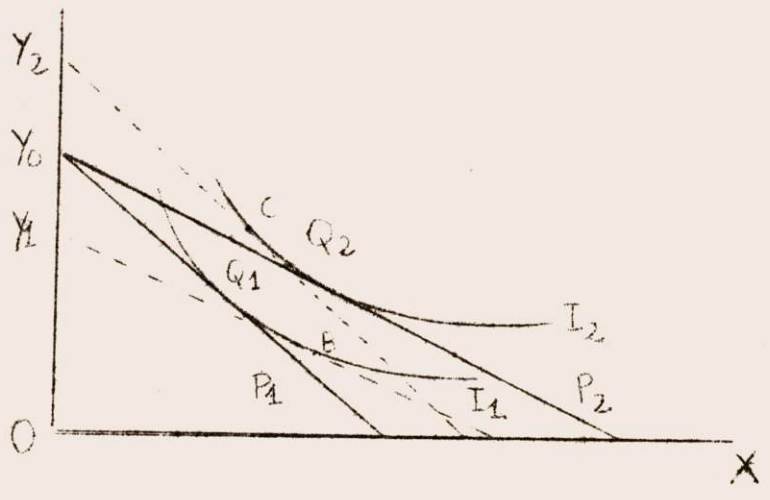
que se define como <u>variación compensadora</u>. Este excedente del consumidor es el correspondiente a la función $X^{*}\,(P_x,\ U_1)$ que se representa por el área rayada, y no tiene por qué coincidir con el excedente correspondiente a la función Marshalliana de demanda, a menos que los efectos renta de la variación de precios sean negligibles o nulos, y que por lo tanto ambas curvas registren los efectos sustitución exclusivamente.



En general, y para variaciones en el precio de un bien, Variación Compensadora (C.V.) es la suma de dinero que ha de ser pagada por el consumidor cuando el precio cae o recibida por éste si el precio sube, para mantnerse en el mismo nivel de bienestar inicial.

La Variación Equivalente (V.E.), es la cantidad de dinero que, -recibida por el consumidor si el precio cae, o pagada por él si el precio sube-, si no ocurrieso esa modificación en el precio, aún le proporcionaría el mismo cambio de bienestar (87).

De nuevo gráficamente, puede apreciarse la diferencia en las dos medidas:



Si la renta inicial es OY_o, viniendo la renta señalada por la curva de indiferencia I_1, el consumo de X es la abscisa del punto Q_1 cuando el precio de X es P_1. Si éste cae

a P_2, el consumidor pasa al punto Q_2, lo que significa elevar su renta real de I_1 a I_2.

En consecuencia, la variación compensadora será $Y_o\ Y_1$, máxima suma que se hallará el sujeto dispuesto a pagar, sin que varíe su bienestar inicial. En ese caso su renta se reduciría a OY_1, que al precio P_2 le permite alcanzar B sobre su curva inicial I_1.

Por su lado, la variación equivalente será Y_oY_2, o mínima suma que aceptará para dejar la oportunidad de comprar la cantidad deseada de X, al precio más bajo P_2. Con Y_oY_2, alcanza ya un nivel de renta OY_2 que le permite situarse, al precio P_1, en el punto C sobre I_2. El aumento de bienestar es idéntico al que se habría alcanzado al precio P_2, con su inicial renta monetaria OY_o. Como se apreciará, para un bien normal, Y_oY_2 (variación equivalente) excede a (Y_oY_1) (variación compensadora), para un descenso del precio. Por otro lado, la variación compensadora del alza del precio es igual a la variación equivalente del descenso del precio y, viceversa, la variación equivalente del alza del precio igual a la variación compensadora del descenso. De lo que también se sigue que, para un bien normal, la variación compensadora será superior a la variación equivalente, si el precio se eleva (88).

2.4.3.3.- Asignación de derechos y posición óptima

Si transladamos estos conceptos al terreno del Medio Ambiente, podremos considerar dos posibles situaciones. Si el Medio Ambiente está deteriorado y se observa la disposición a pagar de los ciudadanos por obtener los servicios medioambientales de que antes gozaban, estaremos calculando la variación compensadora, expresiva de los beneficios que obtienen los ciudadanos.

En cambio, la variación equivalente mediría la cantidad que los individuos deberían recibir para ser compensados por la carencia o pérdida de los nuevos servicios (89).

Ahora bien, la aceptación de la disposición a pagar (C.V.), implica la aceptación de la asignación prioritaria de los derechos de propiedad de la atmósfera (u otros), a aquellos que la utilizan para arrojar desperdicios y degradar la calidad del aire. La variación equivalente, en cambio, indica Freeman, asigna con prioridad los derechos de propiedad a los que utilizan el aire para respirar, y los costes de la contaminación equivalen a lo que la gente exigiría en compensación por su aire degradado. "En consecuencia, la elección de una medida del excedente del consumidor, implica la aceptación de una asignación particular de los derechos de propiedad" (90).

Los anteriores desarrollos, han parecido necesarios, para analizar cómo la asignación de derechos de propiedad sobre el Medio Ambiente va a llevar a asignaciones de recursos diferentes, contradiciendo así el primitivo consenso alrededor de Coase.

Con Mishan, de nuevo, pueden redefinirse la variación compensadora, como la máxima cantidad que se está dispuesto a pagar para gozar de algo, restaurando así el bienestar a la posición inicial W_0. La variación equivalente, sería entonces, la mínima cantidad que se está dispuesto a aceptar por perder algo de que se goza, aumentando así el bienestar a W_1. Ambas magnitudes difieren, como ha quedado dicho, en que la primera está limitada por la renta disponible del sujeto, en tanto que no es éste el caso de la segunda.

Pero también pueden considerarse ambos conceptos, no como medidas máxima y mínima de un cambio en el bienestar bajo una determinada ley (asignación de derechos), sino como variaciones compensadoras correspondientes a dos situaciones opuestas de la ley.

En el caso de la contaminación sónica, ilustrado por Mishan, (91) pueden darse dos situaciónes legales:

- Ley L (ley permisiva): autoriza el ruido de los aviones. Si llamamos B a los perjudicados por el ruido, la variación

compensadora en ese caso, supone la cifra que está dispuesta a pagar B por la prohibición del ruido, si éste se diese, pero manteniendo su bienestar al nivel W_o que es el que prevalece con esa ley.

- Ley $\overline{L}$ (ley prohibitiva): No autoriza el ruido de los aviones. La variación compensadora de un cambio que autorice el ruido será la cantidad que, si ocurre el cambio, mantendrá el nivel de bienestar al nivel W_1 original (siendo en ese caso $W_1 \quad W_o$).

Ahora bien, si llamamos A a los intereses aeronáuticos y consideramos con signo + las cantidades máximas que la gente está dispuesta a pagar, para evitar un mal o gozar de un bien, y con signo -, las cantidades mínimas que aceptan para soportar un mal o perder un bien, la suma algebráica de esas cantidades indica el valor social del cambio en cuestión. Así:

- Si la suma algebráica con la ley existente es positiva, cabe alcanzar una mejora potencial paretiana.
- Si la suma es negativa con la ley existente, se daría una pérdida potencial paretiana con el cambio, por lo que la situación es óptima.

Ejemplo:

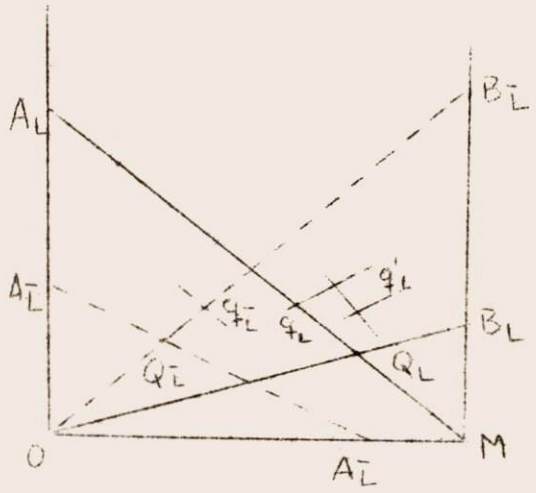
Ley Vigente	A	B	Total
L (autoriza el ruido)	-55 $	+40 $	-15 £
$\overline{L}$ (prohibe el ruido)	+45	-70 $	-25

Las dos situaciones del ejemplo son óptimos paretianos, pues un cambio supondría incurrir en una pérdida potencial paretiana lo que hace pensar que, sin tener en cuenta la distribución, "es posible, si no probable, que el acuerdo que es óptimo bajo una situación legal, no lo sea bajo la otra situación" (92). El problema que se plantea entonces, es como elegir.

El análisis puede extenderse a efectos externos divisibles. Puede así imaginarse que se va a determinar el número de vuelos ruidosos, solamente por referencia a las condiciones de óptimo. La cuestión es pues, encontrar el punto en que el beneficio marginal de los intereses aeronáuticos, se iguale a la pérdida marginal de los perjudicados por el ruido.

La situación L es, obviamente, de mayor bienestar para A que la $\overline{L}$, y al revés para B.

Partamos de que L está en vigor. En ese caso, y antes del posible acuerdo entre A y B, el número de vuelos sería OM.



La componsación mínima aceptable para A por vuelo reducido, es la indicada por su curva M - A_L, en tanto que las sumas máximas pagadas por B son las de B_L - O. En Q_L, habrá por tanto, posibilidad de acuerdo.

En el caso de que $\bar{L}$ esté en vigor, antes del acuerdo no hay vuelos y las curvas correspondientes son ahora $B\bar{L}$ y $A\bar{L}$, con posibiliblo acuerdo en $Q_{\bar{L}}$.

Tengamos en cuenta que el nivel de vuelos alcanzado en el óptimo, depende no sólo de las curvas correspondientes a cada situación legal, sino también de la negociación y del poder y la habilidad desarrollada por cada uno.

En la negociación bajo la ley L, puede imaginarse que todas las ventajas corresponden a B. Es decir, que B no paga por cada vuelo evitado más de lo que indica la curva M-A_L, que es la componsación mínima exigida por A.

Esto implica una mejora en el bienestar de B, por lo que su curva de valoración marginal se desplaza hacia arriba, dando lugar a un equilibrio q_1, que lleva aparejado un bienestar superior a Q_L, pero menor que el correspondiente a la mejor posición posible, que sería la correspondiente a la intersección con la curva $OB_{\overline{L}}$ bajo la ley $\overline{L}$. Si no es B quien saca todas las ventajas de la negociación, la curva de A se desplazará algo hacia arriba y bajará la de B, consiguiéndose el equilibrio en q'_L.

Bajo la ley $\overline{L}$ el problema es el mismo. Si todas las ventajas de la negociación corresponden a A, el desplazamiento hacia arriba de su curva, nos llevaría a la posición $q\overline{L}$, que implica mayor bienestar para A que $Q_{\overline{L}}$, pero menos que el máximo que se podría alcanzar si su curva fuese la $M\text{-}A_L$ bajo la ley L.

Podemos resumir todo lo anterior afirmando que, <u>de cualquier modo que vaya la negociación, el output óptimo bajo la ley L implica más vuelos que bajo $\overline{L}$</u>. Aparece, así, con suficiente claridad que el output óptimo no es independiente de la asignación de derechos de propiedad, lo que supone un mentís a algunas de las ideas derivadas del análisis de Coase (93).

Por otro lado, como antes se decía, en el caso de negociación voluntaria, el que ésta se lleve a efecto depende de que las ganancias potenciales (G), sean superiores a los

costes de Transacción (T). Estos pueden agruparse en varias rúbricas (94).

T_1 = Costes iniciales conducentes a la negociación entre los productores del efecto externo y los afectados.

T_2 = Costes de mantenimiento y revisión del acuerdo.

T_3 = Costes de capital necesarios para cumplir el acuerdo (inversiones en equipo anticontaminación; cambios de proceso productivo, cambios de localización de actividades, etc.).

De las tres rúbricas señaladas, la primera (T_1) parece ser decisiva para que el acuerdo sea posible. Incluye entre otras las fases siguientes:

- Identificar a los miembros del grupo.
- Persuadirles para hacer o aceptar una oferta conjunta.
- Alcanzar el acuerdo dentro del grupo sobre todos los temas relativos a la negociación.
- Negociar con el otro grupo.

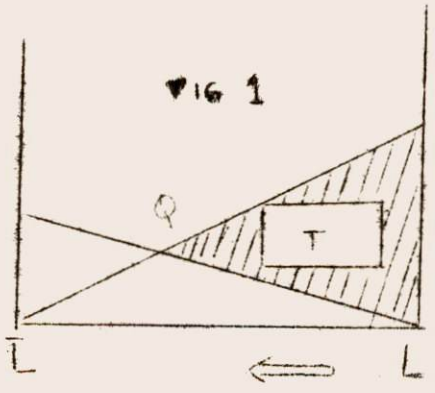
No cabe afirmar bajo que ley (L o $\bar{L}$) será menor T_1. Lo que sí puede decirse es que la importancia de T_1, depende directamente del número de sujetos implicados y de su dispersión, aspectos que pueden hacer prohibitivo el acuerdo. A este respec-

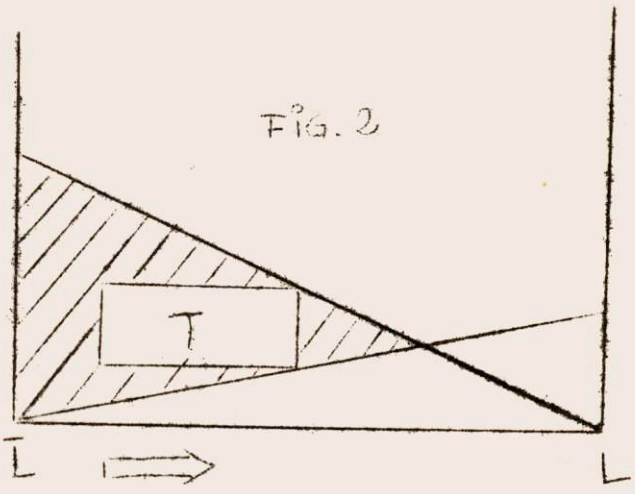
to caben varias posibilidades sobre las ganancias potenciales paretianas:

1- Que exista una ganancia potencial paretiana (G-T>0) bajo cualquier tipo de ley. En ese caso, como se dijo antes, el output óptimo tanto de bienes como de contaminación, será mayor bajo la ley L que bajo la $\bar{L}$.

2- Puede ocurrir que no haya ganancia potencial paretiana bajo ningún tipo de ley (G-T<0). En relación con el óptimo al que se llegaría si T<G, tendremos que bajo L habrá "demasiada contaminación" y bajo $\bar{L}$ "demasiado poca".

3- Cuando la posición del óptimo potencial, está más cerca de la posición inicial bajo $\bar{L}$ que de la posición inicial bajo L, una mejora neta paretiana solo puede tener lugar si L prevalece (fig. 1). Lo contrario ocurre si la posición óptima se halla más cerca de la posición inicial bajo L que bajo $\bar{L}$ (fig. 2).





Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que la sociedad, en el primer caso, estaría en mejor situación bajo $\bar{L}$ que bajo L, ya que se ahorraría los costes de transacción T para pasar a la posición óptima Q bajo la ley L. Y ello a pesar de que bajo $\bar{L}$ no existiría mejora potencial posible, pues no compensaría moverse de la posición de output cero. Simétricamente podría razonarse para el segundo caso.

La introducción de los costes de transacción, complica pues las posibilidades de alcanzar posiciones Pareto-óptimas, a través de la negociación. Aunque no hay evidencia sobre la relación entre la ley en vigor y la importancia de los costes de transacción, parece que no es indiferente la ley adoptada, ni para que exista acuerdo, ni para la asignación de recursos:

1- La probabilidad de que un individuo de un grupo tome la iniciativa es función de la ley vigente. Bajo la ley $\overline{L}$, será la industria quien tenga que tomar la iniciativa para mejorar su posición. Ahora, como sus miembros son menos y mejor organizados que el público en general, hay menos peligro de pérdida de tiempo y gastos, por lo que es más probable que se lleve a efecto.

2- Bajo L, no hay incentivo para dedicar recursos a la reducción de la contaminación. Se ignoran las oportunidades de obtener beneficios sociales por disminución de la contaminación, con el efecto de asignación de recursos ineficiente. Lo contrario ocurre bajo $\overline{L}$.

2.4.4.- El enfoque de los recursos de propiedad común

A.V. Kneese ha criticado duramente el enfoque empleado en buena parte de la literatura que ha aceptado sin excesiva crítica el análisis de Coase, dando un carácter general a sus conclusiones (95).

Según Kneese, buena parte de los análisis realizados bajo los epígrafes de Externalidades de la Contaminación o similares, contemplan situaciones en que hay dos partes enfrentadas, iguales en poder económico, con información perfecta sobre su posición y la del adversario. Además, la externalidad tiene lugar en un contex-

to en que la asignación de recursos es, por lo demás, óptima. Finalmente, el medio a través del que se transmite el efecto externo (aire, agua, etc.) es fijo en su oferta, o si varía, sólo puede hacerlo por intervención de los dos partícipes.

Este marco de partida, ha permitido concluir que:

1- La negociación elimina las externalidades relevantes en el sentido de Pareto.

2- La imposición de un gravamen basado en los efectos marginales de la actividad, distorsiona la solución óptima que podría alcanzarse por negociación.

3- La fusión de actividades puede ser una forma general y efectiva de eliminar las externalidades.

4- De modo aún más general: las externalidades pueden ser contraposadas, de algún modo, por el interés privado.

Ahora bien, la única conclusión válida que puede extraerse del análisis, es su absoluta falta de realismo. La realidad nos enfrenta ante situaciones en que:

- Los sujetos tienen desigual poder económico o información.

- Hay variadas fuentes de contaminación que afectan a grandes grupos de la sociedad, que se ven poco afectados en sus intereses particulares.

- En consecuencia, no existe gran interés en negociar y la unión de los afectados tiene elevados costes organizativos, por lo que no se lleva a cabo.
- Además las acciones correctivas, no se llevarían a cabo por los individuos en la medida óptima, dado el carácter de bienes (males) públicos de las externalidades (problemas de oferta conjunta y/o exclusión).
- Por último estas deseconomías no son fenómenos raros y aislados, sino inherentes a las actividades humanas de producción y consumo.

Pero lo que todavía es más importante y que supone una gran novedad en el tratamiento de las externalidades medioambientales, es la consideración de las implicaciones físicas de las mismas. El esquema tradicional no ha tenido en cuenta, en los modelos de asignación, que cuando se extraen materiales de la naturaleza y se utilizan por productores y consumidores, su masa queda esencialmente inalterada. O dicho de otro modo, se consumen los servicios de los objetos materiales pero no sus masas. Entonces ocurre, que mientras las actividades de extracción, producción y distribución pueden realizarse más o menos eficientemente a través de intercambios de derechos de propiedad, la devolución de la masa residual al M.A. es la reintegración a un Recurso de Propiedad Común (aire, agua,

etc.), en el que los procesos de intercambio privado, no pueden asignar con precisión valores relativos a los usos alternativos del medio.

Precisamente la experiencia histórica confirma que , en general, se da un exceso de utilización de estos recursos, es decir una asignación ineficiente.

De todo lo dicho, deriva la necesidad de superar el tratamiento de las externalidades, como problemas limitados, en los que se hallan implicados un pequeño número de personas. La acción colectiva se impone y las implicaciones físicas de las externalidades ambientales, obligan a introducir el enfoque llamado de "Balance de Materiales". La conservación de los recursos naturales aparece, en consecuencia, como una nueva variable a integrar en los modelos de crecimiento (96), y el análisis de equilibrio parcial ha de abrir paso al equilibrio general.

2.4.5.- La Crítica de Baumol

Un famoso artículo de W. Baumol, se ha enfrentado con algunas de las conclusiones del análisis de Coase que ponían en duda la validez del enfoque impuesto-subsidio derivado de Pigou (98).

Anteriormente pusimos de relieve cómo Buchanan, a propósito del monopolio, y Davis y Whinston, habían expresado sus reservas a propósito de la idoneidad de los impuestos pigouvianos para alcanzar una asignación óptima. La crítica de Coase a la validez de los impuestos pigouvianos es de otra índole. Como ya se analizó antes, Coase trataba de demostrar que cuando la negociación era posible (pocos sujetos afectados), ésta era más efectiva que el impuesto pigouviano, que puede conducir a ineficiencia (99). Por otro lado, si la negociación no es posible, argumenta Coase (100), el impuesto pigouviano puede ser un remedio incorrecto. La incorrección provenía según él, de la naturaleza recíproca de los costes sociales en juego; Cuando se lanzan humos por una empresa, se afecta a los vecinos de la misma; pero si los vecinos logran defender sus intereses, se impone también un coste (reducción de humos) a la empresa. Por ello, si el coste de relocalización de los residentes, es menor que la purificación del aire, diría Coase, la primera debería llevarse a cabo. El impuesto no debería recaer, en consecuencia, sobre la empresa que lanza humos sino sobre los residentes, a fin de que se viesen incitados a cambiar de re-

sidencia. El gravamen sobre la empresa, obligaría a ésta a reducir sus emisiones, lo que incentivaría la entrada de nuevos residentes a la zona, obligando también a aumentar progresivamente el gravamen pigouviano ya que los costes sociales de la contaminación crecerían (al aumentar el número de residentes).

Las anteriores ideas van a ser criticadas por Baumol para quien es necesario y suficiente un impuesto pigouviano para lograr la asignación óptima de recursos. En lo que sigue, expondremos la argumentación de Baumol.

2.4.5.1.- Un modelo de equilibrio general representativo del argumento de Coase

Baumol supone la existencia de competencia perfecta, lo que trae consigo la imposibilidad de negociación, como en Coase, dado el número de sujetos implicados. Admitido, para simplificar, un único factor de producción (trabajo) y aceptando que la externalidad (humo) sólo afecta a las lavanderías y no a los consumidores, el modelo se especifica así:

x_1, x_2, x_3, x_4: output de las actividades I, II, III y IV.

R: Oferta total de trabajo disponible.

x_5: Cantidad no utilizada de trabajo (ocio).

x_{ij}: Cantidad de x_i consumida por j (i=1,2, ..., 5); (j=1, ..., m).

P_i: Precios de los output de los i bienes, incluido el ocio (i=1, ..., 5).

$u_j (x_{1j}; x_{2j}; \ldots; x_{5j})$: función de utilidad de j.

$C_1(x_1)$, $C_2(x_1,x_2)$, $C_3(x_3)$, $C_4(x_4)$: Costes-trabajo de las cuatro actividades, en que, como puede verse, la actividad I ejerce una externalidad sobre la actividad II; el humo emitido por I mancha la ropa lavada por la lavandería II.

Como Coase señala distintas alternativas para corregir la externalidad, Baumol supone que x_1 y x_2 tienen sustitutivos perfectos:

x_3: Sustitutivo perfecto de x_1, pero cuya producción no produce humo.

x_4: Sustitutivo perfecto de x_2, pero producido en otro lado tras haber relocalizado la industria, con un determinado costo, para evitar la externalidad.

Los precios de los outputs, se expresan en horas de trabajo por lo que se tendrá que $P_5 = 1$.

En equilibrio general, el óptimo de Pareto exige maximizar la función de utilidad de un sujeto arbitrario, con la restricción

do que no hay disminución de las utilidades de los restantes m-1 sujetos.

Formalmente, se trataría de maximizar:

$$U_m\ (x_{1m},\ x_{2m},\ \ldots,\ x_{5m})$$

Sujeto a: $U_j\ (x_{1j},\ x_{2j},\ \ldots,\ x_{5j}) =$

$= K_j$(constante); $j=1,2,\ \ldots,\ m-1.$

$$\sum_{j=1}^{m} x_{ij} = x_i \ ;\ i = 1,2,\ \ldots,\ 5$$

Y la función de producción (costos):

$$C_1(x_1) + C_2(x_1,x_2) + C_3(x_3) +$$

$$+ C_4(x_4) + x_5 = R$$

El lagrangiano pertinente será:

$$L = \sum_{j=1}^{m} \lambda_j \left[U_j(x_{1j},x_{2j},\ \ldots,\ x_{5j}) - K_j\right] + \sum_i v_i\ (x_i - \sum_j x_{ij}) +$$

$$+ \mu\left[R - C_1(x_1) - C_2(x_1,x_2) - C_3(x_3) - C_4(x_4) - x_5\right]$$

siendo $\lambda_m = 1$ y $K_m = 0$

llamando $U_{ji} = \dfrac{\partial U_j}{\partial x_{ij}}$ y $C_{ik} = \dfrac{\partial C_i}{\partial x_k}$ (o $\dfrac{\partial C_i}{\partial x_k}$)

Derivando parcialmente el Lagrangiano respecto de x_{ij} y x_i obtenemos las condiciones de primer orden

$$\frac{\partial L}{\partial x_{ij}} = \lambda_j U_{ji} - v_i = 0$$

$$(i = 1, \ldots, 5) \quad (j = 1,2, \ldots, m)$$

$$\frac{\partial L}{\partial x_1} = -(C_{11} + C_{21}) + v_1 = 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial x_i} = -\mu C_{ii} + v_i = 0 \qquad (i=1,2,3,4)$$

$$\frac{\partial L}{\partial x_5} = -\mu + v_5 = 0$$

Sabemos, a partir del análisis del equilibrio del consumidor, que las relaciones entre los precios de dos bienes, han de ser iguales a la relación entre las utilidades marginales de esos mismos dos bienes.

Es decir $\frac{P_a}{P_b} = \frac{U_{ja}}{U_{jb}}$ $(j = 1,2, \ldots, m)$

Si llamamos $\frac{U_{ji}}{P_i} = W_j$ para $(i = 1,2,..,5)$

y un valor dado W_j, tendremos:

$$U_{ji} = W_j \cdot P_i$$

También: $\lambda_j U_{ji} = \lambda_j W_j \cdot P_i = S_j \cdot P_i$,

donde $\lambda_j W_j = S_j$

Teniendo en cuenta la expresión anterior, la primera ecuación puede expresarse:

$$V_i = S_j . P_i \qquad (j = 1,2,\ldots, m) \quad (i = 1,2,\ldots, 5)$$

Ahora bien, debe cumplirse para todos los sujetos que:

$$S_1 = S_2 = \ldots = S_j = \ldots = S_m \quad , \text{ ya que}$$

$$S = \frac{V_i}{P_i}$$

Podemos entonces expresar la primera ecuación: $V_i = SP_i$

Y sustituyendo en las demás ecuaciones:

$$S \cdot P_1 = \mu (C_{11} + C_{21})$$

$$S \cdot P_i = \mu C_{ii} \qquad (i = 2,3,4)$$

$$S \cdot P_5 = S = \mu \qquad (P_5 = 1)$$

Dividiendo las expresiones obtenidas por $S = \mu$:

$$P_1 = C_{11} + C_{21}$$

$$P_2 = C_{22}$$

$$P_3 = C_{33}$$

$$P_4 = C_{44}$$

$$P_5 = 1$$

Resultados que se interpretan como la necesaria igualdad entre el precio y el costo marginal privado en cada una de las actividades, excepto en el caso de la actividad (I) productiva de externalidades en la que el precio debe ser igual al costo social marginal ($C_{11} + C_{21}$) dada la separación, en ese caso, entre costos privados y sociales.

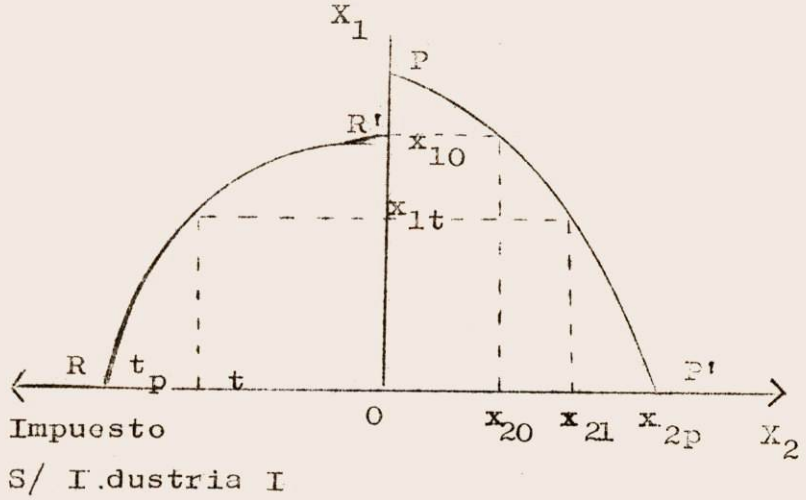
2.4.5.2.- La suficiencia del Impuesto Pigouviano

Ahora bien, la obtención de los anteriores precios óptimos en un mundo de competencia, no requiere sino la imposición de un gravamen sobre la actividad I igual a C_{21} (daño producido por el efecto externo generado) por unidad de output. Un gravamen pigouviano como el indicado, conduciría, supuesto que se cumplen las condiciones de concavidad-convexidad de segundo orden, al óptimo de Pareto. Y además, tal impuesto es todo lo que se requiere: no se precisan, como quería Coase, ni compensaciones ni gravámenes sobre la actividad II.

En palabras de Baumol: "Este resultado se explica por el carácter de públicas de las externalidades. Efectivamente la lavandería perjudicada por el humo no puede hacer más limpio o más sucio el aire por un incremento de su output. En estos casos, el

incremento en el uso de un bien público no reduce su oferta disponible para otros. De aquí que el precio apropiado (compensación) para el usuario de un bien público (víctima de una externalidad pública) es cero. Parece, pues, más claro que decir que no hay precio que de lugar a una cantidad óptima de bien público (externalidad), decir que se requiere un doble precio: un precio no cero (gravamen) al oferente del bien, y un precio cero al consumidor. Ningún precio normal puede cumplir esta función, si no es un impuesto pigouviano, sin compensación, a los afectados por la externalidad.

El temor de Coase a que la reducción en la contaminación omitida, condujese a un aumento del número de residentes en la zona, con el consiguiente incremento del daño social, y la necesidad de elevar el gravamen sobre la empresa productora de humos, no es relevante.



En el gráfico adjunto se hace visible el mecanismo de equilibrio entre las dos actividades (I y II), que hace imposible un exceso de instalación de lavanderías en el ejemplo de Baumol (o de nuevos residentes en el ejemplo de Coase). RR' es la curva de respuesta de de la actividad I a las variaciones en el gravamen pigouviano.

Por su parte, PP' mide las respuestas de la actividad II al output x_1, dada la externalidad existente.

Para un gravamen $t = t_p$, la actividad I desaparece por lo que $x_1 = 0$ y entonces se produce el máximo desarrollo de las lavanderías ($x_2 = x_{2p}$).

En cambio si $t = 0$, la actividad I no tiene freno ($x_1 = x_{10}$) y $x_2 = x_{20}$.

En estas condiciones, existirá un valor óptimo de $t(=C_{21})$ que permita una actividad de I y II que corresponda al equilibrio. Debe notarse que si existiese compensación a la industria II (lavanderías) por el daño causado por I, no habría incentivo para reducir la actividad de éstas, y es en ese caso cuando se requeriría el impuesto solicitado por Coase, a fin de lograr una reducción de su actividad (o fomentar su localización en otra parte). Pero como agudamente señala Baumol, el impuesto sólo serviría para neutralizar la innecesaria compensación concedida a las lavanderías (101).

2.4.5.3.- Multiplicidad de máximos locales (102)

Lo anterior no quiere decir que Coase estó completamente equivocado. En particular, la óptica de análisis de equilibrio general que adopta lleva a formular la exigencia de que se comparen los efectos globales de las distintas alternativas de eliminar la externalidad.

Traducido al ejemplo de Baumol ello significa que, la economía puede hacer una opción errónea, entre la eliminación de humo y relocalización de lavanderías; y decidirse por la alternativa que tenga un mayor costo social en términos de disminución del producto global. Sin embargo, tal probabilidad depende no del empleo de gravámenes pigouvianos sobre la actividad generadora del efecto externo, sino de algo que Coase no ha puesto de relieve explícitamente: la existencia de múltiples máximos locales.

Ya Pigou en su "Economics of Welfare" reconoció la posibilidad de existencia de varios máximos locales: "... si varias disposiciones son posibles, todas las cuales igualan los valores de los productos sociales netos marginales, cada una de estas disposiciones, efectivamente, implica lo que puede llamarse un máximo relativo para el dividendo (nacional). pero sólo uno

de estos máximos, es el máximo inequívoco o absoluto ... No es necesario que todas las posiciones de máximo relativo representen dividendos mayores que todas las posiciones que no son máximos. Por el contrario, un esquema de distribución que se aproxime a aquel que produce el máximo absoluto, pero que no cumpla él mismo la condición de igualdad de rendimientos marginales, implicaría probablemente un dividendo mayor que la mayor parte de los esquemas que cumplen esta condición y constituyen de este modo máximos relativos de carácter menor" (103).

Siguiendo a Baumol, diríamos que en la situación ejemplificada por Coase (humo que daña a los residentes del área) existen dos alternativas:

1- La relocalización de los residentes, continuando la actividad contaminante.

2- La eliminación de la contaminación permaneciendo los residentes.

Indudablemente la respuesta a cuál sea el óptimo global, será función del costo de relocalización de las personas (C R) y del costes de la depuración de las emisiones (C D).

Si el daño producido por el humo (H) es mayor que el coste de depuración (C D), y a su vez CD $<$ CR, no cabe duda de que la mejor alternativa es la segunda. En este

caso un gravamen unitario igual a H, lograría la reducción de la contaminación en tanto que CD < H.

Si por el contrario CD < H, pero CR < CD, la solución óptima es la relocalización de la población. El gravamen pigouviano por unidad, se verá reducido a cero que es el daño marginal causado por los humos en el óptimo, o sea, en este caso, cuando no hay población. Sin gravamen ni compensación de ningún tipo, los habitantes cambiarán de residencia mientras CR < H.

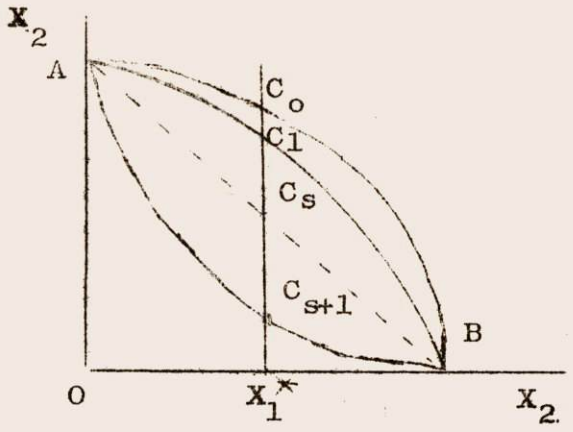
Caben, por tanto, dos posibles óptimos, según que el coste de relocalización de la población sea mayor o menor que el de depuración de las emisiones. En un caso el gravamen óptimo es igual a H, y en otro igual a cero. La mala asignación de recursos se dará cuando el óptimo sea la alternativa primera y se aplique un gravamen H, o viceversa. Pero sería preciso añadir que la segunda posibilidad es bastante remota, ya que de ser cierto que CR < H, el caso no se presentaría: los residentes hubiesen emigrado y no se requeriría la acción pública.

Parece adecuado reconocer que a medida que crece la importancia de las externalidades, las posibilidades de encontrar múltiples óptimos locales crecen. El análisis de la curva de transformación entre dos actividades, bajo el supuesto de existencia de efectos externos negativos, permite ilus-

trar lo dicho. Si las funciones de costos son: $C_1(x_1)$ y $C_2(x_1,x_2)$, la función de la curva de posibilidades de producción, se expresará:

$$C_1(x_1) + C_2(x_1,x_2) = R$$

Bajo el supuesto convencional, en competencia perfecta, de rendimientos decrecientes (costos crecientes) pueden darse varias formas de la curva.



Si no existen efectos externos, la curva es AC_oB, perfectamente convencional, en la que se cumple la condición de segundo orden para el máximo de eficiencia: concavidad dirigida hacia el origen

$$\left(\frac{\delta^2 x_2}{\delta x_1^2} < 0\right)$$

En cambio, si los efectos externos negativos de la actividad I respecto de la II tienen alguna importancia, la curva de

transformación de x_1 en x_2 cae por debajo de AC_oB, manteniéndose, empero, los puntos extremos (A y B). Ello refleja que para similares niveles de producción de x_1 la posibilidad de producir x_2 es menor.

Por debajo de Cs, las condiciones de segundo orden se violan, y la posibilidad de aparición de varios máximos locales es patente, al no existir una solución única de máximo.

Reconocer esta posibilidad es tanto como reconocer las dificultades con que se puede enfrentar el esquema pigouviano, como forma de alcanzar el óptimo. En el caso en que las "no convexidades" sean importantes, la posibilidad de llegar al óptimo por prueba y error, como el mismo Baumol propone, queda en entredicho. A este punto nos referimos más adelante.

2.4.5.4.- <u>No convexidades, multiplicidad de máximos y separación de actividades</u>

Cuando los supuestos convencionales sobre convexidad y concavidad de las funciones de producción y de las curvas de indiferencia no se cumplen, no existe garantía de que la corrección por medio de impuestos pigouvianos del output generador de efectos externos permita a la economía

alcanzar el óptimo de Pareto. Se trata, desde luego, de la ausencia de cumplimiento de las condiciones de segundo orden de la maximización Paretiana. En esas circunstancias no puede afirmarse a priori que la regla de conducta apropiada para los responsables de la política del M.A. sea la reducción de las actividades que generan efectos externos (104).

Ahora bien, como decíamos antes, la existencia de efectos externos hace probable la aparición de no convexidades en la curva de posibilidades sociales de producción lo que da lugar a la aparición de varios óptimos locales. Los precios y gravámenes pueden afectar la conducta de los sujetos individuales y de las empresas, pero son incapaces de modificar la no convexidad de la curva de posibilidades de producción de la economía, que es esencialmente un problema tecnológico. Pero aún cabe que la utilización de precios y gravámenes para el logro de un equilibrio competitivo determinado no haga sino separar a la economía del óptimo social, como ya se mencionó en el apartado anterior.

Trataremos, primero de precisar los efectos de las no convexidades para finalmente analizar las posibilidades que tiene la relocalización de actividades como medio corrector de las no convexidades.

A) Las funciones de producción de los agentes y la convexidad de la función de Producción Social:

La no convexidad de la función social de producción es compatible con la convexidad de las funciones individuales, como aparece en la ilustración siguiente (105).

Sean dos actividades: una central térmica productora de electricidad (y de humos), y una lavandería situada en su vecindad.

Sus funciones de producción, en términos del único recurso, común, utilizado, (r), se expresan

$$r_E = y_E^2/2$$

$$r_L = y_L^2/2 + WY_E\, Y_L$$

Y_E = output de electricidad

Y_L = output de lavandería

W = "magnitud" del efecto externo de la producción de electricidad sobre la lavandería.

Ambas funciones son convexas como se comprueba al calcular sus derivadas segundas respecto de sus output respectivos:

$$\frac{d^2 r_E}{dY_E^2} = +1$$

$$\frac{\partial^2 r_L}{\partial Y_L^2} = +1$$

Lo que implica, como es sabido, la existencia de rendimientos decrecientes en ambas funciones, punto de partida coherente con las condiciones de segundo orden para que el equilibrio competitivo sea Pareto-óptimo.

Dada la oferta del factor de producción disponible en la economía, el lugar de posibilidades sociales de producción será:

$$r = Y_E^2/2 + WYY_E\ Y_L + Y_L^2/2$$

Como corresponde a la hipótesis habitual de rendimientos decrecientes, esa función será cóncava hacia el origen para pequeños valores de W, pero se torna convexa hacia el origen para valores superiores de la magnitud de la externalidad.

Diferenciando totalmente:

$$0 = dr = Y_E.d\ Y_E + W.Y_E.d\ Y_L + W.Y_L.d\ Y_E + Y_L.d\ Y_L$$

$$0 = d\ Y_E\ (Y_E + W\ Y_L) + d\ Y_L\ (W\ Y_E + Y_L)$$

$$\frac{d\ Y_L}{d\ Y_E} = -\frac{Y_E + W\ Y_L}{Y_L + W\ Y_E}$$

La derivada segunda será:

$$\frac{d^2\ Y_L}{d\ Y_E^2} = -\frac{(Y_L + W\ Y_E)\ (1 + W\frac{d\ Y_L}{d\ Y_E}) -}{(Y_L + W\ Y_E)^2}$$

$$\frac{-(Y_E + W\,Y_L)\cdot\left(W + \frac{d\,Y_L}{d\,Y_E}\right)}{(Y_L + W\,Y_E)^2}$$

$$= \frac{-W\,Y_E - Y_L + 2W\,Y_E + 2W^2\,Y_L -}{(Y_L + W\,Y_E)^2}$$

$$\frac{-\frac{(Y_E + W\,Y_L)^2}{W\,Y_E + Y_L}}{(Y_L + W\,Y_E)^2}$$

Quo tras algunas transformaciones, queda:

$$\frac{d^2\,Y_L}{d\,Y_E^2} = \frac{(W^2 - 1)\,(Y_E^2 + Y_L^2) -}{(Y_L + W\,Y_L)\,(Y_L + W\,Y_E)^2}$$

$$\frac{-2W\,(Y_E\,Y_L - W^2\,Y_E\,Y_L)}{(Y_L + W\,Y_L)\,(Y_L + W\,Y_E)^2}$$

Expresión que resulta negativa para valores do W inferiores a la unidad y positiva para $W > 1$, siendo $Y_E > 0$ o $Y_L > 0$. Lo que se interpreta diciendo que cuando los efectos externos son de cierta gravedad, el lugar de posibilidades de producción de la economía deja de ser cóncavo hacia el origen, a pesar de la convexidad de las funciones de producción de los sujetos.

Ahora bien, aún en este caso es posible lograr, a través de un sistema adecuado de precios y gravámenes, que la economía se situe en un punto determinado del lugar de posibilidades de producción.

Partiendo de una oferta fija del único factor de producción de la economía, toda combinación de Y_E e Y_L elegida por los productores se situará sobre la curva de posibilidades. Veamos ahora cómo puede inducirse a los productores a elegir una combinación de outputs cualquiera, dados unos precios apropiados.

Siendo P_E y P_L los precios competitivos de los outputs respectivos y fijando un precio unitario al input productivo utilizado, las funciones de beneficio serán:

$$B_E = P_E Y_E - Y_E^2/2$$

$$B_L = P_L Y_L - Y_L^2/2 - W Y_E Y_L$$

Como las funciones de beneficio son estrictamente cóncavas, pues

$$\frac{d^2 B_E}{d Y_E^2} = \frac{d^2 B_L}{d Y_L^2} = -1$$

Y las funciones de producción individuales eran convexas, bastará que se cumplan las condiciones de primer orden para que el beneficio de los productores se maximice. Tendremos:

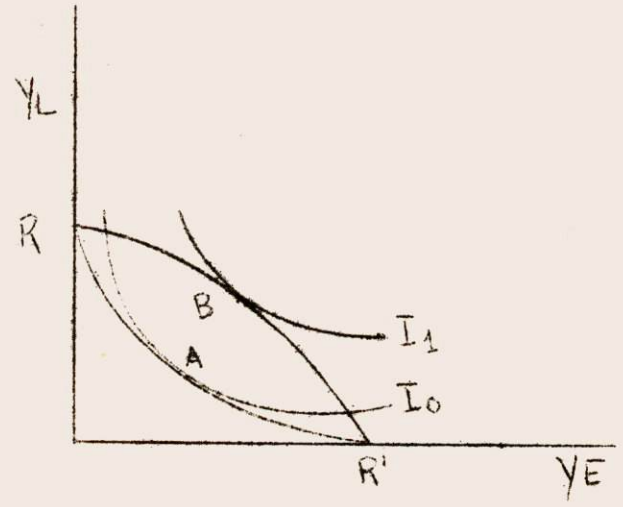
$$\frac{\partial B_E}{\partial Y_E} = P_E - Y_E = 0 \quad ; \quad P_E = Y_E$$

$$\frac{\partial B_L}{\partial Y_L} = P_L - Y_L - W\,Y_E = 0 \quad ; \quad P_L = Y_L + W\,Y_E$$

Por lo que cualquier vector de producción deseado (Y_E, Y_L) podrá ser alcanzado con unos precios que cumplan las anteriores condiciones.

Supuesta ahora la existencia de una función de bienestar social, expresada por curvas de indiferencia social, como la indicada en el gráfico, el óptimo social se lograría a través de un equilibrio competitivo en el que los gravámen. permitirían alcanzar la combinación de outputs indicada por el punto A de modo que los productores maximizasen los beneficios y los consumidores la utilidad.

Claro que la no existencia de externalidades (concavidad del lugar de posibilidades de producción), permitiría alcanzar un mayor nivel de bienestar social.



Es decir, que los gravámenes en este caso permiten el logro del equilibrio competitivo, pero no pueden desplazar hacia afuera la frontera de producción.

Los problemas no terminan con lo dicho. La aparición de no-convexidades debidas a los efectos externos complica todavía más el problema del logro del óptimo, como vamos a ver. Recordemos previamente, que cuando las condiciones habituales de concavidad-convexidad se cumplen, todo marcha sobre ruedas en el equilibrio competitivo. Esto es:

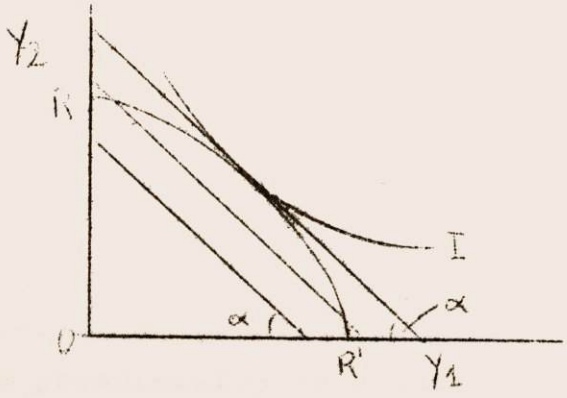
1- Habrá un conjunto de precios (hiperplano presupuestario en el caso general; recta presupuestaria para dos bienes), para los que la pendiente de la línea presupuestaria será tangente a la frontera de producción y a la curva de indiferencia social en el punto óptimo, separando ambas curvas.

2- En ese punto óptimo, productores y consumidores se hallan en equilibrio.

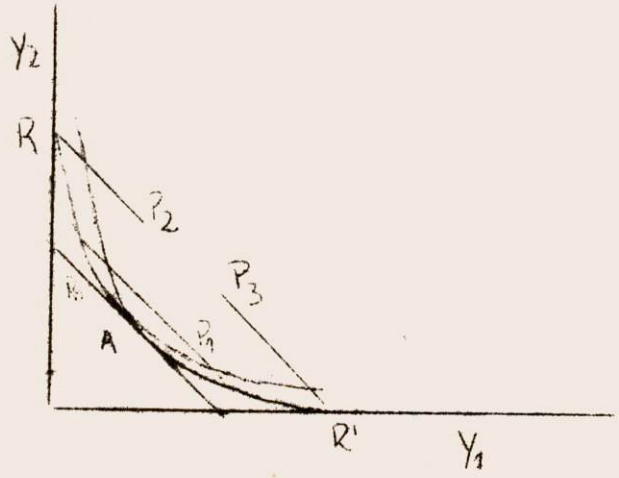
3- El valor del output total a los precios de equilibrio es máximo. O, dicho de otro modo, la línea presupuestaria antes mencionada será la más alta de la familia de líneas paralelas, correspondientes a los precios de equilibrio, que tienen algún punto en común con la curva de posibilidades de producción. Y para que todo resulte armónico, la

maximización de la producción coincido con la maximización del bienestar social.

Esto es lo que se muestra en el gráfico adjunto.



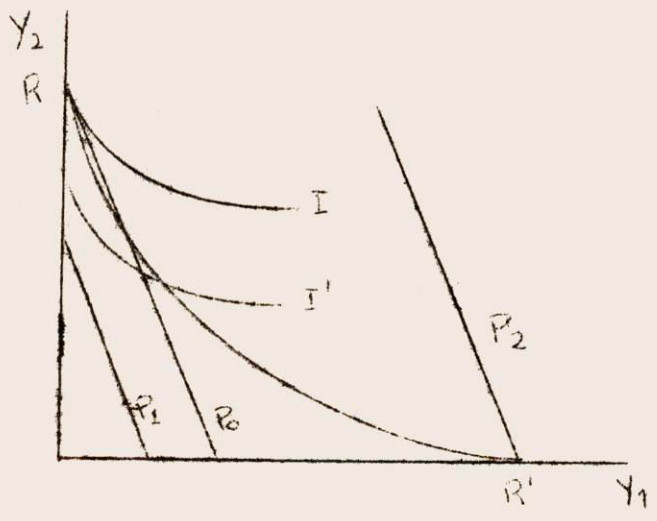
Pero, volviendo a las convexidades, el problema del óptimo se hace menos atractivo formalmente.



Si la frontera de posibilidades no es cóncava hacia el origen, el óptimo social se alcanzaría en A, con tal que el grado de curvatura de la línea de indiferencia sea superior

al de la frontera de producción. En ese punto la relación de precios de equilibrio viene señalada por la línea presupuestaria P_0. Pero, el output correspondiente al punto A no es máximo, ya que, para los mismos precios, se obtendría un output superior en cualesquiera puntos de la frontera correspondientes a las líneas presupuestaria P_1, P_2, P_3. Cualquier punto entre los extremos R y R' de la frontera no será de output máximo. En cambio R y R' señalan dos máximos locales, y el máximo absoluto dependerá de la relación de precios (pendiente de la línea de presupuesto) en cuestión.

Queda claro, a partir de lo dicho, que el óptimo social no ha de coincidir necesariamente con el máximo valor de la producción a los precios de equilibrio. Esto, tan sólo ocurrirá cuando la curva de indiferencia sea tangente a la frontera de posibilidades en un extremo de ésta, y siempre que simultáneamente en ese extremo se encuentre el máximo global.



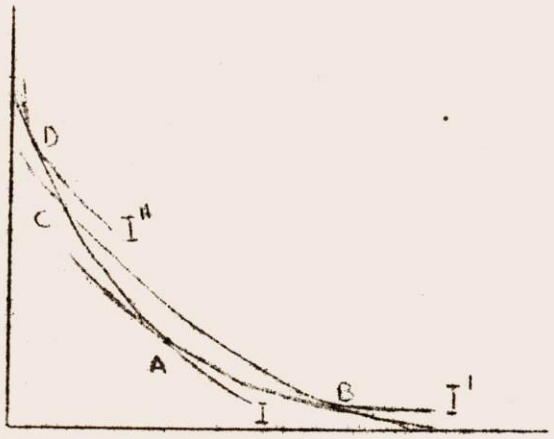
En la figura se muestra como el óptimo social correspondiente a R (línea presupuestaria P_o) no corresponde al valor máximo que tendría lugar en R'.

De lo dicho se desprende una importante conclusión para la política económica. La no correspondencia del óptimo social con el lugar de máximo valor del output a los precios de equilibrio competitivo (incluso corregidos con impuestos), introduce una enorme incertidumbre sobre la deseabilidad del equilibrio alcanzado. Si, en los supuestos habituales, un desplazamiento sobre la frontera de posibilidades que incremente el valor del output (a los precios corrientes) tendería a aproximar la economía al máximo bienestar social, ahora no ocurre lo mismo.

Como indican BAUMOL y OATES, (106) sigue siendo verdad que un equilibrio que maximice el valor del output a los precios corrientes es Pareto-óptimo. Pero en cambio ya no es verdad que la disponibilidad de output más valiosos a los precios de equilibrio indique que el output corriente no sea Pareto-óptimo.

En particular, los precios ya no nos informan si estamos en un máximo o en un mínimo de bienestar, si se trata de un máximo local o global, o en qué dirección ha de desplazarse la economía para lograr un aumento del bienestar.

Algunos de estos problemas aparecen claros en el gráfico siguiente:



Los puntos A y B pueden lograrse en equilibrio competitivo, ajustando los comportamientos de los sujetos mediante los gravámenes y subsidios adecuados.

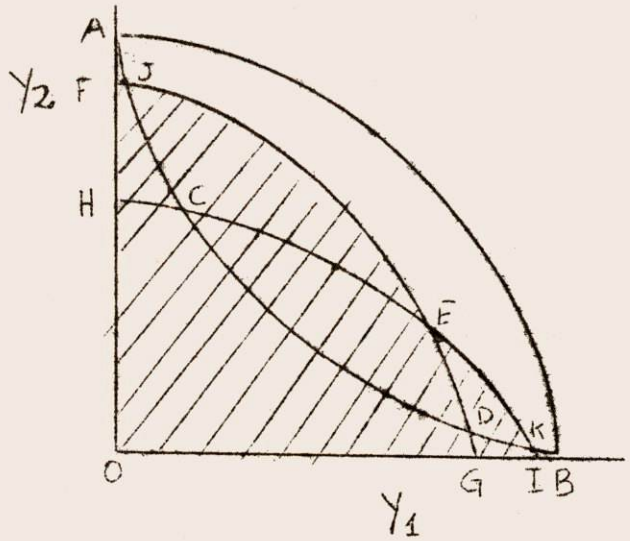
Sin embargo el punto A es un <u>mínimo</u> de bienestar social, y el punto B un <u>máximo local</u>, ya que otro punto de tangencia por encima de C, tal como D representaría un mayor bienestar social.

B) <u>La relocalización de actividades como medio de corrección de las no convexidades</u>:

Con frecuencia, suele afirmarse que la separación espacial de actividades que ejercen (sufren) efectos externos negativos, puede ser un modo de alcanzar una posición Paretoóptima. Tal afirmación puede ser correcta, pero no necesariamente. Anteriormente vimos la posibilidad de que cuando existen varios má-

ximos locales, la corrección de las externalidades por medio de impuestos pigouvianos podía no conducir sino a un máximo menor (véase apartado 2.4.5.3.-), pero añadíamos que esta posibilidad se debía al influjo de las externalidades sobre la forma no convexa del lugar de posibilidades de producción social de la economía..Cuando ésto no se produce y, por tanto, no existen varios óptimos locales, los impuestos pigouvianos eran un medio eficiente de lograr el óptimo social.

Veamos a continuación, los efectos que la separación de actividades puede producir sobre la forma del lugar de posibilidades de producción.



Sea OAB la frontera de producción de la economía correspondiente a localizaciones variables de dos actividades (Y_1 o Y_2) entre L_o y L_1, cuando no existen efectos externos.

La existencia de externalidades negativas de suficiente entidad da lugar a la aparición

do no convexidades, de modo que la frontera, sin separación de actividades, se convierte en OACDB.

Si separásemos las actividades, de modo que Y_1 fuese producido totalmente en L_o, e Y_2 totalmente en L_1, la frontera se convertiría en FEG. Para una inversión de las localizaciones respectivas de Y_1 e Y_2 la frontera sería HEI. Como es lógico, ambas se hallan por debajo de OAB, correspondiente al caso de ausencia de externalidades. Pero es igualmente evidente que la frontera social real (correspondiente al output máximo) no es ni FEG ni HEI, sino AJEKB. Es decir, que entre J y E toda la producción de Y_1 se llevaría a cabo en L_o, y la de Y_2 en L_1, pero entre E y K se invertirán las localizaciones de las actividades. Por otro lado, entre A y J, y K y B, habría mezcla de actividades.

Ahora bien, como se desprende del gráfico, la relocalización de actividades limita el desplazamiento hacia el origen de la frontera social y la amplitud de las no convexidades, pero no logra evitar el que éstas aparezcan. La nueva frontera es también no convexa y la multiplicidad de máximos vuelve a presentarse.

De lo que se sigue que la separación espacial de actividades en caso de externalidades suficientemente importantes puede ser una alternativa económicamente deseable, pero que

los problemas de indeterminación de la posición óptima para la sociedad, que antes planteábamos, siguen teniendo importancia.

Baumol y Oates (107) se han preguntado sobre el número de máximos locales que pueden aparecer, como resultado de la posibilidad de diversidad de localizaciones, en el caso general de n actividades. Parece bastante claro que, si los efectos externos son muy fuertes y recíprocos entre todas las actividades, cuando la separación espacial no es posible, el número de máximos locales habrá de ser al menos de n. En ese caso límite sólo una actividad podría funcionar, pues los efectos negativos serían tan grandes en cualesquiera otras, que el output total así obtenido sería inferior al logrado cuando sólo una actividad está en marcha. En consecuencia, el número mínimo de máximos locales será al menos igual al de posibles actividades (n).

Imaginando ahora que las localizaciones alternativas son también n, el número de máximos locales ascendería al menos a n!, O sea, tendríamos candidatos para la localización primera, (n-1) para la segunda, (n-2) para la tercera, etc. Claro que si el número de localizaciones posibles es superior al de actividades, todavía serían más los máximos locales.

En la realidad, -no olvidemos la profunda interrelación entre los fenómenos medio ambientales- es probable que la posibilidad de ais-

lar las actividades, al menos totalmente, no exista, por lo que nos situaríamos en el caso de localizaciones alternativas reducidas. Si los efectos externos siguen siendo grandes, el daño social sería mayor que en el caso anterior, aunque el número de máximos locales sería inferior.

Todo lo anterior parece abonar la tesis de que más que confiar en que el mecanismo competitivo, ayudado con impuestos y subsidios, alcance el bienestar social, debe procederse al señalamiento político de la posición entendida como óptima por la sociedad. Si el equilibrio competitivo ya no garantiza el óptimo social, ni siquiera al corregirlo con gravámenes y subsidios, las posiciones de quienes patrocinan la fijación de normas de calidad ambiental y determinadas estructuras geográficas de localización industrial y de asentamientos humanos, parecen hallarse en el camino correcto. Podrá objetarse que tales posiciones no garantizan el óptimo social, pero la respuesta es inmediata: el mecanismo competitivo tampoco lo asegura.

2.5.- Impuestos pigouvianos en ausencia de competencia perfecta (108)

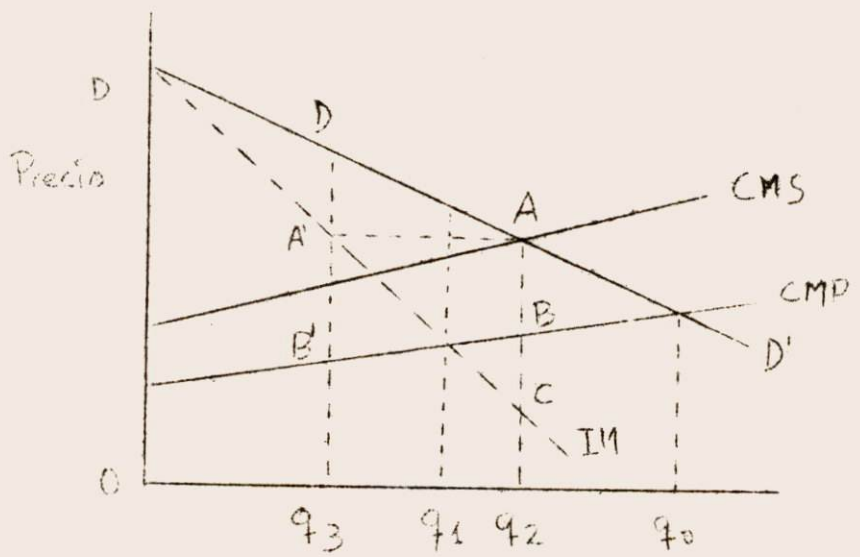
En 2.4.2.-, hicimos referencia al hecho de que cuando el mercado de los productos cuya producción es contaminante, no es competitivo, no había garantías de

que un gravamen pigouviano permitiese alcanzar una posición Pareto-óptima.

Vale la pena detenerse en este punto por su relevancia para la realidad, en la que nuestro habitual supuesto de competencia perfecta dista mucho de cumplirse. En particular, nos referiremos al caso polar del monopolio puro de oferta.

2.5.1.- Efectos externos producidos por un monopolista

En los supuestos habituales de la teoría microeconómica el output del monopolista es inferior al que se obtendría en una situación de competencia perfecta. Sin embargo, si ese output va unido a la generación de efectos externos, la introducción de un gravamen que haga tomar en cuenta al monopolista los costes externos generados, tiene el grave riesgo de inducir a una reducción aún mayor de un output que ya originalmente no era Pareto-óptimo.



Sea DD' la curva de demanda del monopolista e IM su curva de ingreso marginal. CMP representa los costes privados marginales, y CMS los costes sociales marginales tomando en cuenta el efecto externo producido por cada unidad de producción. Como se aprecia, el daño marginal generado por la contaminación es creciente para la sociedad cuando crece el output.

En estas condiciones, el óptimo privado de producción del artículo contaminante es q_o, en tanto que el monopolista sólo producirá q_1, output correspondiente a la igualación de su ingreso y coste marginales, inferior a q_o. Si nos moviésomos en competencia perfecta la internalización de los efectos externos requeriría, como antes se explicó, un gravamen pigouviano igual al daño externo marginal en el óptimo, es decir AB. Esto sería equivalente al desplazamiento de CMP a CMS, obteniéndose un equilibrio Pareto-óptimo en q_2 que, en nuestro caso, es todavía superior al output de equilibrio del monopolista. Pues bien, un gravamen como AB sobre el monopolista haría disminuir su output hasta q_3, posición en la cual sus costes marginales (incluído el gravamen) se igualan a su ingreso marginal. Es evidente que la separación del óptimo Paretiano ha sido excesiva en relación con la posición no corregida.

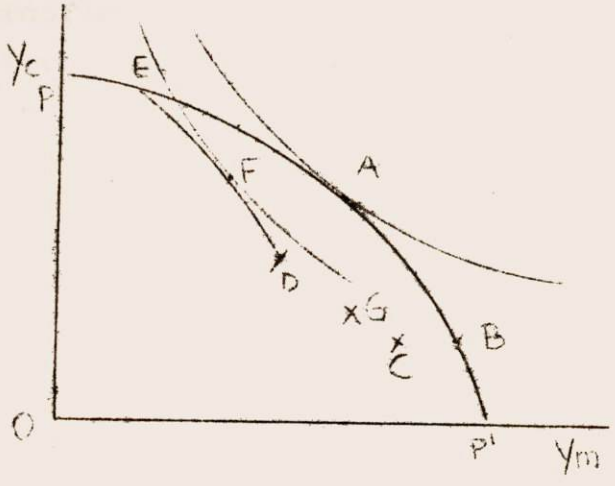
Por lo mismo, aparece claro que, el logro de la situación Pareto-óptima en el caso del monopolista exigiría la utilización paradógica de un subsidio unitario igual a BC, mediante

el cual el output sería q_2 y el precio de equilibrio el correspondiente a la situación de competencia perfecta.

Naturalmente, este resultado contradice los anteriores resultados y pone de relieve las dificultades prácticas de una política de corrección óptima de los efectos externos en un mundo real.

2.5.2.- Monopolio, Efectos Externos y posición de Segundo óptimo

Si PAP' representa la frontera de posibilidades de producción de la economía compuesta por una industria monopolista que produce Ym y por el resto de industrias competitivas Yc, podemos señalar sobre ella las posiciones correspondientes al óptimo paretiano y a posiciones de segundo óptimo que tengan en cuenta la imposibilidad de eliminar el monopolio.



Si existe una función de bienestar social representada por las correspondientes curvas de indiferencia, el punto A señala el óptimo paretiano (primer óptimo). Admitamos que el monopolista produce efectos externos, y que éstos no se han corregido mediantes instrumentos de internalización. La posición de la economía, en consecuencia, no puede ser óptima. Si los efectos externos fuesen producidos por las actividades competitivas, es decir, si Ym fuese el output de una industria competitiva, el output obtenido, como antes dijimos, sería normalmente superior al óptimo. Sin embargo, ello no significaría que la economía se situase en un punto como B sobre la frontera de posibilidades. En ese punto, indudablemente, el output de Ym es superior al correspondiente al punto A. Pero, si no se da corrección de efectos externos, incluso los producidos por industrias competitivas, el output obtenido, no sólo no será optimo (desde el punto de vista de las preferencias sociales) sino que sería ineficiente. Así, pues, el equilibrio competitivo llevaría a una posición como C, a la derecha de A, pero dentro de la frontera de posibilidades. Es decir, la producción no sería máxima, puesto que la industria competitiva, si no hay corrección de efectos externos, utilizaría el Medio Ambiente como factor de producción hasta el punto en que su beneficio marginal (en términos de ahorro de costes permitidos, v.g., por la no purificación de sus verti-

dos) fuese igual a cero, siendo así que sería oficiente una utilización del Medio Ambiente hasta el punto en que el beneficio marginal (ahorro de costes) para el productor fuese igual al daño marginal (coste real en recursos), provocado a las víctimas del efecto externo.

El monopolista, por su lado, producirá un output más pequeños normalmente que la industria competitiva, y violará además las condiciones de eficiencia. Es, por tanto, concebible que, en este caso, la posición de la economía sea un punto como G o D, también dentro de la frontera de posibilidades, y a la izquierda de C, que es la posición alcanzada cuando la externalidad tiene su origen en una industria competitiva. En cambio, no tenemos razones para decidir a priori si la posición de equilibrio de mercado quedaría a la derecha (G), o a la izquierda (D), del punto Pareto-óptimo, (A).

Si se introduce ahora un gravamen pigouviano igual al daño social marginal del efecto externo (tp) se seguirían los siguientes efectos:

1- Una mayor reducción del output del monopolista.

2- Una reducción del grado de ineficiencia en la utilización de los recursos, puesto que cuando el monopolista paga el coste social de sus inputs, los utiliza en proporciones eficientes. Esto permitirá que la economía alcance un punto sobre la frontera de po-

sibilidades de producción, que, normalmente, se encontraría a la izquierda del óptimo A, y que hemos representado por E. Ese punto se hallaría, también, a la izquierda del punto D, correspondiente a un gravamen pigouviano nulo.

De lo anterior se sigue que EFD es el lugar de puntos de equilibrio de mercado (con monopolio), cuando varía el gravamen entre cero y tp.

En resumen, el gravamen pigouviano (tp), eliminaría la ineficiencia, pero, como ya se puso de relieve en el apartado anterior conduciría a un output demasiado pequeño respecto del óptimo. Más, aún, si tenemos en cuenta que, incluso sin impuestos, (D) podría significar ya un output más reducido que el determinado por el óptimo de Pareto.

Ahora bien, cabe imaginar una situación que, admitiendo el monopolio, sea la mejor alternativa posible. Efectivamente, un gravamen intermedio entre cero y tp puede situar a la economía en el punto F en que el lugar EFD es tangente a una curva de indiferencia. En ese punto se alcanza un compromiso entre ineficiencia productiva y asignación acorde con los deseos sociales. Es pues un "second best".

La posición del segundo óptimo dependerá de la inclinación de las curvas de indiferencia social. Un gran deseo por los productos del monopolista originaría curvas de indiferen

cia en las que el valor absoluto de su pendiente sería muy alto (verticalidad). En ese caso, el segundo óptimo podría corresponder al punto D, requiriéndose, en consecuencia, un gravamen pigouviano nulo.

Puede también concluirse (109) que el nivel del gravamen adecuado para lograr una posición de second-best depende de las elasticidades de las demandas de los bienes afectados, y no sólo del daño social marginal de la externalidad. Cuanto más inelástica sea la demanda, más pequeño será aparentemente el cambio en el output que resulte de un cambio dado en el gravamen. Lo que parece sugerir que, manteniéndose las demás cosas iguales, deberíamos adoptar un mayor gravamen sobre las emisiones cuanto más inelástica fuese la demanda del producto a las variaciones del precio.

La función de la autoridad responsable del Medio Ambiente, se torna más compleja que en ausencia de monopolio.

2.6.- El Mercado del uso del Medio Ambiente

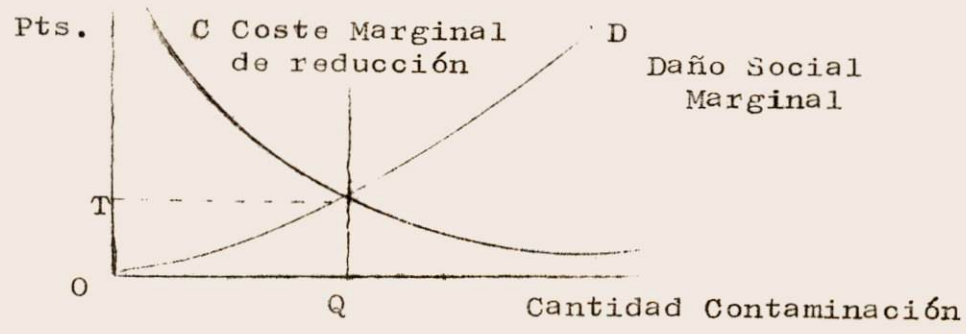
Otra forma alternativa de control de la contaminación, es la propuesta relativa a la creación de un mercado de derechos sobre el Medio Ambiente. Las autoridades emitirían unos bonos o títulos, negociables, cuya posesión daría derecho a una determinada emisión de contaminantes. Los agentes que utilicen el Medio Ambiente deberán adquirir, mediante un precio, estos bonos.

La cantidad total de bonos emitida, deberá fijarse por las autoridades en correspondencia con un standard de calidad ambiental deseado, siendo representativo de una cantidad total de contaminación emitida por unidad de tiempo (110).

Si la cuantía de los derechos así emitidos, representa una contaminación equivalente a la óptima, y se deja que el valor de los derechos lo establezca el mercado, el precio de equilibrio corresponderá al impuesto pigouviano.

Para los agentes interesados en utilizar el Medio Ambiente, la curva de demanda de derechos será igual a la que representa sus costes marginales de reducción de la contaminación. Comprarán derechos, en consecuencia, hasta el punto en que el coste incurrido por abstenerse de verter residuos suplementarios, sea superior al precio al que podrían comprar el derecho a seguir contaminando.

Por ello, la curva de oferta de los bonos que dan derecho a contaminar (vertical), supuesta su correspondencia con la cantidad de polución óptima, debe cortar a la curva de demanda de los mismos, en el mismo punto que lo hacía la curva del daño social marginal. De lo que se sigue que el precio de los derechos, equivaldría al impuesto óptimo.



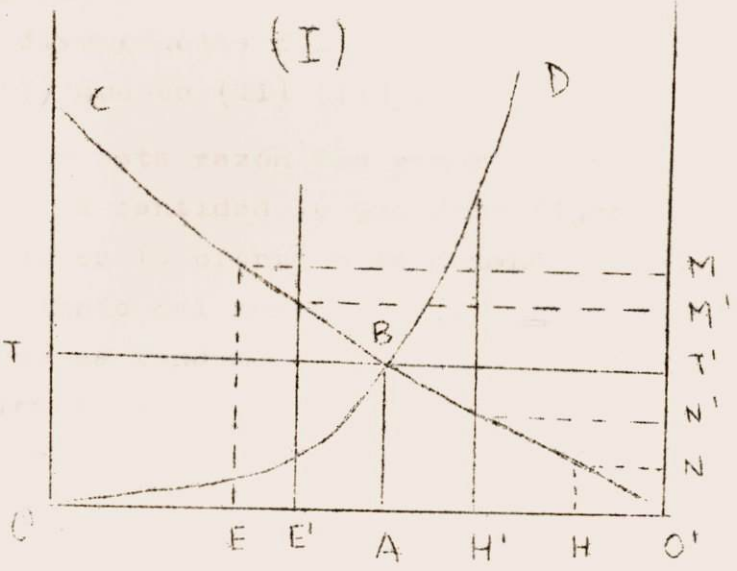
Esto se expresa en el gráfico, en el que, por las razones indicadas, la curva de costes marginales de reducción equivale a la demanda de derechos. OT indica tanto el impuesto óptimo, como la subvención óptima, como el precio del derecho a contaminar (111).

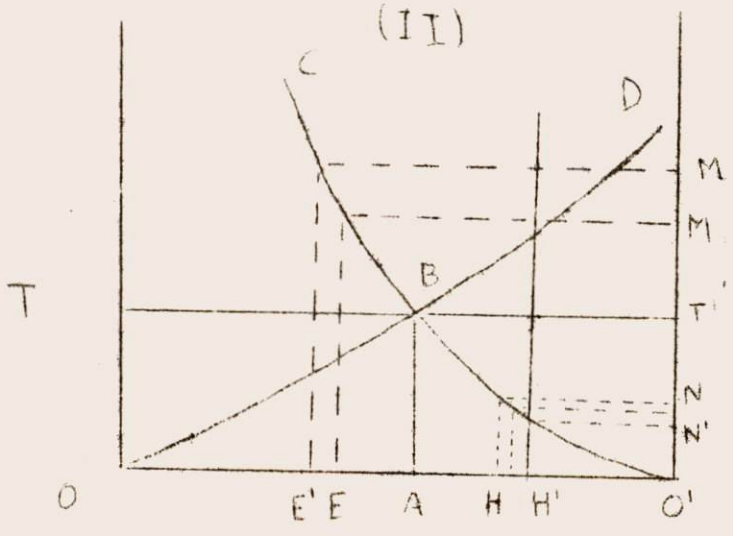
Las ventajas de la "bolsa de derechos sobre el Medio Ambiente" estriban en la flexibilidad que le otorga la posibilidad de intervención, en el mercado así creado, tanto de los afectados por la contaminación (público en general), como del poder público. Los primeros pueden manifestar sus preferencias por el Medio Ambiente limpio, a través de la compra (y subsiguiente congelación) de derechos, que hará oscilar al alza su precio con el necesario resultado de una disminución en el total de emisiones (112). El poder público, por su lado, puede intervenir en el precio de modo similar a las actuaciones de "open market" en el mercado monetario. Aspecto éste último que tiene una gran importancia cuando se trata de llegar por "prueba y error" al nivel deseado de contaminación (113).

Tiene mucho interés el resaltar que el nivel de bonos emitido, influye directamente en la corrección lograda de la contaminación. Antes hemos supuesto que era posible señalar el nivel óptimo de contaminación, lo que contradice la realidad. Normalmente un sistema como éste, supondría la fijación de una norma de calidad ambiental a la que trataría de llegarse por tanteos sucesivos.

De todos modos, si, como es habitual, no se conocen las funciones de daños marginales ni de costes de reducción, el logro del óptimo de contaminación a través de gravámenes, habría de realizarse también por aproxima-

ciones sucesivas (114). Sin embargo, debe caerse en la cuenta que no es irrelevante el que se fijen por la autoridad las cantidades máximas a omitir o los gravámenes por unidad omitida. La forma de las curvas de daños y costes de la reducción redundará en que un error en la fijación del gravamen o de la cantidad de derechos, tenga por efecto mayor o menor alejamiento del óptimo buscado.





En la figura (I) un error en la determinación del gravamen óptimo(OT = O'T') que conduzca a niveles del gravamen tales como OM u ON, tiene como consecuencia divergencias del óptimo de contaminación (OA), mucho más grandes que en la figura (II). Al revés, el error en la fijación del número de derechos de contaminación respecto del volumen óptimo (OA), que conduzca a divergencias tales como OE' u OH', tiene como consecuencia divergencias del precio óptimo (OT') muy inferiores en (I) que en (II) (115).

Por esta razón "en general, preguntar si es el precio o la cantidad lo que debe fijarse, es como preguntar si es la oferta o la demanda lo que determina el equilibrio del mercado .... Sin embargo, es el precio lo que es fundamental, habida cuenta de que el precio indica a cada contaminador cuál es su contribución óptima a la producción total óptima de contaminación" (116).

La posición de las curvas, es, pues, determinante en este sentido, Es más probable que se conozca, al menos en parte, la curva de costes marginales de reducción de la contaminación que la del daño social marginal. En cualquier caso, si la posición de una de las dos curvas es más conocida que la de otra, y la curva conocida es más horizontal, "establecer el precio es mas eficiente (conduce a un menor error) que fijar la cantidad. Si la curva más conocida es la más vertical, entonces es más eficaz fijar la cantidad y dejar que el mercado determine el precio por unidad" (117).

La flexibilidad otorgada a priori al sistema analizado no está siempre justificada, y la posibilidad de

alcanzar las posiciones deseadas está condicionada a la ausencia de distorsiones en el mercado. Si nos alejamos de las condiciones de competencia perfecta para el mercado del Medio Ambiente, y las transacciones no son los suficientemente fluídas, como probablemente ocurriría en un mundo de desigualdad de poder económico, los riesgos de ineficiencia aparecen inmediatamente. Claro que, de este reproche, no siempre están exentos los métodos alternativos de control.

Debe señalarse que desde un punto de vista operativo, los costes administrativos pueden ser elevados ya que la autoridad pública, debe ejercer una vigilancia sobre las emisiones lanzadas por los distintos agentes para examinar su concordancia, con el stock de derechos a contaminar poseidos.

Para algunos, entre los que me cuento, se da un rechazo instintivo a la idea de subastar al mejor postor la posibilidad de degradar un bien colectivo. Y si bien es cierto, que los efectos teóricos descritos son un buen argumento para no dejarse llevar por sentimentalismos irracionales, la constatación de una realidad caracterizada por la desigualdad entre los sujetos sociales, la falta de organización de los afectados por la contaminación, unida a su indiferencia, nos hace desconfiar de la idoneidad del sistema analizado para una correcta asignación y distribución de los recursos.

2.7.- Las regulaciones administrativas

2.7.1.- Naturaleza y efectos

En general no son medios de optimización, pero pueden aparecer por razones administrati-

vas u operativas como deseables. De todos modos, bajo esta denominación se incluyen intervenciones administrativas enormemente variadas, que intentemos sistematizar en los siguientes grupos (118):

1- Standards de calidad ambiental: determinan los niveles máximos de contaminación que pueden darse en un medio/ambiental específico. Se trata, por tanto, de niveles señalados legalmente con el fin de asegurar unos determinados objetivos de calidad. Su punto de referencia suelen ser consideraciones sobre la salud humana y sobre los equilibrios ecológicos básicos, a fin de mantener el M.A. en condiciones aceptables para los hombres, preservándolo simultáneamente para las generaciones futuras.

2- Standards de emisión: señalan la cantidad máxima de contaminantes que pueden ser lanzados por las distintas fuentes en un lapso de tiempo dado. Su fijación ha de guardar relación con los standards de calidad que se desee lograr. Los ejemplos son muy numerosos v.g: toneladas de SO_2, o polvos lanzados a la atmósfera o inorgánica descargada en un río por unidad de tiempo, etc.

3- Standards de productos: especifican ciertas características que han de tener los productos con el fin de impedir la degradación ambiental, o de proteger la salu ahumana. Este es el caso de las prohibiciones de incor-

porar productos tóxicos en los alimentos, o de las normas sobre composición de plaguicidas y detergentes. También se incluyen aquí los límites máximos de emisión para los contaminantes lanzados por los automóviles, que simplifican la tarea de vigilancia de las emisiones de los focos móviles, al tener que reunir todos ellos determinadas características técnicas.

4- Standards de proceso: con ellos se regula el proceso productivo, a fin de limitar la contaminación en él generada. Se diferencian así de los anteriores, en los que el proceso era de libre elección con tal de que el producto tuviese las características prefijadas. Desde una perspectiva económica, la fijación de un único proceso productivo, donde caben varias alternativas, sólo estará justificada cuando los mayores costes productivos derivados del imperfecto aprovechamiento de las ventajas de los diferentes procesos posibles, estén compensados por el ahorro en recursos reales derivados de la simplicidad en el control y tal vez del aumento de las economías de escala originadas por la uniformidad de procesos y técnicas.

Ejemplos pueden ser la utilización de ciertos procesos -y prohibición correlativa de otros- en la producción de ácido sulfúrico, o en el tratamiento de los residuos ge-

nerados en la fabricación (v.g: obligación de instalación de filtros de mangas para la reducción de las emisiones a la atmósfera).

La eficacia de las reglamentaciones directas es muy grande cuando se trata de contaminaciones con efectos irreversibles o cuyos efectos son inaceptables (mercurio, cadmio), pero en general la utilización de las reglamentaciones directas impide obtener un nivel de calidad ambiental o mínimo coste. Efectivamente, si las condiciones de producción de los distintos agentes emisore son diferentes, el señalamiento de un nivel de emisiones o de un determinado grado de reducción de la contaminación existente (un x% para toda la industria), impide que cada agente reduzca sus emisiones en función de los costes que tiene que incurrir para ello. De lo que se seguirá que, aún cuando la norma condujera al óptimo de contaminación en una industria o actividad, el coste de adaptación sería superior al obtenido con los sistemas de los gravámenes, mercado de derechos del Medio Ambiente y subsidios. La posibilidad de llevar a cabo una discriminación de normas según los agentes, capaz de abocar a un coste mínimo, se enfrenta, por su lado, con un problema de excesivos costes administrativos, ya que exigiría una información precisa sobre cada uno de los agentes implicados.

Desde un punto de vista dinámico, la norma tiene el inconveniente de no ser incentivadora de ulteriores reducciones, en el nivel de contaminación. Alcanzado el grado de pureza de emisiones tolerado legalmente, los agentes no tendrán ninguna ventaja económica en conseguir unos vertidos más limpios. Si se dan sanciones desaparece al respetar los niveles permitidos legalmente. Muy diferentemente ocurre con el gravamen, que es incentivador de reducciones en los niveles de contaminación, ya que pesa constantemente sobre la empresa o agente, en cuanto sus emisiones no se reduzcan a cero (119).

Destaquemos, sin embargo, que existe una cierta preferencia de las administraciones públicas y de las industriales por la fijación de normas de emisiones. Una buena razón, que avala tal preferencia, es la claridad del objetivo propuesto a diferencia de la indeterminación a que conduce el señalamiento de gravámenes y subsidios, en caso de desconocimiento de las curvas de daños marginales y de costes de reducción. Quizás, también, debe apuntarse a favor de las normas o reglamentaciones que la mecánica administrativa de su exigencia, no difiere grandemente de otras reglamentaciones que pesan sobre la actividad industrial y económica en general. Claro, que, en igual sentido, podría afirmarse que para la aplicación de gravámenes, existe una inspección tributaria ya ejercitada.

Aparte de las razones de eficiencia económica, (minimización de costes) y los posibles mayores costes administrativos de la vigilancia del cumplimiento de las normas, hay razones de equidad que desaconsejan las reglamentaciones y normas directas frente a los gravámenes. Efectivamente, este sistema penaliza a las actividades que han introducido ya medidas anticontaminación, al menos en tanto que las normas dictadas, sean uniformes y no discriminatorias. Por esta razón, si los productores de contaminación creen que las medidas antipolución adoptarán la forma de reglamentación, no intentarán en absoluto reducir sus emisiones, con anterioridad a la aplicación de las normas.

La aplicación de normas uniformes de emisión o regulaciones administrativas tiene, a pesar de todo, unos campos específicos de aplicación, en los que su eficiencia económica es tan grande como la de los mecanismos que actúan sobre el sistema de precios:

1- Cuando no existen diferencias apreciables de costes de reducción entre los contaminadores, por lo que la diferencia de coste total para la sociedad, de la utilización de gravámenes o normas admministrativas, no es relevante. Tal sería el caso de la contaminación por automóviles, en la que parece eficiente señalar normas técnicas sobre las características de los motores.

2- Otra posibilidad sería, la de aquellas actividades contaminantes, en las que incluso para las primeras unidades de contaminación emitidas, el coste de reducción fuese menor (o no mucho mayor) que el daño social, en cuyo caso la pérdida de bienestar para la comunidad, causada por la prohibición total de la actividad, sería cero o muy pequeña.

El profesor Moade, señala otros casos propicios a la regulación administrativa como son los dos siguientes (120):

3- Caso de empresas que se ejercen efectos externos en una localidad, pero que podrían separarse en zonas distintas con ganacia para la comunidad, ganancia que supondría una situación mejor que la alcanzada a través de la internalización con impuestos.

4- Intervenciones para decidir la estructura de la actividad, dado que los parámetros de mercado no siempre conducen a decisiones correctas. Estas intervenciones, entran ya en el análisis de bienes públicos y decisiones colectivas.

Un punto ulterior merece todavía señalarse. Las influencias exógenas en fenómenos tan erráticos como la contaminación atmosférica pueden hacer justificable la introdución de controles directos sobre los agentes emisores, incluso por razones económicas.

2.7.2.- Controles directos, gravámenes y fenómenos estocásticos

Las legislaciones de los países suelen proveer la existencia de facultades extraordinarias para las autoridades en los casos calificados como de "situación de emergencia". La legislación española sobre Protección del Ambiente atmosférico no es una excepción a lo anterior. Qué justificación económica pueda tener la imposición de controles directos sobre los focos emisores, es un tema que merece algún análisis.

La contaminación, en aguas, aire y otros recéptáculos naturales, no suele medirse tanto por las emisiones lanzadas al medio cuanto por el grado de concentración en el mismo de los productos dañosos. Esta concentración, nivel de inmisión o calidad ambiental, depende, para un mismo nivel de emisiones, de la capacidad asimiladora o disipadora del medio en cuestión.

En el caso de aire, la dirección y fuerza del viento, la temperatura, el grado de pluviosidad y otros elementos meteorológicos, de comportamiento no uniforme, harán oscilar el nivel de calidad ambiental. Esto permite que un sistema de gravámenes que, en circunstancias normales, lograría un nivel de calidad ambiental aceptable a mínimo costo, pueda conducir en circunstancias meteorológicas adversas (ausencia de vientos o lluvias, por ejemplo) a situaciones de posible daño social grave sobre las personas y cosas.

Esta posibilidad sugiere la necesidad de que los poderes públicos cuenten con medios extraordinarios a su disposición para poder obligar a los agentes emisores a reducir total o parcialmente sus actividades, prohibir ciertas acciones particularmente contaminantes (circulación de vehículos privados en el casco urbano, calefacciones domésticas, etc.), u obligar a tomar ciertas medidas específicas (empleo de determinados combustibles limpios, etc.).

Tales actuaciones podrían, teóricamente, lograrse por medios más eficientes que los que suponen las órdenes administrativas. Se podría elevar suficientemente los tipos de gravamen por emisión como para lograr los efectos antes citados. Sin embargo, la modificación de los gravámenes requiere lapsos de tiempo, con los que no se puede contar cuando las situaciones de emergencia se presentan. Además, la dificultad de prever los efectos de cambios bruscos en los tipos de gravamen, y el período de ajuste necesario en las actividades contaminadoras, hacen poco fiable, a corto plazo, la obtención de los resultados deseados y, no garantizan, tampoco, que el coste incurrido en términos sociales son el menor posible. Por último, los medios técnicos de control de las emisiones no requerirán incrementarse excesivamente. Un ejemplo ilustraría este aserto: en condiciones de emergencia los agentes policiales locales pueden llevar a cabo una vigilancia más intensiva sobre ciertas actividades que habitualmen-

to no están controladas, pero que en la situación descrita interesa someter a control. Esto podría ser el caso de las calefacciones, de las hogueras fortuitas, de ciertas industrias, escasamente contaminantes, etc. Ello evitaría la necesidad de instalar costosos equipos de sensores, que no harían sino incrementar los costes fijos de la lucha permanente contra la contaminación, y que serían requeridos si se intentase aplicar a esas actividades, normalmente poco importantes, un sistema de gravámenes.

Los argumentos anteriores pueden formalizarse del modo siguiente (121):

Supóngase una variable estocástica K_t $(0<K_t<1)$ que representa el porcentaje de contaminación existente en el período anterior que no ha desaparecido en el momento presente. K_t puede depender, entre otros influjos, de la velocidad del viento, como antes decíamos.

El nivel de contaminación en el período actual será la suma de la existente en el período pasado, que todavía no se ha dispersado, más la emitida en el período corriente:

$$P_t = K_t \cdot P_{t-1} + n\, f(r)$$

r = tipo de gravamen sobre las emisiones.

n = contaminadores existentes.

$f(r)$ = nivel de emisiones del contaminador tipo

Si K_t no estuviese sujeta a influencias estocásticas, sería $K_t = K$ y la anterior ecuación de diferencias finitas nos llevaría a una solución de equilibrio:

$$Pe = \frac{n\, f(r)}{1-K}$$

Si se admite que las emisiones varían linealmente con r:

$$f(r) = a - br$$

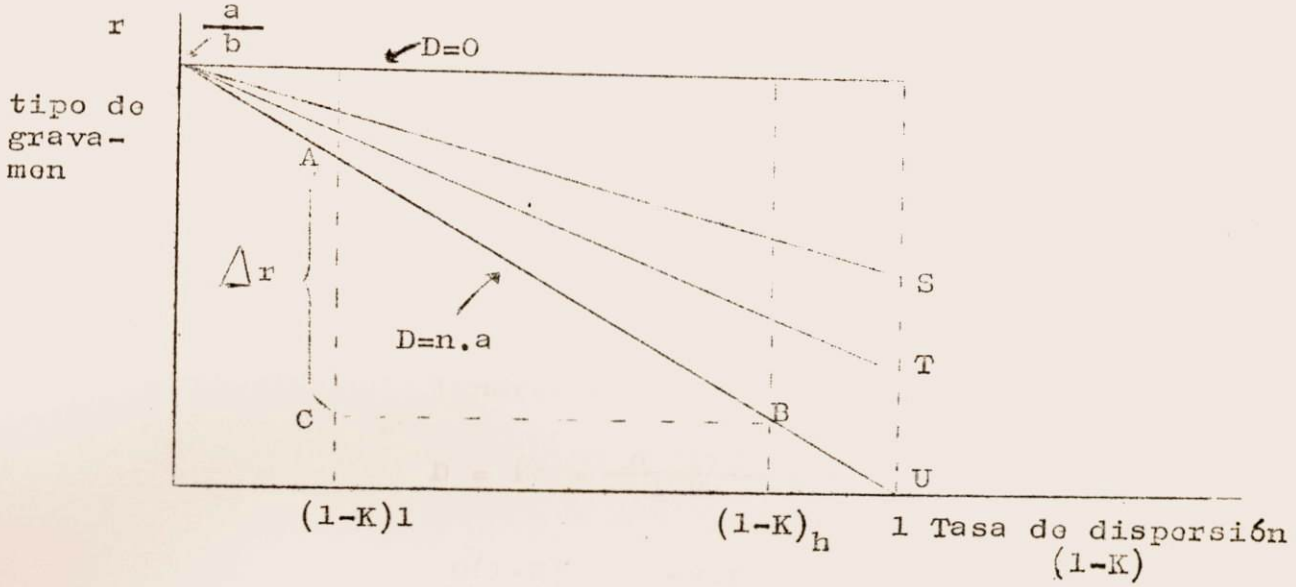
y

$$Pe = \frac{n(a - br)}{1-K}$$

Supongamos ahora que D es el máximo nivel de contaminantes acumulados, consistente con una calidad aceptable para el Medio Ambiente. En ese caso, el valor de r consistente con D se obtiene haciendo

$$Pe = \frac{n(a - br)}{1-K} = D \therefore r = \frac{a}{b} - \frac{D(1 - K)}{n.b}$$

La relación obtenida implica que el nivel de r disminuirá para valores crecientes de la tasa de dispersión de la contaminación (1-K), cualesquiera sean los valores fijos de D. Si D aumenta, lo que supone una mayor posibilidad de emisiones compatibles con la calidad del medio, el valor de r compatible disminuye para tasas de dispersión constantes. Gráficamente se obtiene una representación como la siguiente:



Puede apreciarse que si el nivel de contaminación ha de ser cero (D=0), se sigue que $r = \frac{a}{b}$ y las emisiones han de ser: $f(r) = 0$

Al aumentar D (mayor permisividad) la curva se desplaza hacia abajo, partiendo siempre del punto $r = \frac{a}{b}$, que corresponde a $(1-K) = 0$. Cuando $D = n.a$, $r = \frac{a}{b} .K$, por lo que la recta corta al eje de abscisas en el punto correspondiente a K=0 $\left[(1-K) = 1\right]$ y el gravamen necesario se hace cero.

Compliquemos el esquema ligeramente, para introducir mayores dosis de realismo. Hemos supuesto implícitamente que el costo marginal del control de la contaminación era constante. Ahora bien, a medida que la contaminación se reduce, hay razones para pensar que el costo sea creciente, como ya se dejó indicado.

Representemos las omisiones correspondientemente a lo dicho. Una función válida sería ahora:

$f(r) = c.e^{-v.r}$, en la que tomando logaritmos

$\log. f(r) = \log. c - v.r$, se aprecia que al crecer r, las omisiones se hacen "logarítmicamente" menores, lo que indica que el decrecimiento es asintótico.

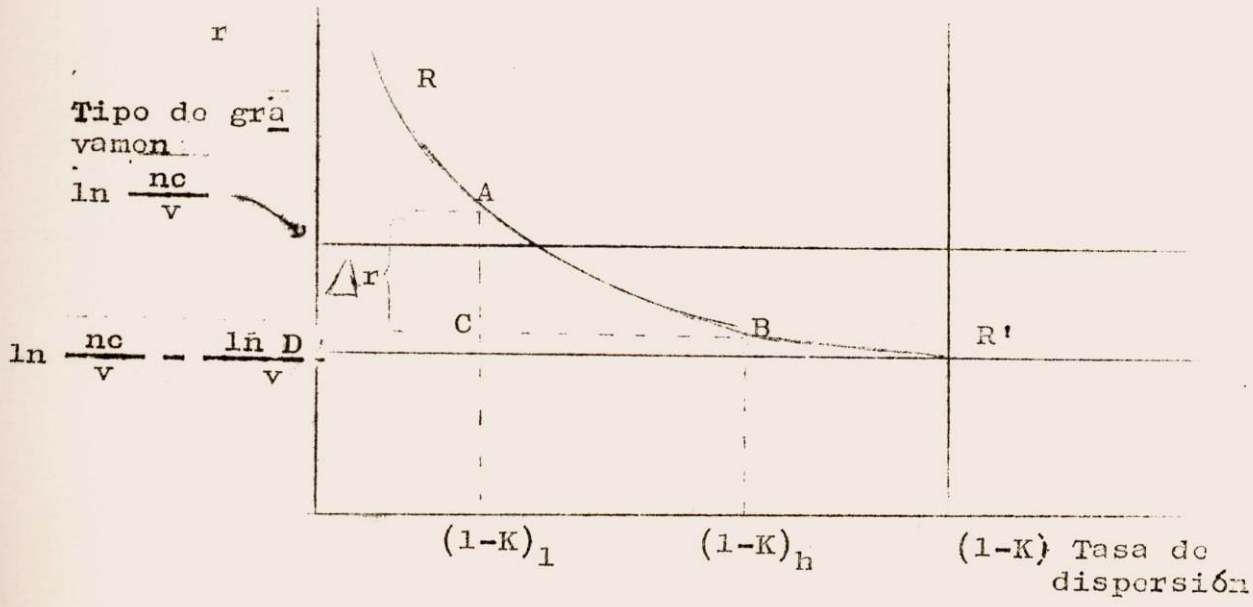
Tendremos como antes, que:

$$D = Po = \frac{n\, f(r)}{1-K} = \frac{n.c.e^{-v.r}}{1-K}$$

$$\frac{D(1-K)}{n.c} = e^{-v.r} \quad ; \quad -v.r = \ln D + \ln(1-K) - \ln(nc)$$

$$r = \frac{\ln(nc)}{v} - \frac{\ln D}{v} - \ln \frac{(1-K)}{v}$$

Y la relación entre r y (1-K) viene dada ahora por la curva RR'



En estas condiciones, el aumento de D (mayor permisividad) permite una reducción en r pero a una tasa decreciente, ya que permite el aumento de una contaminación cuya eliminación es cada vez menos cara. Se sigue también que al crecer el número de contaminadores aumenta r pero, de nuevo, a tasas decrecientes ($\partial^2 r/\partial n^2 < 0$). O sea que, el aumento en los gravámenes sería menos que proporcional al aumento en los contaminadores. Finalmente, el aumento en la tasa de dispersión reduce, como es lógico, el gravamen necesario ($\partial r/\partial(1-K) < 0$).

Si, como decíamos al principio, la velocidad del viento es una variable estocástica, el nivel de contaminación en cada período será también una variable probabilística, por lo que no estará inequívocamente determinado. No obstante, V.S. BAWA ha probado (122) para una relación estocástica como la empleada $\left[P_t = K_t P_{t-1} + n\, f(r)\right]$, que existe una distribución de equilibrio para el nivel de contaminación, que viene dada, con un valor único, como una función de la distribución de la variable probabilística K_t.

Si se admiten dos valores de la tasa de dispersión $(1-K)_1$ y $(1-K)_h$, el primero, correspondiente a los días de emergencia y, el segundo, a los días normales, los correspondientes niveles de emisión resultan $n.f(r)/(1-K)_1$ para la situación de emergencia y, $n.f(r)/(1-K)_h$ para el común de los días.

Sobre los gráficos anteriores aparece con claridad que A es el tipo de gravamen compatible con la tasa de dispersión de los días de emergencia, manteniéndose el nivel de calidad ambiental D. Por su lado, B sería el nivel idóneo del gravamen para los días normales, en los que la tasa de dispersión es $(1-K)_h$, dada la misma calidad ambiental.

Y ahora es fácil poner de relieve lo que decíamos al principio del epígrafe sobre la posibilidad de que los controles resultasen económicos.

Si se desea asegurar la calidad D hasta en los días de emergencia, supuesto que exista una probabilidad no nula de que esos días se presenten, habría de fijarse, para todo el período, un nivel de gravamen como el indicado por A. Pero evidentemente, ello significa que cuando no hay emergencia se está incurriendo en un exceso de costes para la sociedad. Este exceso de costes vendrá dado por el valor de los recursos empleados en reducir las emisiones por debajo de los niveles normales, multiplicado por la probabilidad que el gravamen sea excesivo (es decir, de que no se alcance la situación de emergencia que haría adecuado ese nivel de gravamen).

Por ello, puede concluirse que los gravámenes pueden ser, en un ambiente estocástico, más costosos para la sociedad que los controles directos. La mayor eficiencia, en condiciones da-

das, de los gravámenes sobre los controles, puede verse más que compensada en condiciones de imprevisible variabilidad de esas condiciones, puesto que la segirudad en el mantenimiento de la calidad del Medio Ambiente, obligaría a imponer gravámenes excesivamente altos y, por ello, a soportar costes excesivos en períodos normales.

Un sistema mixto, que englobase gravámenes para los períodos normales y controles directos en los casos de emergencia podría, como veremos, ser óptimo desde el punto de vista de la minimización de los costes sociales requeridos por um calidad ambiental dada.

2.8.- Un esquema operativo mixto: Normas más Impuestos

Uno de los problemas más graves con los que se enfrenta la política optimizadora de los efectos externos es la deficiencia informativa. A lo largo de los análisis anteriores expomíamos la idoneidad del sistema de gravámenes para alcanzar situaciones Pareto-óptimas. Pero, simultáneamente, señalábamos los requisitos informativos que habían de acompañar a la aplicación de tales instrumentos. En particular, suponíamos casi siempre que las funciones de daños marginales de la contaminación, así como las de los costes marginales de reducción de la misma, nos eran conocidas. Tal hipótesis es absolutamente irreal.

Por lo que hace referencia a la función de daños, a pesar de los numerosos estudios existentes para la evaluación de efectos de algunas de las principales

formas de contaminación, el nivel de conocimiento actual es muy elemental, y adolece en general de una fiabilidad muy relativa. Por otro lado, las estimaciones de daños realizadas no cubren sino los efectos más visibles o inmediatos de la contaminación: efectos sobre la vida, la salud, variaciones en el valor de ciertos activos, deterioraciones de materiales, destrucción de la vegetación. Menos atención se ha dedicado al análisis de los efectos a largo plazo, a las interdependencias entre la contaminación local y los efectos detectados en lugares muy alejados, a los efectos psicológicos producidos, etc. Pero no parece que, en el presente estado del conocimiento, quepa hacer mucho más de lo que se ha hecho.

Por otro lado, aún cuando se disponga de burdas estimaciones de los daños totales, el paso a los daños marginales no está exento de dificultades. Ahora bien, el gravamen óptimo ha de ser igual al daño marginal de la contaminación en el óptimo.

Se comprenderá entonces que la posibilidad de aplicación de gravámenes óptimos está seriamente limitada en la realidad (123).

De ahí que diversos autores hayan propuesto la conveniencia de cambiar el enfoque de optimización por un enfoque puramente "satisfacing". La autoridad, en tanto que representante de la sociedad, y a través de un proceso político de información, discusión y decisión, llegaría a señalar determinados niveles de calidad ambiental, entendidos como satisfactorios, que pasarían a convertirse en los objetivos a alcanzar por la política ambiental, Se trataría entonces de alcanzar esos

niveles, estandards, o normas de calidad, del modo menos costoso socialmente.

Esta fijación llevará en sí una buena dosis de arbitrariedad, pero puede argüirse que igualmente arbitraria puede resultar la fijación de una tasa de paro o de crecimiento del PNB como objetivos de la política económica coyuntural (124). Además ha de tenerse en cuenta que existen una serie de criterios objetivos que pueden coadjuvar a la eliminación, en cierto grado, de la arbitrariedad. Así, los niveles fijados deberían ser suficientes para evitar los riesgos de mortalidad y morbilidad humana. Esto implicaría un nivel máximo admisible de concentración de contaminantes en el Medio Ambiente. Por debajo de esos niveles, los standards señalados habrían de tener en cuenta los costes sociales, en términos de renuncia a otros objetivos sociales, en que habría de incurrirse para su logro.

Serían necesarios estudios que pusieran de relieve los efectos sobre la producción, la inflación, el empleo, la balanza de pagos, etc. que habrían de seguirse de distintos niveles máximos tolerados de concentración de contaminantes. Pero además, queremos insistir, la determinación no debería estar basada solamente en los efectos producidos sobre objetivos sociales más cuantificables, sino que habría de tenerse en cuenta, igualmente, su efecto sobre otros componentes de las preferencias sociales: la distribución de la renta, las valoraciones estéticas de la comunidad, los juicios éticos implícitos, y tantos otros elementos de difícil racionalización, pero que pueden ser tomados en cuenta en un proceso de decisión política.

Es legítimo preguntarse sobre las posibilidades reales de un proceso de decisión colectiva de esa índole. Sin minimizar su dificultad, nos parece que la principal condición es la concurrencia de una campaña de formación e información de la comunidad, de tal modo que las preferencias expresadas por los ciudadanos, o sus representantes, sean el fruto no solamente de un subjetivismo sin anclaje real, sino de un análisis objetivo y coloreado por las "weltaschaung" específicas de los individuos o grupos sociales.

En cualquier caso, por imperfecto que sea el proceso de decisión política, en una sociedad democrática, es la única garantía de que los standards fijados y sus consecuencias socioeconómicas tongan un consenso en la comunidad, y no correspondan exclusivamente a preferencias "tecnocráticas".

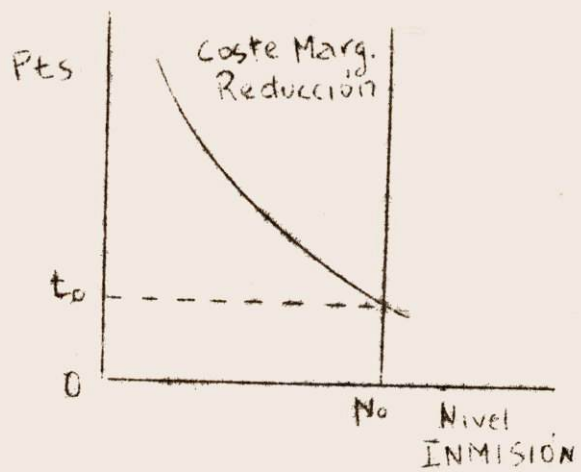
Por otro lado, ha de admitirse que la consecución de niveles de calidad ambiental aceptables ha de entenderse como un proceso iterativo de prueba y error, en virtud del cual la comunidad pueda ir constatando la sufuciencia y deseabilidad de los niveles logrados.

Tenido en cuenta todo lo que procede, la autoridad responsable fijaría un standard o nivel de concentración admisible de los diferentes contaminantes. Este sería el "nivel de inmisión", que debería ser transformado en "niveles de emisión" congruentes a partir de la función de transformación de emisiones en inmisiones. Como ya se indicó, la función de transformación tomaría en cuenta las características dispersadoras del entorno considerado, que vendrían dadas por los rasgos físicogeográficos y la capacidad autodepuradora del Medio Ambiente.

Señalado el objetivo, los medios utilizados para lograrlo pueden seguir siendo los gravámenes por unidad de inmisión o por unidad de omisión, que permiten alcanzar el standard deseado a coste mínimo.

2.8.1.- Funcionamiento del sistema de standards y gravámenes

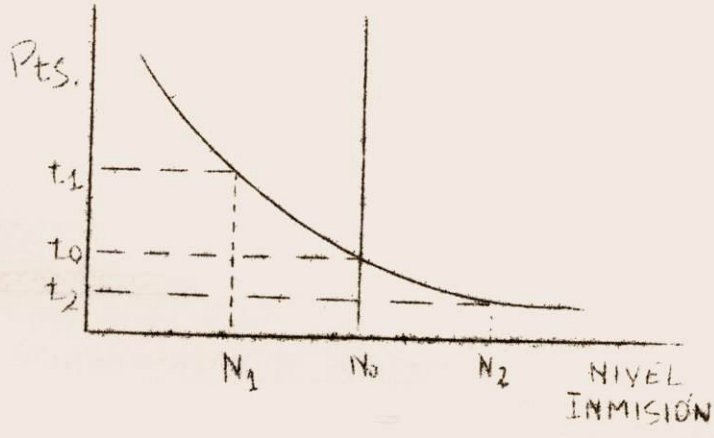
Si como suponemos, no es conocida la funcion de daño, y el objetivo viene dado por una norma de calidad ambiental, el sistema de gravámenes aún es válido.



Supongamos que se conoce la función de costes marginales sociales de reducción de la contaminación. En ese caso la imposición de un gravamen Ot_o igual al coste marginal de tratamiento en el punto de corte con el nivel de calidad ambiental (N_o), logrará la reducción de las inmisiones hasta O N_o, como se desea.

Sin embargo, no es realista el pensar que la función de costes marginales de reducción de

la contaminación sea conocida. En ese caso el gravamen no puede señalarse sino con caracter tentativo. Un proceso de prueba y error permitiría acercarse al nivel de calidad deseado.



Efectivamente, si no se conoce que t_o es el gravamen deseado, la autoridad podría fijar un gravamen como t_1 que conduciría a un nivel de inmisión O N_1, que sería juzgado como "excesivamente reducido" habida cuenta de los costes, en términos de renuncia a otros objetivos sociales, incurridos. Esto le llevaría a disminuir el gravamen hasta, por ejemplo, t_2 con lo que se obtendría una contaminación excesiva, en relación con el standard señalado. Tras sucesivos tanteos puede pensarse que se logrará dar con el gravamen que conduce al nivel de inmisión señalado como objetivo (N_o). Quizás no es ocioso insistir que los gravámenes por inmisión señalados en el proceso de tanteo, deberían tener sus correspondientes sobre las emisiones. Realmente, éstos últimos serían los únicos operativos, pues ellos indicarían el costo para cada foco emisor por unidad de contaminante lanzado a la atmósfera.

El procedimiento descrito elimina las exigencias informativas que encontrábamos en el proceso de optimización de los efectos externos. Aquí, no sólo no se conoce la función de daños sociales marginales por unidad de emisión (o inmisión), sino que tampoco se precisa la función de costes marginales de reducción (125).

2.8.2.- Propiedades del enfoque mixto de standards y gravámenes

A) Minimización de costes

Una vez abandaonada la pretensión de optimización, al menos puede pretenderse que la forma de alcanzar el standard señalado minimice los costes para la sociedad. Como han puesto de relieve KNEESE y BOWER, L. RUFF, y BAUMOL y OATES (126), entre otros, puede demostrarse que los gravámenes son el medio más económico de alcanzar determinados niveles de calidad ambiental, puesto que, a diferencia de los controles directos o de las normas uniformes, permiten que cada agente reduzca sus emisiones en la cuantía necesaria para hacer que los costes marginales de la eliminación de la contaminación se igualen al gravamen. En otros términos, permite tomar en cuenta la diversidad de situaciones de costes de los agentes, y la diversidad de métodos aptos para reducir las emisiones (cambios de proceso, cambios de materias primas, instalación de depuradores, reducción de la producción, etc.).

Los controles directos nunca podrían ser minimizadores de costes en circunstancias de diversidad de agentes, situaciones y costes.

Ahora bien, una propiedad interesante de este enfoque es que la minimización de costes se consigue aunque los agentes implicados no sean competidores puros, y aún cuando no se propongan maximizar sus beneficios. Este punto, que es del mayor interés por su adecuación a los comportamientos reales de los agentes, ha sido enfatizado por Baumol y Oates (127), al precisar que para que la minimización de costes se produzca "basta que traten (los agentes) de alcanzar un output minimizando su coste, y que los precios de los factores respondan razonablemente bien a los costes de oportunidad de su utilización". Lo que supone que los productores no sean monopsonistas de sus propios inputs.

B) Irrelevancia de las no convexidades

La renuncia a la optimización implica la evitación del problema de las no-convexidades que fué expuesto anteriormente. Ahora no existe la posibilidad de que al perseguir el óptimo se alcance equivocadamente un óptimo local y no el global.

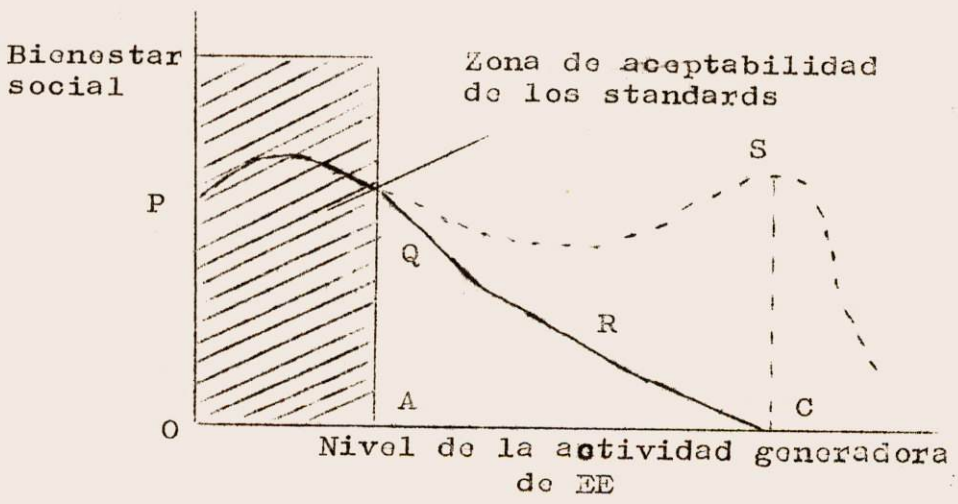
Trataremos de exponer claramente lo que queremos decir: en tanto en cuanto la polución decrezca de forma monótona al elevarse el gravamen impuesto, se puede elegir la combinación de gravámenes suficiente para garantizar el alcanzar cualquier standard que se haya fijado previamente.

Las no-convexidades suponían el problema de que, aunque el conjunto de gravámenes podía ser capaz de conducirnos a un standard deseado, a mínimo coste, éste podría ser un mínimo local y no el mínimo global. Sin embargo, la posibilidad de que este problema se presente ahora no depende de la presencia o ausencia de efectos externos, que eran los principales responsables de la multiplicidad de máximos de bienestar (o de mínimos de costes). En la aproximación adoptada, la multiplicidad de equilibrios relevantes para el cálculo de costes no depende de la existencia de efectos externos. Efectivamente, las externalidades de la producción del bien X, que afectan a la producción de Y, hacían aparecer no convexidades en la curva de posibilidades sociales de producción de X e Y. Pero, en cambio, las externalidades de X no afectan a las actividades cuyo propósito es la neutralización de polución originada por X. Dicho de otro modo, si tales actividades anticontaminantes las representamos por R_1 y R_2, los conjuntos de posibilidades de producción XR_1 o XR_2 no se verán afectados por no-convexidades, y como estos conjuntos son los relevantes para la minimización de costes, el problema de multiplicidad de mínimos no existirá. Puede, pues, decirse que, contrariamente al enfoque optimizador con gravámenes, el enfoque "satisfacing" de standards y gravámenes no parece llamado a introducir dificultades por existencia de varios máximos locales. Si existen, no serán más de las que pueden presentarse en cualquier otro proceso de decisión.

2.8.3.- Hipótesis necesarias sobre el daño de la contaminación

Los standards evitan la necesidad de conocimiento total de la curva de daños sociales marginales de la contaminación, pero ésto no niega que la validez de esta aproximación al problema tenga sus límites. En general, ha de suponerse que la situación actual impone costes sociales elevados y que el bienestar social se elevaría si se lograsen reducir los efectos externos de la contaminación mediante la aplicación de gravámenes a las actividades generadoras. Los costes en recursos de la reducción, en la lógica del análisis coste-beneficio, deben ser inferiores al aumento de los beneficios sociales.

Todo lo anterior permite generalizar diciendo que los standards serán aceptables en tanto que el daño marginal de las actividades generadoras de efectos externos sea una curva monotonamente decreciente desde el punto correspondiente al nivel cero de polución y, de suficiente pendiente.



Al pasar mediante gravámenes, de C a A se produce una mejora en el bienestar social a lo largo de CRQP.

Pero, si la función correspondiente no es monótonamente decreciente, el paso de C a A puede ir unido a un descenso del bienestar social.

Por otro lado, si la pendiente no es suficientemente pronunciada, el paso de C a A puede acarrear un coste en recursos que no compense el ligero aumento de beneficios sociales obtenido, con lo que el bienestar neto se vería también disminuido.

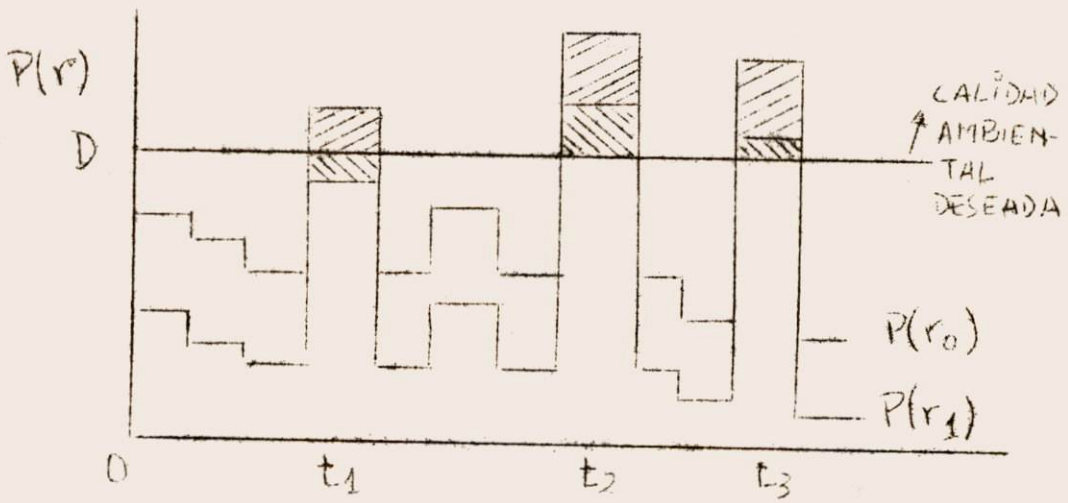
Como dicen los tantas veces citados, Baumol y Oates, parece existir evidencia suficiente de que, dentro de ciertos límites, la reducción de las actividades generadoras de externalidades negativas proporcionan efectos beneficiosos sobre la calidad de la vida, siendo el coste en recursos suficientemente reducido para aceptar la reducción de aquellas actividades. De lo que se sigue que el enfoque de los standards es aceptable. Rechazarlo sobre la base de que el carácter burdo de las medidas utilizadas violará probablemente los requisitos de la optimalidad, puede ser considerado como una especie de "perfeccionismo perverso" (128).

2.8.4.- El problema mixto óptimo: standards, gravámenes y controles directos

En el apartado 2.7.2.-, se expresó el papel que podía corresponder a los controles directos

en la política del Medio Ambiente. Es preciso integrar aquellas ideas en el esquema de standards y gravámenes.

Habíamos llegado a la conclusión de que, dados los fenómenos estocásticos inherentes a la dispersión de la contaminación, los controles directos podían ser apropiados para minimizar los costes de una determinada calidad ambiental. El tipo de gravamen adoptado determinaría las emisiones que, en condiciones fijas de dispersión, implicarían una calidad ambiental dada. Esta correría (disminución de la contaminación) con el tipo de gravamen. Los controles directos serían necesarios para corregir las situaciones de "emergencia" en que se superasen los niveles máximos de contaminación deseados, como resultado de las variaciones estocásticas en las condiciones de dispersión de la contaminación.



En el gráfico se muestran los niveles de concentración de contaminantes a lo largo del tiempo. Estos dependen del tipo de gravamen adoptado. El nivel de calidad adoptado es D. En la secuencia temporal se aprecia que con r_o los niveles de concentración de contaminantes son siempre superiores a los que se obtienen con r_1 ($r_1 > r_o$). Incluso el número de veces que se sobrepasa el nivel D varía según el tipo de gravamen: con r_o ésto ocurre en tres ocasiones (t_1, t_2, t_3), en tanto que sólo acontece dos veces con r_1 (t_2, t_3).

La determinación del programa óptimo (entenderemos óptimo en el sentido de minimizar los costes de una determinada calidad ambiental predeterminada) exige conocer la distribución de probabilidad de la función P(r) y los costes implicados por los gravámenes y los controles directos.

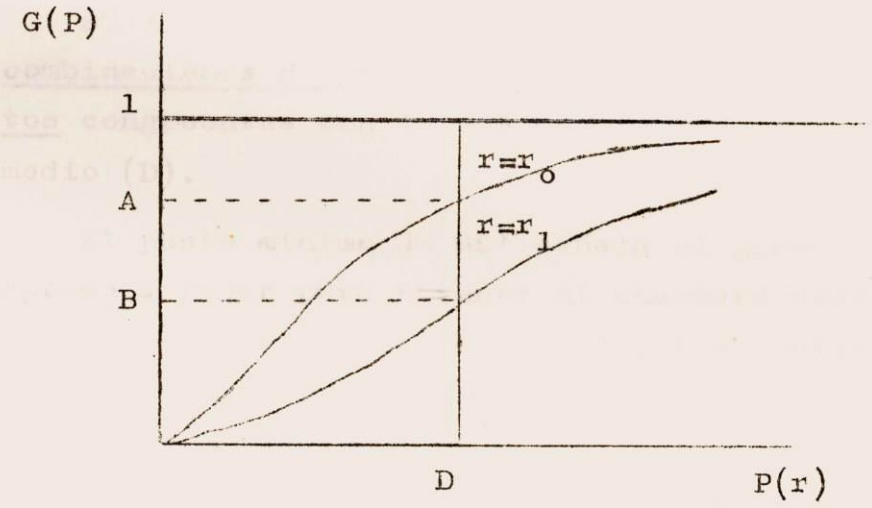
Recordemos que la concentración de contaminantes en el medio en el momento t la expresábamos como:

$$P_t = K_t \, P_{t-1} + n.f(r)$$

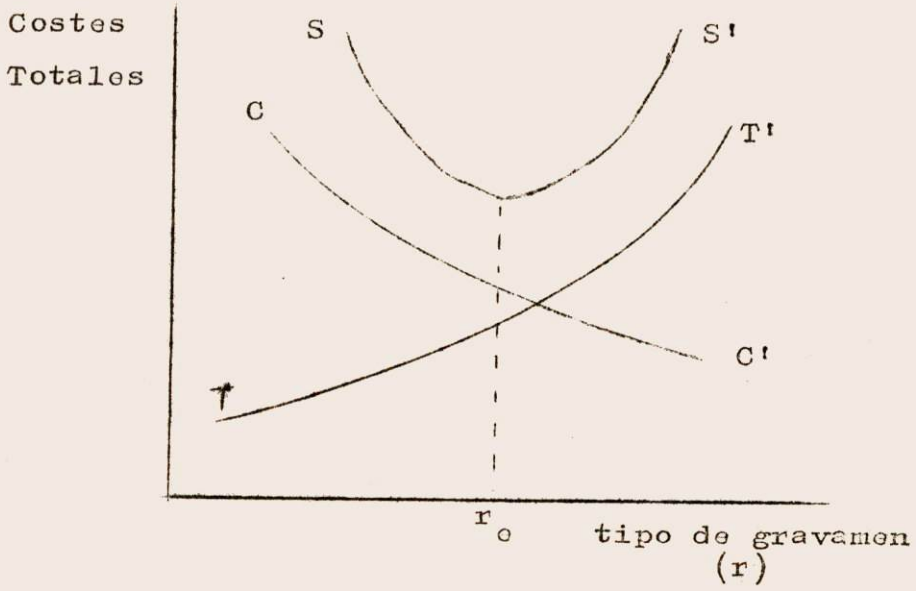
En que K era la concentración de contaminantes del período anterior que quedaban en el momento presente; f(r) las emisiones actuales y n el número de agentes emisores.

Esta función, como demostró Bawa, tiene un límite o distribución de equilibrio que puede llegar a determinarse si se conoce la distribución de probabilidad de K_t. Representemos la

función de distribución de P_t como G $[P(r)]$. Gráficamente puede apreciarse que la probabilidad de que la contaminación sea mayor crecerá al disminuir el tipo de gravamen. En consecuencia, la probabilidad de que P(r) sea mayor que D se eleva cuando el tipo de gravamen decrece de r_1 a r_o, por lo que los controles directos tendrán que aumentar.



Estas ideas pueden expresarse también utilizando un gráfico de costes, en el que dada la distribución de probabilidad de K (y por tanto de P), y el nivel deseable de calidad ambiental, los costes varían con el tipo de gravamen.



TT': representa los costes totales de reducción de las emisiones, inducidas por diferentes tipos de gravamen. Conforme a lo antes expuesto, crecen al aumentar r.

CC': representa los costes totales producidos por los controles directos asociados con diferentes tipos de gravamen, y que obviamente son decrecientes.

SS': son los costes totales inducidos por combinaciones de gravámenes y controles directos congruentes con la calidad fijada para el medio (D).

El punto mínimo de SS' señala el gravamen óptimo a fijar para obtener el standard deseado a mínimo coste. En esa situación, los costes marginales de ambos programas (gravámenes y controles) son iguales y de signo contrario. Un aumento en uno es exactamente compensado por un descenso del otro.

2.8.5.- Formulación analítica del programa óptimo

Analíticamente, es posible formular el programa que conduciría a la determinación del gravamen óptimo y los controles directos aparejados (129).

Cada contaminador tiene una función de costos $C_i(S_i, \ldots.)$ que depende de sus emisiones (S_i) y otros argumentos que resultan irrelevantes ahora.

No existiendo controles directos, la imposición de un gravamen llevaría a una reducción de emisiones tal que el coste marginal por unidad de emisión reducida (Cis) fuese igual al gravamen por unidad de estas emisiones, o sea:

$$Cis = \frac{Ci}{Si} = r$$

Supuesto que pueda resolverse para la inversa, $C_{is}^{-1}(r)$, de esa derivada, tendremos también:

$$Si = C_{is}^{-1}(r)$$

que no hace sino expresar que las emisiones de los agentes se ajustarán al nivel en que el coste de reducir las emisiones en una unidad adicional sea igual al gravamen unitario.

Lo que podríamos llamar "exceso de emisiones", por encima de D vendrá dado por la expresión:

$$\Delta = \sum_i C_{is}^{-1}(r) + K_t \; P_{t-1}(r) - D \qquad (1)$$

Puede constatarse que $C_{is}^{-1}(r)$ equivale a lo que más arriba denotamos $n.f(r)$.

Los controles directos sólo se requerirán si $\Delta > 0$, en cuyo caso las emisiones se reducirán en:

$$\delta = \Delta \qquad \text{si} \qquad \Delta > 0$$

$$\delta = 0 \qquad \text{si} \qquad \Delta \leq 0$$

que equivale a:

$$\delta \geq \Delta \qquad (2)$$

$$\delta\,(\delta - \Delta) = 0 \quad (\delta = \Delta \text{ ó } \delta = 0) \qquad (3)$$

$$\delta \geq 0 \qquad (4)$$

Los controles directos (δ) asignarán una cuota de reducción de emisiones a cada agente contaminador. Si la cuota es W, las emisiones serán ahora:

$$Si = C_{is}^{-1}(r) - W_i \qquad (5)$$

$$\sum_i W_i = 1 \qquad (6)$$

La minimización de costes se aplicará a la función de costes esperados de todos los agentes para sus emisiones respectivas, multiplicados por $dG[\bar{P}]$ que es la probabilidad de que se de el nivel de contaminación al que corresponden esas emisiones.

$$C = \int_0^{\infty} \sum_i C_i(Si)\, dG\left[\bar{P}(r)\right] \qquad (7)$$

Se tratará, por lo tanto, de minimizar (7) sujeta a las restricciones (1) a (6) y a las condiciones de no negatividad de r y Si. El programa nos dará los valores de r y δ óptimos.

2.8.6.- Variedad de gravámenes por zonas

Aunque creemos haber insistido lo suficiente en la necesidad de pasar del gravamen por unidad de inmisión al daño por unidad de emisión no es superfluo precisar las implicaciones que este proceso tiene, si ha de minimizarse el coste de una calidad ambiental determinada.

Tomando como base de razonamiento el caso del aire, observamos que los standards de calidad se expresan en términos de concentración de los diferentes contaminantes en aquel medio. Es decir, partes por millón en volumen (p.p.m.), peso por volumen de aire (μ gr/m^3), etc. Las emisiones suelen expresarse en forma de peso de contaminantes lanzados a la atmósfera por unidad de tiempo. La función de transformación de vertidos en concentraciones suele ser de enorme complejidad debido a los fenómenos de transporte, disolución, reacción y precipitación de los diferentes contaminantes (130). Por consiguiente, como indica TIETENBERG (131), un gravamen uniforme por unidad de emisiones minimizará el coste de reducción de las emisiones totales en su fuente, pero no minimizará el coste de reducir las concentraciones de contaminantes que son los verdaderos objetivos de la política ambiental. Unicamente se cumpliría ese objetivo, cuando el coste marginal de reducir la última unidad de concentración ambiental fuese el mismo para todos los contaminadores, Pero ésto no significa que el coste margi-

nal de reducción de las emisiones haya de igualarse para todos los focos emisores. Tal igualación sólo se produciría si la contribución de cada unidad de emisión, a la concentración de contaminantes fuese la misma para cada foco; en otros términos, si el producto marginal físico, en términos de niveles de inmisión, de una unidad de emisión, fuese idéntico para todos los contaminadores. Desde el momento en que la localización geográfica de cada agente emisor condiciona la contribución de sus emisiones a la calidad ambiental, es obvio que lo anterior no se cumplirá más que por azar. De lo que se sigue que un impuesto idéntico sobre las emisiones, si bien podría alcanzar el standard señalado, no lo haría a mínimo coste.

La solución sugerida por TIETENBERG consiste en permitir la variación de los gravámenes de emisión por zonas geográficas. Ello equivaldría a admitir que para una misma tasa de vertidos los gravámenes pagados por el agente disminuyesen en función de su alejamiento (u otras circunstancias) de la zona sujeta a control, de modo que se igualasen los costes marginales de reducción de cada unidad de inmisión para todos los agentes. Es claro que los factores de variación no serán solamente la distancia de los focos a las zonas controladas, sino factores como la dirección de los vientos, la velocidad de los mismos, la altitud de su ubicación, la posibilidad de neutralización de las emisiones por agentes químicos presentes en

el lugar de emisión, etc; todos los cuales afectan a la contribución de cada agente.

Por razones operativas, no puede pensarse en diversificaciones de los gravámenes que tomarán en cuenta las situaciones singulares de todos los focos emisores. Los costes administrativos aparejados serían seguramente muy grandes. Cabe, en cambio, señalar zonas geográficas, homogéneas en cuanto a sus características dispersadoras, en las que el producto físico (en términos de concentraciones) por unidad de emisión fuese similar para cada tipo o tipos de contaminante. En cada zona el gravamen por unidad de emisión sería idéntico.

Ni que decir tiene, que cuanto mayor número de zonas existiese tanta más probabilidad se daría de alcanzar el standard a mínimo coste, pues podrían tomarse más en cuenta la diversidad de contribuciones de cada agente. No obstante, ha de existir una situación óptima en que se compensen las ventajas del mayor número de zonas (disminución de costes necesarios para alcanzar el standard) con las ventajas administrativas (costes de implantación y control del sistema) de una reducción en el número de ellas y en los correspondientes tipos de gravamen.

Esta posición corresponderá a aquel número de zonas en que el ahorro marginal de una mejor distribución de recursos (al aumentar el número de zonas) iguale el coste marginal de administrar ese número de zonas.

Como puede fácilmente suponerse, este sistema estaría de acuerdo con las exigencias de una política de descongestión industrial, en el marco de una ordenación del territorio, pues incentivaría la instalación de industrias o los traslados de las existentes a las áreas en que, por su menor concentración de actividad, o alejamiento de las áreas habitables, correspondiesen tipos de gravamen inferiores. Pero, si estos efectos no han de traducirse, a plazo medio, en nuevos fenómenos congestivos o en deterioraciónes ambientales de espacios todavía vírgenes, es absolutamente necesaria la imbricación de la política del Medio Ambiente en el más amplio marco de la ordenación espacial y de la política regional.

NOTAS A LOS CAPITULOS 1 y 2

(1) D.M. Winch, Economía Analítica del Bienestar, Ed. Alianza, Madrid, 1975, pag. 85.

(2) D.M. Winch, op-cit, pag, 89.

(3) Este problema ha sido tratado sucesivamente por BERGSON, ARROW Y SAMUELSON. El "teorema de la imposibilidad" de construcción de una función del bienestar social que reúna na ciertas condiciones de aceptabilidad ha sido demostrado por Arrow. A él nos referimos más adelante (cap. 5). Sobre estos puntos puede consultarse aparte el trabajo citado de Winch, la excelente nota de L.GAMIR, "El resurgimiento de la economía del bienestar: un resumen", I.C.E. nº 508, 1975; S.K. NATH "A Reappraisal of Welfare Economics" Routledge an Kegan Paul, Londrés, 1969; también, J. SEGURA, "Elección Social, Cardinalidad, Comparabilidad y distribución", Anales de Economía, Enero-Junio, 1974; y A. SEN, "Elección colectiva y Bienestar Social" Ed. Alianza, Madrid, 1976.

(4) El análisis que sigue está basado en M. JORDAN NAVARRO, "Racionalidad del Sistema de Mercado", H.P.E, nº 36, 1975 y A.V. KNEESE y H. HERFINDHAL, "Economic Theory of Natural Ressources", Columbus, Ohio, 1974, pag 7-63.

(5) Nótese que esto supone admitir funciones normales de producción con rendimientos decrecientes.

(6) Esto ha sido puesto de relieve por O.LANGE aplicando a un modelo de economía planificada los comportamiertos maximizadores de utilidad de los productos y consumidores. Un procedimiento de"prueba y error" permitirá alcanzar el vector de precios de equilibrio congruentes con el óptimo. Véase O.LANGE, "On the Economic Theory of Socialism" Versión castellana "Sobre la Teoría Económica del Socialismo", Ed. Bosch Barcelona, 1.967; véase también M.DOBB, "Welfare Economics and the Economics of Socialism", Cambridge University Press, 1.969.

(7) E.H. CHAMBERLIN , "The Teory of Monopolistic Competition", 5ª edición, Harvard University Press, Cambridge, 1.947; J.ROBINSON, The Economics of imperfect Competition, Macmillan, Londres, 1.945.

(8) A.M. FREEMAN, R.H. HAVEMAN y A.V. KNEESE, The Economics of Enviromental Policy, J. Wiley, New York, 1.973, cap IV

(9) Ibidem.

(10) Sobre estos puntos véase, A.M. FREEMAN, R.H. HAVEMAN y A.V. KNEESE, The Economics of Environmental Policy, J. Wiley, New York, 1.973, Cap. IV.

(11) La bibliografía sobre bienes públicos es amplísima. Consúltese, entre otros, los artículos pioneros de P.A. SAMUELSON, "The pure theory of Public Expenditure", Review of Economics and Statistics, Nov 1.954, pag. 387-389; "Aspects of Public Expenditure Theories", Rev. Econ. Statist. Nov. 1.958, pag. 332-338; "Contrast between welfare conditions for Joint Supply and for Public Goods", Rev. Econ. Statist., Febrero, 1.969, pag. 26-30; "Diagramatic Exposition of a Theory of Public Expenditures", Review of Economics and Statistics, 1.955; R. MUSGRAVE, "The Theory of of Public Finance", McGraw Hill, 1.959; "Provision for Social Goods", en J. MARGOLIS y M. GUITTON, Public Economics, MacMillan, 1.969; "Public Finance in Theory and Practice", McGraw Hill, 1.973. También M. PESTON, "Bienes públicos y sector público", Ed. Vicens-Vives. Barcelona, 1.975.

En castellano debe citarse el artículo de V. VALLE, "Una nota sobre la caracterización dellos bienes públicos", Hacienda Pública Española, nº 23, 1.973, y M. JORDAN NAVARRO, art. cit., pag. 175-177.

(12) Véanse los ejemplos aportados por M. PESTON en Bienes Públicos, Sector Público, op. cit., pag. 11-25.

(13) Cfr. M. JORDAN NAVARRO, art. cit., pag. 185 y 186.

(14) A. MARSHALL, Principles of Economics, Ed. MacMillan, 8ª edición, Londres, 1.927. Versión castellana de la 8ª edición inglesa bajo el título "Principios de Economía", Ed. Aguilar, Madrid, 1.948. Traducción de E. de FIGUEROA.

(15) E.J. MISHAN, The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay, Journal of Economic Literature, Vol. IX, Marzo, 1.971.

(16) A.C. PIGOU, The Economics of Welfare, Ed. MacMillan, 2ª ed. Londres, 1.924. Versión Castellana, "La Economía del Bienestar", Ed. Aguilar, Madrid, 1.946; J. VINER, "Cost Curves and Supply Curves" (1.931). Reeditado en Readings in Price Theory, The Blakiston Co., New York, 1.953; F.H. KNIGHT, "Some Fallacies in the interpretation of Social Cost", Quarterly Journal of Economics, Agosto 1.924, pag. 582-606.

(17) J. VINER, art. cit.

(18) E.J. MISHAN, art. cit., pag. 6.

(19) Véase, W.J. BAUMOL y W.E. OATES, "The Theory of Environmental Policy", Prentice Hall, New Jersey, 1.975, cap. 3.

(20) T. SCITOVSKY, Dos conceptos de Economías externas, en A. W. AGARWALA y S.P. SINGH, La Economía del Subdesarrollo, Ed. Tecnos, Madrid, 1.963, pag. 248.

(21) J. MEADE, The Theory of Economic Externalities, Institut Universitaire de Hautes Etudes Internationales, Genéve, 1.973, pag. 15.

(22) E.J. MISHAN, The Postwar Literature on Externalities, art. cit., pag. 2.

(23) En el ejemplo antes utilizado del cuero, los zapatos y los bolsos, el aumento de la demanda de zapatos puede inducir a un correlativo incremento de la producción (y coste relativo) de los zapatos en relación, v.g., con los lápices. Pero este cambio toma la forma de un movimiento a lo largo de la frontera de posibilidades de producción. Sin embargo, no se produce un desplazamiento de la frontera misma de posibilidades de producción (como ocurriría en las Economías Externas Tecnológicas). En consecuencia, no tiene por qué darse divergencia entre la pendiente de la curva social de posibilidades de producción (relación marginal de transformación de la sociedad) y la relación marginal de transformación privada. Por igual razón, como la EE pecuniaria no entra en la función de utilidad individual, no producirá divergencias entre las relaciones marginales de sustitución privadas y sociales.

Si el óptimo Social se caracteriza por la igualdad de la RMT y RMS, y el equilibrio competitivo por la igualdad de las RMT y RMS privadas, no existiendo divergencias entre los valores privados y sociales de esas magnitudes, tampoco existirá separación del equilibrio competitivo respecto de la posición de optimalidad social.

(24) E.J. MISHAN, art. cit., pag. 2.

(25) De un modo menos formal, pero igualmente preciso, W.J. BAUMOL y W.E. OATES definen las externalidades por dos condiciones:

1- Una externalidad está presente, siempre que algún individuo (A) tenga una función de utilidad o de producción que incluya variables reales (no monetarias), cuyos valores son escogidos por otros (personas, empresas, gobiernos) sin atención particular a sus efectos sobre el bienestar de A.

2- El decisor, cuya actividad afecta al nivel de utilidad de otros o entra en la función de producción de éstos, no recibe (paga) en compensación por esta actividad una cantidad igual en valor al beneficio o coste (marginal) resultante para los otros.

Esta segunda condición no es propiamente necesaria para la existencia de las externalidades que tienen el carácter de bien público, pero en cambio, explica bien la existencia de externalidades con carácter de bien privado. A ambas nos referiremos más adelante.

(26) J.E. MEADE, "External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation", Economic Journal, Vol. 52, Marzo, 1.952, pag. 54-67.

(27) T. SCITOVSKY, art. cit.

(28) Véase A.V. KNEESE, "Environmental Pollution: Economics and Policy", American Economic Review, Mayo 1.971, pag. 153-161.

(29) Véase JORDAN NAVARRO, art. cit., pag. 185.

(30) E.J. MISHAN, Postwar Literature..., art. cit., pag. 3.

(31) ALgunos autores distinguen entre efectos externos que tienen características de bienes públicos y efectos externos que tienen características de bienes privados. Este es el caso de BATOR en "The Anatomy of Market Failure", Quarterly Journal of Economics, Agosto 1.958, pag. 351-379. En esta línea BAUMOL y OATES, op.cit., respetando la distinción, prefieren adoptar las denominaciones de externalidades " "undepletable" y "depletable". Las primeras, por tener el carácter de bienes públicos se caracterizan por la ausencia de rivalidad en el consumo y la imposibilidad de exclusión. Claro que la capacidad de exclusión puede coexistir con la no rivalidad ("undepletability") en el consumo. Pero si aparece el fenómeno de congestión la EE "undepletable" se transformará en "depletable". Esta última puede coexistir con la ausencia de capacidad de exclusión. Los ejemplos de las EE "depletable" son difíciles de encontrar pues, en general, sólo existen si el coste de fijar un precio al efecto externo es superior a las ganancias potenciales. Por ello, en la práctica, la fuente mayor de externalidades con caracteres de bienes privados reside en los impedimentos institucionales para la asignación de derechos de propiedad que permitan la organización de la exclusión en un mercado y la fijación de un precio. Dos ejemplos son la formación de personal no cualificado por las empresas y el uso de recursos no renovables (paradigmáticos caso de las "pesquerías" en la literatura sobre el agotamiento de los recursos naturales). Los autores citados prefieren tratarlas no tanto como externalidades cuanto como casos de fallos institucionales en la asignación de precios apropiados.

En lo que sigue nos referimos exclusivamente a las externalidades "undepletable" (con características de bien público), y sólo marginalmente haremos alguna referencia a las "depletables". Señalemos, finalmente, que, como más adelante se precisa en el texto, la distinción entre ambas no siempre es clara. Conceptualmente, sin embargo, las condiciones de corrección de unas y otras son totalmente diferentes. Sobre estos puntos véase, W.J. BAUMOL y OATES, op. cit, caps. 3 y 4.

(32) E.J. MISHAN, art. cit., pag. 11.

(33) Ibidem, pag. 14.

(34) R. TURVEY, "On divergences between social cost and private cost", Económica, Agosto, 1.963, pag. 309-313. Citado por M. PESTON, op. cit., pag. 28.

(35) E.J. MISHAN, arti. cit., pag. 4. Una buena discusión de los problemas que a continuación se estudian puede hallarse en J.R. ALVAREZ RENDUELES, "La Hacienda Pública y el Medio Ambiente", Revista de Derecho Administrativo y Fiscal, nº 41, Mayo-Agosto, 1.975, pag. 265-299.

(36) A.M. FREEMAN y otros, "Economics of Environmental Policy" op, cit,. cap. 5. Véase también R. HAVEMAN, "Exposé des recherches efectuées aux EE.UU. sur l'estimatión des dommages causés á l'environnement", en OCDE, Les coûts des dommages causés á l'environnement, Paris, 1.974, pag. 116-122.

(37) La distribución de la renta es muy importante a este respecto, pues la voluntad de pago está condicionada por la renta disponible. Los pobres tendrán, en general, una menor voluntad de pago que los ricos. Más adelante se introducen los conceptos de variación compensadora (V.C.) y variación equivalente (V.E.), que pretenden tomar en cuenta este problema, así como el influjo de la asignación de derechos de propiedad.

(38) op. cit., cap. 5.

(39) Ley de Protección del Ambiente Atmósférico, de 22-XII-72.

(40) Más adelante se desarrolla ampliamente el concepto de modelos de dispersión o difusión de los contaminantes.

(41) Véase también J. CUMBERLAND, "Una evaluación comparativa de modelos ambientales alternativos con especial énfasis en las matrices de desechos", en J.A. GALLEGO, Economía del Medio Ambiente, I.E.F., Madrid, 1.974, especialmente, Pags. 243-260.

(42) A.C. PIGOU, The Economics of Welfare, op. cit.

(43) J.M. BUCHANAN y W.C. STUBBLEBINE, "Externality", Económica, Nov. 1.962, pag. 371-384.

(44) E.J. MISHAN, The postwar literature..., op. cit, pag. 15.

(45) En este contexto la literatura anglosajona llama a los subsidios "bribes" (= sobornos).

(46) W. BECKERMAN, "Le principe pollueur-payeur", en OCDE, Le Principe Pollueur-Paueur, Paris, 1.975, pag. 35-68.

(47) Ibidem.

(48) Véase A.P. LERNER, "Priorities and Efficiency", A.E.R, Setiembre de 1.971; y también, "Pollution Abatement Subsidies", A.E.R., Diciembre 1.972, pag. 1.009-1.010, reproducido en H.P.E., nº 21, 1.973, pag. 230-233.

(49) El mismo LERNER precisando el sentido de sus palabras en AER, Set. 1.971, ha indicado que "la compensación por daños causados por medidas encaminadas a reducir la contaminación sólo pueden estar justificadas si el daño es un r resultado directo de una decisión política de introducir cualquier cambio en el interés público. Incluso entonces sólo puede estar justificada como una posterior justicia distributiva, como protección del statu quo en materia de distribución, o como un tributo necesario para obtener el consentimiento del público que, en otro caso, pudiera evitar que se introdujera el cambio. Véase, Pollution Abatement Subsidies, AER, Dic. 1.972, pag. 1.009-1.010.

(50) Nos referiremos de nuevo a este problema al tratar de la asignación de los derechos de propiedad.

(51) Véase, por ejemplo, E.J. MEADE, The Theory of Economic Externalities, op. cit., pag. 63.

(52) A.M. FREEMAN et al. op. cit., pag. 99.

(53) W. BECKERMAN, art. cit., en OCDE (1.975), op. cit.

(54) Véase O. HERFINDHAL y A.V. KNEESE, Economic Theory of Natural Ressources, op. cit., pag. 311.

(55) D.E. BRAMHALL y E.S. MILLS, "A note on the Asymmetry between fees and payments", en Water Ressources Research II, nº 3, 1.966, pag. 615-616. Véase también, M.I. KAMIEN, N.L. SCHWARTZ y F.T. DOLBEAR, "Asymmetry between Bribes and Charges, Water Ressources Research II, nº1, 1.966, pag. 147-157.

(56) W.J. BAUMOL y W.E. OATES, The Theory of Environmental Policy, cap. 12.

(57) R.T. PAGE, "Failure of bribes and standards for pollution abatement", Natural Ressoruces Journal, Octubre, 1.973, Pag. 682-686.

(58) Seguimos en este análisis el capítulo 12 de la obra citada de BAUMOL y OATES, pag. 172-190.

(59) Un caso muy distinto sería aquel en que la empresa puede afectar el nivel señalado por las autoridades como umbral para la percepción de subsidios.

(60) Hacemos la hipótesis de que el precio está dado o que, no estándolo, la demanda no es tan rígida como para absorber en el precio el aumento de los costes que supone el gravamen.

(61) Véase gráfico de la pag. 85 , en que la subvención global OKLO' supera al incremento de costes OKBO' en BO'L.

(62) Sobre estos puntos véase también O.C. HERFINDAHL y A.V. KNEESE, Economic Theory of Natural Ressources, op. cit., 1.974, cap. 8.

(63) Una excelente justificación teórica puede verse en el capítulo 4 de la obra citada de BAUMOL y OATES, The Theory of Environmental Policy.

(64) Véase BAUMOL y OATES, op. cit., cap. 12.

(65) W. BECKERMAN, "Problemas reales y ficticios en la Política del Medio Ambiente", en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1.973.

(66) A. CODDINGTON, Comentario sobre los costos de la información y de la Administración en la Teoría de los Efectos Externos, en OCDE (1.973), op. cit., nota anterior.

(67) Ibidem.

(68) G, MURARO, "política Anticontaminación y asignación de costes. Los problemas en la práctica", en OCDE (1.973), op. cit.

(69) Una deliciosa ilustración sobre la influencia del número de afectados en la posibilidad de negociación es la referida por el profesor BAUMOL: En los alrededores de Göteborg (Suecia), una planta de automóviles está situada al lado de una refinería de petróleo. El productor de coches constató que, cuando el petroleo refinado era de baja calidad y el viento soplaba en dirección a la factoría de coches, había un notable aumento en la corrosíon de sus stocks de metal y en la pintura de los coches recién producidos. Hubo negociación entre las partes implicadas. El acuerdo fijó que las actividades que originaban aumento de la corrosión sólo tandrían lugar cuando el viento soplara en la dirección opuesta, precisamente hacia el amplio número de habitantes cercanos, quienes, naturalmente, no tomaron parte en la negociación. Véase "BP och volvo jättarna som kom överens", Medicinska Föreiningos Tiddsskrift, Marzo, 1.964. Citado por BAUMOL y OATES, The Theory of Environmental Policy, op. cit., 1.975, pag. 11.

(70) P.A. VICTOR, Economía de la polución, Ed. Vicens-Vivos, Barcelona, 1.974, pag. 32.

(71) R. COASE, "The Problem of Social Cost", The Journal of Law and Economics, Octubre, 1.960. Hemos utilizado la versión castellana contenida en J. GALLEGO (ed), Economía del Medio Ambiente, I.E.F., Madrid, 1.974, op. cit., pag. 99-173.

(72) G. STIGLER, The Theory of Price, 3ª ed., 1.966, pag. 110-113. Versión castellana, "La teoría de los Precios", en Revista de Derecho Privado, Madrid, 1.968.

(73) R. COASE, El problema del Coste Social, op. cit., apartados VIII, IX y X.

(74) J. GALLEGO "Economía del Medio Ambiente", op. cit., pag. 11.

(75) P.A. VICTOR, op. cit., pag. 32 y ss.

(76) Nótese que COASE habla de compensaciones. Sin embargo, el esquema de PIGOU no implica que el gravamen unitario sea empleado para compensar a los afectados por el efecto externo.

(77) Téngase en cuenta que cuando un monopolista se encuentra una curva de demanda (ingreso medio) decreciente, ello significa que su curva de ingreso marginal se mueve por debajo de la demanda. Como la maximización del beneficio requiere la igualación del ingreso marginal y del costo marginal, el precio, indicado sobre su curva de demanda, se situará por encima del costo marginal, y la cantidad producida será menor que la correspondiente a la competencia perfecta.

(78) P.A. VICTOR, op. cit., pag. 36.

(79) Diversos autores han estudiado las consecuencias de unos y otros métodos de internalización de los efectos externos en situaciónes de competencia imperfecta. Véase, entre otros, O.A. DAVIS y A. WHINSTON, "Externalities Welfare and the theory of Games", Journal of Political Economy, Junio 1.962.; S. WELLISZ, "On External Diseconomies and the Government Assisted Invisible Hand", Económica, 1.964.

(80) Las implicaciones de la no existencia generalizada de competencia perfecta, que suponen la deseabilidad de posiciones de "second best" serán examinadas más tarde.

(81) E.J. MISHAN, Postwar Literature on Externalities, art. cit., pag. 16-18.

(82) Entre otros trabajos, vale la pena releer la obra de vulgarización de E.J. MISHAN, "Los costes del desarrollo económico", Ed. Oikos-Tau, Barcelona 1.970. En el mismo sentido véase el satírico artículo de E.J. MISHAN, "Pangloss y la contaminación", Hacienda Pública Española, 1.977, pag. 237-243.

(83) Este es el sentido de la interesante crítica de A. CAMACHO al trabajo de Coase. Véase, "El problema del Coste Social. Una crítica al trabajo de Coase", Revista Española de Economía, Enero-Abril 1.973, pag. 105-120.

(84) Recuérdese lo dicho en la nota (37).

(85) O.C. HERFINDAHL y A.V. KNEESE, op. cit., pag. 190.

(86) Véase E.J. MISHAN, Cost-Benefit Analysis. An Informal Introduction. George Allen and Unwin, Londres, 1.975, pag. 24 y SS.

(87) La exposición anterior está basada en la de HERFINDAHL y KNEESE, op. cit., pag. 36 y SS.

(88) E.J. MISHAN, Cost-Benefit Analysis, op. cit., pag. 416 y ss. El origen de estos conceptos se halla en A. HENDERSON, "Consumer's Surplus and the Compensating Variation", Review of Economic Studies, 1.941; J.R. HICKS, "Value and Capital", Clarendom Press, Oxford, 1.939; "The Four Consumer's Surpluses", Review of Economic Studies, 1.944. Véase también J.R. HICKS. Una revisión de la teoría de la demanda, F.C.E., Mexico-Buenos Aires, 1.958, pag. 85-122.

(89) A. Myrick FREEMAN, La distribución de la calidad del Medio Ambiente, Hacienda Pública Española, nº 37, 1.975, pag. 192-203.

(90) Ibidem, pag. 195.

(91) E.J. MISHAN, Postwar Literature...., op. cit., pag. 19 y SS.

(92) Ibidem, pag. 20.

(93) Véase en igual sentido la crítica formulada por CAMACHO (1.973), art. cit., a las ideas de Coase.

(94) E.J. MISHAN, art. cit., pag. 21.

(95) A.V. KNEESE, "Environmental Pollution: Economics and Policy", AER, Papers and Proceedings, Mayo, 1.971, pag. 153-166.

(96) El "balance de materiales" nos ocupa más adelante.

(97) Cfr. R.U. AYRES y A.V. KNEESE, Producción, Consumo y Externalidades, en J. GALLEGO (ed.). Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 203-240.

(98) W.J. BAUMOL, "On taxation and the Control of Externalities", American Economic Review, Junio, 1.972.

(99) R.H. Coase, art. cit., parte III, IV y VIII.

(100) Ibidem, parte IX.

(101) En igual sentido se pronuncian OLSON y ZECHAUSER, "The Efficient Production of External Economies", American Economic Review, Junio 1.970, vol. 40, pag. 512-517..." ... la sugerencia comunmente expuesta de que los que generan deseconomías externas deben compensar a sus víctimas por cualesquiera pérdidas que sufran, puede impedir la optimalidad paretiana. Cuando tal sugerencia es adoptada, los afectados por la deseconomía no tienen incentivo para protegerse a sí mismos de ella, aunque ésto pudiera ser más económico que exigir ajustes por parte de los que generan la externalidad". En cambio, cuando los agentes implicados tienen capacidad de influir en el gravamen fijado, debido a su situación monopolista, puede ser cierta la proposición de Coase. Una demostración puede hallarse en BAUMOL y OATES, op. cit., cap. 5, apdo. 7.

(102) El problema de la multiplicidad de máximos locales tiene su origen fundamental en la aparición de no-convexidades en la función de producción. Ahora bien, hasta hace relativamente poco tiempo no se había señalado el papel que tenían los efectos externos en la aparición de estas no convexidades. Algunas aportaciones recientes son: D.A. STARRETT, "Fundamental Non Convexities in the Theory of Externalities", Journal of Economic Theory, Abril, 1.972, pag. 180-189; R.D. PORTES, "The Search for Efficiency in the presence of Externalities", en "Unfashionable Economics: Essays in honor of Lord Balogh", Paul STREETEN (ed.) Weidenfeld and Nicholson, Londres, 1.970, pag. 348-361; W.J. BAUMOL, "External Economies and Second-Order Optimality Conditions", AER, Junio, 1.964, pag. 358-372; W.J.

BAUMOL, "On taxation and the Control of Externalities", A.E.R., Junio, 1.972. Nos parece fundamental el capítulo 8 de la citada obra de BAUMOL y OATES, The Theory of Environmental Policy.

(103) A.C. PIGOU, Economics of Welfare, MacMillan, Londres, 4ª edición, pag. 140.

(104) BAUMOL y OATES, The Theory of Environmental Policy, op. cit., cap. 7.

(105) Ibidem, cap. 8.

(106) Ibidem, cap. 8, pag. 122-123.

(107) Ibidem, pag. 116-117.

(108) Además de los artículos citados en la nota (79), puede verse J.M. BUCHANAN, "External diseconomies, corrective taxes and Market Structure", A.E.R., Marzo, 1.969, pag. 174-177; W.J. BAUMOL y W.E. OATES, The Theory of Environmental Policy, op. cit., Capítulo 5.

(109) W.J. BAUMOL y W.E. OATES, op. cit., cap. 5.

(110) La correspondencia entre niveles de emisión y niveles de inmisión es un serio problema que depende de las características físicas y ecológicas del entorno considerado. Recuérdese, en este sentido, lo dicho más arriba a propósito del modelo general de control de la contaminación (apartado 2.1.-).

(111) Sobre estos puntos puede verse el análisis original de J.H. DALES, Pollution, Property and Prices, University of Toronto Press, 1.968 ; W. BECKERMAN, "Le principle pollueur-payeur: interpretation et principes d'application", en O.C.D.E., Le principe Pollueur-Payeur, Paris 1.975, pag. 35 y SS. En esta misma obra, véase el artículo, OCDE, Le principe pollueur-payeur et les instruments d'allocation des coûts d'environnement.

(112) "Así pues, si el precio es de 10 dólares por emitir una tonelada de CO_2 y 20 dólares por tonelada de SO_2, aquellos que estimen que el SO_2 no es dos veces sino cuatro veces más perjudicial que el CO_2, podrían comprar permisos SO_2 a 20 dólares e intercambiarlos en la oficina estatal de protección del Medio Ambiente por un número doble de permisos CO_2, los cuales podrían vender a los productores de CO_2 a 20 dólares por dos. Con ello podrían haber mejorado la atmósfera sin costo alguno para ellos, excepto quizá unos pequeños derechos exigidos por la oficina de licencias de contaminación". (A.P. LERNER, Pollution Abatement Subsidies, art. cit, reproducido en H.P.E, nº 21, 1.973, pag. 232). Indudablemente este arbitrajo permite la conexión de los distintos mercados de derechos y la igualación de sus precios a los daños marginales, pero no es la única forma posible de actuación.

(113) La creación de mercados para actividades cuya regulación no depende de la existencia de una oferta y una demanda, es un expediente propuesto incluso para facetas de la vida humana tan "sagradas" como la reproducción. No resisto la tentación de recordar el "Green Stamps Plan" de K. BOULDING, Economics as an Ecological Science, en K. BOULDING, Economics as a Science. MacGraw-Hill, New York, 1.970, pag. 23 y SS.: a cada adolescente (varón o mujer) se le entregarían 110 "sellos verdes", pudiendo con 100 de ellos tener un hijo legalmente, Un mercado se abriría para la contratación de los sellos sobrantes: la demanda vendrá por parte de los más ricos o más filoprogenitores y, la oferta, de parte de los más pobres o más foboprogenitores. Si la sociedad no es amante de los niños, el precio de los sellos caerá por lo que el número de nacimientos aumentará. Si la sociedad desea muchos niños, el precio crecerá con lo que se controlarán más estrictamente los nacimientos... Por mucha fe que pueda tenerse en el mercado, la extensión del ámbito de la mercancía a ciertas facetas de la vida humana choca con la sensibilidad general entrando en lo que podría calificarse de repugnante.

Una excelente descripción del proceso de tanteo (prueba y error) marshalliano figura en S.G. KOLM, "Connaissance des coûts et valeur d'environnement", en OCDE, Les coûts des dommages causés á l'environnement, Paris, 1.974, pag. 42-43.

(114) Sobre este punto véase el epígrafe dedicado a las normas administrativas en combinación con gravámenes (2.8.-)

(115) J.E. MEADE, The Theory of Economic Externalities, op. cit., cap. IV.

(116) A.P. LERNER, art. cit., H.P.E., nº 21, 1.973, pag. 231.

(117) Ibidem, pag. 232.

(118) J. GALLEGO, Hacia una economía del Medio Ambiente. Historia y Principales instrumentos, en Colegio de Ingenieros de Caminos, Grandes Dilemas Ambientales, Madrid, 1.974, pag. 2-42.

(119) Véase A.M. FREEMAN, R. HAVEMAN y A.V. KNEESE, The Economics of Environmental Policy, J. Wiley, New York, 1.973, cap. 5.; J.E. MEADE, The Theory of Economic Externalities, op. cit., cap. IV; OCDE, Le principe pollueur-payeur et les instruments d'allocation des coûts d'environnement, art. cit.; W. BECKERMAN, Le principe pollueur-payeur, art. cit.; G. MURARD, Política Anticontaminación y asignación de costes, art. cit., en OCDE (1.973); E.S. MILLS, Incentivos Económicos en el control de la Contaminación atmosférica, en Readings in Urban Economics. M. EDEL y J. ROTHENBERG, MacMillan, Londres, 1.972. Reproducido en L. P.E., nº 21, 1,973.

(120) J.E. MEADE, op. cit., pag. 72-73.

(121) Véase W.J. BAUMOL y W.E. OATES, op. cit., pag. 152-161.

(122) V.S. BAWA, "On optimal pollution control policies", citado por W.J. BAUMOL y W.E. OATES, Trabajo no publicado cuando apareció la cita. Véase, sin embargo, el apéndice de V.S. BAWA el capítulo 11 de la obra de Baumol y Oates, en que se demuestra la afirmación del texto.

(123) Sobre el tema de las funciones de daño puede consultarse, entre otras, la publicación de la OCDE, Les coûts des dommages causés á l'environnement, Paris, 1.974.

(124) En este sentido, BAUMOL y OATES, op. cit., cap. 10.

(125) Una prueba de la convergencia del proceso que lleva al gravamen óptimo puede hallarse en W.J. BAUMOL, "On taxation and the Control of Externalities", A.E.R., Junio, 1.972, pag. 307-322.

(126) Véase L. RUFF, A note on Pollution Prices in a General Equilibrian Model, A.E.R., Marxo 1.972, pag. 186-193; A. V. KNEESE y B.T. BOWER, Environmental Quality Analysis, The John Hopkins Press, Baltimore, 1.972.

(127) W.J. BAUMOL y W.E. OATES, op. cit., cap. 10.

(128) Ibidem, cap. 10, apdo. 7.

(129) Ibidem, cap. 11, apdo. 8.

(130) Véase sobre este punto P.W. FOSTER, Introducción a la Ciencia Ambiental, Ed. Ateneo, Buenos Aires, pag.
y también, J. CATALA, Contaminación atmosférica, Revista de la Universidad Complutense, Set-Oct., 1.976, pag. 63-95.

(131) T.H. TIETENBERG, "On taxation and the Control of Externalities: Comments" A.E.R., Junio, 1.974, pag. 462-466.

CAPITULO III

ALGUNOS ANALISIS CRITICOS DEL ENFOQUE PRESENTADO

Lo que antecede constituye una visión que podríamos llamar "ortodoxa" del problema de la contaminación. Hemos seguido para ello la literatura predominante sobre el tema, que tiene su basamento en la economía del bienestar. Al iniciar nuestro discurso señalamos algunas de las limitaciones de partida del concepto central de la economía del bienestar: el óptimo de Pareto. Posteriormente, introdujimos limitaciones concernientes al concepto de óptimo de contaminación, gravamen óptimo, subsidio óptimo, etc. Se pusieron de manifiesto las dificultades, tanto informativas como técnicas, que podían surgir en la instrumentación de la política ambiental y, fueron consideradas situaciones que se separaban del cómodo, pero irrealista, esquema de la competencia perfecta. El resultado al que hemos llegado ha sido la necesidad de formular la política ambiental como un conjunto de objetivos satisfactorios ("satisfacing"), y no necesariamente óptimos, a alcanzar por medio de instrumentos que minimicen los costes sociales entendidos en toda su amplitud.

En todos nuestros razonamientos ha permanecido latente el esquema coste-beneficio derivado de la económía del bienestar y no siempre han sido suficientemente explicitadas sus limitaciones. Por otro lado, ciertas corrientes del pensamiento económico, han rechazado la aproximación ortodoxa al problema del Medio Ambiente profundizando en los aspectos sociales y políticos que permiten su aparición y, criticando con severidad el carácter "tecnocrático" y "reformista" de las medidas

propugnadas para su solución. Finalmente, los ambientalistas más extremos han enfocado el problema desde ópticas que no siempre son compatibles con la adoptada por el pensamiento económico mayoritario.

Abordamos a continuación algunos de estos planteamientos que pueden enriquecer y hacer más realista nuestro análisis.

3.1.- La crítica emanada de la misma teoría del bienestar: la teoría del Second Best y las limitaciones del análisis Coste-Beneficio

3.1.1.- La Teoría del Second Best

Es éste un aspecto que, por demasiado conocido, no siempre es suficientemente considerado.

El óptimo de bienestar supone alcanzar la igualdad para toda la economía entre las relaciones marginales de sustitución entre bienes, relaciones marginales de transformación entre esos mismos bienes y relaciones marginales de sustitución técnica entre factores productivos, como ya se puso de relieve anteriormente. El Medio Ambiente puede considerarse como un bien de consumo y como un factor de producción, por lo que la consecución del máximo de eficiencia, dada la distribución inicial de la renta supondría que las relaciones marginales de sustitución entre el Medio Ambiente y los demás bienes se igualasen a las de transformación entre esos mismos conjuntos de bienes. La existencia de

efectos externos, no internalizados, impide que ésta se consiga en ausencia de intervencionismo. La alteración en el sistema de precios de mercado mediante impuestos-subsidios pigouvianos óptimos vimos que lograba acercar la economía al óptimo social. Pero, entonces supusimos que en el resto de los sectores se cumplían las condiciones de eficiencia Paretiana. La teoría del Second-Best de LIPSEY y LANCASTER (1). pone de relieve cómo si existen imperfecciones en los mercados, situaciones de monopolio no corregidas, o, en general, separaciones permanentes de las condiciones de competencia perfecta, y por tanto no puede conseguirse para toda la economía el óptimo de Pareto (primer óptimo), la mejor situación posible (segundo óptimo) es, que en el resto de los sectores tampoco se cumplan las condiciones de eficiencia.

Formalmente (2), si la función de bienestar social viniese definida como

$$W = W(x_1, x_2, \ldots, x_r, x_{r+1}, \ldots, x_n)$$

y la función de producción o transformación de la sociedad fuese

$$\phi = \phi(x_1, x_2, \ldots, x_r, x_{r+1}, \ldots, x_n)$$

En que: $x_1 \ldots\ldots x_r$ = bienes

$x_{r+1} \ldots\ldots x_n$ = factores

Y siendo x_r = Medio Ambiente, el óptimo social se obtendría maximizando

$$B = W(x_1 \ldots\ldots x_n) - \lambda\phi(x_1, x_2, \ldots\ldots x_n)$$

Lo que exige como condiciones necesarias que:

$$\frac{\partial W}{\partial x_i} - \lambda \frac{\partial \phi}{\partial x_i} = 0 \qquad i = 1, \ldots, n \qquad (1)$$

que da lugar a la expresión:

$$\frac{\frac{\partial W}{\partial x_f}}{\frac{\partial W}{\partial x_r}} = \frac{\frac{\partial \phi}{\partial x_f}}{\frac{\partial \phi}{\partial x_r}} \qquad \begin{matrix} f = 1,2, \ldots r-1, \\ r+1, \ldots, n \end{matrix} \qquad (2)$$

En nuestra óptica de análisis parcial, la internalización de los efectos externos se conseguía en los sectores afectados de modo que los costes privados reflejaban los costes sociales y la asignación de recursos se producía de acuerdo con las preferencias sociales. Sin embargo, puede ocurrir, y ocurre, que la igualdad de las relaciones marginales de sustitución y transformación no se de en todos los sectores (o para todos los bienes y factores), Entonces puede demostrarse que tampoco en el sector del Medio Ambiente debería producirse esa igualación si se ha de obtener el máximo bienestar social.

En efecto, si por ejemplo, el sector que produce el bien h es un sector monopolístico, y el gobierno prefiere mantener esa situación (o no puede evitarla) ocurrirá que ahora:

$$\frac{\frac{\partial W}{\partial x_h}}{\frac{\partial W}{\partial x_k}} = \beta \frac{\frac{\partial \phi}{\partial x_h}}{\frac{\partial \phi}{\partial x_k}} \qquad \begin{matrix} K = 1,2, \ldots h-1 \\ h+1, \ldots, n \end{matrix} \qquad (3)$$

Siendo $\beta \neq 1$

El óptimo ahora seguirá obteniéndose mediante maximización de una función condicionada, pero a la que habrá que añadir una nueva restricción. La función sería:

$$B' = W(x_1, \ldots, x_n) - \lambda \phi(x_1, \ldots, x_n) + \gamma \left[\frac{\frac{\partial W}{\partial x_h}}{\frac{\partial W}{\partial x_k}} - \beta \frac{\frac{\partial \phi}{\partial x_h}}{\frac{\partial \phi}{\partial x_k}} \right] \qquad (4)$$

Derivando respecto de x_k:

$$\frac{\partial W}{\partial x_k} - \lambda \frac{\partial \phi}{\partial x_k} + \gamma \left[\frac{\frac{\partial^2 W}{\partial x_h \partial x_k} \cdot \frac{\partial W}{\partial x_k} - \frac{\partial W}{\partial x_h} \cdot \frac{\partial^2 W}{\partial x_k^2}}{\left(\frac{\partial W}{\partial x_k}\right)^2} - \beta \frac{\frac{\partial^2 \phi}{\partial x_h \partial x_k} \quad \frac{\partial \phi}{\partial x_k} \quad \frac{\partial \phi}{\partial x_h} \quad \frac{\partial^2 \phi}{\partial x_k^2}}{\left(\frac{\partial \phi}{\partial x_k}\right)^2} \right]$$

$$= 0 \qquad (5)$$

Condición, como se ve, enormemente diferente de la (1), y de la que se deriva una expresión bien distinta de (2).

Efectivamente, en (5) para k=r, y dividiendo por $\frac{\partial \phi}{\partial x_r}$ se obtiene:

$$\frac{\frac{\delta W}{\delta x_r}}{\frac{\delta \phi}{\delta x_r}} = \lambda - \frac{\gamma}{\frac{\delta \phi}{\delta x_r}} \left[\frac{\frac{\delta^2 W}{\delta x_h \delta x_r} \cdot \frac{\delta W}{\delta x_r} - \frac{\delta W}{\delta x_h} \cdot \frac{\delta^2 W}{\delta x_r^2}}{\left(\frac{\delta W}{\delta x_r}\right)^2} \right.$$

$$\left. - \beta \frac{\frac{\delta^2 \phi}{\delta x_h \delta x_r} \cdot \frac{\delta \phi}{\delta x_r} - \frac{\delta \phi}{\delta x_h} \cdot \frac{\delta^2 \phi}{\delta x_r^2}}{\left(\frac{\delta \phi}{\delta x_r}\right)^2} \right]$$

$$= \lambda \pm \frac{\gamma}{\frac{\delta \phi}{\delta x_r}} \cdot A \qquad (6)$$

Igualmente en (5) para todos los demás valores de k distintos de r, es decir para $k=j$, $j \neq r$, $k \neq h$:

$$\frac{\frac{\delta W}{\delta x_j}}{\frac{\delta \phi}{\delta x_j}} = \lambda - \frac{\gamma}{\frac{\delta \phi}{\delta x_j}} \cdot B \qquad (7)$$

Y dividiendo (6) entre (7):

$$\frac{\frac{\delta W}{\delta x_r}}{\frac{\delta \phi}{\delta x_r}} : \frac{\frac{\delta W}{\delta x_j}}{\frac{\delta \phi}{\delta x_j}} = \frac{\lambda - \frac{\gamma}{\frac{\delta \phi}{\delta x_r}}}{\lambda - \frac{\gamma}{\frac{\delta \phi}{\delta x_j}}} = \frac{P}{Q} =$$

$$\frac{\frac{\delta W}{\delta x_j}}{\frac{\delta W}{\delta x_r}} = \frac{Q}{P} \cdot \frac{\frac{\delta \phi}{\delta x_j}}{\frac{\delta \phi}{\delta x_r}} \qquad (8)$$

Siendo $\frac{Q}{P} \neq 1$, (8) no equivale a (2), por lo que las condiciones del primer óptimo no deben cumplirse para el segundo óptimo.

Si nos tomamos en serio, por tanto, la separación real de las condiciones de eficiencia, uno puede razonablemente poner en duda hasta que punto una política económica que busque acercar a la economía a las condiciones de eficiencia paretianas, no supondrá una disminución real del bienestar social. La actuación en el sector del Medio Ambiente para corregir los efectos externos, fuera de un análisis de equilibrio general, ¿será conveniente en términos de bienestar?.

Hemos de responder que las conclusiones derivadas de la teoría del Second-Best aportan un serio motivo de reflexión a todo intervencionismo decidido desde la óptica del análisis parcial. Como, por otro lado, las reglas de actuación derivadas de tal teoría (cumplimiento de la condición (8)) son oscuras y difíciles de instrumentar, los analistas, en general, han preferido estudiar en qué condiciones el cumplimiento de las reglas de política emanadas del primer óptimo significarán, probablemente, mejoras de bienestar.

En este sentido autores como Mishan (3), siguiendo trabajos anteriores (4) han expresado que el procedimiento de optimización parcial de Pigou puede seguir siendo válido. Así, si, por ejemplo, el bien que genera externalidad tiene

una relación precio/coste margianl, en el punto de equilibrio no óptimo, suficientemente amplia (es decir, se halla fuera de una "banda" entre cuyos límites están contenidos todas o casi todas las relaciones precio/coste marginal social de los demás bienes), entonces corregir el output del bien que genera efectos externos por medio de la regla del precio = coste social marginal, probablemente aproximará a la economía a un óptimo general.

De todos modos, la teoría del "Second Best" pone de relieve la dificultad de formular directivas claras de política económica en un mundo imperfecto. Mientras que las condiciones necesarias del primer óptimo son directas y rigurosas, las correspondientes condiciones para el segundo óptimo son complejas incluso en el modelo más simple. En un mundo complejo o imperfecto no existen "criterios rigurosos que nos permitan siquiera decidir si un determinado cambio constituirá una mejora, ya que no un óptimo. Ante la presencia de imperfecciones, no puede calcularse con precisión cual será la mejor política para cada situación a partir de los datos disponibles. Las reglas de optimalidad del primer óptimo deben constituir, sin embargo, parte de la base de directrices de la que debe partir la formulación de una buena, aunque no perfecta, política" (5).

3.1.2.- Las limitaciones del análisis coste-beneficio

El enfoque generalmente adoptado en las secciones anteriores para la corrección de los efectos externos es fruto de una visión de equilibrio parcial. La economía conoce situaciones "limitadas" en que se producen efectos externos negativos. Los medios de corrección tratan de internalizar estos efectos de modo que se alcance a todos los niveles un óptimo de bienestar. El problema estriba, en consecuencia, en decidir cual es el nivel idóneo de corrección, supuestos conocidos los beneficios y costes de la acción política. Por otro lado, se hace el aserto de que las actuaciones correctoras no afectarán a los equilibrios en los demás compartimentos de la economía.

Este enfoque suele traducirse en la práctica por el empleo de la técnica coste-beneficio para evaluar los proyectos que pretenden mejorar el Medio Ambiente. Como es bien sabido, éste es un intento de operativizar la Economía del Bienestar mediante la aceptación del Principio de Compensación de KALDOR-HICKS. Pero si ya supone enormes limitaciones al aceptar un enfoque de análisis parcial, en un mundo caracterizado por la interdependencia de los acontecimientos, los útiles conceptuales utilizados por el análisis coste-beneficio están sujetos a fuertes críticas. Nos referimos aquí solamente al problema de las evaluaciones de los costes y beneficios sociales.

La evaluación de los servicios del Medio Ambiente no puede establecerse, si previamente no hay un acuerdo sobre estos dos puntos:

1- Asignación de derechos de propiedad a los servicios ambientales proporcionados por los recursos de propiedad común (aire, agua, etc.).

2- Aceptación o no de la actual distribución de la renta y de los precios de mercado que se asocian con ella (6).

El primer problema es de la mayor importancia, puesto que la medición de los beneficios sociales se basa en el excedente del consumidor. Como ya explicamos anteriormente, (2.4.3.3.-) la utilización de una de las dos posibles formas Hicksianas de medida, la Variación Compensadora (V.C.) y la Variación Equivalente (V.E.), implica una decisión sobre la asignación de derechos de propiedad. La primera mide la disposición a pagar por los servicios del Medio Ambiente. La segunda mide la cantidad que los individuos deberían recibir para ser compensados por la carencia o pérdida de los nuevos servicios a que tiene derecho. Es decir, que la V.C., o disposición a pagar, acepta que los derechos sobre el M.A. corresponden a aquellos que lo utilizan para descargar desperdicios o, más generalmente, para contaminar. Lo contrario ocurre con la V.E., para la que los derechos de propiedad corresponden a los que utilizan el aire, digamos, para respirar, y los

costos de la contaminación equivalen a lo que la gente exigiría en compensación por su aire degradado.

Ahora, en tanto que la elasticidad-renta de la demanda de los servicios medioambientales sea mayor que cero, es decir, se trate de bienes normales, la variación equivalente será mayor siempre que la variación compensadora (véase apartado 2.4.3.2.-). No es pues irrelevante la adopción de una u otra forma de medición del excedente social, puesto que proyectos que con una medida no serían llevados a cabo, por no entrañar una mejora neta potencial, lo serían de haber adoptado otra medida.

El segundo problema tiene también una gran importancia práctica. Si la estimación de los beneficios y costes se realiza a través de "precios sombra" que están basados en los precios observados en el mercado, ésto conlleva un juicio sobre la idoneidad de la distribución de la renta y de la riqueza que origina aquellos precios. Si la distribución existente no es aceptada socialmente, entonces los precios de mercado no podrán servir como precios sombra en la estimación de beneficios y costes y la evaluación de éstos se hará problemática.

En términos generales, puede decirse que, si la calidad del M.A. es un bien normal, y para preferencias similares de los sujetos, los beneficios derivados de la mejora de la calidad del M.A. serán menores para una persona de ren-

ta baja que para una de renta alta, y ello con independencia de que los beneficios se estimen a través de las variaciones equivalentes. Si son, por tanto, las personas de baja renta las que perciben una mayor parte de los efectos de la mejora del M.A., la estimación de los beneficios aparecerá subevaluada, contrariamente a lo que ocurriría si fuesen las personas de más renta las más afectadas por la reducción de la contaminación (7).

Autores de tanto relieve como A. CODDINGTON, H. OPSCHOOR y D. PEARCE (8) han insistido en estos aspectos al señalar que los precios ficticios utilizados en el análisis coste-beneficio reflejan las preferencias individuales, las posibilidades de producción y la situación actual de distribución. Ahora bien, tener en cuenta las preferencias individuales en las evaluaciones sociales equivale a someterse al principio de soberanía del consumidor que puede presentarse resumido en dos fórmulas:

1- Cada individuo es el mejor juez de sus propios intereses.

2- Hay que tener en cuenta las preferencias individuales en las evaluaciones sociales.

No cabe hoy la menor duda de que la primera fórmula es totalmente incompatible con las exigencias de una política ambiental "racional". Realmente el problema del Medio Ambiente no

existiría si los hombres conociesen las implicaciones ecológicas, sociales, sicológicas, etc. de sus acciones. La miopía con la que la humanidad en general, y los grandes intereses económicos en particular, se han conducido en el terreno del Medio Ambiente, no garantiza que los sujetos privados sean los mejores jueces de sus propios intereses. Con frecuencia, el egoísmo y la búsqueda de objetivos a corto plazo impide la consideración de las consecuencias a medio y largo plazo de las acciones humanas, que pueden suponer, incluso, la imposibilidad de alcanzar los objetivos pretendidos a largo plazo. Esta puede ser la consecuencia de una orientación de los objetivos sociales hacia el crecimiento económico sin límites, que puede traducirse tras períodos de tiempo variables, en una reducción de las tasas medias de crecimiento, cuando la toma de conciencia de los efectos de aquella estrategia obliga a adoptar fuertes medidas correctoras y racionalizadoras.

Cuando los efectos de las acciones humanas sobre el Medio Ambiente se producen a largo plazo (caso de múltiples tipos de consumo, de la utilización del D.D.T., de los plásticos, de la extracción ilimitada de recursos renovables, etc., etc.), el principio de la soberanía del consumidor y, por tanto, los precios sombra derivados del mercado, no son utilizables para la toma de decisiones "racionales" sobre el Medio Ambiente.

Si estos precios sombra han de ser modificados para garantizar una distribución de la

renta distinta de la existente o introducir un tipo de preferencias sociales diferentes de las que se derivan del comportamiento en el mercado de los sujetos, el riesgo de subjetivismo y arbitrariedad es evidente.

Los autores antes citados opinan que, dadas estas limitaciones, la política ambiental debe centrarse con preferencia en el análisis de las interacciones físicas de la economía y el Medio Ambiente, por encima de las expresadas en valor (análisis coste-beneficios), que son de todo punto más dudosas y limitadas.

En igual sentido se manifiesta Ignacy SACHS (9), al ponderar las dificultades de cuantificación inherentes al análisis coste-beneficio que "obligan a simplificaciones tales que el analista queda prisionero de su análisis". El rechazo de una planificación formalizada cuantitativamente, debería llevar según ese autor a una "planificación participativa" de los problemas del Medio Ambiente, de modo que éstos se integren en la planificación económica global. De cara a la operativización de la política ambiental sólo cabría el señalamiento normativo de standards sociales mínimos y objetivos alcanzables a través de un conjunto de indicadores sociales y ambientales.

Sobre esos puntos habremos de volver más tarde, y muy especialmente sobre los aspectos distributivos implicados en la política ambiental.

3.2.- La Crítica Ecológica

3.2.1.- El análisis de D.W. PEARCE

Con frecuencia los modelos económicos de análisis del Medio Ambiente no han integrado suficientemente las complejas interrelaciones ecológicas de nuestro mundo. Muy en particular, el análisis coste-beneficio, como guía para las decisiones medioambientales, es la adaptación de una técnica, pretendidamente plurivalente, a las específicas necesidades del mundo ecológico. La adaptación dista mucho de ser completa, lo que introduce claros límites a su utilización como guía de la política económica en este aspecto.

Una clasificación de las relaciones entre problemas económicos y problemas ecológicos parece útil y necesaria, con el fin de precisar el campo en el que el análisis coste-beneficio, puede ser útil . D.W. PEARCE (10) ha presentado en un reciente artículo una nítida taxonomía de los problemas económicos y ecológicos y sus respectivas correspondencias.

Una precisión de conceptos, por otro lado familiares, es necesaria antes del análisis.

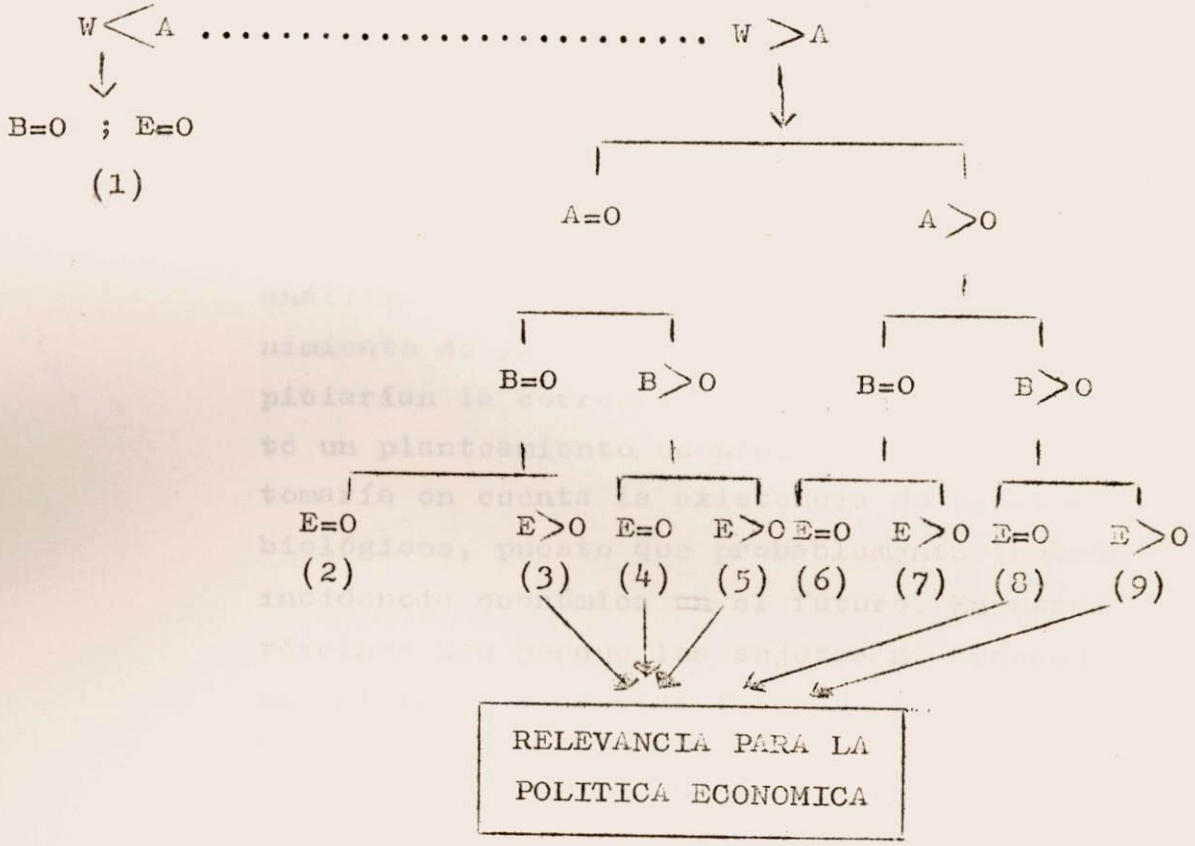
a) Capacidad asimilativa del Medio Ambiente (A): poder de degradación de los residuos vertidos al mismo, sin alteración de los equilibrios biológicos entre los distintos seres y especies que constituyen el entorno ambiental.

b) Efecto biológico (B): que será positivo si algún contaminante origina cambios biológicos en los organismos del medio receptor de la contaminación.

c) Efecto económico (E): al que puede caracterizarse como la existencia de algún efecto externo negativo (costo externo).

Naturalmente, recordando la conceptualización que hicimos de los efectos externos, los efectos económicos dependen de las funciones de utilidad de los individuos, por lo que cabe la existencia de efectos biológicos que no tengan su correlativo en la aparición de efectos económicos. Ello se debe, como ya se apuntó, a que los agentes económicos, con relativa frecuencia, ignoran o menosprecian los efectos biológicos.

Si designamos W al volumen de contaminación lanzada a los distintos medios receptores, pueden aparecer diferentes situaciones asociadas a la diversa importancia que los problemas económico y ecológico tienen en ellas. Esquemáticamente:



Los distintos casos detectados requieren actuaciones variadas. Parece claro que las situaciones (1) y (2) no plantean problemas, puesto que no se dan ni efectos económicos (E) ni efectos biológicos (B).

Caso (3): Podría ejemplificarse por los vertidos de plástico no degradable que sin alterar (al menos de un modo relevante y siempre dentro de ciertos límites), el equilibrio ecológico, plantea problemas estéticos que son tomados en cuenta por las funciones de utilidad individuales. El análisis coste-beneficio,..

con sus comentadas limitaciones teóricas y prácticas, podría ser útili para decidir el grado de eliminación "óptima" de la suciedad que representan los vertidos.

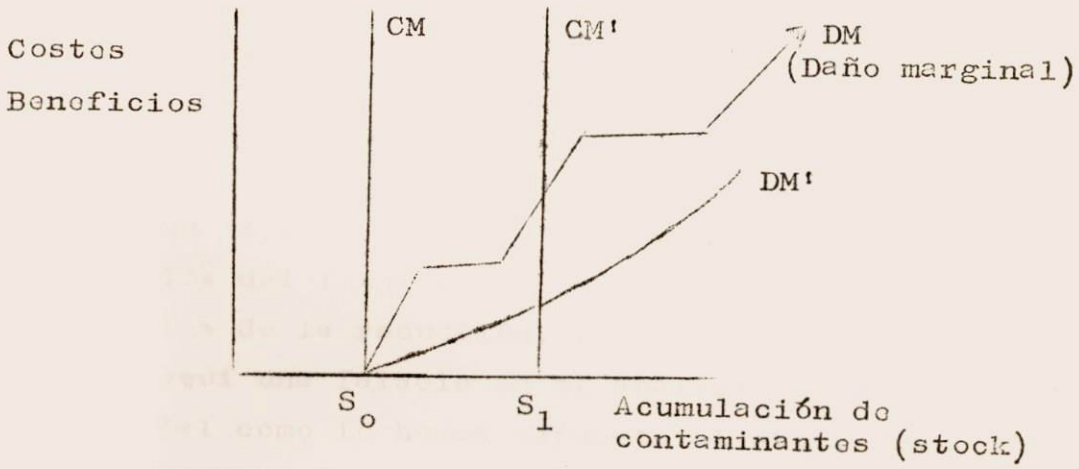
Casos (4) y (5): Se producen divergencias entre los criterios económicos y ecológicos. B es siempre positivo, pero en (4), E=0. El análisis coste-beneficio propiciaría el mantenimiento de la situación. Los ecologistas propiciarían la corrección de la misma. Seguramente un planteamiento económico de largo plazo tomaría en cuenta la existencia de efectos biológicos, puesto que probablemente tendrán incidencia económica en el futuro. En otros términos E=0 porque los sujetos no conocen o no valoran los efectos futuros que emanarán de $B>0$.

Pero transcurrido suficiente tiempo, $E>0$.

La ilustración más sencilla es el caso del mercurio o del cadmio. Existen unos umbrales de tolerancia, pero la capacidad asimilativa del Medio Ambiente es nula. Superados los umbrales por acumulación de contaminantes no asimilados, los efectos económicos pueden ser muy graves o incluso letales sobre el hombre y los seres vivos.

En estos casos la función de daños marginales siempre se desplaza hacia la derecha, pues la posibilidad de reducir el stock es nula, lo que hace inoperante el análisis coste-beneficio que exige que la polución sea controlable en

cualquier dirección.



El daño marginal DM puede crecer a partir del umbral S_o, bien continuamente o bien por escalones. El coste marginal de la reducción de la contaminación CM es una vertical al eje de abscisas, ya que el stock es no reducible. Tenemos entonces que para S_o (stock inicial) el daño marginal y el coste marginal de su evitación coinciden . No obstante, S_o no es un óptimo social: efectivamente si el stock inicial fuese S_1, CM se trasladaría a CM' y entonces S_1, sería también un óptimo social. La regla habitual del análisis coste-beneficio (igualación de beneficios y costes marginales) no es útil porque la variable relevante ahora no es el flujo sino el stock ineliminable de contaminación.

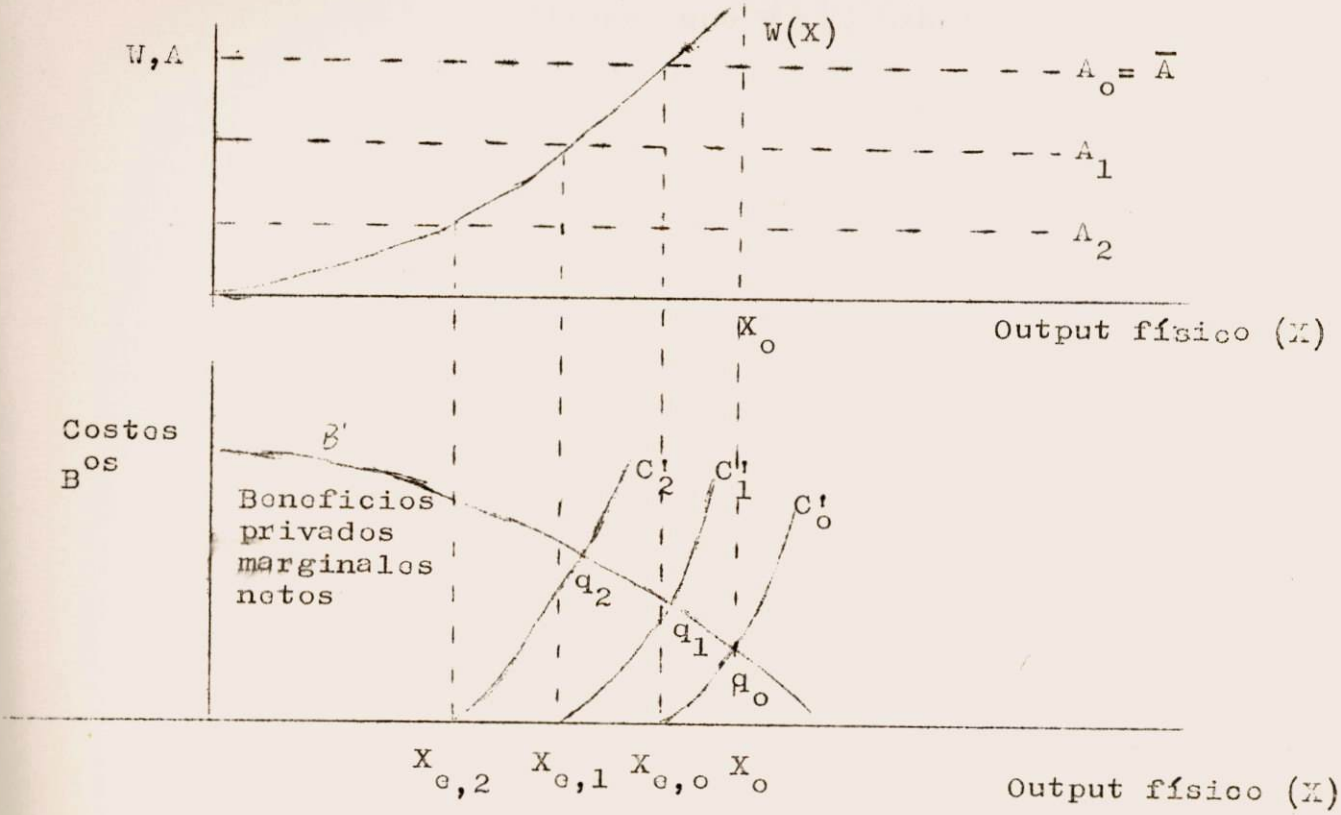
Como dice PEARCE, cabe imaginar el stock ineliminable como un coste fijo: lo pasado,

está pasado. En ese caso la magnitud sujeta a control sería el flujo de contaminación, o en otros términos la tasa a la que nos movemos por la curva D.M. Los costes marginales de combatir la contaminación correspondiente a ese incremento de stock serán ahora finitos (se trata de hacer que no aumente el stock, no de reducir el que ya existe), pudiendo existir un "óptimo" aparente donde los daños marginales del flujo se igualen a los costes marginales de la reducción. Pero de nuevo se produce aquí una falacia en el análisis coste-beneficio. Tal como lo hemos expuesto el stock inicial se hace irrelevante a la decisión del nivel deseable óptimo. "Dada que DM pra el flujo (la pendiente de DM) y CM para el flujo, tienden a ser "funciones habituales", los aumentos en el "stock" estarán siempre justificados. Merece la pena notar que este resultado está reforzado por la existencia de tasas de descuento positivas, que, si DM se construye en forma de valor actual, nos aseguran que DM no se eleva muy pronunciadamente. Aplicado de esta forma, el análisis coste-beneficio, llega a ser un mecanismo para trasladar los costes de la polución en el tiempo hacia las generaciones futuras" (11).

Casos (6) y (7): no son muy reales, ya que si $W > A$, siendo la capacidad asimilativa positiva, ésta tenderá a disminuir a medida que la contaminación vaya acumulándose. En consecuen-

cia parece difícil aceptar que B = 0, pues antes o después habrán de producirse daños ecológicos como fruto de la concentración de contaminantes.

Casos (8) y (9): Si W > A, la capacidad asimilativa, como antes, irá disminuyendo, produciendo daños ecológicos que habrán de compararse con los beneficios proporcionados por las actividades que dan lugar a la contaminación. En este contexto el análisis coste -beneficio sí es válido, en principio, pero en un contexto dinámico las soluciones ofrecidas por esa técnica de decisión no son ciertas.



C'_o, es el coste marginal de reducción de la contaminación correspondiente al origen $X_{e,o}$, es decir, a la posición para la cual la emisión de residuos es igual a la capacidad asimilativa $\left[W(X) = A_o\right]$ -Estos costes no son positivos- no aparecen efectos externos negativos - más que si $W(X) > A_o$.

Así pues para $A=A_o$, $W > A$ y $C'_o > 0$, el óptimo paretiano se alcanzaría en la posición q_o, con un output X_o. Esto constituiría el dictamen del análisis convencional. Pero aquí el problema reside en que la situación q_o es ecológicamente inestable.

Siempre que $W > A$, habrá de tener lugar una reducción de la capacidad asimilativa. Por tanto si $A=A_o$, tras las emisiones $W(X_o) > A_o$, la capacidad asimilativa A_o se habrá aminorado, supongamos, hasta A_1. Pero aquí el problema volverá a producirse en tanto que persista la desigualdad $W(X) > A_1$, pasando la capacidad asimilativa a A_2, y así sucesivamente.

A mayor abundamiento, la inestabilidad no cesa aún cuando haya un nuevo ajuste social en la producción. Al pasar A de A_o a A_1 es presumible que C'_o se transforme en C'_o reflejando el hecho de que $W > A$ a niveles más bajos de producción que antes. Esta C'_1 tenderá, igualmente, a ser más inclinada que C'_o, puesto que W/A es mayor. El nuevo ajuste Paretiano llevaría a un nuevo "óptimo" q_1, también inestable, que volvería a significar desplazamientos a A_2, C'_2 y

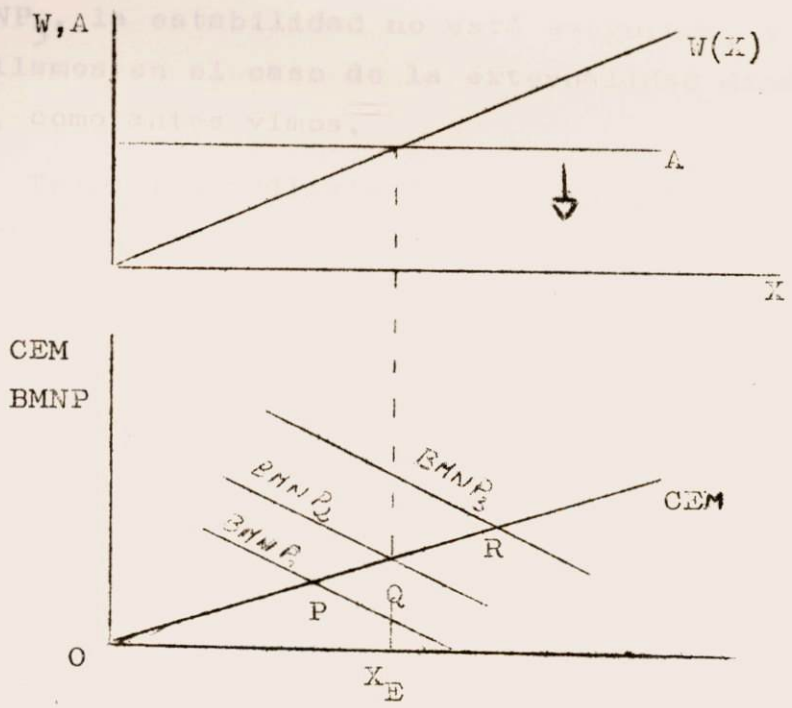
q_2. El equilibrio final, supuesto el intervencionismo constante, acarreará un output nulo. No obstante si, al comienzo se hubiese adoptado un objetivo de producción tal como $X_{e,o}$, los efectos dinámicos de la externalidad no se hubiesen producido. Lo mismo hubiese ocurrido en los pasos sucesivos hasta el output nulo de haber adoptado el objetivo $X_{e,1}$, o el $X_{e,2}$. Tales objetivos de producción son congruentes con una eliminación de residuos igual a la capacidad asimiladora del Medio Ambiente.

De lo anterior se desprende con claridad que el análisis coste-beneficio convencional no toma en cuenta el impacto de cualquier situación aparente de óptimo paretiano sobre la estabilidad ecológica, con el consiguiente riesgo de que externalidades negativas aparezcan a lo largo del tiempo con carácter creciente, y separen a la economía de la pretendida posición óptima.

Todavía puede darse un paso más para perfeccionar el modelo. Hasta aquí se ha considerado que el proceso de asimilación es instantáneo y no hay problemas de ajuste temporal. Ahora bien, lo más probable es que dada una omisión de residuos, inferior a la capacidad asimilativa, ésta se vea reducida temporalmente mientras dura el proceso de asimilación. Pero tras un retraso temporal, la capacidad vuelve a su nivel anterior si $W < A$. Distingamos entonces:

a) "Externalidades del proceso de asimilación": aquellas que aparecen como consecuencia de reducciones temporales en A, debidas al mismo proceso asimilativo.

b) "Externalidades dinámicas": relacionadas con situaciones permanentes en que W > A y que, dando lugar a caídas en el nivel originario de A suponen, como antes veíamos, externalidades dinámicamente crecientes.



Ahora la función de daños marginales (costes marginales externos) de la contaminación, CEM, puede descomponerse en dos tramos:

- OQ: costes externos de las "externalidades del proceso", que, con el tiempo, deben desaparecer, según lo dicho.

- A partir de Q: costes externos de las externalidades dinámicas que implican reducciones permanentes de la capacidad asimilativa.

En este contexto, si los beneficios marginales son $BMNP_1$, el punto P constituye una posición óptima estable, ya que corresponde a un output para el que $W < A$. Q sería el óptimo cuando $BMNP_2$ fuese relevante, correspondiente al máximo de X compatible con la estabilidad ecológica. Pero si la curva relevante es $BMNP_3$, la estabilidad no está asegurada, y nos hallamos en el caso de la externalidad dinámica, como antes vimos.

Todos los análisis de la taxonomía inicialmente expuesta pueden resumirse con PEARCE en tres conclusiones:

1- Para contaminantes que se acumulan, del tipo del cadmio, mercurio, plomo, etc., el análisis coste-beneficio parece bastante irrelevante. La sóla identificación física del problema parece susceptible de hallar el óptimo, mejor que el análisis coste-beneficio.

2- En los contextos en que $W < A$ (ausencia de externalidad dinámica) o si $A=0$, $B=0$ y $E > 0$, el cost-benefit, puede ser una técnica apropiada de determinación del óptimo de contaminación. Salvadas siempre, las limitaciones conceptuales, los juicios de valor en que se basa, y que fueron ya comentados.

3- Si W > A, y aparece la externalidad dinámica, el cost-benefit ha de dejar paso a otros criterios (información física, epidemiología, etc.), que permitan fijar niveles o normas de calidad del medio (y/o de emisiones).

3.2.2.- Precisiones ulteriores: el "gap ecológico" y el problema del poder

Es importante precisar el origen de las divergencias entre economistas y ecológos en lo que hace referencia a la política deseable sobre la contaminación. Algunos aspectos se han señalado de pasada en el apartado anterior, pero no ha quedado expresado de forma explícita cual es el basamento de las pretensiones de los ecólogos cuando solicitan como objetivo de la Política del Medio Ambiente el lograr un nivel de polución cero (12).

Los ecosistemas -entendidos como conjunto de interrelaciones entre comunidades vivientes (bióticas) y entre estas comunidades y su habitat físico- llevan a cabo un proceso de cambio dinámico motivado por dos tipos de factores:

a) Factores exógenos, (fundamentalmente climáticos), y

b) Factores endógenos (impactos de las especies en su propio habitat) (13).

Los ecosistemas "naturales" (sin intervención del hombre) funcionan reciclando sus propios residuos; los residuos se transforman en nutrientes, y, modificando el habitat, lo hacen inhabitable para ciertas especies anteriores. En cambio, aparecen nuevas especies, dándose un proceso continuo de sucesión, que podría identificarse con el "corto" plazo.

A la par que tiene lugar esa intensa modificación del ecosistema se da también una evolución del mismo, que encuentra sus razones últimas en las perturbaciones genéticas y los procesos de selección natural.

En un momento de la evolución del ecosistema puede observarse que las especies que lo integran han llegado a un complejo equilibrio, explicado y mantenido por infinidad de mecanismos de feed-back. Alcanzado este climax del sistema, su tendencia es a la perpetuación en tanto no intervengan modificaciones exógenas. En esta situación, la biomasa (medida de la riqueza de la materia orgánica) del sistema permanecería aproximadamente constante. Así pues, la estabilidad ha de entenderse en el sentido de que, ante una perturbación dada, sólo se originan modificaciones temporales en la estructura de las especies. En cambio la inestabilidad implica la eliminación de ciertas especies. Pues bien, los cambios climáticos y la actividad del hombre (polución) son los agentes mayores de perturbación de la estabilidad de los ecosistemas.

La capacidad de resistencia de los ecosistemas está ligada a su diversidad. Con el proceso de sucesión de las especies se origina un crecimiento paralelo de su diversidad, lo que supone mayores interacciones entre todos los elementos del conjunto, y, según los ecólogos, una mayor estabilidad.

La polución acarrea consecuencias notables para la estabilidad y supervivencia de los ecosistemas en cuanto que:

1º) La polución no es una simple perturbación ocasional, sino que su actividad es continua y progresiva. Los efectos más alarmantes son la reducción en la variedad de especies del ecosistema y, por tanto, en el aumento de su inestabilidad potencial.

2º) Ciertos productos son, además, tóxicos para el hombre. Esto puede originar determinadas mutaciones genéticas, que son así transferidas a las futuras generaciones. Aunque las consecuencias de estos efectos son todavía imprevisibles, interesa destacar la gravedad de posibles situaciones futuras en base a los conocimientos actuales.

3º) La polución genera un círculo vicioso. El hecho de reducir la madurez del sistema da lugar a una menor capacidad en el mismo para soportar posteriores perturbaciones. En este sentido, existen buenas razones para suponer que la polución exhibe unos costes sociales marginales crecientes" (14).

Todo lo anterior sirve de argumento a los ecologistas para solicitar la búsqueda de una polución cero. Efectivamente, si se está dando ya una inestabilidad progresiva en los ecosistemas, la única forma de minimizar aquella es logrando la eliminación total de la polución.

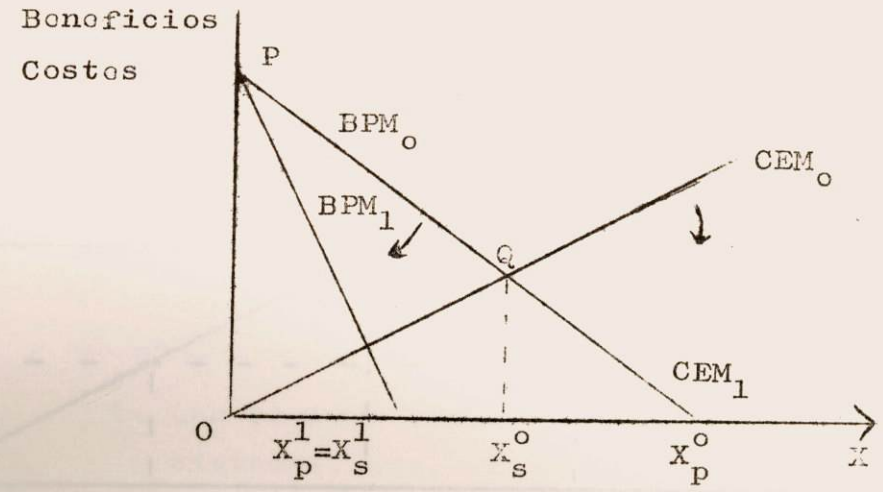
¿Hasta qué punto es compatible esa pretensión con el análisis económico de optimización derivado del cost-benefit?.

En nuestro habitual marco de razonamiento, constituido por las curvas de beneficios y costes marginales de la contaminación, puede constatarse que, si la tecnología es estática, la única forma de lograr una polución cero es llevando la producción a cero igualmente. Cabe pensar, sin embargo, en una tecnología suficientemente desarrollada como para depurar o reciclar los residuos de modo que se alcance el nivel cero de contaminación.

En este hipotético caso, la curva de beneficios marginales y costes marginales externos se desplazarían de su posición habitual.

La curva de costes marginales externos coincidirá con el eje de abscisas (CEM_1).

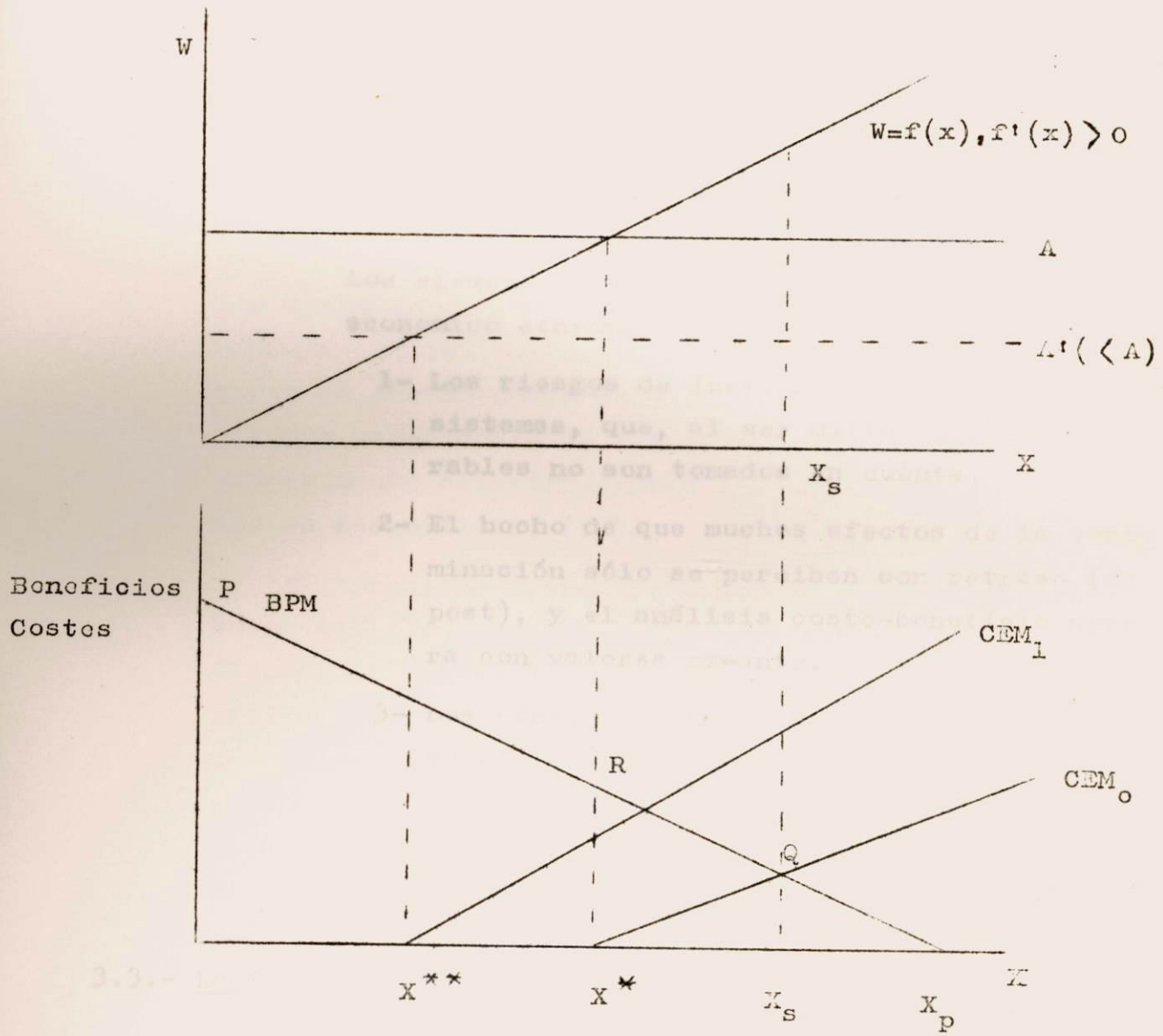
Por su lado, BPM_o se trasladará a BPM_1, ya que la nueva tecnología, presumiblemente más cara, reducirá los beneficios privados.



En la nueva situación, el óptimo privado y el óptimo social coincidirán ($X_p^1 = X_s^1$), y el beneficio social neto de la nueva posición será OX^1P. El dilema enfoque ecológico-enfoque económico, aparece ahora claro, porque el nuevo excedente social (OX^1P) puede ser menor que en la situación en que no se había adoptado una tecnología capaz de reducir a cero la contaminación. Es decir, $OX^1P < OPQ$. Esto es tanto como decir que el paso de X_s^o a X_s^1 contradice el principio de compensación de Kaldor-Hicks, por lo cual el análisis coste-beneficio jamás lo propugnaría.

De este modo, la defensa de la polución cero no puede basarse en los mismos argumentos que subyacen en el enfoque económico de optimización.

Una precisión de la contradicción economía-ecología se obtiene utilizando el análisis llevado a cabo en la sección anterior, que nos permite introducir el concepto de "gap ecológico".



X_p es el óptimo privado. Un análisis coste-beneficio llevaría la producción a X_s, óptimo social, pero que da lugar a inestabilidad ecológica, puesto que corresponde a unas emisiones de residuos superiores a la capacidad asimiladora del Medio Ambiente.

El óptimo ecológico se obtendría para $X=X^*$, correspondiente a W=A. El "gap ecológico" viene dado por $X_s - X^*$, que implica trasladar a las generaciones futuras mayores costes externos (CEM_1).

Así el "gap ecológico" es una expresión de los elementos no considerados por el análisis economico convencional:

1- Los riesgos de inestabilidad en los ecosistemas, que, al ser difícilmente mensurables no son tomados en cuenta.

2- El hecho de que muchos efectos de la contaminación sólo se perciben con retraso (ex post), y el análisis coste-beneficio opera con valores ex-ante.

3- Los efectos globales de la contaminación sobre los ecosistemas que no se consideran en la técnica de análisis parcial que es el análisis coste-beneficio.

3.3.- La Crítica Radical

La denominación de este apartado dista de ser definitoria de su contenido. Como es sabido el "movimiento radical" en economía es un conjunto de corrientes de pensamiento, surgidas sobre todo en los Estados Unidos, que si algo tienen en común es la actitud crítica frente al pensamiento académico tradicional. Por lo demás, esta variapinta corriente engloba a los opositores de los excesos del capitalismo, a los ecologistas, a pen-

sadores etiquetados como de "izquierda", y a autores con mayor o menor inspiración marxista. El movimiento carece de una metodología científica común y de aportaciones coherentes como para pretender constituir una escuela de pensamiento científico. No obstante, no cabe duda de que al igual que sus predecesores "institucionalistas", han dado lugar a una renovación de los enfoques tradicionales de los problemas socioeconómicos. Quizás, la preocupación por el problema del poder en las ciencias sociales y su afán por introducir una mayor dósis de realismo en las hipótesis del pensamiento científico sean los elementos más relevantes de sus análisis (15).

El "problema ecológico" también ha hecho correr buena cantidad de tinta entre los autores de este movimiento. La posible crisis ecológica ha alentado las críticas al capitalismo, fundamentalmente al capitalismo americano, y ha servido de base para analizar los elementos estructurales del sistema económico que hacían posible la aparición del riesgo de alteraciones medioambientales irreversibles. Las posiciones que habría que analizar en este contexto serían muy numerosas, y no es ese nuestro objetivo (16). Nos ceñiremos a señalar algunas líneas de ataque al enfoque que anteriormente presentamos, con el fin de poner de relieve sus limitaciones y desvelar el posible carácter ideológico de algunas de sus presunciones. Es útil mencionar, para comenzar, la distinción que de las posturas radicales hace I. Sachs (17). Según él, las reflexiones radicales van en dos direcciones:

a) Para unos, el problema del Medio Ambiente es un falso problema, propio de los conservadores y las cla-

sos pudientes. Como los pobres no van a las playas que se contaminan, su preocupación es mucho más la de mejorar su capacidad adquisitiva que la calidad del aire o del entorno. Para estas posiciones, hay un riesgo, -justificado posiblemente-, de que la lucha anticontaminación exija un esfuerzo mayor a los pobres que a los ricos. Similarmente, en la esfera internacional, las exigencias de limitación de la degradación ambiental podrían servir para limitar las posibilidades de desarrollo de los países menos desarrollados.

b) Para otros, en cambio, el Medio Ambiente es un problema real que afecta más intensamente a los menos favorecidos. Estos, aunque no fuese por otra razón, se ven más perjudicados en cuanto tienen menos posibilidades de desplazarse de los lugares más afectados por la degradación ambiental. Por el contrario, los más favorecidos pueden cambiar de residencia con menores esfuerzos. En este sentido, los costes sociales del crecimiento económico estarían muy desigualmente repartidos. Por esta razón, la forma en que son tratados tales costes sociales en los diferentes sistemas económicos puede abrir los ojos de la población sobre la realidad de los sistemas en que viven, y contribuir como bandera al movimiento revolucionario.

En lo que sigue señalamos cuatro perspectivas representativas bajo los epígrafes de:

3.3.1.- Medio Ambiente y Poder.
3.3.2.- "El Antieconómico".
3.3.3.- Una aproximación Sociológica.
3.3.4.- El Enfoque Marxista.

3.3.1.- Medio Ambiente y Poder

a) Poder y "gap ecológico" (18)

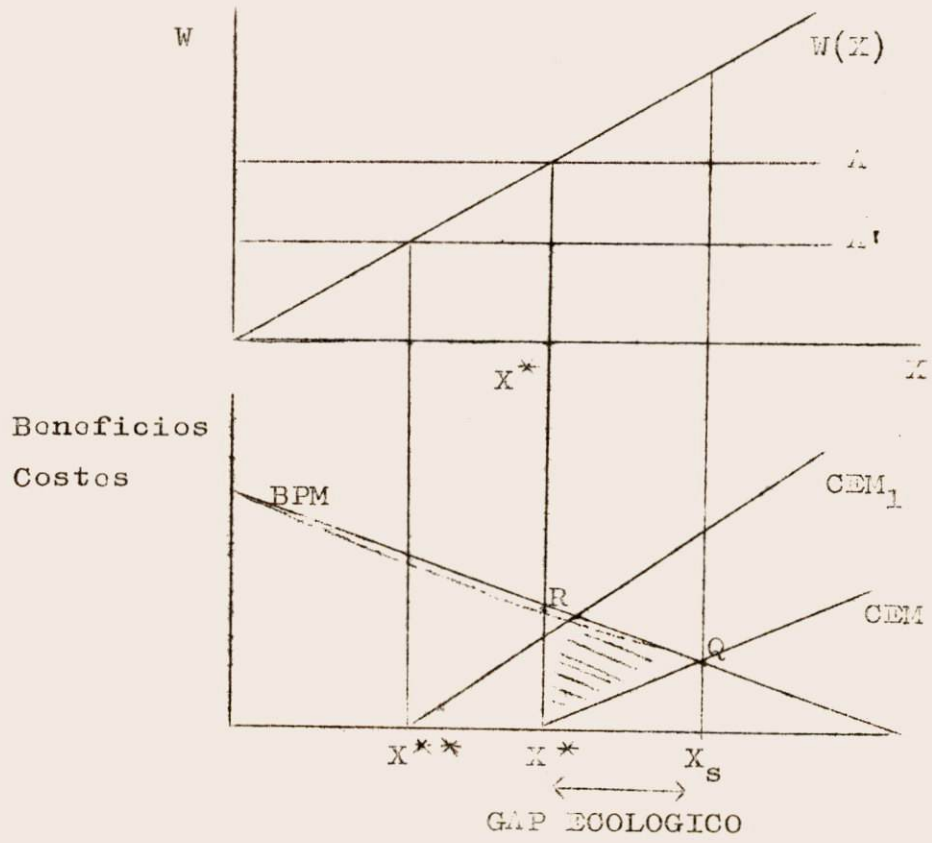
El concepto ya desarrollado de "gap ecológico" se presta a hacer unas consideraciones sobre el poder en la vida económica, que no siempre son tenidas en cuenta. Los modelos de economía del bienestar, suponen que el poder económico se distribuya en la sociedad de modo uniforme, es decir fragmentado y equilibrado. Sin embargo, nada más falso que éso. Las concentraciones de poder en los sistemas industrializados, por no hablar también de los no industrializados, son evidentes. Es frecuente distinguir tres tipos de instancias que concentran en sus manos fracciones variables del poder social de decisión. Son éstas, el poder ECONOMICO, el poder POLITICO y el poder SINDICAL.

El primero se personaliza en las grandes corporaciones o en sus correlatos: propietarios de los medios de producción y "tecnoestructura".

El poder POLITICO, se encarna en el Estado, que actúa de diversas maneras en el marco institucional (elaboración de leyes, fundamentalmente) y en la actividad propiamente económica (políticas monetaria y fiscal, controles de precios, empresas públicas, etc.). Finalmente, el poder SINDICAL reside en las grandes centrales sindicales, capaces de influir en las condiciones de trabajo, y en los tipos de salarios.

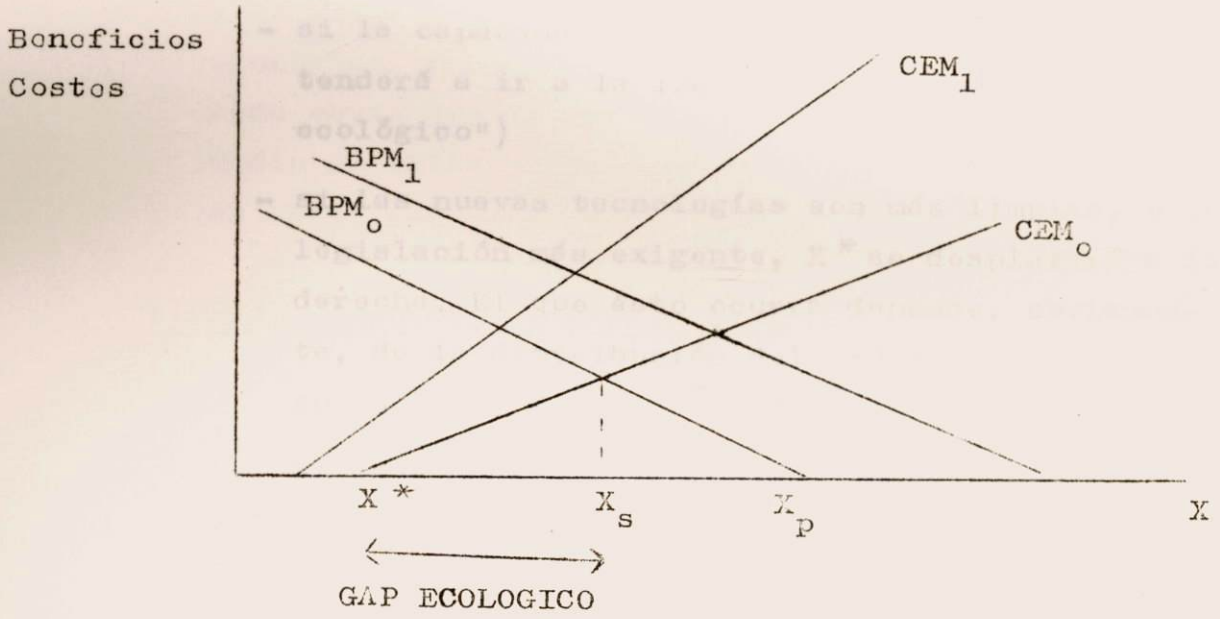
Ni que decir tiene que estos poderes básicos no

existen aisladamente, sino que entre ellos se dan fuertes relaciones. Pero lo que nos interesa es destacar que, por diversos canales, los tres afectan a la formación de los precios de modo ostensible. La economía del bienestar debería, en consecuencia, para dar una interpretación válida de la formación de precios en el mercado y de la "racionalidad" de éstos, asumir la influencia de las formas institucionalizadas de poder. Si en consecuencia, los precios de mercado no reflejan necesariamente las valoraciones sociales, como piensa la economía del bienestar, sino el influjo de los grupos que controlan los centros de poder, el nivel X_s no tiene por qué ser un óptimo de Pareto. En las condiciones indicadas X_s estará afectado por los precios de mercado que reflejan el poder monopolítistico (v.g.) de las grandes corporaciones.



Por lo mismo, RQX^*, que pretendía expresar la ganancia social neta que había que comparar con el riesgo del "gap ecológico", no expresará ya sino un margen de los beneficios privados empresariales.

A mayor abundamiento, la introducción del poder hace variar la magnitud del "gap ecológico", al variar tanto la situación de X_s como la de X^*.



Por lo que se refiere a X^s, su posición se verá afectada por los desplazamientos de BPM y de CEM:

- BPM tenderá a moverse a la derecha al crecer el poder sobre el mercado de las grandes corporaciones, como fruto de su cada vez mayor capacidad de crear necesidades, imponer gustos, modelar la conducta, etc. Esto tendría como resultado un desplazamiento de X_s que acentuaría el "gap ecológico".

- CEM, en cambio, podría moverse hacia arriba por efecto de la mayor sensibilidad de la población a la contaminación y el mayor conocimiento adquirido de la gravedad de sus efectos. Ello redundaría en una reducción del "gap ecológico" al desplazarse X_s a la izquierda.

En cuanto a X^*, también se halla sujeto a tensiones contradictorias:

- si la capacidad asimilativa se deteriora, X^* tenderá a ir a la izquierda (aumento del "gap ecológico")
- si las nuevas tecnologías son más limpias, o la legislación más exigente, X^* se desplazará a la derecha. El que ésto ocurra depende, obviamente, de la distribución del poder, entre otras cosas.

Si este análisis es válido, como lo cree su autor, la existencia de poderes institucionales "cuestiona o invalida los modelos tradicionales de la teoría económica de los efectos externos para fundamentar políticas correctoras efectivas" .... "Consideramos que el nivel de actividad empresarial tiende a ser expansivo al modificarse el horizonte de los beneficios futuros o bien por necesidades de expansión del mercado. En todo caso, siempre habrá una resistencia poderosa a cualquier política correctora (impuesto, legislación, etc.) que tienda a reducir la actividad económica hasta X_s (que ya no es un óptimo de Pareto). Como consecuencia de todo ello, el óptimo ecológico, X^*, se moverá hacia la izquierda al reducirse la capacidad asimilativa del

ecosistema. La dinámica expansión del "gap ecológico" queda de esta forma garantizada y la orientación de la actividad económica continua amenazando, en último término, la propia supervivencia del género humano" (19).

El autor acaba lanzando serias dudas hacia el sentido de nuestras metas sociales y económicas, hacia la organización de la producción y del consumo y hacia la distribución actual del poder político y económico. Y no cabe menos que avalarlas, pues parece obvio que la oposición entre el hombre y su medio se halla en razones institucionales, y no en un fatalismo "natural".

b) Medio Ambiente y Conflicto Social

La solución académica, con frecuencia, ha reducido el problema ecológico a un aproblema técnico que ignora la amplia gama de cambios sociales y políticos necesarios para su solución (20). En particular, el análisis neoclásico pretende la internalización de las externalidades a base de gravámenes o medios equivalentes. Sin embargo, tal actitud es insuficiente por varias razones:

1- Oscurece el conflicto social latente en las relaciones sociales, de las que el problema medioambiental es una manifestación.

2- No presta atención a los problemas políticos derivados de los intereses de los grupos implicados.

3- Ignora el papel que desempeña la irracional estructura de la producción y el consumo en el capitalismo de cara a la aparición de la crisis ecológica.

Incluso puede achacarse una buena dosis de ambigüedad a algunas de las nociones técnicas en juego. Así la distinción ortodoxa entre costes "sociales" de producción y costes "privados" no es suficientemente aclaratoria:

- De un lado, algunos de los costes ambientales se sufren dentro de las empresas y son trasladados por sus propietarios a los trabajadores (condiciones de trabajo en empresas particulares).
- De otra parte, ciertos costes que no son sufridos dentro de las empresas tampoco puede decirse que sean autenticamente sociales, ya que son soportados fundamentalmente por los pobres y la gente trabajadora (debería hablarse de costes de clase).

La distinción entre costes privados y sociales oscurece en consecuencia, el conflicto latente entre las clases sociales, pretendiendo una globalización del problema que no considera la diversidad de intereses de los grupos sociales implicados.

El problema anterior queda con frecuencia acentuado al analizar la financiación de la lucha anticontaminación. Aún si aceptásemos que la defensa del Medio Ambiente beneficia más a los más pobres, su financiación puede invertir los términos de la distribución, muy en especial cuando se asienta en

impuestos indirectos de marcado carácter regresivo. Por otro lado, los aumentos de costos derivados de la internalización de los efectos externos, dada una estructura industrial oligopolística pueden traducirse, a través de prácticas de "mark-up", en elevaciones de precios que más que compensen los costos.

En realidad existen razones estructurales en el sistema capitalista que hacen posible la aparición y perpetuación del problema. "Incluso si un impuesto sobre la polución tuviese efectos de disminuir y controlar los vertidos industriales, otras características estructurales del moderno ambiente tenderían a perpetuar el deterioro en el Medio Ambiente. Se necesita mucho más que un impuesto sobre la polución, aunque sea mucho menos que tal impuesto lo que probablemente se de" (21). Algunas de las características más relevantes en este sentido son:

- el consumismo, fomentado por la estructura oligopolística industrial, que conduce al derroche y exige un crecimiento continuo excesivo.
- la preferencia por el consumo individual y no social, que impide fuertes economías de escala en la utilización de bienes no perecederos (automóviles, equipos colectivos, etc.).

Ahora bien, si estas características del capitalismo están siendo contestadas por la crítica radical, las políticas emprendidas se encaminan más a eliminar las apariencias externas o las manifestaciones más escandalosas que a transformar el sis-

tema en profundidad.

Y así, cuando la legitimidad de las instituciones capitalistas está potencialmente en juego, los empresarios, en cuanto grupo, aparecen interesados en proponer las reformas necesarias para proteger la ideología de la producción y del consumo privado (22). Pero no son realmente los más afectados por la polución (los pobres) quienes avalan la reforma, sino que la protagonizan aquellos otros que desean cambios que no alteren para nada las instituciones básicas. Y las clases medias, por su parte, perciben la reforma como algo "profesionalizado", en términos técnicos y no políticos. El sistema no se cuestiona.

Para ENGLAND y BLUESTONE, reconociendo la necesidad de actuar a través de programas específicos sobre el Medio Ambiente, la solución no puede ir solamente por la vía "profesionalizada" y "tecnocrática". Se precisan reformas políticas profundas que supongan, algo más que impuestos y regulaciones administrativas de la contaminación. La contención del crecimiento de la población y de la producción material, la eliminación de las desigualdades de renta y de riqueza y la creación de formas comunales de consumo, forman parte esencial de las necesarias reformas (23). Pero, a juicio de los autores citados, hemos de ir a una socialización de la economía.

"Debido a que la producción y consumo de casi todos los bienes de cualquier individuo de la sociedad trae consigo un incremento o disminución del bienestar de los demás, el control privado de dichas

actividades se ha hecho cada vez más ineficiente a nivel económico y socialmente injusto. Politicamente ésto implica que una actividad más productiva debe ser poseída socialmente y dirigida de forma democrática" (24).

3.3.2.- "El Antieconómico"

Una manifestación depurada de la crítica radical al plantoamiento neoclásico del Medio Ambiente la constituye el análisis de J. ATTALI y M. GUILLAUME en "El Antieconómico" (25).

Para estos autores sería necesario partir de dos nociones diferentes que, a menudo, se confunden. Así, la nocividad expresaría las deterioraciones ambientales, percibidas como perjuicios por los sujetos de la observación, en tanto que la contaminación sería expresiva de todas las transformaciones experimentadas por el medio físico. La segunda expresión sería propia del lenguaje técnico y la nocividad del lenguaje económico. Con lo que se pone de relieve que el fenómeno de referencia, desde un punto de vista económico, es:

- Subjetivo: depende de la percepción y la información de los sujetos.
- Conflictivo: dada la variedad de percepciones existentes.

El tratamiento económico del tema suele abordarse desde dos perspectivas, que en realidad se reducen a una:

"Los planteamientos económicos traducen en todo país industrializado ..... una recuperación conservadora en forma de extensión a un nuevo campo de los métodos más clásicos de cada una de las prácticas ideológicas: los defensores del mercado afirman que hay que integrar en el mercado lo que se halla fuera de él, y los partidarios de la protección pública arguyen que es necesario imponer nuevas normas a los agentes nocivos. De hecho, ambas solicitudes se confunden, en última instancia, ya que se basan tanto la una como la otra en una representación aconflictiva de la sociedad como en las teorías microeconómicas y macroeconómicas" (26).

Para lograr la internalización de los efectos externos el mercado utiliza derechos de contaminación, primas e impuestos, que constituyen mecanismos parciales puesto que el nivel óptimo de contaminación debe ser fijado por otro conducto y no directamente por el mercado. Se precisa un análisis de beneficios y costes sociales que adopta distintas técnicas o métodos de medición. En todos se trata de evaluar, contar, reducir a términos mensurables los beneficios y los costes. Ahora bien:

"La teoría de la internalización unidimensionaliza la realidad reduciéndola a la esfera mercantil. Para poder juzgarla, hay que analizar los intereses a los cuales está sometida y los valores que beneficia .... El éxito de una teoría económica, sea cual fuere la opinión de sus autores, depende en definitiva más de su utilización que de sus conclusiones. Los grupos a los que favorece la encontrarán exacta y harán todo lo que esté al alcance de sus posibilidades para poner-

la en vigor, al menos en lo que concierne a la parte más provechosa para ellos. Los otros, la denunciarán como pura ideología" (27).

Para la teoría neoclásica, la evaluación de costes y beneficios se produce a través del comportamiento de los sujetos observado en el mercado. Pero ésto supone que "sólo a condición de que los hombres estén unidos entre sí por las normas del intercambio mercantil pueden ser contabilizados los daños que ocasionan a los demás hombres y a la naturaleza" (28). Ahora bien, el modelo neoclásico es irrelevante porque "no existe la más mínima relación entre la realidad ecológica y la hipótesis de indivisibilidad, de estabilidad de preferencias, de soberanía de los agentes; sería además necesario que cada cual dispusiera de una amplia información" (29).

Lo anterior indica los supuestos del modelo microeconómico de competencia perfecta, que sirven de base a la internalización. Pero si esos supuestos no se dan: "¿hacia donde conduce, en situación de competencia monopolística (que es la situación más frecuente), la internalización de los costes de ciertos perjuicios?" (30).

Se plantean así una serie de dificultades, algunas de las cuales han aparecido ya antes:

1- Al basarse la internalización en la voluntad de pago de los afectados no se corre el riesgo de que se obtengan evaluaciones excesivamente elevadas de estos costes, con lo que se excluyen transformaciones radicales de la situación. La internalización de los costes de embotellamiento, por

ejemplo, anula la opción más radical por el transporte público. "La organización social admite transformaciones marginales pero se presta difícilmente a replanteamientos estructurales" (31).

2- La no intervención del Estado puede aparecer atractiva, pero no deja de presentar riesgos, ya que las futuras generaciones pueden apreciar el Medio Ambiente que les leguemos en forma diferente que nosotros, y los mismos afectados actuales, pretendidos soberanos de las decisiones de internalización, no tienen sino una soberanía formal, pues no están suficientemente informados ni son libres para optar por diferentes alternativas.

Las consecuencias que se derivan del enfoque ortodoxo son:

1- No se suprimen las causas de las nocividades, sino que se remedian por procedimientos técnicos, favoreciendo la producción de nuevos bienes mercantiles.

2- Se afecta a la distribución si el proceso no va acompañado de una redistribución de la carga fiscal y de una regulación de los conflictos. "Si a una estructura económica monopolística se le aplican medidas basadas en la competencia perfecta y según la regla del beneficio nulo, hay que prever distorsiones. No es de extrañar entonces que las clases sociales más desfavorecidas no estén interesadas en el desarrollo de la lucha por la anticontaminación" (32).

3- Dentro de esta concepción se admite que la organización del Estado carezca de objetivos propios, "que nadie asuma un papel privilegiado en la determinación de las decisiones, y que ningún proceso fuera del de la confrontación monetaria permita tomar decisiones; en otras palabras, en ese sistema en que las relaciones de los hombres entre sí y con respecto a la naturaleza se reducen a relaciones de intercambio, el Estado no sirve más que para obligar a los hombres a pagar con el fin de que éstos ejerzan o no su influencia en el mercado" (33).

El planteamiento de la lucha anticontaminación ha de partir de bases diferentes. No se trata solamente de criticar el capitalismo, sino también el socialismo de Estado. La degradación de la naturaleza es una consecuencia del tipo desarrollo de las sociedades capitalistas y socialistas más avanzadas, sus características provocan agresiones al Medio Ambiente: se trata de sociedades competitivas afanadas en un uso acelerado de los recursos naturales; sociedades de consumo, en las que cada vez menor duración de los bienes de consumo contribuyen al estímulo de la producción y a la acumulación de desperdicios; sociedades de concentración, -tanto del poder como de las unidades de producción-, que agravan los riesgos de escasez y ruptura del sistema; sociedades no igualitarias, en las que los perjuicios medioambientales recaen muy diferentemente sobre unas y otras personas y clases sociales.

En este sentido se trata de modificar los rasgos básicos de la sociedad, para ir al fondo de las causas. Para ATTALI y GUILLAUME, la socialización es el primer requisito de ese cambio: en profundidad.

"Actualmente las ganancias aumentan con la contaminación producida. El valor de las externalidades, si las características del desarrollo subsisten, representará parte creciente de la producción por cabeza. Los costos privados diferirán cada vez más del coste social y el crecimiento del P.N.B., con incorporación de los valores añadidos mercantiles, constituirá una degradación y no una mejora del bienestar. La socialización de los medios de producción se presenta entonces como la única solución, al menos para los sectores (cada vez más numerosos) en los que la internalización de los costes de contaminación hará decrecer los porcentajes de descontaminación. Así pues, la argumentación neoclásica conduciría por sí misma a los economistas neoclásicos a la aceptación del socialismo como algo ineluctable.

Por otra parte, la interdependencia creciente de las producciones y consumos de cada cual equivale a admitir la necesidad del socialismo, no ya como instrumento del desarrollo, sino como estadio superior de organización de las sociedades capitalistas con alto nivel de desarrollo" (34).

Realmente si los costos del crecimiento económico compensan cada vez menos las ventajas, y el estado estacionario hace su irrupción en el horizonte, existirían fuertes posibilidades de que el capitalismo como sistema hiciese crisis. Aunque en este sentido la adaptabilidad del sistema a situaciones diversas no permite hacer fáciles extrapolaciones. Para Attali y Guillaume, ligando su análisis con las tesis clásicas de Marx sobre la destrucción del capitalismo, "siendo el coste del crecimiento cada vez más elevado que las ventajas obtenidas, la inclusión de estos gastos en el precio de costos

reduce el beneficio y por tanto el interés (en términos de potencia) que representa para un capitalista o para un Estado el apropiarse y desarrollar la producción. No hay nada tan incompatible con el capitalismo como un Estado estacionario". (35).

Aunque los autores matizan esta afirmación, no está de más recordar que el Estado estacionario es compatible con el crecimiento sectorial, y que la aparición de una potente industria anticontaminación es una manifestación del desplazamiento del capital a sectores con favorables perspectivas de desarrollo.

De todos modos la perspectiva de la socialización no cierra los cambios necesarios. Los países en los que la socialización (tal vez mejor, estatalización) de los medios de producción ha alcanzado mayor alcance se plantean serios problemas de Medio Ambiente, como mencionaremos después. Puede argüirse que no se trata de países socialistas, sino de países en los que se ha implantado un "Socialismo de Estado". Ello no es óbice para que la socialización, por sí misma, no solucione los problemas medioambientales. Esto obliga a analizar los procesos de decisión social. Cuando éstos se hallan concentrados o centralizados, trátese de países con amplia difusión de la propiedad privada o sin ellas, el riesgo de degradación ambiental es grande, y aún más si la búsqueda del objetivo del crecimiento material es el principal motor de la actividad económica.

Para los autores mencionados la autogestión, como proceso de participación social y aprendizaje, es una perspectiva razonable en la búsqueda de la armonía del hombre y su medio ambiente.

"En resumen, los problemas del Medio Ambiente, en mayor grado que las demás contradicciones existentes en las sociedades económicas desarrolladas, conducen a una reflexión sobre la autogestión. Ningún procedimiento de evaluación centralizada podrá dar el "valor" de un bosque, de un paisaje, y "a fortiori" de una estructura cultural. Ni una información más minuciosa, ni la consulta por medio de métodos tradicionales de sondeo o de voto serán suficientes. En efecto, las personas así consultadas no constituyen más que un grupo ocasional; no se conocen entre sí y no confrontan ni sus experiencias ni sus percepciones íntimas e intuitivas; no pueden cooperar con vistas a elaborar una opinión realmente colectiva" ..... "Una autogestión a base de grupos activos parece ser el único medio de alcanzar decisiones colectivas que dominen la complejidad de los problemas planteados; el único medio de establecer la igualdad entre las personas -todo el mundo tiene una experiencia de su medio ambiente, mientras que no todos tienen, con los medios tradicionales, actuales, las mismas posibilidades de expresión- y entre las personas y las instancias de decisión que son estructuras permanentes". (36).

3.3.3.- Una aproximación sociológica

Una buena parte de las ideas críticas hasta aquí expuestas merecen ser reinterpretadas desde una óptica totalizante. Se trata de recoger los elementos dispersos en un discurso que adopte una interpretación global del sistema, o mejor, de la sociedad. Precisamente el enfoque sociológico, al no limitarse a una parcela de la

actividad humana permite captar esa actividad y sus destilaciones intelectuales desde una perspectiva integradora.

La atención que el problema ecológico merece a la sociología es creciente y las interpretaciones muy variadas. Sin embargo, una interpretación sintética, pero original, en la línea seguida por nuestro análisis, es más difícil encontrar. A. Perez-Agote ha tratado de realizar una tarea de interpretación global del significado del Medio Ambiente, en una tesis doctoral, cuyas conclusiones resumimos (37). Su interpretación va ligada al significado del Medio Ambiente en las sociedades capitalistas avanzadas. No se refiere por lo tanto ni a los países socialistas ni a los países en vías de desarrollo. Con estas salvedades, opinamos que la aplicación de su análisis a un país como España, si bien no puede ser inmediata, sirve, al menos, para ilustrar el contenido que está llamado a tomar la controversia ecológica en una moderna democracia industrial (38). Desde un punto de vista sociológico, la interpretación del Medio Ambiente puede resumirse en estos puntos (39):

1- El poder político asume el problema ecológico, tratando de conformar las conciencias en un sentido preciso y determinado.

2- Este empeño se asienta en la existencia de una conciencia crítica y reformista del problema del Medio Ambiente.

3- El Estado se propone introducir la racionalidad a largo plazo del sistema social, lo que equivale a perpetuar sus relaciones sociales fundamentales (racionalidad tecnocrática).

4- La asunción del problema ecológico y elevación de la defensa ambiental a objetivo político racionaliza a largo plazo el sistema ya que:

a) Integra al sistema un movimiento crítico de gran capacidad de movilización.

b) Extiende el control burocrático a nuevos sectores de la vida social.

c) Amplia el mundo de la mercancía, al entrar ciertos bienes en la lógica del mercado y las relaciones mercantiles.

d) Acelera la concentración económica.

5- La conformación de la conciencia, se desarrolla paralelamente a la regulación burocrática del Medio Ambiente y a la reorientación de la estructura productiva.

6- Confirman la reorientación productiva varios hechos:

a) Aparición de un sector muy dinámico: sector antipolución.

b) La internalización de los costos sociales de la lucha contra la polución, que produce ajustes en costos y precios, capaces de favorecer la concentración del capital.

c) Las grandes corporaciones son los principales inversores del proceso, lo que ilustra sobre la coincidencia de intereses a largo plazo del sistema social y de las corporaciones.

7- El Medio Ambiente aparece así como un nuevo sector sujeto al control burocrático, capaz de actuar como intermediario entre las exigencias sociales y los bienes y servicios ofrecidos en el mercado.

8- La cruzada del Medio Ambiente se convierte -parcialmente al menos- en una campaña de manipulación de las conciencias cuyo fin es "socializar" una determinada problematización de la degradación.

9- El discurso del Medio Ambiente trata de sustituir una conciencia simbólica sobre la naturaleza por una conciencia semiótica cuyas exigencias recaen sobre algo objetivo, objetivado (objetualizado, en el límite). Y ésto, para que las exigencias de los ciudadanos puedan ser satisfechas a través del mercado. Así, "el Medio Ambiente es la síntesis o, más bien, la recomposición en forma de agregado de los elementos resultantes de la destrucción del significado del orden simbólico de la naturaleza. La recomposición se hace a partir de elementos en los cuales se ha operado una división de trabajo, signos cuyos significados son objetos de cálculo racional" (40).

10- Para que pueda ser controlada la conciencia y sus exigencias satisfechas a través del mercado, se necesita una noción de Medio Ambiente cuyo contenido sea técnico, objetivo y mensurable y "cuyo excipiente sea el término hombre, sin referencia a las relaciones sociales" (41).

11- El discurso del Medio Ambiente se articula entre dos polos: el polo técnico y el polo humanista. "Cara y cruz de la misma moneda cuyo valor es la abo-

lición de las relaciones sociales en el discurso" (42).

12- Esta abolición de las relaciones sociales obedece a la necesidad de sustituir los enfrentamientos sociales tradicionales por la cooperación entre los hombres, a la vista del riesgo de ruptura ecológica.

13- En definitiva, tres grandes elementos conforman sociológicamente el problema ecológico: la campaña masiva de formación de la conciencia, la asunción por el Estado del problema, y la reestructuración de la estructura económica.

Esta interpretación global del significado del Medio Ambiente aclara, a nuestro juicio, por encima de las nociones técnicas implicadas y las repercusiones particulares de la internalización de los costes sociales, el papel integrador de los distintos grupos sociales, que está llamada a tener la política medioambiental. Se trata de racionalizar el sistema a largo plazo. Esto producirá transformaciones, incluso cualitativas, en el mismo. ¡Pero no se cuestiona el sistema, pues el discurso del Medio Ambiente oscurece el análisis de las relaciones sociales, integrando a la esfera mercantil el abandonado mundo "natural", sólo que de forma objetivada.

3.3.4.- El enfoque Marxista

El problema ecológico preocupa al pensamiento marxista a un doble nivel. Se trata, por un lado de hacer una

interpretación desde la perspectiva marxista, del análisis convencional prevaleciente en occidente, a fin de desvelar su contenido ideológico. Por otro lado, la realidad objetiva del problema del Medio Ambiente obliga a tomarlo en cuenta a la hora de planificar las economías socialistas.

3.3.4.1.- La Crítica de la ecología política

El problema ecológico, tal como se ha presentado en general, consiste en un análisis de las tendencias que sigue la humanidad desde el punto de vista de su crecimiento demográfico, de su producción de alimentos, de la utilización de los recursos no renovables, y de la degradación del Medio Ambiente. Dadas las tendencias existentes, de no introducirse modificaciones sustanciales, el colapso de la humanidad puede producirse en un lapso de tiempo relativamente corto (43).

En consecuencia se proponen una serie de cambios políticos, económicos e institucionales. En todo caso se hace referencia a la necesidad de cooperación entre los hombres y las naciones.

Estos plantemientos merecen para los marxistas una revisión crítica que permite descubrir sus insuficiencias, despejar sus elementos ideológicos, y tomar sus elementos válidos para introducirlos en modelos más realistas. Esta revisión la dividimos en tres apartados:

A) El movimiento ecológico: método y contenido ideológico

Desde el nacimiento de la ecología como ciencia en 1.868, con el biólogo alemán Ernst Haeckel, la ecología ha ido ampliando su contenido y trascendiendo su propio campo físico hasta tratar de integrar al hombre como un ser viviente más. La progresiva complejidad de la ciencia ecológica ha exigido utilizar nociones provenientes de múltiples disciplinas (44). Esto origina una confusión metodológica importante, que sería menos grave de no pretender integrar, casi siempre de forma imperfecta, el comportamiento social del hombre. No es extraño, entonces, que las predicciones de los ecólogos se presten a fuertes críticas desde el punto de vista de la teoría social implícita en sus esquemas. Así, por ejemplo, H.M. Enzensberger rechaza buena parte de sus análisis sobre la base de que al pretender solucionar y explicar la crisis ecológica, sin una teoría social con hipótesis válidas, aportan soluciones reformistas que ocultan y oscurecen el problema (45). Más explícitamente "su competencia como científicos no sobrepasa el radio teórico de la antigua ecología, es decir, de una disciplina parcial de la biología. Han extendido el campo de acción de sus investigaciones y llegado hasta la sociedad humana, pero no han aprendido nada con ello. No han tenido, ni por un momento, en cuenta, el hecho de que la existencia humana deviene incomprensible si se prescinde de sus aspectos sociales; esta circunstancia perjudica sensiblemente sus vaticinios científicos sobre nuestro presente y nues

tro futuro; como tampoco han caído en la cuenta de que el alcance de estas predicciones se reduce necesariamente al horizonte propio de cada científico, no bien ésto abandona la metodología de la disciplina en que está versado: se reduce al horizonte de su propia clase a la que él, erróneamente, identifica con la mayoría silenciosa, pero que, en realidad, constituye una minoría privilegiada y extremadamente vocinglera" (46).

Por otro lado, los representantes del movimiento ecológico, entendido en sentido amplio, no pueden evadirse de su carácter específico de representantes de una clase social. Lo que es particularmente notorio en el caso de la tecnocracia estatal y empresarial. En la dura caracterización de Enzensberger (47) "el más importante de estos grupos es el constituido por los tecnócratas, situados en todos los niveles del aparato estatal y de la industria con el objetivo de aportar soluciones particulares a problemas particulares en el plazo más breve posible, siempre en el punto y sólo en el punto, donde amenaza surgir un potencial conflicto político o económico ..... Entienden la cuestión ecológica desde un punto de vista absolutamente "prágmático", es decir, como lacayos de la clase dominante, y sólo pertenecen al "movimiento ecológico" en tanto en cuanto, ..., se constituyen en sus manipuladores y beneficiarios".

El carácter de clase del movimiento ecológico se pone de relieve al analizar históricamente la degradación de la naturaleza. Desde la evolución industrial del siglo XIX la aceleración de la degradación cobra tasas importantes (48), pero el eco despertado por

los incipientes desastres ecológicos no tiene relación con su importancia. "El movimiento ecológico sólo ha surgido en el momento en que los barrios residenciales burgueses y las relaciones vitales de la burguesía han sufrido el gravamen ambiental del proceso de industrialización. Lo que horroriza a sus profetas no es tanto el desastre ecológico, vigente desde tiempo inmemorial, cuanto su generalización" (49). Aspecto, ésto de la generalización, que ya habíamos encontrado en la interpretación sociológica.

La conformidad de los intereses de las grandes empresas con la orientación a largo plazo del sistema, que también apareció anteriormente, es de nuevo puesta a la luz por el pensamiento marxista. "La problematización del desarrollo industrial se constituye en impulsora de una nueva industria en crecimiento. El rápido desarrollo del complejo ecológico industrial alcanza un doble beneficio: primero, en el mercado tradicional, mediante la producción de bienes de consumo para uso de los particulares, y, en segundo término, restringiendo esta misma polución mediante un control técnico financiado por el Estado. Este proceso colabora simultáneamente a la concentración del capital en manos de unas pocas empresas internacionales, puesto que la pequeña industria no se halla en situación de financiar o impulsar el desarrollo de los sistemas de protección del Medio Ambiente con medios propios" (50).

Pero el carácter ideológico, y la ocultación de las relaciones sociales en el discurso ecológico, brillan con claridad al globalizar el problema del

Medio Ambiente. Esto es típico de los Informes del Club de Roma, especialmente del primero (51). Pero igualmente se aprecia en ciertas metáforas comunes de toda la reflexión ecológica-económica. "La metáfora de la "aeronave Tierra" constituye uno de los motivos ideológicos centrales, si no su núcleo, de la cuestión del Medio Ambiente. Esta imagen de "aeronave Tierra", forma parte del movimiento ecológico norteamericano. Cuando la polémica se establece a nivel científico se prefiere usualmente otra formulación, aparentemente más seria, pero que, en el fondo, conduce a lo mismo: a considerar el planeta como un sistema ecológico cerrado y global" .... En nuestra opinión no se puede quitar validez a la metáfora mencionada puestoqque, lo queramos o no, el mundo constituye un sistema relativamente cerrado como ponía de relieve Boulding (52), y el destino de la humanidad, como especie, seguramente se juega en común. No obstante, tales globalizaciones no dejan de tener su peligro de ocultación. En opinión de Enzensberger, "el objetivo ideológico de estas globalizaciones está muy claro. Se trata simplemente de obviar una pequeña diferencia: la que media entre primera clase y cubierta, puente de mando y sala de máquinas. Es la resurrección de una de las tretas más antiguas para la legitimación del dominio de una clase y de la explotación, ataviada esta vez con el uniforme de la ecología" (53).

B) La crítica de la ecología como ideología

A pesar de los planteamientos críticos de algunos autores marxistas al pensamiento del llamado "movimiento ecológico" ésto no significa identificarse con

el rechazo de todas las conclusiones ecológicas. Es más, con frecuencia desde posturas de izquierda se abonan planteamientos que están impregnados de dogmatismos ideológicos, y que por quedarse en el plano crítico global se convierten en estériles. Muestra de ello son las actitudes que centran su análisis exclusívamente en la inculpación del capitalismo como causante del proceso de degradación, y las que cifran toda la solución en la eliminación de la propiedad privada de medios de producción.

Una primera constatación es necesaria: la crítica del movimiento ecológico y de su carácter oscurecedor de las relaciones sociales implicadas, no supone negar la existencia de un problema importante sino planteado desde una nueva perspectiva. "Poniendo al descubierto los intereses que se ocultan tras los teoremas demográficos no eliminamos las necesidades de una demografía galopante; el estudio de las campañas publicitarias de los grandes trusts no acrecienta las reservas energéticas de la Tierra en una sola tonelada de petroleo; ni la polución atmosférica decrece un ápice porque pongamos de manifiesto la prehistoria de la polución en los barrios obreros de la Inglaterra Victoriana. La crítica de la ideología que supera el marco estricto de su virtualidad, deviene en su misma ideología" (54).

La crítica del Capitalismo como globalidad se convierte en un lugar común, sin virulencia ninguna, que oculta más ignorancias que promueve transformaciones: " .... el capitalismo así denostado se convierte en una suerte de éter social, inasible e inatacable, un medio casi natural de corrupción cuyo

conjuro es desarmante. Dado que los problemas concretos (la psicosis, la carencia de parques infantiles, la muerte del agua, la caída de los aviones) se remiten de inmediato a una totalidad, sin haber efectuado con antelación un preciso análisis de la situación real, surge la impresión de que los ataques específicos y momentáneos carecen de sentido" (55).

Finalmente para estas actitudes todo se reduciría a la desaparición del capitalismo y a la sustitución de la sustitución de la propiedad privada de los medios de producción por la propiedad estatal o social de los mismos. Si desde una perspectiva marxista es fácil llegar a anunciar la desaparición del capitalismo, los problemas del Medio Ambiente no se terminan con ello. Como el mismo Enzensberger reconoce, si la desaparición de la propiedad privada de medios de producción fuese el único elemento de definición del socialismo, y este sistema fuese el talismán suficiente y necesario para acabar con la degradación ecológica, la U.R.S.S. y otros países deberían estar exentos de tales problemas. Ahora bien, la realidad es totalmente contraria a esa hipótesis (56). El error tiene su origen en una concepción puramente jurídica del socialismo. Realmente la doctrina marxista (57) moderna coincide en separar socialismo de apropiación estatal de los medios de producción. Hoy en día, "podemos establecer firmemente que el capitalismo, como formación histórica y como sistema de producción, en modo alguno puede identificarse con la existencia de una clase de propietarios. Constituye un modo global de producción social, surgido de un determinado tipo de acumulación reproducción, que aporta un nexo de

ción entre los hombres cuya complejidad no tiene paragón en la historia humana. Este sistema de producción no puede ser destruído por la simple expropiación de los capitalistas privados, a pesar de que esta expropiación permitiría una utilización provechosa de la plusvalía, en tanto que ésta no revertiría en los fondos de acumulación. La revolución socialista no puede concebirse como una simple transferencia de propiedad, de la que se seguiría una más justa distribución de los beneficios, mientras que el resto de relaciones permanecen al margen" (58).

C) La respuesta del Marxismo Crítico

El marxismo crítico asume el problema ecológico, lo que lleva consigo aceptar lo que de objetivo tiene el planteamiento ecológico, rechazando sus elementos ideológicos y sus soluciones reformistas. Se trata a continuación de ver de que modo un sistema socialista pleno permitiría la integración del hombre con la naturaleza, lo que lleva a criticar parte de la tradición marxista, excesivamente influída por el "optimismo tecnológico" del siglo XIX, por la superación de las contradicciones engendradas por el mismo desarrollo de las fuerzas productivas.

La base de partida no puede ser otra que la conceptuación del capitalismo como un modo de producción, y no como una simple relación de propiedad. Si el capitalismo subsiste en los países "socialistas", dada la persistente contradición entre valor de uso y valor de cambio, y la permanencia de trabajo asalariado y producción de mercancías, no es extraño que subsista también el problema ecológico (59).

Además el análisis de las contradicciones de la realidad debe llevar a problematizar ciertas ideas tradicionales como el énfasis puesto por los países socialistas en el progreso material. Esta idea, influída por el optimismo tecnológico despertado por la Revolución Industrial del siglo XIX, encontraba su fundamento en una interpretación excesivamente mecanicista del pensamiento marxiano. El desarrollo de las fuerzas productivas, al entrar en contradicción con las relaciones de producción, produciría el rompimiento de las que sirviesen de trabas a la evolución de las primeras, abriendo así el paso a una transformación social que desembocaría en el socialismo (60). De aquí, la conclusión mecanicista era que el desarrollo de las fuerzas productivas era "bueno", sin más. Ahora bien, tal interpretación no puede hoy ser avalada. Las relaciones entre fuerzas productivas y relaciones de producción son mucho más complejas. Como dice A. GORZ "no puede deducirse ya ni sostenerse que las fuerzas productivas sean independientes de las relaciones de producción y que la contradicción surge de forma "espontánea". Antes al contrario, el desarrollo llevado a término en los dos últimos decenios permite concluir que las fuerzas de producción son configuradas y acuñadas tan profundamente por las relaciones de producción capitalistas que cualquier intento de variar las relaciones de producción está condenada de antemano al fracaso si no se varía también la naturaleza (y no simplemente la utilización) de las fuerzas productivas" (61).

De ahí que, en las mismas sociedades en transición hacia el socialismo, sea necesaria una reorientación de las fuerzas productivas en el sentido de la armonía

con la naturaleza. Ello obliga a rebajar el énfasis en el progreso material a sus justos límites.

3.3.4.2.- Incorporación de la naturaleza a la planificación

Las exigencias de la defensa del Medio Ambiente en las economías en transición hacia el socialismo han elevado a la consideración de los aspectos ecológicos dentro de la planificación social. No podemos pasar revista aquí a los cambios operados en los diversos países de Europa Oriental, ni en otros que se proclaman socialistas, pero sí debemos señalar las principales repercusiones tanto teóricas como prácticas de la atención prestada al Medio Ambiente.

El proceso de trabajo representa un intercambio de materiales entre el hombre y la naturaleza, lo que exige prestar atención a varios problemas:

a) El mantenimiento de las condiciones necesarias para el funcionamiento del hombre como parte integrante de la naturaleza.

b) La continuidad del proceso de cambio de materiales entre el hombre y la naturaleza en el contexto del progreso económico.

c) La responsabilidad del hombre en este intercambio de materiales, por corresponderle a él el papel activo.

La protección del Medio Ambiente, en tanto que necesidad interna del crecimiento económico (62) en las condiciones de la revolución científica y técnica contemporánea, representa la protección del hombre, mien-

tras que la deterioración del Medio Ambiente representa el auto-empobrecimiento del mismo hombre. Ha de constatarse que el proceso de crecimiento económico, en las condiciones actuales de la revolución científica y técnica, está amenazado por un sin número de riesgos de degradación. Ahora bien, no es, propiamente hablando, la revolución científica y técnica la responsable de los desequilibrios ecológicos, sino el modo en que aquella es utilizada. El modo de utilización depende no sólo del nivel de desarrollo de la ciencia y de la técnica en cada período, sino también de la organización social, caracterizada por el móvil de su actividad y sus estructuras constitutivas. En este sentido, el capitalismo, asentado en la propiedad privada de los medios de producción y en la búsqueda del beneficio privado, ha conducido al pillaje tanto de la fuerza de trabajo como de la naturaleza misma (63).

La labor de la sociedad socialista consistirá en llevar a cabo la "revolución ecológica" haciendo posible la concordancia entre las motivaciones de las acciones humanas y las leyes de desarrollo de la naturaleza. Al decir de I. Engels "los hechos nos recuerdan a cada paso que nosotros no dominamos la naturaleza al modo de un conquistador que domina un pueblo extranjero .... que todo nuestro dominio (poder) sobre la naturaleza consiste en la posibilidad que tenemos, en relación a los demás seres, de conocer sus leyes y de aplicarlas de una manera adecuada" (64).

Ahora, lo anterior implica una extensión de la habitual ley socialista de concordancia entre fuerzas productivas y relaciones de producción. Como dice Constantinescu "una de las tareas de las ciencias sociales en

las condiciones actuales consiste en dar a la ley de concordancia de las relaciones de producción con las fuerzas productivas, una interpretación científica más compleja que la que estábamos habituados a dar, es decir, teniendo en cuenta la complejidad creciente de la relación hombre-Medio Ambiente en el contexto de la revolución científica y técnica" (65).

Esto tiene implicaciones en la planificación económica, puesto que la idea de óptimo económico ha de reconsiderarse para incluir en ella la calidad del Medio Ambiente que la sociedad exige. Para el Socialismo no hay óptimo económico si de derrochan los recursos y la calidad ambiental se deteriora (66). De lo que también se desprende que la protección del Medio Ambiente supone la inclusión de los costes que ésta origine en el coste de la producción social. Para Constantinescu los gastos destinados a prevenir la degradación o a reparar la ya efectuada no pueden considerarse improductivos, ya que además de mantener inalterada la calidad ambiental abre nuevas posibilidades de progreso. "No solo mantiene su valor de uso (prolongando su existencia) sino que contribuye también a la mejora de su calidad" (67).

Consecuencia de lo dicho es la necesidad de modificar los esquemas de Marx de la reproducción ampliada, incluyendo frente al sector de bienes de producción (I) y al de bienes de consumo (II), un tercer sector, el destinado a la actividad de protección y mejora del Medio Ambiente (III). Esto último acarrea la subdivisión del sector I en tres subsectores, y no en dos como es tradicional: a) la producción de bienes de producción

para realizar otros medios de producción; b) la producción de bienes de producción para el sector de bienes de consumo y c) la producción de bienes de producción para proteger el Medio Ambiente. Con lo que tendremos que el valor de la producción del producto social por sectores será:

$$I(C + M + V + P)$$
$$II(C + M + V + P)$$
$$III(C + M + V + P)$$

Siendo C = valor de los medios de producción consumidos en el proceso (capital constante gastado).

M = valor del deterioro ambiental que debe prevenirse o repararse.

V = retribución de los trabajadores (capital variable).

P = excedente social.

Las condiciones precisas del equilibrio en la reproducción simple (68) serían:

1º) $I(C + M + V + P) = IC + IIC + IIIC$, lo que supone $I(V+ P) = IIC$, ya que el intercambio entre el sector I y el sector III debe ser equivalente. Es decir que también

$IM = IIIC$

2º) $II(C + M + V + P) = I(V + P) + II(V + P) + III(V + P)$. Y por tanto:

$IIC = I(V + P)$, ya que también $IIM = III(V + P)$

3º) $III(C + M + V + P) = IM + IIM + IIIM$

La <u>reproducción ampliada</u> exigiría como condiciones de la realización del producto social:

1º) $I(C + M + V + P) > IC + IIC + IIIC$, lo que contrasta con el esquema clásico en el que sólo se exige

$$I(C + V + P) > IC + IIC$$

De lo que se siguen las otras dos condiciones:

2º) $I(V + P) + II(V + P) + III(V + P) > II(C + M + V + P)$

3º) $IM + IIM + IIIM > III(C + M + V + P)$

Los esquemas anteriores ponen de relieve que (69):

a) La calidad del Medio Ambiente depende cada vez más del desarrollo racional del proceso de la reproducción.

b) La reproducción ampliada no puede asegurarse si no se asegura la protección del Medio Ambiente.

c) La obligatoria consideración del Medio Ambiente a través de una nueva categoría de costes, modifica el modo tradicional de concebir la estructura de costes, del valor y del producto social.

d) Si en las consideraciones de eficiencia ha de introducirse el Medio Ambiente, aquella no sólo aumentaría por la reducción de la cantidad de trabajo vivo y materializado consumido por unidad de producto, sino también por la capacidad de la sociedad de evitar la deterioración ambiental.

Hasta aquí tenemos el modo en que la teoría y práctica de los países en transición al socialismo pretenden incorporar la consideración de la naturaleza en sus esquemas operativos. No es nuestro objeto de estudio adentrarnos en los pormenores de la determinación planificada de los recursos para la defensa ambiental.

Lo que aparece claro es que, esencialmente, la forma de integración de las "externalidades" no difiere de la sugerida por la teoría convencional, aunque se presente revestida con un ropaje teórico diferente. Lo que también es claro es que la centralización de la dirección económica en los países de Europa Oriental, junto con la abolición de la propiedad privada de medios de producción, coloca a las instancias rectoras en las mejores condiciones posibles para una integración real de las consideraciones medioambientales en las decisiones macroeconómicas. Falta que los esquemas organizativos y los modelos decisorios sean eficientes y no contradigan las teóricas ventajas que, sin duda, presentan en algunos aspectos (70).

NOTAS AL CAPITULO III

(1) R.G. LIPSEY y K. LANCASTER, "The General Theory of Second Best", Review of Economic Studies, 1.956-57, 24(63), pag. 11-32.

(2) Hemos adaptado a nuestro problema la formulación de la teoría del Segundo Optimo que realiza A. FERNANDEZ DIAZ, en Introducción y Metodología de la Política Económica, Ed. ICE, Madrid, 1.976, pag. 193-194.

(3) E.J. MISHAN, The Postwar Literature on Externalities, art. cit. pag. 8.

(4) M.J. FARRELL, "In defence of Public Utility Pricing", Oxford Economic Papers, Febrero, 1.958, pag. 109-123; H.A.J. GREEN, "The Social optimum in the presence of Monopoly and Taxation", Review of Economic Studies, 1.962, 29(1), pag. 66-78; E.J. MISHAN, "Second Thoughts on Second Best", Oxford Economic Papers, Octubre, 1.962, pag. 205-217; O.A. DAVIS y A. WHINSTON, "Piecemeal Policy in the theory of Second Best", Review of Economic Studies, Julio, 1.967, pag. 323-31.

(5) D.M. WINCH, Economía Analítica del Bienestar, Ed. Alianza, Madrid, 1.975, pag. 128.

(6) Véase, entre otros, A. MYRICK FREEMAN, la distribución de la Calidad del Medio Ambiente, en A.V. KNEESE y B.T. BOWER (eds.), Environmental Quality Analysis, The John Hopkins Press, 1.972. Reproducido en Hacienda Pública Española, nº 37, 1.975; C. ARGUELLO, La toma de decisiones presupuestarias: el análisis costo-beneficio, Hacienda Pública Española, nº 36, 1.975; E. ALBI, Introducción a la economía del Costo-Beneficio, I.E.F., Madrid, 1.976.

(7) P. BOHM, "Nota sobre el problema de la estimación de los Beneficios del Control de la Contaminación" en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1.973, ha señalado algunas formas de evitar la subevaluación o la exageración.

(8) A. CODDINGTON, H. OPSCHOOR, D. PEARCE, Límites del análisis Costos-Beneficios aplicado a los programas que inciden en el Medio Ambiente, en OCDE, op. cit., IDE, Madrid, 1.973.

(9) I. SACHS, Enfoques de la Política del Medio Ambiente, en J. GALLEGO (ed), Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 90.

(10) D.W. PEARCE, Los límites del análisis coste-beneficio como guía para la política del Medio Ambiente, en H.P.E., nº 37, 1.975.

(11) Ibidem, pag. 66.

(12) Véase G.R. TAYLOR, The Doomsday Book, Thames and Hudson, Londres, 1.970, y I. McHARG, Design with nature, Natural History Press, Nueva York, 1.969, para una muestra de la crítica ecológica al enfoque económico del Medio Ambiente.

(13) Por su simplicidad hemos seguido en este punto la sinopsis que hace J. ALVAREZ CORBACHO del problema ecológico. Véase su artículo, "El llamado "gap" ecológico y la distribución del poder económico", H.P.E., nº 37, pag. 75. Para un estudio más amplio de algunos conceptos aquí aludidos puede consultarse el manual de E. J. KORMONDY, Conceptos de Ecología, Ed. Alianza, Madrid, 1.973.

(14) Ibidem, pag. 76.

(15) La literatura sobre la economía radical es ya bastante abundante. Algunas obras representativas son: D.R. FUSFELD, "Types of radicalismo in American Economics", A.E.R., Mayo, 1.973, p. 145-151; R.C. EDWARDS, A. MacEwan, et al., The Teaching of economics: Basis for a New Curriculum, A.E.R., Mayo, 1.972, pag. 352-363: R.C. EDWARDS, M. REICH, T.E. WEISKOPF, "The Capitalist System, A radical analysis of American Society", Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1.972; M. BRONFENBRENNER, "Radical Economics in America, 1.970, "Journal of Economic Literature, Setiembre, 1.970. En castellano, puede consultarse A. LINDBECK, La Economía Política de la Nueva Izquierda, Ed. Alianza, Madrid, 1.973, y, sobre todo, el número 488 de Información Comercial Española, dedicado al Pensamiento Radical Americano, Abril, 1.974.

(16) Un análisis sintético que recoge buena parte de las opiniones sobre la crisis del Medio Ambiente y su imbricación con los sistemas económicos se puede encontrar en R. TAMAMES, "La polémica sobre los límites al crecimiento", Ed. Alianza, Madrid, 1.974. En esta obra se pasa revista a los precedentes clásicos del estado estacionario dedicando particular atención a las predicciones catastrofistas de los famosos informes del Club de Roma, y al análisis más crítico de algunos autores que pueden clasificarse como "radicales".

(17) I. SACHS, op. cit., nota (9).

(18) J. ALVAREZ CORBACHO, art. cit., pag. 79 y ss.

(19) Ibidem, pag. 86-87.

(20) R. ENGLAND y B. BLUESTONE, "Ecology and Class Conflict", Review of Radical Political Economics, 3(4), 1.971. Reeditado en H. DALY (ed.) Toward a Steady State Economy, W.H. Frooman, San Francisco, 1.973. Versión castellana, en H.P.E. nº 37, 1.976, bajo el título: "Ecología y Conflicto Social".

(21) Ibidem, H.P.E., nº 37, 1.976, pag. 218.

(22) Ibidem, pag. 218-219.

(23) Ibidem, pag. 222.

(24) Ibidem, pag. 223.

(25) J. ATTALI y M. GUILLAUME, El Antieconómico, Ed. Labor, 1.976, p. 233-267.

(26) Ibidem, pag. 240. El subrayado es mío.

(27) Ibidem, pag. 246-247.

(28) Ibidem, pag. 247.

(29) Ibidem, pag. 247.

(30) Ibidem, pag. 248.

(31) Ibidem, pag. 249.

(32) Ibidem, pag. 251-252.

(33) Ibidem, pag. 251.

(34) Ibidem, pag. 260.

(35) Ibidem, pag. 261.

(36) Ibidem, pag. 266-267.

(37) A. PEREZ-AGOTE POVEDA, "El Medio Ambiente como problema sociológico", Universidad de Deusto, Bilbao, 1.975. Esta publicación es un extracto de la tesis doctoral del mismo nombre, aún no publicada. Nuestras citas van referidas a ese extracto. Véase también la intervención del mismo autor en CIFCA "Curso sobre Corporaciones Locales y Medio Ambiente", 17-28 Enero, 1.977, Lección 3ª, edición multicopiada.

(38) El autor dice expresamente: "El caso español por lo tanto queda excluído y no es posible una aplicación directa del esquema presentado para estudiar el caso español. La significación social del discurso dominante del Medio Ambiente es distinta en nuestra sociedad. Esto es fácilmente comprensible en función de los niveles de desarrollo económico y político en los que estamos", loc. cit., pag. 13.

(39) loc. cit., pag. 30-35.

(40) loc. cit., pag. 33. El sentido de estas expresiones se comprenderá mejor si se consulta H. LEFEBVRE, "Espace et Politique", Anthropos, Paris, 1.972, pag. 56. y J. BAUDRILLARD, "Por une critique de l'economie politique du signe", Gallimard, Paris, 1.972. Citados por A. PEREZ-AGOTE.

(41) A. PEREZ-AGOTE, pag. 33. El subrayado es mío.

(42) Ibidem, pag. 33. El subrayado es mío.

(43) Véanse , por ejemplo, los informes del Club de Roma: D. MEADOWS, Los límites del crecimiento, Ed. F.C.E., Mexico, 1.972; E. PESTEL y M. MESAROVIC, La humanidad ante la encrucijada, Instituto de Estudios de Planificación, Madrid, 1.975.

Interesante del mismo modo, es el "Manifiesto para Supervivencia", de E. GOLDSMITH y otros, Ed. Alianza, Madrid, 1972.

Entre los estudios técnico-económicos recientes debe destacarse el de W. LEONTIEF, The Future of the World Economy: A study on the Impact of Prospective Economic Issues and Policies on the International Development Strategy, United Nations, 1976.

Un clásico en esta materia es P.R. y A.H. ENRICH "Population Ressources Environment: Issues in Human ecology", San Francisco, California, 1970. Consúltese, también R. TAMAMES, La Polémica sobre los límites del crecimiento", op. cit.

(44) Así en la obra de Paul y Anne EHRLICH citada en la nota anterior, se utilizan, explícita o implícitamente, enunciados de las siguientes disciplinas: estadística, teoría de los sistemas, cibernética, teoría de los juegos, termodinámica, física nuclear, bioquímica, biología, oceanografia, toxicología; ciencias de la agricultura, urbanismo, demografía; tecnologías de todo tipo; teoría social, sociología y economía. Véase H.M. ENZENSBERGER. Para una crítica de la ecología política, Ed. Anagrama, 1974, pag. 9.

(45) ENZENSBERGER, Op. cit., pag. 7-10

(46) Ibidem, pag. 80.

(47) Ibidem, 18-19.

(48) Es interesante el "Report from the Poor Law Commissioners to the Home Department" titulado "An Inquiry into the Sanitary condition of the Labouring population of Great Britain", London, 1842. Citado por H.M. ENZENSBERGER, pag. 24.

(49) ENZENSBERGER, op. cit., pag. 24

(50) Ibidem, pag. 33.

(51) D. MEADOWS, Los límites del crecimiento, op. cit.

(52) K. BOULDING, "The Economics of the coming spaceship earth", en H. JARRETT, Environmental Quality in a Growing economy, The John Hopkins Press, 1.966, pag. 3-14. Véase también D. IPARRAGUIRRE, ¿Hacia una economía estacionaria?, en Boletín de Estudios Económicos, nº 92, Agosto, 1.974, pag. 431-448.

(53) ENZENSBERGER, op. cit., pag. 45.

(54) Ibidem, pag. 54.

(55) Ibidem, pag. 56.

(56) Consúltese, por ejemplo, D.E. POWELL, The Social Cost of Modernization. Ecological PRoblems in the USSR, World Politics, 23, nº 4, 1.971, pag. 618-634. Igualmente, Marshall GOL GOLDMAN, "The Convergence of Environmental Disruption", Science, 2 Octubre, 1.970, pag. 37 y "Externalities and the Race for Economic Growth in the USSR: will the Environment Ever Win?", Journal of Political Economy, Marzo-Abril, 1.972, vol. 80, nº 2, pag. 314-327.

(57) Véase, por ejemplo, CH. BETTELHEIM, La transición a la Economía Socialista, Ed. Fontanella, Barcelona, 1.974, pag. 56 y ss.

(58) R. ROSSANDA, "Die Socialistischen Länder: Ein Dilemma der Westeuropaïschen Linken", en Kursbusch, 30, 1.973, pag. 26. Citado por ENZENSBERGER, op. cit., pag. 60.

(59) ENZENSBERGER, op. cit., pag. 60 y 61.

(60) Véase K. MARX, Prefacio de la contribución a la Crítica de la Economía Política, versión francesa de Laura Lafarque, Ed. M. Giard, Paris, 1.926.

(61) A. GORZ, Critique de la división sociale du travail, Ed. Souil, Paris, 1.974.

(62) N.N. CONSTANTINESCU, "La Protection de l'environnement. Necessité objective de la reproduction socialiste élargie", Revue Roumaine des Sciences Sociales, Série des Sciences Economiques, 20, nº 2, 1.976, pag. 119.

(63) N.N. CONSTANTINESCU, art. cit., pag. 120.

(64) Citado por Constantinescu según la edición rumana de las "Obras" de K. Marx y F. Engels, vol. 20, Bucarest, 1.964, pag. 478.

(65) CONSTANTINESCU, pag. 121.

(66) Ibidem, pag. 121.

(67) Ibidem, pag. 123-124.

(68) Sobre los esquemas de la reproducción simple y ampliada, véase K. MARX, El Capital, Libro II, Sec. 3, Caps. 20 y 21.
También puede consultarse, para una interpretación depurada, P.M. SWEEZY, Teoría del desarrollo capitalista, FCE, Mexico, 1.945, cap. 5.

(69) CONSTANTINESCU, art. cit., pag. 125.

(70) Para un análisis detallado del funcionamiento de las economías de Europa Oriental, consúltese M. LAVIGNE, Les economies socialistes soviétique et européennes, Ed. A. Colin, Paris, 1.970; J. WILCZINSKY, Desarrollo y Reformas en los países socialistas., Ed. Vicens-Vives, Barcelona, 1.974.
La similitud de enfoques indicada en el texto se observa, por ejemplo, en I. IANCU, Croissance économique, environnement et instruments d'harmonisation, Revue Roumaine des Sciences Sociales, Série des Sciences Economiques, 20, nº 2, Diciembre, 1.976, pag. 187.

CAPITULO IV

LA SUPERACION DEL ANALISIS PARCIAL: HACIA UN ENFOQUE DE EQUILIBRIO GENERAL

Una buena parte de las críticas suscitadas a los distintos instrumentos postulados para la corrección de los efectos externos negativos de la contaminación se dirigen a los supuestos de equilibrio parcial utilizados. Por otro lado, en buena medida, las consideraciones ecológicas no son tenidas en cuenta de modo suficiente, lo que produce una inconsistencia entre los criterios ecológicos y económicos de protección del Medio Ambiente. Aunque estos problemas han sido ya evocados con anterioridad, parece preciso plantear un enfoque integrador de las consideraciones económicas y ecológicas, que abra el paso a la presentación de modelos con pretensiones de operatividad.

Como la base de partida de un análisis comprensivo de los variados aspectos implicados en la política ambiental se halla en el enfoque de "equilibrio de materiales" de AYRES y KNEESE, expondremos primero este enfoque para estudiar a continuación las dos grandes líneas de análisis superadoras del enfoque de equilibrio parcial: los modelos competitivos de equilibrio general y las ampliaciones del esquema Input-Ouput para integrar el Medio Ambiente.

4.1.- El equilibrio de materiales de AYRES y KNEESE

Tras el pionero artículo de Boulding en 1.960 (1) considerando al planeta Tierra como una nave espacial

cerrada que no puede recibir ni enviar materiales al exterior, la literatura económica ha intentado incorporar a sus esquemas las limitaciones que el medio físico representa para la correcta asignación de los recursos. La primitiva literatura sobre las externalidades tecnológicas ha tenido que ser reconsiderada desde perspectivas más amplias en la medida en que los efectos negativos producidos sobre el medio por la actividad humana no son ya fenómenos aislados que se diluyen en una naturaleza de ilimitadas capacidaddes asimilativas y regeneradoras. La amplitud de los intercambios de materias entre la naturaleza y la actividad humana impide aceptar como adecuados los limitados esquemas tradicionales de equilibrio parcial en los que las deficiencias de asignación de recursos se producián entre dos sujetos con intereses contrapuestos (2).

La concepción de la "economía del cow-boy", en frase feliz de Boulding, cede el paso a la "economía de nave espacial", en la que los recursos naturales cobran una específica significación por su escasez (3).

Robert U. AYRES y A.V. KNEESE (4), han dado el primer paso en la conciliación de los aspectos físicos y económicos a través de un modelo de equilibrio general construido como ampliación del modelo de Walras-Cassel. El punto de partida del enfoque de AYRES y KNEESE es el principio físico de la conservación de la masa de materiales (5), que no ha sido tomado en cuenta en el tratamiento de las externalidades.

Para la economía paretiana, y aunque repitamos consideraciones anteriores, ocurre que si:

a) La ordenación de preferencias de los consumidores y las funciones de producción son independientes y sus formas apropiadamente restringidas.

b) Los consumidores maximizan la utilidad, a partir de unos precios y rentas dados.

c) Los productores maximizan los beneficios, dados los precios.

- Existirá un conjunto de precios, con los que ningún individuo puede estar mejor sin que otro esté peor. Lo que, para una distribución de la renta dada, implica un máximo paretiano de bienestar.

- Con ciertos postulados adicionales, ese óptimo puede obtenerse a través de un mecanismo de precios y de un intercambio voluntario descentralizado.

Sin embargo, el problema se plantea cuando la capacidad asimilativa del Medio Ambiente es limitada. En ese caso, no puede evitarse por medio del intercambio descentralizado la aparición de deseconomías externas tecnológicas no compensadas, a menos que:

1- Todos los inputs se conviertan en outputs sin que aparezcan residuos indeseables (o que son almacenados por el productor), y todos los outputs finales se destruyan en el consumo por entero, o bien que:

2- Los derechos de propiedad se establezcan de modo que todos los atributos ambientales principales sean de propiedad privada y los derechos puedan ser intercambiados en mercados competitivos (6).

Ahora bien, ninguna de esas condiciones se dan en la realidad económica actual. En el fondo, el problema de la falta de consideración de los residuos estriba en

que la economía, hasta muy recientemente, no se ha preocupado sino de los "servicios que proporcionan los bienes", sin dar importancia al hecho de que, en general, los servicios se canalizan a través de bienes materiales que no se esfuman al proporcionar el servicio.

De ahí que sea necesario introducir en el equilibrio económico la consideración de los intercambios de los materiales entre las actividades humanas y la naturaleza. Para Ayres y Kneese es útil "considerar la contaminación ambiental y su control como un problema de balance de materiales para toda la economía" (7). El equilibrio o balance físico de la masa de materiales puede expresarse de modo simple así:

"En una economía cerrada (sin importaciones ni exportaciones) y donde no existe una acumulación neta de stocks (plantas, equipos, bienes duraderos o edificios residenciales), la cantidad de residuos que se vierte en el Medio Ambiente natural deberá ser, aproximadamente igual al peso de los combustibles básicos, alimentos y materias primas que entran en los procesos y sistemas de producción, más el oxígeno tomado de la atmósfera". Esto indica ya que el vertido de desechos es un tonelaje mayor que el de materiales transformados (8). Naturalmente que si la economía fuese abierta habría que considerar la masa de importaciones y exportaciones. Si además, existiese acumulación de stocks o de capital, la producción anual de residuos diferiría en menos de los inputs básicos. La importancia de estos flujos de residuos puede observarse con referencia a uno de los cuadros más reproducidos de la literatura sobre contaminación (9)

PESO DE LA PRODUCCION BASICA DE MATERIALES EN LOS ESTADOS UNIDOS MAS IMPORTACIONES NETAS

(En millone sde toneladas)

	1.963	1.964	1.965
Productos agrícolas (incluyendo pesca, vida salvaje y bosques):			
Alimentos:			
- Cereales (excepto los de alimentación de ganado)	125	128	130
- Ganado	100	103	102
Otros productos	5	6	6
Pesca	3	3	3
Productos forestales (85% de relación entre secos y húmedos)			
- Aserrados	53	55	56
- Pasta de madera	107	116	120
- Otros	41	41	42
Combustibles minerales	1.337	1.339	1.448
Otros minerales			
- Mineral de hierro	204	237	245
- Otros minerales metálicos	161	171	191
- Otros minerales no metálicos	125	133	149
TOTAL	490	541	585
SUMA TOTAL	2.261	2.392	2.492

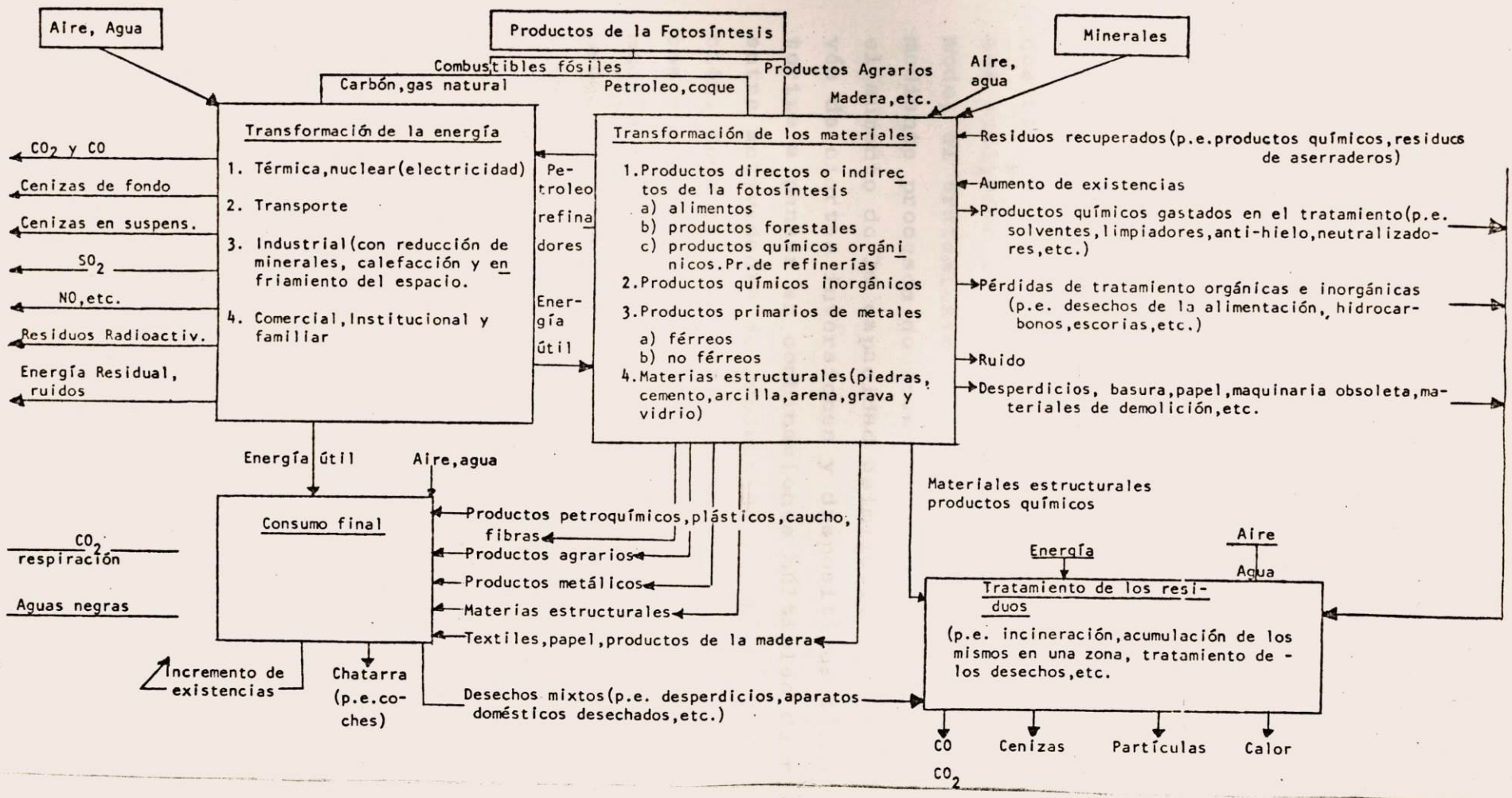
Se excluyen los materiales de construcción, piedra, arena, grava, y otros minerales utilizados con fines estructurales de lastre, relleno, aislamiento, etc. Estos materiales, si bien representan grandes cantidades no llevan consigo transformaciones químicas apreciables; por tanto, su empleo es más o menos equivalente a su movimiento físico de un lugar a otro. Podríamos también incluir materiales procedentes de construcción de autopistas, drenajes de puertos, relleno de terrenos, arena y gravilla contenida en el agua de los ríos, etc. Sin embargo, dado que hemos de poner el límite en alguna parte, lo hemos hecho como se indica en la tabla.

Fuente: R.U. Ayres y A.V. Kneese, Producción, Consumo y externalidades, en J. Gallego, loc, cit. Pag. 216.

De los inputs de materias primas contenidas en el cuadro, unas tres cuartas partes se vierten eventualmente a la atmósfera en forma de carbono (combinado con el oxígeno en forma de CO y CO_2) o hidrógeno (combinado con el oxígeno atmosférico en la forma de H_2O) en condiciones normales. Esto se debe a la combustión de los combustibles fósiles y a la respiración animal.

Los residuos que permanecen, al no ser reabsorbidos, son, tanto gases (monóxido de carbono, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre, todos ellos potencialmente dañinos), como sólidos secos (basuras, etc.), o húmedos (desechos industriales suspendidos o disueltos en el agua).

LOS FLUJOS DE MATERIAS



FUENTE: AYRES y KNEESE, Economics and the Environment. Reproducido en J. GALLEGO, Hacia una Economía del Medio Ambiente, art. cit., pag. 2-36.

Existe además, una compleja interdependencia entre los vertidos lanzados a cada uno de los medios (aire, agua, suelo), ya que cabe reducir o aumentar los correspondientes a un medio aumentadndo o reduciendo los correspondientes a otro medio. Las posibilidades de reciclaje, según el avance técnico y las condiciones económicas, de los residuos que, de otro modo, serían lanzados al Medio Ambiente, hace variar las relaciones entre esa actividad económica y la contaminación. De igual modo, el tratamiento de los residuos antes de lanzarlos, mediante procesos de transformación física o química, o el aumento de la capacidad asimilativa del medio a través de ciertas inversiones y dispositivos técnicos, autoriza a pensar en combinaciones múltiples de relaciones entre actividades de producción y consumo y contaminación. Todo este interdependiente sistema de flujos físicos y económicos ha de ser tratado conjuntamente en un modelo de equilibrio general que, sobre la base de los procesos económicos y ecológicos, conocidas las alternativas técnicas y las preferencias sociales, permita llegar a un óptimo social (10).

Para los autores del enfoque del equilibrio de materiales:

1- Las deseconomías externas no son anomalías caprichosas de los procesos de producción y consumo, sino un componente normal de los mismos.

2- Su entidad es pequeña cuando la población no es elevada o la economía está subdesarrollada, pero su importancia aumenta progresivamente al crecer la población y la producción material, es decir, cuando se satura la capacidad de asimilación y dilución natural.

3- No pueden ser tratadas adecuadamente si se consideran los medios ambientales (aire, agua, suelo) de modo aislado.

4- Aunque los impuestos y otras regulaciones aisladas son elementos esenciales de control, no constituyen una base suficiente puesto que las inversiones públicas aparecen, con frecuencia, necesarias para un correcto tratamiento de las externalidades producidas.

Con el fin de ilustrar las complejas interdependencias existentes e iluminar los caminos a emprender para el correcto tratamiento del problema de la contaminación, Ayres y Kneese formalizan un modelo de equilibrio general. La base de esta formalización es el modelo de Walras-Cassel, en la versión realizada por Dorfman, Samuelson y Solow (11), ampliado para incluir el consumo intermedio. Este modelo ha sido luego modificado para la inclusión del reciclaje y de sectores "sin precio", al objeto de representar el Medio Ambiente. Naturalmente, este enfoque supera en alcance y complejidad los enfoques de equilibrio parcial puesto que "implica un conocimiento de todas las funciones de preferencia y producción, incluyendo las relaciones entre los vertidos de residuos y los costes externos y todos aquellos factores y procesos de sustitución posibles" (12). El modelo, a falta de la información necesaria para hacerlo operativo, no pretende, en el actual estado de cosas, sino advertir de los peligros del enfoque de equilibrio parcial, en cuanto que, al no tener en cuenta las interdependencias, pueden conducir a graves errores de decisión en términos de bienestar económico. Pretende, igualmente, abrir ca-

minos en la línea de elaboración de modelos operativos que, superando las limitaciones del equilibrio parcial, no requieran tanta información como la exigida en el modelo ampliado de Walras-Cassel (13).

4.2.- Modelos Competitivos de Equilibrio General

Si la internalización de las externalidades, consideradas éstas como fenómenos accidentales, en modelos de equilibrio parcial, no toma en consideración el carácter general y "normal" de la existencia de efectos externos, es necesario trascender este enfoque y sustituirlo por análisis de equilibrio general. Los modelos competitivos de equilibrio general, utilizados en este campo, introducen en los esquemas convencionales los efectos externos y un conjunto de impuestos (transferencias) correctores, con el fin de determinar los niveles de precios (para los bienes, factores y efectos externos) y de actividad que conducen al óptimo social, dada una función de bienestar social y una serie de restricciones. Se trata de un planteamiento actualizado de las condiciones de optimización de Pareto (14), en la que se trata de responder a tres cuestiones principalmente:

a) ¿Puede un sistema de impuestos-transferencias conducir a una asignación de recursos de equilibrio, supuesta una economía de producción e intercambio descentralizado?.

b) En el caso de que exista equilibrio, ¿será éste eficiente socialmente?.

c) ¿Pueden representarse todas las posiciones de eficiencia social como equilibrios?.

La respuesta de los modelos a estas preguntas es afirmativa, dadas determinadas restricciones sobre las funciones de producción, utilidad y difusión ambiental. Las formas de prueba varían en los distintos modelos (15) pero los resultados son los mismos.

Comoquiera que hemos hecho suficiente mención de este tipo de modelos en la primera parte de este estudio, al introducir las externalidades en el contexto de la economía del bienestar, no insistiremos en las conclusiones allí derivadas. Unicamente, recordemos, que las principales limitaciones a las conclusiones derivadas de los modelos competitivos se derivan de la falta de concordancia de sus supuestos con la realidad: existencia de formas de competencia imperfecta, desconocimiento de las funciones de bienestar y utilidad, derivabilidad de las mismas, incertidumbres sobre los efectos de la contaminación, etc. Todo ello hace que, aportando un marco conceptual de primera magnitud, sus conclusiones sean difícilmente aplicables a la realidad sin un tamizado posterios. Pero a todo ésto nos hemos ya referido.

4.3.- Modelos I-O ampliados

Los modelos input-output son, como es sabido, versiones operativas, y por tanto simplificadas, del modelo de interdependencia general entre todos los agentes y sectores económicos. Habitualmente, no registran más que flujos mercantiles, es decir, corrientes de bienes y servicios que pasan por el mercado. No incluyen, por tanto, las relaciones de intercambio entre las actividades humanas y la naturaleza, que pueden expresarse abreviadamente por lo que antes denominamos flujos de materiales.

Una clara compronsión de los objetivos a cumplir por los constructores de modelos se obtiene analizando los componentes de un modelo ambiental completo. La mayor parte de los modelos construidos son simplificaciones del modelo total, que, como "desideratum", puede servir para iluminar las investigaciones, pero es dudoso que, en el presente estado de información y conocimientos, pueda ser realmente construído. Los modelos input-output que comentaremos se pueden considerar como intentos de aproximación a ese modelo total ideal.

4.3.1.- Componentes de un modelo general ambiental

Desde la óptica del análisis de sistemas, un modelo ambiental puede considerarse como el resultado de interacciones de submodelos que analizan en detalle los componentes del modelo general. J. CUMBERLAND (16) ha presentado una síntesis de los principales modelos construídos hasta ahora, integrándolos en un modelo teórico general cuyos elementos pasamos a analizar.

Los submodelos del sistema completo necesario para el análisis socio-técnico-económico-político del Medio Ambiente pueden clasificarse en siete grupos o matrices:

1- Matriz de procesos económicos (A): representa los procesos económicos de producción, consumo, inversión y crecimiento. Puede adoptar la estructura de un modelo input-output que, idealmente, sería dinámico, multiindustrial y multiregional, capaz de medir y pronosticar

el producto bruto de cada tipo de actividad económica como función de las decisiones de demanda final sobre consumo, inversión y exportaciones.

2- Matrices de desechos (B): analiza la generación de desechos y residuos por las actividades económicas de la matriz A, especificando los correspondientes a cada actividad tanto de producción como de consumo. Matricialmente, como luego veremos, ésto se consigue añadiendo al submodelo Input-Ouput normal tantas filas como clases de desechos puedan detectarse y medirse. Naturalmente que esta ampliación se sitúa en la línea, antes mencionada, del equilibrio de materiales, puesto que los flujos de materias que entran en el sistema económico, han de tener su contrapartida en los residuos.

3- Procesos de tratamiento tecnológico (C): sobre la base de la generación de desechos (B), la matriz (C) indica el conjunto de procesos alternativos disponibles para el tratamiento de aquellos hasta su descarga en el medio. La multitud de procesos posibles, en función del tipo de desechos y de los conocimientos tecnológicos, obliga a una selección sobre la base de un análisis coste-beneficio. Los procesos pueden ir desde el reciclaje, hasta la mejora en las condiciones de dispersión, pasando por el cambio en los procesos productivos y la depuración. La matriz de procesos lleva una dimensión espacial, ya que la loca-

lización de las actividades contaminadoras, o, de las plantas de tratamientos, afecta necesariamente a la calidad del Medio Ambiente, a los modos de utilización del suelo y a los inputs utilizables para los mismos procesos.

4- Matriz de Procesos de Tratamiento Ambiental (D): los efluentes previamente tratados tecnológicamente, o sin tratamiento, son finalmente "procesados" por el medio natural. La matriz (D) analiza la capacidad de asimilación y dispersión de los sistemas ambientales naturales. Barry COMMONER (17) ha señalado que en el equilibrio todos los materiales son reciclados, asimilados y reproducidos por la naturaleza a través de sistemas ambientales que se producen en la misma. Estos procesos que convierten los residuos eliminados en materiales inofensivos, tienen, sin embargo, sus límites. La superación de las capacidades de absorción naturales puede conducir a romper "el equilibrio dinámico de las fuerzas biológicas, mantenidas en su sitio por restricciones y equilibrios de los más delicados" (18).

De nuevo, la introducción de la dimensión espacial es necesaria, dado que desechos específicos tienen efectos diversos sobre organismos y especies determinadas. Por lo demás, los procesos ambientales incluyen "todos los ciclos naturales que afectan a los flujos de materiales incluyendo los fenómenos meteorológicos, procesos biológicos, ciclos hidroló-

gicos, transferencias de energía y otros procesos ambientales importantes de carácter general" (19). Debe destacarse que el progreso tecnológico es también capaz de magnificar la facultad del hombre de influir en los procesos naturales, incrementando, en ocasiones, la capacidad asimilativa del medio. Esto es, por ejemplo, lo que se consigue con la introducción de embalses para regular el flujo fluvial, o con la introducción artificial de aire en los ríos para potenciar los procesos de descomposición de los residuos orgánicos.

5- Matriz de sistemas ecológicos (E): aunque el medio natural es un complejo sistema de interrelaciones que puede caracterizarse como una totalidad, existen algunas especies animales y vegetales que guardan más estrecha relación con el hombre. La matriz de sistemas ecológicos pretende identificar los subsistemas ecológicos con mayor grado de interrelación con el hombre, a fin de analizar los efectos que sobre los mismos tienen los diversos contaminantes no asimilados. La complejidad de este análisis es difícil de exagerar. Sólo un proceso de cooperación científica interdisciplinar podrá llegar a aclarar algunas de las relaciones existentes con la precisión suficiente para servir de base a las políticas concretas. Se trata, como es obvio, de determinar, de modo cuantitativo, las "funciones de daño" sobre los

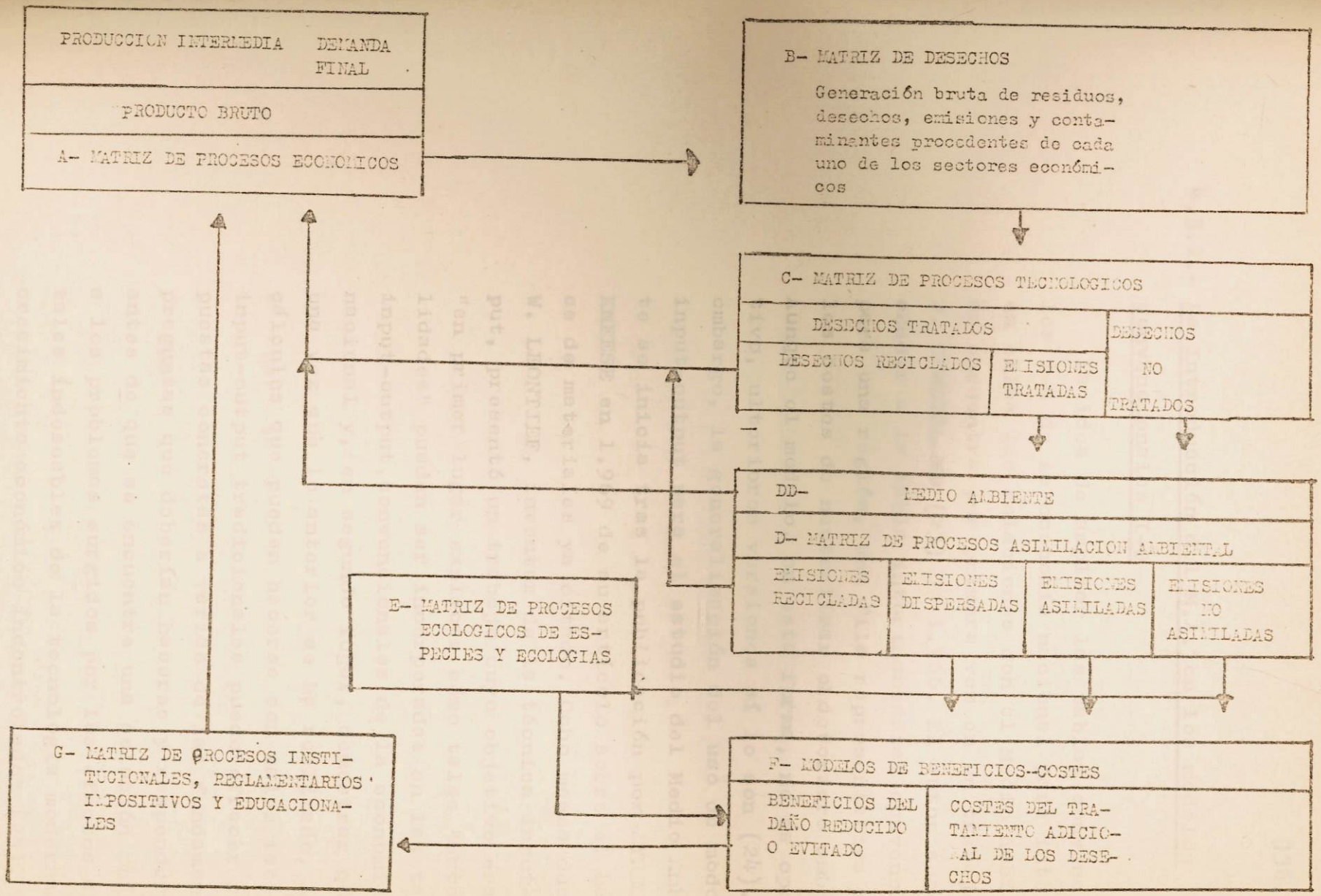
sistemas ambientales. La aspiración central consiste en señalar los umbrales de tolerancia de los sistemas ecológicos a los contaminantes emitidos (20). La dificultad de la empresa viene ponderada por la existencia de retrasos naturales entre la emisión de contaminantes y la producción de efectos sensibles. Además, la aparición de efectos en ámbitos espaciales diversos de aquellos en que se sitúan las causas, es otra razón de la incertidumbre reinante en muchas ocasiones (21). De todos modos, no cabe duda que hoy se tiene conocimiento de algunos de los efectos más notorios de los principales contaminantes. Precisamente los niveles de calidad ambiental recomendados por la Organización Mundial de la Salud (OMS), están basados en identificaciones empíricas sobre los efectos de los contaminantes más frecuentes sobre el hombre y otras especies. En esas informaciones se basan casi todas las legislaciones nacionales sobre contaminación atmosférica (22).

6- Modelos de Beneficio-Coste (F): Conocidos los efectos ecológicos y las alternativas disponibles para la modificación o reducción de los niveles de contaminación es necesaria la evaluación económica que conduzca a la elección de la alternativa más eficiente en términos sociales. Ya comentamos algunas limitaciones a que se hallaba sujeto este enfoque, lo que no obsta a que sea necesario.

Formalmente, se trata de igualar los beneficios marginales, del control con los costes marginales de éste. O, para distintos proyectos, elegir aquel que conduzca a un excedente neto mayor. Naturalmente que los proyectos ambientales han de ser considerados conjuntamente con otros proyectos (infraestructuras de transportes, viviendas, educación, etc.), para decidir las prioridades en la utilización de los recursos económicos escasos.

7- Matriz de modelos de política y factores institucionales (G): Elegidas las alternativas técnicas a utilizar, es preciso llevarlas a la práctica a través de los esquemas institucionales adecuados.

Dentro de tal denominación se engloban instrumentos tales como los impuestos de emisiones, subsidios, regulaciones directas, decisiones judiciales, programas de relaciones públicas, campañas orientadas a cambiar las pautas de consumo, etc. La importancia de esta matriz viene dada por el hecho de que las alternativas técnicas eficientes han de materializarse, a través de procesos sociales de decisión. Si éstos no existen, no son eficientes, o no se adaptan a los requerimientos de las alternativas decididas, la política ambiental se verá condenada al fracaso o, lo que es frecuente, a la inoperancia.



Fuente: J. Cumberland, en J. Gallego, Economía del Medio Ambiente, loc. cit, pag. 255.

4.3.2.- La Introducción del M.A. en los modelos convencionales I-O

La idea de ampliar las tablas convencionales I-O de la economía nacional para integrar en ellas las relaciones con el Medio Ambiente, se encuentra por primera vez en un trabajo de J. CUMBERLAND (23) de 1.966. El autor sugería añadir a la tabla interindustrial convencional para una región, una fila representativa de los costes de neutralizar el deterioro ambiental. Aunque el modelo, en esta forma, no es operativo, ulteriores versiones sí lo son (24). Sin embargo, la generalización del uso de modelos input-output para el estudio del Medio Ambiente se inicia tras la publicación por AYRES y KNEESE en 1.969 de su artículo sobre el balance de materiales ya citado. Ocho meses después, W. LEONTIEF, inventor de la técnica input-output, presentó un trabajo cuyo objetivo era "en primer lugar explicar cómo tales "externalidades" pueden ser incorporadas en las tablas input-output, convencionales de la economía nacional y, en segundo lugar, demostrar que, una vez que lo anterior se ha realizado, los cálculos que pueden hacerse con tales tablas input-output tradicionales pueden ofrecer respuestas concretas a varias de las fundamentales preguntas que deberían hacerse y responderse antes de que se encuentre una solución práctica a los problemas surgidos por los efectos ambientales indeseables de la tecnológia moderna y crecimiento económico incontrolado" (25). El

grado de avance conseguido en poco tiempo se puso ya de relieve en la Quinta Conferencia Internacional de Técnicas Input-Output celebrada en Ginebra en 1.971 (26). La literatura sobre el tema se ha ampliado notablemente (27). Un análisis detallado de los diversos modelos construídos no puede realizarse aquí, por lo que expondremos los aspectos básicos comunes a la mayor parte de los mismos, para hacer alguna referencia más detallada a modelos seleccionados.

A) Aspectos Generales: Algunos modelos específicos

Así como las industrias del modelo I-O requieren outputs de las demás industrias para, utilizándolos como inputs, producir su propio output, del mismo modo, todas ellas requieren inputs del Medio Ambiente tales como aire y agua. Por otro lado, las variadas industrias dan lugar a residuos, juntamente con los productos entregados a las otras industrias y al consumo final. Los residuos pueden ser utilizados de nuevo (reciclados) o bien ser vertidos al Medio Ambiente. Si se considera el Medio Ambiente como una industria más en el modelo convencional, utilizando datos del año base para estimar los Inputs y Outputs del Medio Ambiente por unidad de Output Industrial, puede llegar a estimarse el impacto sobre el medio de la actividad económica necesaria para producir una demanda final predeterminada (28). Así

pués, la incorporación del Medio Ambiente supone la consideración de los flujos de materiales que salen de éste como Inputs de la actividad productiva (o por utilización de los consumidores) y los que son devueltos al mismo en forma de residuos. Dado el equilibrio de materiales, si no hay acumulación, la masa de Inputs obtenida a partir del medio debe ser igual a la de Outputs vertidos en forma de residuos. A partir de este esquema puede conocerse, para determinados niveles de las demandas finales de bienes y servicios, la utilización requerida del Medio Ambiente, y el impacto en forma de residuos que éste debe sufrir. Si existen funciones apropiadas de daño, el modelo permite valorar el impacto en términos económicos.

Una representación esquemática de los modelos I-O ampliados permitirá comprender mejor su estructura y funcionamiento básico (29).

TABLAS I-O AMPLIADAS

| OUTUP \ INPUT | | | SECTORES PRODUCTIVOS | | | ACTIVIDAD O INDUSTRIA ANTICONTAMINACION. | | |

A la tabla interindustrial tradicional se le añaden diversas matrices. Las emisiones producidas por los sectores productivos o de consumo son combatidas por la "industria anticontaminación", dando como resultado la "eficiencia de la lucha anticontaminación". Así se obtiene, para una demanda final de bienes y servicios y para una "demanda tolerada" de residuos ambientales, el nivel de actividad económico-ambiental compatible. Si las autoridades han fijado standards de calidad ambiental, estas normas constituirán restricciones a cumplir por el modelo. Normalmente tales standards habrán de estas adecuados a la capacidad de absorción o autodepuración del Medio Ambiente.

Esta presentación esquemática podrá ser ampliada para dar cabida a modelos de difusión de las emisiones, o a modelos de impacto ecológico de las mismas, que podrán ser evaluados económicamente mediante los correspondientes análisis coste-beneficio. Estas ampliaciones se han sugerido ya en la presentación de los componentes teóricos de un modelo completo ambiental.

Debe decirse que la mayoría de los modelos I-O construidos, se han contentado con identificar los flujos de materiales entre la economía y el Medio Ambiente. Las dificultades para avanzar en el análisis de las repercusiones ecológico-económicas de la contaminación son por el momento muy fuertes.

Presentamos una tabla con algunos de los principales modelos I-O elaborados y sus características más relevantes. Las diferencias entre unos y otros se derivan de estos cuatro criterios (30):

1- La forma básica del modelo I-O: según se trate de modelos propiamente interindustriales (IxI) o más bien de modelos en los que las relaciones de los sectores productivos se analizan sobre una agregación de mercancías por industria (MxI) en matrices de tipo rectangular. De esta forma del modelo puede pasarse, por simple agregación, a la forma convencional industria por industria (IxI), pero permite un análisis más detallado de las relaciones dentro del sector productivo.

2- El grado y modo específico en que las repercusiones sobre el Medio Ambiente se integran en el modelo básico.

3- Las utilizaciones específicas sugeridas por sus autores.

4- Las aplicaciones empíricas llevadas a cabo.

COMPARACION DE ALGUNOS MODELOS I-O DISEÑADOS PARA EL ESTUDIO DE LAS INTERACCIONES ENTRE LA ECONOMIA Y EL MEDIO AMBIENTE

AUTOR DEL MODELO	FORMA BASICA	TIPO ADAPTACION	USO ESPECIFICO PROPUESTO	APLICACIONES EMPIRICAS
CUMBERLAND (31)	IxI	Inclusión de beneficios y costes en el Medio Ambiente.	Facilitar una valoración más completa de las inversiones.	———
DALY (32)	IxI	Flujos de materia y energía; modelo I-O del Medio Ambiente.	———	———
ISARD (33)	MxI	Flujos de materiales; modelo I-O del Medio Ambiente.	———	———
LEONTIEF (34)	IxI	Vertido de materiales; incorporación de la industria antipolución.	Análisis de efectos en los precios de la política de control de la polución.	Estimaciones de los efectos en los precios de 4 políticas de control de 5 contaminantes atmosféricos.

AUTOR DEL MODELO	FORMA BASICA	TIPO ADAPTACION	USO ESPECIFICO PROPUESTO	APLICACIONES EMPIRICAS
VICTOR-D.B.S. (35)	MxI	Flujos de materiales.	Tablas de impacto ecológico.	Tablas de impacto en Canadá mediante modelo I-O de 40 x 6 y 31 flujos de materiales.
VICTOR-ROSENBLUTH (35)	MxI	Flujos de materiales.	Programación lineal para encontrar la configuración óptima de la actividad industrial.	Modelo I-O de 40 x 16 y 31 flujos de materiales para evaluar cambios en las modalidades de transporte en Canadá.

Fuente: P.A. VICTOR, Economía de la polución, op. cit. pag. 84-85

Debe señalarse que, aparte el modelo teórico de DALY, los demás han sido objeto de aplicación empírica, o, como en el modelo de CUMBERLAND, se trabajaba en su aplicación.

B) El Modelo de W. LEONTIEF (36)

1- El modelo básico: contaminación generada por el Sector Industrial

Dada la relativa sencillez del modelo de

Leontief, y su carácter pedagógico ha parecido interesante dedicar alguna extensión a su exposición.

Los componentes básicos del modelo son los siguientes:

1- La matriz interindustrial convencional

2- La matriz de inputs primarios

3- La matriz de demandas finales

4- La matriz de omisiones de residuos

5- La matriz de la llamada industria anticontaminación.

Las utilizaciones fundamentales que permite son de dos tipos:

1- Estimación del nivel previsible de contaminación para valores previsibles de las demandas finales.

2- Estimación del costo de eliminación de cantidades de polución previamente decididas.

Antes de proceder a la generalización, el modelo puede ser fácilmente comprendido mediante una representación simplificada basada en 2 sectores productivos, un contaminante emitido y un sector de eliminación de ese contaminante.

	SECTORES PRODUCTIVOS		ANTICONTAMINACION	DEMANDA FINAL	OUTPUT
SECTORES	x_{11}	x_{12}	x_{13}	y_1	x_1
PRODUCTIVOS	x_{21}	x_{22}	x_{23}	y_2	x_1
CONTAMINACION	x_{31}	x_{32}	x_{33}	$-y_3$	x_3
INPUTS PRIMARIOS	v_1	v_2	v_3		

La tabla expresa los distintos flujos, tanto económicos como ambientales. Entre los sectores productivos se dan transacciones económicas de compra y venta como en las tablas habituales, expresadas en términos monetarios para un año base (x_{11}, x_{12}, x_{21}, x_{22}). Estos sectores emiten determinadas cantidades de contaminantes, expresados en unidades físicas adecuadas (v.g: Tm. grs. litros, m^3, etc.), que se expresan por x_{31} y x_{32}. Existe un sector dedicado a la lucha contra la contaminación, que emplea los inputs de los sectores productivos (x_{13} y x_{23}) y cuya actividad produce también emisiones de contaminantes (x_{33}). La columna de demandas finales contiene las entregas finales de bienes y servicios al Consumo, la Exportación y la Formación

do Capital, y la demanda final de contaminación (y_3). Esta última expresa no ya la demanda deseada, sino la "tolerada" por la sociedad. Esta es la razón de que aparezca con signo menos. Lo que supone que la actividad anticontaminación debe ser lo suficientemente eficaz para corregir las emisiones de los sectores (incluído él mismo) en cuantía congruente con la contaminación máxima tolerable.

La fila de inputs primarios expresa los valores añadidos de cada actividad en concepto de rentas primarias (v_1, v_2, v_3) de los factores productivos, dependiendo de las cantidades de factores utilizadas y de sus precios unitarios.

Aparecerá claro, a partir de lo dicho, que:

$$x_1 = x_{11} + x_{12} + x_{13} + y_1$$
$$x_2 = x_{21} + x_{22} + x_{23} + y_2$$
$$x_3 = x_{31} + x_{32} + x_{33} - y_3$$

Siendo x_1 y x_2 los outputs de los sectores convencionales, y x_3 el de la industria anticontaminación.

Si expresamos ahora estos flujos en función de los coeficientes técnicos, ya correspondan éstos a inputs o a emisiones, tendremos:

Dado que $a_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j}$ $\quad i = 1, 2, 3$ $\quad j = 1, 2, 3$

$$x_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + a_{13}x_3 + y_1$$
$$x_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + a_{23}x_3 + y_3$$
$$x_3 = a_{31}x_1 + a_{32}x_2 + a_{33}x_3 - y_3$$

Y, operando:

$$(1 - a_{11}) - a_{12}x_2 - a_{13}x_3 = y_1$$

$$- a_{21}x_1 + (1 - a_{22})x_2 - a_{23}x_3 = y_2$$

$$- a_{31}x_1 - a_{32}x_2 + (1 - aa_{33})x_3 = -y_3$$

En forma matricial:

$$\begin{pmatrix} (1 - a_{11}) & - a_{12} & - a_{13} \\ - a_{21} & (1 - a_{22}) & - a_{23} \\ - a_{31} & - a_{32} & (1 - a_{33}) \end{pmatrix} \begin{pmatrix} x_1 \\ x_2 \\ x_3 \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} y_1 \\ y_2 \\ -y_3 \end{pmatrix}$$

Llamando A a la matriz ampliada de los coeficientes técnicos, X a la de los outputs o Y a las demandas finales:

$$\left[I - A\right] \quad X = Y$$

$$X = \left[I - A\right]^{-1} Y = A^{*} \cdot Y$$

Con lo que:

$$x_1 = A^{*}_{11}\, y_1 + A^{*}_{12}\, y_2 - A^{*}_{13}\, y_3$$

$$x_2 = A^{*}_{21}\, y_1 + A^{*}_{22}\, y_2 - A^{*}_{23}\, y_3$$

$$x_3 = A^{*}_{31}\, y_1 + A^{*}_{32}\, y_2 - A^{*}_{33}\, y_3$$

Se deriva, que las actividades productivas habrán de aumentar al hacerlo las demandas finales de bienes y servicios, y también al decrecer el nivel tolerado de contaminación. Similarmente ocurrirá con la actividad antipolución. Esta dependo del nivel de emisiones de las demás actividades, que es

función de sus demandas finales y de las relaciones intersectoriales, y del mayor o menor volumen de contaminación aceptada. Cuando ésto es nulo ($y_3 = 0$), la producción del sector anticontaminación debe igualar las emisiones totales producidas en la economía.

Si ahora expresamos las ecuaciones de precios que se derivan del modelo, pueden presentarse las siguientes relaciones:

$$P_1 = a_{11}P_1 + a_{21}P_2 + v_1$$

$$P_2 = a_{12}P_1 + a_{22}P_2 + v_2$$

$$P_3 = a_{13}P_1 + a_{23}P_2 + v_3$$

De donde:

$$(1 - a_{11})P_1 - a_{21}P_2 = v_1$$

$$- a_{12} + (1 - a_{22})P_2 = v_2$$

$$-a_{13} - a_{23} + P_3 = v_3$$

$$\begin{bmatrix} (1 - a_{11}) & - a_{21} & 0 \\ - a_{12} & (1 - a_{22}) & 0 \\ - a_{13} & - a_{23} & 1 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} P_1 \\ P_2 \\ P_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \\ v_3 \end{bmatrix}$$

Por lo que:

$$\begin{bmatrix} P_1 \\ P_2 \\ P_3 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} (1 - a_{11}) & - a_{21} & 0 \\ - a_{12} & 1 - a_{22} & 0 \\ - a_{13} & - a_{23} & 1 \end{bmatrix}^{-1} \begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \\ v_3 \end{bmatrix}$$

Que permite, para valores dados de los valores añadidos, calcular los precios unitarios de los bienes y servicios convencionales y de la eliminación de la contaminación (P_3). Nótese que, tal como se ha formulado el problema, cada sector convencional no es responsable de la polución producida. La eliminación de ésta es función de un sector especial, presumiblemente financiado mediante impuestos, Naturalmente, es concebible que cada sector tenga obligación de llevar a cabo una cierta depuración de sus vertidos, lo que obligaría a tomar en cuenta en sus precios los costes de esta nueva actividad. El resultado sería una elevación de costes y de precios para las actividades convencionales. Simultáneamente, si el nivel de pureza ambiental deseado permaneciese idéntico, el sector anticontaminación no habría de desarrollar su actividad con tanta intensidad como antes. La financiación de la eliminación de la contaminación se llevaría a cabo en este caso por dos canales: elevaciones de precios en los artículos de los sectores convencionales-por la parte de la depuración llevada a cabo por los mismos agentes contaminadores- o impuestos en la cuantía necesaria para cubrir los costes del sector especial anticontaminación.

Podemos ya pasar a generalizar el modelo:

	SECTORES PRODUCTIVOS	I. ANTIPOLUCION	DEMANDA FINAL	OUTPUT
SECTORES PRODUCTIVOS	$x_{11} \cdots x_{12} \cdots x_{1m}$	$x_{1,m+1} \cdots x_{1g} \cdots x_{1k} \cdots x_{1n}$	y_1	x_1
	$x_{21} \cdots x_{22} \cdots x_{2m}$	$x_{2,m+1} \cdots x_{2g} \cdots x_{2k} \cdots x_{2n}$	y_2	x_2
	$x_{m1} \cdots x_{m2} \cdots x_{mm}$	$x_{m,m+1} \cdots x_{mg} \cdots x_{mk} \cdots x_{mn}$	y_m	x_m
POLUCION	$x_{m+1,1}$ $x_{m+1,2} \cdots x_{m+1,m}$	$x_{m+1,m+1} \cdot x_{m+1,g} \cdot \cdot x_{m+1,k} \cdot \cdot x_{m+1,n}$	y_{m+1}	x_{m+1}
	$x_{g,1}$ $x_{g,2} \cdots x_{g,m}$	$x_{g,m+1} \cdots x_{g,g} \cdots x_{g,k} \cdots x_{g,n}$	y_g	x_g
	$x_{k,1}$ $x_{k,2} \cdots x_{km}$	$x_{k,m+1} \cdots x_{kg} \cdots x_{kk} \cdots x_{kn}$	y_k	x_k
	$x_{n,1}$ $x_{n,2} \cdots x_{nm}$	$x_{n,m+1} \cdots x_{ng} \cdots x_{nk} \cdots x_{nn}$	y_n	x_n
INPUTS PRIMARIOS	v_1 $v_2 \cdots \cdots v_m$	$v_{m+1} \cdots v_g \cdots v_k \cdots v_n$		

La notación empleada corresponde a la siguiente distinción básica:

$\underbrace{1, 2, 3, \ldots, m}_{\text{bienes útiles}}$, $\underbrace{m+1, .. g, .. k, .. n}_{\text{contaminantes}}$

De la tabla se desprenden los siguientes COEFICIENTES TECNICOS:

$a_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j}$: Cantidad de input i necesaria para producir un unidad de j.

$a_{ig} = \frac{x_{ig}}{x_g}$: Cantidad de input i por unidad de polución g eliminada (por el sector g).

$a_{gi} = \frac{x_{gi}}{x_i}$: Cantidad de polución g por unidad de output del bien i.

$a_{gk} = \frac{x_{gk}}{x_k}$: Cantidad de polución g por unidad de polución k eliminada (por el sector k).

Como decíamos antes, puede suponerse que cada sector productivo es responsable de la eliminación de una parte de la contaminación que produce. Son las cuotas de reducción:

r_{gi} y r_{gk} : Proporciones de contaminante g producidas por las industrias i o k, eliminadas a expensas de las propias industrias.

Las VARIABLES implicadas en el modelo son:

x_i : Output total del bien i.

x_g : Cantidad total de contaminante g eliminado.

y_i : Demanda final del bien i.

y_g : Demanda final (polución tolerada) del contaminante g.

P_i : Precio del bien i.

P_g : Precio de la eliminación de una unidad de g.

v_i : Valor añadido en el sector i por unidad de producción.

v_g : Valor añadido en la industria antipolución g por unidad de contaminante g eliminado.

Para la posterior manipulación del modelo conviene agrupar los coeficientes técnicos y variables en matrices determinadas:

$$A_{11} = [a_{ij}]$$

$$A_{21} = [a_{gi}]$$

$$A_{12} = [a_{ig}]$$

$$A_{22} = [a_{gk}]$$

$$Q_{21} = [q_{gi}] \quad q_{gi} = r_{gi} \cdot a_{gi}$$

$$Q_{22} = [q_{gk}] \quad q_{gk} = r_{gk} \cdot a_{gk}$$

$$i,j = 1,2,3,..,\ m$$

$$g,k = m+1,m+2,..,n$$

$$X_1 = \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \vdots \\ x_m \end{bmatrix} \quad Y_1 = \begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_m \end{bmatrix} \quad V_1 = \begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \\ \vdots \\ v_m \end{bmatrix} \quad P_1 = \begin{bmatrix} P_1 \\ P_2 \\ \vdots \\ P_m \end{bmatrix}$$

$$X_2 = \begin{bmatrix} x_{m+1} \\ x_{m+2} \\ \vdots \\ x_n \end{bmatrix} \quad Y_2 = \begin{bmatrix} y_{m+1} \\ y_{m+2} \\ \vdots \\ y_n \end{bmatrix} \quad V_2 = \begin{bmatrix} v_{m+1} \\ v_{m+2} \\ \vdots \\ v_n \end{bmatrix} \quad P_2 = \begin{bmatrix} P_{m+1} \\ P_{m+2} \\ \vdots \\ P_n \end{bmatrix}$$

Las ecuaciones del equilibrio de cantidades input-output pueden expresarse:

$$y_1 = x_1 - a_{11}x_1 - a_{12}x_2 - \ldots - a_{1m}x_m - a_{1m+1}x_{m+1} - a_{1m+2}x_{m+2} \ldots - a_{1n}x_n$$

$$y_2 = -a_{21}x_1 + x_2 - a_{22}x_2 - \ldots - a_{2m}x_m - a_{2m+1}x_{m+1} - a_{2,m+2}\ x_{m+2} \ldots - a_{2n}x_n$$

$$\vdots \qquad \vdots \qquad \vdots \qquad \vdots \qquad \vdots \qquad \vdots$$

$$y_m = -a_{m1}x_1 - a_{m2}x_2 - \ldots x_m - a_{mm}x_m - a_{m,m+1}x_{m+1} - a_{m,m+2}\ x_{m+2} - \ldots - a_{mn}x_n$$

$$y_{m+1} = a_{m+1,1}x_1 + a_{m+1,2}x_2 + \ldots + a_{m+1,m}x_m - x_{m+1} + a_{m+1,m+1}x_{m+1} + a_{m+1,m+2}x_{m+2} + \ldots + a_{m+1,n}x_n$$

$$y_n = a_{n1}x_1 + a_{n2}x_2 + \ldots\ldots\ldots + a_{nm}x_m + a_{nm+1}x_{m+1} + a_{nm+2}\ x_{m+2} + \ldots - x_n + a_{nn}x_n$$

Es decir:

$$y_1 = (1 - a_{11})x_1 - a_{12}x_2 \cdots - a_{1m}x_m - a_{1m+1}x_{m+1} - a_{1m+2}x_{m+2} \cdots - a_{1n}x_n$$

$$y_2 = -a_{21}x_1 + (1 - a_{22})x_2 \cdots - a_{2m}x_m - a_{2m+1}x_{m+1} - a_{2m+2}x_{m+2} \cdots - a_{2n}x_n$$

$$y_m = -a_{m1}x_1 - a_{m2}x_2 \cdots + (1 - a_{mm})x_m - a_{m,m+1}x_{m+1} - a_{m,m+2}x_{m+2} \cdots - a_{mn}x_n$$

$$y_{m+1} = a_{m+1,1}x_1 + a_{m+1,2}x_2 \cdots + a_{m+1,m}x_m + (-1 + a_{m+1,m+1})x_{m+1} + a_{m+1,m+2}x_{m+2} \cdots + a_{m+1,n}x_n$$

$$y_n = a_{n1}x_1 + a_{n2}x_2 \cdots + a_{nm}x_m + a_{n,m+1} + a_{n,m+2}x_{m+2} \cdots + (-1 + a_{nn})x_n$$

En forma matricial:

$$\begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_m \\ y_{m+1} \\ y_n \end{bmatrix} = \left[\begin{array}{cccc:cccc} (1 - a_{11}) & -a_{12} & \cdots & -a_{1m} & -a_{1,m+1} & -a_{1,m+2} & \cdots & -a_{1n} \\ -a_{21} & (1-a_{22}) & \cdots & -a_{2m} & -a_{2,m+1} & -a_{2,m+2} & \cdots & -a_{2n} \\ \hdashline -a_{m1} & -a_{m2} & \cdots & (1-a_{mm}) & -a_{m,m+1} & -a_{m,m+2} & \cdots & -a_{m,n} \\ \hdashline a_{m+1,1} & a_{m+1,2} & \cdots & a_{m+1,m} & (-1+a_{m+1,m+1}) & a_{m+1,m+2} & \cdots & a_{m+1} \\ \hdashline a_{n1} & a_{n2} & \cdots & a_{nm} & a_{n,m+1} & a_{n,m+2} & \cdots & (-1+a_{nn}) \end{array}\right] \begin{bmatrix} x_1 \\ x_2 \\ \vdots \\ x_m \\ x_{m+1} \\ x_n \end{bmatrix}$$

Como puede comprobarse la anterior expresión equivale a la siguiente:

$$\begin{bmatrix} Y_1 \\ \cdots \\ Y_2 \end{bmatrix} = \left[\begin{array}{c:c} I-A_{11} & -A_{12} \\ \hdashline A_{21} & -I+A_{22} \end{array}\right] \begin{bmatrix} X_1 \\ \\ X_2 \end{bmatrix}$$

De lo que también surge:

$$\begin{bmatrix} X_1 \\ \cdots \\ X_2 \end{bmatrix} = \left[\begin{array}{c:c} I-A_{11} & -A_{12} \\ \hdashline A_{21} & -I+A_{22} \end{array}\right]^{-1} \begin{bmatrix} Y_1 \\ \cdots \\ Y_2 \end{bmatrix} \qquad (1)$$

Las ecuaciones de precios, se obtienen de modo paralelo:

$$v_1 = (1 - a_{11})p_1 - a_{21}p_2 - \ldots - a_{m1}p_m - r_{m+1,1}\, a_{m+1,1}\, p_{m+1} - r_{m+2,1}\, a_{m+2,1}\, p_{m+2} \ldots - r_{n1}\, a_{n1}\, p_n$$

$$v_2 = -a_{12}p_2 + (1 - a_{22})p_2 - \ldots - a_{m,2}p_m - r_{m+1,2}\, a_{m+1,2}\, p_{m+1} - r_{m+2,2}\, a_{m+2,2}\, p_{m+2} \ldots - r_{n,2}\, a_{n,2}\, p_n$$

- -

$$v_m = -a_{1m}p_1 - a_{2m}p_2 - \ldots + (1 - a_{mm})p_m - r_{m+1,m}\, a_{m+1,m}\, p_{m+1} - r_{m+2,m}\, a_{m+2,m}\, p_{m+2} \ldots - r_{n,m}\, a_{n,m}\, p_n$$

$$v_{m+1} = -a_{1,m+1}\, p_1 - a_{2,m+1}\, p_2 - \ldots - a_{m,m+1}\, p_m + (1 - r_{m+1,m+1}\, a_{m+1,m+1})p_{m+1} - r_{m+2,m+1}\, a_{m+2,m+1}\, p_{m+2} \ldots - r_{m,m+1}\, a_{n,m+1}\, p_n$$

- -

$$v_n = -a_{1n}\, p_1 - a_{2,n}\, p_2 - \ldots - a_{m,n}\, p_m - r_{m+1,n}\, a_{m+1,n}\, p_{m+1} - r_{m+2,n}\, a_{m+2,n}\, p_{m+2} - \ldots + (1 - r_{nn}\, a_{nn})p_n$$

Y en forma matricial:

$$\begin{pmatrix} v_1 \\ v_2 \\ \vdots \\ v_m \\ \hline v_{m+1} \\ \vdots \\ v_n \end{pmatrix} = \left(\begin{array}{cccc:ccc} (1-a_{11}) & -a_{12} & \cdots & -a_{m1} & -r_{m+1,1}a_{m+1,1} & -r_{m+2,1}a_{m+2,1} & \cdots -r_{n,1}a_{n1} \\ -a_{12} & (1-a_{22}) & & -a_{m2} & -r_{m+1,2}a_{m+1,2} & -r_{m+2,2}a_{m+2,2} & \cdots -r_{n,2}a_{n,2} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ -a_{1m} & -a_{2m} & & (1-a_{mm}) & -r_{m+1,m}a_{m+1,m} & -r_{m+2,m}a_{m+2,m} & \cdots -r_{n,m}a_{nm} \\ \hdashline -a_{1,m+1} & -a_{2,m+1} & & -a_{m,m+1} & (1-r_{m+1,m+1}a_{m+1,m+1}) & -r_{m+2,m+1}a_{m+2,m+1} & \cdots -r_{n,m+1}a_{n,m+1} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ -a_{1n} & -a_{2n} & & -a_{mn} & -r_{m+1n}a_{m+1,n} & -r_{m+2n}a_{m+2n} & \cdots (1-r_{nn}a_{nn}) \end{array}\right) \begin{pmatrix} P_1 \\ P_2 \\ \vdots \\ P_m \\ \\ P_{m+1} \\ \vdots \\ P_n \end{pmatrix}$$

Que puede expresarse:

$$\begin{pmatrix} V_1 \\ \hline V_2 \end{pmatrix} \quad \left(\begin{array}{c:c} I-A'_{11} & -Q'_{21} \\ \hline -A'_{12} & I-Q'_{22} \end{array}\right) \quad \begin{pmatrix} P_1 \\ \hline P_2 \end{pmatrix}$$

Y también

$$\begin{bmatrix} P_1 \\ \hline P_2 \end{bmatrix} = \left[\begin{array}{c:c} I-A'_{11} & -Q'_{21} \\ \hdashline -A'_{12} & I-Q'_{22} \end{array}\right]^{-1} \begin{bmatrix} V_1 \\ \hline V_2 \end{bmatrix} \qquad (2)$$

Las expresiones (1) y (2) dan respuesta a los dos grandes problemas que planteábamos al comienzo de la sección: la previsión de las emisiones para niveles dados de la demanda final y la estimación del coste de reducción de la contaminación, conocidos los coeficientes de inputs primarios. Como es habitual en los modelos I-O, las previsiones de cambio tecnológico pueden ser incorporadas con facilidad para analizar no sólo las consecuencias económicas sectoriales, sino también el impacto físico sobre el Medio Ambiente.

2- Extensión a la contaminación generada por el Sector de Demanda Final

Hasta ahora el origen de las emisiones contaminantes se halla exclusivamente en los sectores productivos. No obstante, es obvio que las actividades de consumo originan una buena parte de las emisiones totales. A nivel urbano es particularmente notoria la contribución de los consumidores a la generación de residuos; piénsese tan sólo en la generación de basuras y en los vertidos a las redes de saneamiento urbano (37).

El modelo desarrollado permite fácilmente la consideración de la contaminación generada por los sectores finales.

Formalmente bastaría con introducir algunos elementos adicionales, siguiendo la terminología antes empleada.

Definamos un nuevo COEFICIENTE TECNICO:

$a_{gy(i)}$: Cantidad de contaminante g producido por unidad de consumo del bien i entregado a la demanda final.

Las nuevas VARIABLES son:

y_g^* : Suma total de contaminante g producido por el sector de demanda final a partir de las entregas realizadas por todas las industrias a ese sector.

x_g^* : Producción total del contaminante g por todas las industrias y por la demanda final.

Las matrices y vectores adicionales, a emplear ahora, son:

$$A_y = \begin{bmatrix} a_{m+1,y(1)} & a_{m+1,y(2)} & \cdots & a_{m+1,y(m)} \\ a_{m+2,y(1)} & a_{m+2,y(2)} & \cdots & a_{m+2,y(m)} \\ \cdots & \cdots & \cdots & \cdots \\ a_{n,y(1)} & a_{n,y(2)} & \cdots & a_{n,y(m)} \end{bmatrix}$$

representativa de los coeficientes técnicos de polución por unidad de demanda final. Y también:

$$Y_2^* = \begin{bmatrix} y_{m+1}^* \\ y_{m+2}^* \\ \vdots \\ y_n^* \end{bmatrix} \qquad X_2^* = \begin{bmatrix} x_{m+1}^* \\ x_{m+2}^* \\ \vdots \\ x_n^* \end{bmatrix}$$

Naturalmente $Y_2 = A_y Y_1$, tal como se han definido sus elementos. La expresión del equilibrio de cantidades (1) se transforma ahora en

$$\begin{bmatrix} X_1 \\ \cdots \\ X_2 \end{bmatrix} = \left[\begin{array}{c|c} I-A_{11} & -A_{12} \\ \hline A_{21} & -I+A_{22} \end{array}\right]^{-1} \cdot \begin{bmatrix} Y_1 \\ \cdots \\ Y_2-Y_2^* \end{bmatrix}$$

que es idéntica a la antes obtenida, salvo que hemos sustituído el vector Y_2 por la diferencia de vectores $Y_2-Y_2^*$.

Las ecuaciones de precios y costes (2) no experimentan variación.

Las emisiones totales se obtienen:

$$X^* = \left[\begin{array}{c|c} A_{21} & A_{22} \end{array}\right] \begin{bmatrix} X_1 \\ \cdots \\ X_2 \end{bmatrix} + Y_2^*$$

Como suma de las emisiones industriales propiamente dichas y las provenientes de la demanda final.

NOTAS AL CAPITULO IV

(1) K.E. BOULDING, The economics of the coming spaceshipearth, op. cit., en H.E. DALY (ed.), Toward a Steady-State Economy, San Francisco Reading, W.H. Freeman and Co., 1.973.

(2) A ésto se ha hecho referencia al considerar el llamado enfoque de los "Recursos de Propiedad Común". Cfr. apartado 244.

(3) K.E. BOULDING, art. cit., nota 71.

(4) R.U. AYRES y A.V. KNEESE, Production, Consumption and Externalities, American Economic Review, Junio 1.969, Vol. 49, nº 3, pag. 282-297. Reproducido en J. GALLEGO, Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 205-239.

(5) Cfr. A.V. KNEESE, R. AYRES y R.C. D'ARGE, Economics and the Environment: a materials balance approach, Ressources for the Future, The John Hopkins Press, Baltimore y Londres 1.970. También, A.M. FREEMAN, R.H. HAVEMAN y A.V. KNEESE, The Economics of Environmental Policy, J. Wiley and Sons, New York, 1.973, cap. 2.

(6) AYRES y KNEESE, Producción, Consumo y Externalidades, en J. GALLEGO, loc. cit., pag. 207-208.

(7) Ibidem, pag. 211.

(8) Este punto puede conducir a errores, según algunos autores, puesto que la tasa de asimilación natural, así como el daño hecho, varía con los residuos. Algunas puntualizaciones a la proposición de Ayres y Kneese han sido hechas por R.G. NOLL y J. TRISONIS, "Mass balance, General Equilibrium and Environmental Externalities", American Economic Review, Vol. 61, Setiembre, 1.971, pag. 730-735. Así, la masa de residuos sería menor que la de los inputs de materiales en la cuantía de la acumulación de capital físico.

(9) AYRES Y KNEESE, en J. Gallego (ed.), op. cit., pag. 216.

(10) Ibidem, pag. 213-218.

(11) R. DORFMAN, P. SAMUELSON y R.M. SOLOW, Linear Programming and Economic Analysis, New York, 1.958.

(12) AYRES y KNEESE, loc. cit., pag. 236.

(13) Una aplicación operativa del modelo conceptual de AYRES y KNEESE es el desarrollado por Ressources for the Future en una perspectiva regional. Véase C.S. RUSSELL y W.O. SPOFFORD, A Quantitative Framework for Residuals Management Decisions, en A.V. KNEESE (ed), Environmental Quality Analysis: Research Studies in the Social Sciences, John Hopkins Press, Baltimore, 1.972. Véase también, C. S. RUSSELL, Application of Microeconomic Models to Regional Environmental Quality Management, American Economic Review, Mayo, 1.973. Otra versión de aquel modelo es la contenida en R.V. AYRES, R.C. D'ARGE y A.V. KNEESE, Economics and the Environment, Ressources for the Future, Washington, 1.970.

(14) Algunos de los modelos más importantes son: K.G. MÄLER, Environmental Economics, The John Hopkins Press for Ressources for the Future, Baltimore, 1.974; T.H. TIETENBERG, Specific Taxes and Pollution Control: A General Equilibrium Analysis, Quarterly Journal of Economics, pag. 503-522.

(15) Así MÄLER prueba la existencia de un equilibrio transformando su modelo en uno formalmente idéntico al modelo de economía descentralizada de ARROW-DEBREU, y acudiendo entonces a los teoremas del punto fijo. TIETENBERG y BAUMOL y OATES, por su parte, prueban que el equilibrio es socialmente eficiente demostrando que las condiciones necesarias y suficientes de equilibrio competitivo coinciden con las de eficiencia social. Para ello se utilizan las condiciones de maximización de Kuhn y Tucker.

(16) J. CUMBERLAND, Una evaluación comparativa de modelos ambientales alternativos con especial énfasis en las matrices de deshechos, en J. GALLEGO (ed.), op. cit., pag. 243-325.

(17) B. COMMONER, "The Closing Circle", Alfred A. Knopf, New York, 1.971.

(18) B.WARD y R. DUBOS, Una sola tierra, Ed. FCE., Mexico, 1.972, pag. 77.

(19) J. CUMBERLAND, loc. cit., pag. 251.

(20) Véase B. WARD y R. DUBOS, loc. cit., pag. 83-116. Sobre algunos problemas plantoados por la complejidad de las interrelaciones de los sistemas naturales.

(21) La discrepancia de la comunidad científica sobre algunos de los efectos de la contaminación es palpable a propósito de la discusión sobre la tendencia al calentamiento o enfriamiento de la tierra como consecuencia del aumento de concentraciones de CO_2 y partículas en suspensión. Una síntesis de la discusión puede hallarse en R. MARTIN MATEO, Derecho Ambiental, Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, 1.977, pags., 472-475.

(22) Véase B.F. SANCHEZ-MURIAS y J. PLEITE SANCHEZ, Condiciones sanitarias sobre Calidad del aire, Propuesta de normas y métodos aplicables en España, en Anales de Medicina, Academia de Ciencias Médicas de Cataluña y Baleares. Sesión del 15 de Diciembre de 1.972 (Asociación de Microbiología, Higiene y Medicina Preventiva). También, Organización Mundial de la Salud (OMS), Serie Informes Técnicos, nº 271, 1.964; R. MARTIN MATEO, op. cit., pag. 530-535.

(23) J.H. CUMBERLAND, "A regional interindustry model for Analysis of Development objectives", Regional Science Association Papers, Vol. 17, 1.966, pag. 65-94.

(24) J.H.CUMBERLAND y otros, "Design for a Maryland State Planning Model with Economic - Environmental Linkages", Maryland Department of State Planning, Publicación nº 177, Julio 1.971, Baltimore. También, J.H. CUMBERLAND y J. KORBACH, "A regional Interindustry Environmental Model", en Regional Science Association, 1.973.

(25) W. LEONTIEF, "Environmental Repercussions and Economic Structure: an Input - Output Approach", Review of Economics and Statistics, Agosto, 1.970, pag. 262-271.

(26) Algunos trabajos presentados fueron: J. CUMBERLAND, "Application of Input-Output techniques to the Analysis of Environmental Problems"; W. LEONTIEF y D. FORD, Air Pollution and the Economic Structure: empirical results of input-output computations, en A. BRODY y A.P. CARTER (eds.) Input-Output Techniques, North-Holland Publishing Company, 1.972, pag. 9-30.

(27) Aparte de los trabajos ya indicados merecen citarse: E.A. LAWRENT y J.C. HITE, "Economic Linkages and Regional Growth: A case Study", Land Economics, Febrero, 1.972, Vol. 48, nº 1, pag. 70-72; A.O. CONVERSE, "On the Extension of Input-Output Analysis to Account for Environmental Externalities", American Economic Review, Marzo, 1 1.971, pag. 197-198; H.E. DALY, "On Economics as a Life Science", The Journal of Political Economy, Mayo-Junio, 1.968; W.H. MYERNYK y J.T. SEARS, "Air Pollution Abatement and Regional Economic Development", D.C. Heath and Co., Lexington, Massachussets, 1.974; L. AYRES, I. GUTMANIS y A. SHAPANKA, "Environmental Implications of Technological and Economic Change for the United States, 1.967-2.000: an Input-Output Analysis, International Research and Technology Corporation, Washington, 1.970; P.A. VICTOR, "Input-Output Analysis and the Study of Economic and Environmental Interaction", Ph. D. Dissertation, University of British Columbia, Abril, 1.971; P.A. VICTOR, "Pollution, Economics and Envrironment", Allen and Unwin, Londres, 1.972; A.G. FAZIO y M. LO CASCIO, "Evaluation of the Econometric Effects of Antipollution Public Policy", OCDE, Seminario de Verano, 1.971. Versión castellana en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, Ed. IDE., Madrid, 1.975; W. ISARD y otros, "Ecological-Economic Analysis for Regional Development", The Free Press, Nueva York, 1.972; W. ISARD y otros, "On the linkage of Socio-Economic and Ecological Systems", EKISTICS nº 28, 1.969, pag. 28-34.

(28) Véase P.A. VICTOR, Economía de la polución, op. cit., pag. 78.

(29) Cfr. J. GALLEGO, "Hacia una economía del Medio Ambiente: historia y principales instrumentos", en Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos (ed), Grandes Dilemas Ambientales, Librería Técnica Bellisco, Madrid, 1.974.

(30) Cfr. P.A. VICTOR, op. cit., pag. 80-91.

(31) J.H. CUMBERLAND, "A regional Interindustry Model for Analysis of Development objectives", Papers of the Regional Science Association, 1966. Citado por P.A. VICTOR.

(32) H.E. DALY, "On Economics as a Life Science", The Journal of Political Economy, Mayo-Junio, 1.968.

(33) W. ISARD, "On the linkage of Socio-Economic and Ecological Systems", Ekisticks, 28, 1.969, pag. 28-34.

(34) W. LEONTIEF, "Environmental Repercussions and The Economic Structure; An input output approach", Review of Economics and Statistics, Agosto, 1.970; W. LEONTIEF y D. FORD, "Air Pollution and the Economic Structure: empirical results of input-output computations", en A. BRODY y A.P, CARTER (eds;), Input-Output techniques, North-Holland, 1.972, pag. 9-30.

(35) P. VICTOR, "Pollution: Economics and Environment", Allen and Unwin, Londres, 1.972.

(36) La presente sección está basada en la terminología y conceptos del artículo de LEONTIEF citado en primer lugar en la nota 104.

(37) En 1.976 la producción de residuos sólidos urbanos computada en España ascendía a 21.039 Tm/día, pudiéndose estimar la restante en unos 2.468 Tm/día, lo que supone un total de 23.507 Tm/día, equivalente a 8.580.000 Tm/año, o bien una producción media de 0,67 Kg/día por cápita. Esta media oscilaba desde los 0,56 Kg. por cápita correspondientes a ciudades con menos de 20.000 habitantes hasta los 0,9 Kg. por cápita de las ciudades de más de 1.000.000 de habitantes. Cfr. Subsecretaría de Planificación, Medio Ambiente en España, Madrid, 1.977, cap. IV, Residuos Sólidos, pag. 394-423.

II PARTE

LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE Y LOS OBJETIVOS DE LA POLITICA MACROECONOMICA

II PARTE

LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE Y LOS OBJETIVOS DE LA POLITICA MACROECONOMICA

La introducción del tema ambiental en los planteamientos político-económicos está llevando a una reformulación de los objetivos tradicionalmente perseguidos por las economías nacionales e, incluso, sirviendo de base a una nueva concepción de las relaciones internacionales, en la que la solidaridad entre los pueblos aparezca con más peso que hasta ahora. No es ajeno a todo este cambio de perspectiva el análisis, a veces, catastrofista, de las consecuencias que pueden seguirse para el mundo de continuar por una senda de expansión indefinida. La polémica sobre los límites del crecimiento, hoy menos de moda que en los años anteriores a la crisis del petroleo de 1.973, y la conclusión extraída de que nuestros comportamientos ponían en peligro la supervivencia mundial en plazo más o menos próximo, han servido, si no para otra cosa, para acentuar la investigación y poner las bases de una política conservacionista de los recursos naturales. Una política de ese tipo viene igualmente sugerida por el creciente escepticismo, en los países opulentos, sobre las ventajas del proceso de crecimiento económico. Ahora bien, si el crecimiento ha de ser reducido en aras de la supervivencia y la mejora de la calidad de la vida, forzosamente los demás objetivos subordinados al de crecimiento han de ser reformulados. Un creciente énfasis en los problemas de distribución de la renta y de la riqueza parece ser, en este sentido, la nota característica de las doctrinas favorables a la atenuación del crecimiento. No obstante, cabe preguntarse si las aspi-

raciones al pleno empleo de la población trabajadora, y la aspiración a la estabilidad de precios y al equilibrio de la balanza de pagos pueden verse afectados por un cambio en la jerarquización de los objetivos de política económica, acompañado de la introducción de instrumentos adecuados para la preservación del Medio Ambiente. Habrán de estudiarse, entonces, las relaciones de arbitraje (independencia o complementariedad) que ligan a los objetivos tradicionales con el nuevo objetivo de preservación ambiental. La magnitud de la tarea nos obligará a simplificar fuertemente, pero no cabe duda que sólo tras un conocimiento, lo más profundo posible, de estas relaciones, es posible establecer una estrategia coherente de política económica.

CAPITULO V

CRECIMIENTO Y OBJETIVOS DE POLITICA ECONOMICA

5.1.- Síntesis de los objetivos macroeconómicos

La enumeración de los objetivos de la Política Económica está sujeta a las valoraciones inevitables de cada autor, o en su caso, de los rectores de la economía de cada país. No es el momento de analizar la evolución de estos objetivos (1) en la historia contemporánea, ni de exponer las innumerables formulaciones de los mismos presentadas por los diferentes tratadistas (2). Existe, a pesar de la diversidad, una coincidencia, por parte de las políticas nacionales de los países occidentales, en la búsqueda de una serie de metas estimadas deseables, de cuya consecución, se supone implícitamente, se derivaría el bienestar económico.

Siguiendo a P. COULBOIS (3) estos objetivos pueden articularse alrededor de los siguientes enunciados:

1- Crecimiento económico rápido
2- Crecimiento con pleno empleo
3- Crecimiento armónico
4- Crecimiento humanizado

La enumeración de Coulbois tiene la virtud de poner el énfasis en el objetivo crecimiento, lo que parece congruente con la preocupación de los países de la órbita occidental (y no sólo de ellos), al menos a partir de la segunda guerra mundial. Por otro lado, ese creci-

miento ha de ser cualificado por una serie de características que, a veces, pueden suponer restricciones a la misma posibilidad de crecimiento.

1- Crecimiento económico rápido: objetivo que remite al análisis de las potencialidades de la economía (factores de la oferta) y del grado de utilización de la misma. A largo plazo el logro de un mayor crecimiento dependerá de la evolución de los factores de los que depende la producción. Si, en formulación neoclásica, el producto Y es función del capital, el trabajo y el progreso técnico, según $Y = F(K,L,T)$, la política de crecimiento tratará de afectar a esos factores para lograr la máxima tasa posible de crecimiento potencial (4). No obstante, a corto plazo, el producto generado depende fundamentalmente del comportamiento de la demanda. La política coyuntural tratará de regular la demanda de modo que se acerque lo más posible a la línea de evolución del producto potencial. Puede así, distinguirse una política estructural o de largo plazo y una política coyuntural o de corto plazo. La primera actuará sobre el ahorro, la población y el progreso tecnológico a fin de permitir que el stock de capital formado, la población trabajadora y el avance técnico sean congruentes con la asignación de recursos más eficiente. La política coyuntural, por su lado, perseguirá básicamente regular la demanda efectiva a través de medios monetarios, fiscales y de regulación de las rentas, con el fin de evitar el derroche de recursos que se seguiría de la no utilización del potencial de crecimiento y, a su vez, las tensiones inflacionistas de una excesiva presión de la demanda global. Evi-

dentemente, los dos tipos de política se hallan íntimamente relacionados, por lo que su separación conceptual sólo se hace aquí a título expositivo.

2- Crecimiento con pleno empleo

Fundamentalmente desde la gran depresión de 1.929, la preocupación por el pleno empleo es una de las constantes de la procupación político-económica. La evolución cíclica de las economías capitalistas da origen a situaciones de elevado paro que atentan tanto al derecho al trabajo, reconocido por todas las legislaciones, como a la misma eficiencia productiva. El contenido eminentemente humano de este objetivo se ve amenazado, tanto por los desajustes cíclicos de la economía, como por las inevitables transformaciones exigidas en una economía dinámica, orientada por el progreso técnico. Las formas de paro, friccional, estacional, tecnológico, estructural, se unen así al ocasionado por la deficiencia de demanda solicitando múltiples formas de intervención política.

3- Crecimiento armónico

Qué debe entenderse por armónico es una cuestión de definición. Para P. Coulbois conforman esta armonía tres criterios:

a) Regularidad en el crecimiento: es decir, evitación de oscilaciones bruscas en la evolución del PNB, que no sólo producen tensiones excesivas sobre los precios y/o paro, sino que son causa de una menor tasa de crecimiento medio a largo plazo, toda vez que las alteraciones del ritmo

de crecimiento hacen necesaria la intervención política correctora y, en ausencia de "fine tuning", tienen el riesgo de acentuar las oscilaciones económicas, dando lugar a un discurrir de la actividad económica en forma de "stop and go".

b) Estabilidad de precios: o más específicamente, mantenimiento del nivel general de precios, compatible, por otra parte, con las modificaciones de los precios relativos necesarios para lograr la correcta asignación de los recursos a medida que cambian los gustos, la tecnología, los costes, etc. Las elevaciones continuas del nivel general de precios, o, más familiarmente, la inflación, no sólo alteran la distribución de la renta, afectando a la equidad, sino que ponen en peligro la consecución de los demás objetivos económicos.

c) Equilibrio de la balanza de pagos: que ha de entenderse más como una limitación al logro del resto de las metas de la política económica, que como un objetivo en sí. Aunque en absoluto simétricos, el déficit y el superávit crónico de la balanza de pagos (5) acarrean situaciones insostenibles más allá de períodos cortos, en que el ajuste se hace inevitable, afectando a la asignación de recursos, a los precios, la producción y el empleo.

4- Crecimiento humanizado: epígrafe en el que se trata de recoger una serie de nuevas aspiraciones que cada vez cobran más importancia, tanto en la mentalidad de los ciudadanos, como en la práctica económica. Nos referimos a los tres puntos siguientes:

a) Búsqueda de la calidad de la vida: que encierra, entre otros muchos componentes, la preocupación por el Medio Ambiente, a la que se dedica esta tesis. Se trata, como diría Mishan, de aplicar una parte de nuestros recursos "a la tarea más urgente de hacer el medio físico en el que vivimos algo menos conveniente, quizá, a las máquinas, pero más a los seres humanos" (6). Pero habría que añadir otra serie de ingredientes, aparte los relativos al medio físico, que abarcarían desde las condiciones de trabajo a las relaciones sociales pasando por el tiempo libre, el equilibrio síquico, etc (7).

b) Equilibrio entre necesidades colectivas o individuales: o, en otros términos, búsqueda del equilibrio entre el sector privado y el sector público en la satisfacción de las aspiraciones humanas. La esfera de bienes y servicios abastecida por los poderes públicos tiende a ser cada vez más grande, por razones múltiples que suelen englobarse en lo que se conoce como ley de WAGNER (8). Esto obliga a un crecimiento de los recursos públicos, que habrán de ser allegados por caminos que, no sólo no comprometan el funcionamiento eficiente de la esfera privada, sino que permitan la eficiencia en la provisión de bienes públicos (9).

c) La equidad en el crecimiento: ésto es, la adecuada distribución de los frutos del crecimiento entre los distintos miembros de la sociedad. La distribución funcional, personal, y espacial de la renta, serán los tres grandes capítulos para el

análisis de la equidad. Hasta qué punto la mayor igualdad en la distribución puede oponerse, en una economía basada en la competencia, a la eficiencia económica, es un tema de frecuente controversia en la literatura sobre el crecimiento. De lo que no cabe duda es de que la aspiración a unas diferencias menos escandalosas, se ha implantado en las mentalidades modernas con fuertes raíces, como resultado del influjo de las ideas democráticas y socializantes. De ahí que buena parte de la polémica sobre los beneficios del crecimiento económico pueda resumirse en el posible dilema crecimiento-redistribución.

Sirva este rapidísimo repaso a los principales objetivos de la política económica contemporánea como marco en el cual reconsiderar la modificación que el análisis del Medio Ambiente viene a aportar a todos ellos. En lo que sigue nos referiremos a los principales objetivos formulados, para estudiar los nuevos contenidos que adoptan ante el influjo de los problemas ambientales y la manera en que la política específica ambiental puede compromoter su logro. Se trata, en última instancia, de comprender si los objetivos tradicionales son independientes, complementarios o contradictorios (10), en relación con el logro de la mayor calidad ambiental.

5.2.- El Crecimiento Económico

La búsqueda del crecimiento económico, entendiendo por ésto el logro de niveles crecientes de PNB por

cabeza, no es una preocupación sólo de hoy, pero sin duda nunca ha estado tan enraizada en la mente de los habitantes de los países capitalistas desarrollados la idea de que puede aspirarse a que las rentas percibidas aumenten anualmente en términos reales (11). Sólo más recientemente se ha empezado a cuestionar la posibilidad física de este progreso continuado, por un lado, y su misma deseabilidad por otro.

En 1.776, A. Smith publica su Riqueza de las Naciones, admitiendo explícitamente que el crecimiento económico constituía una condición necesaria para el bienestar de la humanidad (12). Entre los economistas clásicos sólo Stuart Mill mantuvo sus dudas sobre la conveniencia del crecimiento económico. Así en 1.848 escribía, "sólo en los países atrasados del mundo, el aumento de la producción es todavía un objetivo importante; en los más avanzados, lo que económicamente se necesita es una mayor distribución" (13). Lo que sí estaba en la mente de todos los clásicos era el problema de la factibilidad del crecimiento, como cuestión distinta de su deseabilidad. Ricardo, Malthus y Marx, por ejemplo, tenían sus explicaciones propias de por qué el crecimiento habría de terminar, aunque Stuart Mill estuviese menos seguro que los otros sobre si el estado estacionario llegaría a alcanzarse (14).

Durante la última parte del siglo XIX la consideración de un fin eventual del crecimiento económico, habría más o menos desaparecido de las preocupaciones habituales de los economistas. La causa hay que atribuirla, probablemente, al avance económico experimentado en los países más desarrollados tras la Revolución Industrial y a la mentalidad de progreso que poco a poco se

había ido adueñando de estos países, como consecuencia del mismo avance económico y de las ideas esparcidas en Europa desde la Ilustración del siglo XVIII. Pero como dice W. BECKERMAN (15), "más probablemente fue causado por el hecho de que, hacia finales del siglo XIX y durante los primeros 40 años del siglo XX, los países avanzados del mundo se encontraban a diario ante un terrible problema: básicamente, las amplias fluctuaciones del producto, y por lo general, un desempleo alto y creciente". Por ello la macroeconómía se orienta decididamente en esta dirección. Cuando, tras la guerra parecía que el problema del empleo había sido resuelto y la prosperidad adoptaba tasas crecientes, la atención se orientó a los problemas del crecimiento económico. La profusión de literatura económica sobre el crecimiento en los años de la posguerra ha conocido un punto de inflexión, seguramente, a final de la década de los sesenta. Los problemas económicos de los países capitalistas occidentales requerían una atención mayor al problema de la inflación y de los desequilibrios de las balanzas de pagos. Pero ello, no obstaba para que la fe en la posibilidad de hecho y en la deseabilidad del crecimiento fuese casi un axioma de los economistas de todas las tendencias. El problema era crecer sin inflación y sin déficit de pagos, pero crecer. A finales de la década de los sesenta una popular obra de divulgación (16) hace irrupción en el pensamiento ortodoxo, generalizando ideas ya discutidas en revistas especializadas de ciencias naturales, y suscitando una polémica, hoy inacabada. La literatura ecológica y "catastrófista" invade los años setenta, pronosticando el fin del crecimiento y anunciando las graves consecuencias ambientales de

los procesos de extracción, transporte y producción económica (17). De todo ello se deducía la conveniencia de limitar el crecimiento a niveles compatibles con una mayor calidad de vida. Y lo que era más importante, se ponía en duda la contribución del crecimiento al aumento del bienestar económico.

5.2.1.- Crecimiento Económico y Bienestar

5.2.1.1.- La deseabilidad del Crecimiento Económico

La argumentación sobre la conveniencia del crecimiento, convertida en casi tópica en los últimos años, está admirablemente reflejada en un artículo de Sir Arthur LEWIS (18), apéndice a su manual sobre el crecimiento económico. En realidad Lewis fue suficientemente clarividente como para recoger no sólo los argumentos a favor del crecimiento, sino la mayor parte de los que hoy se esgrimen en su contra. Detengámonos en unos y otros:

a) Los beneficios del crecimiento económico:

1- Ampliación del campo de variación de la elección humana: la riqueza ciertamente no puede decirse que aumente la felicidad humana, porque la relación entre bienes y felicidad es difícil de establecer. Aumentaría la felicidad si los recursos crecieran más que las necesidades, pero eso no es un resultado necesario. Incluso existe una cierta evidencia de lo contrario.

Pero, aún en ese caso, ésto no es un argumento decisivo contra el crecimiento, a juicio de Lewis (19), "ya que la felicidad no es la única cosa buena en la vida".

2- Mayor control sobre el medio en que vive el hombre: de resultas de lo cual aumenta su libertad. Esto parece claro a Lewis por lo que se refiere a las posibilidades que el crecimiento aporta en cuanto a mejora de la alimentación, eliminación de enfermedades, supresión de las plagas, ampliación de la duración de la vida humana, etc.

3- Crecimiento del ocio: o, al menos, libertad para elegir entre más bienes y más descanso, como fruto de la mayor productividad.

4- Aumento de los servicios: que supone una ampliación del sector terciario, y la posibilidad de dedicarse en mayor medida a "actividades superiores" como la música, el arte o el estudio de la filosofía, una vez que las necesidades básicas estén cubiertas.

5- Liberación de la mujer: en cuanto el crecimiento libera a ésta de una buena porción de sus tareas domésticas tradicionales, a través de la mecanización del hogar y la cobertura por el mercado de ciertos servicios hasta entonces provistos en el seno de la familia.

6- Permite desplegar un mayor humanitarismo: en los niveles más bajos de renta poco puede dedicarse a los que no pueden valerse por sí mismos. "El deseo de proteger a los enfermos, a los incapaces, a los desgraciados, a las viudas y a los huérfanos, no es necesariamente mayor en las sociedades civilizadas que en las primitivas, pero las primeras pueden dedicar más medios para este fin y en realidad despliegan un humanitarismo mayor" (20).

7- El crecimiento puede absorber energías que de otro modo se convertirían en tensiones sociales insoportables. Esto es particularmente relevante cuando las aspiraciones a un mayor nivel de vida son crecientes, sobre todo entre los menos favorecidos por la fortuna. Por ello, a menos que se ponga en cuestión la distribución de la renta, sus aspiraciones sólo pueden ser cumplidas a costa de los grupos sociales más encumbrados. La lucha por la distribución de la renta, generadora de tensiones sociales y políticas, puede, al menos, moderarse en condiciones de crecimiento. Claro que, como Lewis reconoce, el crecimiento económico puede también "tener el efecto de perturbar unas relaciones sociales relativamente estables, de estimular la envidia y la codicia, y de precipitar conflictos

de clase, raciales y religiosos". Por lo que "no se puede sostener que el desarrollo económico necesariamente mejore las relaciones políticas" (21).

b) Los costos del crecimiento

Junto a las posibles ventajas del crecimiento, ya en 1.955, Lewis sintetizaba los posibles inconvenientes de carácter institucional que se derivaban de la erección del crecimiento como objetivo prioritario de la sociedad. Sin que podamos extendernos ahora en estas consideraciones, cuya importancia es difícil de exagerar, habremos de convenir que el debate reciente sobre la deseabilidad del crecimiento ha aportado escasos argumentos nuevos. El espíritu materialista, individualista, racionalista, que acompaña históricamente al crecimiento económico, se hallaban ya señalados en el trabajo de Lewis. Lo mismo que los problemas acarreados por la especialización del trabajo, las organizaciones en gran escala, el crecimiento de las ciudades, las desigualdades en la distribución de la renta, etc. Ahora bien, para Lewis, desde una actitud crítica abierta, lo que se desprende del análisis de la deseabilidad del crecimiento es que:

1- "Algunos de los supuestos costes del desarrollo económico no son consecuencias necesarias del desarrollo en absoluto" (22). Tal es el caso de la fealdad de las ciudades o el empobrecimiento de las clases trabajadoras.

2- "Algunos de los males invocados no son intrínsicamente un mal -el incremento del individualismo, o de espíritu racional o de las ciudades, por ejemplo". "Como en toda la vida humana puede haber exceso en estas cosas, pero esencialmente no son menos deseables que sus opuestos". Ahora bien, lo que se sigue de lo dicho es la posibilidad de fuertes excesos en algunos aspectos, con consecuencias negativas".

3- "El tipo de desarrollo económico puede ser demasiado elevado para el bienestar de la sociedad" (23). O, dicho de otro modo, "las sociedades no dan necesariamente muestras de sabiduría al decidir una aceleración de la tasa de crecimiento por encima de su nivel corriente; si lo hacen disfrutarán de beneficios importantes, pero puede ser que también incurren en costes importantes bajo el aspecto social o espiritual, y debemos examinar por separado en cada caso del mejor modo posible si las ganancias potenciales exceden a las pérdidas potenciales" (24).

Como no podía ser menos, una postura ambivalente sugo del análisis anterior. Se trata de ver si los supuestos beneficios del crecimiento compensan los costes incurridos. Esta es la racionalista actitud económica. Por otro lado, habrá que analizar si los costes incurridos son consecuencia inevitable del crecimiento o más bien de un determinado "modelo" de crecimiento. En cualquier caso, dado que se trata de hacer máximas las ventajas, habrán de minimizarse los inconvenientes del proceso. Si esto llevará a abandonar el crecimiento o tan solo a modificar el patrón de crecimiento dependerá de las consecuencias que la modificación de éste tenga sobre aquel. Los inconvenientes del crecimiento, al menos en algunos países, ¿pueden ser tales que la modificación del "modelo" para eliminar sus perjuicios lleve a una detención del crecimiento?. Una política preservadora del Medio Ambiente, ¿habrá de reducir la tasa del crecimiento del PNB?. Esto es lo que pretendemos contestar. Pero antes debemos profundizar las relaciones entre crecimiento y bienestar.

5.2.1.2.- Características del Crecimiento Económico Moderno

Para adoptar una adecuada perspectiva histórica no podemos contentarnos con un análisis de período corto de la evolución de los indicadores de producción. El crecimiento económico en toda la amplitud de su contenido ha de entenderse como "el aumento a largo plazo en la capacidad de proporcionar una gama cada vez más diversa de bienes económicos, capacidad que se basa en una tecnología avanzada y en los ajustes institucionales o ideológicos que se requieran" (25). Si la evolución de la humanidad puede periodificarse con arreglo a ciertos criterios, la época que se inicia en la última etapa del siglo XVIII y llega hasta nuestros días puede caracterizarse, para los países hoy desarrollados económicamente, por una serie de rasgos, siguiendo a S. KUZNETS (26):

1- "Altas tasas de crecimiento de la producción por cápita y de la población en los países desarrollados, siendo ambas múltiplos de las anteriores tasas observables, tanto en estos países como en el resto del mundo, al menos hasta la última o dos últimas décadas".

2- Elevada tasa de crecimiento de la productividad en relación a todos los inputs empleados, que aparece como el factor productivo de mayor importancia, varias veces superior a las tasas de crecimiento del mismo correspondientes a la época premoderna.

3- Alto ritmo de las transformaciones estructurales en la economía, entre las que cabe señalar los trasvasos de población de la agricultura a los otros sectores y de la industria al sector servicios, los cambios en la escala de las unidades de producción, en la estructura del consumo, en el status ocupacional del trabajo, etc.

4- Cambios en la estructura de la sociedad y en su ideología, unidos a los procesos de urbanización y secularización.

5- Constitución de una unidad mundial mediante el poder que la tecnología de transportes y comunicaciones da a los países desarrollados, para extenderse, pacífica o bélicamente, por todo el mundo.

6- La extensión del crecimiento, a pesar de todo, es limitada, subsistiendo espacios geográficos, que contienen los tres cuartos de la población mundial, en los que la actividad económica se halla muy por debajo de lo que es posible con la tecnología moderna.

Estos cambios revolucionarios, en relación con el pasado, encuentran su explicación en la importancia que cobra una nueva fuente de crecimiento: la ciencia moderna como fundamento de la tecnología avanzada. En efecto, "la aplicación masiva de las innovaciones tecnológicas, lo que constituye parte de la sustancia distintiva del crecimiento económico moderno, está profundamente conectada con el posterior progreso de la ciencia, proveyendo las bases para adicionales avances en la tecno-

logía" (27). La relación de retroalimentación entre crecimiento y avance tecnológico es la que da al proceso el carácter de autosostenido y, paralelamente, la que produce el acelerado cambio en las condiciones de vida, susceptible de acarrear consecuencias negativas para el bienestar humano. Y en la medida que éste es el aspecto que ahora nos interesa destacar, señalemos que el carácter acelerado de la innovación tecnológica está llamado a acentuar los efectos negativos derivados del proceso de crecimiento. Podría argüirse que "todo crecimiento económico produce "algunos" resultados inesperados en sus inicios, positivos al igual que negativos, cobrando estos últimos mayor importancia según se agotan los efectos masivos de las innovaciones más importantes y son cubiertas las necesidades que estaban destinadas a ser satisfechas por las mismas. Si el argumento es válido, el crecimiento económico moderno, con una rápida sucesión de innovaciones y el acortamiento del período de su difusión masiva, debe ser acompañado por una relativamente alta incidencia de "efectos negativos" (28).

A pesar de todo, Kuznets, manifiesta que "uno puede suponer que una vez planteado el resultado negativo, el potencial de la tecnología material y social es dirigido a su reducción o superación" (29). Esta fe en el progreso técnico como demiurgo capaz de solucionar todos los males caracteriza a los defensores del crecimiento, frente a sus detractores, para quiénes, como veremos, la aceleración de las innovaciones tiene un efecto neto negativo sobre el bienestar.

Ello no obsta para que el crecimiento económico siga siendo el principal de los objetivos de la política económica contemporanea. Prioridad que se hace más sensible cuando las economías pasan por situaciones recesivas como la que viene afectando al sistema capitalista a partir de la crisis del petroleo que se inicia a finales de 1.973. La aspiración a un mayor crecimiento para elevar el nivel de vida de los ciudadanos aparece tanto más urgente cuanto parece la única forma de eliminar el extendido paro de la población.

La tasa de crecimiento se mide convencionalmente por la evolución de la renta o el PNB por cápita. ¿Hay una relación clara entre estas medidas y el bienestar social o por lo menos, el bienestar económico?.

5.2.1.3.- El PNB como indicador del Bienestar

A) El enfoque de la economía del bienestar y el crecimiento a largo plazo

El enfoque utilitarista de la economía del bienestar afirma que el interés de la sociedad recae en la satisfacción de las necesidades de los miembros individuales de dicha sociedad. La satisfacción de estas necesidades constituye lo que, enfáticamente, llamamos bienestar. La obra de Pigou marca un paso decisivo en la concepción del bienestar. Desde su Economics of Wolfare, la mayoría de los economistas han distinguido

entre bienestar general y bienestar económico, siendo ésto aquella parte del bienestar social "que puede relacionarse directa o indirectamente con el dinero como unidad de medida". Como, por otro lado, el PNB se considera la contrapartida mensurable del bienestar económico, de ahí que los cambios en aquel se acepten como la forma obvia de estudiar el crecimiento económico.

Identificar la oferta de bienes y servicios con el bienestar económico no supone desconocer que entre bienestar económico y bienestar social existen diferencias y que la evolución de aquel no tiene necesariamente que afectar en el mismo sentido al bienestar social. El mismo Pigou destacó aspectos como el impacto de la urbanización en la familia, de la industrialización sobre el status y dignidad de los trabajadores, y la relación entre el modelo de consumo que se ofrece y el grado de frustración de las potencialidades de la gente (30). No obstante lo anterior, el juicio de Pigou de que los cambios que se operan en el bienestar económico indican cambios en la misma dirección, si no en el mismo grado, en el bienestar social, confirmó la práctica posterior de los economistas. Mientras no fuese evidente lo contrario, se daba una presunción sobre el paralelismo de la evolución del bienestar económico (medido por el PNB per cápita) y del bienestar social.

De alguna forma tal hipótesis podía admitirse cuando se analizaban problemas económicos

a corto plazo, que no suponían modificaciones sustanciales de la organización y forma de vida sociales. Como dice Abramovitz "la producción fluctuaba a corto plazo, mientras que la estructura y forma de la vida económica cambia sólo lentamente. Es natural y correcto, en tales circunstancias, prestar atención a la primera y no a las segundas. Pero cuando comparamos generaciones y siglos, no se nos puede escapar el hecho de que las causas que producen mayores diferencias en la producción, al mismo tiempo, modelan también la naturaleza y organización del trabajo y modifican lo sustancial de nuestras oportunidades materiales, libertades y seguridad, y por tanto, la satisfacción que podemos obtener de la actividad económica y de la organización. Deberíamos también reconocer que la importancia relativa de la forma en la que se realiza la producción y se obtienen las rentas, tiende a tener más importancia a medida que el nivel de producción por cápita aumenta" (31).

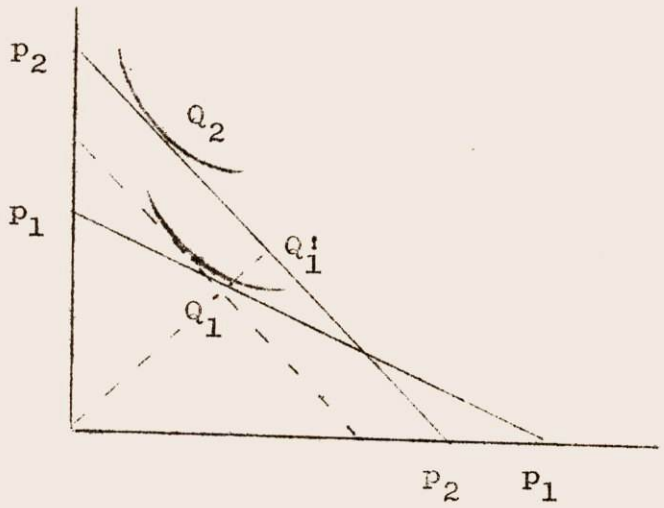
De lo que surgiría una conclusión bastante clara al enfrentarnos con el crecimiento a largo plazo, y ésta es que "desaparece la asociación entre el bienestar social y la renta nacional considerada como la contrapartida medible del bienestar económico. En largos períodos de tiempo, la satisfacción que se deriva de otros aspectos de la vida económica cambia con la producción, pero no necesariamente en la misma dirección que la satisfacción que se deriva del

crecimiento de la misma, y con toda seguridad, no es la misma proporción. Los cambios en el producto nacional como medida de producción son, por tanto, en el mejor de los casos, una medida de un aspecto del crecimiento económico. No pueden ser su indicador soberano" (32).

Sobre esta base pueden ahora analizarse algunas limitaciones en la capacidad del PNB para erigirse en medida adecuada del bienestar. Haremos abstracción, por el momento, de las dificultades planteadas por la inclusión o no inclusión de ciertos bienes y servicios en el PNB. Es decir, supondremos temporalmente que en el PNB se han incluído los bienes finales y servicios que son relevantes a la satisfacción de las necesidades de los individuos del todo social. El problema, entonces, estriba en ponderar las cantidades físicas de bienes y servicios en forma tal que conduzcan a un agregado que pueda ser aceptado como índice de bienestar.

1- <u>Limitaciones del principio de compensación de Kaldor-Hicks</u>

El punto de partida para la agregación de bienes y servicios y la posterior comparación de diferentes situaciones de bienestar, sigue siendo la formulación de Pigou en la cuarta edición del Economics of Welfare (33), posteriormente reformulada por Hicks (34).



Sean dos situaciones I y II a cada una de las cuales corresponden un conjunto de dos bienes y una relación de precios dada. Así a la situación I, corresponde el conjunto de bienes Q_1, compuesto de q_1 y q_1' y los precios respectivos P_1 y p_1'. Los parámetros de la situación II, correspondientemente, son Q_2, q_2, q_2', P_2 y p_2'.

Dadas las relaciones de precios P_1P_1 o P_2P_2, que expresan las posibilidades de compra para un individuo de los dos bienes, los conjuntos elegidos son Q_1 y Q_2. Desconocemos realmente la forma de las curvas de indiferencia del sujeto, pero conocemos, que, en equilibrio, estas curvas son tangentes a las líneas de precio que pasan por Q_1 y Q_2.

Teniendo en cuenta los demás supuestos del equilibrio del consumidor sobre convexidad de las curvas de indiferencia, y ausencia de intersección entre ellas, dada la consistencia y racionalidad de sus preferencias, se sigue que los puntos a la izquierda de la línea de precios P_2P_2 que pasa por Q_2, son inferiores,

en términos de bienestar, a Q_2. De los puntos a la derecha de Q_2 no podemos decir nada con seguridad, salvo que no son necesariamente superiores a Q_2. El que lo sean o no está condicionado por la forma de la curva de indiferencia que pasa por Q_2, de la que no conocemos nada.

Conviene señalar que las líneas de precios no sólo indican las posibilidades de intercambio de un bien por otro en cada situación, sino que son igualmente representativas del conjunto agregado de bienes disponibles para cada individuo, dadas la renta y los precios de cada situación. Así la línea de puntos que pasa por Q_1, paralela a P_2P_2, expresa la cuantía de bienes disponibles para un sujeto que se halla frente a los precios de la situación II (P_2P_2) con una renta exactamente suficiente para comprar el conjunto Q_1. Como, Q_1 está a la izquierda de P_2P_2, la paralela que pasa por Q_1 también lo estará. Representará, así, una menor renta. Lo que quiere decir "que el conjunto de bienes disponibles en la situación I podría también comprarse en la situación II, y en mayor medida (Q_1'). Puesto que se ha elegido, y presumiblemente preferido, un conjunto diferente, podemos inferir que el conjunto consumido en II se prefiere al consumido en I" (35).

De este modo, por referencia a la renta, y a precios constantes, puede expresarse la preferencia de la situación II respecto de I por

medio de la desigualdad: $\sum p_2q_2 > \sum p_2q_1$, en la que las cantidades de la situación I se valoran a los precios de la situación II. La preferencia de la situación I respecto a la II se pondría de relieve, paralelamente, por la desigualdad:

$$\sum p_1q_1 > \sum p_1q_2.$$

Ahora bien, lo opuesto a la primera desigualdad, o sea $\sum p_2q_2 < \sum p_2q_1$, no significa que el valor real obtenible en I es mayor que el obtenido en II, sino que el conjunto de bienes consumidos en I no podrían haberse obtenido en II. Pero como, de hecho, se eligió un conjunto diferente al conjunto I, podría haberse preferido aquel al conjunto consumido en I. Por ello $\sum p_2q_2 < \sum p_2q_1$ no es una desigualdad concluyente.

Otro tanto puede decirse de la desigualdad: $\sum p_1q_2 < \sum p_1q_2$, que no nos informa de manera decisiva si el consumidor estaba en I en peor situación que en II.

Se comprenderá ahora las razones existentes para utilizar los precios como ponderaciones adecuadas, cuando tratamos de emplear las cifras del PNB como indicadoras del bienestar. "Los datos cuantitativos de dos años valorados a precios de uno de ellos no dice si el conjunto de bienes de un año podía estar disponible en el otro y, a causa de que la pendiente de la línea de precios en el punto de equilibrio debe ser la misma que la de la curva de indiferencia que pasa por ese punto, podemos decir

cuándo las comparaciones son decisivas en términos de las preferencias del público" (36).

Cuatro situaciones comparables son posibles:

1- $\sum p_2q_2 > \sum p_2q_1$; $\sum p_1q_1 < \sum p_1q_2$ — El bienesta ha aumentado de I a II

2- $\sum p_1q_1 > \sum p_1q_2$; $\sum p_2q_2 < \sum p_2q_1$ — El bienestar ha disminuído de I a II.

3- $\sum p_2q_2 > \sum p_2q_1$; $\sum p_1q_1 < \sum p_1q_2$ — Inconcluyente

4- $\sum p_2q_2 > \sum p_2q_1$; $\sum p_1q_1 > \sum p_1q_1$ — Contradictorio, O bien el supuesto de gustos constantes es inválido, o bien no se refiere a posiciones de equilibrio.

Los criterios anteriores nos permiten decidir, bajo las hipótesis de constancias de los gustos, si el bienestar que un sujeto deriva de su renta ha aumentado, disminuído o permanece igual. Si pueden trasladarse estos criterios referidos al consumidor individual, a la sociedad entera, sería posible derivar del análisis del PNB implicaciones sobre el bienestar social. Ahora bien, tal transferencia de criterios se enfrenta a múltiples dificultades, como veremos, Admitiendo, de momento, el criterio a nivel social, ésto significa que la desigualdad $\sum p_2q_2 > \sum p_2q_1$ expresa ahora que el conjunto de

bienes obtenidos en el año II se prefirió al conjunto del año I y que era mayor en tamaño que el correspondiente al año I. A posteriori, desde el punto de vista de los gustos del año II, el conjunto de bienes obtenido en ese año fue preferido al obtenido el año I.

El problema principal proviene de los aspectos distributivos. Los números índices del PNB no nos dicen nada acerca de la distribución del agregado total entre los sujetos de la colectividad a lo largo de los dos períodos comparados. Si se acepta el citerio de Pareto de la no comparabilidad de situaciones individuales de bienestar (37), si se ha producido un cambio en la distribución que deja a un individuo en el período II en peor situación que en el período I, no podría decirse nada sobre el aumento o disminución de bienestar en las dos situaciones.

La salida a esta posición de indefinición ha sido bscada por la teoría del bienestar en el Teorema de la Compensación de Kaldor-Hicks, al que ya hemos hecho referencia "in extenso", anteriormente. Aplicado a los números índices del PNB implicaría que éstos midiesen no ya cambios en el bienestar actual sino en el bienestar potencial. Si el conjunto de bienes adquirido en II es mayor que en I, debe haber alguna distribución de los bienes disfrutados en I que haría que cualquiera se sintiese peor que en II.

"Comparada con esta distribución concreta, cualquiera otra distribución de los q_1 haría que alguna gente se sintiese mejor y otra en

peor posición. Consecuentemente si hay una distribución de los q_1 en que cada miembro del grupo se siente peor que lo que actualmente está en la situación II, entonces no puede haber distribución en la que cualquiera se sienta en mejor situación o, al menos, en la misma. Por tanto, si partimos de una distribución actual de la riqueza en la situación I, lo que la condición $\sum p_2 q_2 > \sum p_2 q_1$ nos dice es que es imposible alcanzar, por vía redistributiva, una posición en que cualquiera se encuentre tan bien como estaba en la situación II" (38).

Esta conclusión ha sido negada en su generalidad por Samuelson (39) y Scitovsky (40), lo que no impide que el criterio de compensación sea generalmente empleado. Pero lo que es relevante a nuestros efectos es ver la limitación que tiene el criterio de Hicks cuando se trata de analizar cambios de bienestar a lo largo del tiempo; es decir, en un proceso de crecimiento continuado.

Hicks responde a la pregunta: ¿ha aumentado o disminuido el bienestar entre dos momentos del tiempo?. Y la pregunta a la que ha de contestarse es no sólo si el bienestar ha crecido o disminuído entre el momento I y el II, entre el II y el III, etc., sino en qué medida la mejora de I a II es menor (o mayor) que entre II y III, etc. De ahí que la teoría de la compensación pueda ser aceptable para estudiar el impacto de la adopción o no de ciertas medidas económicas en dos situaciones alternativas y <u>menos apta</u>

para analizar la variación continua de la posición de bienestar social en un proceso de crecimiento.

Formulado así el problema surgen dos grupos de dificultades que hacen la interpretación del crecimiento del PNB en términos de bienestar virtualmente imposible (41). Son estos: el relativo a los precios a los que se agregan las cantidades físicas de bienes y, el referente al carácter y estabilidad de las funciones de utilidad implícitas.

2- La adecuación de los precios

El análisis de la evolución del PNB se lleva a cabo a partir de números índices que ponderan los bienes por los precios de mercado. Implícitamente, se supone que éstos son índices de las utilidades marginales relativas o, mejor, de las tasas marginales de sustitución de los distintos bienes. La realidad se halla, empero, muy lejos de este supuesto. Algunas de las limitaciones más obvias a esta hipótesis son las siguientes:

a) Aceptar que los precios de equilibrio de mercado representan las tasas marginales de sustitución entre bienes y por tanto son aptos para medir cambios en el bienestar, no puede hacerse más que si las elecciones de un individuo no afectan a la satisfacción obtenida por otros individuos. Las economías y deseconomías externas, que se analizaron anteriormente, impiden que la utilidad marginal pri-

vada coincida necesariamente con la utilidad marginal social en una economía caracterizada por la creciente interdependencia. Lo que traducido al gráfico antes utilizado significa que Q_2 puede estar en una curva de indiferencia menor que Q_1, y que, por tanto, no puede decirse sin ambigüedad que Q_2 esté en una curva de indiferencia mayor que Q_1, incluso si ha aumentado el output potencial (42).

b) Aparte de los bienes de consumo final, entran también en el PNB la formación de capital y el output del sector público. Parece cuando menos dudoso que tales bienes se valoren en términos que puedan considerarse como aproximación a las utilidades marginales relativas. Dejando de lado el tema de la formación de capital en cuya valoración influyen las percepciones sobre los rendimientos futuros de los que realizan la inversión, ha de reconocerse que la valoración convencional del output del sector público a los precios de costes de los servicios difícilmente será acorde con la utilidad que los sujetos particulares derivan de ellos. Más aún, si tenemos en cuenta que el conjunto de servicios suministrado es decidido a través de un proceso político y no a través del mercado precisamente, porque se estima que el mercado es ineficiente para la correcta provisión de servicios públicos. Pero la decisión del gobierno "no da razón para pensar que su decisión es adecuada y ciertamente no hay razón para pensar que la utilidad marginal social iguala al coste" (43).

3- Carácter y estabilidad de las funciones de utilidad

Cuando se analiza la contribución del crecimiento al bienestar, no basta con decir que ésto aumenta con aquel. Se hace necesario cuantificar la variación. Por ello, una función de utilidad ordinal es insuficiente. Lo que se necesita es una relación estable y medible entre los cambios en el producto y los cambios en el bienestar. Sin embargo, ésto no existe, y lo que sabemos lleva a pensar en una relación cada vez menos paralela entre crecimiento del output y crecimiento del bienestar. Varios puntos merecen señalarse:

a) Parece existir una aceptación más o menos generalizada de que la utilidad marginal es decreciente con la renta. La aceptación de este punto se asienta en una serie de observaciones objetivas y en una buena dósis de introspección sicológica. Hay que citar en esa línea los conceptos de satisfacciones "fracasantes" y "competitivas". El primero de ellos pone de relieve la experiencia del hábito, que implica la transitoriedad de la satisfacción derivada de nuevos bienes y hace pensar que el bienestar de las personas de distintas épocas no es muy diverso, una vez acostumbradas a sus respectivos modos de vida (44). Por su lado, las satisfacciones competitivas derivan del afán de diferenciarse de las demás personas, lo que incita a aspirar a aumentos

en la renta. Pero, naturalmente, si la teoría de la renta relativa es relevante en este sentido, se comprenderá que aumntos adicionales de la misma no proporcionarán satisfacción complementaria a la colectividad como conjunto. Si todos los sujetos aumentan su renta no hay satisfacción complementaria para ninguno (45).

Finalmente, otro problema relacionado es el de la <u>correspondencia entre necesidades y satisfacciones</u>. ¿Hay que estimar los deseos como dados y analizar la satisfacción en términos de cobertura de tales deseos o, por el contrario, considerar que los deseos son generados por la aparición misma de los medios de satisfacerlos?.

La sicología utilitarista en que se basa el análisis del bienestar, considera a los individuos humanos como perfectamente racionales, a partir de una concepción extremadamente simplista. "Se considera que poseen un conjunto de necesidades consistentes conocidas para ellos y que son capaces de comparar la capacidad de las diferentes clases y cantidades de bienes en la satisfacción de sus necesidades. La sicología moderna, sin embargo, va por caminos que están bastante apartados de este punto de vista. Considera a los individuos como conjunto de necesidades que son parcialmente conscientes y parcialmente inconscientes... Es difícil hablar del significado del bienestar de la renta para

gente cuyas personalidades son, en mayor o menor medida, un conjunto de represiones, inclinaciones, compulsiones y obsesiones" (46).

b) Si a partir de lo anterior se está dispuesto a admitir que la utilidad marginal de la renta es decreciente caben distintas posibilidades. Si la disminución de la utilidad marginal es bastante rápida, la aceleración de las tasas de crecimiento del output es consistente con la disminución absoluta de los incrementos de la utilidad. Si la utilidad marginal disminuye muy despacio, el relativo retraso en el crecimiento de la renta es consistente con crecientes incrementos absolutos del bienestar, siempre que los incrementos absolutos en la renta no estén disminuyendo.

Pero de todos modos, las vagas conclusiones que se derivan de una concepción ordinal de la renta no tiene sino una validez limitada. En efecto, sólamente serán válidas "en la medida en que supongamos que el poder de la renta para satisfacer necesidades permanece sustancialmente sin cambiar" (47).

c) Debe afirmarse que el proceso de crecimiento ha llevado a una serie de transformaciones estructurales, como antes veíamos, que impiden considerar al hombre como sustancialmente igual a lo largo del tiempo. Por ello, aún admitiendo que los bienes hoy existentes no tuviesen serias diferencias con los disponibles en épocas anteriores ni en sus características ni en la proporción relativa de los diver

sos grupos tendríamos que reconocer que su capacidad para satisfacer necesidades puede ser distinta.

Esto se deriva de dos grupos de circunstancias. En primer lugar, la satisfacción que se deriva está afectada tanto por el carácter del trabajo del hombre y por su tiempo de ocio, como por su status socioeconómico y su nivel de educación y aspiraciones. Los cambios experimentados en todos estos ámbitos en el proceso de crecimiento hacen al "consumidor representativo" un hombre bien diverso del que era hace cien años o quizá mucho menos tiempo.

En segundo lugar, el mismo carácter de los hombres se ha visto afectado por las modificaciones en su ambiente social, como los sicólogos y sociólogos están dispuestos a reconocer (48). Modificaciones que alteran los hábitos y actitudes hacia el consumo y la vida económica en general. "La hipótesis de una relación estable entre el consumo y la satisfacción no atraería precisamente a los sicologistas sociales" (49).

En conclusión puede suponerse que la relación entre crecimiento y bienestar no es firme. La función de utilidad social es desconocida y posiblemente inestable. No puede garantizarse que el aumento de la renta está contribuyendo positivamente al aumento del bienestar, y mucho menos estimar el grado de contribución. Como concluye Abramovitz "debemos ser muy escépticos respecto

del punto de vista que las variaciones a largo plazo en la tasa de crecimiento del bienestar pueden entreverse, siquiera aproximadamente, a través de las variaciones en la tasa de crecimiento de la producción" (50).

B) Correcciones en la medida del PNB

Se han puesto de relieve algunas de las dificultades existentes para aceptar el PNB como una medida del bienestar. Esta constatación, ampliamente aceptada ha llevado a intentar introducir modificaciones en el cómputo del PNB que permitan aproximar a éste a una medida del bienestar. En realidad, la raíz del problema es más honda que la que se deriva de la consideración de los elementos incluídos o excluídos del PNB, que reducirían la dificultad a un ámbito puramente contable. La esencia de nuestros óbstáculos se halla en la pregunta ¿puede medirse el bienestar social?", a la que trataremos de contestar más adelante. No obstante, tampoco cabe duda de que, con las limitaciones que se derivan posteriormente para una respuesta rigurosa al problema del bienestar, todo intento de completar el PNB, para que deje de ser un índice de producción y tome en cuenta los componentes "generalmente" admitidos del bienestar económico, ha de ser bien recibido. En esta línea estudiaremos dos trabajos fundamentales que, con una misma filosofía inspiradora, han abierto un nuevo camino en la tarea de iluminar la concordancia de nuestra actividad económica con los objetivos sociales perseguidos.

1- El Net National Welfare (NEW) Japonés

Aunque los precedentes en este tema son numerosos (51), la discusión de las medidas oportunas que podrían arbitrarse de cara a una más correcta aproximación del bienestar ha ganado interés entre los especialistas (52). Por su lado, el Consejo Económico Japonés con ocasión de los trabajos preparatorios del Plan Económico y Social de 1.973, se preocupó de buscar un indicador numérico más amplio que el producto nacional, capaz de medir el incremento del bienestar económico nacional en términos monetarios. En mayo de 1.971, se creó en el seno del Consejo un comité especializado para la elaboración del indicador del Bienestar Nacional Neto (NNW). Los primeros resultados obtenidos aparecieron en un informe publicado a mediados de 1.974 (53).

Los fundamentos y líneas de acción de esta investigación pueden resumirse en tres puntos:

1º) El NNW se presenta como unaprolongación del PNB, al que se estima como la <u>valoración a precios de mercado del bienestar económico</u> obtenido del consumo de los bienes y servicios adquiridos en el mercado por los consumidores. Se refleja en el informe, incluso, una reacción contra los que sólo ven en el PNB una expresión de la demanda efectiva o un índice de producción. Conecta así con la tradición doctrinal posterior a Pigou que ve en el PNB un indicador del bienestar económico.

2º) El NNW <u>no busca suplantar de ninguna forma al PNB</u>, que es irremplazable para el análisis de

la demanda efectiva. Sirve, en cambio, de complemento al PNB para analizar el bienestar.

3º) El NNW se obtiene a partir del PNB, añadiendo a éste ciertos componentes positivos y restando de él otros negativos desde una óptica de bienestar. Muchos de estos componentes están ya contabilizados en la Contabilidad Nacional, pero otros han de ser estimados independientemente.

El NNW aparece así compuesto por las siguientes rúbricas, en las que los signos + expresan valores que influyen positivamente en el bienestar y, los signos - contribuciones negativas a éste:

1- Consumo Público (+)
   1.1.- Menos: gastos de policía, justicia y administración general.

2- Consumo de las familias (+)
   2.1.- Menos compras de bienes duraderos
   2.1.- Menos gastos ligados a la actividad profesional

3- Servicios proporcionados por los equipos colectivos (+)

4- Servicios proporcionados por los bienes duraderos de las familias (+)

5- Ocio (+)

6- Servicios no proporcionados a través del mercado (+)

7- Conservación del Medio Ambiente (-)

8- Degradaciones debidas a la polución (-)

9- Inconvenientes de la urbanización (-)

10- Inversión neta (-)

La compresión de los criterios retenidos exige alguna explicación de cada rúbrica.

1- Consumo público: se supone que si los gastos que se han deducido (1.1.-) de este apartado no se hubiesen llevad a efecto, el bienestar se hubiese deteriorado precisamente en esa cantidad. El consumo así corregido comprende los gastos de salud y educación, dejando abierta la discusión sobre qué parte de éstos puede ser considerada inversión neta, y qué parte se debe a un mantenimiento del stock de conocimientos necesario para el funcionamiento de la sociedad.

2- Consumo de las familias: es la rúbrica más importante. De ella se deducen los gastos en bienes duraderos, entendiendo por éstos categorías tan amplias como el vestido. Por su lado, los servicios corrientes proporcionados por estos bienes se vuelven a introducir en el apartado 4. En cuanto a la partida 2.2.- (gastos ligados a la actividad profesional), comprende básicamente los gastos de transporte derivados del trabajo, utilizándose diversos criterios para su estimación, y el consumo de servicios por las Instituciones de crédito. Ambas partidas, se estima, no contribuyen a aumentar el bienestar sino a hacer posible la actividad productiva tal y como está organizada la sociedad.

3- Servicios proporcionados por los equipos colectivos: entendiendo por tales los que permiten las instalaciones escolares, sanitarias, sociales, y los jardines públicos. Su evaluación se realiza teniendo en cuenta la inversión realizada en tales instalaciones y aplicando los tipos de interés y de amortización del mercado.

4- Servicios proporcionados por los bienes duraderos de las familias evaluadas de modo similar a los anteriores, a partir de hipótesis de vida media de los bienes de veinte años en 1.955, diez en 1.960, seis en 1.965 y cinco en 1.970.

5- Ocio: la dificultad de su valoración queda reducida mediante la hipótesis de la igualdad de las utilidades marginales de la renta y de la hora del ocio. Calculadas las horas totales de ocio, se multiplican por el salario medio. El ocio no es tomado en cuenta más que para las personas activas. Además, el concepto de hora de ocio es bastante restringido, puesto que se computan como tales las que quedan de las 24 horas del día tras restar las correspondientes al sueño, comidas, ocupaciones personales ("private matters"), tiempo de trabajo, estudio, trabajo doméstico, descanso, relaciones sociales, desplazamientos, lectura de periódicos, tiempo consagrado a ocupaciones diversas realizadas mirando la televisión o escuchando la radio. Merece destacarse que la valoración obtenida alcanza alrededor del 10% del NNW, si se incluye en ésto la inversión neta.

6- Servicios no proporcionados a través del mercado: únicamente comprende el trabajo del ama de casa. Su valoración se basa en la aplicación del salario femenino medio al tiempo medio dedicado por las amas de casa a los trabajos domésticos.

7- Conservación del Medio Ambiente: son tomadas en cuenta las inversiones y gastos de mantenimiento del equipo necesario para luchar contra la contaminación. Las inversiones se convierten previamente en flujos de gastos anuales.

8- Degradaciones debidas a la polución: como la deterioración del Medio Ambiente social es compensada por los gastos de administración general de la rúbrica 1.1.- y la deterioración del medio físico por los gastos de conservación del apartado 7, aquí sólo se contabiliza el deterioro físico ambiental que se supone no está compensado. La estimación de los gastos que hubiesen sido necesarios para neutralizar el exceso de polución no compensado, abarca solamente la polución del aire, la del agua y los desechos domésticos o industriales.

9- Inconvenientes de la urbanización: abarca dos apartados exclusivamente, que se refieren al alargamiento de la distancia de la vivienda al centro de trabajo y a los daños que resultan de los accidentes de circulación. En el primer concepto se integra tan sólo el tiempo de transporte que supere los treinta minutos de viaje de ida al trabajo, para los asalariados de aglomeraciones superiores a 300.000 habitantes. Este tiempo se multiplica por el salario medio.

10- Inversión neta: equivalente a la valoración correspondiente de la contabilidad nacional. Su inclusión no lleva a dos medidas diferentes del NNW, la primera de las cuales puede ser "comparada" con el PNB.

Las estimaciones obtenidas a partir de estos criterios han de ser entendidos como primeros pasos para una aproximación a la medición del bienestar.

Parece claro que algunas de las hipótesis retenidas son fuertemente discutibles y la valoración monetaria está sujeta a importantes incertidumbres.

EVOLUCION DEL NNW 1955-1970 (miles de millones de yens corrientes)

	VALORES ABSOLUTOS				VALORES RELATIVOS (%)			
	1955	1960	1965	1970	1955	1960	1965	1970
1- Consumo público	394	617	1.532	3.029	.5,3	5,8	7,2	6,9
2- Consumo de las familias....	5.371	8.281	16.769	32.755	72,5	77,7	79,3	74,1
3- Servicios de los equipos colectivos.....	81	146	360	877	1,1	1,4	1,7	2,0
4- Servicios de los bienes duraderos.....	101	207	773	2.551	1,4	1,9	3,7	5,8
5- Ocio	623	990	2.237	6.266	8,4	9,3	10,6	14,2
6- Servicios no proporcionados por el mercado.....	994	1.446	3.015	6.380	13,4	13,6	14,3	14,4
7- Conservación del medio ambiente.....	-12	-27	-101	-369	-0,2	-0,3	-0,5	-0,8
8- Restauración del medio ambiente.....	-25	-760	-2.934	-6.101	-0,3	-7,1	-13,9	-13,8
9- Inconvenientes de la urbanización	-121	-247	-505	-1.187	-1,6	-2,3	-2,4	-2,7
NNW (sin 10) total).....	7.405	10.653	21.147	44.201	100	100	100	100
PIN (sin 10).....	7.041	11.300	22.751	48.017				
10- Inversión Neta.....	907	3.321	5.730	16.454				
NNW (+10) total.....	8.312	13.974	26.877	60.655				
PIN (+10).....	8.009	14.671	28.471	63.827				

EVOLUCION DEL NNW 1955-1970 (miles de millones de yens constantes de 1970)

	VALORES ABSOLUTOS				VALORES RELATIVOS			
	1955	1960	1965	1970	1955	1960	1965	1970
1- Consumo público	1.199	1.374	2.254	3.029	7,7	6,8	7,7	6,9
2- Consumo de las familias..	10.427	14.706	22.168	32.765	67,3	72,8	75,9	74,1
3- Servicios de los equipos colectivos	134	210	440	877	0,9	1,0	1,5	2,0
4- Servicios de los bienes duraderos.....	91	195	763	2.551	0,6	1,0	2,6	5,8
5- Ocio.....	2.231	2.887	4.075	6.266	14,4	14,3	14,0	14,2
6- Servicios no proporcionados por el mercado.....	1.911	2.514	3.926	6.380	12,3	12,5	13,4	14,4
7- Conservación del medio ambiente.....	-20	-37	-120	-369	-0,1	-0,2	-0,4	-0,8
8- Restauración del medio ambiente.....	-35	-936	-3.376	-6.101	-0,2	-4,6	-11,6	-13,8
9- Inconvenientes de la urbanización.....	-435	-719	-920	-1.187	-2,8	-3,6	-3,2	-2,7
NNW (sin 10) total.....	15.505	20.193	29.209	44.201	100	100	100	100
PIN (sin 10).....	13.497	18.982	28.761	48.017				
10- Inversión Neta.....	1.484	4.313	6.904	16.454				
NNW (+10) total.....	16.989	24.506	36.113	60.655				
PIN (+10).....	15.141	23.474	35.857	63.827				

Fuente: D. Arkhipoff, Peut-on mesurer le bien-être national?. Les collections de l'INSEE, 41c, marzo 1.976

Merece destacarse el crecimiento en importancia absoluta y relativa de la degradación no compensada del medio físico ("Restauración del Medio Ambiente") respecto del NNW en unidades monetarias constantes. La valoración de esta degradación ha pasado de 35 miles de millones de yens en 1.950 a 6.101 miles de millones de yens en 1.970, lo que supone un factor de multiplicación de 174,31 y una tasa acumulativa para los 15 años del período del orden del 41% anual. En buena medida la reducción del bienestar por este concepto viene compensada por el aumento del ocio que se hallaba excluído del conjunto del PNB y que alcanza el 14,2% del NNW de 1.970 en unidades monetarias constantes, si no se incluye la inversión neta.

Más importante aún si cabe, es la evolución de las tasas de crecimiento del NNW y del PIN en pesetas constantes, que ilustra sobre la contribución del crecimiento al bienestar, con las limitaciones que ya han sido expuestas.

TASAS CRECIMIENTO ACUMULATIVO EN YENS DE 1.970

	1.955-60	1.960-65	1.965-70	1.955-70
NNW (excluída inv.)	5,4%	7,4%	8,7%	7,25%
PIN (" inv.)	7,1%	8,7%	10,8%	8,8%
NNW (incluída inv.)	7,6%	8,05%	10,9%	8,85%
PIN (" inv.)	9,1%	8,8%	12,2%	10,06%

FUENTE: Elaboración propia, a partir de los cuadros anteriores.

Como puede apreciarse la nueva medida del bienestar da tasas de crecimiento de ésto significativamente diferentes de las que corresponden a la estimación del PIN. Comoquiera que la diferencia es por defecto sistemáticamente, podría concluirse que el PIN sobreestima el crecimiento del bienestar económico, por lo que una reducción en aquel podría ir unida a un aumento en el bienestar, si las deterioraciones que provoca la actividad económica se ven disminuídas y el ocio aumentado en cuantía suficiente para compensar la reducción del producto material.

En el mismo sentido, el ratio entre NNW y PIN (con o sin inversión) pone de relieve la cada vez menor contribución del crecimiento económico y medido convencionalmente, al bienestar nacional.

RATIO NNW/PIN (en unidades monetarias constantes de 1.970)

		1.955	1.960	1.965	1.970
$\frac{NNW}{PIN}$	Excluída Inv. neta	114,87	106,37	101,55	92,05
$\frac{NNW}{PIN}$	Incluída Inv. neta	112,20	104,39	100,71	95,03

2- La Medida del Bienestar Económico (MBE) de Tobin y Nordhaus (54)

Los autores de la MBE coinciden con lo afirmado páginas atrás al admitir que "el PNB no es una medida del bienestar económico" (55). Más explícitamente, el PNB "es un índice de producción y no de

consumo. La finalidad de la actividad económica es, después de todo, el consumo" (56). Se trata, en consecuencia, de elaborar una medida del bienestar económico (MBE) que evite las discrepancias más obvias entre el PNB y el bienestar económico. Esta MBE, primitiva y experimental, según sus autores, se basa en gran parte en "una reordenación de las partidas de la contabilidad nacional" (57). Básicamente, podemos añadir, coincide en sus criterios y metodología con el NNW japonés, al que incluso sirvió de inspiración. No obstante, algunos puntos de vista adquieren particular relevancia y concreción en el estudio de Nordhaus y Tobien, por lo que comentaremos con cierto detalle la metodología inspiradora.

Los reajustes introducidos en el PNB responden a tres grandes categorías:

1- Reclasificación de los gastos del PNB en consumo, inversión o intermedios.

2- Imputación de los servicios de los bienes de consumo duradero, del ocio y del trabajo doméstico.

3- Correcciones por algunos de los inconvenientes de la urbanización.

Por lo que respecta al primer punto, el objetivo es detectar las partidas que no debiendo considerarse producto final sino intermedio, han de excluirse de la MBE, clasificando posteriormente las partidas incluídas en consumo o inversión. Tres problemas deben señalarse en particular:

a) Consumo de bienes duraderos: La contabilidad nacional del PNN falla al tratar muchos bienes duraderos como capital, computando como final su producto entero, con independencia de que se destinen a reemplazamiento o a acumulación propiamente dicha. En la elaboración de la MBE se ha tratado a los bienes duraderos como bienes de capital, procediendo a estimarse los servicios por ellos proporcionados. Por otro lado, se reclasifican como bienes de capital los gastos en educación y sanidad, tanto públicos como privados.

b) Exigencias del crecimiento: El PNN mide el consumo que puede sostener indefinidamente, en principio, la economía. Claro que el indicador de bienestar no es el consumo total mantenible, sino el consumo per cápita que depende del crecimiento de la población. El mantenimiento de esa cifra de consumo exige, de acuerdo con la teoría neoclásica del crecimiento, una inversión neta positiva a una tasa que coincide con la de crecimiento de la población y de la fuerza de trabajo. Si no existe progreso tecnológico y la población no es estacionaria, el mantenimiento estable del consumo per cápita significaría tasas positivas de inversión neta que han de entenderse como costes del mantenimiento del bienestar (58). Pero si existe progreso tecnológico el mantenimiento del consumo no supone una tasa de inversión neta igual al crecimiento de la fuerza de trabajo. Un nivel de consumo per cápita dado puede mantenerse con una disminución

de la relación capital/producto (59). Con base en estas consideraciones se hace una estimación de los gastos que vienen dados por "exigencias del crecimiento" para el mantenimiento de la capacidad de consumo, dada la evolución de la población y el progreso técnico. Su importancia es considerable pues alcanza un 16% del PNB en 1.975.

c) Gastos Instrumentales: Quizás sea éste uno de los puntos más difíciles de resolver. La línea divisoria entre gastos finales e instrumentales, como reconocen los autores citados, es difícil de dibujar. "Por ejemplo, los problemas filosóficos planteados por la maleabilidad de las necesidades de los consumidores son demasiado profundos, como para que puedan resolverse con la contabilidad económica. Los consumidores son influenciables por los ejemplos y gustos de otros consumidores y por los esfuerzos publicitarios de los productores. Puede que todos nuestros deseos sean necesidades inevitables, puede que la actividad productiva, no haga sino satisfacer las necesidades que ella misma crea; puede que nuestro bienestar neto sea tautológicamente cero" (60). El punto de vista así adoptado llega a considerar una serie de partidas como puramente instrumentales para la actividad económica, pero que no aumentan necesariamente el bienestar. Son éstas "actividades que no son fuentes claras de utilidad directa por sí mismas, pero que son factores lamentablemente necesarios para actividades que pueden producir utilidad" (61), entre

las que se cuentan, particularmente, los costos de transporte hacia el trabajo, los servicios de policía, los de sanidad, el mantenimiento de carreteras y la seguridad (62). Los cálculos efectuados dan una evolución de los gastos generados inevitables del 8% al 16% del PNB en el período 1.929-1.965.

Pasando al segundo grupo de reajustes, introducimos un concepto de imputación de los servicios de los bienes de consumo duraderos, del ocio y del trabajo doméstico, las novedades respecto del NNW japonés son escasas. Se ha tratado de evaluar los servicios del capital, correspondientes tanto a bienes de consumo duraderos como a ciertas inversiones públicas. En el caso del capital educativo y sanitario, los servicios así estimados se han considerado bienes intermedios y no consumo directo, porque se supone que las inversiones en estas rúbricas manifestarán su efecto beneficioso en forma de aumento de la productividad del trabajo y de incluirlos separadamente se incurriría en una doble contabilización.

La estimación del ocio y del trabajo doméstico es llevada a efecto de modo similar al analizado en el NNW. El costo de oportunidad de esas actividades, es decir, el salario monetario de mercado, sirve de vara medidora de su valor. El paso de unidades monetarias corrientes a unidades constantes: plantea otras dificultades que se trata de resolver utilizando como deflactor del ocio la tasa de salario y como deflactor del trabajo doméstico el índice

de precios de consumo.

Finalmente, los "inconvenientes de la urbanización", abarcan todas las deseconomías externas unidas al paso del campo a la ciudad, que se opera en el proceso de crecimiento, y a la ascendente congestión que en aquella se experimenta. La estimación de estos inconvenientes se asienta en la hipótesis de que "una cierta porción de los mayores ingresos de los residentes urbanos puede ser simplemente una compensación debida a los inconvenientes del trabajo y la vida en las ciudades" (63). Por medio de regresiones cruzadas se ha calculado la diferencia de renta necesaria para mantener a la gente en las localidades de mayor densidad de población, a las que, conforme a lo dicho, se toma como significativas de los inconvenientes de la urbanización.

Puntualicemos que a pesar de mencionarse la deficiencia de la Contabilidad Nacional al no tomar en cuenta los servicios del Medio Ambiente a productores y consumidores, ni el posible agotamiento de su capacidad de rendir servicios en el futuro (64), no parece que se haya hecho provisión específica para estos epígrafes en el cálculo de la MBE. A no ser que se considere incluída genéricamente en la valoración de los inconvenientes de la urbanización.

Como resumen de todo lo dicho, presentamos un cuadro resumen de los hallazgos de Tobin y Nordhaus:

PRODUCTO NACIONAL BRUTO Y MBE (1.929-1.965)

(miles de millones de dólares de 1.958)

	1.929	1.935	1.945	1.947	1.954	1.958	1.965
1- Producto Nacional Bruto..	203,6	169,5	355,2	309,9	407,0	447,3	617,8
2- Consumo de Capital.....	-20,-	-20,-	-21,9	-18,3	-32,5	-38,9	-54,7
3- Producto Nacional Neto...	183,6	149,5	333,3	291,6	374,5	408,4	563,1
4- Producción nacional reclasificada como indeseada ("regretable needs") e intermedia:							
a) Gobierno.....	-6,7	-7,4	-146,3	-20,8	-57,8	-56,4	-63,2
b) Privada.....	-10,3	-9,2	-9,2	-10,9	-16,4	-19,9	-30,9
5- Imputaciones por partidas no inducidas en lo anterior:							
a) Ocio.....	339,5	401,3	450,7	466,9	523,2	554,9	626,9
b) Actividades no contratadas en el mercado	85,7	109,2	152,4	159,6	211,5	239,7	295,4
c) Inconvenientes Urbanización.....	-12,5	-14,1	-18,1	-19,1	-24,3	-27,6	-34,6
d) Servicios de capital público y privado...	29,7	24,2	31.0	36,7	48,9	54,8	78,9
6- Otros ajustes:							
a) Consumo de capital adicional.....	-19,3	-33,4	-11,7	-50,8	-35,2	-27,3	-92,7
b) Exigencias del crecimiento.....	-46,1	-46,7	-65,8	+5,4	-63,1	-78,9	-101,8
7- MBE mantoniblo.....	543,6	573,4	716,3	858,6	961,3	10477	1341,1

Fuente: Nordhaus y Tobin, art.cit., pág.359, con alguna precisión propia

Si se comparan las filas 3 y 7 del cuadro se puede observar la enorme diferencia que separa el PNN de la MBE. Esta registraría un "mayor" bienestar que el estimado a partir del PNN, fruto en su mayor parte de la inclsuión de las importantes provisiones por ocio, y, en menor cuantía, por actividades no contratadas en el mercado. Los resultados contrastan con los derivados del NNW japonés. Sin embargo, lo que puede tener más relevancia es la tasa de crecimiento respectiva del PNN y MBE, sobre todo en términos per cápita. A este respecto puede decirse que el MBE per cápita ha estado creciendo a tasas acumulativas anuales, para el período 1.929-1.965, del 1,1%, en tanto que el PNN per cápita lo ha hecho a un ritmo del 1,7% anual. El MBE, por tanto, ha crecido menos que el PNN (65). Y en el mismo sentido, puede indicarse que la tasa de crecimiento acumulativo de las partidas a deducir del PNN ha sido superior a la correspondiente a la de las rúbricas que se añaden para obtener la MBE (66). Así el ratio de "partidas a deducir/partidas a adicionar" pasa de 20,86% en 1.929 a 32,28% en 1.965, con valores aún más altos en 1.945 (39,59%) debido sobre todo a la incidencia de los gastos del gobierno calificados como bienes intermedios (probablemente ligados al esfuerzo de la guerra mundial).

Los desarrollos anteriores son enormemente útiles para reducir el significado del PNB o PNN a sus justas dimensiones. Por otro lado, coinciden en afirmar los importantes elementos que se excluyen del conjunto de la contabilidad nacional y que, sin duda, tienen incidencia en el bienestar. A mayor abundamiento habría que decir que existe una cierta evidencia sobre la creciente importancia de los aspectos negativos del crecimiento, no incluídos en las medidas

convencionales, lo que es tanto como afirmar la creciente incapacidad del PNB para servir de guía de una política que busque hacer más amplio el bienestar de la sociedad. El análisis no será completo, empero, si no nos planteamos la pregunta radical que late en todos los intentos de construir una medida del bienestar social: ¿es posible medir el bienestar social? (67).

c) La imposibilidad de medir el Bienestar Social

1) Crítica del Planteamiento tradicional

Hasta ahora hemos concluído que el Producto Nacional no mide correctamente el bienestar. De lo que se sigue que, corrigiendo "convenientemente" este producto, puede obtenerse un agregado que mida la satisfacción de todos. Este es el planteamiento tradicional de la cuestión, que supone que el bienestar nacional resulta de una agregación de los bienestares individuales, es decir, de las preferencias de cada uno, a condición de que la agregación sea correcta. Se procede, en consecuencia, a redefinir el producto nacional para tomar en cuenta partidas no incluídas y modificar otras que sí lo están. A continuación se procede a la elaboración del agregado del bienestar, que se interpreta como un consumo final "para la satisfacción", basándose en la teoría de la determinación de precios en mercados de competencia perfecta. En estas condiciones la teoría asegura el óptimo social u óptimo de Pareto. Finalmente, si existen problemas teóricos en el

paso de las preferencias individuales a las preferencias colectivas para dar lugar al agregado medidor del bienestar social, se relegan estas dificultades a un plano académico, pues, se afirma, el mercado realiza sin dificultades la agregación de preferencias individuales. Este proceso mental está sin embargo, sujeto a fuertes críticas que tratamos de esquematizar brevemente, para señalar, luego, la naturaleza del problema de la definición del concepto de bienestar nacional: la agregación.

La redefinición del producto nacional es un proceso que no es imposible lógicamente, hemos cómo se había llevado a cabo parcialmente-, pero encierra múltiples dificultades contables y, sobre todo, no reside en él el verdadero problema de la definición del bienestar. Por otro lado, la suposición de que el mercado, incluso el de competencia perfecta, lleva a cabo una agregación de preferencias satisfactorias es más que discutible.

Dada su importancia nos detendremos en este punto.

La teoría económica demuestra que un sistema de competencia perfecta lleva a la economía nacional a un punto de equilibrio que es un óptimo. Como se sabe, el término equilibrio equivale a la afirmación de que la situación económica es realizable, dadas las limitaciones técnicas; que los recursos son iguales a los empleos; y que las satisfacciones de los consumidores son máximas, lo mismo que los beneficios de las empresas

(68). Una situación económica se define aquí por el conjunto de los consumos P_i de los consumidores i y el conjunto de las producciones P_j de las empresas j. Esto supuesto, se hace la hipótesis de que cada consumidor tiene una escala de preferencia sobre el conjunto de sus consumos posibles C_i. Como mínimo, se acepta que esta preferencia es transitiva y total, e incluso se llega a admitir que tal preferencia es susceptible de representación por una función de satisfacción individual S_i, de modo que podría decirse que $C_i^!$ es preferible a C_i si, y sólo si, $S_i^!$ es superior a S_i. Es decir, si la satisfacción obtenida de $C_i^!$ es mayor que la obtenida del conjunto de bienes C_i. Es a partir de estas hipótesis como se define una preferencia agregada, una satisfacción colectiva que suele denominarse Preferencia de Pareto: una situación económica E' es preferida a otra, E, si, y sólo si, cada consumidor prefiere su nuevo consumo, $C_i^!$ (en la situación E'), al que obtenía anteriormente, C_i (en la situación E). Ahora bien, ha de destacarse que esta preferencia colectiva no es total, aunque es transitiva. Lo primero se produce porque si existe, al menos un consumidor, i, que prefiere $C_i^!$ a C_i y otro, j, que no prefiere $C_j^!$ a C_j, no puede decirse nada de la preferencia de la situación E' respecto de la situación E. El óptimo, en consecuencia, es una situación económica realizable tal, que ninguna otra situación realizable pueda serle preferida por referencia a la preferencia colectiva de Pareto. Por lo que, o bien dos óptimos cualesquiera son equivalentes, o bien son no comparables (69).

Partiendo de estas ideas se comprenderán las limitaciones de la teoría tradicional del óptimo para dar respuesta al problema de la agregación correcta de preferencias y a la definición del bienestar colectivo. Realmente la agregación de preferencias individuales supone un procedimiento electoral; si la escala de preferencia ha de ser colectiva es preciso, de algún modo, un sistema de votación de los sujetos, a partir del cual las preferencias de los sujetos se transformen en preferencia colectiva. Ahora bien, el mecanismo de la competencia "ahorra" el procedimiento electoral limitándose a demostrar que, en ciertas circunstancias, la economía nacional llega a una situación en que cada sujeto prefiere esta situación a cualquier otra que podría disfrutar en una situación comparable distinta. Pero este resultado se obtiene por una definición del óptimo muy particular, y no tiene un carácter general. Es más, la "Preferencia Colectiva de Pareto" adolece de dos grandes limitaciones:

1º- La no-totalidad de la Preferencia de Pareto, que trae como consecuencia la no-comparabilidad, precisamente, en las situaciones óptimas. Naturalmente como la economía real se separa de las condiciones de competencia perfecta, jamás nos encontraremos en una situación de primer óptimo, u "óptimo" a secas, lo que permitiría que este concepto fuese operacional para medir la separación entre la situación de hecho y la correspondiente al óptimo. Pero, admitido lo anterior, la gran objeción proviene de un segundo punto de ataque.

2º- Una preferencia no puede ser verdaderamente colectiva más que si representa verdaderamente el conjunto de individuos que componen la colectividad. De forma más gráfica, ésto significa que si todos los sujetos del colectivo son interrogados, todos están dispuestos a admitir que la agregación de preferencias es correcta o "leal". Pues bien, el "escrutinio" implícito en el Principio de Pareto sugiere la unanimidad por parte de los consumidores. Pero este escrutinio es completamente "desleal", por una razón básica, ya que el consumidor se le pregunta sobre una lista particular de problemas (el conjunto de sus consumos personales), pero las respuestas colectivas que se derivan de las contestaciones individuales versan sobre una lista diferente de problemas, puesto que ahora se trata de la suma (vectorial) de todos los consumos particulares. No hay, pues, identidad entre los objetos sobre los que versan las decisiones individuales y las colectivas. De lo que deducimos que la llamada Preferencia de Pareto no es verdaderamente representativa de las preferencias de los individuos que componen la colectividad. No es, por tanto, una preferencia colectiva. Como dice O. Arkhipoff, "resulta de un acto arbitrario de algunos economistas y refleja exclusivamente la idea que se hacen éstos del bienestar nacional" (70).

Esto no significa negar la validez ni la importancia, dentro de su objeto, de la teoría del óptimo paretiano. Tan sólo significa constatar que cuando la teoría económica ha hablado del bienestar, lo ha hecho postulando una escala de preferencia colectiva preexistente y permanente en el tiempo. Lo que equivale a dar por resuelto el problema sin plantearselo. Sin embargo, "tal hipótesis no es natural y sorprende a primera vista, ya que objetiva una agregación de juicios de valor individuales, sin plantearse el problema de la existencia de un proceso de agregación adecuado, de facto o de iure. Ahora bien, la existencia real o supuesta de una agregación precede al derecho o no a la representatividad del agregado que resultaría de ella" (71).

2- La imposibilidad generalizada

La crítica anterior descubre que, independientemente de la interpretación que se realice de la teoría del óptimo, el "verdadero problema" estriba en la posibilidad misma de la agregación. Como decíamos antes, hablar de bienestar "nacional" exige la existencia de una escala de preferencia "nacional", representativa de las preferencias individuales, según un cierto modo de consulta satisfactorio, "democrático". Es pues conveniente aclarar las normas que deben informar esta consulta general, para que sea satisfactorio. Habitualmente un procedimiento democrático se inspira en las normas de lo que, en terminología

electoral, se llama escrutinio mayoritario. Aceptando los axiomas de este tipo de escrutinio, puede mostrarse la imposibilidad de llegar a una agregación colectiva de preferencias individuales. Los axiomas mencionados pueden resumirse en:

a) Principio de libertad del elector.

b) Principio mayoritario: todo grupo de electores que incluya un conjunto mayoritario, es también mayoritario.

c) Principio de unanimidad: el conjunto del cuerpo electoral es mayoritario.

d) Principio de soberanía de los electores: el resultado de la votación es función de todos los votos expresados y no puede ser determinada fuera del escrutinio.

e) Principio de no dictatorialidad: no hay elector privilegiado.

La bien conocida Paradoja de CONDORCET (72) permite caer en la cuenta de que la votación por mayoría simple puede conducir a un absurdo, puesto que la decisión colectiva no es transitiva. Por su lado ARROW (73) en 1.951 amplia los resultados que se derivan de la paradoja de Condorcet. Su teorema de la imposibilidad no se refiere solamente a los escrutinios basados en la mayoría simple, sino a todos aquellos que cumplen una serie de condiciones consideradas satisfactorias (74), y a las que añade una condición de no-dictatorialidad. El resultado al que llegaba Arrow era

que, de no existir un dictador, el resultado de la agregación de preferencias individuales transitivas y totales, es incoherente (75). De lo que, con apresurado empeño, se ha intentado deducir, a veces, que la imposibilidad tenía un carácter general, es decir para todos los casos de preferencias individuales. Sin embargo, es evidente que el teorema de la imposibilidad tiene un alcance limitado por las propiedades exigidas tanto a las preferencias individuales (transitivas y totales) como a la colectiva resultante. Se han ensayado así distintas soluciones consistentes en negar la exigencia de transitividad o de orden total, en las preferencias individuales; añadir condiciones a la preferencia colectiva, o admitir, en ciertos casos limitados, la posibilidad de dictadura. Pues bien, el estudio de ARKHIPOFF, en el que nos estamos basando, supone una generalización del teorema de ARROW, llegando a las siguientes conclusiones:

1- Las condiciones exigidas a las preferencias individuales deben ser, al menos, tan exigentes como las que se desean para la preferencia colectiva. En particular, si ésta ha de ser transitiva, las preferencias individuales, como mínimo, han de serlo también.

2- Las condiciones necesarias y suficientes para que exista una preferencia colectiva que cumpla las propiedades del orden numérico son muy reducidas. Pueden resumirse en tres condiciones de posibilidad:

A- Existencia de un dictador absoluto (76)

B- Existencia de, al menos, un dictador y ningún directorio

C- Todos los colegios dictatoriales tienen en común un directorio único.

3ª El escrutinio mayoritario no reune ninguna de las tres condiciones, a no ser en caso de unanimidad, que equivale a la condición C (77).

Por lo que en definitiva, y con cierto desánimo, no puede menos de decirse que "la medida del bienestar nacional choca con la imposibilidad de agregar (no se puede agregar más que si, y solamente si, existe un dictador absoluto en el seno del cuerpo electoral). Este estudio muestra que esta imposibilidad es incluso más grande, ya que subsiste también cuando se elimina la propiedad de transitividad (pero entonces se renuncia al orden numérico, es decir, al concepto de un bienestar nacional medido por un agregado ...): la noción de un bienestar nacional, ya se conciba en términos de agregados o de otro modo, aparece como una <u>imposibilidad lógica</u> (78). Por ello, no parece que la investigación actual sobre las medidas del bienestar tenga una teoría justificativa.

El caracter negativo de estas conclusiones es una invitación a una revisión teórica de los fundamentos de toda medida agregada. Sin embargo,

por insuficiente que sea la justificación teórica de las medidas agregadas tampoco podemos caer en el desaliento ni en la inoperancia. Con frecuencia es la misma praxia económica la que señala inflexiones en nuestra forma de abordar los problemas. La superación del PNB como medida del bienestar se debe, seguramente, menos a la crítica teórica que a la constatación, a partir de un cierto umbral de riqueza, de que infinidad de aspectos que afectan a la vida de los hombres que se toman en cuenta en este indicador. Sin restar importancia a la revisión teórica, no podemos sino enfatizar la importancia de disponer de indicadores que, si no teóricamente válidos, al menos parecen señalar con más consenso que los tradicionales, la evolución en el grado de cumplimiento de las aspiraciones de la mayoría de la población. Como en tantos otros problemas teóricos, el proceso de optimización estricta ha de ser sustituído por un proceso de "prueba y error". El Bienestar Social, inconmensurable, ha de ser aproximado por los NNW, MBE, o, todavía, por las baterías de indicadores socioeconómicos modernos, en una tarea dinámica que llevará a la corrección de esos agregados y a su sustitución por otros, siempre imperfectos, pero esperanzadoramente más cercanos al estado de "conciencia social" de cada momento histórico.

Esto no significa desconocer las dificultades, sino afirmar la necesidad de tomar opciones en un mundo de imperfección, desconocimiento y riesgo, pues como señalábamos, las insuficiencias teóricas, no excluyen la validez de la praxis (79).

Abandonamos aquí el enfoque teórico estricto para adentrarnos en una vía, más pragmática, pero ilustrativa de los argumentos esgrimidos en pro y en contra del crecimiento económico.

5.3.- La polémica acutal sobre la deseabilidad del crecimiento (80)

El centro de la argumentación en pro y en contra de la contribución del crecimiento económico al bienestar reside en tres grandes ideas: la limitación de recursos, el crecimiento de las deseconomías externas, y las consecuencias sociales derivadas de la búsqueda del crecimiento en las economías industriales avanzadas. Alrededor de estos tres ejes se articulan tanto análisis empíricos orientados a confirmar la veracidad o no de aquellos postulados, como juicios de valor. Dado que hemos renunciado a una aproximación ortodoxa al problema de las relaciones entre crecimiento y bienestar, presentamos, lo más ordenadamente posible, los argumentos más frecuentemente esgrimidos en pro y en contra. En última instancia, pensamos que pronunciarse por la relación positiva o negativa entre crecimiento y bienestar es una cuestión eminentemente subjetiva, y que la única contribución que puede hacer el economista es contribuir a clarificar el debate.

1- Las profecías del desastre ecológico: el llamado "doomsday syndrome" se encuentra en la literatura ecologista y en buena parte de los planteamientos actuales de los economistas opuestos al crecimiento continuado. Indudablemente, la verosimilitud del

desastre final está sujeta a la validez de los modelos construídos para predecirlo, y es aquí donde las apreciaciones difieren sustancialmente. El papel del progreso tecnológico en la corrección de las tendencias actuales suele destacarse, con inmensa fe, por los partidarios del crecimiento, quienes aducen que las profecías históricas sobre el fin del mundo se han visto siempre condenadas por los hechos, sin embargo, opinan sus opositores, también las profecías optimistas han sido, con frecuencia, negadas por la realidad. Pero, sobre todo, ante la nueva escala de crecimiento de la población, utilización de los recursos no renovables y renovables, etc., que supone un cambio cualitativo respecto a períodos pretéritos, la falsedad de las profecías catastróficas no puede servir de consuelo. Gráficamente expuesto por Mishan: "un hombre que cae de un edificio de cien pisos sobrevivirá los primeros noventa y nueve sin estrellarse. Si fuese tan animoso como alguno de nuestros tecnócratas, su confianza crecería con el número de pisos sobrepasados en su vuelo hacia abajo, y se situaría en el máximo justo antes de que su caída libre fuese abruptamiento detenida" (81). Menos gráficamente, la metáfora anterior ilustra las virtudes del crecimiento exponencial, sobre el que tanto insistía el primer informe Meadows (82).

2- <u>El deseo manifiesto de mayor crecimiento</u>: Para los partidarios del crecimiento, aparece indubitativamente la aspiración a un mayor crecimiento. ¿En nombre de que principio podría, en una sociedad democrática, negarse el derecho de los ciudadanos a colmar

sus propias aspiraciones? No obstante, el problema, para los opositores del crecimiento, no es si los ciudadanos tienen o no derecho, sino analizar hasta que punto ese mayor crecimiento redundará en aumento de su bienestar. Ahora bien, en una sociedad industrial avanzada, en la que las instituciones han sido diseñadas para favorecer el crecimiento, las alternativas que se ofrecen a los ciudadanos son realmente limitadas. En otras palabras, parece difícil que puedan comportarse de otro modo que expresando sus preferencias en el mercado por más bienes (83).

3- Alternativas posibles: Para unos es ilegítimo renunciar al crecimiento económico si no se plantean alternativas factibles. No cabe duda de que la presentación de alternativas factibles se enfrenta a múltiples obstáculos, económicos y políticos. No obstante lo cual, la crítica dirigida al crecimiento económico como fuente de bienestar es independiente de la presentación de alternativas válidas. Por otro lado, de la dificultad de <u>demostrar</u> que el crecimiento disminuye el bienestar, no puede deducirse que fatalmente debemos continuar en la senda del crecimiento, puesto que tampoco puede <u>demostrarse</u> que el crecimiento implique aumento del bienestar. Si la carga de la prueba se deja a los que son escépticos del crecimiento, entonces la ignorancia o la incertidumbre juega a favor del mantenimiento de la situación actual. Todo ésto supone que la crítica al crecimiento es el primer paso para el establecimiento de alternativas factibles (84).

4- La ciencia y el progreso técnico: Uno de los argumentos más frecuentes a favor del crecimiento, sobre todo de un crecimiento asentado en el progreso tecnológico, es el avance que permite en la dominación del hombre sobre la naturaleza. Es más, se presenta la Ciencia como servidora del hombre. La Ciencia, con mayúsculas, irrumpe como algo neutral, sin connotaciones ideológicas, y sirviendo a un inexistente hombre ideal y abstracto. Qué duda puede caber que el afán de conocimiento del hombre lleva a una búsqueda de claridad, a un desvelamiento de los recónditos misterios del saber y al vencimiento de los obstáculos del mundo. Pero, para los que critican el crecimiento, es dudoso que la Ciencia esté en manos del Hombre. El conocimiento tecnológico, más humildemente, se halla controlado por hombres, con minúsculas, egoístas y enfrentados entre sí. En consecuencia, el verdadero quid de la cuestión residirá, no tanto en el potencial del conocimiento acumulado utilizado para "lo bueno", sino en la utilización que al mismo se de y, en las consecuencias de esa utilización (85).

5- Adaptación del hombre: Ha de afirmarse la enorme elasticidad de la naturaleza humana para vivir en condiciones muy diferentes. A lo largo de la evolución de las especies, ésta ha sido la clave de la supervivencia. Las inmensas modificaciones del entorno vital humano desde las edades prehistóricas hasta las tecnificadas civilizaciones modernas no hacen sino confirmarlo. ¿Se deduce de ello que esta capacidad de adaptación no tiene límite?. O, aún dejando,

ese problema de lado, ¿puede afirmarse que la adaptación del hombre a un entorno modificado por él mismo significará una mejor situación?. Además, cuando se afirma que los hombres no desean otra situación que la que conocen, los contradictores del crecimiento pueden argüir, con firme base, la invalidez de ese argumento en una sociedad que no sólo conforma las preferencias de los hombres sino que crea los mecanismos necesarios para resistirse al cambio (86).

6- El componente elitista: Es frecuente tachar a los que se oponen al crecimiento continuado de representantes de las élites más privilegiadas. De algún modo la negación de los valores del crecimiento sería equivalente a la defensa de los privilegios de los pudientes y a la privación de los no privilegiados de las mejoras en los standards de vida que el crecimiento posibilita (87). Este argumento puede ser admisible en el contexto de las relaciones económicas internacionales especialmente por lo que respecta al mundo desarrollado y subdesarrollado. Pedir la cesación del crecimiento a países con rentas per cápita cercanas al nivel de subsistencia física, es algo completamente absurdo. El argumento, sin embargo, pierde muchísima fuerza cuando se plantea en el seno de los países industrialmente avanzados, en los que la polémica se desarrolla con más intensidad. En estos países el rechazo del crecimiento económico provendría de personas de mediana edad de la clase media, "con suficiente tiempo y dinero para apartarse un poco del sendero común, pero no

suficientemente ricos para protegerse de las masas en sus yates e islas privadas" (88). "Resulta particularmente fácil adivinar las muchas formas en que las clases medias de los países más avanzados perderán ciertas ventajas en virtud del crecimiento económico. La pérdida de los empleados domésticos es uno de los ejemplos más tempranos; a ésto han seguido, en las dos últimas décadas, muchos otros, tales como el aumento de la congestión de las carreteras con los coches de los pobres, o la dificultad de encontrar centros de vacaciones en lugares interesantes y accesibles, que no estén atestados de multitudes de excursionistas en visitas turísticas baratas" (89).

Ahora bien, este argumento, socialmente progresista, a primera vista, está asentado en una hipótesis más que discutible, puesto que se dice que "el crecimiento es una condición necesaria para la distribución de la renta" (90).

Se trataría,por lo tanto, de crecer para que mejorasen los pobres; pero no se pone, de ninguna manera, en cuestión la distribución de la renta, cuando parece que un reparto más equitativo podría, en los países avanzados, eliminar las situaciones flagrantes de pobreza y añadir una buena dosis de confort a los más necesitados. Pensar que el anticrecimiento -dice Mishan- va contra los pobres significa no postular medidas redistributivas, cosa que todos los partidarios de reducir la tasa de crecimiento propugnan (91).

7- La factilidad política: Naturalmente al propugnar medidas redistributivas no quiere decir que éstas sean factibles en la presente conformación institucional de las sociedades industrialmente avanzadas. Cabe entonces preguntarse si la situación de los pobres mejoraría de hecho en ausencia de crecimiento económico. Según MISHAN una trasferencia interna adicional de unos 50 miles de millones de dólares bastaría para desterrar la pobreza más llamativa en los EE.UU. Aunque tal cantidad es poco más que el incremento medio anual del producto americano, no es probable, según el mismo autor, que el pueblo americano lo aceptase. ¿Significaría ésto la inanidad de la propuesta?. ¿O, más bien, habría que lamentar un sistema que ha conformado una mentalidad, un ethos, basado en el propio interés individualista, y que hace imposible las medidas propugnadas? (92). Si la propia búsqueda del crecimiento económico ha llevado a esta situación, no es posible otra alternativa que el cambio de estructuras, es decir, el cambio político.

8- Deseconomías externas y consecuencias sociales: Una buena parte de la defensa del crecimiento suele ir dirigida a negar o, al menos, matizar la importancia de las deseconomías externas. No se trata de la existencia de deseconomías externas, que las hay: lo que importa es si una mayor producción conduce a una mayor divergencia del nivel óptimo, y siendo ésto el caso, si ello implica una reducción del bienestar. Suele concederse, aunque con limitaciones, que el crecimiento de la producción lleva a un aumento de

los costos externos por unidad de output, no existiendo políticas correctoras. Pero aún en ese caso, se arguye, no se sigue necesariamente una reducción del bienestar, sino únicamente una separación cada vez mayor del nivel óptimo del output y por tanto del máximo bienestar posible. Aunque, indudablemente, si la tendencia en los costes externos es la admitida, llegará un momento en que se producirá una reducción absoluta del bienestar. Para los defensores del crecimiento, no puede decirse que se haya alcanzado ya el punto en que el incremento de los costes externos por unidad de producción es tan alto que incrementos ulteriores reducirán el bienestar neto, a menos que podamos saber donde nos encontramos sobre la relevante curva de costos (93). Claro que, de nuevo, se deja la carga de la prueba a los que niegan las ventajas del crecimiento; prueba, por otro lado, imposible en la situación actual del conocimiento. Pero admitiendo, toda la argumentación anterior, se seguiría que si los efectos externos fuesen totalmente corregidos a través de las medidas político-económicas adecuadas, todo incremento adicional no haría sino producir un aumento del bienestar (94). Independientemente de la dificultad de esta corrección perfecta de los efectos externos, es preciso caer en la cuenta de que éstos no son la única, y tal vez ni la más importante, consecuencia del crecimiento: además, han de ponerse en primer plano las consecuencias sociales del crecimiento. Dicho de modo más técnico: la corrección de los efectos externos soluciona el problema de la "eficiencia económica", pero las consecuencias socia

les de toda índole derivadas de un sistema basado en un progreso técnico determinado, en una incitación costante al consumo, etc., no pueden ser evaluadas más que con arreglo a una escala de valores determinada. Permítasome, de nuevo, volver a citar extensamente a Mishan (95). Para el economista profesional el juicio sobre el bienestar de sociedades alternativas es la existencia de eficiencia económica (mercados competitivos para "bienes" y "males", impuestos óptimos para los bienes públicos, etc.) más o menos matizada por consideraciones distributivas. Pero pueden concebirse dos sociedades, A y B, económicamente eficientes, con la misma renta per cápita, cuyo sistema de valores sea distinto. Una puede ser inhabitable y la otra un paraíso. Ha de abandonarse el criterio puramente económico o introducir otros valores para juzgar sobre lo que es deseable. O de otro modo, "¿Quien duda de que la sociedad más rica y más eficiente económicamente, puede ser también la menos saludable, la menos honesta, la menos segura y la menos firme?".

Eliminado todo tipo de costes externos y de imperfecciones, tendríamos una situación cercana a la competencia perfecta, en la que el mercado puede ser un instrumento perfecto de racionalidad. Sin embargo, "el mercado servirá para expresar y facilitar las tendencias estéticas de una sociedad estética, y servirá también para expresar y facilitar las buenas tendencias de una sociedad buena. Pero el mercado expresará y facilitará también las tendencias sádicas de una socieda sádica, y por lo mismo,

las tendencias licenciosas y viciosas de una sociedad que se está convirtiendo en licenciosa y viciosa. Y, en todos estos casos, el mercado sirve al carácter y fines de la sociedad con el mismo grado de eficiencia, con independencia del nivel de riqueza y de su distribución".

Todos los argumentos empleados en la discusión que hemos tratado de resumir no resisten la prueba del análisis metodológico "científico". Convencen solamente a quienes quieren dejarse convencer. Pero en el terreno en el que hemos colocado el problema del crecimiento económico no existen pruebas científicas. Estamos, quizás como antes de comenzar la discusión, en un mundo de juicios de valor y por tanto de opciones político-sociales. De lo que no creemos que cabe la menor duda es de que existe un cuerpo de evidencia "suficiente" como para pensar seriamente en que la contribución del crecimiento al bienestar puede ser negativa. Si esta premisa se acepta, y el análisis metodológicamente ortodoxo tiene poco que aportar aquí desgraciadamente, la necesidad de un cambio profundo en lo que viene llamándose "el modelo de crecimiento" actual se impone con fuerza. Entrar en este tema nos apartaría ampliamente del objetivo que nos hemos fijado. No puede ignorarse que lo que en última instancia supone la anterior conclusión es un cambio en las relaciones sociales que caracterizan la sociedad actual, tanto a nivel nacional como, y muy fundamentalmente, internacional. Ahora, como apuntamos más arriba, el posible conflicto crecimiento-medio ambiente se presenta de modo radicalmente distinto en unos y otros

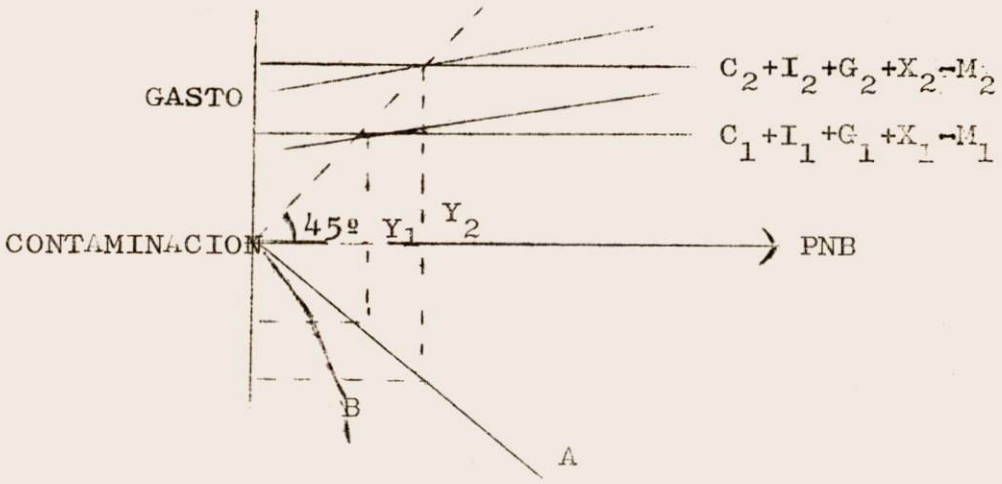
países. Con razón los países subdesarrollados y los que no han alcanzado el nivel de opulencia de los más poderosos, se oponen a una limitación de su crecimiento que traería como consecuencia el estancamiento, cuando no la degradación, en sus niveles de vida, todavía muy bajos absoluta o relativamente. No es pues imaginable que el crecimiento como objetivo importante de la política económica vaya a abandonarse ni en los países pobres, por las razones apuntadas, ni en las grandes potencias, en las que la carrera por la supremacia se basa en buena medida en el grado de avance en la producción.

Abandonemos, por lo tanto, la consideración del detenimiento del crecimiento para centrarnos en lo que consideramos una visión más realista al menos a corto plazo. Se trata de estudiar, en el supuesto de que el crecimiento va a proseguir como objetivo, cuales son las relaciones de arbitraje que ha de mantener con la defensa del Medio Ambiente, -que también adquiere una mayor consideración para la política económica-, y qué consecuencias tiene la búsqueda simultánea de ambos objetivos.

5.4.- Crecimiento y Contaminación: Formalización de relaciones

Las múltiples formas en que se produce la degradación del medio físico a las que llamamos contaminación, son difícilmente agregables en una medida única, a pesar de los muchos esfuerzos realizados para obtenerla.

Una valoración monetaria del daño se enfrenta a obstáculos insalvables por el momento, aún cuando existen intentos muy valiosos (96). Los indicadores físicos agregados se hallan hoy en discusión (97). Pero puede imaginarse superado este problema, suponiendo la existencia de un índice cuantitativo del nivel de contaminación. Esto supuesto, la introducción en un modelo Keynesiano sencillo es elemental (98).

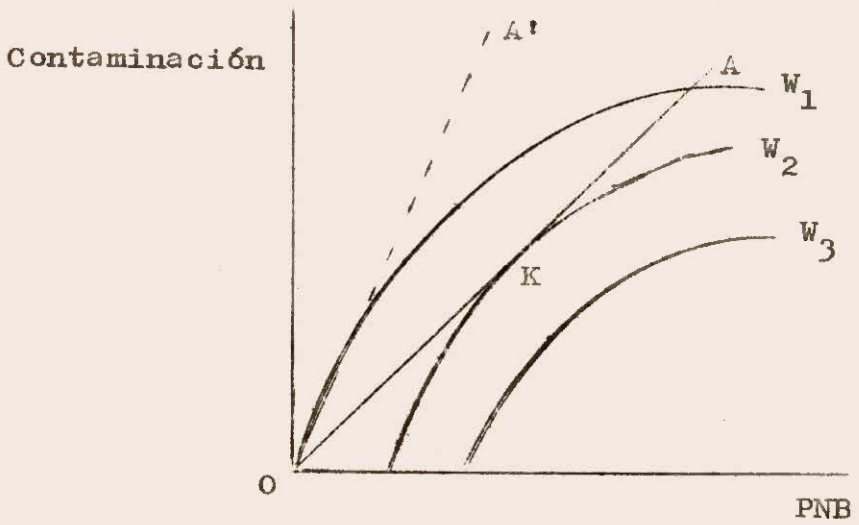


La parte superior de la figura representa el gasto agregado de la economía en dos períodos, 1 y 2, que dan lugar a niveles de renta, Y_1 e Y_2, que suponemos de pleno empleo. El nivel de renta de pleno empleo tiende a crecer de período en período al aumentar la capacidad de trabajo, por aumento de población y de preparación, y el capital existente, por efecto de la acumulación del período anterior y de los cambios tecnológicos.

La parte inferior del gráfico representa, a través de una función que se supone lineal, la relación entre el PNB y la contaminación. Como se ve, aceptamos que ésta crece con el nivel del producto, lo que, a la

vista de la experiencia histórica, parece evidente. Es más, dado el carácter lineal de la función, la tasa de crecimiento de la contaminación es igual a la del PNB, lo que equivale a suponer el carácter "neutral" del crecimiento respecto de la contaminación. Esta hipótesis parece bastante prudente, por no decir tímida, a la luz de los enormes destrozos ecológicos que la civilización industrial está imponiendo, por lo que, desde una concepción amplia de la idea de contaminación, no sería desdeñable la suposición de que ésta crece más rápidamente que el PNB (99), según una función como B.

Si trasladamos, de forma invertida, la parte inferior del gráfico anterior a un mapa de indiferencia social obtenemos la siguiente representación:



Las curvas de indiferencia social representan combinaciones de contaminación y PNB de igual satisfacción colectiva. Como la contaminación y el PNB están relacionadas de modo inverso en su contribución al bienestar social, la forma de las curvas no es la habitual.

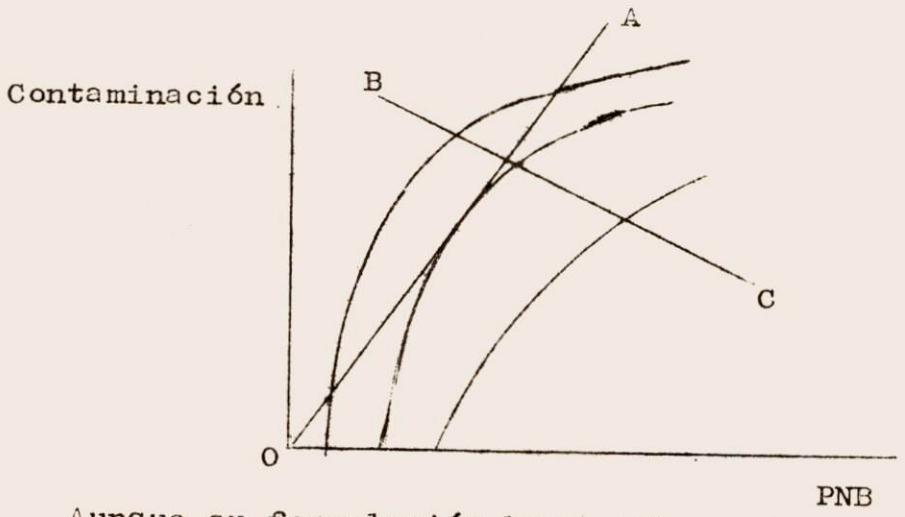
El mayor subíndico expresa mayor satisfacción colectiva, dada por el hecho de que a, medida que nos desplazamos de W_1 a W_2, W_3, etc., pueden obtenerse mayores niveles de PNB con idéntica cantidad de contaminación. La forma de las curvas supone también que la relación marginal de sustitución entre contaminación y PNB es decreciente; en otros términos, para mantener la indiferencia social son precisos, cada vez mayores incrementos en el PNB para compensar el efecto negativo del incremento en la polución. Un supuesto adicional, para hacer más verosímil la forma de las curvas de indiferencia, puede ser el considerar constante la tasa nacional de ahorro. En este caso, el aumento del PNB se traduce en un aumento idéntico del consumo y, si la población es estable, también del consumo per cápita. En ese caso, las curvas de indiferencia expresan el arbitraje entre consumo per cápita y contaminación.

Supuesta ahora la relación de transformación entre PNB y contaminación, dada por la función A, el "óptimo social" se hallaría en el punto K. Al desplazarnos a partir del origen, el bienestar aumenta hasta el punto K, pues el mayor consumo más que compensa el exceso de polución. A partir de K ocurre lo contrario: el tipo de crecimiento económico descrito por OA hace pasar a curvas de indiferencia más bajas, a medida que nos separamos de K.

Del análisis anterior se desprende que si la contaminación crece, como mínimo, a un ritmo tan rápido como el consumo per cápita, siendo las preferencias sociales tales que unicamente se obtiene la indiferencia social cuando el consumo por personas aumenta más rápidamente que la polución, "con el tiempo disminuirá

el bienestar social" (100). El momento en que ésto haya de ocurrir, si no ha ocurrido ya, dependerá de la pendiente de la curva OA y de la forma de las curvas de indiferencia. Pero, a la vista de nuestros anteriores análisis, puede decirse que, a menos que el progreso tecnológico sea capaz de aumentar sustancialmente el consumo per cápita, sin contribuir todavía más a la degradación ambiental por unidad de producción, se producirá uña caída en el bienestar. Ahora bien, a la luz de la experiencia histórica, no parece existir garantía de que el progreso técnico pueda compensar mediante el aumento de consumo la reducción de bienestar generada por la mayor contaminación. Realmente más bien parece lo contrario. Si el progreso tecnológico se sigue caracterizando por la introducción de nuevos materiales artificiales, difícilmente asimilables por el Medio Ambiente, lo más probable es que la trayectoria OA se desplace hacia OA', acercándose así el momento de la caída en el bienestar social. Dicho de otro modo, el PNB óptimo se situaría a un nivel más bajo que si el sendero seguido fuese OA. No puede ignorarse, sin embargo, la posibilidad de que la orientación del progreso tecnológico difiera, en el futuro, de su línea de tendencia. Los avances en la utilización de energías limpias de las que la solar es la que mayor atención merece, podrían hacer variar sustancialmente las hipótesis aquí esbozadas. Creemos que los obstáculos, sobre todo institucionales, a cambios sustanciales en el progreso tecnológico, son muy importantes, como ya señalaba E.J. Mishan. No obstante, el "optimismo tecnológico" es una moneda de curso legal en buena parte de la comunidad científica (101), que lleva a algunos a invertir

casi totalmente los términos de la relación entre el PNB y la contaminación. Así, Beckerman ha señalado expresamente la posibilidadddo que la relación técnica entre PNB y contaminación adopte la forma del trazo BC frente a nuestra hipótesis anterior OA (102).



Aunque su formulación hace referencia a la relación entre contaminación y tasa de crecimiento del PNB, puede ser también expresada como relación entre polución y PNB. Esto significaría que a medida que el PNB (o la tasa de crecimiento) fuese más grande la contaminación por unidad producida se iría reduciendo, como resultado de utilizaciones de tecnología más limpia, que harían más que compensar el aumento en la producción. Aún no negando que pueda haber parte de razón en esta hipótesis, nos parece fuuertemente irrealista el suponer que con un crecimiento desenfrenado podría llegarse a la contaminación cero. Los ejemplos aportados por Beckerman sobre la reducción de las emisiones de humos en Londres mediante la sustitución de combustibles o mediante la elevación de chimeneas para mejorar la dispersión, no creemos tienen la fuerza suficiente como para obtener esas conclusiones. Téngase en cuenta que

países como Suecia han denunciado que la mejora del ambiente atmósférico en el Reino Unido ha significado una traslación del problema a su propio país, originado por el aumento de la altura de las chimeneas, que ya no vierten sus humos en Inglaterra sino que favorecen su traslación a Suecia.

Por otro lado, cuando se juzga de la calidad del Medio Ambiente de modo parcial, se corre el riesgo de ignorar que la mejora experimentada por el medio inmediato del hombre puede producirse a costa de agravar el problema ambiental en otras áreas (103).

Cualquiera que sea la respuesta correcta, y ya hemos señalado nuestra convicción, está claro que la política económica aborda simultáneamente la búsqueda de ambos objetivos: la mejora del nivel de vida material y la mejora del Medio Ambiente. Búsqueda que se resume en la prosecución de la Calidad de la Vida.

Creemos que nuestra excursión por el campo del crecimiento económico ha sido suficientemente larga como para haber dejado claras, dentreo de la incertidumbre existente, las líneas de fuerza que configur n el conflicto entre crecimiento y bienestar, de un lado, y Medio Ambiente y crecimiento de otra. La línea que ahora seguiremos es la de intentar aproximarnos a los efectos de la política económica ambiental sobre el resto de los objetivos de la política económica. O, más rigurosamente, detectar los costes, en términos de logro de otros objetivos de la política económica, en que hay que incurrir cuando el Medio Ambiente aparece como objetivo político específico.

NOTAS AL CAPITULO V

(1) Véase en este sentido T.W. HUTCHINSON, Economía positiva y objetivos de Política Económica, Ed. Vicens-Vives, Barcelona, 1.971, cap. III y IV.

(2) Cfr. E. de FIGUEROA, Curso de Política Económica, Ed. Revista de Derecho Privado, Madrid, 1.965, cap. II y III; J. JANE SOLA, Por una estructura operativa de la Política Económica, Revista Española de Economía, Enero-Abril, 1.974. Una recapitulación empírica de los objetivos más frecuentemente perseguidos por los países capitalistas occidentales se encuentra en E.S. KIRSCHEN, Política Económica Contemporánea, vol. I, Ediciones de Occidente, Barcelona, 1.965.

(3) P. COULBOIS, La Política Coyuntural, Ed. ICE, Madrid, 1.974, pag. 27-67.

(4) El problema de la determinación del PNB potencial se halla debidamente tratado, entre otros trabajos, en J.W. KNOWLES, The Potential Economic Growth in the United States, Joint Economic Committee, 1.960; también M. LAGARES, Efectos Coyunturales del Presupuesto en España: un intento de cuantificación del "Saldo presupuestario neutral", Hacienda Pública Española, nº 14, 1.972.

(5) No entramos, en este rápido repaso de los objetivos, en precisiones en torno al concepto de Saldo de balanza de pagos, o en las diferentes situaciones planteadas por los regímenes de cambios fijos y flotante. Cfr., por ejemplo, B.J. COHEN, Política de Balanza de Pagos, Ed. Alianza, Madrid, 1.975.

(6) E.J. MISHAN, Los costes del desarrollo económico, Ed. Oikos-Tau, Barcelona, 1.970, pag. 29.

(7) Una interesante incursión por lo que, a su juicio, son los componentes de la "buena vida" ha sido realizada por E.J. MISHAN en su obra "The Economic Growth Debate", George Allen and Unwin, Londres, 1.977, especialmente pags. 149-217. Sobre los conceptos de Medio Ambiente físico y social véase J. GALLEGO, Introducción, en J. GALLEGO (ed.), Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 13-22. Es igualmente sugestivo en este sentido el libro de Ph. SAINT-MARC, Socialisation de la Nature, Ed. Stock, Paris, 1.971.

(8) A. WAGNER, Finanzwissenschaft, Leipzig, 1.893. También, H. TIMM, Das Gesetz der Wachsenden Staatsansgaben, en Finanzarchiv, Heft 2, Band 21, 1.961. Versión castellana en J.R. ALVAREZ RENDUELES (ed.). La dinámica del Gasto Público, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, 1.974, pag. 27 y ss. Para una contrastación de la ley de Wagner en España, véase M.J. LAGARES, La participación creciente del sector público en la economía española: su contrastación empírica, Hacienda Pública Española, nº 36, 1.975. La contrastación más clásica es la de A.T. PEACOCK y J. WISEMAN, The Growth of Public Expenditure in the United Kingdom, George Allen and Unwin, nueva edición, Londres, 1.967.

(9) Sobre la tributación y provisión óptima de bienes públicos pueden consultarse, R.A. MUSGRAVE, The Theory of Public Finance, McGraw-Hill, New York, 1.959. Versión castellana en Ed. Aguilar, Madrid, 1.967; P.A. SAMUELSON, The Pure Theory of Public Expenditure, Review of Economics and Statistics, Nov. 1.954, traducido en H.P.E., nº 5, 1.970; Ch. M. ALLAN, La teoría de la tributación, Ed. Alianza, Madrid, 1.974. Véanse también los documentos recogidos por E. ALBI en H.P.E., nº 36, 1.975.

(10) Sobre las relaciones de independencia, complementariedad o contradicción entre los objetivos, véase E. FIGUEROA, Curso de Política Económica, op. cit., cap. II.

(11) Este es uno de los rasgos que caracterizan el capitalismo europeo de la postguerra según A. SHONFIELD. Cfr. su artículo "¿Es un éxito el capitalismo?", I.C.E., Diciembre, 1.966.

(12) A. SMITH, La riqueza de las naciones, Ed. Aguilar, Madrid, 1.956. Cfr. fundamentalmente vol. V, libro I, cap. VIII.

(13) J. STUART MILL, Principios de Economía Política, Ed. FCE, Mexico, 1.943, libro IV, cap. VI.

(14) Sobre este tema consúltese la interesante revisión de R. TAMAMES, La polémica sobre los límites al crecimiento, Ed. Alianza, Madrid, 1.974, pag. 15-25.

(15) W. BECKERMAN, "Crecimiento económico: el debate actual", Revista Española de Economía, Enero-Abril, 1.976, pag. 225.

(16) E.J. MISHAN, Los costes del desarrollo económico, op. cit. Un trabajo pionero en este sentido es el de K.W. KAPP, The Social costs of private enterpirse, Oxford, 1.950.

(17) La profusión de obras en este tema autoriza a remitirse a la abundante bibliografía citada en el trabajo de R. TAMAMES referido en la nota (14). Recordemos no obstante los significativos estudios del Club de Roma: D. MEADOWS, Los límites del crecimiento, op. cit., y E. PESTEL y M. MESAROVIC, La humanidad en la encrucijada, op. cit.

(18) W. ARTHUR LEWIS, ¿Es deseable el crecimiento económico?, en B. OKUN y W. RICHARDSON (eds.), Estudios sobre desarrollo económico, Ediciones Deusto, Bilbao, 1.964. Extracto de la obra de W.A. LEWIS, The Theory of Economic Growth, Homewood, Illinois, R.D. Irwin, Inc., 1.955, pag. 420-435. También ha sido reeditado más recientemente en R.E.E., Enero-Abril, 1.976.

(19) W.A. LEWIS, art. cit., en OKUN y RICHARDSON, op. cit., pag. 555-556.

(20) Ibidem, pag. 558.

(21) Ibidem, pag. 558.

(22) Ibidem, pag. 563.

(23) Ibidem, pag. 563-564.

(24) Ibidem, pag. 564.

(25) S. KUZNETS, "Crecimiento económico moderno: resultados y reflexiones", American Economic Review, Junio, 1.973. Versión castellana, de la que citamos, en R.E.E., Enero-Abril, 1.976, pag. 379.

(26) Ibidem, pag. 381-382.

(27) Ibidem, pag. 384.

(28) Ibidem, pag. 389.

(29) Ibidem, pag. 390. Para un análisis detallado de los costos no convencionales del crecimiento y, en especial sus efectos sobre la estructura social, Cfr. S. KUZNETS. Crecimiento económico moderno: tasa, estructura y difusión, New Haven, 1.966 y, especialmente, Crecimiento económico de las naciones: output total y estructura de la producción. Cambridge, Mass., 1.971, cap. 2 y cap. 7.

(30) En esta sección seguimos el clarividente análisis de M. ABRAMOVITZ, "Una interpretación de las tendencias seculares de la renta y producto nacionales desde el punto de vista del bienestar", publicado en P. BARAN, T. SCITOVSKY y E. SHAW, The avocation of economic resources, Stanford University Press, California, 1.959. Las citas provienen de la edición castellana en R.E.E., Enero-Abril, 1.976, pag. 323-348.

(31) Ibidem, pag. 326.

(32) Ibidem, pag. 326.

(33) A.C. PIGOU, Economics of Welafe, 4ª ed., MacMillan, Londres, 1.932, cap. I.

(34) J.R. HICKS, The valuation of Social Income, Economica, VII, Mayo, 1.940.

(35) M. ABRAMOVITZ, art:. cit., pag. 330.

(36) Ibidem, pag. 331.

(37) Aunque la "prohibición" de hacer comparaciones interpersonales de utilidad con rango científico se encuentra ya en la sección 2135 del Trattato de Sociología Generale de V. PARETO, el mandato fué seguido a partir, sobre todo, de las advertencias de L. ROBBINS en su "An essay on the nature and Significance of Economic Science", Londres, 1.932.

(38) M. ABRAMOVITZ, art. cit., pag. 332.

(39) P.A. SAMUELSON, Evaluation of Real National Income, Oxford Economic Papers, Enero, 1.950.

(40) T. SCITOVSKY, Welfare and Competition: The economics of a Fully Employed Economy, Irwin, Homewood, Illinois, 1.951, pag. 70-81. Una buena síntesis de algunos de estos problemas se halla en L. GAMIR, La Economía del Bienestar, ICE, Nº 508, Diciembre, 1.975, pag. 78-91.

(41) M. ABRAMOVITZ, art. cit, pag. 333.

(42) Ibidem, pag. 334.

(43) Ibidem, pag. 336.

(44) Véase , A. C. PIGOU, Some aspects of Welfare Economics, American Economic Review, XLI, Junio, 1.951, pag. 294.

(45) Una bella discusión del llamado "efecto Jones" se encuentra en el trabajo de E.J. MISHAN, The Economic Growth debate, op. cit., cap. 19.

(46) M. ABRAMOVITZ, art. cit., pag. 339-340. También, cfr. W. BECKERMAN, Crecimiento económico y bienestar, en R.E.E. Enero-Abril, 1.976, especialmente pag. 312-318, y E.J. MISHAN, The Economic Growth debate, op. cit., cap. 5 y otros.

(47) M. ABRAMOVITZ, op. cit., pag. 342.

(48) A título indicativo puede verse, E. FROMM, The sane Society, Rinehart, New York, 1.955, especialmente pag. 152-165. Citado por ABRAMOVITZ.

(49) M. ABRAMOVITZ, art. cit., pag. 342.

(50) Ibidem, pag. 346-347.

(51) Cfr. A.W. SAMETZ, The measurement of economic growth, en Russell Sage Foundation, Indicators of Social Changes, New York, 1.968.

(52) Una discusión sobre este tema se contiene en A. OKUN, "Social Welfare has no price tag", Survey of Current Business, Julio, 1.971. Véase también E. DENISON, "Welfare Measurement and G.N.P.", Survey of Current Business, Enero, 1.971.

(53) NNW Measurement Committee, "Measuring Net National Welfare of Japan", Economic Council of Japan, :Tokyo, Marzo, 1.973.

(54) W. NORDHAUS Y J. TOBIN, "Is growth obsolete?", en National Bureau of Economic Research, Economic Growth, Columbia University Press, 1.972. Citamos de la versión castellana aparecida en R.E.E., Enero-Abril, 1.976, pag. 349-375.

(55) Ibidem, pag. 354.

(56) Ibidem, pag. 355.

(57) Ibidem, pag. 355.

(58) Ibidem, pag. 357. No existiendo cambio tecnológico, si la fuerza de trabajo crece a una tasa g, la relación capital-trabajo es K, y el producto bruto por trabajador es $F(K)-\delta.K$, siendo δ la tasa de depreciación. La inversión neta exigida es g.K., por lo que el consumo mantenible por trabajador es, entonces, $F(K)-\delta.K-g.K$.

(59) Ibidem, pag. 359; nota (3): "Como es bien sabido, el concepto de crecimiento de equilibrio resulta inutilizable a menos que el progreso sea puramente intensivo en trabajo, es decir, neutral en el sentido de Harrod. En tal caso, la tasa g será igual a $n+\gamma$ cuando n es la tasa anual de crecimiento y γ es la tasa de progreso tecnológico y la "fuerza de trabajo" significa la fuerza de trabajo efectiva o aumentada. En equilibrio, la producción y el consumo por trabajador crecen a la tasa γ y el consumo mantenible "per cápita" significa consumo que crece constantemente a esa tasa. Claramente, el nivel de consumo "per cápita" puede mantenerse con una inversión neta menor que $g.\mu.F(K)$; Así μ y K disminuirán uniformemente".

(60) Ibidem, pag. 361.

(61) Ibidem, pag. 360.

(62) Una postura crítica sobre estas deducciones del PNB y, más fundamentalmente, sobre los supuestos de base que las justifican se encuentra en W. BECKERMAN, Crecimiento económico y bienestar, art. cit., pag. 312-317. Véanse, en particular, sus consideraciones del todo "conformistas" al hablar de las "regrettable needs" a que estamos haciendo referencia.

(63) NORDHAUS y TOBIN, art. cit., pag. 363.

(64) Ibidem, pag. 363.

(65) El profesor BECKERMAN, uno de los más brillantes defensores del crecimiento económico, ha señalado a este respecto que "sin perjuicio de que se piense que ésto prueba que esos valores negativos que se omiten en el PNB muestran ahora ser muy importantes, cabe señalar al mismo tiempo que casi la conclusión contraria resulta de las estimaciones hechas por los profesores Nordhaus y Tobin. La razón por la que la tasa de crecimiento del BEM ha sido menor que la del PNN estriba en que el valor del ocio deseable y de las actividades no comercializadas, que también se excluye del PNN convencional, es tan alto que, si se introducen también en el panorama, el nivel de partida del BEM en 1.929 es mucho mayor que el nivel de partida del PNN convencional. En consecuencia, aunque en términos absolutos los "bienes" que se deberían añadir al PNN para llegar a una medición del BEM han aumentado mucho más que los valores negativos que habría que sustraer el aumento proporcional del total es menor una vez hechos ambos ajustes". Véase, Crecimiento económico y bienestar, art. cit., pag. 310-311.

(66) Con los datos del cuadro, el crecimiento acumulativo anual de las partidas negativas, tomando como referencia los valores extremos, fué del 3,5% aproximadamente: para las partidas positivas la tasa comparable fué del 2,2%. Ha de notarse que las variaciones a lo largo del período fueron muy grandes.

(67) No nos vamos a extender aquí en los, cada vez más extendidos, estudios sobre la construcción delIndicadores Sociales, que buscan también slavar las deficiencias y limitaciones del PNB, introduciendo múltiples facetas de la vida social que no se consideran habitualmente. Entre otros

trabajos puede consultarse, Ph. D'IRIBARNE, Indicateurs S Sociaux, CEREBE, Paris, 1.973; B. CAZES, Indicadores de Calidad del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1.973, pag. 79-84; R. HUETING, La estructura del cuadro estadístico que permita evaluar la degradación del Medio Ambiente humano, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 95 y ss. Un trabajo muy interesante, tanto teóricamente, como por su aplicación a España es el de J.B. PENA TRAPERO, Problemas de la medición del bienestar y conceptos afines (Una aplicación al caso Español), INE, Madrid, 1.977.

Pero en toda la problemática de los indicadores sociales queda sin resolver el "gran problema": el concepto de bienestar es puramente formal y no se resuelve la cuestión de la representatividad del agregado escogido para medir el bienestar. El problema de la agregación que se aborda ahora en el texto no puede ser esquivado a través de la construcción de indicadores sociales. Véase O. ARKHIPOFF, "Peut-on mesurer le bien-être national?", Les Collections de l'INSEE, Nº 41, C, Marzo, 1.976.

(68) A estos puntos nos hemos referido ampliamente en la primera parte de este trabajo.

(69) O. ARKHIPOFF, op. cit., pag. 32.

(70) Ibidem, pag. 33.

(71) Ibidem, pag. 34.

(72) Sobre este punto y los que siguen la teoría es muy amplia. Véase, entre otros, E.M. WINCH, Economía analítica del bienestar, obra citada, especialmente cap. 10; D. BLACK, On Arrow's Impossibility Theorem, The Journal of Law and Economics, vol. 12, nº 2, Octubre, 1.969. Una exposición sencilla y clara se halla en O.C. HERFINDAHL y A.V. KNEESE, Economic Theory of Natural Resources, op. cit., cap. 6, pag. 227-232. En castellano es muy útili la nota de L. GAMIR sobre la economía del bienestar en ICE, Nº 508, Dic. 1.975, así como el trabajo de J. SEGURA , Elección Social, Cardinalidad, comparabilidad y distribución, Anales de Economía, Enero-Junio, 1.974; A.K. SEN, Elección Colectiva y Bienestar Social, Ed. Alianza, Madrid, 1.976.

(73) K.J. ARROW, Social Choice and Individual values, 2ª edición, John Wiley and Sons, 1.963. versión castellana en I.E.F., Madrid, 1.974, bajo el título: Elección Social y Valores Individuales.

(74) Las preferencias individuales son transitivas y totales; la preferencia colectiva no debe hacer abstracción de todas o parte de las preferencias individuales; las preferencias individuales han de manifestarse libremente y recaer sobre los mismos objetos que la preferencia colectiva; si un grupo de sujetos unánimes determinan la decisión colectiva, unaaunanimidad mayor que incluya el grupo anterior también determinará la preferencia colectiva. Para una formulación matemática de estos principios puede verse el artículo de L. SEGURA citado en nota (72).

(75) El teorema de ARROW implica la imposibilidad de una agregación de relaciones a la vez transitivas y dotadas de otras propiedades necesarias para definir un orden numérico cilectivo, que es una condición indispensable para la obtención de un agregado nacional de bienestar. El orden numérico es el orden habitual de los números, que posee varias propiedades; la transitividad; la transitividad negativa (si 6 no es menor que 3,14 y 3,14 no es menor que 2); y la totalidad (dados dos números cualesquiera, uno es siempre menor o igual al otro). La paradoja de CONDORCET muestra que la transitividad no se respeta en el escrutinio por mayoría simple. ARROW por su lado, prueba que, en ausencia de dictadura, la transitividad negativa no se realiza. Con dictadura, en cambio, se cumplen todas las propiedades del orden numérico.

(76) El concepto de dictador se debe a ARROW. Se llama dictador absoluto a un elector tal que si vota afirmativamente gana la elección. El dictador arrowiano solo tiene este te caracter si es activo, si vota afirmativamente. Si lo hace negativamente, equivale a un elector cualquiera. Como pueden existir varios dictadores, caben soluciones de equilibrio. Un colegio dictatorial es un grupo de más de un elector (pero distinto del cuerpo electoral total) que se convierte en dictador cuando todos sus miembros son unánimes en un voto afirmativo. Un directorio es un colegio dictatorial en el que no existe ningúan dictador. Véase O. ARKHIPOFF, "Peur-on mesurer le bien-etre national?" en Economie el Statistique, nº 78, Mayo, 1976 pag. 68-69.

(77) La demostración matemática rigurosa de estas conclusiones figura en O. ARKHIPOFF, Op. cit., Les Collections de l'INSEE, nº 41 C, pag. 49-100.

(78) O. ARKHIPOFF, Economie et Statistique, nº 78, art. cit., pag. 69-70, El subrayado es mío.

(79) Como ha indicado E.J. MISHAN, "Economic Growth: The Need for Scepticism", LLoyds Bank Review, Octubre, 1.972, pag. 19: las insuficiencias teóricas chocan con el sentido práctico del hombre de la calle. "What is more, the limitations of the economist's expertise should not be allowed to determine what is relevant in a broader context. There may be no hope ever of detecting a relationship between "real" income per head aud social welfare, notwithstanding which it is an important question, the crucial question in fact. If science can provide no answer, as it cannot, it is too much to expect that ordinary men and women should not observe, should not make intertemporal comparisons, should not consult the evidence of their own senses and should not reflect intelligently on some of the considerations that I and many others bring to bear on the question."

(80) Las fuentes bibliográficas de la polémica actual son numerosísimas. Algunos trabajos se han señalado ya. A fin de reducir y ordenar los argumentos hemos creído conveniente presentar las ideas contenidas en los escritos de dos autores, -BECKERMAN y MISHAN-, representantes cualificados de la visión optimista y pesimista, respectivamente, en torno al crecimiento. Los argumentos esgrimidos se hallan en las siguientes publicaciones: E.J. MISHAN. Los Costes del desarrollo Económico, Ed. Oikos-Tau, Barcelona, 1.971; Economic Growth: the need for scepticism, Lloyds Bank Review, Oct., 1.972, pag. 1-27; Crecer o no crecer, Revista Española de Economía, Enero-Abril, 1.976; The Economic Growth Debate. An assessment, Allen and Unwin, Londres, 1.977; W. BECKERMAN, The need for economic growth, Lloyds Bank Review, Noviembre, 1.971; Crecimiento económico: el debate actual. Introducción a una selección de artículos, en Revista Española de Economía, Enero-Abril, 1.976; Crecimiento Económico y bienestar, R.E.E., Enero-Abril, 1.976; In defense of economic growth, Jonathan Cape, Londres, 1.974.

(81) E.J. MISHAN, The Economic Growth debate, op. cit., pag. 82.

(82) D. MEADOWS, Los límites del crecimiento, op. cit.

(83) Véase A. CROSSLAND, A Social democratic Britain, Fabian Tract, 404, 1.971 y E.J. MISHAN, Economic growth: The need for scepticism, op. cit., pag. 8-9.

(84) Cfr. R. ZEKHAUSER, The risks of growth, en M. OLSON y H. LANDSBERG (eds.), The No-Growth Society, Norton, New York, 1.973, y E.J. MISHAN, The economic growth debate, cap. 2 y cap. 10.

(85) E.J. MISHAN, Ibidem, cap. 13.

(86) Ibidem, cap. 14.

(87) Ya se ha mencionado este enfoque más arriba. Véase I. SACHS, Enfoques de la política del Medio Ambiente, en J. GALLEGO (ed), Economía del Medio Ambiente, I.E.F., Madrid, 1.974, pag. 73 y ss.

(88) W. BECKERMAN, Why we need Economic Growth, Lloyds Bank Review, op. cit., pag. 7.

(89) W. BECKERMAN, Crecimiento económico y bienestar, op. cit., pag. 319.

(90) Ibidem, pag. 320.

(91) E.J. MISHAN, The Economic Growth debate, cap. 15 y Economic growth: the need for scepticism, pag. 10-12.

(92) Ibidem, The economic growth debate, cap. 18.

(93) W. BECKERMAN, Why we need economic growth, pag. 8-9.

(94) E.J. MISHAN, The Economic growth debate, pag. 34.

(95) Ibidem, pag. 35 y 36.

(96) Recuérdense los problemas mencionados al hablar de las funciones de daño.

(97) Véase, por ejemplo, los trabajos citados en la nota (67) y, en especial, el artículo de HUETING.

(98) Véase P. VICTOR, Economía de la Polución, op. cit., pag. 58 y ss.

(99) Bases para esta hipótesis se recogen, entre otras publicaciones, en B. COMMONER, M. CORR y P. STAMLER ., The causes of pollution, Environment, Abril, 1.971. Recuérdese también lo indicado, a propósito de la medición del NNW japonés y de la MBE de Tobin y Nordhaus.

(100) P. VICTOR, op. cit., pag. 61.

(101) Una manifestación de este optimismo es la que caracteriza, por ejemplo, los puntos de vista de N. ROSENBERG, Innovative responses to materials shortages, American Economic Review, Mayo, 1.973.

(102) W. BECKERMAN, Problemas reales y ficticios en la política del Medio Ambiente, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1.973.

(103) Así, el aire puede depurarse a costa de la limpieza de los ríos. Los niveles de inmisión de contaminantes en el aire pueden mejorarse aumentando la dispersión de los mismos, lo que no implica que las emisiones de contaminantes no vayan a parar a algún lado, repercutiendo antes o después sobre el equilibrio ecológico y sobre el hombre.

CAPITULO VI

LA POLITICA AMBIENTAL Y LOS OBJETIVOS MACROECONOMICOS

6.1.- Aproximación a la secuencia de efectos de la Política Ambiental

En la segunda parte de este trabajo se han abordado los instrumentos óptimos para el control de las externalidades de la contaminación. Ha habido allí ocasión de señalar las limitaciones existentes para una política óptima, derivadas, tanto de la ignorancia sobre los efectos ecológicos de la generación de residuos, como de la falta de correspondencia de los modelos teóricos disponibles con el funcionamiento real del sistema económico. El enfoque de optimización se ha puesto en entredicho, sin renunciar por ello a los instrumentos técnicos que de él se derivaban, y que, con toda su imprecisión, pensábamos, podían llevar, tras un proceso de prueba y error, a una situación ambiental considerada, por los representantes políticos de la comunidad, como mejor que la situación de partida. Tales instrumentos técnicos se dividían en dos grandes grupos. Unos eran expedientes de regulación directa de las actividades que incidían en el Medio Ambiente (controles directos, regulaciones administrativas, normas de proceso, etc.), los otros afectaban a los parámetros de decisión de las unidades económicas de modo indirecto, formando parte de lo que conocíamos como sistema de estímulo (impuestos y subsidios, fundamentalmente). Tanto unos como otros buscaban un mismo objetivo, expresado en términos de un determinado nivel de calidad ambiental, referido a los diferentes medios

físicos: aire, agua, suelo. Lo que nos concierne ahora es investigar de qué modo la utilización de los antedichos instrumentos va a afectar al sistema económico, corrigiendo su funcionamiento de modo que se logren los objetivos ambientales propuestos, y en qué medida esa alteración provocará cambios en el logro de los demás objetivos macroeconómicos.

A partir de lo que ya conocemos puede establecerse una secuencia muy simplificada de los cambios esperados en las variables relevantes para la Política Económica.

Parece claro que "para que sea efectiva cualquier política estatal que pretenda reducir la polución causada por la actividad económica en una economía mixta o de mercado, debe afectar los precios relativos de las mercancías según la polución que derive de su consumo y producción" (1). En ésto consiste, precisamente, la "internalización" de los efectos externos, y de ella deriva toda la gama de consecuencias a nivel micro y macroeconómico. La secuencia de impactos que se deriva de lo dicho, puede ordenarse de modo lógico en la forma siguiente:

1- Efectos sobre los costos y los precios

En la medida en que las empresas productoras de bienes y servicios sean responsables de la adopción de medidas reductoras de la contaminación se verán obligadas a cambios que implicarán elevaciones de costos. Estos provendrán, sea de la instalación de equipos de depuración, de cambios en los procesos productivos, de sustitución de materias primas o combustibles, de cambios en la localización misma de la empresa, o de reducciones de la producción. La reper-

cusión de las medidas anticontaminación en los costes estará condicionada por las características técnicas de la producción y por la forma de financiación de las medidas adoptadas. En todo caso, ese aumento de costes podría transformarse en reducciones de beneficios o en aumento de precios, en proporciones que vendrán condicionadas por la elasticidad de la demanda de los productos de la empresa, el grado de control que ejerza en el mercado y la estrategia que se fije ante otros competidores nacionales y extranjeros. Si, como parece aceptarse, en una economía oligopolística, la hipótesis del "mark-up" es correcta, un porcentaje de las alzas de costes unitarios, variable según sectores, se transformará en alza de precios (2).

Debe tenerse en cuenta que, a medio y largo plazo, los aumentos de costes pueden llevar a cambios tecnológicos que compensen el alza de costes experimentada, a medida que las empresas investiguen la forma más económica de hacer frente a la reducción de la contaminación. Como los cambios tecnológicos suelen producirse incorporados al capital productivo, la intensidad del cambio tecnológico, y la posible reducción de costes, está condicionada a la velocidad de sustitución del capital antiguo por el capital nuevo que incorpora tecnología más limpia.

La repercusión inicial sobre costes y precios (efectos directos) se traduce, en el siguiente momento, en alzas indirectas de costes y precios, a través de las relaciones intersectoriales de compras y ventas, en un proceso que tiende a amortiguarse y que puede ser captado mediante modelos econométricos iterativos o tablas I-O (3).

2- Alteraciones de la demanda global y sectorial

Los cambios en los precios relativos de bienes y servicios actuarán como guías para el desplazamiento de la demanda de unos sectores a otros de la producción nacional, y de ésta al exterior. En principio, los bienes cuyos precios hayan crecido más que la media verán reducida su demanda y por ende su producción. Al contrario ocurrirá con los que no experimentan alzas importantes, o cuando sean éstas menores que la media. Naturalmente, ésto vendrá condicionado por las elasticidades y la existencia de bienes sustitutivos.

En conjunto, la demanda global no tiene que verse necesariamente reducida en términos reales, al menos a medio plazo. Además, la aparición de una nueva demanda de inversión, derivada de la instalación de bienes de equipo anticontaminación, y de la investigación asociada con ellos, puede servir, existiendo, capacidad de producción inutilizada, para iniciar un proceso multiplicador de la producción y de la renta (4). Que ésto tenga lugar en suficiente cuantía, dependerá de las "fugas" del circuito económico que representan las importaciones. Por lo que si la mayor parte de los equipos anticontaminantes se importan, el impacto de esta inversión sobre el nivel interno de actividad será escaso.

Más importantes pueden ser los efectos sectoriales inducidos por la política ambiental, lo que puede originar problemas económicos y sociales graves durante el período de ajuste de la estructura de la producción. Los cambios en la estructura del consumo serán

el resultado de diversas interacciones: unas provienen de cambios en el poder de compra subsiguientes a la elevación general del nivel de precios, de los efectos multiplicadores de la demanda suplementaria y del aumento de las cargas fiscales (efecto renta); otras son fruto, como decíamos, de cambios en los precios relativos (efecto precio). Por su lado, también la estructura sectorial de la demanda final de inversión puede modificarse, como consecuencia de cambios en el sistema de precios (incluídos los tipos de interés), cambios en la demanda final global y distintas tendencias de la tecnología marginal. Particularmente importantes son aquí las formas de financiación de las nuevas inversiones anticontaminación. La liquidez del sistema y la acción del Estado, dada la demanda de medios financieros, determinarán la variación de los tipos de interés (5) en el mercado de fondos prestables.

3- Variaciones en el empleo sectorial o espacial

Dados los cambios experimentados en la demanda global y sectorial, y, consiguientemente, en la producción, el empleo ha de modificarse con un cierto paralelismo. Del mismo modo que pensábamos que los efectos globales en la producción, a medio y largo plazo, no habrían de ser ostensibles, tampoco parece que el empleo global haya de deteriorarse en esa misma óptica temporal. Ahora bien, la transición puede generar problemas muy serios en sectores fuertemente contaminantes, o en instalaciones obsoletas incapaces de adaptarse a los nuevos requerimientos ambientales, siendo el problema tanto más probable donde existan

fuertes concentraciones de actividad económica. Es posible, en resumen, que la política ambiental cause serios inconvenientes en sectores o regiones específicos, que requerirán una atención especial que palie los problemas de desempleo friccional o estructural r resultantes. Medidas de reconversión laboral y nuevas inversiones o incentivos al empleo pueden hacerse necesarios. No puede ignorarse tampoco en este caso la potencialidad creadora de puestos de trabajo de las nuevas inversiones anticontaminación (6).

4- Variaciones en la Balanza de Pagos

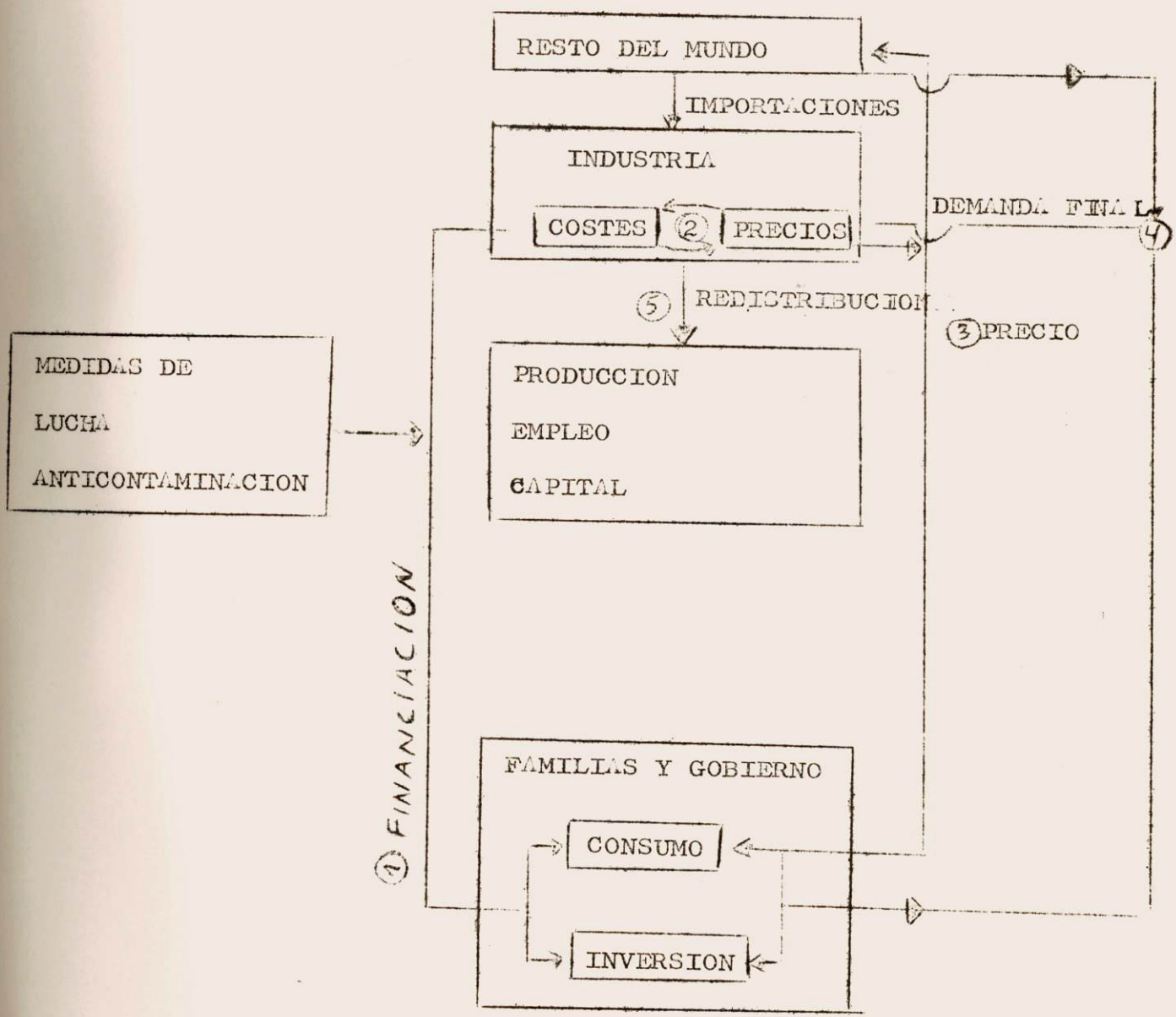
Estas se derivan de todo el discurso anterior. Las variaciones de precios y rentas, y las elasticidades respectivas para importaciones y exportaciones, generarán cambios en el saldo de la balanza de bienes y servicios. Por su lado, las alteraciones inducidas en los tipos de interés actuarán sobre la balanza de capitales. En términos generales, como luego veremos, todo dependo del grado de exigencia que comporten las medidas ambientales internas en relación con las de otros países, así como de la diferente estructura productiva y locacional de cada país (7).

7- Variaciones en la distribución de la renta

Todos los anteriores escalones implican modificaciones en la asignación de recursos, de los que se derivan efectos distributivos. Estos se producen a nivel sectorial, espacial, funcional y personal. De los dos primeros ya se ha indicado su origen. Los otros dos niveles sugieren la posibilidad de altera-

ciones en la participación de los distintos factores en la renta nacional y, como ya se analizará más tarde, de alteraciones regresivas en la participación personal.

Un esquema tomado de FAZIO y LO CASCIO (8) puede ayudar a visualizar la secuencia o interrelaciones de los efectos examinados.



6.2.- Efectos sobre los precios

A fin de hacer más patente la repercusión de la lucha anticontaminación en los costes y precios de los agentes implicados presentamos dos formas de aproximación al problema derivadas de modelos empíricos empleados en Italia y EE.UU. respectivamente.

Partimos de la existencia de una serie de medidas coactivas que responsabilizan al agente contaminador en la adopción de medios correctores. Esto puede traducirse, entre otras cosas, en nuevas inversiones en equipos depuradores. Las empresas (9) verán crecer sus costes unitarios debido a los costes de amortización, de explotación y de mantenimiento, de las mencionadas instalaciones. El peso de este aumento se verá reducido por las ayudas estatales concedidas.

6.2.1.- Interpretación de FAZIO y LO CASCIO (10)

El coste de explotación total de la lucha contra la contaminación de un sector dado (i), en el año t, puede expresarse:

$$[1] \quad D_{it} = A_{it} + E_{it} + T_{it}$$

A_{it} = Costes de amortización de la instalación depuradora en el año t para el sector i.

E_{it} = Costes anuales de explotación y mantenimiento de i en el año t.

T_{it} = Transferencias de o hacia el sector público (subvenciones, ventajas fiscales, facilidades financieras o gravámenes).

Si se supone que el sector i es de carácter oligopolísitico, conforme a la teoría del "full costing", el precio (o sus cambios) pueden expresarse (11):

[2] $P \equiv V + qV$ siendo: P = precio

V = costo directo de fabricación.

q = margen proporcional bruto.

Los costos variables, V, están constituídos por:

[3] $V = L + M$, en que L es el costo unitario de la fuerza de trabajo y M el costo unitario de las materias primas. Por su lado, L depende del salario/hora (S) y de la productividad horaria de la mano de obra (θ):

[4] $L = \frac{S}{\theta}$

El costo total unitario de producción, C, puede así expresarse como:

[5] $C = L + M + \frac{K}{Q}$, en que K son los gastos de estructura (que comprenden la amortización de la instalación y del equipo) y Q es la cantidad de bienes producida.

El precio, conforme a la teoría del "full costing", se obtiene añadiendo a la totalidad

de los coste unitarios el margen unitario de beneficio (g). O sea

$$[6] \quad P = L + M + \frac{K}{Q} + g$$

Por loqque, según lo expresado en [2] , $qV = \frac{K}{Q} + g$. Es decir: el margen proporcional bruto ha de cubrir los costes fijos, permitiendo además, un margen de beneficio unitario.

Según SYLOS LABINI, "el margen proporcional (q) tiende a disminuir a medida que los costos directos se elevan, y a aumentar cuando bajan". Esto es tanto más verdadero cuanto mayor sea la competencia extranjera y mayor sea la elasticidad -precio de la demanda.

A conclusiones similares se llega a partir de la formulación siguiente; que da origen a la formación del precio medio ($\overline{P}$):

$$[7] \quad \frac{\Delta P}{\overline{P}} = \varepsilon \frac{\Delta V}{\overline{V}}$$, siendo ε la elasticidad del precio respecto del costo.

El nuevo precio, como función del cambio de costo, será, a partir de [7] :

$$[8] \quad \overline{P} + \Delta P = \overline{P}(1 + \varepsilon \frac{\Delta V}{\overline{V}})$$

La expresión [2] por su lado, lleva a:

$$[9] \quad \overline{P} + \Delta P = (\overline{V} + \Delta V)\ (1 + q)$$

Igualando ambas expresiones, o sea, suponiendo un comportamiento del margen proporcional q

coherente con la constancia de la elasticidad ε:

$$[10] \quad q = \bar{P}\,\frac{\bar{V} + \varepsilon\,\Delta V}{\bar{V}(\bar{V} + \Delta V)} - 1$$

Por lo que siendo ε constante, y hallándose entre 0 y 1, cuando el coste aumenta, el margen q disminuye respecto de su valor inicial ($\bar{q}$). Esto es, para $\Delta V=0$,

$$\bar{q} = \bar{P}\,\frac{1}{\bar{V}} - 1$$

Cuando ΔV tiende a infinito, entonces:

$$q = \bar{P}\,\frac{\varepsilon}{\bar{V}} - 1 < \bar{q}$$

En todo caso, para un aumento de costes dado, q será tanto menor cuanto más bajo sea el valor de ε

$$\text{Si } \varepsilon = 1 \;,\quad q = \bar{P}\,\frac{1}{\bar{V}} - 1 = \bar{q}$$

ε, que es el factor del que depende q, vendrá determinado conforme a lo antes indicado, por las condiciones de la oferta, la estructura del oligopolio, los efectos de la competencia internacional y la tendencia de la demanda.

Es pues equivalente formular las relaciones de precios y costes a partir de la expresión [2] o de la expresión [7]. Esta última, no obstante, tiene la ventaja de que sólo exige estimar el parámetro ε, en vez de una curva q como función de ΔV, a lo que se une "la simplicidad con

que el parámetro ε puede ser utilizado como modelo para evaluar la totalidad de los efectos (directos o indirectos) sobre los precios procedentes de la adopción de sistemas de lucha contra la contaminación" (12).

Sobre esta base teórica es posible llevar a cabo la evaluación de los costes directos e indirectos de la lucha anticontaminación. En principio, un análisis econométrico permitiría calcular los valores del coeficiente ε para los diferentes sectores, a partir de series cronológicas de precios y costes de producción directos. Pero realmente, la variación de precios viene dada no sólo por la de los costes, sino también por los cambios en las condiciones de la competencia internacional y por fluctuaciones de la oferta y la demanda.

Una expresión que recoge todos estos influjos es la siguiente:

$$[11] \quad \Pi_i = \gamma_i^{\varepsilon_{ci}} \Pi_{mi}^{\varepsilon_{mi}} U_i$$

Siendo Π_i = Indice de variación del precio del sector i.

γ_i = Indice de variación del coste directo unitario del sector i.

Π_{mi} = Indice de variación del precio unitario del bien i procedente de importación.

U_i = Variable probabilística (perturbaciones aleatorias).

ε_{ci} = Elasticidad del precio a variaciones del costo directo sectorial i.

ε_{mi} = Elasticidad del precio a variaciones del precio de importación del sector i.

Igualmente, la relación [11] puede expresarse en valores absolutos, en vez de índices, transformándose en

$$[12] \quad P_i = a_i V_i^{\varepsilon_{ci}} P_{mi}^{\varepsilon_{mi}} \cup_i$$

dependiendo el valor de a_i de las unidades de medida de las variables.

Una simplificación, que permite una mayor sencillez en el cálculo, es la que se obtiene mediante la siguiente aproximación a la función [11] :

$$[13] \quad \varepsilon_{ci} = \frac{\pi_i - 1}{\gamma_i - 1}, \text{ que origina:}$$

$$[14] \quad \pi_i = \varepsilon_{ci}(\gamma_i - 1) + 1 \qquad (13)$$

El aumento de los costos directos de producción por razón de la lucha anticontaminación puede expresarse como:

$$[15] \quad \frac{V_i + D_i}{V_i}, \text{ en que } V_i \text{ es el costo}$$

directo unitario inicial, y D_i es el incremento de costo directo unitario originado por la aplicación de medidas antipolución, como ya quedó expresado en [1] .

Si ahora se utiliza una tabla Input-Output, pueden evaluarse no sólo los efectos directos sobre los costes y los precios, sino también los efectos indirectos derivados de las relaciones intersectoriales.

Los coeficientes técnicos de producción aij expresan relaciones en valor entre las compras que el sector j realiza al sector i y el valor de la producción total del sector j. Es decir:

$$aij = \frac{xij}{X_j}$$

Normalmente las magnitudes xij y X_j pueden descomponerse en productos de unidades físicas por sus precios unitarios correspondientes. Tendríamos:

$$\left.\begin{aligned} xij &= Q_{ij}\ P_i^* \\ X_j &= Q_j - P_j^* \end{aligned}\right\}$$

Pueden, por lo tanto, redefinirse los coeficientes técnicos en valor como $aij = qij \frac{P_i^*}{P_j^*}$. [16] , en que qij expresa coeficientes técnicos en unidades físicas.

Los costes directos de producción por unidad de producto de un sector vendrán dados por:

$$V_j^* = \sum_i qij \cdot P_i^* \qquad (i = 1, \ldots, n)$$

en que los anteriores se refieren a los precios anteriores a la adopción de medidas anticontaminación.

Para un nuevo sistema de precios P_i ($i = 1, \ldots, n$), el nuevo coste directo unitario del sector j será:

$$V_j = \sum_i qij \cdot P_i$$

El índice de variación de precios será:

$\Pi_i = \frac{P_i}{P_i^*}$ y $P_i = \Pi_i \cdot P_i^*$, por lo que $V_j = \sum_i qij \, \Pi_i \cdot P_i^*$

La variación del coste total es ahora, con un simple artificio:

$$\gamma_j = \frac{V_j}{V_j^*} = \frac{\sum_i qij \cdot \Pi_i \cdot P_i^*}{\sum_i qij \cdot P_i^*} = \frac{\sum_i qij \frac{P_i^*}{P_j^*} \cdot \Pi_i}{\sum_i qij \cdot \frac{P_i^*}{P_j^*}} =$$

$$= \frac{\sum_i aij \, \Pi_i}{\sum_i aij} \qquad [17]$$

Indicando ahora los aij, los coeficientes técnicos en valor a los precios iniciales P_i^*

Pueden ya expresarse las sucesivas repercusiones de la lucha anticontaminación en costes y precios, tanto directos como indirectos. Presentamos en primer lugar las etapas lógicas del proceso de alza de costes y precios. Para, a continuación expresar la solución simultánea del modelo.

1- Solución Iterativa Lógica

a) La alteración inicial del coste directo de producción en los sectores afectados puede medirse, teniendo en cuenta [15] y [17] :

$$\gamma_j^1 = \frac{\Sigma_i \, aij + dj}{\Sigma_i \, aij} \qquad (j = 1,2,\ldots, n)$$

Siendo d_j el coste de la lucha anticontaminación por unidad monetaria de producto del sector j.

Téngase en cuenta que, de un modo general:

$$\gamma_j = \frac{\Sigma_i \, qij \, P_i Q_j + \sigma_j \, Q_j}{\Sigma_i \, qij \, P_i^* Q_j}$$

En que $\sigma_j = \frac{D_j}{Q_j}$, es decir: coste de la lucha antipolución por unidad, en cantidad de producto.

Y se obtiene $\gamma_j = \frac{\Sigma_i \, qij \, P_i^* \pi_i + \sigma_j}{\Sigma_i \, qij \, P_i^*}$,

que dividiendo por P_j^* se transforma en

$$\gamma_j = \frac{\Sigma_i \, aij \, \pi_i + d_j}{\Sigma_i \, aij}$$

En que $d_j = \frac{\sigma_j}{P_j^*} = \frac{D_j}{Q_j . P_j^*}$, es decir: costo de la lucha antipolución por unidad monetaria del sector j.

Ahora bien, los efectos directos en los costos se transmiten a los precios a través de los coeficientes de elasticidad coste-precios.

Como según [13]: $\varepsilon_j = \frac{\pi_j - 1}{\gamma_j^1 - 1}$

$(j = 1,2,\ldots, n)$

también: $\Pi_j^1 = \varepsilon_j(\gamma_j^1 - 1) + 1$

$(j = 1,2,\ldots, n)$

obteniéndose el efecto directo sobre los precios del aumento inicial de costes.

b) Las variaciones en los costes de producción de todos los demás sectores (efectos indirectos) que se derivan del aumento inicial de precios son, a partir de [15] y [17] :

$$\gamma_j^2 = \frac{\sum_i a_{ij} \Pi_i^1 + d_j}{\sum_i a_{ij}} \qquad (j = 1,2,\ldots, n)$$

El cambio indirecto en el precio, teniendo en cuenta [14] será:

$$\Pi_j^2 = \varepsilon_j(\gamma_j^2 - 1) + 1 \qquad (j = 1,2,\ldots, n)$$

c) Tras esa variación de precios se darán nuevos aumentos de costes y, a su vez, de los precios, que se formularán, como antes, mediante [14] y [17] .

d) Tras un número h, suficientemente elevado, de iteraciones, se obtiene un valor γ_j^h que es representativo de los efectos totales sobre los costes, y a partir del cual pueden obtenerse los efectos totales sobre los precios. Entonces:

$$\gamma_j = \lim_{h \to \infty} \gamma_j^h$$

$$\Pi_j = \lim_{h \to \infty} \Pi_j^h$$

El efecto industrial de conjunto, expresado en variaciones de costes, vendrá dado

por:

$$1 + \gamma_j^h - \gamma_j^1 \qquad (j = 1,2,\ldots, n)$$

Y expresado en variaciones de precios será:

$$1 + \Pi_j^h - \Pi_j^1 \qquad (j = 1,2,\ldots, n)$$

2- Solución Simultanea

A partir de [14] y [17] :

$$\Pi_j = \varepsilon_j(\gamma_j - 1) + 1$$

$$\gamma_j = \frac{\sum_i aij\,\Pi_i + dj}{\sum_i aij}$$

Sustituyendo la segunda expresión en la primera:

$$\Pi_j = \frac{\varepsilon_j}{\sum_i aij}\left(\sum_i aij\Pi_i + dj - \sum_i aij\right) + 1$$

Suponiendo: $C_j = \sum_i aij$

Entonces $\Pi_j = \frac{\varepsilon_j}{C_j}\left(\sum_i aij\Pi_i + dj - C_j\right) + 1$ [18]

Expresión que explica las variaciones de precios en función de los efectos directos o indirectos de la lucha anticontaminación. Y que, en forma matricial, se convierte en:

$$\Pi = \varepsilon C^{-1}(A'\Pi + d - C) + o \qquad [19]$$

Siendo: Π = Vector columna de los índices de variación de los precios sectoriales.

$\mathcal{E}$ = Vector columna de los coeficientes de elasticidad.

C = Vector columna de los coeficientes del conjunto de costos sectoriales antes de la variación de los precios.

A = Matriz de los coeficientes técnicos de producción en valor.

d = Vector columna de los efectos iniciales de los costos de la lucha anticontaminación.

o = Vector columna unitario.

De donde:

$$\Pi = \mathcal{E}\, C^{-1}\, A'\Pi + \mathcal{E} C^{-1} (d - C) + o$$

$$(I - \mathcal{E} C^{-1} A')\,\Pi = \mathcal{E}\, C^{-1} (d - C) + o \qquad [20]$$

$$\Pi = (I - \mathcal{E}\, C^{-1} A')^{-1} \left[\mathcal{E}\, C^{-1} (d - C) + o\right]$$

Que sintetiza los cambios en los precios derivados de la lucha contra la contaminación a partir de los coeficientes de elasticidad o de transferencia que relacionan costos directos y precios, supuestas las relaciones intersectoriales explicadas por una tabla I-O.

6.2.2.- Los precios en el modelo de M.K. EVANS (14)

El modelo de EVANS sigue un procedimiento muy semejante al expuesto en el apartado anterior, si bien contiene algunas variantes de interés.

Los objetivos del modelo macroeconómico elaborado se resumen en tres pasos:

1º- Partiendo de datos de la Environmental Protection Agency (EPA) de los EE.UU. sobre costes de depuración por sectores económicos, se calculan los incrementos de precios ex-ante correspondientes a cada industria.

2º- Se trasladan estos cambios a aumentos de precios y variaciones del output a nivel macroeconómico.

3º- Se determinan los cambios ex-post en precios y output a nivel de cada industria.

La base de los cálculos la proporcionan el CHASE ECONOMETRIC MACROECONOMIC MODEL (15) y el INTERINDUSTRY FORECASTING SYSTEM . ; instrumentos que permiten calcular los efectos que los aumentos de costes derivados de la lucha anticontaminación en ciertos sectores tienen sobre toda la economía. El ámbito de efectos no está restringido a los precios sino que cubre también las modificaciones en el output, empleo y exportaciones netas.

Yendo al tema de los precios, y como decíamos, la EPA suministra datos sobre los aumentos de

costos derivados de la lucha antipolución, expresados año por año y comprendiendo, tanto costos de capital (en base anual), como costos de funcionamiento.

A partir de esta información, el paso de costos a precios se hace del siguiente modo:

1º) Calcular el aumento de precios necesario en cada industria si la tasa media de rendimiento de los accionistas ha de mantenerse estable respecto de la situación anterior al control de la polución. Esto supone admitir que la empresa tienen una demanda perfectamente inelástica y que simplemente traslada los costos, derivados de las nuevas inversiones, a los precios. De este modo:

- Cubre los costos totales anualizados asociados con el incremento de la inversión.
- Mantiene el margen previo de beneficio sobre la nueva base de la inversión.

Algunas expresiones ayudarán a compender la cuantía del aumento de precios que así se derivaría:

Sean las siguientes variables:

Π = Beneficio después de impuestos

t = Tasa marginal de imposición sobre las sociedades

E = Volumen de capital en manos de los accionistas ("stockholders equity")

S = Volumen de Ventas

P = Indice de precios del producto

W = Nómina salarial

R = Totalidad de las cargas fijas

TX = Impuestos indirectos

RM = Costo de las materias primas

$\delta = 1 - \% \frac{\text{Recursos ajenos}}{\text{Recursos Propios}}$

τ = Tipo de impuesto indirecto

ρ = Costos dijos en % del stock de capital

K = Stock de capital

0 = Base inicial (antes de iniciarse el control de la contaminación)

1 = Poríodo siguiente (tras el control)

La tasa de beneficios inicial será:

$$\frac{\Pi_o \left(\frac{1}{1-\mu}\right)}{E_o} = \frac{So\ Po - Wo - Ro - TXo - RMo}{E_o} \quad [1]$$

Con posterioridad al inicio del control de la contaminación:

$$\frac{\Pi_1 \left(\frac{1}{1-\mu}\right)}{E_1} = \frac{So\ P1 - Wo - R1 - TX1 - RMo}{E_o + \delta I} \quad [2]$$

La toalidad de impuestos indirectos vio-no dada por:

$$TX = \tau\ (So\ Po) \quad [3]$$

Y las cargas fijas pueden expresarse:

$$R = \rho K \qquad [4]$$

Igualando los segundos miembros de las expresiones [1] y [2] tras sustituir en ellas [3] y [4] se llega al resultado:

$$\frac{P1 - Po}{P_o} = \frac{\delta I}{E_o}\left[\frac{\Pi_o \left(\frac{1}{1-r}\right)}{(1-\gamma)So\ Po}\right] + \left[\frac{\rho I}{(1-\gamma)So\ Po}\right] \qquad [5]$$

Que expresa la variación de precios necesaria para mantener la misma rentabilidad del capital tras cubrir los costes anualizados de funcionamiento.

En la expresión [5], el segundo miembro está formado, precisamente, por esos dos componentes. El primero, es el producto de la fracción de la inversión correspondiente a los capitales propios por el margen de beneficio (antes de impuestos) sobre el volumen de ventas. El segundo componente son los costes anualizados de la inversión en relación con el volumen de ventas.

Ahora bien, a pesar del interés microeconómico de esta formulación, han de abandonarse por irrealistas los supuestos de transmisión total del alza de costes al alza de precios.

2º) En la segunda etapa se abandona la hipótesis de demanda perfectamente inelástica. Lo que

lleva a estimar la proporción del alza de costos que se refleja en alza de precios. De nuevo, como en el modelo anterior, necesitamos "mark-ups". En el caso de Evans, éstos provienen del CHASE ECONOMETRIC MACRO-ECONOMIC MODEL, y toman valores de 0,8 a 1,00 para casi todos los sectores.

Las ecuaciones que relacionan costes y precios son del tipo:

$$P_j = a_o + a_1 ULC_j + a_2 C_j + a_3 Pm + ..$$

$$.. (J = 1,2,..., n)$$

En que P = Precios Sectoriales

ULC = Coste unitario de la fuerza de trabajo

Cp = Grado de utilización de la capacidad

Pm = Precios de los inputs de materiales

De este modo se conoce el incremento de precios producido por las alzas de costes iniciales en las quince industrias afectadas por medidas anticontaminación.

3º) Posteriormente han de calcularse las repercusiones en los precios de todo el sector industrial. Punto en el que, como en el modelo de FAZIO y LO CASCIO, se utilizan las relaciones intersectoriales expresadas en una tabla I-O, por lo que no nos detendremos en este punto.

4º) Los precios sectoriales han de transformarse en índices de precios de los distintos grupos de la demanda agregada. Ello no significa otra cosa que ponderar los distintos precios según la composición de la demanda. POr ejemplo, el índice de precios ex-ante de la demanda agregada de alimentación y bebidas vendrá dado por:

$$\Delta PCI_{FB} = b_1 \Delta P(I/O)_1 + \ldots + b_5 \Delta P(I/O)_{14} + \ldots$$

En que $P(I/O)_j$ representa el índice de precio del bien j de la tabla I-O.

De nuevo, deberíamos introducir matizaciones a fin de tener en cuenta que esos índices de precios serían los que se obtendrían si los aumentos de precios sectoriales se trasladasen totalmente a la demanda. Naturalmente, deben considerarse otros elementos, como los cambios en la capacidad utilizada. Es preciso, de nuevo, acudir a factores mark-up, que vuelvan a tomarse del modelo econométrico antes indicado.

6.3.- El Equilibrio Exterior

Al analizar los aspectos internacionales de la política ambiental la atención puede recaer en múltiples aspectos, no todos los cuales caen dentro de los propósitos de nuestro estudio. Como ha indicado BAUMOL (17),

hay dos aspectos fundamentales en la economía internacional del Medio Ambiente, "el primero surge del hecho de que las medidas ambientales internas pueden estar concebidas a la luz del hecho de que la economía de la nación que las pone en obra es parte de la economía mundial. El segundo se deriva del Medio Ambiente común que es compartido por todos los habitantes del globo, de modo que las actividades que dañan el Medio Ambiente de una nación pueden tener efectos adversos sobre el Medio Ambiente de otra. El primer aspecto es un problema de política nacional en cuanto viene influída, a través de un feed-back, por otras circunstancias. El segundo es un problema ambiental que es verdaderamente internacional".

Desde una óptica distinta, SIEBERT (18) ha señalado que la relevancia del control del Medio Ambiente para el comercio internacional depende del tipo de problema ambiental considerado, pudiendo distinguirse fundamentalmente tres: 1º) la contaminación de bienes ambientales internacionales, tales como la creciente concentración de CO_2 en la atmósfera o el aumento de polución de espacios reducidos como el Mar Báltico. 2º) la "polución trans-frontera", en que dos países están relacionados a través de un medio ambiental común (v.g.: un río); y 3º) la polución del Medio Ambiente Nacional en que los contaminantes emitidos no se difunden a países extranjeros. Las soluciones técnicas e institucionales a estos problemas difieren. Pero a los efectos de nuestro análisis sólo nos vamos a referir a las consecuencias para el comercio internacional y, en consecuencia, para la balanza de pagos, del control de la polución que tiene como ámbito el Medio Ambiente Nacional. No nos referiremos

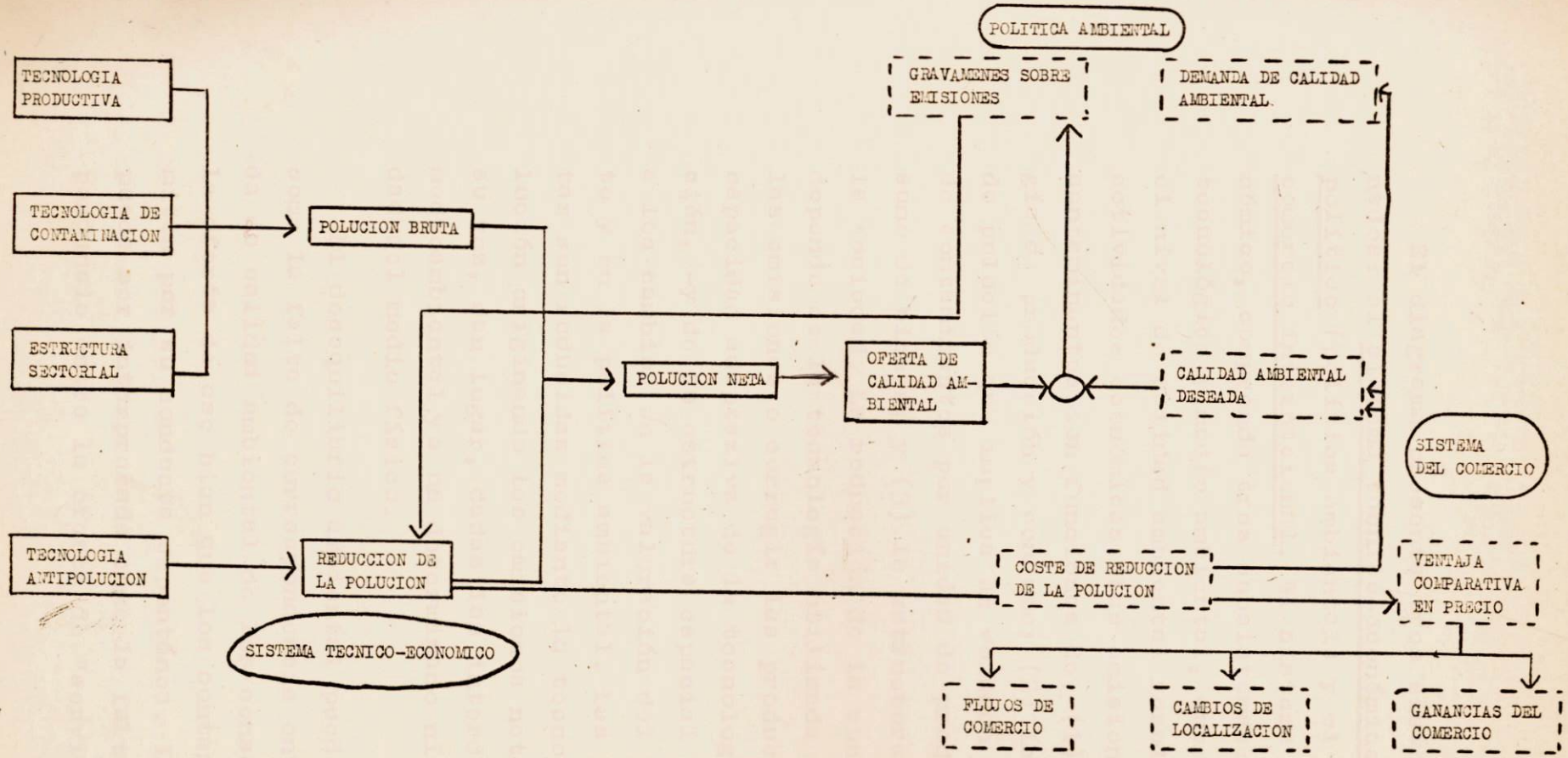
por tanto, más que a los efectos que pueden derivarse de una política de control ambiental sobre uno de los objetivos de la política macroeconómica antes difinido: el equilibrio de la balanza de pagos.

Los problemas mencionados se derivan de la toma en consideración del Medio Ambiente como recurso escaso, lo que exige la asignación de un coste a su utilización, para lograr la eficiencia económica. Habitualmente, esta internalización de los costes ambientales se expresa por el conocido principio, ya analizado, "el que contamina paga" (19). Como es sabido, este principio implica la asignación de los costes de la utilización del Medio Ambiente a los productores de los bienes y servicios cuya actividad origine la contaminación. Naturalmente, las preferencias de las comunidades nacionales por el Medio Ambiente, la distinta capacidad autodepuradora del medio, la estructura productiva de cada país, y otras circunstancias pueden suponer normas de asignación de costes muy distintas de unos países a otros, y, consiguientemente diferentes repercusiones sobre costes y precios de la política de control ambiental. Estas vendrán originadas por el diferente grado de exigencia en las normas (standards) de calidad ambiental, o en las normas de procesos o de emisiones, y en su caso, también, por los niveles alcanzados por los gravámenes que pesen sobre las emisiones de contaminantes. Mayores dificultades aún pueden existir cuando los países, basándose en las excepciones admitidas al principio "el que contamina paga", subvencionan fuertemente la lucha anticontaminación durante períodos largos, impidiendo que los costes y precios reflejen la totalidad de los costes sociales de producción.

Todas estas causas pueden dar lugar a una reasignación de recursos a nivel internacional que, desde un punto de vista convencional, reflejaría los cambios en las ventajas comparativas de los países y, también, a posibles "distorsiones" en el comercio internacional (20). Esto ha llevado a veces a solicitar la armonización de las normas ambientales y la coordinación de las políticas. Pero si bien es cierto que estas pretensiones están justificadas en algunos casos (mínimos de calidad ambiental basados en consideraciones médicas; productos tóxicos; polución trans-frontera; países en proceso hacia una unión económica, etc.), también es importante constatar que las diferentes preferencias, y la distinta dotación de recursos ambientales entre regiones, justifican la diversidad de normas y políticas en el interior mismo de un país, y que la uniformidad de normas puede conducir a aumentos de costes sociales no compensados por los beneficios obtenidos (21).

6.3.1.- Aproximación diagramática a los efectos internacionales de la Política Ambiental

Una visión general de las interrelaciones entre las variables relevantes a efectos de balanza de pagos, se presenta en el diagrama siguiente:



FUENTE: H. SIEBERT. Environmental Control, Economic Structure and International Trade, en I. WALTER, op. cit., pag. 31.

El diagrama presenta tres sistemas relacionados: el sistema técnico-económico, el sistema político (política ambiental) y el sistema del comercio internacional. El sistema técnico-económico, comprende tres subsistemas: económico, tecnológico y medio ambiental, que determinan el nivel de calidad ambiental resultante de las actividades económicas. Las emisiones brutas de contaminantes son funciones de: (1) la tecnología de producción y consumo; (2) la tecnología de polución que implica un volumen de emisiones de contaminantes por unidad de producción o consumo de bienes; y (3) la estructura económica de la sociedad. La reducción de la contaminación depende de la tecnología utilizada para prevenir las emisiones o corregir las producidas, y de la capacidad adaptativa de la tecnología de producción, -y de su estructura espacial y sectorial-, a los cambios en la valoración del Medio Ambiente y en la política ambiental. Las emisiones brutas son reducidas mediante la tecnología antipolución originando las emisiones netas. Estas, a su vez, dan lugar, dadas las interdependencias medioambiental,ya un determinado nivel de calidad del medio físico.

El desequilibrio ambiental puede entenderse como la falta de correspondencia entre la demanda de calidad ambiental de los consumidores y la oferta de ese bien que los contaminadores permiten por su conducta espontánea. Igualmente puede ser interpretada como la falta de correspondencia entre la oferta de "servicios asimila-

tivos" de la polución tolerada por los consumidores (= demanda de calidad ambiental) y la demanda de "servicios asimilativos" de los contaminadores (= oferta de calidad ambiental). La falta de correspondencia señalada, conduce como pusimos de manifiesto en la primera parte del trabajo, a un equilibrio no óptimo que exige la intervención pública. Dado el carácter de bien público del Medio Ambiente, y los consiguientes problemas de no exclusión y revelación de preferencias, el mecanismo político, por algún medio, ha de determinar, ya la oferta de servicios asimilativos (demanda de calidad ambiental = normas de inmisión), o la demanda efectiva (tolerable) de servicios asimilativos (normas de emisión), o el precio de estos servicios. Así, en el diagrama, la política ambiental se determina por comparación entre la valoración de calidades ambientales alternativas y los costes de alcanzar tales situaciones. La interrelación entre sistema político y técnico-económico se muestra por el hecho de que los costes de reducción de la polución son un input para el sistema político y los instrumentos de la política (gravámenes en el diagrama) constituyen también un input para el subsistema tecnológico.

Viniendo ya al Sistema del Comercio, éste aparece conectado a los otros dos sistemas a través de los costes de reducción de la contaminación, que influyen en las ventajas comparativas de los precios nacionales frente al exterior. La situación relativa de los precios, finalmente,

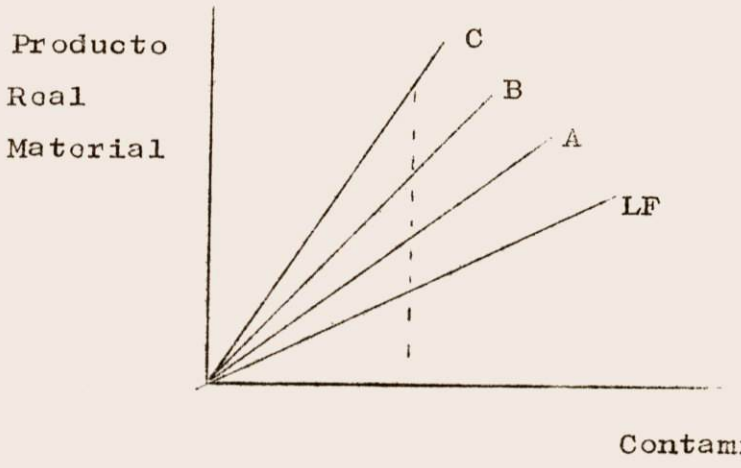
determina los flujos de mercancías (importaciones y exportaciones), la localización internacional de factores y consiguiente especialización, y la distribución de las ganancias del comercio entre distintos países.

El sistema de comercio puede también ejercer un feed-back sobre los otros sistemas, en cuanto que los flujos de mercancías, la localización de factores y las ganancias del comercio, determinan en qué medida los objetivos de la política económica en el orden internacional (equilibrio de la balanza de pagos y ganancias derivadas del comercio internacional) han sido alcanzados. Si no se alcanzan, ésto representará un "costo" en términos de objetivos no logrados que realimentará la política ambiental, produciendo modificaciones en ella (22).

El esquema presentado nos servirá de pórtico a los posteriores desarrollos teóricos de los efectos de la política ambiental en la Balanza de Pagos.

6.3.2.- Política Ambiental y Protección Efectiva

Para comprender la importancia de las medidas de control ambiental sobre la competitividad internacional, es útil aproximarse a las variaciones en la protección efectiva de los productos nacionales que suponen los distintos medios de control. Podrá observarse la equivalencia existente entre los aranceles y otras medidas no tarifarias de política comercial y la política anticontaminación (23).



La internalización de los costos ambientales conduce teóricamente a un aumento del bienestar nacional que puede expresarse a través del gráfico adjunto. La relación entre la contaminación obtenida de la actividad económica y una medida del bienestar (producto real material) varía conforme el grado de internalización avanza y la asignación de recursos se modifica. La línea LF expresa la relación entre ambas variables en una situación de ausencia de intervencionismo corrector ("laissez-faire"). Una vez adoptados en ciertos sectores medidas antipolución (línea A), a través, por ejemplo, de gravámenes, la relación anterior se desplaza implicando disminución de la contaminación para un mismo nivel del producto real material o, alternativamente, mayores niveles de ésto para igual cantidad de contaminación. Cuando el incremento

do costos de producción generado pasa a los precios de los bienes finales, originando cambios en la estructura de la demanda, se obtiene la situación representada por la línea B. Finalmente, la línea C expresaría la mejora adicional obtenida si los recursos internacionales son reasignados de acuerdo con los diferentes objetivos nacionales y capacidades asimilativas de los países. El paso de B a C es el que podría impedirse de aplicar ciertas medidas de política comercial. Lo que nos lleva a estudiar el paralelismo existente entre las distintas medidas de política medioambiental y los instrumentos de política comercial (24).

Las medidas de política comercial pueden clasificarse siguiendo a I. WALTER en tres tipos (25):

1- Medidas dirigidas a proteger la industria doméstica de la competencia de importaciones, a restringir exportaciones, o a fortalecer la industria doméstica que compite con importaciones por los mercados exteriores.

2- Políticas que son impuestas primariamente con el objetivo de hacer frente a problemas no relacionados con el comercio, pero que son, periódicamente, de modo intencionado, empleadas para propósitos restrictivos del comercio.

3- Políticas y prácticas aplicadas exclusivamente por razones no relacionadas con el comercio pero que, inevitablemente, sirven para distorsionar las condiciones de competencia internacional, afectando al comercio.

Relacionando esta clasificación con las consecuencias de la lucha anticontaminación, podíamos decir que las primeras contienen la imposición de aranceles y barreras no arancelarias (BNA) diseñadas para proteger la industria nacional, más vulnerable tras la introducción de medidas anticontaminación en el cálculo de los costes sociales. Son, desde luego, más fáciles de reconocer que las de los otros dos grupos. Las segundas afectan a la elección de instrumentos de política ambiental (por ejemplo, la elección de subvenciones en vez de gravámenes como medida de política ambiental). Las últimas suponen excepciones justificables al principio "el que contamina paga" (períodos transitorios de ajuste de ciertos sectores o regiones a los nuevos costes ambientales), pero que indudablemente ejercen efectos restrictivos sobre el comercio (26).

Ahora puede entenderse el paralelismo entre política comercial y política ambiental al que hacíamos referencia. La ausencia de protección ambiental en un país, supone externalidades y, por tanto, divergencias entre costes privados y costes sociales. La existencia de aranceles o de barreras no arancelarias (BNA) es causa, también, de divergencias que impiden la eficiente asignación de recursos. Si acaso, la diferencia estriba en que las medidas de política comercial son "pecados de comisión, y la ausencia de protección del Medio Ambiente es un pecado de omisión (27).

La imposición de costos ambientales elevados equivale a un arancel negativo y actúa contra los aranceles existentes. Puede decirse que el efecto de protección total (P) es simplemente la suma de las medidas de política comercial menos los costos ambientales impuestos en la forma, por ejemplo, de gravámenes sobre contaminación.

$$P = t + n - g$$

t = arancel ad valorem

n = protección nominal implícita en las BNA

g = nivel de costos de polución

A partir de la expresión anterior queda claro que la protección nominal puede verse reducida por la introducción de medidas ambientales. Naturalmente, lo que interesa no es tanto la protección nominal cuanto la protección al valor añadido o <u>protección efectiva</u> (28). Algunos cálculos de I. WALTER llevaron a la conclusión de que la política americana de defensa ambiental podía suponer descensos en la protección que gozaban los productos del orden del 27% (29).

La protección efectiva es, como se sabe, la variación en el valor añadido permitida por la vigente estructura arancelaria. Puede expresarse:

$$P_j^n = (tj - \sum_i aij\ ti)/(1 - \sum_i aij)$$

Siendo tj = arancel sobre el output de la industria j

ti = arancel sobre el input i utilizado por la industria j

aij = coeficientes técnicos que ligan los inputs i con el output j

Si se introducen ahora los componentes de la protección, no exclusivamente arancelarios, puede obtenerse lo que llamaremos el "Tipo neto de protección conjunta" (TNPC), que engloba los tres tipos de divergencias entre costes privados y sociales que hemos distinguido (aranceles, protección no arancelaria (BNA) y costes ambientales):

$$TNPC = \frac{tj + nj + gj - \sum_i aij\ (ti + ni - gi)}{1 - \sum_i aij}$$

Una estimación de I. Walter daba un valor medio ponderado para los efectos de t y n de 0,15, y para g de 0,04, con referencia a USA, existiendo serias limitaciones en los datos disponibles.

Si se introducen también los costes del control ambiental en otros países, la anterior expresión se ve alterada. Estos costes foráneos suponen un aumento en la protección efectiva de nuestro país. Si los expresamos por fj y fi, referidos, como antes, al output y a los inputs, tendremos:

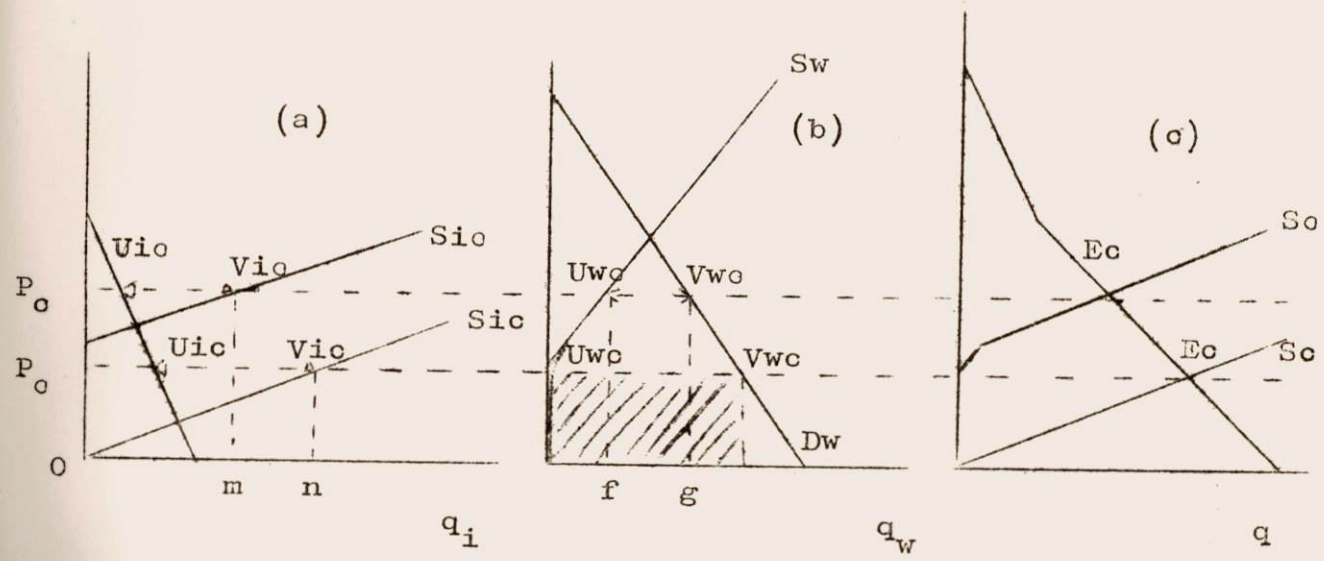
$$CNRP = \frac{tj + nj - gj + fj - \sum_i aij(ti+ni-gi+fi)}{1 - \sum_i aij}$$

Un punto de interés que se desprende inmediatamente es la posibilidad de que la estructura en cascada de la protección arancelaria se vea modificada por el control de la polución. Efectivamente, en general, la estructura arancelaria suele adoptar la forma "en cascada", elevándose los aranceles nominales a medida que el grado de elaboración de los productos es mayor. Por su lado, la contaminación asociada con los productos tiende a decrecer con el grado de elaboración de los mismos, y, por lo tanto, también los costes ambientales. Ambas tendencias pueden producir una compensación mayor o menor que altere la estructura en cascada de la protección (30).

6.3.3.- Un modelo representativo de los efectos internacionales (31)

Veamos ahora las repercusiones internacionales ocasionadas por la introducción de medidas anticontaminación, con especial referencia a la Balanza de Pagos.

Supongamos dos países, i y w, que representan respectivamente el país objeto de análisis y "el resto del mundo". Ambos producen un mismo bien, D, cuya elaboración puede dar lugar a contaminación, dependiendo de la tecnología utilizada. La producción "limpia" del bien D ocasiona mayores costes. Admitamos que w ha elegido la tecnología más limpia y que i examina las consecuencias de adoptar una u otra de las posibilidades tecnológicas sobre su balanza de pagos y otras variables internas.



El país i tiene dos posibilidades que dan lugar a dos curvas de oferta: Sic (tecnología sucia) y Sio (tecnología limpia). Abstrayendo de aranceles, cuotas, costos de transporte, etc. puede suponerse que el precio P de D es común o, en otros términos, que el precio interno es igual al precio de mercado internacional. La figura (a) representa las curvas de oferta y demanda en el país i; lo mismo se hace en la figura (b) para el país w; finalmente, la figura (c) indica la oferta y demanda globales. La oferta, en este caso, adopta dos formas según que el país i utilice la tecnología limpia o la sucia (So y Sc). Los equilibrios globales se obtienen en Eo y Ec, a los precios Po y Pc. A ambos precios el país i es exportador neto de D, y lo contrario ocurre para w.

El análisis del gráfico permite establecer algunas conclusiones que luego se confirmarán de manera formal:

1- La decisión por parte de i de emplear tecnología sucia mantendrá más bajo el precio mundial de D, siempre que las curvas de oferta tengan pendiente positiva, o, siendo negativa, lo sean menos que la de la demanda.

2- La demanda mundial y la de cada país, será mayor en ese caso.

3- El país i producirá más con la tecnología sucia, dado que el precio de equilibrio (más bajo) incitará la demanda interna y externa más que en la situación alternativa.

4- La emisión de contaminantes en i y a nivel mundial será mayor en este caso.

5- No obstante lo dicho, el empleo no es necesariamente mayor en i con la tecnología sucia. En efecto, se requerirán menos inputs de trabajo y otros factores por unidad de output y, aunque no necesariamente, el empleo puede declinar en i.

En el gráfico los costos totales son las áreas On Vic Pc (tecnología sucia) y Om Vie Pe (tecnología limpia). El tamaño de los rectángulos depende de las pendientes de las ofertas y de la distancia entre ellas, y nada podemos decir a priori sobre su dimensión ni sobre el nivel de empleo. Unicamente podrían inferirse las consecuencias sobre el empleo en el caso de demanda inelástica (interna y externa) para el bien D en i. Entonces, si el precio D cayese, el gasto total en i caerá también y el empleo puede reducirse. Aunque tampoco sería ésto el caso, si la tecnología sucia es muy trabajo-intensiva en relación a la limpia.

6- La reserva de divisas se modificará, dependiendo de que i sea importador neto o exportador neto.

Supongamos que i no introduce medidas de control:

a) Si i es importador neto de D, el hecho de que mantenga bajos sus costos internos supondrá que también los costos de sus importaciones se mantienen bajos. Se producirá más D en i y menos en w, y al descender tanto la cantidad importada como el precio su reserva de divisas mejorará.

b) Si i es exportador neto de D: el sentido de la variación de sus reservas no está claro a priori. Exportará más con la tecnología sucia, pero a un precio más bajo. La posición de reservas mejorará sólamente si la elasticidad-precio de la demanda de w para las importaciones provenientes de i es mayor que la unidad. Lo que puede analizarse en el gráfico comparando el área rayada con el rectángulo Uwo Vwo gf.

De todo lo dicho, ha de destacarse que la decisión de un país de no controlar el Medio Ambiente, internalizando los costos de la polución, puede producir efectos distintos de los que aparecen obvios en una primera aproximación, puesto que tanto la balanza de pagos como la situación de empleo son susceptibles de empeorar.

El análisis parcial desarrollado puede formalizarse de modo simple. Lo que permite dejar bien sentadas algunas de las conclusiones formuladas.

Sean: p = precio del bien D

$D^i(p)$; $D^w(p)$: demanda del bien D en i y w

$S^i(p,a)$; $S^w(p)$: oferta del bien D en i y w

a : un parámetro que desplaza la función de oferta S^i, dependiendo del coste del control de la polución (tecnología adoptada)

Como al crecer a disminuye la oferta de D en i, a un precio dado, se tendrá que:

$$S_a^i = \frac{\partial S^i(p,a)}{\partial a} < 0$$

El equilibrio internacional requiere:

$$S^i(p,a) + S^w(p) = D^i(p) + D^w(p)$$

Supuesto que el equilibrio se logra tras modificaciones en el coste del control de la polución, puede analizarse el cambio de precio necesario para compensar las variaciones de a, diferenciando totalmente la expresión anterior:

$$S_p^i\, dp + S_a^i\, da + S_p^w\, dp = D_p^i\, dp + D_p^w\, dp$$

$$S^i a\, da - (D_p^i + D_p^w - S_p^i - S_p^w)\, dp = 0$$

$$\frac{dp}{da} = \frac{S_a^i}{D_p^i + D_p^w - S_p^i - S_p^w}$$

Supuesto que las pendientes de las cur. demanda son negativas ($D_p^i < 0$ y $D_p^W < 0$), y que las pendientes de las curvas de oferta son positivas ($S_p^i > 0; S_p^W > 0$), como S_a^i es negativo, se sigue que $\frac{dp}{da} > 0$. Y de forma más general:

$$\frac{dp}{da} > 0 \quad \text{Si} \quad S_p^i + S_p^W > D_p^i + D_p^W$$

A partir de estas proposiciones generales pueden deducirse las siguientes conclusiones antes consideradas:

1º- Al seleccionar el país i un proceso de producción menos costoso, de modo que $da < 0$, el precio internacional caerá. Siendo negativas las pendientes de la demanda, en cada país crecerá la demanda del bien D.

Suele suponerse que $D_p^W - S_p^W < 0$, o sea, que un alza del precio conduce a una reducción de las importaciones por parte del país w (exportaciones de i).

Las exportaciones de i vienen dadas por $D^W - S^W$. Y los ingresos en divisas por $R^i = p(D^W - S^W)$

Diferenciando: $$\frac{d R^i}{da} = \left[p(D_p^W - S_p^W) + (D^W - S^W)\right] \frac{dp}{da}$$

Siendo $\frac{dp}{da} > 0$ y $D_p^W - S_p^W < 0$, se sigue que: $\frac{d R^i}{da} < 0$, si $(D^W - S^W) < 0$

Lo que equivale a decir que habrá una caída en la reserva de divisas si i es un importador neto del bien D, y aumenta sus costes de control ambiental, y que se producirá una mejora en su reserva de divisas, en las mismas condiciones, si reduce sus costes ambientales.

2º- Cuando i es un exportador neto de la mercancía D, o sea cuando $(D^W - S^W) > 0$, su balanza de pagos puede mejorar o empeorarse al reducirse el precio mundial. En la expresión anterior, el efecto de la variación de los costes ambientales en la reserva de divisas de i es $\frac{d R^i}{da}$, que puede ser positivo o negativo, dependiendo de los valores relativos de $P(S^W_p - S^W_p)$ y $(D^W - S^W)$.

3º- En el caso anterior se producirá una mejora en la balanza de pagos de i, al reducir o mantener bajos sus costes ambientales, cuando la demanda de importaciones de W sea elástica a las variaciones del precio, produciéndose un aumento de los ingresos de divisas en i.

4º- La producción del bien D en i crecerá al adoptar la tecnología menos costosa (sucia).

En equilibrio: $\frac{dS^i}{da} = \left[D^i_p + (D^W_p - S^W_p)\right]\frac{dp}{da} < 0$

Por lo que un descenso en los costes ambientales, da < 0, implicará que $dS^i > 0$.

5º- El descenso en los costes ambientales de i en la producción de D puede no tener efectos netos positivos sobre el empleo:

Supuesta la constancia de los salarios y que el trabajo constituye una fracción constante de los costes, el empleo viene dado por $K.P.S^i$, en que K es la proporción del trabajo en los costes.

En equilibrio, el empleo es:

$$KPS^i(p,a) = K\left[pD^i + p(D^w - S^w)\right]$$

Supuesta la inelasticidad de la demanda interna y externa (exportaciones de i), al caer p ambas demandas disminuyen en valor, y el empleo cae.

Conclusiones similares se desprenden del análisis de A. MAJOCCHI (32), para quien "en la medida en que pueden suplir las carencias de fuerzas del mercado reduciendo las deseconomías externas o tecnológicas, las políticas del Medio Ambiente acarrearán una mejora de la estructura del comercio internacional con respecto a la situación actual, que está falseada a causa de de que los precios no reflejan la escasez en materia de Medio Ambiente" (33). Los costes de la lucha anticontaminación darán lugar a variaciones en los precios relativos internos conjuntamente con elevaciones del nivel general de precios. Si los tipos de cambio son fijos, o si se admiten límites en la flexibilidad de los tipos de cambio, "la demanda global de los productos

interiores marca una baja debida a los efectos de renta y de sustitución, mientras que la demanda de productos extranjeros aumenta. Si en una primera aproximación despreciamos los movimientos de capitales y no consideramos más que la balanza comercial, podemos presumir que la política del Medio Ambiente acarreará un déficit en la balanza de pagos" (34). Esta conclusión tiene, no obstante, una seria limitación, a la que ya hemos aludido en los anteriores desarrollos y que MAJOCCHI formula del modo siguiente: "Hemos dicho antes que, en los países en cuestión, las importaciones aumentaban y las exportaciones disminuían (mientras que el fenómeno era inverso en el resto del mundo). Sin embargo, es necesario señalar que los términos del intercambio se modifican favorablemente para los países más estrictos en materia de Medio Ambiente: en consecuencia el déficit de la balanza de pagos no aumentará a no ser que las variaciones de la demanda exterior sean lo suficientemente acentuadas como para compensar las ventajas procedentes de la mejora de los términos del intercambio..... Podemos suponer que la llamada condición de Marshall-Lerner se cumplirá, es decir, que la suma de las elasticidades de la demanda de importaciones y exportaciones es superior a 1. Si esta condición no se cumple, se deduce que el cambio en los términos del intercambio lleva consigo un excedente en las cuentas extranjeras de los países más estrictos en cuestión de Medio Ambiente" (35).

Parece, pues obvio, que la política ambiental puede dar origen a desequilibrios en la balanza de pagos en forma de déficits para los países con mayor

preferencia social por el Medio Ambiente o/y menores posibilidades asimilativas de los residuos. El problema del ajuste de la balanza de pagos no es distinto del que se origina por otras causas diferentes a la política ambiental, v.g. por una inflación de costes superior en un país a la media de los países con los que comercia. Se requerirán medidas transitorias de ajuste, una parte de las cuales pueden ser cuasi-automáticas, como las que tienen lugar a través de la secuencia: déficit balanza de pagos ⟹ reducción circulación monetaria ⟹ caída de la demanda ⟹ caída de las importaciones ⟹ reducciones del nivel de precios ⟹ aumento exportaciones ⟹ tendencia al equilibrio de la balanza de pagos. Téngase en cuenta que aquí operan tanto mecanismos de carácter "real" del tipo del multiplicador del comercio exterior, como mecanismos monetarios, a través del influjo de la balanza de pagos en las disponibilidades líquidas del país, y de las modificaciones compensadoras de las entradas de capitales por cambios en los tipos de interés. Pero, aparte de estos mecanismos usuales, no pueden descartarse los efectos que las diferencias de precios y costes ejercen sobre la evolución tecnológica, y que, a mayor o menor plazo, juega un papel importante en el reajuste de los pagos internacionales (36). Más importantes, si cabe, son las medidas conscientes de los gobiernos de los países dirigidas a evitar desequilibrios insoportables, entre las que citaremos las barreras arancelarias y las variaciones del tipo de cambio (37). No obstante, el riesgo del proteccionismo competitivo no puede descartarse entre los países, por lo

que difícilmente podrían conseguirse los, en teoría, benéficos efectos del ajuste total de las economías a la situación real de costes comparativos. Dado el proteccionismo existente, puede ocurrir que los precios internacionales no revelen realmente las ventajas comparativas, y que desde el punto de vista de la optimización interna de los recursos la introducción de restricciones adicionales aparezca como una política de segundo óptimo (38).

6.3.4.- Estimaciones de los efectos de la Política Ambiental sobre la Balanza de Pagos

Aclarados los aspectos teóricos del influjo de la política ambiental sobre la Balanza de Pagos, merece la pena detenerse en la evaluación cuantitativa de estos influjos, para comprender las relaciones de arbitraje que pueden darse entre los objetivos de equilibrio en los pagos internacionales y calidad ambiental que los países buscan simultáneamente. Como las premisas teóricas han sido ya establecidas, expondremos brevemente la secuencia teórica de causas que determinan el impacto final en la Balanza de Pagos de un país de la imposición unilateral de normas medioambientales (39).

Los efectos en la renta y Balanza de Pagos dependerán:

1- Del tipo de medidas utilizadas (gravámenes, standards, subvenciones, etc.).

2- Efectos en los costos de las anteriores medidas.

3- Consecuencias sobre los precios de los productos exportados y vendidos en el interior del país.

4- Repercusión inicial en la Balanza de Pagos, que depende:

   a) De la elasticidad-precio de la demanda de exportaciones.

   b) De la elasticidad-precio de la demanda de importaciones.

5- Consecuencias en la Renta Nacional, a través del multiplicador del comercio exterior, de la alteración inicial de la Balanza de Pagos.

6- Elasticidad-renta de la demanda de importaciones.

7- Reacciones del resto del mundo frente a estos cambios, que dependen:

   a) De la elasticidad-precio de la demanda de importaciones (exportaciones del país considerado), como se dijo en 4-a.

   b) De la elasticidad-precio de la demanda de sus exportaciones (importaciones del país considerado), como se dijo en 4-b.

   c) De la elasticidad-renta de la demanda mundial de importaciones (exportaciones del país considerado).

Esta secuencia y las hipótesis siguientes permiten conformar un modelo de ecuaciones simultáneas representativo del sistema económico internacional. El modelo de KLOTZ supone que:

1- Se puede oponer un país al resto del mundo, al establecer el modelo.

2- Las importaciones y exportaciones son susceptibles de agrupación significativa.

3- Los gravámenes sobre los residuos se calculan en el país considerado en función de la contaminación originada, mejor que según el volumen de producción.

4- El alza de costes resultante se traduce en alza de precios, sin modificación de la tasa de remuneración del capital, lo que posibilita no considerar movimientos internacionales de capital.

5- Existe infrautilización de recursos de capital y trabajo como para que todo incremento de demanda se traduzca íntegramente en aumentos de producción sin variación de los costes marginales.

6- Los gravámenes por emisiones no producen una oleada de nuevas inversiones en aparatos depuradores.

7- El Gobierno no interviene para compensar las variaciones de la renta.

8- Los precios de los productos fabricados en el resto del mundo no varían.

9- No hay modificaciones en las paridades monetarias.

10- Las cuotas y aranceles no se alteran.

Como puede apreciarse, estas hipótesis no son siempre muy realistas, por lo que los resultados del modelo habrá que tomarlos como una primera aproximación a los efectos sobre la Balanza de Pagos. Los supuestos 1, 2 y 4 son puramente simplificadores. Si los costes marginales aumentan, como es de esperar, al crecer la demanda y la producción, una parte del aumento de la renta inducida será absorbida por el alza de precios, de modo que la previsión del aumento de renta del modelo superará a la real. Lo mismo habría de decirse sobre las hipótesis 6 y 7, que buscan permitir captar el efecto "puro" del alza de costes y precios sin la existencia de efectos compensadores derivados de nuevas inversiones o de intervenciones públicas.

KLOTZ supone que el alza de los precios de exportación no supera el 1%, pues "aunque la cifra sea netamente inferior a ciertas estimaciones que se refieren a tal o cual industria, el índice global de precios para el conjunto de las exportaciones puede no representar más que un alza de un 1% debido a que las exportaciones no afectan a todas las industrias que producen los residuos" (40).

A partir de las elasticidades-precio de importaciones y exportaciones calculadas por la OCDE (41), se obtienen los efectos en las rentas de

equilibrio derivadas de medidas unilaterales ambientales en los países indicados en el cuadro.

CUADRO I

ELASTICIDADES-PRECIO DE IMPORTACIONES Y EXPORTACIONES Y CAMBIOS EN LAS RENTAS DEBIDAS A ALZAS DE PRECIOS INTERIORES Y A LA EXPORTACION DEL 1%

(1.968, en miles de millones de dólares)

PAIS	CAMBIOS EN LA RENTA (VALOR ABSOLUTO)	CAMBIOS EN LA RENTA (%)	ELASTICIDAD-PRECIO EXPORTACIONES	ELASTICIDAD-PRECIO IMPORTACIONES
R.F. ALEMANA	-2,0	-1,8	-0,99	0,34
ESTADOS UNIDOS	-8,4	-1,1	-1,00	1,88
FRANCIA	0,7	0,6	-1,22	1,35
JAPON	-15,5	-14,0	-1,25	0,78
REINO UNIDO	4,2	4,9	-0,33	0,22

FUENTE: B.P. KLOTZ

Como puede apreciarse el país más afectado en su renta sería el Japón con una caída del 14%, en tanto que el Reino Unido vería crecer su renta y Francia apenas experimentaría modificación. Las diferencias de incidencia no se explican totalmente por la diversidad de elasticidaddes, sino que es preciso tomar en cuenta los cambios en

la absorción obtenidos en un estudio de R. D'ARGE (42). Como quiera que sólo el parámetro de absorción de los EE.UU. es significativamente distinto de cero, se ha realizado otro cálculo en el que los parámetros de absorción de los demás países se igualan a cero.

CUADRO II

CAMBIOS EN LA RENTA INTERIOR PROVOCADAS POR UN ALZA DE PRECIOS INTERIORES Y A LA EXPORTACION DEL 1%, HIPOTESIS DE AUSENCIA DE CAMBIOS EN LA ABSORCION

(1.968, miles de millones de dólares)

PAIS	MODIFICACIONES DE RENTA
R.F. ALEMANA	1,7
FRANCIA	0,1
JAPON	-0,6
REINO UNIDO	-6,5

FUENTE: B.P. KLOTZ

Los resultados cambian ahora ostensiblemente. El Japón apenas experimenta pérdidas en la renta, en tanto que el Reino Unido ve modificado el impacto en la renta que de ser positivo en 4.200 millones de dólares pasa a valores negativos de 6.500 millones de dólares.

Si en vez de cambiar las hipótesis sobre absorción interior originales, se introducen nuevos

valores para las elasticidades-precios de importaciones y exportaciones, los efectos en la renta no se modifican ostensiblemente respecto de los obtenidos en el primer caso, confirmándose así el mayor influjo de los cambios en la absorción interior que el de los cambios en las elasticidades.

CUADRO III

CAMBIOS EN LA RENTA INTERIOR Y EN LA BALANZA DE PAGOS POR UN ALZA DE PRECIOS INTERIORES Y A LA EXPORTACION DEL 1%. HIPOTESIS INICIAL SOBRE LA ABSORCION

PAIS	MODIFICACIONES DE RENTA	MODIFICACIONES DE LA BALANZA DE PAGOS
R.F. ALEMANA	-3,1	0,2
EE.UU.	-10,1	0,2
FRANCIA	6,7	0,6
JAPON	-22,0	-1,1
REINO UNIDO	6,3	0,4

FUENTE: B.P. KLOTZ

En este caso, solamente el Japón experimentaría variaciones de alguna entidad en su Balanza de Pagos. Como los cambios en la Balanza de Pagos están directamente asociados a cambios en la renta, si las variaciones en la absorción no son importantes, puede deducirse que, sobre la base de las elasticidades-precio de los países considera-

dos, los cambios en la Balanza de Pagos no serán muy notorios. Como dice el autor del trabajo comentado: "En conclusión, parece que los efectos en la Balanza de Pagos de las políticas unilaterales de lucha contra la contaminación no serán muy importantes. No obstante, conviene mostrarse cauteloso y considerar que se trata de una suposición razonada y no de una afirmación definitiva" (43).

Deben, sin duda, recordarse las limitaciones del modelo utilizado, y muy en especial la falta de consideración explícita de la balanza de capitales. En este sentido la forma de financiación de la lucha anticontaminación puede ser de vital importancia. La imposición de gravámenes redundará en precios más elevados para las exportaciones y una tasa más baja de beneficios para las inversiones, lo que supondrá una tendencia, dadas ciertas hipótesis "normales" sobre elasticidad, al empeoramiento de la balanza comercial y hacia la salida de capitales a países con normas ambientales menos estrictas. En el caso de subvenciones ligadas al nivel de reducción de contaminantes emitidos, como quiera que implicarán un "coste de oportunidad" para los agentes emisores, los precios tenderán a elevarse de modo similar al caso anterior. Pero, en este caso, las tasas de beneficio no bajarán, sino que pueden aumentar, produciéndose un efecto opuesto que en el caso anterior sobre los flujos de capitales. Claro que en este caso la conclusión puede verse matizada, o incluso invertida, si los fondos necesarios para esas subvenciones se allegan por medio de impuestos sobre los beneficios.

En el caso de subvenciones no ligadas directamente a la reducción de la cantidad de emisiones, que toman la forma de pagos directos de las instalaciones de tratamiento de desechos, el impacto sobre los precios de exportación será menor que en los dos casos anteriores. Ejercerán un influjo indirecto en los flujos de capitales por la vía de los cambios en los beneficios internos a consecuencia de los posibles cambios en la imposición que afecta a éstos (44).

6.3.5.- Problemas de ajuste internacional y el papel de las "normas uniformes"

En la sección anterior, con las limitaciones del conocimiento disponible, se sugería que los efectos globales sobre las balanzas de pagos de los países no habían de ser excesivos. No obstante, como ya se dijo, ello no significa que los períodos de ajuste no puedan suponer dificultades importantes tanto globales como, sobre todo, de carácter sectorial y regional. En ausencia de medidas proteccionistas que dificultan la reasignación de recursos, a largo plazo, ha de producirse una cierta especialización internacional sobre la base de las nuevas ventajas comparativas de cada país en recursos ambientales (45). Desde luego, no pueden ignorarse las limitaciones que tal reasignación ha de encontrar debido a la escasa movilidad de factores de producción y, muy fundamentalmente, a las distorsiones introducidas por las

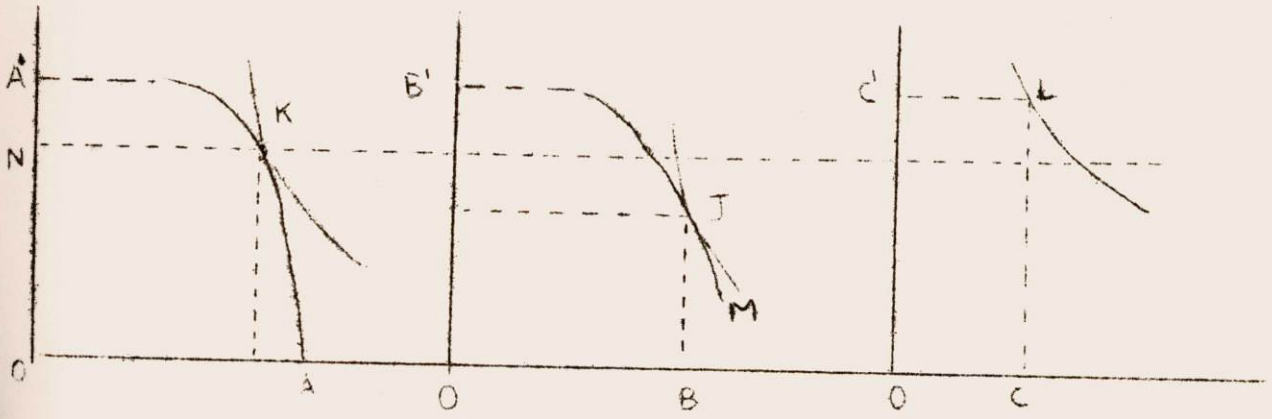
prácticas restrictivas de los países y por el carácter monopolístico u olibopolístico de múltiples sectores económicos a nivel mundial (46). En particular, la previsible aparición de dificultades de Balanza de Pagos ha llevado a proponer la conveniencia de normas internacionales uniformes sobre el Medio Ambiente.

Nos proponemos analizar la validez de esa propuesta. Para ello estudiaremos en primer lugar la validez general de la misma en un mundo caracterizado por la existencia de países con estructuras muy diversas. Posteriormente veremos el campo de aplicabilidad que las citadas normas pueden tener según sus tipos y las características de los países.

1- Inaceptabilidad general de las normas internacionales uniformes

La crítica general a las normas uniformes sobre el Medio Ambiente, a nivel mundial, se asienta en la posibilidad de que los efectos de la aplicación de tales normas conduzcan a un descenso del bienestar social en el mundo. Un sencillo gráfico ayudará a comprender ésto.

PAIS DESARROLLADO(A) PAIS MEDIO(B) PAIS SUBDESARROLLADO (C)



Los gráficos representan, para 3 países, las curvas de transformación entre bienes de consumo y Medio Ambiente. Las posibilidades de producción de bienes de consumo (renta material) aparecen en abscisas: OA, OB y OC son las cantidades máximas posibles con la tecnología y recursos disponibles en cada país. Por su lado, OA', OB' y OC' representan el porcentaje de recursos naturales que no se hallan contaminados. Medidos de esta forma se comprende que OA', OB' y OC' son iguales.

Supongamos que A y B adoptan la misma tecnología, por lo que la forma de las curvas de transformación será idéntica. No obstante, lo cual, como B dispone de menos capital que A, debido a su nivel de desarrollo, la curva lo corta en M, indicando un límite a su capacidad de producción de bienes de consumo a costa del

Medio Ambiente. El caso de C, que, simplificadamente, puede corresponder a las primeras fases del desarrollo, responde a una situación en que la producción máxima posible (OC) de bienes de consumo se realiza sin deterioro del Medio Ambiente, debido a la amplia capacidad asimiladora de ésto.

Los puntos óptimos para cada país en la combinación Medio Ambiente-bienes de consumo se obtienen por la tangencia de las curvas de indiferencia social y las de transformación. Nótese que las curvas de indiferencia de B denotan por su forma una mayor preferencia por los bienes de consumo que en A, lo que parece congruente con la orientación hacia la expansión de los países de nivel medio de desarrollo. Puede suponerse además que ello concuerda con una esperanza en la capacidad depuradora del país cuando el capital y la tecnología se haya desarrollado lo suficiente.

Los puntos óptimos internos indican un mayor disfrute de Medio Ambiente por C que por los otros dos, y entre éstos es A quién mejor posición ambiental obtiene.

Puede ahora verse cómo la aplicación de normas uniformes es susceptible de conducir a un descenso del bienestar mundial. Efectivamente la condición necesaria para que la aplicación de normas uniformes ambientales no introduzca perjuicios es que, al nivel de disponibilidades ambientales señaladas por la

norma, se produzca la igualdad de las relaciones marginales de sustitución y transformación entre Medio Ambiente y bienes de consumo.

Si se adoptase la norma correspondiente al óptimo del país A(A'N% de contaminación de la totalidad de recursos disponibles), ésta resultaría excesivamente elevada para B y muy poco exigente para C (que tiene una contaminación nula).

Además de lo dicho, ha de tenerse en cuenta que la aplicación de normas uniformes no asegura la ausencia de modificaciones de Balanza de Pagos, puesto que un mismo nivel de calidad ambiental puede implicar costes muy diversos en los variados países del mundo, y por consiguientes cambios en los precios. Es legítimo preguntarse por qué si en los costes y precios influye un gran número de factores ha de ponerse el esfuerzo de armonización en los costes de la lucha anticontaminación y no en todos los aspectos que dan lugar a costes y precios.(47).

2- Ambitos y condiciones de aplicación de normas uniformes

J.H. CUMBERLAND (48) ha diseñado una clasificación de normas, tipos de países y condiciones que permiten precisar aproximativamente el campo de aplicación de las normas uniformes con el fin de mejorar el bienestar internacional. La hipótesis principal estriba en consi-

derar que todos los países tienen varias ramas industriales, que todas ellas crean varios tipos de contaminantes y que los países que presentan estructuras económicas y sociales homogéneas pueden aplicar sus medidas anticontaminantes a costes reales idénticos, pero que los beneficios que proporcionan esas idénticas medidas varían entre los países que tienen estructuras sociales y económicas heterogéneas (49). Lo que es tanto como decir que es necesario tener en cuenta la capacidad asimiladora del Medio Ambiente y los diversos gustos sociales de cada país.

Las normas pueden clasificarse en cuatro grandes tipos:

a) Normas de productos: expresivas de características de funcionamiento (v.g.: máximos gases desprendidos por los automóviles) o de evacuación de residuos (v.g.: biodegradabilidad de los detergentes)

b) Normas de emisiones: emisiones de contaminantes máximas por actividad.

c) Normas de concentración de desechos en el M.A. : más importantes que las anteriores en cuanto toman en cuenta la capacidad asimilativa y de transporte del M.A.

d) Normas biológicas: sobre exposición máxima tolerables de los seres a distintos contaminantes, sin que se observen efectos sensibles.

Supuesto ahora que los países buscan la optimización interna en la utilización de sus recursos (incluídos los medioambientales), que compiten internacionalmente entre sí y que comparten varios medios naturales como el aire y el agua; admitido que los costes y beneficios de la lucha ambiental pueden ser idénticos en países que, aplicando normas similares, tengan estructuras socioeconómicas homogéneas, pero no cuando normas o estructuras difieren, el cuadro siguiente expresa los tipos de normas uniformes y condiciones de aplicación.

OPTIMO DE PARETO PARA LAS NORMAS UNIFORMES Y OTRAS MEDIDAS EN EL CAMPO DE LA GESTION DEL MEDIO AMBIENTE A ESCALA INTERNACIONAL

CASOS POSIBLES	Normas de calidad, de funcionamiento y de evacuación de los productos que son objeto de intercambios internacionales	RECURSOS DE PROPIEDAD COMUN Y MEDIO AMBIENTE COMPARTIDO POR VARIOS PAISES		
		Normas de emisiones	Normas de concentración en el medio ambiente	Concentración biológica
	A	B	C	D
1. Ningún efecto externo transnacional (hipótesis poco conforme a la realidad, que corresponde a una situación preindustrial).	Inútil el adoptar normas.	Inútil el adoptar normas.	Inútil el adoptar normas.	Inútil el adoptar normas.
2. Efectos externos transnacionales, estructuras socioeconómicas y medios ambientes internos homogéneos.	Serían eficaces normas uniformes, pero también lo serían otras medidas.	Son indispensables normas uniformes para fijar el volumen total de las emisiones. Son útiles otras medidas para determinar la distribución de este volumen total.	Son indispensables normas uniformes. Se excluye la adopción de otras medidas.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.
3. Efectos externos transnacionales, estructuras socioeconómicas homogéneos, medios ambientes internos heterogéneos.	Serían ineficaces normas uniformes, pero son eficaces otras medidas.	Son indispensables normas uniformes para fijar el volumen total de las emisiones. Son útiles otras medidas para determinar la distribución de este volumen total.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.
4. Efectos externos transnacionales, estructuras socioeconómicas heterogéneas, medios ambientes internos homogéneos.	Serían ineficaces normas uniformes, pero son eficaces otras medidas.	Son indispensables normas uniformes para fijar el volumen total de las emisiones. Son útiles otras medidas para determinar la distribución de este volumen total.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.
5. Efectos externos transnacionales, estructuras socioeconómicas y medios ambientes internos heterogéneos (hipótesis más próxima a la realidad).	Serían ineficaces normas uniformes, pero son eficaces otras medidas.	Son indispensables normas uniformes para fijar el volumen total de las emisiones. Son útiles otras medidas para determinar la distribución de este volumen total.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.	Son indispensables normas uniformes. Está excluida la adopción de otras medidas.

FUENTE : J. H. CUMBERLAND, en OCDE (1973), p. 237

Como puede apreciarse:

1º- Si no hay efectos transnacionales, es inútil el adoptar normas uniformes.

2º- Existiendo efectos transnacionales, las normas uniformes son indispensables cuando se ejercen efectos sobre recursos de propiedad común, independientemente de las situaciones socioeconómicos o de Medio Ambiente de los países implicados. A partir de las normas uniformes de concentración pueden determinarse los volúmenes totales de vertido de cada agente contaminante, pues el nivel total de emisiones determinará el grado total de concentración estable a largo plazo.

3º- Sin embargo, la distribución del nivel total de emisiones por países no puede realizarse por normas uniformes, sobre todo cuando las estructuras socioeconómicas son distintas entre los países, haciéndose preciso recurrir a tasas, cánones, subvenciones, etc.

4º- Son esenciales normas uniformes de carácter biológico para fijar límites de seguridad a la exposición de los seres.

5º- Las misma conclusión que sobre las normas uniformes de concentración y emisión se aplica a las normas sobre calidad, funcionamiento y evacuación de productos que forman parte del circuito de intercambios internacionales. Si las economías son heterogéneas son preferibles otras medidas.

Puede destacarse el importante papel asignado a las normas uniformes de carácter biológico, Como dice CUMBERLAND, "se impone un análisis económico siempre que la distribución plantee dificultades, mientras que para el establecimiento de normas uniformes críticas referentes a la exposición biológica y, por tanto, a las concentraciones en el Medio Ambiente, los análisis económicos no juegan más que un papel secundario si se los compara con las normas establecidas a partir de la biología y de las ciencias naturales" (50).

6.4.- Efectos distributivos

La política del Medio Ambiente considerada, como lo venimos haciendo, desde la óptica de los efectos externos trata de lograr una mejora paretiana a través de una mejor asignación de recursos. En principio, es una política orientada a la "eficiencia", y es frecuente que se dejen de lado como consideraciones marginales, sus implicaciones distributivas.

A. MYRICK FREEMAN III (51) se ha interrogado sobre dos cuestiones que parecen aquí de la mayor trascendencia:

1º) ¿Tiende la degradación ambiental a incrementar o a disminuir el grado de desigualdad en el bienestar existente?.

2º) Las consideraciones en torno a la distribución ¿deben jugar un papel en la planificación de la calidad ambiental?.

La primera pregunta parece que puede contestarse sin dificultad afirmativamente, no sólo por razones teóricas, que desarrollaremos, sino por la contemplación de la realidad de los países industrializados. Existen demasiadas evidencias en ese sentido. Precisamente una de de las ventajas que proporciona la riqueza es la posibilidad de vivir en zonas residenciales, hallándose las clases pudientes menos sujetas a la degradación ambiental que las clases menos afortunadas, hacinadas en barrios sucios y mal provistos de servicios comunes y situados, en ocasiones, al pie mismo de las factorías más contaminantes (52).

Una ilustración de ésto viene dada por el cuadro siguiente, representativo de la alta correlación entre niveles de renta y deterioro ambiental en varias ciudades americanas.

INDICE DE EXPOSICION A LA CONTAMINACION ATMOSFERICA POR NIVELES DE RENTA

RENTA (dólares U.S.)	PARTICULAS EN SUSPENSION	OXIDOS DE AZUFRE	MEDIA
KANSAS CITY			
0 - 2.999	76,7	0,22	1,16
3.000 - 4.999	72,4	0,20	1,09
5.000 - 6.999	66,5	0,18	0,98
7.000 - 9.999	63,5	0,17	0,93
10.000 - 14.999	60,1	0,15	0,86
15.000 - 24.999	57,6	0,14	0,80
25.000 y más	58,1	0,12	0,76
SAN LUIS			
0 - 2.999.	91,3	0,97	1,19
3.000 - 4.999	85,3	0,88	1,10
5.000 - 6.999	79,2	0,78	1,00
7.000 - 9.999	75,4	0,72	0,93
10.000 - 14.999	73,0	0,68	0,89
15.000 - 24.999	68,8	0,60	0,82
25.000 y más	64,9	0,52	0,74
WASHINGTON D.C.			
0 - 2.999	64,6	0,82	1,19
3.000 - 4.999	61,7	0,82	1,16
5.000 - 6.999	53,9	0,75	1,04
7.000 - 9.999	49,7	0,69	0,96
10.000 - 14.999	45,5	0,64	0,88
15.000 - 24.999	43,2	0,58	0,82
25.000 y más	42,0	0,53	0,77

FUENTE: A.M. FREEMAN y COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, WASHINGTON, 1.971. Reproducido en J. Ph. BARDE y E. GERELLI, Economie et politique de l'environment. PUF, Paris, 1.977, pag. 64.

La segunda pregunta sugiere dos tipos de actitudes extremas, desde los que sostienen que sólo deben ser tenidos en cuenta los efectos de eficiencia, hasta quienes, dando nula importancia a la eficiencia, se pronuncian por la no reducción de la contaminación bajo el pretexto de que beneficia a los económicamente poderosos.

De lo que no parece caber duda es de que la demanda de medios ambientales está positivamente correlacionada con la renta o la riqueza. Cuando faltan los bienes esenciales la preocupación ambiental es marginal. De ahí que las modernas reivindicaciones ambientalistas vayan unidas a países de elevado nivel de desarrollo y que, dentro de éstos, sean las capas burguesas, -no las más elevadas, que por su nivel de vida pueden escapar a todos los efectos negativos sobre el Medio Ambiente, sino las intermedias-, las más interesadas en la protección ambiental (53).

6.4.1.- Demanda de Medio Ambiente como función de la Renta

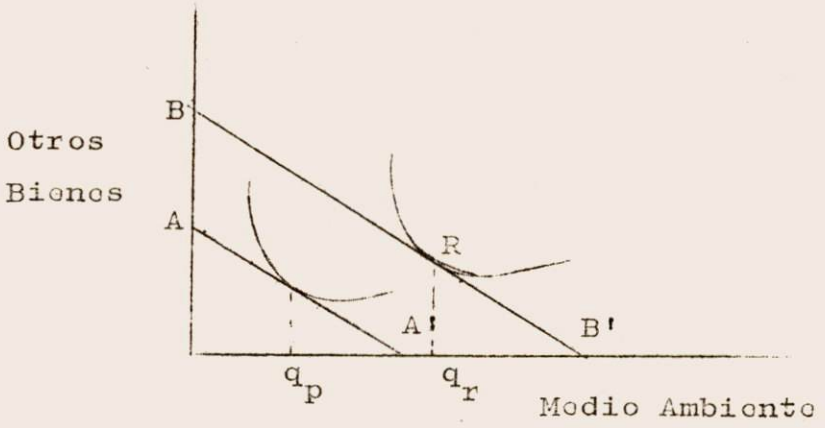


FIGURA 1

Si AA' representa la renta del pobre y BB' la renta del rico, y en abscisas se presenta el Medio Ambiente y en ordenadas otros bienes de consumo, el equilibrio en el consumo supondría la igualdad, para ricos y pobres, de las tasas marginales de sustitución entre bienes y de la relación de precios.

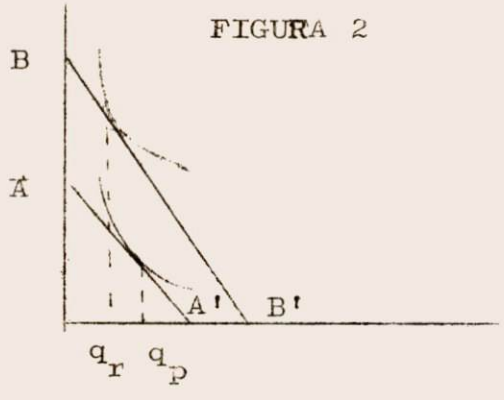
La demanda del Medio Ambiente para el rico (q_r) sería superior a la que realiza el pobre (q_p), dependiendo esta afirmación de varios supuestos:

1- El Medio Ambiente es un bien normal, cuya demanda crece con la renta.

2- Las funciones de preferencia son básicamente semejantes para ricos y pobres. O lo que es lo mismo: los pobres no tienen una preferencia sistemática por el Medio Ambiente superior a la de los ricos, Lo que parece plausible, pues de darse diferencias de preferencias, éstas implicarían, en general, mayor atención de los ricos hacia el Medio Ambiente, dado su mayor conocimiento de los beneficios del Medio Ambiente.

3- Los precios de ambos bienes son iguales para ricos y para pobres. De no ser así, ésto podría alterar las demandas relativas, dadas las funciones de preferencia, obteniéndose valores de q_r inferiores a q_p.

FIGURA 2



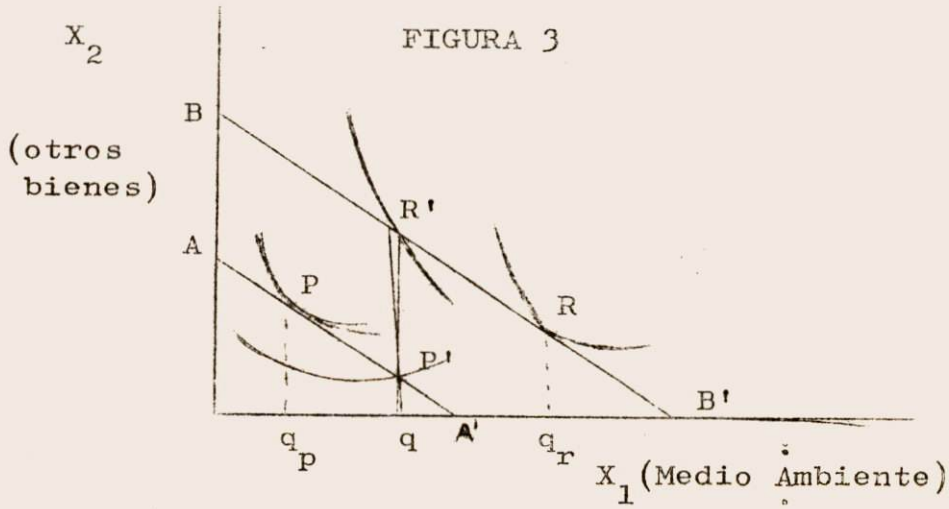
6.4.2.- El Medio Ambiente como bien público

Las consideraciones anteriores no ponen de relieve la naturaleza de bien público del Medio Ambiente, al que hemos tratado en los gráficos como un bien privado más. Hay dos formas básicas de considerarlla naturaleza pública del Medio Ambiente: como un bien público puro al modo Samuelson, o como un bien cuya oferta difiere de unas localizaciones a otras al modo de Tiebout.

1- Un Modelo de bien público puro Samuelsoniano

Desde este punto de vista, todos los sujetos consumen exactamente la misma cantidaddel bien público, dadas sus características de oferta conjunta y no exclusión mediante precio. Por lo tanto no es posible que las cantidades obtenidas por rico y pobre sean, según sus preferencias, q_r y q_p. Existiría algún sistema de determinación de la oferta de calidad ambiental. Si, v.g., ésta viene fijada por procedimientos democráticos, es realista pensar que pueda situarse al nivel q, tal que $q_p < q < q_r$.

FIGURA 3



Como antes decíamos, la igualación de las tasas marginales de sustitución para rico y pobre se produce en los puntos de equilibrio ficticio P y R. Pero los puntos reales de equilibrio son los puntos P' (a la derecha de P) y R' (a la izquierda de R). Las curvas de indiferencia de rico y pobre cortan ahora, -en vez de ser tangentes-, a las respectivas rectas de balance. En estas condiciones, la pendiente de las rectas de balance difiere de las correspondientes a las curvas de indiferencia del rico y pobre, en R' y P', respectivamente. Es decir, no se produce la igualación de las tasas marginales de sustitución, para rico y pobre, con la relación de precios. Tendremos más bien (en valor absoluto):

$$RMS^{rico}_{x_2x_1} = \frac{\text{Utilidad Marginal para el rico de } X_1}{\text{Utilidad Marginal para el rico de } X_2} > \frac{P_1}{P_2} > \frac{\text{Utilidad Marginal para el pobre}}{\text{Utilidad Marginal para el pobre}}$$

$$\frac{\text{de } X_1}{\text{de } X_2} = RMS^{pobre}_{X_2X_1}$$

De lo que se sigue que el rico puede beneficiarse más que el pobre de una mayor protección del M.A. Un aumento de la oferta del bien público Medio Ambiente situará al rico más cerca de la cantidad que él desea (q_r), en tanto que el pobre se apartará de la que él desea (q_p).

2- Modelo de bien público discriminado por localizaciones

El Medio Ambiente varía en su calidad según localizaciones, y desde este punto de vista, no puede considerarse un bien público puro. En ciertos casos, puede ser más realista imaginar un mundo en el que variando la calidad ambiental por localizaciones, y siendo idéntica para todos los residentes en una localidad, los individuos escogen, según sus demandas, una localización que proporcione la calidad deseada de Medio Ambiente (54). Las localizaciones de mayor calidad ambiental exigirán mayor renta y serán ocupados por los ricos. Los pobres irán a los lugares más degradados ambientalmente, que exigirán menores rentas. Esto equivale a decir que si las diferencias ambientales se capitalizan debidamente en forma de diferencias de precios de las propiedades y en diferencias de rentas, puede esperarse una estructura de localización económicamente eficiente. Es decir, las RMS entre calidad ambiental y otros bienes podrían ser iguales al coste de oportunidad de una unidad de calidad ambiental en cada localidad, y se daría, para ricos y pobres, la igualdad de RMS entre Medio Ambiente y otros bienes. Como resultado de esta estructura de localización, aunque los pobres consumirían menos cantidad de Medio Ambiente, su valoración marginal -medida por la voluntad de sacrificar otros bienes para alcanzar una unidad adicional de M.A.- sería idéntica a la de los ricos, siempre que los costes marginales de la mejora ambiental fueran idénticos

En

para todos. Gráficamente esta situación corresponde a la descrita en la figura 1 de esta sección.

Alguna confirmación de este modelo ha sido aportada empíricamente por estudios que han puesto de relieve la correlación entre el valor de la propiedad inmobiliaria y la situación de contaminación (55).

De todos modos, la ralidad parece hallarse en algún punto intermedio entre los dos modelos. El Medio Ambiente no distribuye su calidad uniformemente, pero hay efectos de la degradación ambiental que son sufridos por ricos y pobres a la vez, aunque en proporciones no siempre idénticas.

Puede ser ilustrativo el observar las diferencias que se siguen sobre la distribución de beneficios de la política ambiental, de adoptar un modelo de base como el que acabamos de describir. Ya pusimos de relieve que si se considera al M.A. como un bien público puro, la política ambiental tiene, en principio, un claro rasgo prorico. Veamos, en un mundo de perfecta separación espacial, lo que ocurriría.

Cabe imaginar tres tipos de programas ambientales:

1- Que beneficien a ricos y pobres (v.g: gravámenes sobre emisiones)

2- Sólo beneficien a los pobres (v.g: standards mínimos)

3- Sólo beneficien a los ricos.

Un progrma del primer tipo, en principio beneficiará más a los pobres que a los ricos, puesto que en los espacios donde residen los pobres habrá más contaminación que en las zonas ricas. Pero ha de tenerse en cuenta:

a) Que el hecho de que la contaminación en unidades físicas se vea más reducida en las zonas pobres que en las ricas no significa que el valor de esa reducción sea mayor para pobres que para ricos. Esto estará condicionado por la distribución espacial de las mejoras ambientales, por la elasticidad-renta de la demanda de calidad ambiental y por las diferencias de renta.

b) Más importante seguramente es la posibilidad de que una mejora ambiental en las zonas pobres provoque aumentos de las rentas de las propiedades que compensen los beneficios obtenidos de la mejora ambiental.

Un programa del segundo tipo, que se dirija a igualar las normas de calidad ambiental de las zonas pobres con las de los ricos, tiene todas las posibilidades de generar efectos positivos sobre los pobres, aunque no pueden olvidarse los efectos indirectos señalados en el apartado b) anterior.

Finalmente, un programa del tipo tercero, que convierta las zonas pobres en enclaves en que la contaminación se permite sin apenas límites, perjudicará claramente a los pobres por cuanto aumentará la contaminación en estas zonas debido a

salidas de actividades de las zonas ricas hacia las pobres, ya que las nuevas actividades se asentarán prioritariamente en las zonas pobres. A mayor abundamiento, la demanda incrementada de espacios para asentamientos provocará una elevación de las rentas en perjuicio de los residentes pobres.

Si ahora consideramos los costes financieros de los programas, las anteriores conclusiones pueden variar parcialmente. Supongamos que cada grupo social ha de pagar la mejora ambiental que experimente. En ese caso, y sobre la base del modelo de asentamientos diferenciados de ricos y pobres, ha de decirse que todos empeoran su situación, pues el modelo conducía a un equilibrio en que cada grupo obtenía la calidad deseada dado el costo de obtenerla. La separación de esta posición no llevará, por tanto, a una mejora del bienestar.

En ese caso el segundo tipo de programas, que tenía visos de mejorar la situación de los pobres, afectará negativamente a los pobres y sólo a ellos. Por el contrario, el primer tipo de programa empeorará a pobres y ricos a la vez, por lo que Baumol ha podido indicar que ello podría convertirlo en "menos antipobre".

Puede apreciarse, en conclusión, que siguiendo el modelo de TIEBOUT no hay, en principio, garantías de que la política ambiental no tenga un sesgo regresivo en su acción sobre unos y otros grupos sociales. Si además nos apartamos del modelo de TIEBOUT admitiendo en mayor medida el carácter

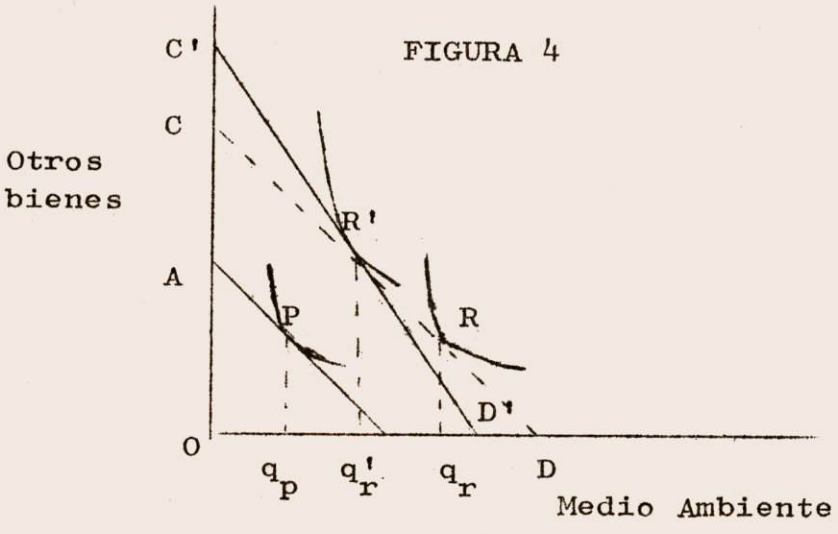
do bien público del Medio Ambiente el riesgo de regresividad se acentúa, como ya se ha señalado, puesto que la mayor oferta de bienes ambientales beneficia más al rico que al pobre. Esto sugiere la conveniencia de adoptar formas progresivas de financiación de las mejoras ambientales.

6.4.3.- Conveniencia de la progresividad de los impuestos

En la Figura 3 se supuso que el costo del bien público (Medio Ambiente) era igual para unas y otras clases sociales, ésto suponía una mayor demanda de bienes ambientales por los ricos que por los pobres y, consiguientemente, efectos regresivos sobre la distribución de la renta real.

Puede introducirse una imposición progresiva para financiar la mejora ambiental que corrija la regresividad anterior. En ese caso el rico tendrá que pagar una mayor parte que el pobre de la mejora ambiental.

FIGURA 4



Como los precios de los demás bienes no se alteran, pero el bien público es más caro para el rico que para el pobre, las rectas de balance no son paralelas, pasando la del rico de CD a C'D'. El punto de equilibrio del pobre sigue suponiendo una demanda q_p de Medio Ambiente. El del rico, teniendo en cuenta el efecto de sustitución provocado, pasa de R a R', con una reducción de la demanda de Medio Ambiente de q_r a q'_r.

Se sigue de lo dicho que con una progresividad adecuada podría reducirse la diferencia $q_r - q_p$ entre las cantidades del bien Medio Ambiente que desean obtener los distintos grupos sociales, y en consecuencia los efectos regresivos del aumento de la oferta de tales bienes. En condiciones más extremas que las señaladas en la figura puede concebirse que q_p quede a la derecha de q'_r.

Pero debe llamarse la atención sobre el hecho de que lo que se trata no es de la existencia de impuestos progresivos, sino de que los recursos fiscales <u>adicionales</u> para la financiación de la mejora ambiental sean obtenidos según criterios progresivos. Lo importante es, pues, la financiación del <u>suplemento adicional de gastos públicos</u> necesarios para hacer frente a la mejora ambiental (56).

6.4.4.- <u>Otros aspectos de la regresividad de la Política Ambiental</u>

Aparte de los aspectos estudiados, hay otras circunstancias de la política ambiental que pueden al-

terar la distribución de la renta. Baumol se refiere a dos tipos de problemas adicionales: los costos de transición a una situación de pureza ambiental y los costes de mantenimiento de esta pureza ambiental. Por su lado, FREEMAN, HAVEMAN y KNEESE, de un modo paralelo, distinguen entre costos reales en términos de recursos y costes en términos de rentas de factores.

1- W.J. BAUMOL

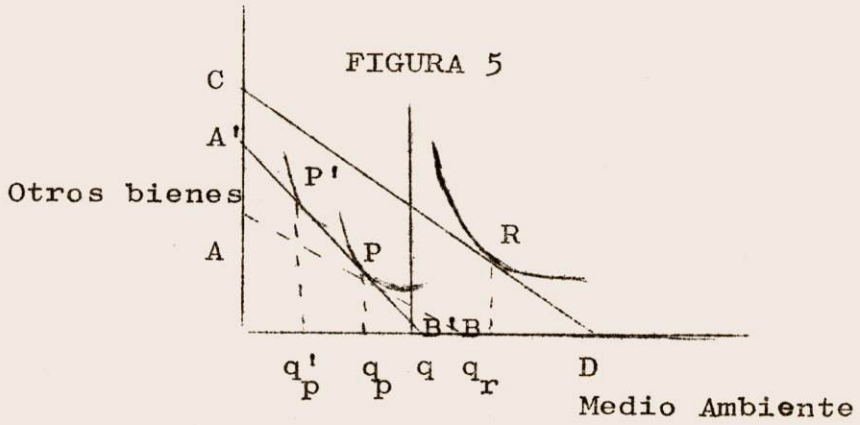
Los costes de la política ambiental que antes considerábamos iguales para ricos y pobres no tienen porqué coincidir, y la posible diferencia de incidencia en unos y otros grupos sociales puede contribuir aún más a los efectos regresivos que apuntábamos. En este sentido puede hablarse de dos momentos de análisis, el de la transición de la situación actual a otra de mayor calidad ambiental, y el del mantenimiento en esa posición.

a) Los costes de la transición: la adopción de medidas del tipo controles directos, gravámenes, etc., generarán variaciones de la actividad económica de las empresas afectadas, algunas de las cuales puedan verse obligadas a cerrar o a reducir sus plantillas. En estas condiciones es probable que, en ausencia de medidas compensadoras (nuevas actividades, reciclaje, etc.), se produzca una caída en el empleo. Dependiendo del tipo de industrias y empleos afectados, es muy posible que ésto suponga un coste real para los menos ricos superior al experimentado por los más favorecidos.

b) Los costos del mantenimiento: las variaciones de costos provocadas por la política ambiental se manifiestan en cambios de los precios relativos según el carácter competitivo de la industria y la elasticidad de la demanda. De todos modos una presunción general, justificada por algunos estudios empíricos, es la regresividad de estas variaciones al alza en los precios, dada la mayor proponsión al consumo de las personas con menor renta.

En el caso de que tanto los costos de transición como los de mantenimiento tengan claros efectos regresivos en términos reales, habría que modificar las pendientes de las rectas de balance de la FIG. 4. En este caso el costo real de la protección ambiental sería superior para el pobre que para el rico, por lo que la distancia $q_r - q_p$ podría verse aumentada. El suministro de la cantidad q del bien Medio Ambiente favorecería más al rico que al pobre.

FIGURA 5



2- FREEMAN, HAVEMAN y KNEESE (57)

Existen dos grandes tipos de costes en el control de la polución:

a) Los costes reales en términos de recursos: que representan los recursos (tierra, trabajo, capital) que han de ser dedicados al control de los procesos productivos, de reciclaje o de purificación, con la finalidad de mejorar la calidad ambiental. En general, suponen alzas de costes, más o menos trasladadas a los precios, y son auténticos costes de oportunidad dados por la utilización alternativa que tendrían esos recursos.

b) Los costes en términos de rentas de factores: representan cambios en las rentas de los factores debidas al control de la contaminación. No siempre representan costes de oportunidad o costes reales, pues a veces se traducen en cambios en los precios de los factores, Esto sería el caso de los propietarios de minas de carbón cuyo contenido de azufre es alto y que dadas las medidas de control de la contaminación atmosférica, verían reducida la preferencia por su producto y de ahí su precio y sus correspondientes rentas. Sin embargo, pueden ser auténticos costes reales y especialmente a corto plazo. Estos es el caso de la reducción de actividad industrial debida al control ambiental. Las industrias o empresas que reduzcan su actividad liberarán recursos (capital y trabajo) que permanecerán temporal-

mente ociosos. Este desempleo representa un coste de oportunidad para la sociedad, por cuanto estos factores podrían ser utilizados con utilidad en otro lugar.

EN consecuencia puede llegarse a dos apreciaciones generales sobre la regresividad de estos tipos de costes:

- Los costes reales en términos de recursos, en cuanto se traducen en alzas de precios, ejercen efectos regresivos, supuesto que las personas menos favorecidas dedican una mayor fracción de su renta al gasto.
- Los costes en términos de rentas de factores que tienen el carácter de costes reales -o sea los debidos al desempleo- son altamente regresivos en cuanto pesan sobre sujetos que no tienen otras fuentes de ingresos.

6.4.5.- Medidas compensatorias

Las anteriores conclusiones demandan la utilización de medidas políticas que permiten la redistribución de los costes reales de la política ambiental en un sentido equitativo. Pueden distinguirse dos tipos de política: una dirigida a reducir los costes reales (política de subsidios) y otra orientada a facilitar el ajuste de la economía a las nuevas condiciones (asistencia en el ajuste). Así como la primera se dirige a los costes reales en términos de recursos, la segunda se centra en los costes reales en términos de rentas de factores.

1- Política de Subsidios

Trata de desviar los costos recaídos sobre los consumidores hacia los contribuyentes y dentro de éstos hacia aquellos con mayor nivel de renta.

Los subsidios pueden ser directos o indirectos. Entre los primeros tendríamos las figuras de la amortización acelerada para ciertos equipos anticontaminación, y las diversas exenciones o desgravaciones fiscales. Los subsidios directos consisten en ayudar en dinero para reducir el costo de la lucha contra la contaminación por parte de las empresas u otros agentes (v.g. instalaciones municipales de depuración de agua, o tratamiento de residuos sólidos). Es indudable que en cuanto tales ayudas se financien con impuestos progresivos tienden a beneficiar a los pobres relativamente a los ricos. Pero existen varios riesgos en esta política que pueden desaconsejarla:

1) Los subsidios pueden impedir la "internalización por los agentes implicados, de los costos de la contaminación, impidiendo la eficiencia en la asignación de recursos a que tiende la política ambiental. Efectivamente, si los contaminadores no tienen que pagar el costo total de la reducción de la contaminación producida, no tendrán incentivos para reducirla en la medida económicamente óptima. Esto producirá, v.g., un volumen de residuos a tratar excesivos, lo que significa que los costos sociales incurridos para su tratamiento serán, también,

excesivos. En este sentido, la consecuencia de una mayor equidad puede oponerse a la eficiencia.

2) No siempre los subsidios mejorarán la distribución, puesto que no siempre conseguirán reducir el efecto del alza de los precios sobre los consumidores. Si las empresas no reducen los precios tras la concesión de los subsidios, lo único que se logra con ellos es aumentar los beneficios, deteriorando más, probablemente, la distribución de la renta.

2- Política de Asistencia en el ajuste

Consiste en pagos directos u otra forma de ayuda a los propietarios de factores directamente afectados por las medidas antipolución. El objetivo de las medidas en la suavización de las consecuencias de la política anticontaminación sobre el capital y trabajo temporalmente desempleados. El problema puede ser grave en ciertas áreas espaciales en las que existe un especialización industrial en actividades muy contaminadoras.

Las medidas en cuestión pueden abarcar:

Ayudas a empresas:
- asistencia técnica para el desarrollo de nuevos productos o reducción de costes.
- préstamos con interés reducido para la adquisición de equipo, traslado o reconversión de actividades.

Ayudas a trabajadores: - ayudas económicas a los desempleados.

- ayudas de reconversión laboral (reeducación especializaciones, etc.).
- compensaciones por cambio de localidad.

Incluso podía pensarse en ayudas financieras a los entes locales o regionales en los que la caída de la actividad hubiera supuesto disminución ostensible de sus recursos fiscales.

Todas las medidas anteriores buscan, como se ha dicho, conducir a una situación de mejor asignación de recursos a mínimo costo social, y corrigiendo los efectos distributivos indeseables que se derivan de que una parte de la población cargue con los costos debidos a una política que beneficia a la generalidad.

Podemos concluir esta sección insistiendo en dos puntos. Por un lado no pueden olvidarse los efectos de mala asignación que son producidos por la existencia de las deseconomías externas de la polución. Pero, por otro lado, tampoco pueden ignorarse las consecuencias distributivas de los programas del Medio Ambiente. Parece claro que los efectos distributivos tienden a ser regresivos, en principio (58). Esto no sugiere, como quieren algunos, posponer los programas ambientales a una

solución del problema de las desigualdades entre pobres y ricos, sino, más bien, incluir en los mismos programas previsiones de carácter redistributivo. Estas tienen tanto una justificación en términos de equidad, como en términos de eficacia. Es dudoso que sin ella los programas puedan ser llevados a efecto en su totalidad sin que susciten resistencias importantes. Los medios redistributivos, aparte las medidas ultimamente indicadas, han de implicar bien un incremento en el grado de progresividad en el sistema fiscal -cuando existen programas ambientales-, bien la financiación del gasto público requerido por los programas específicos del Medio Ambiente con impuestos claramente progresivos.

III PARTE

LA POLITICA AMBIENTAL EN VARIOS PAISES

INTRODUCCION

Analizados en los capítulos anteriores los aspectos teóricos de la política ambiental, su relación con el cuerpo general de la teoría económica, los tipos de instrumentos capaces de llevar a la economía a soluciones óptimas o de segundo óptimo, y las implicaciones que la política ambiental puede tener en el resto de los objetivos macroeconómicos generalmente admitidos, es preciso descender al campo de las prácticas.

Nos proponemos en este capítulo analizar las modalidades que la Política del Medio Ambiente ha adoptado en algunos países. Es indudable que los sistemas institucionales y los rasgos estructurales de las economías de los diferentes países condicionan seriamente tanto el tipo de objetivos buscados, como los medios de conseguirlos. Por ello, pretendiendo en última instancia estudiar las vías deseables de la política ambiental a nuestro país, nos referiremos a la política de algunos países, que en diversos grados, participan de la filosofía de la economía capitalista de mercado.

El grado de desarrollo de los países, por otro lado, es un factor determinante de la prioridad otorgada al problema ambiental. Esta es la razón por la que las naciones con una política ambiental más avanzada y coherente son precisamente las más desarrolladas según los criterios económicos convencionales. España se sitúa en un nivel de desarrollo económico "medio" a nivel internacional y, sin caer en fáciles determinismos, hay razones históricas para pensar que la senda recorrida por los países más avanzados haya de ser también seguida con modalidades propias, por la política ambiental de nuestro país. De ahí que el analisis de los objetivos, instrumentos,

dificultades, resultados, etc. de la lucha contra la contaminación en países desarrollados de economía de mercado pueda servir como inspiración y como elemento de contraste de la política ambiental seguida, o por seguir, en España.

Nos extenderíamos mucho de pretender estudiar las peculiaridades medioambientales de múltiples países. Por ello, reduciremos nuestra investigación a tres conjuntos económicos: EE.UU., Japón y la C.E.E.

Antes de iniciar el análisis se impone una precisión sobre el ámbito de la Política ambiental. De todo lo que llevamos expuesto, puede deducirse que la política del Medio Ambiente tiene como objetivo la preservación de los medios naturales. La literatura suele distinguir dos grandes áreas de interés: la conservación de recursos naturales, racionalizando su utilización a fin de impedir su agotamiento; y el mantenimiento de los medios naturales, preservándolos de los efectos nocivos de la contaminación en sus diversas manifestaciones. Desde el inicio de este trabajo se hizo una clara opción por el estudio de los problemas, específicos de la contaminación, renunciando al estudio del problema de la conservación de los recursos naturales (1). Por otro lado, las manifestaciones muy diversas de la contaminación precisan de tratamientos específicos, tanto en términos de objetivos como de instrumentos técnicos y económicos. El riesgo de complicar y de hacer interminable nuestro estudio, nos ha llevado a decidirnos por profunidzar sólamente en uno de los aspectos de la contaminación: la que se produce en el medio natural que llamamos aire. Lo que no significa reducir la importancia de la contaminación de las aguas, o de la producida por el ruido, los resíduos sólidos, los pesticidas, los residuos radioactivos, los plásticos, etc., sino la afirmación de la imposibilidad de tratar de todas ellas en el marco de una tesis como la presente.

El ingente número de temas que han de ser estudiados por una política ambiental coordinada y comprehensiva puede visualizarse con la enunciación de algunos epígrafes incluídos en la publicación del Consejo para la Calidad Ambiental (CEQ) de los Estados Unidos, y que presuponen la existencia de acciones sectoriales específicas (2).

A- Perspectivas del Medio Ambiente

1- Contaminación:

a) Aire:
- Fuentes fijas
- Fuentes móviles

b) Agua:
- Polución industrial
- Polución urbana
- Aguas continentales

c) Sustancias tóxicas:
- Pesticidas
- Arsénico
- Clorovinilo
- Carbonos fluorados
- Plomo
- Amianto
- Compuestos órgano-clorados
- Mercurio

d) Ruido:
- Transportes supersónicos
- Ruido industrial

e) Residuos sólidos:
- Recuperación de materiales
- Plásticos
- Barros

f) Contaminación radioactiva

2- Usos del Suelo y Gestión de zonas costeras:

- Oferta de Suelo
- Dinámica del uso del Suelo
- Desarrollo urbano
- Vías de comunicación
- Terrenos agrícolas

3- Recursos Naturales:

- Agua
- Minerales
- Recursos renovables:
  - Madera
  - Parques naturales
  - Vida animal, etc.

4- Energía:

- Programa energético
- Recursos energéticos:
  - Petróleo y Gas
  - Carbón
  - Energía Nuclear
  - Otras: solar, geotérmica, etc.

B- Condiciones ambientales y tendencias

1- Consecuencias ambientales de las tecnologías energéticas

2- Calidad del aire:
  - Emisiones
  - Niveles de inmisión

3- Calidad del agua

4- Indicadores ambientales

C- Economía del Medio Ambiente

1- Costos ambientales
2- Efectos macroeconómicos
3- Decisiones políticas

Creemos que esta enunciación deja claro el ingente número de problemas implicados y la justificación de referirnos, sobre todo, a la contaminación del aire.

NOTAS AL CAPITULO VI

(1) P. VICTOR, op. cit., pag. 65.

(2) La hipótesis del "mark-up" ha sido retenida en España en diversos estudios econométricos recientes. Véase J.L. RAYMOND BARA, Precios y Salarios: Estabilidad versus crecimiento en España, Confederación Española de Cajas de Ahorro, Madrid, 1976; más recientemente, también se adopta esta hipótesis en el modelo econométrico en elanoración por el Banco de España. Véase, ANA SANCHEZ TRUJILLO, relaciones Econométricas sobre precios y salarios en la economía española, Banco de España, Servicio de Estudios, Estudios Economicos, Serie A, nº 8, 1977.

(3) Esto ha sido analizado anteriormente, con relación a las tablas I-O.

(4) Téngase muy presentes las consideraciones anteriores sobre relación entre renta y bienestar. El que la demanda de bienes de equipo anticontaminación incremente la renta no implica sino que el medio ambiente está siendo internalizado. pero es dudoso que ello implique un aumento neto del bienestar mientras no se proceda a restaurar la degradación ambiental del pasado que nunca debió originarse.

(5) Véase A.G. FAZIO y M. LO CASCIO, Evaluación de los efectos económicos de la política de lucha contra la contaminación, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, op. cit. pag. 147,y ss.

(6) El Council on Enviromental quality de los EE.UU, calculaba en 1.976 que mil millones de dólares gastados en la construcción de plantas de tratamiento de aguas suponían de 53.000 a 82.000 puestos de trabajo, aún cuando solamente 20.000 trabajadores se empleaban directamente en la construcción de nuevas plantas. Váse, CEQ, Enviromental Quality 1.976, U.S. Government Printing Office, Washington, D.C. 1.976, pag.153

(7) No olvidemos que medidas de similar exigencia en dos países pueden ejercer efectos globales muy distinto según el grado de predominio en cada uno de actividades limpias o contaminantes. Por su lado el mayor grado de concentración física de industrias y núcleos residenciales obligará a tomar medidas más exigentes para una misma calidad ambiental deseada.

(8) Op. cit., pag. 149.

(9) Para simplificar, y dada su responsabilidad en el tema, nos referimos siempre a empresas, haciendo abstracción de otros agentes contaminadores.

(10) Seguimos el artículo de estos autores, citado más arriba, pag. 150-159.

(11) La hipótesis oligopolítica encaja bien con el carácter de la industria moderna en general. véase nota (2).

(12) FAZIO y LO CASCIO, op cit., pag. 153.

(13) La función [13] es tangente en el punto $Y=1$ a la que se ha definido en [11], constituyendo una buena aproximación de aquella.

(14) M.K. EVANS, A Forecasting Model Applied to Pollution Control Costs, American Economic Review, Marzo 1.973, pag. 244 y ss. Otro reciente e interesante modelo referido a EE.UU es el de J. DAVID RICHARDSON y J.H. MUTTI, "Industrial Displacement Through Enviromental Controls: The International Competitive Aspects", en I. WALTER, International Economics of Pollution, New York, Halstead-Wiley, 1.975, p. 57-102. En él se enfatizan los cambios en los precios y en la ventaja comparativa de los productos nacionales frente al exterior.

(15) CHASE ECONOMETRIC ASSOCIATES, INC., The Macroeconomic Impacts of Federal Pollution Control Programs, Springfield, Va, National Technical Information Service, 1.975.

(17) W.J. BAUMOL, On International Issues in Enviromental Management, en I. WALTER, Studies in International Enviromental Economics, John Wiley and Sons, New York 1.976, pag. 3.

(18) "H. SIEBERT, Enviromental Control, Economic Structure and International Trade", en I. WALTER, op. cit, pag 29.

(19) Sobre los problemas planteados a escala internacional por la aplicación del principio "el que cpntamina, paga", véase el claro análisis de J.PH. BARDE, "National and International Policy Alternatives for Enviromental Control and their Economic Implications", en I.WALTER, Studies in international Enviromental Economics, New York, 1.976, pag, 139 y ss.

(20) Ibidem, pag. 141-146. La dificultad de definir lo que es una "distorsión" en un mundo caracterizado por barreras múltiples a los intercambios hace pensar en la conveniencia de analizar caso por caso si las políticas de cada país suponen "sensibles limitaciones" a la competencia internacional.

(21) Sobre este punto véase J.H. CUMBERLAND, El papel de las normas uniformes en la gestión del medio ambiente a escala internacional, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1.973, pag. 229-244.

(22) Siguiendo estas líneas H. SIEBERT ha elaborado un modelo formal. véase, Enviromental Control, Economic Structure and International Trade, en I. WALTER, op cit., pag. 29 y ss.

(23) véase H.P. GRAY, Commercial policy Implications of Enviromental Controls, en I. WALTER, Studies in International Enviromental Economics, op. cit. pag. 159-175.

(24) Como puede comprenderse estamos razonando sobre las ventajas "en abstracto" del comercio internacional. Esto no debe prejuzgar la conveniencia, en ocasiones, de aplicar medidas restrictivas del comercio, por razones que atañen a la imperfección de los mercados internacionales, períodos transitorios de adaptación (argumento de "la industria naciente"), o causas derivadas de la especial valoración política y social de ciertos objetivos. Todo ello implicaría admitir "precios sombra" distintos de los derivados del mercado internacional.

(25) I. WALTER, Nontariff Barriers and the Free-Trade Options BANCA : Nazionale del Lavoro, Quarterly Review, Marzo 1.969, pag. 20. Citado por H.P. GRAY, art. cit. nota (126), pag. 163.

(26) J. PH. BARDE, National and International policy Alternatives for Enviromental Control and their Economic Implications, art. cit. pag. 141-145.

(27) H.P. GRAY, art. cit., pag. 165.

(28) Véase L. GAMIR, El Proteccionismo Arancelario en la España actual I.C.E. Marzo, 1.972; Política Arancelaria en L.GAMIR (ed.), Política Económica de España, Ed. Guadiana, Madrid, 1.972.

(29) I.WALTER, Pollution and Protection: U.S. Enviromental Controls as competitive distorsions, Weltwirtschaftliches Archiv, Marzo, 1.974, pag. 104-113. Citado por H.P. GRAY, art. cit., pag. 166.

(30) El carácter en cascada de la protección es una afirmación de orden general que requiere matizaciones y permite excepciones. Una parcial confirmación para España se observa al contemplar la protección efectiva por grandes sectores calculada por L.GAMIR. Véase, Política Arancelaria, en Política Económica de España, op. cit. 3ª edición, 1.975, pag. 175. Los productos primarios tienen menos protección efectiva que las manufacturas, y los productos intermedios poco elaborados menos que los más elaborados.

(31) Seguimos el análisis de W.J. BAUMOL y W.E. OATES, The Theory of Enviromental Policy, Prentice-Hall, New Jersey, 1.975, cap. 14.

(32) A. MAJOCCHI, La Incidencia en el Comercio Internacional de las medidas adoptadas en favor del Medio Ambiente. Algunas cuestiones de política, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, op, cit, pag. 191-207.

(33) Ibidem, pag. 193

(34) Ibidem, pag. 194

(35) Ibidem, pag. 195. A esto se ha referido también R.DARGE, Los intercambios, la gestión del Medio Ambiente y las economías en vías de desarrollo, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, op.cit, pag. 217 y ss.

(36) A. MAJOCCHI, op.cit. pag. 201.

(37) No es nuestro objetivo analizar en detalle los efectos del proteccionismo arancelario. Ya hemos indicado que su existencia a largo plazo es un factor que impide el ajuste de la economía a los costes reales sociales. Sin embargo, en los caso de polución transfrontera, una tarifa puede ser la solución de segundo óptimo. Véase para un detenido estudio del tema el cap. 14 de la obra ya citada de W.J. BAUMOL y W.E. OATES, The Theory of Environmental policy.

(38) Esto ha sido arguido, por ejemplo, por L.GAMIR, Política Económica de España, ed. Guadiana, 3ª edición, Madrid, 1.975, pag. 245.

(39) Seguimos el modelo desarrollado por B.P. KLOTZ, los efectos de las normas impuestas unilateralmente en materia de contaminación sobre el comercio internacional, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1.973, pag. 209-215.

(40) Ibid., pag. 215.

(41) Cfr. en este punto el artículo de R.C. D'ARGE, citado en nota (138).

(42) R.C. D'ARGE, International Trade, Domestic Income and Environmental Controls: Some empirical estimates, en A.V. KNEESE, Economices of Environmental Pollution in U.S., Ressources for the Future, Washington, 1.971.

(43) B.P. KLOTZ, art. cit. pag. 215.

(44) Véase sobre este punto R. D'ARGE, Los intercambios, la gestión del Medio Ambiente y las economías en vías de desarrollo, em OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 217-228.

(45) Véase W.J. BAUMOL y W.E. OATES, op.cit. cap. 14.

(46) Particular interés puede tener en este ámbito el papel de la empresa multinacional. Véase en este sentido, Th. N. GLADWIN y J.G. WELLS, Environmental Policy and Multinational Corporate Strategy, en I. WALTER, Studies in International Environmental Economics, op.cit., pag. 177-224.

(47) Véase A. MAJOCCHI, op.cit., pag. 202-207.

(48) J.H. CUMBERLAND, El papel de las normas uniformes en la gestión del Medio Ambiente a escala internacional, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, op.cit., pag. 229-244.

(49) Ibid.,pag. 236.

(50) Ibid., pag. 243.

(51) A.M. FREEMAN, The distribution of Environmental Quality, en A.V. KNEESE y B.T. BOWER, (eds), Environmental Quality Analysis, John Hopkins Press, 1.972. Versión castellana en H.P.E., nº 37, 1.975.

(52) Véase sobre este punto, y con referencia al caso de Vizcaya, la contribución del autor de esta tesis al Simposio sobre "Calidad de Vida y Medio Ambiente", Ed. Deusto, Bilbao, 1.978.

(53) Los desarrollos siguientes están basados en W.J. BAUMOL Protección del Medio Ambiente y Distribución de la Renta en OCDE. Problemas de Economía del Medio Ambiente, op. cit., pag. 69-75; W.J. BAUMOL y W.E. OATES, The Theory of Environmental policy, op.cit., cap. 13; A. M. FREEMAN R.H. HAVEMAN y A.V. KNEESE, The Economics of Environmental Policy, op.cit., cap. 8; J.PH. BARDE y E.GERELLI,

Economie et politique de l'environment, P.U.F, Paris 1.977, cap.III, pag. 61-76.

(54) Cfr. Ch. TIEBOUT, A pure tyeory of local expeditures, Journal of Political Economy, Octubre, 1.956, pag. 416-424.

(55) Cfr. R.B. RIDKER, y J.A. HENNING, The determinants of Residential Property values with special reference to Air Pollution, Review of Economis and statistics, 49, May, 1.976, pag. 246-257; R.B. RIDKER, The Economic Cost of Air Pollution, Ed. Praeger, Nueva York, 1.971; A.M. FREEMAN, Air Pollutiom and Property values: A Methodological Comment, Review of Econ. and Stat., nov. 1.971, pag. 415-416.

(56) Véase W.J. BAUMOL, Protección del Medio Ambiente y distribución de la renta, op.cit., pag.73.

(57) The Economics of Environmental Policy, op.cit.,pag. 144-148.

(58) Un estudio patrocinado por la E.P.A. Americana en 1.974 analizó la distribución de los costes de la lucha cha antipolución por estratos de la renta. El análisis indicaba que, en conjunto, los costes se distribuyen de modo regresivo, al menos hasta el nivel de renta correspondiente a la familia media. Para rentas superiores, y en determinados supuestos de repercusión de costes, la regresividad desaparece. Por otro lado, la regresividad general tiende a aumentar en el tiempo. Véase más adelante, apartado 775, sobre los efectos de la política ambiental en USA. N. DORFMAN y A.SNOW, Who bears the cost of pollution control?. The public Interest. Economic Center, National Technical Information Service, Springfield, Virginia, 22151. Citado en CEQ, Fifth Annual Report, pag. 485-486.

CAPITULO 7

LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE ATMOSFERICO EN LOS EE.UU.

La Constitución federal de los EE.UU. explica en buena parte el origen y contenido actual de la legislación americana en materia de contaminación atmosférica. En principio, la situación ambiental es responsabilidad de los estados miembros de la Unión. Sin embargo, en los últimos años se aprecia una creciente toma de responsabilidad del Estado federal en el señalamiento de niveles deseables de calidad del aire y en la adopción de medios para alcanzar esos objetivos. Esta evolución tiene precedentes en otros campos y muy en especial en el de la política de desarrollo regional. La creación de la Tennessee Valley Authority en los años treinta, fue, sin duda, un paso importante en la contribución del Estado federal a la resolución de los problemas integrales de regiones atrasadas. Posteriormente, el primero de Mayo de 1.961, el Presidente Kennedy firmaba la "Area Redevelopment Bill", ley de alcance nacional, por la que el Estado se comprometía a la revitalización de las áreas industriales deprimidas, creándose una agencia especializada, la "Area Redevelopment Administration", que se transformaría en 1.965 (Public Works and Economic Development Act de 1.965) en la "Economic Development Administration", integrada en el Ministerio de Comercio. También en esa fecha se crea, mediante la Appalachian Regional Development Act de 1.965, la "Appalachian Regional Commission" para promover el desarrollo en la región de los Apalaches. El Estado federal va involucrándose cada vez más en la solución de problemas que, en principio, son específicos de los estados miembros.

CUADRO-RESUMEN DE LAS LEYES FEDERALES AMBIENTALES MAS IMPORTANTES

FECHA APROBACION	AIRE	AGUA
1.899		Refuse Act
1.924		Oil Pollution Act
1.948		Water Pollution Control Act
1.955	Air Pollution Control Research and Technical Assistance Act	
1.956		Water Pollution Control Act
1.959	(Extensión)	
1.960	Estudio: Efectos sobre la salud humana de las emisiones de los automóviles	
1.961		Federal Water Pollution Control Act Amendments
1.963	Clean Air Act	
1.965	Motor Vehicle Air Pollution Control Act.	Water Quality Act
1.966	Clean Air Amendments	Clean Water Restoration Act
1.967	Air Quality Act	
1.969	National Environmental Policy Act.	
1.970	Environmental Quality Improvement Act.	
1.970	Clean Air Amendments	Water Quality Improvement Act
1.972		Water Pollution Control Act

FUENTE: M.E. RAY, The Environmental Crisis and Corporate Dept. Policy Lexington Books, Lexington, Ma., 1.974

CONTAMINANTE	CARACTERISTICAS	FUENTES	EFECTOS	CONTROLES
PARTICULAS EN SUSPENSION (TSP)	Cualquier conjunto de partículas líquidas o sólidas, dispersadas en la atmósfera, tales como polvo, polen, ceniza, metales, varios productos químicos; Se clasifican por su tamaño: partículas mayores de 50 micras; aerosoles:menores de 50 micras; partículas finas: menores de 3 micras.	Procesos naturales: fuegos forestales, erosión del viento, erupciones volcánicas; combustión en fuentes fijas; procesos industriales; reacciones químicas atmosféricas.	Salud: Efectos tóxicos directos o agravamiento de los efectos de los contaminantes gaseosos; agravamiento del asma y otros síntomas respiratorios; aumento de la tos; aumento de la mortalidad. Otros: Suciedad y deterioro de los materiales de los edificios y otras superficies; reducción de la visibilidad; formación de nubes; interferencia con la fotosíntesis de las plantas.	Depuración de gases con separadores de inercia, filtros, precipitadores electrostáticos; mejora de los procedimientos de control en la construcción y los procesos industriales.
DIOXIDO DE AZUFRE (SO_2)	Gas incoloro de olor penetrante; puede oxidarse hasta formar trióxido de azufre que, en presencia de agua, origina ácido sulfúrico.	Combustión de combustibles fósiles que contengan azufre; fusión de metales; procesos industriales; algunos procesos naturales.	Salud: Agravamiento de enfermedades respiratorias, incluyendo asma, bronquitis crónica y enfisema; reducción de la función pulmonar; irritación de ojos y conductos respiratorios; aumento de la mortalidad. Otros: Corrosión de metales; deterioro de contactos eléctricos, papel, textiles, cuero, recubrimientos, piedra de construcción; formación de lluvia ácida; deterioro de las hojas y reducción del crecimiento de las plantas.	Utilización de combustibles con bajo contenido de azufre; eliminación del azufre de los combustibles antes de su uso; depuración de gases de combustión.

CONTAMINANTES	CARACTERISTICAS	FUENTES	EFECTOS	CONTROLES
MONOXIDO DE CARBONO (CO)	Gas incoloro, inodoro, de gran afinidad por la hemoglobina de la sangre.	Combustión incompleta de combustibles y otras sustancias que contengan carbono (escape de motores de combustión interna); Procesos naturales: incendios forestales y descomposición de materias orgánicas.	Salud: Menor tolerancia para el ejercicio; reducción de funciones mentales; óbstáculo al desarrollo fetal; agravamiento de enfermedades cardio-vasculares. Otros: Desconocidos.	Modificaciones en los motores de automóviles (reglaje; rediseño de la cámara de combustión); control de los gases de escape de automóviles (mecanismos térmicos o catalíticos); mejora en el mantenimiento de fuentes estacionarias de combustión (combustibles finamente dispersados; mezcla apropiada del aire; alta temperatura de combustión)
OXIDANTES FOTOQUIMICOS	Compuestos incoloros gaseosos que se hallen en las nieblas fotoquímicas: ozono (O_3), Peroxiacetil nitrato (PAN), aldehídos y otros cumpuestos.	Reacciones atmosféricas de los precursores químicos en presencia de luz solar.	Salud: Agravamiento de enfermedades respiratorias y cardio-vasculares; irritación de ojos y conductos respiratorios; óbstáculo a las funciones cardiopulmonares. Otros: Deterioro de objetos de caucho, textiles, y pinturas; reducción de la visibilidad; deterioro de las hojas de las plantas, reducción del crecimiento de éstas y caída prematura de frutos y hojas.	Reducción de emisiones de óxidos de nitrógeno, hidrocarburos y posiblemente de óxidos de azufre.

CONTAMINANTES	CARACTERISTICAS	FUENTES	EFECTOS	CONTROLES
DIOXIDO DE NITROGENO (NO_2)	Gas rojo-amarronado de olor penetrante, formado a menudo por oxidación del óxido nítrico (NO).	Escapes de vehículos de motor; combustión en las fuentes estacionarias a altas temperaturas; reacciones atmosféricas.	Salud: Agravamiento de enfermedades respiratorias y cardio-vasculares y nefritis crónica. Otros: Pérdida de color de las pinturas, obstáculos a la visibilidad; reducción del crecimiento y caída prematura de las hojas en las plantas.	Control catalítico de los de gases de automóviles; modificación de motores para reducir la temperatura de combustión; depuración de gases con sustancias cáusticas o urea.
HIDROCARBUROS (HC)	Compuestos orgánicos en forma gaseosa o de partículas. vg: metano, etileno y acetileno.	Combustión incompleta de combustibles y otras sustancias que contengan carbono, como las producidas en los motores de vehículos; proceso, distribución y uso de compuestos de petroleo tales como gasolina y disolventes orgánicos; procesos naturales, tales como incendios forestales y metabolismo de plantas; reacciones atmosféricas.	Salud: Posible contribución al cáncer. Otros: Principales precursores en la formación de oxidantes fotoquímicos mediante reacciones atmosféricas.	Modificaciones en los motores de automóviles (reglaje, rediseño de la cámara de combustión); control de los gases de escape de automóviles (mecanismos térmicos o catalíticos); mejora en el diseño, funcionamiento y mantenimiento de fuentes estacionarias de combustión (combustibles finamente dispersados; mezcla apropiada de aire; alta temperatura de combustión); mejora en los procedimientos de control de producción y manipulación de compuestos de petroleo.

FUENTE: CEQ, The Sixth annual report of the Council on Environmental Quality, Government Printing Office, Washington D .C., 1.975, pag. 300-303.

Con la legislación del Medio Ambiente ocurre algo parecido. El desarrollo sostenido de la década de los sesenta es acompañado por un agravamiento de lo que la literatura económica conocía hasta entonces como externalidades. El problema se hace general y las soluciones empiezan a desbordar el ámbito jurisdiccional de los estados. (3) En el ámbito de la contaminación atmosférica, la primera vez que aparece expresada la autoridad federal es en la "Clean Air Act" de 1.963, que permite al Gobierno Federal intervenir en los problemas de contaminación interestatales. Enmendado sucesivas veces, las enmiendas de 1.965 permitían, en principio al menos, la regulación por el Gobierno de la federación, de las emisiones de los nuevos vehículos de motor (4).

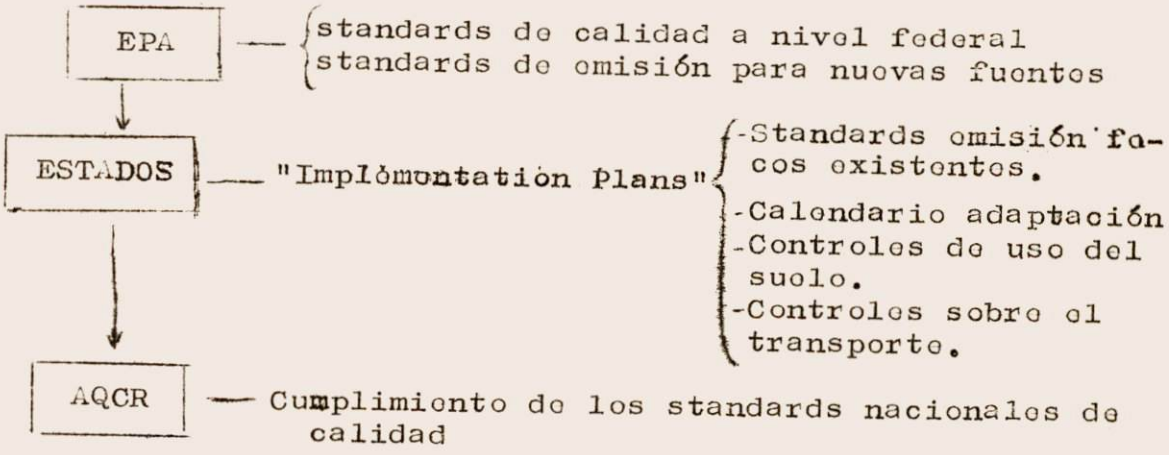
7.1.- El marco jurídico-institucional actual

El actual marco jurídico se halla en la "Clean Air Act de 1.967" y posteriores enmiendas. Previamente, y con las salvedades mencionadas, los diferentes estados habían aprobado leyes específicas en sus propios ámbitos, señalando niveles de calidad ambiental. La Ley de 1.967 expresa que la contaminación del aire requiere un esfuerzo nacional, pero los estados mantienen su responsabilidad y control en ese campo. El enfoque de la política es eminentemente regional. Son creadas las "Air Quality Control Regions (AQCRs)" y se establecen criterios a partir de los cuales los estados han de fijar sus propios standards de calidad del aire. Una vez fijados los standards de calidad los estados habían de elaborar planes para el cumplimiento de esos objetivos ("implementation plans"), señalando niveles de emisión para los distintos focos contaminadores, y calendarios para la con-

secución de las metas propuestas. El Gobierno Federal mantenía su autoridad para fijar los standards en el caso de que los estados no lo hicieron.

Las enmiendas introducidas en la legislación del aire en 1.970 conforman el actual marco vigente, que puede referirse como "Clean Air Act de 1.970". Según esta disposición (Sección 109) es responsabilidad de la EPA (Environmental Protection Agency) la fijación de standards de calidad del aire a nivel federal. Igualmente lo es Sección 111(a) la fijación de standards de emisión para los más importantes nuevos focos de contaminación, entendiéndose por tales aquellos cuya construcción o modificación se inició después de la aprobación de los standards federales de emisión.

Resumiendo lo dicho, la formulación de la política ambiental atmosférica en los EE.UU. puede reprsentarse así:



Las AQCR (Air Quality Control Regions) en número de 247, son establecidas en base a consideraciones topográficas y meteorológicas, si bien también son tenidas en cuenta las características urbano-industriales y los

límites jurisdiccionales de las diferentes áreas. Ello no supone que todas las AQCR sean divisiones singulares de un solo estado, existiendo AQCRs que comprenden territorios de varios estados.

Los "Implementation Plans" son elaborados en base a inventarios de emisiones de los distintos focos para cada tipo de polución. Dadas las características físicas del medio y la distribución de los focos en el espacio, se determina mediante modelos de simulación la reducción necesaria en las emisiones para lograr los standards federales de calidad. Ello lleva, por parte de los estados, al señalamiento de normas de emisión para los focos emisores existentes, de modo que a los contaminadores se les exige utilizar la tecnología de control de emisiones, u otros medios, para conformarse a las normas dictadas en el plazo previsto.

Las nuevas fuentes contaminadoras, o la ampliación de las existentes, deben alcanzar los standards de emisión señalados por EPA a nivel federal, según la "best demonstrated technology" de reducción de emisiones. A la EPA corresponde, igualmente, la aprobación de los planes de cumplimiento ("implementation plans") de los estados (5).

7.2.- Standards de calidad del aire

De acuerdo con la Clean Air Act de 1.970, en Abril de 1.971 fueron aprobadas por la EPA las normas de calidad del aire en el caso de los seis contaminantes más conocidos y de efectos relativamente más estudiados. Son éstos: Partículas sólidas (TSP), dióxido de azufre (SO_2),

monóxido de carbono (CO), hidrocarburos (HC), óxidos de nitrógeno (NO_x) y oxidantes fotoquímicos. Los standards señalados son de dos clases:

primarios: en baso a consideraciones sobre la salud humana.

secundarios: para la protección del bienestar público, y más específicamente la propiedad la estética y la vegetación.

STANDARDS FEDERALES DE CALIDAD DEL AIRE

CONTAMINANTE	PERIODO DE MEDICION	STANDARD PRIMARIO	STANDARD SECUNDARIO
PARTICULAS SOLIDAS	Anual(media geométrica)	75 μ gr/m^3	60 μ gr/m^3
	24 horas (*)	260 μ gr/m^3	150 μ gr/m^3
OXIDOS DE AZUFRE	Anual(media aritmética)	80 μ gr/m^3 (0,03 ppm)	-
	24 horas (*)	365 μ gr/m^3 (0,14 ppm)	-
	3 horas (*)	-	1.300 μ gr/m^3 (0,5 ppm)
MONOXIDO DE CARBONO	8 horas (*)	10 mgr/m^3 (9 ppm)	10 mgr/m^3 (9 ppm)
	1 hora (*)	40 mgr/m^3 (35 ppm)	40 mgr/m^3 (35 ppm)
DIOXIDO NITROGENO	Anual (media aritmética	100 μ gr/m^3 (0,05 ppm)	100 μ gr/m^3 (0,05 ppm)
OXIDANTES FOTOQUIMICOS	1 hora (*)	160 μ gr/m^3 (0,08 μ gr/m^3)	160 μ gr/m^3 (0,05 ppm)
HIDROCARBUROS	3 horas (*) (6 a 9 a.m.)	160 μ gr/m^3 (0,24 ppm)	160 μ gr/m^3 (0,24 ppm)

(*) No debe excederse más de una vez por año

FUENTE: Council on Environmental Quality, The Seventh Annual Report, 1.976, U.S. Government Printing Office, Washington D.C., 1.976, pag. 215.

Se señalan también situaciones de emergencia o alerta cuando las concentraciones ambientales superan los valores siguientes:

TSP : 375 μgr/m^3 en 24 horas
SO_2 : 800 μgr/m^3 en 24 horas
CO : 17 mgr/m^3 en 8 horas
Oxidantes fotoquímicos: 200 μgr/m^3 en 1 hora
NO_2 : 282 μgr/m^3 en 24 horas
1.130 μgr/m^3 en 1 hora

Los criterios federales para la ocurrencia de situaciones de alerta especifican que las condiciones meteorológicas son tales que las concentraciones de contaminantes puede esperarse que permanezcan en los niveles señalados por 12 horas o más, o que se incrementen. En el caso de los oxidantes fotoquímicos, se precisa que la situación puede reproducirse dentro de las 24 horas siguientes a menos que se tomen medidas de control.

Un resumen de las características de los contaminantes citados, de sus efectos conocidos, de las fuentes principales de emisión y de los controles adecuados a su eliminación o reducción se contienen en el cuadro siguiente:

Las normas de calidadestablecidas obedecen al actual estado de conocimientos acerca del influjo de combinaciones de dosis de contaminantes y períodos de exposición sobre la salud humana, los materiales, la vegetación, los animales, etc. El número de estudios científicos relevantes en este sentido ha sido importante en los últimos años (6).

Subsisten fuertes incertidumbres sobre la corrección de las normas de calidad señaladas para protegor la salud y el bienestar humanos, sobre todo si se tiene en cuenta la posibilidad de efectos "sinérgicos" entre distintos contaminantes y el desconocimiento, en buena medida, de los efectos a largo plazo de dosis dadas de contaminantes. Sin embargo, varios estudios recientes no han encontrado base suficiente par modificar los standards señalados por la EPA.

La National Academy of Sciences, a propuesta del Senate Public Works Committee realizó una evaluación independiente de los standards primarios, concluyendo que los datos sobre salud existentes no daban pie para cambiar los niveles de calidad de aire señalados por la EPA (7).

Por otro lado, la Office of Management and Budget solicitó del Department of Health, Education and Welfare y de la EPA el examen de la información científica existente sobre los efectos en la salud de los óxidos de azufre. El estudio llevado a cabo concluía que el SO_2, por sí solo, es de relativamente baja toxicidad. El peligro provenía de su transformación en ácido sulfúrico o en sulfatos por la acción de la luz solar, los oxidantes fotoquímicos, o los efectos catalizado-

res de ciertas partículas. Como estos procesos no se conocían bien, y los estudios epidemiológicos de los efectos sobre la salud de bajos niveles de polución eran todavía incompletos, se requería "más información científica, ya para convalidar los actuales standards y para justificar su alteración" (8).

Aparte de los contaminantes para los que existen standards fijados, existen otros que son objeto de especial control. Como decía el informe del CEQ de 1.975 se está haciendo más evidente que "los contaminantes hacia los que se ha dirigido la fijación de standards y los sistemas de medición no representan todos los parámetros importantes de la calidad del aire . En algunos casos, ni siquiera representan los más importantes o informativos" (9).

Así el amianto, berilio, y mercurio han sido considerados como peligrosos y otro tanto se ha propuesto por la EPA para el cloruro de vinilo. La EPA ha desarrollado estrategias específicas aplicables a los procesos que generan estos contaminantes, que son puestas al día en virtud de la nueva información. Estas estrategias implican el señalamiento de controles en las actividades que generan estos contaminantes. Igualmente, han sido señalados standards de omisión para las nuevas plantas capaces de generar contaminantes peligrosos, distintos de los que son ya objeto de fijación de normas de calidad, y que implican la utilización de la mejor tecnología disponible para el control de las emisiones (10).

Algunos de estos contaminantes específicos, sus características y efectos se expresan en la tabla siguiente:

CONTAMINANTES DEL AIRE PARA LOS QUE NO EXISTEN STANDARDS DE CALIDAD

CONTAMINANTE	CARACTERISTICAS	EFECTOS PRINCIPALES
Sulfatos (SO_4)	Aerosol formado por óxidos de azufre; en condiciones de humedad ambiental aparece como niebla o lluvia de ácido sulfúrico (SO_4H_2).	SALUD: Agravamiento de enfermedades respiratorias incluyendo asma, bronquitis crónica y enfisema; reducción función pulmonar; irritación de ojos y conductos respiratorios; aumento de la mortalidad. OTROS: Corrosión de metales; deterioro de contactos eléctricos, papel, textiles, cuero, recubrimientos y piedra de construcción; formación de lluvia ácida; daño a las hojas y reducción del crecimiento de las plantas.
Nitratos (NO_3)	Aerosol formado por óxidos de nitrógeno; en condiciones de humedad ambiental aparece como niebla o lluvia de ácido nítrico (NO_3H).	SALUD: Agravamiento de enfermedades respiratorias cardiovasculares y nefritis crónica. OTROS: Pérdida de color de las pinturas; obstáculo a la visibilidad; reducción del crecimiento y caída prematura de las hojas de las plantas.

CONTAMINANTE	CARACTERISTICAS	EFECTOS PRINCIPALES
Amianto	Aparece naturalmente como silicatos fibrosos; utilizado para aislamientos térmicos, azulejos del suelo, frenos. Se presenta en finas partículas.	SALUD: fibrosis, calcificación y cancer del pulmón y de la cavidad pleural. OTROS: desconocidos.
Arsénico (As)	Elemento volatil y altamente tóxico; aparece como óxido de arsénico, aerosol y polvo.	SALUD: bronquitis y otras enfermedades respiratorias; dermatitis; cáncer de piel. OTROS: desconocidos.
Berilio (Be)	Metal duro; aparece como óxido de berilio, aerosol y polvo.	SALUD: Causa sospechada de enfermedad sistémica general con daño pulmonar; causa sospechada de cáncer pulmonar y de huesos. OTROS: desconocidos.
Cadmio (Cd)	Metal pesado; aparece como óxido de cadmio, aerosol o polvo.	SALUD: Se acumula en los órganos del cuerpo; posibles dificultades para el sistema nervioso; se sospechan efectos cardiovasculares adversos. OTROS: desconocidos.
Cromo (Cr)	Metal duro, altamente resistente a la corrosión; aparece como aerosol o polvo.	SALUD: Cáncer del sistema respiratorios, dermatitis, úlceras de piel. OTROS: decoloración de pinturas.
Plomo (Pb)	Metal pesado; aparece como óxido de plomo, aerosol y polvo	SALUD: Se acumula en los órganos del cuerpo; dificultades del sistema nervioso, huesos y riñones. OTROS: desconocidos.

CONTAMINANTE	CARACTERISTICAS	EFECTOS PRINCIPALES
Mercurio (Hg)	Metal pesado, que es líquido a temperaturas normales; aparece como vapor o aerosol.	SALUD: Se acumula en los órganos del cuerpo; inhibicion de los enzimas; dificultados del sistema nervioso; malformaciones fetales. OTROS: Tóxico para los pájaros de presa y otros animales; daño a las hojas y reducción del crecimiento de las plantas.
Clorina (Cl_2)	Gas denso, amarillo-verdoso de olor irritante; agente fuertemente oxidante.	SALUD: Edema pulmonar; neumonitis; bronquitis. OTROS: Corrosión de metales; daño a las hojas de las plantas.
Fluoruros	Compuestos sólidos y gaseosos de fluorina.	SALUD: Irritación del conducto respiratorio y otros tejidos sensibles; inhibición enzimática. OTROS: Corrosión de metales; daño a las hojas; reducción del crecimiento de las plantas.
Sulfuros y mercaptanos	Compuestos gaseosos de azufre, de desagradable olor, perceptible a muy bajas concentraciones.	SALUD: Malestar; náuseas dolor de cabeza; pérdida de apetito; reacciones alérgicas. OTROS: Oscurecimiento de la plata y el cobre; deterioro de las pinturas que contienen plomo; daño a las hojas y reducción del crecimiento de las plantas.

CONTAMINANTE	CARACTERISTICAS	EFECTOS PRINCIPALES
Otras sustancias olorosas (v.g: amoniaco, aminas y amidas, fenoles)	Sustancias gaseosas de olores desagradables.	SALUD: Malestar; náuseas; dolor de cabeza; pérdida de apetito; reacciones alérgicas. OTROS: Obstáculo para el disfrute estético.
Sustancias radioactivas (v.g: Co-60; I-137; Sr-90)	Sustancias sólidas, líquidas o gaseosas en radiaciones de alta energía.	SALUD: Leucemia, cáncer de huesos, daños genéticos. OTROS: Degradación de plásticos y otros materiales; daños a las plantas.

FUENTE: CEQ, the Sixth Annual Report, 1.975, pag. 328-331.

De todos modos nuestro análisis va a referirse fundamentalmente a los contaminantes para los que existen standards de calidad, es decir a los seis antes indicados, por lo que prescindiremos de la regulación o instrumentación del control de la polución derivada de estas sustancias.

Los standards señalados por la EPA en Julio de 1.971 fueron la base de los "Implementation Plans" de los estados miembros que se iniciaron en 1.972. Los standards primarios habían de cumplirse en 1.975 y los secundarios a partir de 1.977, por lo que los controles impuestos por los estados a los distintos focos señalaban un calendario de reducción de emisiones congruente con esos objetivos.

Pero antes de estudiar la evolución de la calidad del aire y el grado de cumplimiento de las metas fijadas en la Clean Air Act de 1.970 es preciso analizar el origen e importancia de las emisiones.

7.3.- Emisiones de los principales contaminantes hasta 1.970

Las estimaciones de las emisiones de contaminantes en períodos pasados se prestan a considerables incertidumbres. A pesar de ello, varias investigaciones de la EPA permiten reconstruir la evolución y origen del total de emisiones (11).

TENDENCIAS EN LAS EMISIONES DE CONTAMINANTES ATMOSFERICOS

EMISIONES TOTALES

(millones de Tm. por año)

AÑOS	SO_2	PARTICULAS	CO	HIDROCARBUROS	NO_x
1.940:					
- CONTROLABLES	22,2	19,2	42,5	10,1	5,5
- NO CONTROLABLES	0,6	25,7	30,5	6,5	1,0
TOTAL	22,8	44,9	72,5	16,6	6,5
1.950:					
- CONTROLABLES	24,3	20,8	62,3	15,6	8,2
- NO CONTROLABLES	0,6	12,4	20,6	6,2	0,6
TOTAL	24,9	33,2	82,9	21,8	8,8
1.960:					
- CONTROLABLES	22,6	21,0	79,3	18,8	10,9
- NO CONTROLABLES	0,6	8,9	19,3	7,0	0,5
TOTAL	23,2	29,9	98,6	25,8	11,4
1.968:					
- CONTROLABLES	30,5	22,5	93,4	22,1	19,1
- NO CONTROLABLES	0,6	5,9	18,0	7,6	0,4
TOTAL	31,1	28,4	111,4	29,7	19,5
1.969:					
- CONTROLABLES	31,9	22,8	97,6	21,9	20,6
- NO CONTROLABLES	0,2	12,2	17,5	6,8	0,5
TOTAL	32,1	35,0	115,1	28,7	21,1
1.970:					
- CONTROLABLES	33,3	22,3	96,0	22,5	22,0
- NO CONTROLABLES	0,1	3,2	4,7	4,8	0,1
TOTAL	33,4	25,5	100,7	27,3	22,2

FUENTE: EPA, National Air Monitoring Program: Air Quality and Emissions Trends (1.973)

Las emisiones incontrolables estimadas son las que provienen de fuegos forestales, algunas fogatas agrícolas evaporación de disolventes, etc., fenómenos todos de difícil control por lo que nos referiremos a las emisiones de fuentes que pueden ser sometidas a regulación. Además ha de tenerse en cuenta la variabilidad de las emisiones no controlables, especialmente en el caso de las partícul s sólidas.

TASAS DE CRECIMIENTO DE LAS EMISIONES TOTALES

(% anual)

	1940-70	1940-60	1960-70
MONOXIDO DE CARBONO			
TOTAL	1,1	1,5	0,2
Vehículos de motor	4,0	4,3	3,4
HIDROCARBUROS			
TOTAL	1,7	2,2	0,6
Vehículos de motor	3,3	4,3	1,0
OXIDOS DE NITROGENO			
TOTAL	4,2	2,9	6,8
Vehículos de motor	4,8	4,9	4,6
Combustión en fuentes fijas	3,7	2,0	7,3
Instalaciones termoeléctricas	6,6	6,5	6,7
OXIDOS DE AZUFRE			
TOTAL	1,3	0,6	2,6
Combustión en fuentes fijas	1,5	0,2	4,2
Instalaciones termoeléctricas	6,6	6,5	6,7
Procesos industriales	1,9	1,3	3,0
PARTICULAS			
TOTAL	-1,9	-2,0	-1,6
Procesos industriales	1,4	1,5	1,1
Combustión en fuentes fijas	-1,1	-1,1	-1,1
Instalaciones termoeléctricas	2,1	4,1	-1,8
CRECIMIENTO DE LA POBLACION DE EE.UU.	1,45	1,53	1,27

FUENTE: EPA, National Air Monitoring Program: Air Quality and Emissions Trends (1.973)

Como puede observarse las tasas medias de crecimiento varían considerablemente para los distintos contaminantes en el período total y en cada uno de los subperíodos (1.940-1.960;1.960-1.970). Las tasas son positivas en todos los casos, excepto para las partículas sólidas, aunque esta "anomalía" tiene su explicación en el comportamiento de las emisiones no controlables, como luego veremos.

En el subperíodo más reciente (1.960-1.970) hay una tendencia a la reducción del crecimiento de las emisiones en el caso del monóxido de carbono, e hidrocarburos, motivada sobre todo por una menor alza de las emisiones de los vehículos de motor. Para ese mismo lapso de tiempo, se produce, en cambio, un considerable aumento en la tasa de crecimiento de las emisiones de óxidos de nitrógeno y óxidos de azufre. En el primer caso, es determinante el aumento de las emisiones de las fuentes fijas de combustión y, en el segundo, éstas mismas y las provinientes de procesos industriales.

Un análisis más particularizado de las emisiones revela que:

- En el caso del SO_2: Las emisiones totales han crecido un 46% en treinta años, y las controlables en un 50% en el mismo período. El crecimiento total se explica sobre todo por las emisiones producidas en las plantas de energía termoeléctrica, cuya media de incremento de emisiones en el período 1.940-1.970 ha sido casi cinco veces más grande que la media de incremento de todas las fuentes.

- En el caso de las partículas sólidas: el incremento de las omisiones totales controlables en el período 1.940-1.970 ha sido del 16%, lo que contrasta con el crecimiento negativo de las omisiones totales, como ya decíamos, si bien en los tres últimos años del período se registraba una reducción absoluta de las omisiones controlables de partículas.

  Entre los sectores que más han contribuído al aumento de omisiones destacan las instalaciones termoeléctricas, cuyas omisiones crecieron en el período 1.940-1.960 a una tasa anual del 4,1%, para descender en la década siguiente de manera sostenida. Los procesos industriales, también han tenido una contribución positiva a las omisiones totales, si bien a tasas que se han ido reduciendo con el paso del tiempo. La combustión en fuentes fijas, ha reducido su contribución de modo permanente durante las tres décadas a una tasa constante aproximada del 1,1%.

- En cuanto al monóxido de carbono: mientras que las omisiones totales crecen en el período 1.940-70 a una tasa del 1,1% anual, el comportamiento de las omisiones controlables y no controlables es radicalmente distinto, mientras éstas eran a comienzo del período superiores al 40% del total, en el año final no alcanzan el 5%, habiendo disminuído considerablemente en valor absoluto. Por el contrario las omisiones controlables, procedentes sobre todo de los medios de transporte hicieron más que duplicarse en los treinta años considerados, siendo la tasa media anual de crecimiento de las omisiones de los vehículos de motor del 4%, aunque con una tendencia al relentizamiento en la última década.

- Los Hidrocarburos: vieron aumentadas sus omisiones totales de 16,6 millones de Tm/año a 27,8 Tm/años entre 1.940 y 1.970. Las omisiones no controlables, considerada la totalidad del período, disminuyen, pero no lo suficiente para compensar el fuerte incremento experimentado por las omisiones controlables, sobre todo las provinientes de los vehículos de motor. Estas crecen en las tres décadas a una tasa anual de 3,3%, aunque se aprecia un menor aumento en los años finales del período puesto que la tasa pasa del 4,3% en el lapso 1.940-1.960 a tan sólo 1% en 1.960-1.970.

- Los óxidos de nitrógeno: han visto multiplicadas sus omisiones por un factor cercano a 4. Las omisiones no controlables pasaron a ser en 1.970 la décima parte del valor que alcanzaban en 1.940, en tanto que las controlables se multiplicaban exactamente por 4 en los treinta años. Los agentes principales de ese crecimiento vienen dados por las instalaciones termoeléctricas, la combustión en fuentes fijas (sobre todo en el período 1.960-70) y los vehículos de motor.

Una correcta apreciación de los principales agentes omisores aconseja analizar la participación porcentual de las distintas fuentes de contaminación en las omisiones totales. Tomaremos como año de referencia 1.970, por ser el año final del período estudiado.

PARTICIPACION DE LAS DISTINTAS FUENTES EN LAS EMISIONES TOTALES

1.970

	Partículas		SO_x		CO		HC		NO_x	
FUENTES:	10^6Tm	%	10^6Tm	%	10^6Tm	%	10^6Tm	%	10^6Tm	%
Medios de transporte (1)	1,2	4,36	0,7	2,04	82,3	76,70	14,7	45,80	9,3	45,59
Combustión en fuentes fijas	8,3	30,18	27,0	78,71	1,1	1,02	1,6	4,98	10,1	49,51
Procesos industriales	15,7	57,09	6,4	18,65	11,8	11,00	2,9	9,03	0,6	2,94
Vertido y tratamiento de residuos sólidos	1,1	4,-	0,1	0,3	5,5	5,12	1,4	4,36	0,3	1,47
Varios (2)	1,2	4.36	0,1	0,3	6,6	6,16	11,5	35,83	0,1	0,49
TOTAL	27,5	100,-	34,3	100,-	107,3	100,-	32,1	100,-	20,4	100,-

(1) Incluye todos los vehículos de motor que circulan por carreteras y autopistas, más otras fuentes móviles tales como aviones, trenes, barcos y maquinaria agrícola, industrial y empleada en la construcción.

(2) Incluye las fuentes no clasificadas apropiadamente en las anteriores categorías v.g: incendios forestales, combustión de residuos de carbón, disolventes orgánicos, producción de gasolina y aceites.

FUENTE: EPA. Elaboración propia a partir de datos contenidos en el Informe de 1.975 del CEQ, p. 440. Pueden constatarse diferencias con las estimaciones presentadas anteriormente, debidas a diversidad de fuentes de los datos.

Como puede apreciarse, la combustión en fuentes fijas y los procesos industriales son responsables del 87% de las emisiones de partículas, del 96% de las de óxidos de azufre y del 52% de las de óxidos de nitrógeno. Por su parte, los medios de transporte son los principales emisores de monóxido de carbono, con una cuota del 76,70%, y de hidrocarburos (45,80%), contribuyendo también muy fuertemente a las emisiones de óxidos de nitrógeno (45,59%).

7.4.- Evolución de la calidad del aire

Tal como se ha indicado, a partir de la Clean Air Act fueron creadas áreas regionales para el control de la calidad del aire (AQCR) en número de 247, abarcando la totalidad del territorio nacional. Estas AQCR se clasificaban en tres grados de prioridad, según el tipo de contaminación que más les afectase. Clasificación, ésta, determinante para el establecimiento de estaciones sensoras, las cuales habían de adecuarse en sus características técnicas y número, al tipo de contaminación predominante y a su gravedad. Véase la clasificación por prioridades de las regiones de control:

CLASIFICACION DE PRIORIDADES DE LA EPA PARA LAS 247 AQCR

	PRIORIDAD I (máxima severidad)	PRIORIDAD II	PRIORIDAD III (mínima severidad)	TOTAL
Partículas	120	70	57	247
SO_2	60	41	146	247
CO	30	-	217	247
Oxidantes	55	-	192	247
NO_2	5	-	242	247

FUENTE: EPA. Reproducido en CEQ Report 1.975, pag. 309

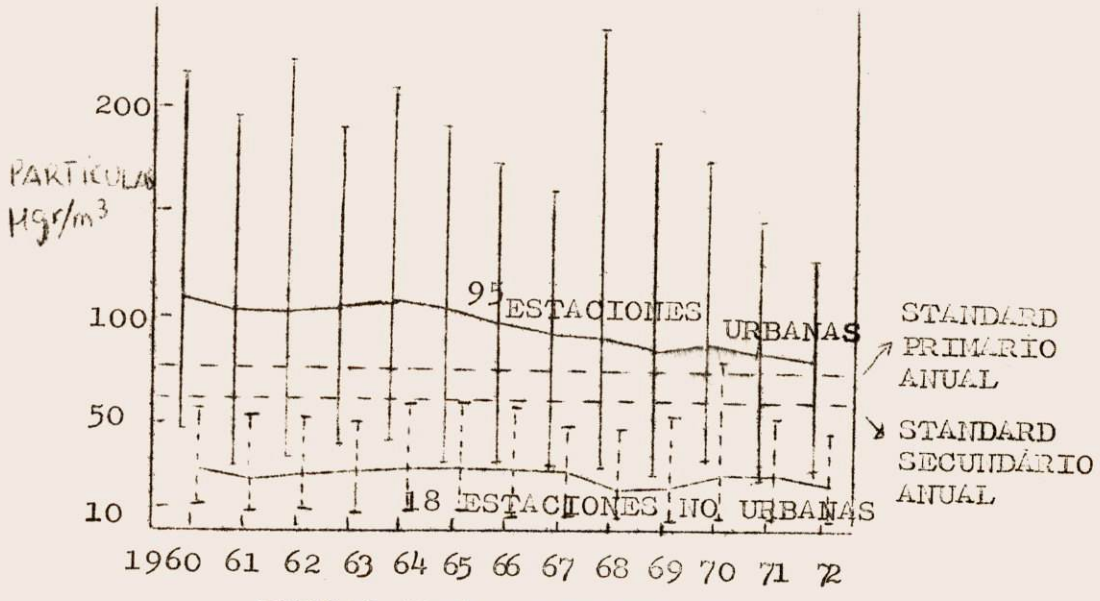
Los planes de medición de calidad del aire de la EPA pretendían que a primeros de Julio de 1.974, todas las AQCR tuviesen en debido funcionamiento sus estaciones de medición, prestando partcular atención en cada región a los contaminantes más importantes, según la clasificación de prioridades de cada región. A mediados de 1.973, funcionaban ya el 92% de las estaciones estatales requeridas para el control de las partículas; el 77% de las exigidas para el dióxido de azufre en mediciones de 24 horas; el 77% de las necesarias para el monóxido de carbono, y el 65% de las precisas para los oxidantes fotoquímicos. La información aportada por estas estaciones es creciente, y constituye la base de los análisis de la evolución a corto plazo de la calidad del aire. Sin embargo, en una perspectiva de largo plazo, son útiles los datos aportados por otras redes anteriormente existentes. Utilizaremos éstos últimos datos para dar una idea de la evolución en períodos pasados de la calidad del aire, antes de proceder a estudiar en detalle los progresos conseguidos en los últimos años.

Las redes federales a que nos referimos son fundamentalmente la NASN (National Air Surveillance Network) y el CAMP (Continuous Air Monitoring program).

La primera de ambas es la principal red federal de control de calidad del aire. Su funcionamiento se inició a mediados de los años 50, incluyendo en la actualidad más de 200 estaciones. En general, se limita a una estación sensora por área urbana, localizada en el centro de ésta. Es, sin duda, la mejor fuente de información disponible para el análisis histórico de los

niveles de inmisión de SO_2 y partículas. En cuanto al CAMP, es también una red federal, iniciada en 1.962 por el U.S. Public Health Service para investigar la tendencia histórica de la calidad del aire y las fluctuaciones a corto plazo (12).

Durante los años 1.960 las concentraciones medias de partículas en las áreas urbanas cayeron en un 25%. La media anual ponderada para las estaciones urbanas del NASN decreció de 110 $\mu gr/m^3$ en 1.960 a 82 $\mu gr/m^3$ en 1.972, manteniéndose, sin embargo, por encima de lo que luego se designarían como standards primarios y secundarios. En las áreas no urbanas, la concentración media registra una mayor estabilidad, manteniéndose por debajo tanto de los standards primarios como secundarios. Pero téngase en cuenta que las medias anuales ocultan la importante dispersión que se produce alrededor de sus valores, como el gráfico expresa.



MEDIAS ANUALES EN ESTACIONES NASN

FUENTE: EPA, 1.973.

La importancia de la contaminación en áreas urbanas seleccionadas puede visualizarse observando el ratio entre la media anual observada y el standard primario correspondiente. Un valor del ratio igual a 1, expresa la exacta correspondencia entre la media anual observada en esa ciudad y el nivel de standard primario (75 μgr/m^3).

PARTICULAS EN SUSPENSION: Media anual/standard primario observada

CIUDAD	1.967	1.968	1.969	1.970
Los Angeles	1,22	1,72	1,24	1,67
Denver	1,24	1,42	1,51	1,63
Washington D.C.	1,13	1,14	0,98	1,01 (*)
Chicago	N.D.	1,49	1,80	1,49
Boston	N.D.	1,23	1,14	1,07 (*)
St. Louis	1,49	N.D.	2,48	2,04 (*)
Cincinatti	1,48	1,32	1,30	1,34
Filadelfia	2,00	1,49	1,69	1,80
Pittsburgo	1,78	2,15	1,92	1,69
Nueva York	2,18	N.D.	1,41	1,64

N.D. = no disponible

(*) = no homologada por EPA la medición.

FUENTE: EPA. Reproducido en CEQ Report 1.974, pag. 265.

Aunque el reducido número de años contemplado y la variabilidad de los coeficientes no permiten extraer grandes conclusiones, puede observarse la importante separación del standard primario que aqueja a algunas ciudades, superándose esa medida de calidad en grados superiores al 50% y, en ocasiones, al 100%.

Una idea aún más precisa de la gravedad de la contaminación se obtiene estudiando el número de estaciones -en su mayoría urbanas- de la red NASN que excedían en distintos años los standards de calidad primario y secundario, tanto en media anual como sobre la base de mediciones máximas en 24 horas.

PARTICULAS EN SUSPENSION: ESTACIONES NASN EN QUE SE EXCEDEN LOS STANDARDS PRIM. RIO Y SECUNDARIO

AÑO	Nº DE ESTACIONES	ESTACIONES QUE EXCEDEN LA MEDIA ANUAL DEL STANDARD PRIMARIO (1)		ESTACIONES QUE EXCEDEN LA MEDIA ANUAL DEL STANDARD SECUNDARIO (2)		ESTACIONES QUE EXCEDEN EL MAXIMO DE 24 HORAS DEL STANDARD PRIMARIO (3)		ESTACIONES QUE EXCEDEN EL MAXIMO DE 24 HORAS DEL STANDARD SECUNDARIO (4)	
		NUMERO	%	NUMERO	%	NUMERO	%	NUMERO	%
1.960	74	63	85	71	96	32	43	68	92
1.961	72	55	76	63	88	30	42	63	88
1.962	74	61	82	67	91	29	39	65	88
1.963	86	66	77	80	93	43	50	76	88
1.964	80	67	84	74	93	41	51	72	90
1.965	89	72	81	83	93	35	39	72	81
1.966	77	58	68	69	90	33	43	70	91
1.967	90	61	70	80	89	23	26	66	73
1.968	122	76	62	104	85	37	30	99	81
1.969	165	97	59	139	84	40	24	112	68
1.970	170	115	69	153	90	43	25	128	75
1.971	130	78	62	104	80	27	21	88	68

(1) Media anual del standard primario = 75 μgr/m^3

(2) Media anual del standard secundario = 60 μgr/m^3

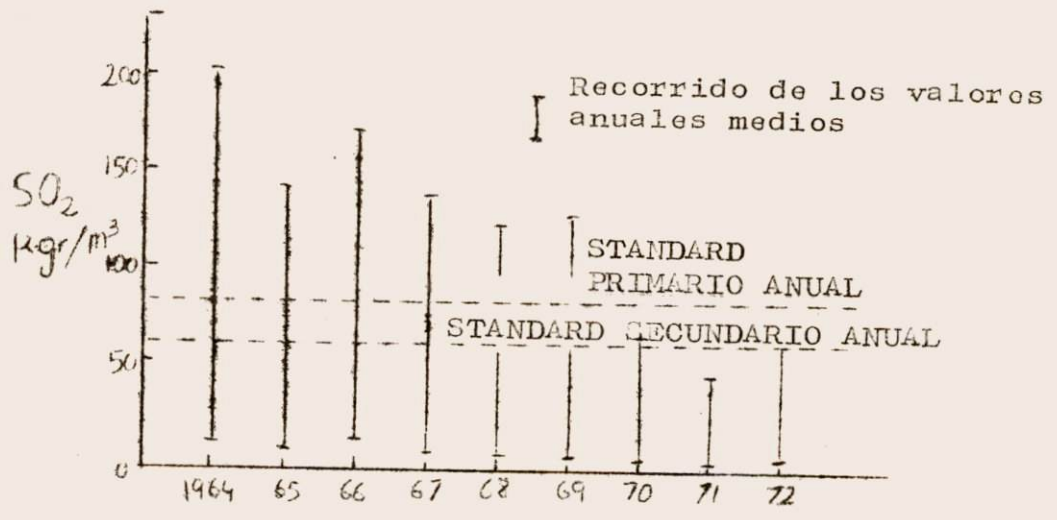
(3) Máximo de 24 horas del standard primario = 260 μgr/m^3

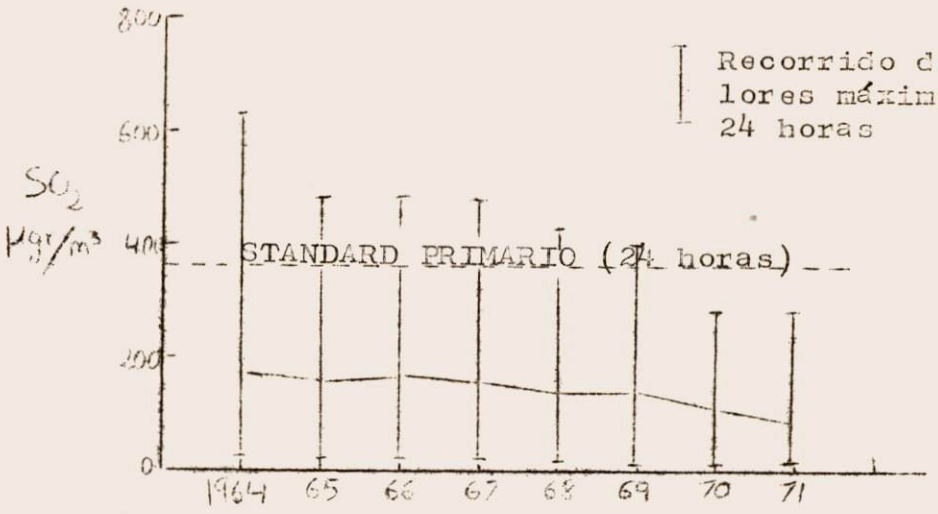
(4) Máximo de 24 horas del standard secundario = 150 μgr/m^3

FUENTE; EPA, Air Quality and Emissions Trends (1.973), vol I, Tabla 4-5.

Como puede apreciarse, todavía en 1.971, el número de estaciones que no cumplían los standards primarios y secundarios -en términos de media anual de medicio-nes- era superior al 80% del total de estaciones. A pesar de ello es patente la mejora experimentada durante la década de los 60, al haber disminuído el grado de no cumplimiento en todos los casos, a pesar de haberse elevado el número de estaciones medidoras. Debemos destacar que el porcentaje de estaciones que no cumplían la media anual fijada para el standard primario ha pasado del 85% en 1.960 al 62% en 1.971, lo que indica -sin duda- una importante mejora, pero ilustra simultáneamente sobre la gravedad del problema. Los porcentajes de incumplimiento, en el caso de mediciones máximas de 24 horas, son inferiores a los obtenidos en base a medias anuales. Ello es lógico a la vista de los valores de los standards en ambas formas de medición.

Pasemos ahora a observar la evolución de la calidad del aire en lo que se refiere a concentraciones de óxidos de azufre.





Medias anuales de concentraciones máximas siarias en 32 ESTACIONES NASN

FUENTE: EPA, Air Quality and Emissions Trends, 1.973.

Es fácil comprobar -a diferencia de lo que ocurría con las partículas en susposión- que en los años transcurridos entre 1.964 y 1.971 se produce un cumplimiento generalizado de los standards primarios y secundarios, lo que supone una menor gravedad de la situación en lo que a SO_2 respecta. A pesar del crecimiento de la emisiones de SO_2 -como ya vimos anteriormente- la calidad del aire urbano ha mejorado, habiendo caído el nivel de concentración de SO_2 en una proporción cercana al 50%. La explicación de esta discrepancia entre el comportamiento de las emisiones y los niveles de concentración, puede hallarse, como indica el CEQ, en la localización de las nuevas plantas, enérgéticas o industriales, fuera de las zonas urbanas (13), y en la sustitución de carbón por gas natural y fuel-oil en las fuentes urbanas de contaminación (especialmente calefacciones).

Estas conclusiones quedan ratificadas por el estudio del número de estaciones en las que se producían violaciones de los standards primario y secundarios.

SO_2: ESTACIONES NASN EN QUE SE EXCEDEN LOS STANDARDS PRIMARIO Y SECUNDARIO

AÑO	Nº DE ESTACIONES	ESTACIONES QUE EXCEDEN LA MEDIA ANUAL DEL STANDARD PRIMARIO (1)		ESTACIONES QUE EXCEDEN LA MEDIA ANUAL DEL STANDARD SECUNDARIO (2)		ESTACIONES QUE EXCEDEN EL MAXIMO DE 24 HORAS DEL STANDARD PRIMARIO (3)		ESTACIONES QUE EXCEDEN EL MAXIMO DE 24 HORAS DEL STANDARD SECUNDARIO (4)	
		NUMERO	%	NUMERO	%	NUMERO	%	NUMERO	%
1.964	18	6	33	8	44	2	11	5	28
1.965	17	6	35	7	41	0	0	2	12
1.966	15	5	33	9	60	2	13	5	33
1.967	29	6	21	7	24	4	13	6	20
1.968	74	10	14	18	24	4	5	11	15
1.969	88	6	7	15	17	3	3	9	10
1.970	86	3	3	8	9	1	1	3	3
1.971	54	0	0	1	2	0	0	1	2

(1) Media anual del standard primario = 80 μ gr/m^3

(2) Media anual del standard secundario = 60 μ gr/m^3

(3) Máximo de 24 horas del standard primario = 365 μ gr/m^3

(4) Máximo de 24 horas de la guía ($\neq$ standard) secundaria = 260 μ gr/m^3

FUENTE: EPA. Reproducido en CEQ, 1.975 Report, pag. 271.

El porcentaje de violaciones en los standards se va reduciendo considerablemente en los años considerados hasta niveles mínimos. Pero lo que es más significativo es el mayoritario cumplimiento de los standards tanto primarios como secundarios, en claro contraste con lo que ocurría en las estaciones medidoras de la concentración de partículas.

7.5.- Otros contaminantes provinientes de fuentes móviles

Anteriormente hemos indicado la particular relevancia que tienen los medios de transporte en las emisiones de monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno e hidrocarburos. De ahí que la EPA señalase, a partir de las enmiendas a la Clean Air Act de 1.967, normas de emisión a las que habrían de acomodarse progresivamente los vehículos de motor fabricados en el futuro. Estos standards de emisión para las fuentes móviles, unidos a los señalados para las fuentes fijas (por los estados y por la propia EPA en el caso de nuevas instalaciones) se inscribían en la estrategia, entendida como coherente, para lograr el cumplimiento de las normas de calidad del aire programadas.

Es así como la Clean Air Act de 1.970 señala la necesidad de reducir en un 90% las emisiones de monóxido de carbono (CO) e hidrocarburos (HC) en los automóviles de 1.975 respecto de las permitidas en los modelos de 1.970. Y en cuanto a los óxidos de nitrógeno, el objetivo es la reducción de un 90% de las emisiones de los modelos de 1.976 respecto de las de los modelos de 1.971. Se le concedía, además, al administrador de la

EPA la facultad de retrasar en un año la fecha tope de cumplimiento de las normas anteriores en la fabricación de vehículos, en el caso de que la tecnología necesaria no estuviese disponible. Como luego veremos, esta autorización fue utilizada repetidas veces, por razones tanto tecnológicas como derivadas de la crisis del petróleo iniciada en 1.973.

Presentamos a continuación los standards señalados desde 1.968 para los tres contaminantes referidos, antes de que tuvieran lugar las dificultades que acabamos de mencionar y que llevarían a modificaciones importantes en las exigencias del control de emisiones.

STANDARDS DE EMISIONES DE LOS AUTOMOVILES 1.957-67 Y SEGUN LA CLEAN AIR ACT DE 1.970

(GRAMOS POR MILLA)

	HC	CO	NO_x
AUTOMOVILES NO CONTROLADOS 1.957-67 (MEDIA)	8,7	8,7	-
STANDARDS 1.970-71 (1)	4,1	3,4	-
STANDARD LEGAL (2)	0,41	3,4	0,4

(1) Señalados administrativamente por la EPA

(2) A cumplir en 1.975 para HC y CO, y en 1.976 para NO_x

FUENTE: CEQ, 1.974 Report, pag. 125

7.6.- La puesta en obra de la política y sus vicisitudes

En lo que antecede hemos tratado de sintetizar la situación de partida de la contaminación del aire y la estrategia adoptada para la mejora y mantenimiento de los niveles de calidad del aire. Como es tradicional, esta estrategia se asienta en el señalamiento de niveles deseables de inmisión y en el control de las emisiones para conseguir aquellos niveles. Normalmente ésto implica normas transitorias de adaptación para los focos fijos y móviles preexistentes, y el cumplimiento por los nuevos focos potencialmente contaminantes de normas más exigentes desde el momento de su puesta en funcionamiento.

Por lo que hace referencia a las emisiones de focos fijos las principales actuaciones se orientaron a la utilización de combustibles con escaso contenido de azufre, y a la instalación de aparatos depuradores de las emisiones, si bien caben otras alternativas como la elevación de la altura de las chimeneas para mejorar la dispersión de los contaminantes, los cambios en los procesos productivos y, en última instancia, el traslado o cierre de las instalaciones. Todas estas alternativas implican nuevas inversiones y aumento en los costes de mantenimiento de las instalaciones, que luego estudiaremos.

Por lo que respecta a los focos móviles, los fabricantes de automóviles y motores se orientaron desde el inicio de la legislación a la adopción de la tecnología de los catalizadores, dando por supuesto que era, prácticamente, la única posibilidad de reducir las emisiones en la cuantía prevista, protegiendo al mismo tiempo al

capital, mano de obra e inversiones técnicas dedicadas a la producción de motores convencionales de combustión interna. Sin embargo, en 1.973 aparecieron estudios que ponían de relieve el posible peligro para la salud humana del proceso catalítico de reducción de emisiones. Al parecer, los procesos catalíticos tendían a favorecer la conversión de las reducidas emisiones de SO_2 de los escapes de los automóviles en sulfatos, agentes mucho más nocivos para la salud humana (14). Este hecho y las consiguientes discusiones, motivaron la alteración de los standards señalados y la búsqueda de tecnologías alternativas de reducción.

De todos modos, las principales dificultades para la política del medio ambiente en los EE.UU. se iniciaron en 1.973, con el embargo árabe a la importación de petróleo, y prosiguieron con la crisis energética de los años 74 y siguientes que habían de traducirse en recesión y crisis económica en casi todos los países industrializados. Este conjunto de hechos, originaría abundantes disposiciones legales que se traducirían en ralentizamientos y modificaciones en la decidida política ambiental inaugurada con la Clean Air Act de 1.970. Señalemos las principales incidencias ocurridas en este sentido:

a) <u>Utilización de Combustibles limpios</u>:

La combustión de combustibles en fuentes fijas es responsable del 80% de las emisiones de óxidos de azufre y del 25% de las emisiones de partículas sólidas. Por su lado los automóviles y otros medios de transporte contribuyen en más del 75% a las emisiones de monóxido de carbono y por encima del 50% a las de óxidos de nitrógeno (15). De ahí que la política ener-

gética y ambiental no puedan separarse sin pérdida de coherencia.

La crisis del petróleo hacía difícil el suministro de combustibles limpios, cuya utilización había sido aceptada por los "planes de cumplimiento" de los estados como el medio principal para reducir las emisiones de SO_2. Esta situación era particularmente grave en algunos estados, como los de Nueva Inglaterra y Atlántico Medio, dependientes en buena medida de las importaciones de petróleo ligero procedentes de Oriente Medio. La EPA debió proceder a desarrollar planes de urgencia para paliar la situación, racionalizando los recursos existentes sin que el Medio Ambiente se deteriorase significativamente. Sus acciones se dirigieron en tres direcciones:

a) Identificación de las plantas que podían reconvertirse de fuel-oil a carbón sin riesgo para el Medio Ambiente.

b) Asesoramiento a algunos estados para que permitiesen relajaciones en las normas sobre contenido de azufre de los combustibles utilizados.

c) Fomento de la utilización del carbón nacional de bajo contenido de azufre en las zonas donde hubiese mayor riesgo ambiental.

Estas medidas de urgencia, se vieron completadas por las nuevas facultades concedidas a la EPA en el contexto de la Energy Supply and Coordination Act de 1.974, según las cuales la EPA podía suspender temporalmente, por razones de emergencia, las normas de emisión aprobadas para las plantas de producción de

electricidad o calderas industriales. La Energy Supply and Coordination Act de 1.974 buscaba la sustitución del fuel y gas utilizado en ciertas plantas, especialmente las productoras de electricidad, por carbón nacional, dentro de una finalidad de ahorro energético e independencia económica del exterior. En consecuencia se alteraban las normas de la Clean Air Act de 1.970, permitiéndóse retrasos hasta 1.979 en el cumplimiento de los standards de emisión en las plantas que se reconvirtiesen a carbón como resultado de una orden de la Federal Energy administration y, siempre que la EPA hubiese aprobado previamente un calendario de adaptación a los standards de emisión cuya fecha final habría de ser el primero de Enero de 1.979.

Posteriormente y a fin de dar más flexibilidad a la EPA en la regulación de las normas de emisión de las plantas que se convirtiesen a carbón, se aprobaron por la Energy Independence Act de 1.975 nuevas modificaciones a la Clean Air Act de 1.970, que permitían a aquella agencia ambiental retrasar la fecha de cumplimiento de los standards de emisión hasta 1.985.

Las exigencias de compatibilizar el crecimiento económico y el ahorro energético han jugado, por lo tanto, de manera importante en la política ambiental, flexibilizando el rigor de ésta, aunque sin renunciar a los objetivos finales que se proponía.

b) Modificación de las normas de emisión de los automóviles

Las enmiendas de 1.970 a la Clean Air Act capacitaban a la EPA para retrasar en un año el cumplimiento

de los standards propuestos en ella para las emisiones de CO, HC y NO_x procedentes de los vehículos a motor. Así se hizo en Abril de 1.973, posponiéndose en un año el alcance de aquellos standards y dictándose nuevos standards temporales menos exigentes. De nuevo, la Energy Supply and Coordination Act de 1.974 permite modificaciones. De este modo se extienden los standards temporales de HC y CO hasta 1.976, permitiéndose a la EPA la fijación de nuevos standards temporales para 1.977 en vez de seguir los dispuestos en las enmiendas de 1.970 a la Clean Air Act. Estos habrían de hacerse efectivos en 1.978. En cuanto al NO_x no se permite suspender el standard vigente, dándose nuevos standards legales para 1.977 y 1.978.

Posteriormente, el problema de las emisiones de sulfatos provocadas por los convertidores catalíticos implantados, y la necesidad de aumentar el rendimiento energético de los automóviles, han suscitado nuevas revisiones y propuestas de standards. De una parte parecía necesario profundizar sobre las tecnologías apropiadas para evitar los efectos no saludables de los sulfatos producidos por la generalización de los catalizadores. De otra parte, la industria del automóvil se comprometía a conseguir un aumento en la eficiencia de los combustibles, aumentando el kilometraje recorrido por galón de combustible consumido en un 40% para 1.980, objetivo, éste último, que había sido propuesto por el Presidente G. FORD en su Mensaje sobre el Estado de la Unión del 15 de Enero de 1.975, a fin de reducir el consumo energético. Estas y otras propuestas han dado lugar a una situación de los standards de emisión que se sintetiza en el siguiente cuadro.

PROPUESTAS DE STANDARDS DE EMISION DE LOS AUTOMOVILES

PROPUESTA	HIDROCARBUROS			MONOXIDO DE CARBONO			OXIDOS DE NITROGENO				
STANDARDS EN GRAMOS POR MILLA	1,5	0,9	0,41	15,0	9,0	3,4	3,1	2,0	1,5	1,0	0,4
CLEAN AIR ACT DE 1.970	1.976		1.977	1.976		1.977	1.976	1.977			1.978
MODIFICACIONES APROBADAS	1.976-77		1.978	1.976-77		1.978	1.976	1.977			1.978
Propuesta de EPA (5 de Marzo 1.975)	1.977-79	1.980-81	1.982	1.977-79	1.980-81	1.982		1.977-81			
Propuesta del Presidente (28 Julio, 1.975)	1.976-81			1.976-81			1.976-81			(1)	
Propuesta del Senado (8 de Agosto, 1.975)	1.976-77		1.978	1.976-77		1.978	1.976-77			1.978-81	1.982
Subcomité de la Cámara	1.976-77	1.978-79	1.980	1.976-77	1.978-79	1.980		1.977-79		(3)	1.980 (2)
Proyecto de Ley del Senado	1.976-78		1.979	1.976-78		1.979	1.976	1.977-79		1.979	
Proyecto de Ley de la Cámara	1.976-79		1.980	1.976-79		1.980	1.976	1.977-80			1.981 (4)

(1): Se aplica sólo al 50% de los vehículos y motores en 1.978 y 1.979.

(2): El administrador de la EPA puede conceder suspensiones anuales basadas en ausencia de teonología disponible o excesivo consumo energético, pero los standards temporales no pueden exceder de 1,5 grs/milla en 1.980-81 y 1,0 grs/milla en 1.982-84.

(3): Se aplica sólo al 10% de los vehículos en 1.979 y al 100% en 1.980.

(4): El administrador de la EPA podría conceder suspension anual de esta exigencia. Los standards máximos permisibles con tal suspensión serían 2,0 para 1.981-82; 1,5 para 1.983-84; 0,4 para 1.985 y años siguientes.

Como puede observarse, la separación de los objetivos propuestos en la Clean Air Act de 1.970 es clara e importante. Pero los problemas suscitados por la crisis energética, los costos de la nueva tecnología y las incertidumbres existentes, se han aliado para justificar el retraso en el cumplimiento de los standards. Es previsible, a la luz de las propuestas mencionadas, que antes de 1.980 no se cumplan la mayor parte de los standards (16).

7.7.- Repercusiones económicas de la política ambiental

Siguiendo con lo que es objetivo principal de este trabajo, trataremos de sintetizar las principales evaluaciones de los efectos de la política ambiental. Como nuestro enfoque está siendo marcadamente macroeconómico, adoptaremos una óptica nacional, -aunque pondremos también de relieve algunos problemas sectoriales- para estudiar el impacto de la política en los principales objetivos macroeconómicos.

7.7.1.- Evaluación de los costes del control de la contaminación

La racionalidad de la política ambiental puede examinarse, en teoría, comparando los beneficios del control de la polución con los costes incurridos para ello. Este es el enfoque clásico del análisis coste-beneficio. Ya pusimos de relieve con anterioridad sus limitaciones teóricas y prácticas. No obstante, siguien

do con ese enfoque, pueden distinguirse en la contaminación varios tipos de costes:

I- Costes del daño ambiental: efectos perniciosos producidos en la salud, cosechas, materiales, etc., como resultado de la contaminación existente.

II- Costes de sustraerse a la contaminación: en los que pueden catalogarse los costes financieros, económicos y sociales en que incurren los ciudadanos para verse libres de la contaminación existente. Tales serían tanto los gastos en purificadores de aire como los realizados por la población que se desplaza de las áreas contaminadas.

III- Costes de reducción: compuestos por los recursos dedicados a combatir la contaminación y los efectos indirectos que ésto genera sobre el crecimiento, el empleo y la producción.

IV- Costes de transacción: integrados por el valor de los recursos utilizados en la investigación, planificación, administración, comunicación y medida, necesarias para el control de la contaminación.

El objetivo de la política es minimizar la suma de los cuatro tipos de costes. Pero los dos primeros pueden considerarse como beneficios negativos. Consiguientemente, la política medio ambiental buscará minimizar los costes

do reducción y transacción necesarios para hacer máximos los beneficios obtenidos por la ausencia de costes del daño ambiental y de costes de sustraerse a la contaminación. En términos más familiares se incurrirá en los costes de tipo III y IV hasta que el beneficio marginal obtenido de la reducción de la contaminación (reducción de los costes I yII) sea igual al coste marginal de obtenerla (aumento de los costes III y IV).

El análisis en términos de costes marginales y beneficios marginales es, de hecho, imposible de realizar por falta de información a nivel global. Por ello, lo más común es observar el comportamiento de los costes de reducción y transacción, únicos para los que se suele disponer de informaciones fiables.

A- Costes totales e incrementales

Anualmente el CEQ realiza una estimación de los costes totales del control de la polución en la década inmediata. La evolución de estas estimaciones permite concluir sobre el volumen de recursos comprometidos en la política ambiental.

Los costes totales computan los gastos razonablemente previsibles para la recogida y tratamiento de los residuos que puedan degradar el Medio Ambiente. Incluyen así la recogida de basuras y su tratamiento; la construcción de redes de saneamiento urbano

y su mantenimiento; la instalación y mantenimiento de mecanismos de depuración industrial; los cambios de proceso productivo, etc. En general, dadas las hipótesis empleadas, que tienden a primar la consideración de instalaciones depuradoras situadas al final del proceso productivo ("end-of-the-pipe treatment") sobre el reciclaje y los cambios de proceso, las estimaciones tienden a estar sobrevaloradas, según la opinión del propio CEQ (17).

Por su lado, los "costes incrementales" tratan de identificar aquellos que son debidos a la existencia de la legislación federal sobre el Medio Ambiente. Se calculan, por tanto, deduciendo de los costes totales, los que, aún en ausencia de legislación federal, hubiesen sido necesarios. Estos últimos son evaluados por extrapolación de la tendencia de los gastos antipolución incurridos previamente a la aparición de la legislación federal.

GASTOS TOTALES ESTIMADOS DE LA REDUCCION DE LA CONTAMINACION

(miles de millones de dólares corrientes)

SECTOR	OPERACION Y MANTENIMIENTO			COSTES DE CAPITAL			COSTES ANUALES TOTALES		
	1.973	1.974	1.975	1.973	1.974	1.975	1.973	1.974	1.975
I- Contaminación del Aire									
S. Público	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2
S. Privado:									
- Fuentes móviles	1,2	4,1	3,4	0,2	1,0	1,5	1,4	5,1	4,9
- Sectores Industriales	1,1	1,0	2,1	1,1	0,8	2,4	2,2	1,8	4,5
- Servicios Públicos		0,6	1,0		0,4	1,0		1,0	2,0
TOTAL	2,4	5,8	6,6	1,4	2,3	5,0	3,8	8,1	19,6
II- Contaminación del Agua									
S. Público:									
G. Federal	0,2	0,2	0,2	N.D.	<0,05	<0,05	N.D.	0,2	0,2
G. Estatal y Local	1,4	1,6	2,3	4,1	5,6	7,6	5,4	7,2	9,9
S. Privado:									
Sectores Industriales	0,9	1,3	1,9	1,1	1,0	1,7	2,0	2,3	3,6
Servicios Públicos	N.D.	0,1	0,6	N.D.	0,1	0,4	0,01	0,2	1,0
TOTAL	2,5	3,2	5,0	5,2	6,7	9,7	7,4	9,9	14,7
III- Ruido	N.D.	N.D.	N.D.	0,1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
IV- Radiaciones									
Plantas energía nu lear	N.D.	N.D.	<0,05	N.D.	N.D.	<0,05	N.D.	N.D.	<0,05
V- Residuos Sólidos									
S. Público	1,1	1,2	1,5	0,3	0,3	0,3	1,4	1,5	1,8
S. Privado	1,9	2,1	2,9	<0,05	<0,05	0,7	1,9	2,1	3,6
TOTAL	3,0	3,3	4,4	0,3	0,3	1,0	3,3	3,6	5,4
VI- Acondicionamiento de tierras									
Minas de superficie	0,3	(*)	(*)	0	(*)	(*)	0,3	(*)	(*)
TOTAL GENERAL	8,2	12,3	16,0	6,9	9,3	15,7	14,8	21,6	31,7

N.D.: No disponible

(*): No incluido en la estimación del año correspondiente

FUENTE: CEQ, Informes de 1.974, 1.975 y 1.976, y elaboración propia.

Los gastos de operación y mantenimiento (O y M) son los estimados necesarios para el correcto funcionamiento y conservación del equipo instalado. La estimación supone que son un porcentaje fijo del valor del inmovilizado, porcentaje que difiere de unas industrias a otras y de unas técnicas depuradoras a otras.

Los costes de capital incluyen el pago de intereses y la depreciación. La estimación parte del inmovilizado anticontaminación existente antes de la entrada en vigor de la legislación federal, al que se añade el valor de las nuevas inversiones realizadas, valorado todo a coste de reposición en el año corriente. Los costos de capital se calculan amortizando el capital instalado durante su vida económica a una tasa de descuento que se aproxima al interés de los préstamos a largo plazo. Por lo que los costes de capital comprenden la depreciación del capital más los costes financieros, suponiendo implícitamente que todo el capital ha sido financiado con créditos.

Los costes anuales son la suma de los gastos de operación y mantenimiento más los costes de capital (18).

Las diferencias observadas de unos años a otros vienen dadas principalmente por las modificaciones de las exigencias de la legislación federal, pero juegan también un

importante papel los cambios de precios y la modificaciones en la forma de cómputo. Como puede apreciarse la mayor parte de los costes totales anuales vienen dados por la lucha contra la contaminación del aire y del agua (75,6%, 83,3% y 82,9% en 1.973, 1.974 y 1.975 respectivamente). Por otro lado, los costes de operación y mantenimiento son mayores que los costes de capital en el caso del aire y los residuos sólidos, al revés de lo que ocurre en el agua.

Desde otro punto de vista, destaca la importancia del sector público en la lucha contra la contaminación de las aguas, en tanto que es el sector privado quien lleva el peso principal en el caso del aire y los residuos sólidos.

De acuerdo con una estimación de 1.976, los EE.UU. estaban gastando 34.800 millones de dólares lo que equivale a 82 dólares por cápita, para el cumplimiento tanto de la legislación federal como de la de los Estados de la Unión. De esos 82 dólares, 49 correspondían a inversión y 39 a operación y mantenimiento. Un 47% del gasto se realizaba por la industria privada, un 34% por el Gobierno y un 19% directamente por los consumidores. De los gastos totales, el 78% correspondía a la polución del aire y del agua, el 15% a la gestión de residuos sólidos y el 7% a la administración, medición, investigación y otros costes de transacción (19).

Pero más significativos que los costes totales de reducción o de control (incluyendo los costes de transacción) son los costes incrementales de la lucha antipolución. Como ya se ha indicado, se refieren exclusivamente a los incurridos para el cumplimiento de la legislación federal, única a la que nos estamos refiriendo.

GASTOS INCREMENTALES ESTIMADOS DE LA REDUCCION DE LA CONTAMINACION

(miles de millones de dólares de 1.975)

SECTOR	1.975			1.984			ACUMULADO (1.975 - 1.984)			
	O. y M.	Costes de Capital	Total Costes Anuales	O. y M.	Costes de Capital	Total Costes Anuales	Inversión de Capital	O. y M.	Costes de Capital	Total Costes Anuales
I- Contaminación del aire:										
S. Público	0,1	0,1	0,2	0,6	0,2	0,8	1,9	4,2	1,8	6,0
S. Privado:										
- Fuentes móviles	3,4	1,5	4,9	1,3	4,4	5,7	29,1	20,9	31,7	52,6
- Sectores industriales	1,2	1,5	2,7	3,1	3,6	6,7	15,1	21,7	25,4	47,1
- Servicios Públicos ..	0,6	0,6	1,2	2,7	2,7	5,4	15,6	15,4	15,4	30,8
TOTAL	5,3	3,6	9,0	7,7	10,9	18,6	61,7	62,2	74,3	136,5
II- Contaminación del agua:										
S. Público:										
G. Federal	0,2	0,05	0,2	0,2	0,1	0,3	2,0	2,1	0,4	2,5
G. Estatal y Local	1,1	0,2	1,3	4,8	2,3	7,1	24,2	28,6	11,2	39,8
S. Privado,										
S. Industriales	1,3	1,2	2,5	6,0	4,7	10,7	36,5	30,9	26,1	57,0
Servicios Públicos	0,4	0,3	0,7	0,9	0,5	1,4	2,3	7,2	4,3	11,5
TOTAL	3,0	1,7	4,7	11,9	7,6	19,5	65,0	68,8	42,0	110,8
III- Ruido	N.D.	N.D.	N.D.	0,3	0,3	0,6	1,7	1,8	1,6	3,4
IV- Radiaciones:										
Plantas Energía Nuclear ..	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,2	0,1	0,05	0,2
V- Residuos Sólidos:										
S. Público	0,2	0,1	0,3	0,3	0,1	0,4	1,1	2,6	0,8	3,4
S. Privado	0,3	0,1	0,4	0,7	0,2	0,9	0,8	4,3	0,2	4,5
TOTAL	0,5	0,2	0,7	1,0	0,3	1,3	1,9	6,9	1,0	7,9
TOTAL GENERAL	8,8	5,6	14,4	20,9	19,1	40,0	130,5	139,8	118,9	258,8

FUENTE: CEQ, 1.976 Report, pag. 145.

A la vista del cuadro anterior pueden extraerse las siguientes conclusiones:

1- Los costos de operación y mantenimiento y los de capital son crecientes en el período para todos los sectores, a excepción de los costes de operación para el Sector de medios de transporte.

2- Un análisis más detallado de la evolución en el tiempo permite decir que:
   - La Inversión tiende a crecer fuertemente hasta 1.977, cayendo después con cierta rapidez -sobre todo en el caso de la contaminación del aire- ya que a partir de esa fecha la mayor parte de las inversiones se producirán en forma de nuevas plantas y reemplazamiento de equipo antiguado en plantas preexistentes.
   - Los costes de operación y mantenimiento crecen rápidamente hasta 1.977, con una tendencia a la estabilización a partir de esa fecha o de 1.978.

3- La descomposición de los costes acumulados revela que, a nivel general, de los 258,8 miles de millones de dólares, un 54% corresponden a costes de operación y mantenimiento y un 46% a costes de capital. Estas proporciones son del 45% y 55% en el caso del aire y 62% y 38% en el caso del agua. Situación que contradice lo que habíamos detectado al analizar la evolución de los costes totales en 1.973, 1.974 y 1.975.

4- Desde una óptica sectorial destacan la importancia de los costos anuales acumulados en la lucha contra la contaminación del agua en los sectores industriales (57,000 millones), los esfuerzos en el sector de medios de transporte (52.600 millones) y en los sectores industriales para combatir la contaminación del aire (47.100 millones), y la importante contribución de los gobiernos estatales y locales a la limpieza de las aguas (39.800 millones).

El sector privado es, desde luego, el principal agente de la lucha por la calidad ambiental, aunque ha de destacarse el esfuerzo inversor de los gobiernos estatales y locales en la construcción de redes de saneamiento y estaciones de depuración de aguas.

B- Participación Pública

Los distintos niveles de Gobierno dedican recursos a la lucha contra la contaminación. La mayor parte de sus gastos se orientan hacia la reducción de la contaminación existente, aunque partes importantes de sus recursos también van dirigidas a lo que hemos llamado costos de transacción, que comprenden la planificación de medidas, la exigencia del cumplimiento y la medición de resultados.

Para el Gobierno Federal, el programa anticontaminación más importante es la concesión

do subvenciones para la construcción de plantas de tratamiento por los Gobiernos Locales, siendo la partida presupuestaria más importante en el capítulo de obras públicas, después del programa de autopistas. Aparte de estas transferencias, del orden del 10% del presupuesto de lucha anticontaminación se dedica a la reducción de la contaminación en instalaciones propiedad del Gobierno Federal.

Los gastos de reducción de la contaminación de los Estados de la Unión son muy pequeños. Se trata de gastos incurridos en hospitales públicos, escuelas, parques, etc. y de subvenciones a los Gobiernos Locales para el control de la contaminación (20).

En cuanto a los gobiernos locales, sus recursos son destinados a la captación y depuración de aguas, recogida y tratamiento de residuos sólidos y reducción de las emisiones de los incineradores y otras instalaciones públicas (21).

DISTRIBUCION DE GASTOS FEDERALES ENTRE COSTES DE TRANSACCION, COSTES DE REDUCCION, PAGOS DIRECTOS Y PAGOS DE TRANSFERENCIA

(en millones de dólares corrientes)

	1.974		1.975 (*)		1.976 (*)	
	Directo	Transfer.	Directo	Transfer.	Directo	Transfer.
COSTES DE TRANSACCION:						
Costes administrativos del programa de subvenciones ...	8,3	0	7,8	0	7,7	0
Planificación de subvenciones		3,7		30,1		83,0
Capacitación humana	3,8	5,7	6,0	4,3	10,9	2,5
Señalamiento de standards y cumplimiento de los mismos .	303,7	0	368,4	0	416,5	0
Investigación y desarrollo:						
(primaria)	267,9	22,5	368,3	28,1	437,8	37,5
(secundaria)	101,5	22,6	161,4	23,5	182,6	25,7
TOTALES	685,2	54,5	911,9	86,0	1.055,5	148,7
	739,7		907,9		1.204,2	
COSTES DE REDUCCION y otros gastos	379,3	1.855,2	553,8	2.660,8	676,4	2.661,3
	2.234,5		3.214,6		3.337,7	
TOTAL GASTOS	1.064,5	1.909,7	1.465,7	2.746,8	1.731,9	2.810,0
	2.974,2		4.212,5		4.541,9	
% COSTES TRANSACCION / GASTOS TOTALES	64%	3%	62%	3%	61%	5,2%
	25%		24%		26%	

(*): Estimación.

FUENTE: Office of Management and Budget, Special Budget Analyses Fiscal, Year 1.976 Analysis Q, p.p. 268-281 (Washington D.C., Government Printing Office, 1.975). Reproducido de CEQ, 1.975 Report, pag. 530.

El cuadro adjunto contiene la descomposición de los gastos anticontaminación del Gobierno Federal en transferencias a otros niveles de gobierno y gastos directos. Entre las partidas que componen los costes de transacción, ha de precisarse que la investigación y desarrollo "primaria" se refiere a la que se produce con finalidad directa de control y reducción de la contaminación.

En tanto que la secundaria está ligada a actividades cuyo fin primordial no es el control y reducción de la polución, aunque contribuyen a estas finalidades de modo indirecto.

Como antes destacábamos, las partidas de costos de transacción son una fracción menor de los gastos federales en Medio Ambiente -del orden del 25%- si bien significaban en 1.976 una cifra tan importante como 1.204 millones de dólares (22). También se ha señalado ya la importancia de las subvenciones del Gobierno Federal para la construcción de plantas de tratamiento y depuración de aguas. De los 4.143,7 millones de dólares estimados como gastos del Gobierno Federal en 1.977 en ayudas a entes gubernamentales de menor rango, 3.913 millones -o sea un 94,4%- corresponde a las ayudas mencionadas. Esto significa que un 67% de los gastos federales estimados en 1.977 para el control y reducción de la polución, tienen esta finalidad.

ACTIVIDADES DE REDUCCION Y CONTROL DE LA POLUCION DEL GOBIERNO FEDERAL (millones de dólares)

GASTOS	1.975	1.976( ) *	1.977(*)
Ayuda financiera a Gobiernos estatales, interestatales y locales	2.189,0	2.718,6	4.143,7
Investigación y desarrollo	569,6	740,5	743,0
Señalamiento de standards y cumplimiento de los mismos	368,8	404,7	377,5
Reducción de la polución de instalacciones federales .	334,2	475,0	441,8
Capacitación humana	14,7	14,3	8,6
Otros	94,5	114,1	108,5
	3.570,8	4.467,2	5.823,1

(*) Estimación

FUENTE: Office of Management and Budget. Special Analyses: Budget of the United States Government, Fiscal Year 1.977 (Washington D.C., Government Office, 1.976), Reproducido en CEQ, 1.976 Report, pag. 350.

N.B. Debido a la distinta clasificación de algunas partidas, hay diferencias notables entre las cifras totales ahora presentadas y el renglón de costos de reducción de la contaminación del cuadro anterior.

C- Costos por sectores industriales

Independientemente de la importancia global de los costos para la reducción de la contaminación, se hace conveniente estudiar las repercusiones por sectores de las exigencias introducidas por la política medioambiental. Ello nos dará la base necesaria para estimar las consecuencias económicas de la lucha contra la polución.

Los sectores económicos en los que el esfuerzo exigido por la depuración ambiental es más intenso, tienen, en general, una serie de rasgos comunes: habitualmente se trata de industrias básicas; industrias entre cuyos inputs figuran en elevada proporción las materias primas sin transformar; industrias capital-intensivas; o industrias intensivas en energía.

INVERSIONES PARA EL CONTROL DE LA POLUCION EN EE.UU.

SECTORES	GASTOS EN 1.975				% Inversiones antipolución / Inversión total en planta y equipo		
	TOTAL	AIRE	AGUA	RESIDUOS SOLIDOS	1.974	1.975	1.976 (prevista)
Toda la Industria	6.549	3.790	2.362	396	5,0	5,8	6,1
1- Manufacturas:	4.475	2.494	1.736	245	8,0	9,3	8,9
- Bienes duraderos:	1.775	1.161	529	85	7,3	8,1	7,9
Metales primarios	1.012	750	221	41	16,6	17,2	17,3
Hierro y Acero	396	261	135	1	12,1	13,5	18,8
Metales no férreos	546	425	82	39	21,8	24,1	18,8
Maquinaria eléctrica	136	34	93	9	6,8	5,8	6,6
Otra maquinaria	83	40	37	6	1,8	1,8	2,2
Material de transporte	116	51	50	15	3,7	3,4	4,1
Vehículos de motor	86	35	38	13	4,1	3,9	4,8
Aeronaves	26	14	11	1	2,9	2,8	2,8
Piedra, Arcilla y vidrio ...	198	164	31	3	12,9	14,3	11,5
Otros bienes duraderos	229	122	97	10	4,5	5,3	4,3
- Bienes no duraderos:	2.700	1.333	1.208	160	8,7	10,3	9,6
Alimentación	175	71	92	12	4,7	5,2	5,4
Textiles	31	15	15	1	3,3	4,6	5,8
Papel	489	273	189	27	19,3	16,8	15,0
Química	684	250	394	40	0,3	10,9	11,5
Petroleo	1.239	684	483	72	10,1	11,8	9,8
Caucho	41	25	14	2	3,2	4,0	4,6
Otros bienes no duraderos ..	41	14	22	6	1,8	2,8	2,6
2- Sectores no manufactureros: ..	2.074	1.296	626	152	3,0	3,2	4,1
Minería	73	32	31	10	1,8	1,9	2,7
Ferrocarriles	35	11	21	3	2,2	1,4	1,5
Transporte aereo	11	6	4	1	0,7	0,6	1,1
Otros transportes	41	12	19	10	2,3	1,4	2,1
Servicios Públicos	1.700	1.138	466	96	7,9	8,4	10,1
Electricidad	1.650	1.123	438	89	8,9	9,7	11,9
Gas y otros	50	16	28	6	1,5	1,5	1,1
Comunicaciones, comercio y otros	214	97	84	33	0,6	0,6	0,6

No es difícil deducir de la información contenida en el cuadro, la mayor importancia que están teniendo en, prácticamente, todos los sectores, las inversiones para el control de la polución del aire. Esto parece explicarse por la urgencia de alcanzar los standards de la Clean Air Act, con todas sus modificaciones posteriores. La reducción de la polución del agua, en cambio, está llamada a ir ocupando una fracción de la inversión total mayor que ahora, en cuanto los sectores implicados deban acomodarse a los standards señalados para 1.977 y 1.983 en las Enmiendas de 1.972 a la Federal Water Pollution Control Act (23).

Por lo demás, es patente el notable porcentaje que la inversión antipolución tiene en ciertos sectores respecto de la inversión anual total. Así ocurre, entre otros, en las industrias básicas del hierro y acero, las de metales no férreos, el sector químico, el del petróleo, la producción de electricidad, el sector del cemento, etc. en los que ese porcentaje supera el 10% de la inversión anual en alguno de los años de referencia.

En cualquier caso, ese porcentaje se sitúa alrededor del 6% de la Inversión Industrial Total en el año 1.976, cifra que coincide con las estimaciones hechas por McGraw-Hill para 1.974 (24). De acuerdo con estas últimas estimaciones, la inversión antipolución en los principales sectores industriales creció el 365%,

en términos reales, entre 1.967 y 1.974, y el 550%, en dólares corrientes, para los mismos años, computándose en esas cifras solamente las inversiones correspondientes a los Sectores del aire y del agua (25).

7.7.2.- Impacto en el crecimiento económico

El influjo de las medidas antipolución en el crecimiento económico global del país no parece ser excesivamente importante. Indudablemente, las consecuencias de tener que dedicar una fracción de los recursos reales disponibles a la reducción de las emisiones de contaminantes, medición de las mismas, mejora de su dispersión, etc. dependerán en gran medida del grado de ocupación de los factores productivos.

Cuando las inversiones por razón de política ambiental hacen elevarse la demanda de medios de producción por encima de lo que sería normal, la consecuencia que se sigue es un mayor crecimiento del PNB. Sin embargo, también pueden seguirse reducciones de ésto, por generarse cuellos de botella en la oferta de determinados bienes, o por desviar la inversión de su normal afectación a la producción de bienes y servicios computados en el PNB, hacia utilizaciones "no productivas" en términos de las medidas económicas convencionales.

El mismo resultado se obtendría si las inversiones anticontaminación impiden la moderni-

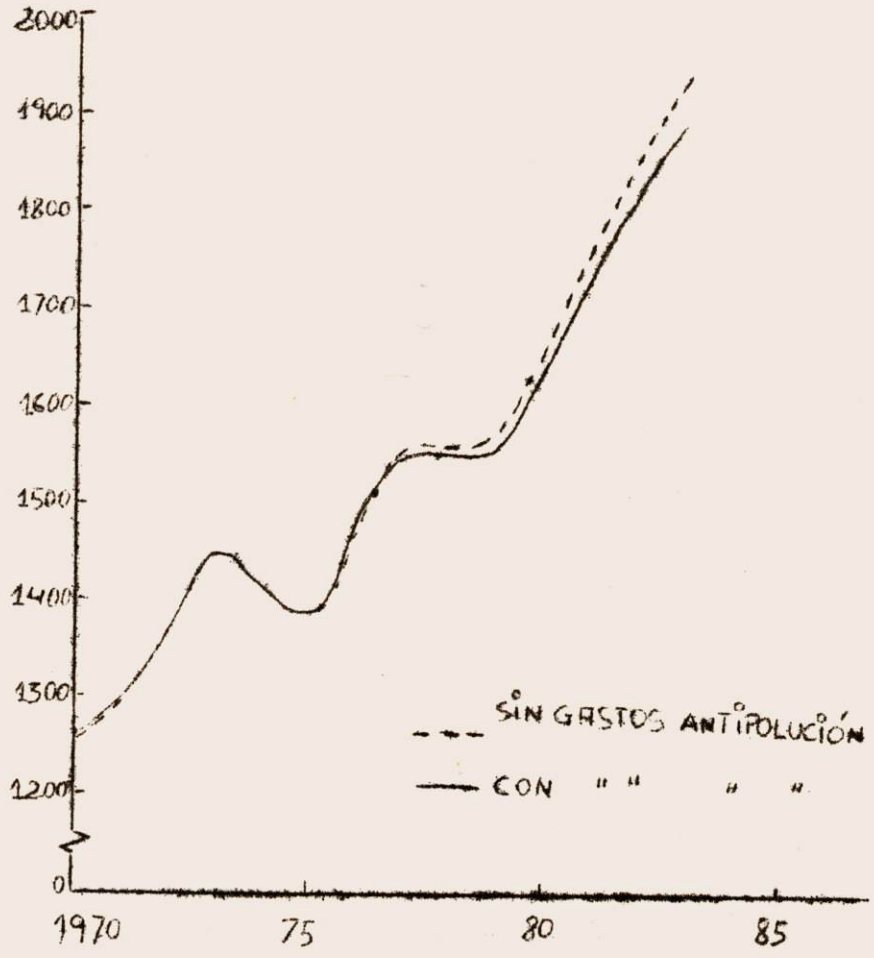
zación o el aumento de la capacidad productora de los sectores económicos, al producirse escasez de recursos para la inversión productora. La posible caída de la productividad iría acompañada de menores tasas de crecimiento del PNB en el futuro. Otra dificultad adicional puede provenir de la elevación de los tipos de interés generados por la acrecentada demanda de fondos prestables para la financiación de las inversiones. Esto mayor costo de capital se traduciría en una posposición o no realización de algunas inversiones (26).

Los costes incrementales en recursos reales para la reducción de la contaminación (inversión más costes de operación y mantenimiento menos impuestos) alcanzaban, aproximadamente el 1,1% del PNB de 1.974. Esta proporción se estima crecerá hasta aproximadamente el 1,5% en 1.979, para estabilizarse posteriormente hasta 1.983 al crecer a tasas similares los costes de la inversión y el PNB. Después de esa fecha, el porcentaje señalado descendería. La inversión privada, por su lado, excluyendo las fuentes móviles, era del orden del 2,5% de la inversión bruta privada interior y cercana al 4,5% del total de la inversión privada industrial en planta y equipo en 1.975. Esos ratios crecerán, aunque de modo moderado, hasta 1.979, en que caerán temporalmente para volver a elevarse y alcanzar un segundo máximo en 1.983.

De todos modos, los estudios patrocinados por la EPA y el CEQ de los Estados Unidos, conducen a previsiones bastante optimistas sobre el impacto de la lucha contra la polución en el crecimiento económico. No parecen existir motivos razonables para creer en una sustancial alteración en los mercados de capitales ni desplazamientos de la inversión significativos que impidan la expansión del capital directamente productivo, como resultado de la demanda de inversión anticontaminación. Por ello, aunque el alza de los tipos de interés puede afectar al mercado de la construcción, no es de esperar que la productividad -y el crecimiento del PNB- se vean sustancialmente alterados (27).

De acuerdo con esos estudios, los gastos para el control de la contaminación estarían estimulando en los años 1.974-1.976 el crecimiento del PNB por encima del que se alcanzaría de no darse tales gastos, ya que significan la movilización de recursos que de otro modo quedarían desempleados. Conclusión bastante aceptable en principio, dada la recesión que tras la crisis energética conoce la economía de los Estados Unidos. A medida que la economía salga de la recesión, este efecto de estímulo tendería a aminorarse, al sustituir estos gastos a otros gastos "productivos". Hacia final de la década se sentiría un efecto depresivo, aunque ligero, en el PNB previsto, originado por el alza de precios concomitante a la lucha antipolución. De todos modos, el efecto neto

provisto es pequeño, pues no supone sino la reducción del PNB en 2,2% a final de la década respecto de lo que hubiese sido de no darse medidas para la protección ambiental.



ESTIMACION DEL PNB CON GASTOS Y SIN GASTOS ANTIPOLUCION

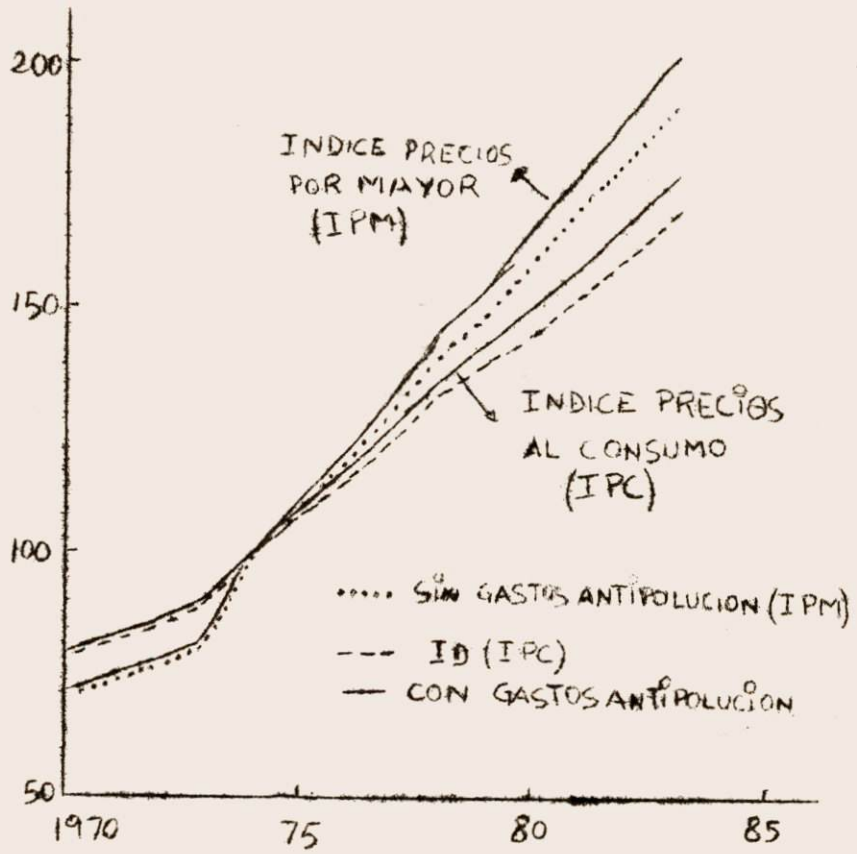
FUENTE: CEQ, 1.976 Report, pag. 149

7.7.3.- Impacto en los precios

Como ya estudiamos en detalle en partes anteriores del trabajo, la internalización de los costes de la polución, supone un cambio en los precios relativos de bienes y factores que normalmente ha de conducir a elevaciones en el nivel general de precios. El grado de repercusión es función de la rigidez de las medidas adoptadas y de la estructura económica en su sentido más amplio. Para los EE.UU. se dispone de algunos estudios que autorizan un moderado optimismo en cuanto a los efectos inflacionistas globales de la política ambiental. Existen casos en los que las alzas de precios pueden ser notables, como ocurre con los automóviles. Así, según el informe de 1.976 del CEQ, el precio del automóvil "medio" sería aproximadamente 280 dólares más elevado en 1.976 que si no hubiesen existido medidas de protección ambiental, siendo atribuible un 71% de ese incremento de costo a la introducción de mecanismos de control de las emisiones (28).

No obstante, para el conjunto de los precios, las alzas son mucho menos sustanciales (29). Los estudios disponibles muestran un aumento de la tasa de inflación anual del orden del 0,3% al 0,5% entre 1.970 y 1.983 como resultado de las medidas ambientales. El Indice de precios de consumo se estima era en 1.976 un 1,6% más alto de lo que hubiese resultado sin medidas antipolución. Esta diferencia habría de

crecer hasta un 4% en 1.983, lo que es un efecto acumulado francamente modesto si tenemos en cuenta las alzas anuales de los precios a que está sometida la economía americana, y casi todas las economías occidentales.



FUENTE: CEQ, 1.976 Report, pag. 148.

Debe tenerse muy en cuenta que las estimaciones realizadas suponen un correcto funcionamiento económico, es decir, la ausencia de estrangulamiento de sectores productivos, que-de ocurrir- podrían elevar sustancialmente los precios en tales áreas económicas. Naturalmente, la previsión de esos "accidentes" escapa las posibilidades de los modelos utilizados, en términos generales.

7.7.4.- Impacto en el Empleo

El control de la contaminación puede afectar positiva o negativamente al empleo, de modo paralelo a lo que ocurre con el crecimiento económico a corto plazo. Los cierres de plantas provocados por las nuevas regulaciones, o la reducción del ritmo de expansión del capital "productivo" ocasionado por las inversiones antipolución requeridas, serán factores que incidirán negativamente en el empleo. Pero las inversiones anticontaminación también crean puestos de trabajo, del mismo modo que el mantenimiento y operación de las nuevas instalaciones (30).

La EPA mantiene un sistema de información continua para averiguar las pérdidas de puestos de trabajo atribuibles a la política ambiental. De acuerdo con los datos proporcionados por este mecanismo de alerta, hasta el primer trimestre de 1.976 se habían producido 81 cierres de empresas que afectaban a 17.600 puestos de trabajo (31). Pero, como pone de relieve el CEQ (32), la mayor parte de los cierres de plantas se producen en instalaciones obsoletas que hubiesen tenido que clausurarse aún sin medidas anticontaminación. Por otro lado, tales cierres no llevan siempres aparejados una pérdida de puestos de trabajo igual al número de trabajadores empleados en ellos, puesto que, en ocasiones, los cierres van acompañados por aumentos de capacidad de producción o traslados de instalaciones hacia otras plantas de una misma empresa.

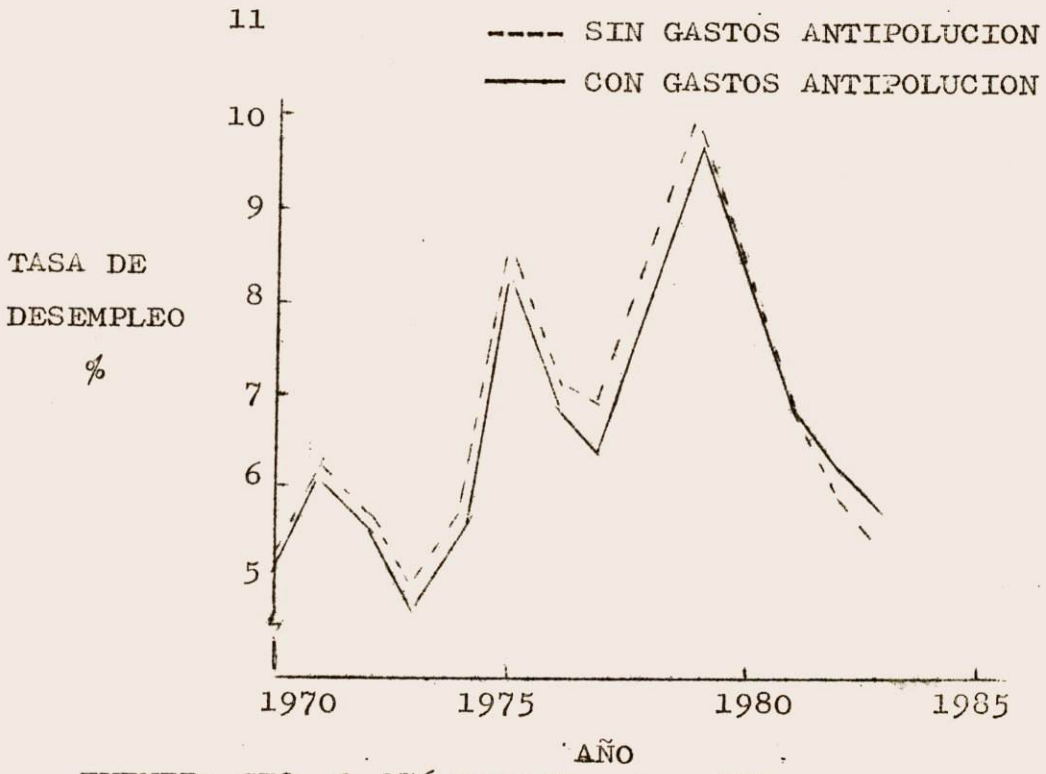
La creación de puestos de trabajo asociada con la lucha por la protección ambiental es significativa en algunos sectores, especialmente en el de la contaminación de las aguas. De acuerdo con algunos estudios realizados (33), en la construcción de plantas municipales de tratamiento de aguas residuales, un gasto de 1.000 millones de dólares genera entre 53.000 y 82.000 puestos de trabajo, de los que sólo 20.000 corresponderían a los trabajadores directamente implicados en la construcción de las instalaciones, correspondiendo el resto a los comprometidos en el suministro de bienes y servicios para el consumo de los trabajadores directos y en la fabricación de bienes y equipo necesarios para las instalaciones de tratamiento. Esta cifra viene a equivaler, aproximadamente, a la proporción de 1.000.000 de pesetas por puesto de trabajo creado, al tipo de cambio actual.

En el mismo sentido, el Bureau of Labor Statistics ha estimado que 1 millón de dólares gastados en investigación y administración de los programas de control de la contaminación generaba de 76 a 78 puestos de trabajo.

Para obtener una imagen más general de los efectos en el empleo a lo largo del tiempo hemos de referirnos, como anteriormente, a las estimaciones realizadas mediante modelos macroeconómicos específicos (34).

Según esas estimaciones, el empleo se ha visto mejorado en la situación de recesión de la economía americana, debido al incremento de gasto que la legislación federal ambiental ha producido. Más específicamente, la tasa de desempleo en 1.976 sería 0,4% más baja de lo que hubiese sido sin programas ambientales. Lo que significa que, dada la población activa americana, unas 400.000 personas más se hallarían empleadas gracias a la existencia de lucha contra la polución.

El efecto beneficioso detectado está llamado a desaparecer, según el modelo del Chase Econometrics, cuando la economía se recupere de la reacción, a medida que los gastos medioambientales sean competidores de otro tipo de gastos y que el alza de precios que los mismos ocasionan produzca un efecto recesivo sobre el crecimiento económico. De todos modos, a largo plazo, los progresos ambientales no producirán relevantes efectos netos negativos sobre el empleo (35).



FUENTE: CEQ, 1.976 Report, pag. 155.

7.7.5.- Impacto en la balanza de pagos

La evidencia disponible acredita un escaso efecto de la política ambiental sobre el comercio exterior. Las consecuencias temidas desde la implantación de medidas antipolución derivaban del riesgo de que los bienes producidos en los EE.UU. fuesen menos competitivos en el mercado mundial, o de que las empresas americanas localizasen sus nuevas plantas en el exterior del país. En realidad, a pesar de que algo de esto puede ocurrir, y de hecho ocurre, la magnitud del impacto en la balanza de pagos no es significativa según los estudios del Ministerio de Comercio y otras agencias federales (36). Y ello a pesar de que algunas exportaciones americanas han elevado sus precios, y de que ciertas importaciones se han hecho más competitivas. Las razones explicativas son de tres tipos:

a) Como ya hemos visto, los precios internos no se elevan excesivamente por razón de la política ambiental.

b) Los bienes cuyos precios se elevan más no están sujetos a fuerte competencia internacional, debido a sus características de peso, volumen, o requisitos americanos de calidad.

c) Muchos países competidores han puesto en juego, también, medidas de protección ambiental que reducen la ventaja comparativa de que podían gozar algunas de sus producciones.

7.7.6.- Impacto en la distribución de la renta

Aunque ya se ha hecho referencia a los estudios americanos sobre este punto dentro de un apartado más general, conviene para seguir la sistemática adoptada, incidir de nuevo en el tema. Según el estudio realizado por N. DORFMAN y A. SNOW para la EPA y el CEQ (37), son patentes los efectos regresivos de la política ambiental, confirmándose las ideas que a nivel teórico habían expuesto W.J. Baumol y W.E. Oates. El estudio analiza la distribución por niveles de renta de los costes incrementales del control de la contaminación del aire, y del agua en 1.972, 1.976 y 1.980. Los costes incluídos son tanto los pagados por el sector privado como por el Sector Público, que se reflejan en la economía, ya mediante mayores precios, o mediante mayores impuestos.

Las conclusiones obtenidas ponen de relieve que los costes se distribuyen de modo algo regresivo, al menos hasta el nivel de renta correspondiente al de la familia media. Para mayores niveles de renta desaparece la regresividad, según algunas de las hipótesis de repercusión de costes. Pero la regresividad general tiende a acentuarse a lo largo del tiempo, desde 1.972 a 1.976 y a 1.980.

En las familias de renta más baja la regresividad se manifiesta tanto en el aumento de costes del sector público (impuestos) como en los del sector privado (precios). En las familias de renta

más alta, los costes antipolución que pasan a través del sector público, se distribuyen progresivamente. Los costes representaban para la familia de renta media aproximadamente un 0,5% de su renta en 1.972, esperándose que creciese en 1.976 y 1.980 a proporciones alrededor del 1,5%. Tanto las familias de renta más baja como las de más alta renta sufrirían una incidencia superior a la de la familia de renta media.

Finalmente puede indicarse que el modo de financiación de la lucha antipolución parece decisivo para concluir sobre la equidad de su distribución. Así, los costes pagados por el Gobierno Federal y por los Estados miembros -financiados con impuestos progresivos- se distribuyen de modo progresivo, al revés de lo que ocurre con los pagados por los Gobiernos Locales y la industria privada. Entre todos los costes antipolución, los de efectos más regresivos son los gravámenes a las familias para cubrir los servicios de saneamiento y tratamiento de residuos sólidos (38).

7.8.- Ayudas estatales al sector privado

En EE.UU., como en la mayor parte de los países que han adoptado una política anticontaminación, se ha tratado de evitar los efectos indeseables que su puesta en práctica podía acarrear a ciertas empresas y sectores. Si los efectos globales sobre las principales magnitudes económicas no parecen ser exageradas, a la luz de los estudios existentes, ello no obsta

para que determinadas empresas se vean particularmente afectadas. Por esta razón, y teniendo en cuenta que la consecución de los objetivos previstos puede requerir un esfuerzo especial durante la fase transitoria de adaptación para determinados agentes contaminadores, se han puesto en vigor diversos mecanismos de apoyo y estímulo, destinados a aliviar las cargas que esos agentes deben soportar. Todos ellos constituyen formas de subvención que reducen los costes de la inversión antipolución de las empresas o los costes de la depuración de sus residuos.

7.8.1.- Instrumentos financieros:

Ante los problemas de escasez de capital y la consiguiente alza de los tipos de interés, la forma más obvia de reducir los costes de las inversiones antipolución es el abaratamiento de los tipos de interés del dinero prestado, para las empresas que lo dediquen a esa finalidad.

a) Mercado de bonos industriales

Las empresas pueden financiar sus inversiones anticontaminación mediante bonos emitidos en los mercados estatal y municipal, por el Estado y las municipalidades. El interés de estos bonos está exento de impuestos federales, por lo que pueden colocarse a tipos más bajos que los bonos normales. En 1.975, más de 2.500 millones de dólares en bonos con esta finalidad

habían sido emitidos, estimándose que reducían en un 20% los tipos de interés a los que las empresas pueden obtener dinero a crédito (39).

Esta forma de subsidio tiene el inconveniente de reducir los ingresos fiscales federales, de una parte, y de elevar los tipos de interés a los que obtienen dinero prestado los órganos del Gobierno, ya que los bonos en cuestión compiten con otros bonos exentos de impuestos. Varias estimaciones han puesto de relieve que por cada dólar de subsidio que la industria recibe mediante este mecanismo, el Gobierno en general afronta un coste de 3 a 4 dólares por razón de pérdida de ingresos fiscales y de aumento de los costes financieros de los empréstitos (40).

Además esta forma de ayuda propende a beneficiar más a las grandes que a las pequeñas empresas, incapaces éstas de hacer frente a los gastos de emisión de los empréstitos o de acudir a los mercados municipales de bonos.

b) Programa de préstamos a pequeñas empresas

La EPA y la Agencia para las pequeñas empresas (Small Business Administration, SBA) administran conjuntamente un programa para facilitar a estas entidades la adopción de medidas antipolución. La EPA verifica que las inversiones proyectadas tienen

ese fin, tras lo cual las empresas pueden recibir de la SBA créditos a bajo interés y de una duración de hasta 30 años para la la financiación de esas instalaciones. Por el momento, a pesar de la deficiente información existente (41), no parece que las cifras de préstamos sean excesivamente elevados en relación con las inversiones anticontaminación llevadas efectivamente a cabo.

7.8.2.- Subvenciones indirectas

a) El programa de subvenciones a las plantas municipales de tratamiento de aguas es, seguramente, la principal forma de subvención para las pequeñas y medianas empresas obligadas a adoptar medidas de depuración de sus efluentes líquidos. La subvención no se produce directamente, sino indirectamente, y viene dada por la posibilidad de que las empresas utilicen las instalaciones colectivas de tratamiento para la depuración de sus propios efluentes. Naturalmente, para el buen funcionamiento de las plantas colectivas, las empresas han de someter sus residuos a un cierto "pretratamiento", y además contribuir con una tasa que cubre los gastos de inversión y de funcionamiento. No obstante, la subvención existe en cuanto que las empresas se

benefician de las economías de escala de las instalaciones colectivas, -frente a la alternativa del tratamiento individualizado de sus propios residuos-, y en cuanto que la tasa pagada no cubre los intereses correspondientes al 75% de la inversión en las plantas, que corre a cargo del presupuesto federal. La subvención que ésto supone depende de la importancia del "pretratamiento" que las empresas deben realizar en sus propios efluentes antes del vertido a las instalaciones colectivas. De todos modos, la National Commission on Water Quality (42) ha estimado el manto de la subvención implícita en un 45%, por término medio, del costo del tratamiento, si este se produjese individualmente por cada empresa.

Este mecanismo de ayuda tiende a beneficiar más intensamente a las pequeñas que a las grandes empresas que pueden no sólo sacar partido de su mayor dimensión sino d diseñar plantas de tratamiento específico en función de las características de sus efluentes.

b) Ventajas fiscales

Aunque menos importantes que los ya mencionados, existen diversos mecanismos que implican la exención o bonificación en determinados impuestos. Este es el caso en ciertos Estados y municipios de la

exención de impuestos que gravan la propiedad o las ventas, y la bonificación de los impuestos sobre la renta. Igualmente, es aplicable a las inversiones ambientales la desgravación por inversiones existente a nivel federal para todas las inversiones industriales (43).

NOTAS AL CAPITULO VII

(1) Sobre esta distinción véase A.C. FISHER y F.M. PETERSON, The Environment in Economics: A. Survey, Journal of Economic Literature, Marzo 1.976, vol. XIV, nº 1.

(2) La lista que sigue se ha elaborado en base a los Informes de 1.974, 1.975 y 1.976 del CEQ americano.

(3) La política del Medio Ambiente en USA atribuye, en general, a la Environmental Protection Agency (EPM) la responsabilidad de la regulación y control de la contaminación. Aparte de la contaminación del aire a la que nos referimos en el texto, existen otra serie de campos con disposiciones legales específicas. Así, The Federal Water Pollution Control Act Amendments of 1.972, estrecha los límites de emisión señalados anteriormente buscando, en primer lugar, la utilización de la "best practicable technology" para, en un período ulterior, llegar a la "best available technology". También se prevé la asistencia masiva del Gobierno Federal a los gobiernos estatales,y locales sobre todo para el control del saneamiento y depuración de aguas urbanas. The Noise Control Act de 1.972 autoriza a la EPA para marcar standards de ruido para categorías precisas de vehículos y productos. Las sustancias peligrosas son objeto de diversas disposiciones federales y no han tenido un único organismo responsable de su control. Sin embargo, los pesticidas son regulados por la EPA, de acuerdo con la Fodoral Environmental Pesticide Control Act de 1.972. Las radiaciones son de la responsabilidad conjunta de la EPA y la Nuclear Regulatory Commission.

(4) Sobre estos puntos véase W.H. MIERNYK y J.T. SEARS, Air Pollution Abatement and Regional Economic Development, obra citada, pag. 1 y SS.

(5) Sobre estos puntos véase Informes anuales del CEQ, 1.974 y 1.975

(6) Algunos de los más conocidos son: R.G. RIDKER, Economic Costs of Air Pollution: studies in measurement, Nex York, Praeger, 1.967; L.B. LAVE y E.P. SESKIN, Air Pollution and human health, Science, 169, 21 de Agosto 1.970, pag. 723-733; C.G. JUSTUS, J.R. WILLIAMS, y J.D. CLEMENT, Economic Costs of Air Pollution Damage, preparado para Southern Services Inc., Birminghan, Alabama, por Science Technology and Research, Inc. Atlanta, Mayo, 1.973; J.A. JAKSCH y H.H. STOEVENER, Outpatient Medical Costs Related to Air Pollution in the Portland, Oregon Area, EPA 600/5-74-017, Washington, Government Printing Office, 1.974; T.E. WADDELL, The Economic Damages of Air Pollution EPA -600/5-74-012, Washington D.C., Government Printing Office, 1.974.

(7) Senate Committee on Public Works, Health Effects of Air Pollution, Senate Report Nº 92-369, 1 de Agosto de 1.974.

(8) Review of Health Effects of Sulfur Oxide. Informe publicado por David Rawls, National Institute of Environmental Health Services, Octubre 9, 1.973.

(9) CEQ: 1.975 Report, pag. 326.

(10) CEQ: 1.976 Report, pag. 10.

(11) Véase EPA, The National Air Monitoring Program: Air Quality and Emissions Trends, Annual Report, EPA-4501/1-73-001a y EPA'450/1-73-001b, Research Triangle Park, N.C., Agosto 1.973; y también: EPA, Monitoring and Air Quality Trends, 1.972, EPA-450/1-73-004, Research Triangle Park, N.C., Diciembre, 1.973.

(12) CEQ: 1.974 Report, pag.

(13) CEQ: 1.975 Report, pag. 267-268.

(14) CEQ: 1.974 Report, pag. 125 y 126, y EPA, "Estimated Changes in human Exposures to Suspendend Sulfate Attributtable to Equipping Light Duty Motor Vehicles with Oxidation Catalysts", 1.974.

(15) CEQ: Energy and The Environment, 1.973, pag. 9-10.

(16) Véase, CEQ, 1.975 Report, pag. 52-55 y 1.976 Report, pag. 4-8.

(17) Véase, CEQ, 1.975 Report, pag. 562.

(18) Para mayores detalles sobre la forma de estimación, puede consultarse CEQ, 1.975 Report, pag. 561 y SS.

(19) Véase CEQ, 1.976 Report, pag. 146-147.

(20) Sobre estos puntos, véase CEQ, 1.975 Report, pag. 525 y SS.

(21) Para una información detallada de los gastos de los Gobiernos en USA, consúltese la publicación anual del U.S. Bureau of the Census, Government Finances in the United States, Government Printing Office, Washington.

(22) La estimación de los costes privados de transacción no está disponible de forma separada de los costes de reducción, por lo que no pueden hacerse comparaciones con los correspondientes al Sector Público. Véase CEQ, 1.975 Report, pag. 529.

(23) Véase CEQ, 1.975 Report, pag. 521.

(24) McGraw-Hill Publications Company, Annual McGraw-Hill Survey of Pollution Control Expenditures, Nox York, 1.968 y siguientes años.

(25) CEQ, 1.975 Report, pag. 521. Para un análisis detallado de los sectores de papel, transformados metálicos, electricidad, químico, y hierro y acero, consúltese al Informe de 1.976 del CEQ, pag. 154-162.

(26) Véase por ejemplo R. LIPKE y otros, "The Impact of Pollution Standards on Shortages, Inflation, Real Income, and Unemployment, Based on Analysis of the Paper Industry and All Manufacturing", preparado para the American Paper Institute, Pollution Control Task Force, 1.975; B. BOSWORTH, J.S. DUESENBERRY, A.S. CARRON, "Capital Needs in the Seventies", Washington D.C., The Brookings Institution, 1.975.

(27) Véase Chase Econometric Associates, Inc., "The Macroeconomic Impacts of Federal Pollution Control Programs", preparado para la EPA y el CEQ, Springfield, Va., National Technical Information Service, 1.975.

(28) CEQ, 1.976 Report, pag. 147. Sobre este tema pueden consultarse las no coincidentes estimaciones contenidas en los siguientes trabajos: EPA, toh Cost of Clean Air, Washington D.C., Government Printing Office, 1.968-74; National Academy of Sciences, "Report by the Committee on Motor Vehicle Emission", preparado para la EPA, Febrero 1.973;

(29) CEQ, The Economic Impact of Environmental Programs, Sprinffield, Va., National Technical Information Service, Noviembre-Diciembre, 1.974.

(30) CEQ, Pollution Control and Employment, Febrero 1.976; también, CEQ, Environmental Programs and Employment, Abril, 1.975.

(31) EPA, First Quarter Report of the Economic Dislocation Early warning System, 21 de Mayo de 1.976.

(32) CEQ, 1.976 Report, pag. 153.

(33) U.S. Department of Labor, Bureau of Labor Statistics, "Impact of Federal Pollution Control and Abatement Expenditures on Manpower Requirements", Bulletin 1.836, Washington D.C., Government Printing Office, 1.975.

(34) Véase la versión de 1.976 de Chase Econometrics, Inc., "The Macroeconomic Impacts of Federal Pollution Control Programs: 1.976 Assessment", 1.976.

(35) CEQ, 1.976 Report, pag. 154 y 155.

(36) Véase, U.S. Department of Commerce, The Effects of Pollution Abatement on International Trade, Washinton D.C., Government Printing Office, 1.973, 1.974, 1.975.

(37) N. DORFMAN y A. SNOW, "Who bears the cost of Pollution Control", Sprinffied, Va., National Technical Information Service 1.973.

(38) Véase también R. DORFMAN, Incidence of the Benefits and Costs of Environmental Programs, AER, Febrero, 1.977, Pag. 333-340.

(39) Weekly Bond Buyer, 26 de Enero, 1.976, pag. 1, Columna 4.

(40) Por ejemplo, G.E. PETERSON y M. GALPER, "Tax Exempt Financing of Private Industry's Pollution Control Investment", Public Policy, Vol. XXIII, 1.975, pag. 81-103.

(41) Véase CEQ, 1.976 Report, pag. 151-152.

(42) National Commission on Water Quality, "Staff Draft Report", Washington D.C., 1.975, pag. I-35.

(43) CEQ, 1.976 Report, pag. 152.

CAPITULO VIII

LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE ATMOSFERICO EN JAPON

8.1.- Introducción y marco logislativo

La importancia del problema ambiental en Japón está fuera de toda duda. Pero igualmente puede afirmarse de los esfuerzos puestos en obra para su resolución.

Desde la época Meiji, hace ochenta años, en que se inicia el proceso de crecimiento económico moderno (1), hasta la actualidad, el avance material de la economía japonesa ha sido aceptado como paradigma del crecimiento rápido. Las tasas alcanzadas por el PNB del Japón tras la Guerra Mundial última no han sido superadas por ninguno de los países industrializados. Lo que, si bien ha colocado al Japón en un nivel digno en la escala de rentas por cápita (2), no ha dejado de tener sus consecuencias en el terreno social y ambiental. Durante la década de los 60 la tasa de crecimiento acumulativo anual del PNB ha sido del 11,2%, a pesar de que el Plan lanzado por el Gobierno para el período 1.961-1.970, preveía una tasa de crecimiento del 7,2% anual. Este enorme crecimiento se ha basado en gran medida en la industria de base y, en particular, en un fuerte avance de los sectores: químico, construcción naval, siderurgia, automotriz, caucho, cemento, equipo electrónico, etc. Ciertamente, muchas de estas industrias son fuertes contaminadoras de la atmósfera y otros medios, pero existen otros rasgos estructurales de Japón que han agravado el problema de la contaminación derivado del crecimiento industrial acelerado.

La topografía del país es enormemente accidentada, ocupando las montañas el 80% de la superficie total. Además de ésto, el territorio nacional está constituído por multitud de islas e islotes, todo lo cual produce que de sus 370.000 Km^2 de extensión, sólo un 18% sean utilizables a efectos de construcción o urbanización (3). De otra parte, la numerosa población japonesa (4) da lugar a una densidad de 280 habitantes/Km^2 que, si es elevada en términos absolutos, se acentúa enormemente al considerar las tasas de urbanización. En 1.972, el 70% de la población vivía en ciudades, y un 58% de los habitantes de ciudades se hallaban concentrados en las tres grandes metrópolis de Tokyo, Osaka y Nagoya (5).

La elevada tasa de urbanización y de concentración geográfica, unida a la fuerte densidad humana e industrial, y al elevado crecimiento del consumo de energía y del parque automovilístico (6) que han acompañado al proceso de crecimiento del PNB, no podían sino conformar un cuadro nada favorable a la protección de la naturaleza y del Medio Ambiente, en general.

Los excesos cometidos en el desarrollo industrial se hicieron sentir pronto en forma de elevadas tasas de emisiones de polvos, humos, gases y deterioro de ríos y zonas costeras. Y, paralelamente, la población fué tomando conciencia de las consecuencias negativas de la falta de un adecuado cómputo ambiental en los programas de desarrollo industrial. Las movilizaciones de grupos de ciudadanos no se hicieron esperar. Dos hitos importantes en la historia de la política ambiental japonesa merecen reseñarse.

El Consejo de Ministros japonés aprobó en 1.955 la creación del complejo petroquímico de Yokkaichi, en la Prefectura de Mie, que entraría en actividad en 1.960. Los notorios efectos sobre la salud, provocados por las múltiples emisiones del complejo, llevaron a nueve ciudadanos a interponer un recurso legal contra seis sociedades del complejo, solicitando daños y perjuicios por la aparición de la enfermedad popularizada como "asma de Yokkaichi". El favorable resultado para los demandantes del proceso seguido, supuso un enorme cambio en la actitud ciudadana, empresarial y gubernamental ante la industrialización y la conservación de los recursos. El Tribunal no sólo reconoció la responsabilidad de las sociedades, sino que puso de relieve la omisión por parte de la Administración Pública de estudios previos para evaluar los costes y beneficios de la citada implantación industrial. En adelante incumbiría al Estado y a las Colectividades Locales la toma de medidas administrativas para evitar la contaminación antes de todo proyecto de desarrollo industrial (7).
Esta decisión llevaría a la adopción del procedimiento de "Evaluación de Impacto Ambiental", como luego se verá.

Pero la conciencia ciudadana había tomado para entonces gran amplitud, sobre todo a raíz del famoso caso de la bahía de Minamata. En fecha tan temprana como 1.953, los pescadores de ese lugar empezaron a mostrar los síntomas conocidos como del "Sombrero loco": timidez, ansiedad, irritabilidad y alucinaciones, seguidos, en ocasiones, por trastornos mentales o incluso por la muerte. La razón de tal catástrofe se debía a las emisiones de mercurio de una factoría situada en la bahía.

Al parecer, las bacterias del cieno convierten el mercurio en mercuriato de metilo, compuesto que se acumula en la cadena alimentaria. La pesca tuvo que ser suspendida en la bahía (8).

Fruto de las inquietudes levantadas por estos hechos fué, en primer lugar, la Smoke and Soot Regulation Law (Junio 1.962), que tenía por objeto (9):

1- La designación de fuentes de emisión de humos.

2- La fijación de normas de emisión para las partículas sólidas contenidas en los gases de las chimeneas.

3- La fijación de normas de emisión para los óxidos de azufre en 0,2% en volúmen.

4- Designación de zonas de vigilancia, en las que las anteriores normas debían respetarse.

5- Responsabilización del Gobernador Provincial en el control permanente de la polución.

6- Institución de medidas de alerta y urgencia.

7- Especificación de sustancias nocivas que deberían vigilarse para prevenir accidentes.

Aunque la ley permitió controlar las emisiones de polvos, su reducido ámbito de aplicación pronto hizo sentir la necesidad de nuevas disposiciones, a medida que los problemas se agravaban o aparecían otros nuevos.

La situación del complejo petroquímico de Yokkaichi aconsejó al Gobierno la formación en 1.964 de una comisión de encuesta, llamada KUROWA por el nombre de su director. Las conclusiones del estudio llevado a cabo constituyeron las bases de la ley-marco de 1.967 (Basic Law

for Environmental Pollution Control, Agosto 1.967). Fundamentalmente, quedaba puesto de relieve en esas conclusiones, la necesidad de trascender el enfoque puntual y aislado de los problemas ambientales, para abordarlos de manera coordinada y completa. A este nuevo enfoque contribuían también las movilizaciones ciudadanas, ocurridas en diversos lugares, que habían conseguido el abandono de determinados proyectos de ampliación industrial (10).

La nueva ley tenía como objetivos la protección de la salud humana y la conservación de los recursos naturales, tomando en cuenta de modo secundario los objetivos y consideraciones económicas. Sus principios inspiradores pueden resumirse (11) en los siguientes:

1- Institución de normas de Calidad para el aire, el agua y el ruido.

2- Establecimiento de programas completos de lucha contra la polución para ciertas regiones.

3- Promulgación de principios que transfieren al sector público la responsabilidad de la afectación de los costes de la lucha ambiental.

4- Creación de un mecanismo de solución de los diferendos relativos al Medio Ambiente, y adopción de medidas especiales de ayuda a las víctimas de la polución.

Por otro lado, la ley definía las responsabilidades de la Administración Central y de las Colectividades Locales, así como las correspondientes a la industria.

La ley sobre humos de 1.962 fué derogada, siendo sustituída en Junio de 1.968 por la Air Pollution Control

Law. Sus líneas principales se reducen a las cuatro siguientes (12):

1- Las normas de emisión para los óxidos de azufre se calculan a partir de las emisiones totales de cada foco por hora y de la altura de las chimeneas, obteniéndose la concentración máxima esperada a nivel del suelo en las condiciones meteorológicas más desfavorables. Este principio general se aplica de modo específico para cada fuente de emisión y cada región, definiéndose varios tipos de regiones según la contaminación ya existente en ellas y las previsiones sobre crecimiento del consumo de combustibles.

2- Se prescriben normas sobre implantación al mismo tiempo que normas de calidad del aire para los óxidos de azufre, que deben ser alcanzadas mediante la aplicación de normas rigurosas de emisión en cada distrito.

3- Se refuerzan las medidas de urgencia.

4- Se prescriben normas de emisión para los gases de escape de los automóviles, correspondiendo el control de su aplicación al Gobernador de la provincia.

A pesar de los avances sobre la legislación anterior, un buen número de insuficiencias de la ley de 1.968 fueron haciéndose patentes. En particular la ley de 1.968 no contenía restricciones a las emisiones de gases de humos, y de metales tóxicos, ni regulaciones para el control de la circulación de automóviles. La llamada "Dieta de la polución" (13) corrigió sustancialmente la ley de 1.968, mediante modificaciones múltiples de las que cabe destacar la eliminación de la disposición sobre la concordancia entre la defensa ambiental y el desarrollo eco

nómico (14). Múltiples disposiciones se han ido sucediendo, desde entonces, tanto de rango legal como reglamentario, extendiendo y precisando la política de reducción de la contaminación atmosférica.

La legislación actual sobre contaminación del aire, comprende las siguientes disposiciones:

- Air Pollution Control Law: integrada por la "Air Pollution Control Law" de 1.968, las enmiendas contenidas en la "Gas Industry Law Amendments" (13 de Abril, 1.970), la "Law on the Settlement of Environmental Pollution Disputes" (1 Junio de 1.970), la "Air Pollution Control Law Amendments" (25 de Diciembre de 1.970) y la "Environment Agency Establishment Law" (31 de Mayo de 1.971).

  Aparte de la legislación básica existen una serie de reglamentos de aplicación, conteniendo, en su mayoría, normas técnicas:

  - Enforcement Ordinances of Air Pollution Control Law: dictadas en 1.968 y enmendadas y completadas sucesivamente en 1.969, 1.970, 1.971, 1.972, 1.973, y 1.975.

  - Enforcement Regulation of Air Pollution Control Law: orden dictada por los Ministerios de Salud y Bienestar Social y de Industria y Comercio Internacional en 1.971, enmendada por la Oficina del Primer Ministro en 1.972 y 1.974.

  - Standards de Calidad del Aire: contenidos en la Notificación nº 25 de la Agencia Ambiental, de 8 de Mayo 1.973, y que comprende normas para el dióxido de azufre, el monóxido de carbono, las partí-

culas en suspensión, el dióxido de nitrógeno y los oxidantes fotoquímicos.

La legislación japonesa para el aire incluye también disposiciones específicas acerca del ruido (Ley 98/1.968 y modificaciones posteriores) y de los olores ("Offensive odor control Law", Ley 91/1.971), que por su específico carácter no analizaremos aquí (15). Debe también indicarse que, desde un punto de vista más amplio, la política ambiental japonesa contiene disposiciones legales y acciones administrativas específicas en los terrenos de la polución de las aguas, residuos sólidos, suelo, empleo de posticidas, etc. que no pueden analizarse en detalle en estas páginas (16).

8.2.- Contaminación del aire y política correctora

8.2.1.- Evolución general de la contaminación del aire

En términos generales puede decirse que la contaminación ha presentado síntomas de mejora en la tendencia en los últimos años, como consecuencia tanto de las medidas puestas en vigor a partir de 1.965, como , en los últimos tiempos, de la recesión económica mundial que ha incidido fuertemente en la actividad económica japonesa. A pesar de la dificultad de presentar un índice sistemático y único de la calidad ambiental, puede obtenerse una visión general de la evolución de ésta mediante el análisis de la tendencia de los contaminantes más representativos.

INDICE DE CAMBIOS EN LA CONTAMINACION ATMOSFERICA

ELEMENTOS	1.969	1.970	1.971	1.972	1.973	1.974
OXIDOS DE AZUFRE	0	+	+	+	+	+
OXIDOS DE NITROGENO	0	-	0	0	-	0
MONOXIDO DE CARBONO	+	+	-	+	+	+
HIDROCARBUROS	-	-	-	+	+	+
NUMERO DE "ALERTAS" DEBIDAS A OXIDANTES		(-)	-	-	-	+
INDICE DE MEJORA		-20	-40	40	20	80

FUENTE: ENVIRONMENT AGENCY, Quality of the Environment in Japan, 1.976, pag. 3 y elaboración propia.

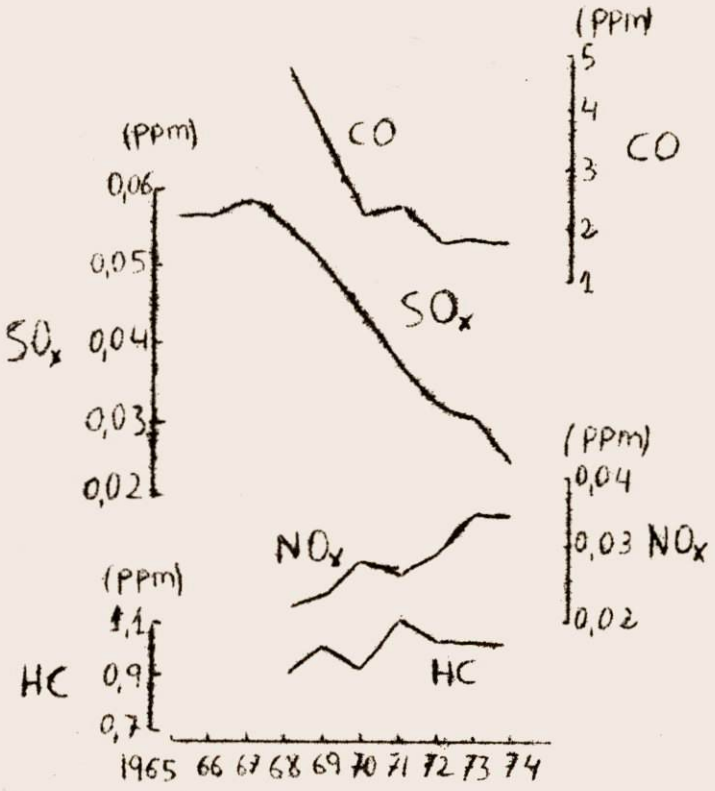
En el cuadro anterior, los cambios en el nivel de polución se determinan comparando las medias anuales observadas en estaciones sensoras homologadas. El signo "+" expresa una mejora sobre el año anterior; el signo "-" un empeoramiento; y el símbolo "0", que no existe cambio apreciable. El Indice de mejora se calcula mediante la expresión:

$$\frac{\text{Nº de Elementos que mejoran}}{\text{TOTAL de Elementos}} \times 100$$

Las ponderaciones atribuídas son: +1 en caso de mejora; -1, en caso de empeoramiento; 0, cuando no hay variación apreciable. Por lo que si todos los elementos mejoran de un año a otro, el índice será +100, en tanto que si todos empeoran será -100.

En estas condiciones se constata que hasta 1.971 hubo un agravamiento en la situación, que empieza a mejorar a partir de 1.972, con una considerable salto positivo en 1.974, en que, prácticamente, todos los elementos considerados mejoran respecto del año anterior. Las conclusiones no varían sustancialmente cuando además de los elementos contaminantes del aire se considera la situación de las aguas (17).

Una visión más precisa se alcanza observando las medias anuales de concentración de los principales contaminantes atmosféricos en los años para los que existen datos comparables.



A) Oxidos de Azufre

La contaminación debida a los óxidos de azufre creció fuertemente hasta 1.967, debido en gran manera al creciente consumo de combustibles fósiles. A partir de esa fecha los niveles de concentración descienden fuertemente, gracias a los esfuerzos realizados en depuración y utilización de combustibles con bajo contenido de azufre. Las medias de concentración correspondientes a 15 estaciones sensoras situadas en áreas muy contaminadas descienden de un máximo de 0,059 ppm en 1.967 a 0,024 ppm en 1.974, lo que supone una reducción del orden del 60% en los niveles de contaminación.

Por otro lado, el número de estaciones sensoras en las que se cumplen los standards de calidad del aire para óxidos de azufre, ha pasado del 34% al 69% entre 1.972 y 1.974.

CUMPLIMIENTO DEL STANDARD DE CALIDAD PARA SO_2

	AÑO FISCAL 1972		AÑO FISCAL 1973		AÑO FISCAL 1974	
	CIUDADES	ESTACIO.	CIUDADES	ESTACIO.	CIUDADES	ESTACIO.
Nº TOTAL	248	685	326	921	406	1.125
Nº DE LAS QUE CUMPLEN	75(30%)	227(34%)	151(46%)	424(46%)	256(63%)	776(69%)

FUENTE: E.A. op. cit., pag. 108

B) Oxidos do Nitrógono

Esto capítulo os sin duda, uno do los problomas más graves do la contaminación atmosférica on Japón. La concontración so ha intonsificado hasta 1.973, si bion on 1.974 so aprocian signos do mojora on la situación, aunquo no muy acusados, a juzgar por las modias anuales do las 6 ostacionos quo rogistraban datos dosdo 1.968. Y si bion el número do ostacionos quo cumplon los standards anuales ha ido. orociondo on los últimos años, todavía on 1.974, do las 448 ostacionos modidoras, sólamonto 25, -os docir el 6%- cumplían los nivolos do calidad.

C) Monóxido do Carbono

La situación ha mojorado ostonsiblomonto dosdo 1.968, como so aprocia on los gráficos anterioros, habiéndoso alcanzado un grado do cumplimionto do los standards soñalados del 100% on las 77 ostacionos quo midioron las concontracionos do CO on 1.974 (18).

D) Hidrocarburos

Como os sabido, ellos son uno do los respon sablos principalos do la contaminación fotoquímica. Aunquo los datos disponiblos son insuficiontos para juzgar do la situación nacional, las modias anualos disponiblos tostifican una inostabilidad do la concontración do hidrocarburos on la atmósfora on los últimos años.

E) Oxidantes fotoquímicos

Son un contaminante secundario originado por la reacción fotoquímica de óxidos de nitrógeno e hidrocarburos. Su aparición se halla estrechamente condicionada a las condiciones atmosféricas prevalentes, por lo que los índices de concentración son muy variables. A pesar de ello, el número de veces en que según la Air Pollution Control Law ha existido una situación de alerta, ha descendido continuamente en 1.974 y 1.975, tras haber crecido ininterrumpidamente hasta 1.973.

F) Partículas en suspensión

Entendiendo por tales las correspondientes a diámetro inferiores a 10 micras, que permanecen largo tiempo en el aire, con probables consecuencias en la salud humana, la situación es preocupante. Las informaciones disponibles para 1.974 ponen de relieve que de 88 estaciones con mediciones significativas, sólamente 16 alcanzaban el standard de calidad señalado.

Mejor es la situación por lo que hace referencia a partículas de mayor tamaño, apreciándose que entre 1.970 y 1.974, de 766 estaciones de medición el porcentaje de las que registraban valores mensuales medios de 10 Tm/Km^2 o más ha caído del 40% al 15%, denotando una clara tendencia a la mejoría.

8.2.2.- Standards de calidad del aire

El 8 de Mayo de 1.973 la Environment Agency hizo públicas las normas de calidad para los diferentes contaminantes objeto de control (20). Son éstos el dióxido de azufre, el monóxido de carbono, las partículas en suspensión, el dióxido de nitrógeno, y los oxidantes fotoquímicos. Por tanto, se trata de las mismas sustancias que ya habíamos contemplado al hablar de los EE.UU. Las normas de calidad, tal como se contienen en la disposición señalada son:

CONTAMINANTE	NORMA DE CALIDAD
1- Dióxido de Azufre:	La media diaria de valores de una hora debe situarse por debajo de 0,04 ppm., y los valores de una hora no deben sobrepasar 0,1 ppm.
2- Monóxido de Carbono:	Media diaria de valores de una hora $<$ 10 ppm. Media de ocho horas $<$ 20 ppm.
3- Partículas en suspensión:	Media diaria de valores de una hora $<$ 0,10 mg/m^3 Valores horarios $<$ 0,20 mg/m^3
4- Oxidos de nitrógeno:	Media diaria de valores de una hora $<$ 0,02 ppm.
5- Oxidantes fotoquímicos:	Valores horarios $<$ 0,06 ppm.

Ha de tenerse en cuenta que las normas señaladas no son fruto de un único acto legislativo o administrativo, sino el fruto de una historia de perfeccionamientos continuos. Tras la ley básica de 1.967 se dictaron normas de calidad para los óxidos de azufre, monóxidos de carbono y partículas en suspensión, que serían revisadas para hacerlas más exigentes en Mayo de 1.973 (21) Por otro lado, la "Dieta de la polución" (Diciembre de 1.970) modificó la ley básica, suprimiendo la exigencia de concordancia entre el desarrollo económico y la lucha contra la contaminación. De ahí que la comparación de las normas de calidad antes precisadas con las de otros países no pueda hacerse de modo inmediato.

En primer lugar la definición legal de standards no siempre es coincidente en su forma de expresión. Además, los métodos de medición aprobados varían de unos países a otros. Es ilustrativo a estos efectos la comparación del standard americano para los óxidos de nitrógeno y la correspondiente norma japonesa:

En los EE.UU. el objetivo de calidad para NO_x, expresado en dióxido de nitrógeno, es un valor medio anual de 0,05 ppm. El valor señalado para Japón es de 0,02, referido a la media diaria de valores horarios (22). Ahora bien:

1º- El standard japonés está fijado por razones de protección de la salud humana, sin prestar atención al mantenimiento del equilibrio en la economía. En los EE.UU., en cambio, se especifica la importancia de las consideraciones económicas, al referirse la Clean Air Act al aumento de la capacidad productiva.

2º- El standard japonés es un objetivo a un plazo relativamente largo, en tanto que en EE.UU. ha de alcanzarse en el plazo de tres años (o cinco en casos excepcionales), tras la aprobación del "implementation plan". En otros términos, a la luz de las directrices de la organización mundial de la salud (OMS), el standard japonés se corresponde con las metas a largo plazo y el americano con las metas a corto plazo que tal organismo propugna.

3º- La base del señalamiento del standard en Japón fueron las experiencias de formación del tejido pulmonar en experimentos con animales, por lo que el standard se fijó a un nivel más que suficiente para prevenir inflamaciones crónicas de los bronquios tras largas exposiciones a pequeñas dósis del contaminante, en presencia de otros tipos de contaminantes. En cambio, en los EE.UU., el criterio prevalente fué la prevención de efectos cuasiagudos, por lo que se estableció un margen más amplio y sólo fue considerda la acción aislada del dióxido de nitrógeno (23).

Con intención de comparar los standards japoneses con los de algunos países de la OCDE, se presenta el siguiente cuadro en que las cifras pueden entenderse como comparables técnicamente.

NORMAS DE CALIDAD DEL AIRE EN JAPON Y OTROS PAISES(1975)

(a)

	SO_2 (ppm)	Partículas (mg/m^3)	NO_2 (ppm)
JAPON	0,04	0,10	0,02
CANADA	0,06	0,12	0,10 (b)
FINALANDIA	0,10	0,15	0,10
ITALIA	0,15	0,30	n.d.
EE.UU.	0,14	0,26	0,13 (c)
R.F.A.	0,06	n.d.	0,15 (d)
FRANCIA	0,38	0,35	n.d.
SUECIA	0,25	n.d.	n.d.

(a) Todos los valores correspondientes a medias diarias

(b) Ontario

(c) El objetivo en EE.UU. se expresa en valor anual medio (0,05 ppm). La cifra aquí dada es un equivalente sujeto a crítica.

(d) La norma alemana es 0,05 ppm para exposiciones a largo plazo y de 0,15 ppm para exposiciones a corto plazo.

FUENTE: OCDE (1.977), Politiques de L'environnement au Japon, pag. 29.

Como puede apreciarse, las normas de calidad del aire son, en Japón, mucho más estrictas que en otros países.

Con las anteriores precisiones que tratan de delimitar el sentido de los standards japoneses, pueden entenderse las disposiciones que fijan su plazo de cumplimiento. La Notificación de la Environment Agency de 8 de Mayo de 1.973 aclara que deben realizarse los

esfuerzos necesarios para mantener o alcanzar los standards de calidad propuestos:

a) En una "fecha próxima" para el monóxido de carbono, partículas en suspensión y oxidantes fotoquímicos.

b) En el plazo de cinco años, en principio, para el dióxido de azufre.

c) Tan pronto como sea posible en el plazo de cinco años para el dióxido de nitrógeno. Sin embargo, en las áreas de excesiva densidad de población con gran dos complejos industriales habrán de hacerse los esfuerzos indicados para alcanzar otro standard temporal dentro del plazo de cinco años, acometiéndose ya las tareas de desnitrificación y aplicación de otras tecnologías para alcanzar los standards finales en el plazo de ocho años. El standard temporal mencionado supone que el número de días en que la media diaria de valores horarios de dióxido de nitrógeno ha de estar por debajo de 0,02 ppm, se mantenga al nivel del 60% o más del número total de días del año (24).

Por lo dicho, la política del ambiente atmosférico en Japón, lo mismo que en EE.UU., formula sus objetivos finales en términos de standards de calidad ambiental, con un claro énfasis en la salud humana. La consecución de las metas exige una estrategia compleja que se articula alrededor de un conjunto de acciones dirigidas al control de emisiones y a la adopción de ciertas tecnologías anticontaminantes. Estrategias que se hallan contenidas en planes de diverso ámbito espacial y sectorial.

8.2.3.- Estrategia de Control

8.2.3.1.- Formulación de Programas de Control de de la Polución

De acuerdo con el artículo 19 de la Ley Básica para el Control de la Contaminación, un total de 50 regiones, -en 7 fases-, han debido formular programas para el control de la contaminación. En cada una de las 7 fases se han ido añadiendo nuevas regiones hasta completar las 50 que van a disponer de programa de control. Hasta 1.976 habían sido aprobados 41 programas correspondientes a otras tantas regiones, que abarcaban del orden del 50% de la población del país (25).

El contenido de estos planes queda claro analizando las líneas básicas transmitidas a los Gobernadores de las regiones de la fase 7 en Julio de 1.975. Estas líneas habían de inspirar la formulación concreta realizada por cada región.

1- Objetivos: no son otros que la reducción por debajo de las metas señaladas, entendiéndose por metas los correspondientes valores de los standards de calidad ambiental para cada tipo de contaminantes. El plazo de cumplimiento en las regiones de la fase 7 se fija, como máximo, en el año fiscal de 1.980.

2- Medidas de control: éstas han de variar según las características de cada región, pero, en cualquier caso, ha de prestarse atención a los aspectos siguientes:

a) Medición de las emisiones de contaminantes; estudio de la capacidad asimilativa del medio y del impacto ambiental producido por la contaminación, para adoptar las medidas correctoras necesarias.

b) Deben ponerse en relación las decisiones sobre localización de nuevas plantas y ampliación de las existentes con los efectos previsibles sobre el Medio Ambiente, de modo que no sólo no se agrave la contaminación de la región, sino que pueda reducirse.

c) Debe establecerse un mecanismo de vigilancia y medida de la contaminación en la región, que permita la evaluación de los resultados de la política de control.

d) Los planes de desarrollo regional han de ser revisados a la luz del objetivo de preservación ambiental.

3- Aprobación de los planes: Los planes de control de las regiones, una vez elaborados, han de ser aprobados por

el Primer Ministro, conforme dispone la Ley Básica para el Control de la Contaminación Ambiental de 1.967.

8.2.3.2.- Medios de control por grupos de contaminantes

A) Oxidos de Azufre:

Los medios de control pueden agruparse en varios apartados.

1- Control de emisiones: Del mismo modo que para los EE.UU., el alcance de unos objetivos de calidad ambiental, para una capacidad asimilativa dada, lleva consigo la exigencia del control de las emisiones de contaminantes.

La Air Pollution Control Law de 1.968, introdujo un sistema de determinación de las emisiones basado en la altura de las chimeneas. Cada foco emisor puede realizar un volúmen de emisiones por hora que viene dado por la fórmula

$$q(N\ m^3/h) = K.10^{-3}\ Ho^2$$

En que Ho es la altura efectiva de la chimenea, dada por la altura real de la chimenea más la altura a la que se eleva el penacho de humos. K es una constante especificada para cada re-

gión, según una clasificación de rangos. Así, un control más estricto de las emisiones significa un valor de K más bajo.

En la práctica, desde la implantación del sistema, los valores de K se han ido revisando a fin de permitir una progresiva aproximación a los niveles de calidad del aire determinados por la legislación. Por otro lado, en ciertas zonas muy congestionadas se aplica un valor K más estricto a los focos contaminadores de nueva creación o a la ampliación de focos contaminadores existentes (standards especiales de emisión).

STANDARDS ORDINARIOS (VALORES K) DE EMISION DE SO_2

RANGO DE PRIORIDAD	1	2	3	4	5	6	7	8
VALOR K	3	3,5	4,67	6,42	8,76	11,7	14,6	17,5
Nº DE AREAS	6	7	16	11	17	27	15	-

FUENTE; E.A., op. cit., pag. 116 y 117. Valores señalados desde Abril de 1.975.

Los valores ordinarios de K oscilan entre 3 y 17,5. Las grandes áreas metropolitanas se hallan incluídas en el primer rango de prioridad (valor de K más bajo). Este es el caso de la mayor parte

del área de Tokyo, Yokohama, Kawasaki, Nagoya, Yokkaichi, Osaka, Sakai, Kobe, etc.

Los standards espaciales (más exigentes) se aplican según tres órdenes de prioridad, a los que corresponden valores de K entre 1,17 y 2,34. Ciertas zonas de las áreas metropolitanas citadas se han visto imponer un valor de K de 1,17, situándose al nivel más estricto del control de emisiones.

2- Control de emisiones totales

Algunas limitaciones del anterior sistema llevaron a introducir en Junio de 1.974 una enmienda a la Air Pollution Control Law, tendente a instaurar en ciertas áreas un sistema de control sobre el volumen total de emisiones. Este sistema se aplica a áreas de gran concentración de plantas contaminantes en que la utilización del sistema tradicional llevaría a la falta de cumplimiento de los standards de calidad del aire.

El método propugnado hace empleo de sistemas científicos de previsión: se calcula el volumen de emisiones compatible con la calidad ambiental a través de modelos en los que se computan las condiciones topográficas y meteorológicas de la región y la localización de los focos contaminadores. Obtenido el nivel de emisiones compatible con el mantenimiento de la calidad ambiental, se señalan límites máximos de emisión para los focos de más de una determinada dimensión ("establecimientos especialmente señalados"), y standards para

la utilización de combustibles, aplicables a los otros focos. Estos últimos standards se refieren al contenido de azufre de los combustibles utilizados.

Hasta Diciembre de 1.975 se habían designado 19 regiones para la aplicación de este tipo de control, en las que tenía lugar el 60% del consumo de combustibles líquidos del país, y el 40% de las emisiones totales de óxidos de azufre (26).

En la aplicación de las normas de emisión a los "establecimientos especialmente señalados", normalmente se atribuyen normas más exigentes a los establecimientos más grandes, dada su mayor capacidad para adoptar medidas de control. En los casos de ampliación o construcción de nuevos focos, cabe la aplicación de límites de emisión más estrictos que para los focos existentes. Por otro lado, a los focos a los que se les señalan standards para el uso de combustibles estas normas no han de tener efectos más severos que si se tratase de límites de emisión.

3- Medidas para reducir el contenido de azufre de los combustibles

Para permitir el cumplimiento de las anteriores estrategias de control, se han promovido acciones tendentes a reducir el contenido de azufre de los combustibles utiliza-

dos. Varios medios han sido puestos en práctica:

a) Reducción del contenido de azufre de los crudos de petróleo.

b) Reducción del contenido de azufre de los combustibles pesados importados.

c) Desulfuración de los combustibles pesados utilizados.

d) Depuración de las emisiones de gases sulfurosos de las chimeneas.

Debe indicarse, en este sentido, que la primera planta de desulfuración del mundo fue construída en el Japón en 1.967 (27).

B) Oxidos de Nitrógeno:

Ya se ha señalado la tendencia creciente en las concentraciones de óxidos de nitrógeno. Sin embargo, las mayores incertidumbres existentes en este terreno, comparativamente a lo que ocurre con los óxidos de azufre, han producido una mayor tardanza en la adopción de medidas.

En Mayo de 1.973, tras diversos estudios, se señala el standard de calidad del aire en término de dióxido de nitrógeno. Ya explicamos el sentido que había que dar a esa norma. La estrategia de control seguida varía según se trate de fuentes fijas o fuentes móviles. Nos referiremos en este apartado solamente a las primeras.

En Agosto de 1.973 se señalan los primeros standards de emisión para instalaciones fijas emisoras de gases de nitrógeno. Estos standards abarcan diversas instalaciones de combustión y calderas, distinguiéndose entre instalaciones existentes y nuevas instalaciones, para las que los límites de emisión autorizados son más estrictos. Esta primera fase fue seguida en Diciembre de 1.975 por la puesta en marcha de una segunda fase que pretendía reducir los límites de emisión sobre los permitidos en la primera fase. Los nuevos niveles exigidos en las emisiones entraron en vigor el 10 de Diciembre de 1.975 para las nuevas instalaciones y estaba previsto que entrasen en vigor el primero de Diciembre de 1.977 para las instalaciones ya existentes.

Con estas modificaciones, del orden de 3.000 instalaciones contaminantes se hallaban sujetas a control, comprendiendo del orden del 60% de las emisiones de óxidos de nitrógeno por fuentes fijas. La reducción en las emisiones que se prevé alcanzar con las dos fases descritas es del 25% (28).

La posibilidad de implantar un sistema de "control-total" de emisiones como el aprobado para los óxidos de azufre está sujeta a estudio aunque la falta de conocimiento todavía reinante en este campo dificulta considerablemente su puesta en práctica.

C) Oxidantes fotoquímicos

La formación proviene de reacciones fotoquímicas en las que intervienen óxidos de nitrógeno e hidrocarburos. La reducción de los niveles de emisión de hidrocarburos, -provinientes en buena parte de los automóviles- y de los óxidos de nitrógeno, ha de contribuir a hacer menos factible la aparición de nieblas fotoquímicas. Aún cuando la acción directa sobre las emisiones de oxidantes es -por lo dicho- imposible, sí cabe la adopción de medidas de emergencia en caso de aparición de "smog" y, sobre todo, la acción preventiva para impedir su formación.

En las distintas prefecturas del país se han previsto medidas a adoptar en casos de atención ("warning"), alarma, o de seria emergencia, -según el grado de concentración de los oxidantes-, que se traducen en limitaciones a la actividad de las fuentes emisoras de óxidos de nitrógeno y de hidrocarburos. En el mismo sentido, se está investigando en la elaboración de modelos de prevención de la aparición de oxidantes fotoquímicos, que permitan adoptar las medidas precisas para hacer imposible esa aparición.

D) Otras sustancias contaminantes:

Aparte las normas de emisión indicadas, existen normas de emisión para partículas emitidas por fuentes fijas y para ciertas sustancias

tóxicas como cadmio, clorina, hidrógono clora-, do, fluorina y plomo, conformo provó el artículo 3, apartado 2-(2), do la Air Pollution Control Law.

E) Fuentes móviles:

Nos roferimos aquí fundamentalmonto a las modidas adoptadas para controlar los gasos do oscapo do los automóviles. Diversos standards do omisión so han ido fijando, rostringiondo progresivamonto los límitos do omisión a modida quo nuevas tecnologías iban siondo aplicables, poro el conjunto do modidas adoptadas va más allá quo el soñalamionto do máximos do omisión.

1- Límitos do omisi´n

Contemplan variedad do vohículos, -según soan para automóviles o camionos y autobusos; según tongan por combustiblo gasolina y gasos licuados do potróleo o gas-oil- por lo quo sólo mencionaromos los tipos más caractorísticos. Las normas afoctan al monóxido do carbono, hidrocarburos, y óxidos do nitrógono, on caso do automóviles do pasajoros con motor do gasolina. Existo standard do omisión do partículas on los oasos do motoros diosol.

Resumiondo las normas impuostas a los automóviles, puodo docirso quo tras las modificacionos oporadas on 1.976, los standards

señalados conducen a una reducción del 95% en el monóxido de carbono emitido, del 92% en los hidrocarburos y del 73-80% en los óxidos de nitrógeno, respecto de los automóviles no sujetos a control. Similares controles no dejan de acarrear problemas en forma de mayor consumo de combustible, si bien la tecnología adoptada para el cumplimiento de los standards de 1.976 ha mejorado parcialmente el rendimiento de los automóviles por unidad de combustible, en relación con la adoptada para el cumplimiento de los standards de 1.975 (29).

Una comparación con las normas de emisión americanas puede ser útil para apreciar el grado de exigencia alcanzado en el Japón.

NORMAS DE EMISION PARA AUTOMOVILES EN JAPON Y EE.UU. (gr/Km)

CONTAMINANTES	PAIS		1.973	1.974	1.975	1.976
CO	U.S.	- Federal	24,2	24,2	9,3	9,3
		- California	24,2	24,2	5,6	5,6
	JAPON		18,4	18,4	2,1	2,1
He	U.S.	- Federal	2,11	2,11	0,93	0,93
		- California	1,99	1,99	0,56	0,56
	JAPON		2,94	2,94	0,25	0,25
NO_x	U.S.	- Federal	1,86	1,86	1,93	1,93
		- California	1,86	1,24	1,24	1,24
	JAPON		2,18	2,18	1,2	0,86 0,6 (x)

FUENTE: E.A., op. cit., pag. 137.

A la vista del cuadro es posible decir que los máximos tolerables han descendido en los años contemplados mucho más rápidamente en Japón que en los EE.UU. Los niveles de HC y NO_x eran más altos aún en Japón que en EE.UU. en 1.973, siendo en la actualidad considerablemente más bajos. Como dice la Environment Agency del Japón: las cifras no pueden compararse estrictamente por sus valores nominales, dada la diferencia de métodos de medición, "pero puede afirmarse que los límites permisibles en el Japón se han convertido en los más estrictos del mundo, yendo un paso por delante de los límites para California que son los más estrictos de los EE.UU." (30).

2- Reducción del contenido de plomo de la gasolina

Ante acontecimientos de contaminación de plomo observados en 1.970 en el área de Tokyo y, tras diverso estudios, fueron aprobadas por el Ministerio de Comercio Internacional e Industria una serie de medidas conducentes a:

1- La prohibición de aditivos de plomo en la producción de gasolina normal a partir de Febrero de 1.975.

2- Facilitar la elección por los consumidores del tipo de gasolina utilizada mediante cuatro tipos de etiquetas de obligatoria exhibición por los expende-

dores: "Sin plomo", "gran velocidad con plomo añadido", "mezcla" y "plomo añadido".

3- Racionalización del transporte

Las medidas anteriores son insuficientes en las áreas congestionadas de elevado tráfico, por lo que se hace preciso reducir y reestructurar el transporte, como solución de más amplio porte.

Desde 1.974 la National Police Agency ha puesto en vigor planes de control de tráfico para 168 ciudades de más de 100.000 habitantes. En las ciudades mayores, empezando por Tokyo, planes bianuales han sido aprobados con el objetivo de reducir el volumen de tráfico en un 10%, mediante modificación de la estructura urbana y de la red de comunicaciones. Algunas medidas específicas son:

a) Concesión de prioridad en las calles a los autobuses, expansión de zonas de aparcamiento prohibido, y creación de áreas peatonales, con el objetivo de sustituir el transporte privado por el colectivo.

b) Racionalización del transporte de mercancías, mediante la prohibición de estacionamiento y la supresión de grandes vehículos en ciertas calles.

c) Reducir la proporción de taxis vacíos mediante la creación de mayor número de paradas de estacionamiento.

d) Otras medidas contemplan la racionalización de las señales de tráfico, el control de las velocidades de tráfico, etc. con vistas a aumentar la distancia media recorrida por vehículo, a la par que se reduce el número de éstos y el volumen total de omisiones.

8.3.- Consecuencias económicas del control de la contaminación

lo ambicioso del programa ambiental descrito hasta aquí nos autoriza a barruntar importantes consecuencias económicas tanto para el sector público como para el sector privado. En la medida que disponemos de datos abordamos a continuación el análisis de algunos de los principales problemas suscitados por la política ambiental. A pesar de que nos hemos referido casi únicamente a la contaminación del aire, el análisis económico irá referido a todo el programa ambiental japonés, sin perjuicio de que en algunos casos puedan separarse las consecuencias económicas del control ambiental atmosférico de los otros sectores implicados por la política ambiental.

El análisis de los efectos económicos de la política ambiental exige un previo estudio de los recursos económicos comprometidos en la reducción de la contaminación. Desgraciadamente las informaciones disponi-

blos sólo aportan datos de las inversiones efectuadas por los diferentes agentes, lo que en ningún caso puede considerarse equivalente a los "costes económicos". Siguiendo los conceptos utilizados para los EE.UU. puede distinguirse entre las siguientes nociones:

(1) - Costes de inversión: inversiones realizadas para el control de la contaminación.

(2) - Costes de funcionamiento: costes de personal, energía, etc. para el funcionamiento y conservación de los equipos instalados.

(3) - Amortización del Capital instalado: función de la vida económica del mismo

(4) - Coste de oportunidad del capital invertido: rendimiento al que ha de renunciarse al afectar recursos a la defensa del Medio Ambiente.

Los "costes económicos" -representativos de los recursos anuales inmovilizados- pueden expresarse como la suma de (2) + (3) + (4).

La OCDE (31) ha realizado en 1.974 una estimación de estos costes en Japón y otros países, que permite ilustrar la relativa mayor importancia de los costes económicos en el Japón.

ESTIMACION DE LOS COSTES ANUALIZADOS DE LOS PROGRAMAS ANTIPOLUCION CONSIDERADOS EN CIERTOS PAISES, EN % DEL PNB

	1.975	1.980
JAPON	1,4 - 3,3	n.d.
EE.UU.	0,8	1,4
R.F.A.	0,5	n.d.
SUECIA	0,2 - 0,6	n.d.
HOLANDA	0,4	1,2
REINO UNIDO	n.d.	0,1 - 0,2
ITALIA	0,3	1,0

FUENTE: OCDE, Politiques de l'environnement au Japon, Paris, 1.977, pag. 82.

Otra estimación realizada en 1.977 por la misma OCDE daba un ratio para el Japón de 1,7, que ha de entenderse como mínima.

Establecida así la incidencia de la política ambiental en primera aproximación podemos concentrarnos ya en la evolución de las inversiones por agentes.

a) Descomposición de las Inversiones antipolución por agentes

INVERSIONES ANTIPOLUCION EN 1.975

	millones de yens	% S/PNB
Admon. CENTRAL	285.000	0,2
Admones. LOCALES	1.200.000	0,8
EMPRESAS PRIVADAS (1)	1.403.000	1,0
	2.808.000	2,0

FUENTE: OCDE, (1.977), op. cit., pag. 78.

(1) Esta cifra ha de entenderse como mínima

La evolución en los últimos años ha sido creciente, principalmente por el fuerte crecimiento de la inversión de las empresas privadas.

INVERSION ANTIPOLUCION 1.970-1.975 EN % DEL PNB

AÑOS	EMPRESAS	ADMONES. PUBLICAS	TOTAL
1.970	0,4	0,6	1,0
1.971	0,5	0,8	1,3
1.972	0,5	1,0	1,5
1.973	0,6	1,0	1,6
1.974	0,7	1,0	1,7
1.975	1,0	1,0	2,0

FUENTE: OCDE (1.977), op. cit., pag. 80.

N.B: La inversión de las empresas ha de entenderse como mínima.

b) Inversiones privadas en Japón y otros países

Una idea comparativa de la importancia del esfuerzo privado inversor en el Japón se obtiene a través del cuadro siguiente.

INVERSIONES ANTIPOLUCION EN JAPON Y VARIOS PAISES (1.975)

% Inversiones empresas privadas en relación con

	Total Inversiones de las Empresas privadas	PNB
JAPON (a)	4,0	1,0
EE.UU. (b)	3,4	0,4
HOLANDA	2,7	0,3
SUECIA	1,2	0,1
R.F.A.	2,3	0,3
NORUEGA	0,5	0,1

FUENTE: OCDE (1.977), pag. 79.

(a) Estimación débil

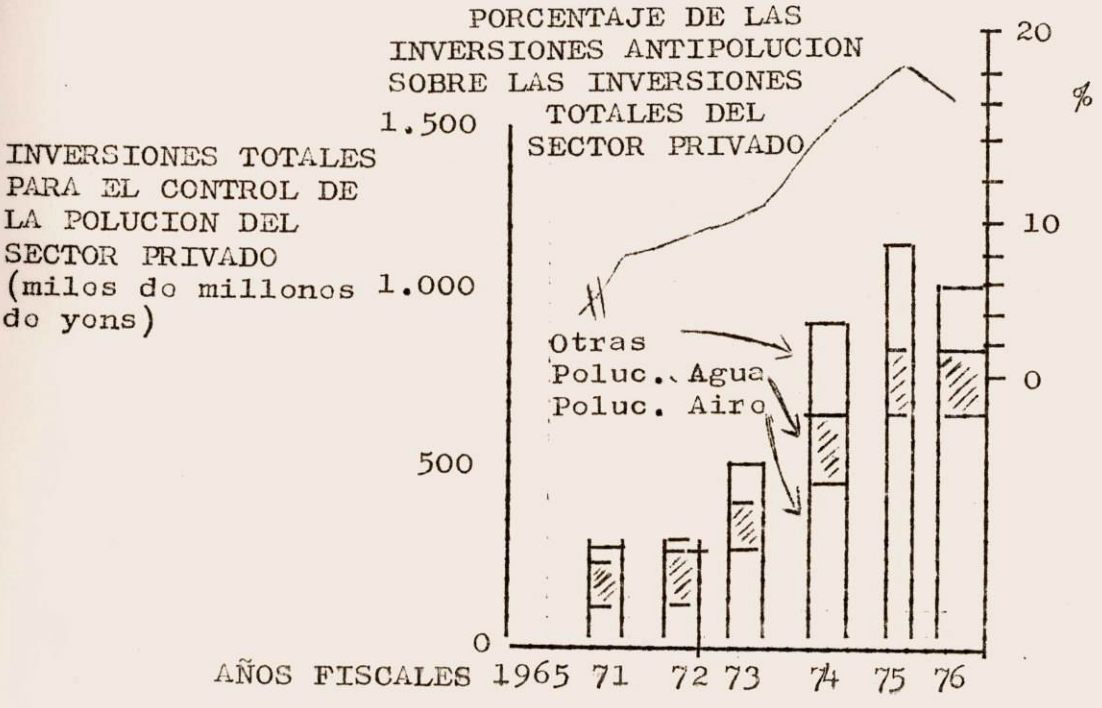
(b) 1.972

Ha de apreciarse al mayor peso de las inversiones en el Japón que en otros países desarrollados debiéndose hacer constar que las cifras de [illegible]s ci- Japón puedo[illegible]star subestimadas, como la propia OCDE reconoce, y como luego se pondrá de relieve al emplear datos de la E.P.A. japonesa.

Examinados los aspectos generales pasemos a un análisis más detallado de cada uno de los agentes.

8.3.1.- Inversiones del Sector privado

Los responsables de las instalaciones contaminadoras, a la luz de lo visto, son responsables legalmente de adecuar sus emisiones a los límites señalados. Ello implica la adopción de medidas de control que se traducen en inversiones de muy variada índole según sea la actividad generadora de contaminación, las emisiones producidas y los medios tecnológicos disponibles.



FUENTE: Ministry of International Trade and Industry: Trends in Pollution Control Expenditures in the Private Sector. Reproducido en E.A., op. cit., pag. 22.

(*) Las cifras para 1.975 son estimadas. Las cifras de 1.976 son previsiones.

A la vista del Cuadro anterior puede concluirse el fuerte crecimiento de las inversiones anticontaminación hasta 1.975, así como el predominante peso de las inversiones en contaminación del aire sobre las demás formas de contaminación.

Las inversiones del sector privado sólo alcanzaban, según la E.P.A., 29.700 millones de yens, lo que suponía el 3,1% de la inversión privada en capital fijo. En 1.969 había alcanzado ya los 100.000 millones de yens, lo que representaba el 10% de la inversión privada. A partir de aquí las tasas de crecimiento se hacen muy considerables, si bien en 1.975 y 1.976 se aprecia una caída en la tasa de crecimiento, fruto principalmente de la recesión económica iniciada en 1.974, y de la finalización de las instalaciones depuradoras de humos de chimeneas y de desulfurado de combustibles. Así, mientras las inversiones antipolución habían crecido el 55,5% y el 79,5% en 1.973 y 1.974 sobre los años anteriores, en 1.975 las estimaciones arrojan un crecimiento del 27,8% y un descenso en términos absolutos en 1.976, ambos sobre los años anteriores. Ello significa que la participación de las inversiones antipolución, -que había sido del 18,6% sobre la inversión privada en 1.975-, pasa a un valor del 16,1% en 1.976 (32). Es probable que mientras la recesión económica no se supere definitivamente, y a no ser que la legislación se haga mucho más exigente en alguno de los sectores del Medio Ambiente, este ratio se mantenga a los niveles últimamente señalados. De todos modos, no puede

ignorarse la trascendental importancia del hecho de que un 16%-18% de la inversión privada se destine a finalidades no directamente productivas. Esto se apreciará mejor al analizar los efectos sobre los costes y los beneficios empresariales. De otra parte, el peso de las inversiones es considerablemente más elevado en algunos sectores.

REPARTO POR INDUSTRIAS DE LAS INVERSIONES ANTICONTAMINACION EN 1.974

Sector	% POR INDUSTRIA DEL TOTAL DE LAS INVERS. ANTIPOLUC.	DE LAS INVER. GLOBALES
SIDERURGIA	17	17
PETROLEO	13	27
C. TERMICAS	18	47
PASTA Y PAPEL	5	24
QUIMICA	18	25
OTRAS INDUSTRIAS	29	7
TOTAL	100	14

FUENTE: OCDE, Politiques de l'environnement au Japon, Paris, 1.977, pag. 80.

Como puede apreciarse, sólo cinco sectores realizaban el 71% de la inversión privada en medios anticontaminantes. De acuerdo con la Agencia Ambiental Japonesa (33), esa proporción había pasado al 78% en 1.975, alcanzando en la industria termoeléctrica participaciones sobre

su inversión total del 48,2%, y superándose el ratio del 20% -sobre las inversiones totales del sector-, en las industrias de refino de petróleo, minera, química, pasta y papel, textil y petroquímica.

De acuerdo con los mismos datos, las inversiones privadas se dirigían predominantemente a evitar la contaminación del aire, siendo -para el conjunto de las empresas privadas- 3,38 veces mayores que las dedicadas a la inversión anticontaminante en el sector de aguas.

8.3.2.- Efectos en los costes de producción

A pesar del descenso de las inversiones originado por la recesión económica, la lucha contra las emisiones contaminantes por parte de la industria ha elevado sus costes de producción. Ha de tenerse en cuenta que además de la inversión en equipos depuradores, aparecen nuevas cargas como la amortización, pago de intereses y costes de funcionamiento implicados por las nuevas inversiones, y otros desembolsos como los originados por cambios de combustibles y por la investigación aplicada al control de las emisiones.

En el cuadro siguiente se muestra la evolución de los "costes adicionales" del control de la contaminación. En ellos se computan los debidos a la amortización, pago de intereses y costes de funcionamiento de los nuevos equipos

anticontaminación instalados en compañías con capital superior a los 100 millones de yens.

RELACION ENTRE RENTA DE LAS EMPRESAS Y COSTES ADICIONALES DEL CONTROL DE LA CONTAMINACION (miles de millones de yens)

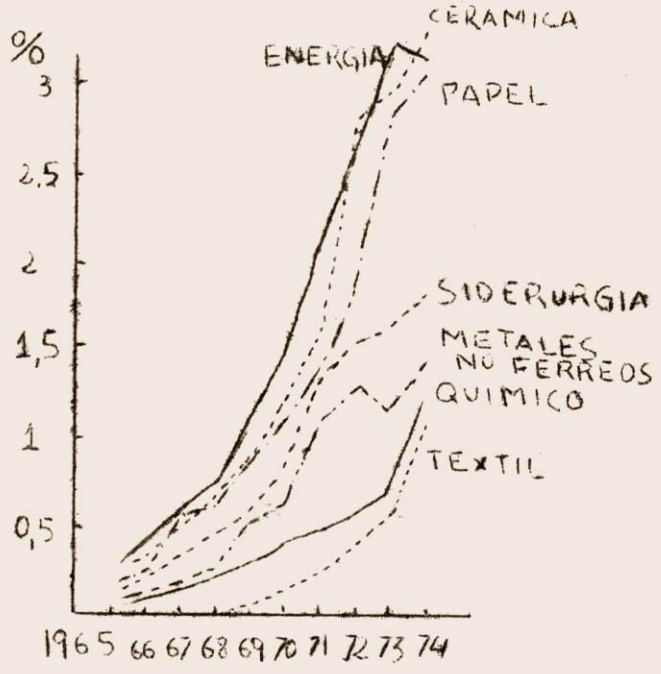
GRUPO INDUSTRIAL	AÑO FISCAL	Costos Adicionales anticontaminación (A)	Renta de las Empresas (B)	% A/B
QUIMICO	1.974	66	1.088	6,0
	1.971	7	547	1,3
ACERO	1.974	60	1.022	5,9
	1.971	23	322	7,1
ENERGIA	1.974	39	506	7,7
	1.971	11	381	2,9
PAPEL Y PASTA	1.974	28	233	12,0
	1.971	6	183	3,3
CERAMICO	1.974	23	287	8,0
	1.971	6	129	4,7
TEXTIL	1.974	20	93	21,5
	1.971	3	108	2,8
METALES NO FERROSOS	1.974	11	178	6,2
	1.971	4	77	5,2

FUENTE: E.A., op. cit., pag. 30.

Aunque no disponemos de datos para años más recientes, es posible comprobar la elevación que se ha producido entre 1.971 y 1.974 en la participación de los costes adicionales en la renta de las empresas, llegando a porcentajes superiores al 20%. En general, esa participación, indicadora del coste soportado por las empresas, no pasa del 6-8%.

Tal vez más representativo del creciente coste soportado por las empresas implicadas en la contaminación pueda resultar el ratio de gastos derivados de las inversiones acumuladas dividido por los costes de venta. Ese ratio se ha ido elevando paulatinamente con la puesta en aplicación de la política ambiental, situándose para algunos sectores fuertemente contaminadores en niveles superiores al 3% (cerámico, energía, pasta y papel). El crecimiento del ratio se ha moderado para la industria del acero y de los metales no férreos, a partir de 1.971. Aunque los ratios correspondientes a 1.974 para la industria química y textil sólo alcanzaban el 1%, su tasa de crecimiento parece considerable.

RATIO DE GASTOS DE CONTROL POLUCION/COSTES DE VENTA

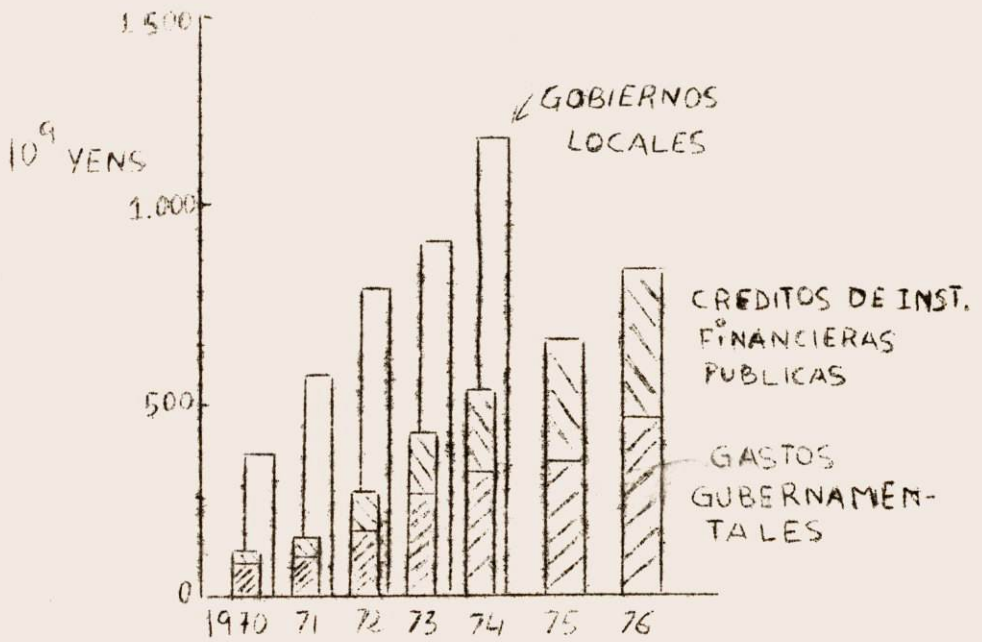


FUENTE: E.A., 1.976, pag. 31

8.3.3.- La Contribución del sector público

Tanto el Gobierno Central como los entes públicos locales (prefecturas y municipios) dedican parte de sus recursos a la defensa ambiental. No todas sus acciones se llevan a cabo, sin embargo, de modo directo. Una parte importante de sus recursos es destinada a la financiación de inversiones en equipo llevadas a cabo por los sujetos privados, especialmente empresas.

Los datos de que disponemos no permiten un análisis por sectores del Medio Ambiente, debiendo conformarnos con evaluar la contribución global del sector público a la defensa ambiental.



FUENTE: E.A., 1976, pag. 28

a) Gobierno Central

Los gastos públicos en Medio Ambiente se han elevado de modo vertiginoso. Como se expresa en el gráfico, los gastos gubernamentales específicamente destinados en el presupuesto a la conservación del Medio Ambiente se multiplicaron por seis entre 1.970 y 1.976, pasando de 82.900 millones de yens a 484.500 millones de yens. El incremento en el último año sobre 1.975 da una tasa del 27,8%, lo que significa una elevación cercana al doble de la seguida por la cuenta general del presupuesto total, que sólamente creció un 14,1%.

Por otro lado, las instituciones financieras controladas por el Gobierno han incrementado fuertemente sus préstamos para proyectos de control de la contaminación, que han pasado de 30.300 millones de yens en 1.970 a 385.200 millones de yens en 1.976. La tasa de crecimiento de 1.976 respecto de 1.975 fue del 24%, notablemente superior al aumento de las inversiones de tesorería y créditos que se elevaron en un 14,1%.

b) Gobiernos Locales

La evolución de sus consignaciones para proyectos relacionados con el control de la contaminación ha sido también muy creciente, pasando de 373.500 millones de yens en 1.970 a más de un billón de yens en 1.974, lo que significa un 5,2% del gasto total de los Gobiernos Locales.

En 1.975, los gastos de los Gobiernos Locales en medidas varias para el control de la contaminación ascendieron a 1.196.900 millones de yens, cifra que representaba un crecimiento del 25,5% sobre el año anterior. De esa cuantía, la mayor parte (89,5%) se dedicaba a tareas de construcción, entre las que destacaban las destinadas a sistemas de saneamiento (55,4%) y plantas de tratamiento de residuos (19,8%). Los gastos de funcionamiento tales como salarios y compra de instrumentos de medición, etc, alcanzaban un 5% de los gastos totales.

En cuanto a la evolución futura de la contribución del Gobierno a la conservación del Medio Ambiente, las perspectivas económicas actuales no parecen garantizar una evolución tan rápida como en períodos pasados debido a la penuria de fondos públicos disponibles, agravada por el menor crecimiento de los ingresos impositivos que impone la recesión.

De acuerdo con las provisiones del Plan Económico para 1.976-80 aprobado por el Gobierno japonés en Enero de 1.976, la economía crecería a una tasa del 6% en términos reales y del 13% en términos monetarios entre 1.976 y 1.980, frente a un crecimiento del 10,8% y 16,4% para el período 1.966-72, en términos reales y monetarios respectivamente. Esas mismas provisiones, visualizaban

una reducción del crecimiento de la inversión pública respecto de anteriores evaluaciones, si bien el porcentaje de los fondos destinados al Medio Ambiente llegaba a alcanzar un 9,9% del total de las inversiones públicas, lo que es fuertemente indicativo de la prioridad que el Gobierno japonés concede al tema ambiental.

c) Ayuda al Sector Privado

La importancia de las inversiones implicadas en la lucha por un ambiente más limpio ha llevado a la adopción de medidas que permitan tanto la disposición de fondos financieros para llevar a cabo las inversiones como la aminoración de los impactos negativos sufridos por los sujetos implicados. Distintos instrumentos pueden señalarse.

1- Ventajas fiscales

a) Amortización especial del 50% durante el primer año, para instalaciones de tratamiento de varios tipos de contaminantes.

b) "Plazos de amortización reducidos", para instalaciones de aguas, humos y hollines.

c) "Provisiones especiales" (deducciones) para empresas que por sus actividades están obligadas a invertir cantidades particularmente importantes, que les conducen a reducciones de beneficios.

Estas ventajas reducen la renta imponible de las sociedades. Siendo el impuesto sobre los beneficios de las empresas del 50%, una empresa que adquiriese 100 yens de equipos depuradores recibiría el primer año el equivalente a una devolución de 25 yens. El "equivalente-subvención" calculado para las inversiones de 1.975 sobre la base de estas deducciones supone del orden del 0,2% de las inversiones (37).

d) Reducción de impuestos sobre la producción de los automóviles poco contaminantes. Esta figura se aplicó en 1.975 y 1.976 para los automóviles de pasajeros que cumpliesen los standards de emisión señalados para 1.976 (38), jugando tanto un papel de incentivo como de reducción de costes.

e) Reducción de derechos arancelarios para el petróleo bruto desulfurado procedente de importación.

2- Préstamos a bajo interés

Distintas entidades oficiales aportan recursos financieros a los sujetos privados para la instalación de equipos anticontaminación. La más importante es la "Corporación para el Servicio de Control de la Polución Ambiental" (Environmental Pollution Control Service Corporation),

creada en Octubre de 1.965, pero existen otras instituciones con finalidades específicas que contemplan la orientación de parte de sus créditos hacia las inversiones en Medio Ambiente.

De acuerdo con la OCDE los préstamos a bajo interés concedidos con esa finalidad ascendieron en 1.974 a 318.500 millones de yens (39). La descomposición de estos créditos en 1.975 sería la siguiente:

FINANCIACION POR DISTINTAS INSTITUCIONES

(AÑO FISCAL 1.975)

INSTITUCION	CREDITOS ANTIPOLUCION (millones de yens)
1- Environmental Pollution Control Service Corporation	137.000
2- Small Business Finance Corporation	165.000
3- People's Finance Corporation	8.500
4- Japan Development Bank	221.300
TOTAL	531.800

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos contenidos en el Informe de la E.A., 1.976, op. cit., pag. 221-223.

El "equivalente-subvención" para los créditos concedidos en 1.974, valorado por la actualización de las diferencias de tipos de interés a pagar por las empresas, ascendía según la OCDE a 36.700 millones de yens, es decir, algo más del 10%

del total de préstamos y correspondiente al 1,3% de las inversiones realizadas.

Si se unen las cifras anteriores a los "equivalentes-subvención" de otras formas de ayuda a las inversiones de las empresas, se obtiene una cifra del 2,6% del total de estas inversiones. Proporción modesta frente a las subvenciones implícitas en el sistema de ayuda de otros países.

EQUIVALENTE-SUBVENCION DE LOS SISTEMAS DE AYUDA EN % DE LAS INVERSIONES PRIVADAS ANTIPOLUCION. JAPON Y OTROS PAISES (1.975)

JAPON	2,6%
R.F.A.	9,1%
HOLANDA	1,1%
NORUEGA	14,1%
SUECIA	5,3%
EE.UU.	4,5%

FUENTE: OCDE (1.977), pag. 85.

Las repercusiones sobre los costes del sistema de ayuda no parecen ser exageradas, lo que permite aceptar -dejando de lado el tema de la repercusión en los precios- la internalización de los costes del control de la contaminación conforme al principio "el que contamina, paga".

3- Subvenciones

Aunque no tiene la misma importancia que las anteriores figuras ha de citarse aquí las subvenionos concedidas por los Gobiernos locales para la instalación de equipos depuradores. En 1.974, 254 municipios y 36 prefecturas aprobaron 18.218 subvenciones, por un importe total de 8.581 millones de yens, lo que significa un importe medio de cada subvención aprobada de 471.000 yens (40).

8.3.4.- Impactos macroeconómicos

Las consecuencias económicas de carácter macroeconómico sólo pueden ser captadas mediante la simulación de la política ambiental en modelos econométricos descriptivosdel funcionamiento de la economía japonesa.

Ello permite ver el comportamiento de las variables macroeconómicas con y sin política ambiental.

a) Modelo de S. SHISHIDO y A. OSHIZAKA (41)

Este modelo combina una tabla de relaciones intersectoriales de Leontief, con un modelo macroeconómico de tipo Keynesiano. Establece dos opciones de política ambiental:

- Alternativa "suave": que implica inversiones anticontaminación en cuantía del 1,5% del PNB.
- Alternativa "dura": en la que las cifras de inversión pasan del 2% del PNB.

La primera alternativa corresponde a las cifras de inversión efectivamente realizadas, conforme al análisis anterior.

Los resultados de la simulación pueden resumirse así.

1- No hay efecto apreciable sobre la producción y el empleo

El PNB se ve "reducido" por los efectos deflacionistas que ejercen los precios bajo la influencia de las inversiones no productivas en el Medio Ambiente. Pero, simultaneamente, el PNB se ve "aumentado" por los efectos expansivos ejercidos por las rentas bajo la influencia de estas inversiones antipolución.

En los primeros años el efecto posipositivo es incluso superior al negativo, si bien luego se equilibran. Al término de los seis años contemplados en la simulación la diferencia entre el efecto-precio y el efecto-renta arroja un saldo positivo que supone un PNB mayor en 0,1% de lo que hubiera sido sin política ambiental.

2- Cambios en la estructura de la producción y empleo

Aparece aquí un efecto paradógico Efectivamente, la participación en la producción y en el empleo de la industria siderúrgica, mecánica, y de maquinaria aumenta, en tanto que disminuye en la industria alimentaria, textil y de electricidad. Es decir, en líneas generales, parte de los sectores más contaminantes (v. g. siderúrgico) se ven "beneficiados" por la política ambiental ya que a ellos se dirige, directa o indirectamente, una buena parte de la nueva demanda de inversiones anticontaminantes. El efecto-renta dominaría sobre el efecto-precio.

3- Aumento moderado de los precios

Para los seis años de la simulación el crecimiento de los precios es de tan sólo el 1,9%, cuando se aplica la opción "suave". No obstante, en algunos sectores se dan alzas apreciables. Así, por vía de ejemplo:

S. Automóvil 5,9%

Electricidad 6,2%

Siderurgia 7,6%

Pasta y Papel 7,7%

No puede decirse en consecuencia, que, de acuerdo con el modelo, la política ambiental vaya a tener consecuencias intolerables.

b) Modelo do la OFICINA DE PLANIFICACION ECONOMICA (42)

El modelo utilizado por la Oficina do Planificación, do características dosconocidas, ha servido para ovaluar los ofoctos do un endurecimiento de la política ambiental. La hipótesis básica utilizada en la simulación es la elevación del ratio de inversión antipolución sobre inversión total del 10% al 20% (43). En estas condiciones, los resultados sobre el PNB, Inversión productiva y precios serían los siguientes.

MODIFICACION EN EL TIEMPO DE LAS VARIABLES MACROECONOMICAS DEBIDA A UNA POLITICA AMBIENTAL MAS ESTRICTA (%)

	AL CABO DE 5 AÑOS	AL CABO DE 10 AÑOS
PNB (a)	- 0,3	- 2,8
I. Productiva (a)	- 0,4	- 7,7
Precios (b)	+ 3,1	+ 2,9

FUENTE: Reproducido en OCDE (1.977), op. cit., pag. 91.

(a) Para el PNB y la inversión: valor calculado con una tasa de inversión antipolución igual al 20%, menos valor calculado con una tasa del 10%, dividiendo la diferencia por el valor calculado con la tasa del 10%.

(b) Indice derivado del P.N.B.

En este segundo caso habría que concluir de nuevo, que la política ambiental no sería intolerable, tampoco, en el caso de hacerse más estricta.

Conclusiones que, aunque hayan de tomarse con ciertas reservas, han de ponerse en relación con similares conclusiones derivadas para los EE.UU.

8.4.- Organización administrativa

El sistema de ordenación y control del Medio Ambiente se base en una articulación coordinada de facultades del Gobierno Central y de las diversas instancias de poder locales (prefecturas y municipios).

8.4.1.- Instituciones y Agencias del Gobierno Central

Tras la consolidación de la legislación ambiental con las sesiones de la Dieta celebradas de Noviembre de 1.970 a Mayo de 1.971, la Administración Ambiental se reforzó considerablemente (44). No obstante, la diversidad de competencias atribuídas a diferentes ministerios y agencias hacía aconsejable la creación, a imagen de otros países, de una agencia exclusiva e independiente que coordinase la complejidad de disposiciones y de acciones a tomar en el terreno de la defensa y conservación del medio natural. La Agencia para el Medio Ambiente (E.A.) fue establecida por Ley el primero de Julio de 1.971.

Su responsabilidad abarca la promoción de la protección del Medio Ambiente en todas sus facetas, con vistas a lograr una vida civilizada y saludable para el pueblo de Japón (45). Específicamente, sus funciones son:

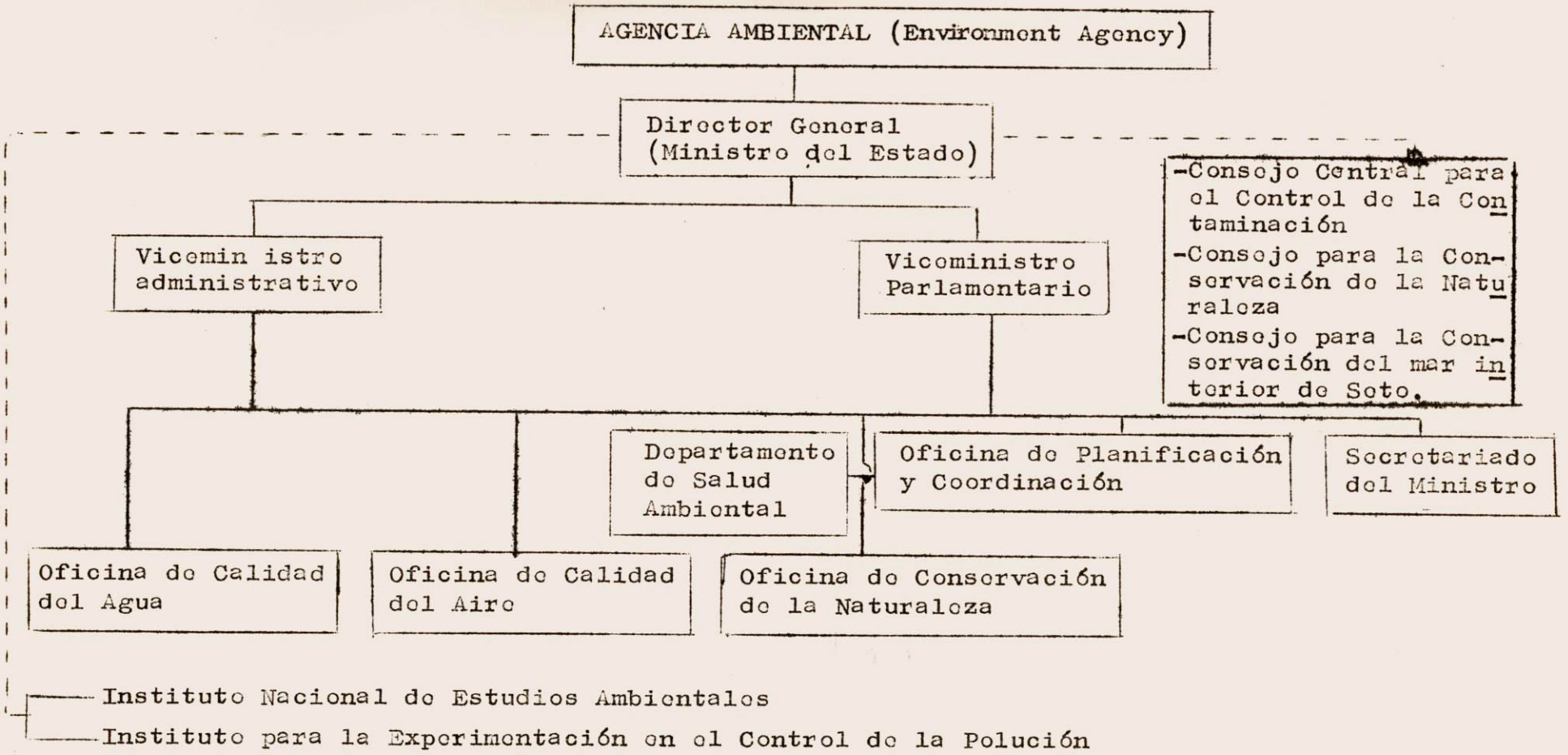
a) De carácter general: planeamiento, diseño y promoción de las políticas básicas para la protección ambiental; coordinación general de las diversas agencias del Gobierno responsables de la protección ambiental; coordinación de las políticas presupuestarias para gastos relacionados con el control de la contaminación; y control de las asignaciones para investigación.

b) Conservación de la naturaleza: le compete la aplicación efectiva de la Ley de Conservación de la Naturaleza, Ley de Parques Naturales, Ley de Protección de la Vida Salvaje y de Caza, etc.

c) Control de la Polución: establecimiento de standards de calidad ambiental, aplicación de la Air Pollution Control Law, de la Water Pollution Control Law y demás relativas al control de la polución.

Estas competencias son ejercidas a través de distintas divisiones sectoriales: Planificación y Coordinación, Conservación de la Naturaleza, Calidad del Aire, Calidad del Agua. Entre sus organismos subsidiarios cuenta con un Instituto para la Experimentación en el

Control de la Polución y un centro de estudios llamado Instituto Nacional de Estudios Ambientales. Existen además en funcionamiento, el Consejo Central para el Control de la Contaminación, el Consejo para la Conservación de la Naturaleza y el Consejo para la Conservación Ambiental del mar interior de Soto.



FUENTE: E.A., op. cit., pag. 233-241

8.4.2.- Instituciones y competencias de los Gobiernos Locales

Los Gobiernos locales juegan una función esencial en la puesta en práctica de medidas de preservación del Medio Ambiente, vigilancia y medición de las emisiones de contaminantes, control de las violaciones a las leyes y reglamentos , etc.

Su intervención en este campo se produce de forma coordinada con la actuación del Gobierno Central. En el ámbito de la contaminación atmosférica es al Gobierno Central a quien compete la fijación de normas de calidad del aire para los diversos contaminantes, así como de standards de emisión que tienen la consideración de normas nacionales mínimas. Sin embargo, los Gobiernos de las Prefecturas pueden señalar normas de emisión más exigentes en función de la situación local. Estas actuaciones se producen, en general, sobre la base de la coordinación de ambas instancias: centrales y locales.

El creciente involucramiento de la Administración Local en la defensa ambiental ha llevado a la constitución de departamentos especializados en este problema en la administración, tanto prefectural como municipal. Ya en Octubre de 1.975, todos los Gobiernos de Prefectura tenían secciones específicas dedicadas a problemas de contaminación, y todos salvo dos habían constituído departamentos de gestión am-

biental integrada. Algunos se hallaban dotados, incluso, de centros o institutos de investigación en contaminación. En menor grado, algo parecido ocurría en las administraciones municipales (46).

Las competencias locales se han manifestado en la aprobación de ordenanzas específicas que pueden agruparse en tres apartados:

a) Ordenanzas de preservación ambiental: de carácter general, regulan globalmente todos los aspectos ambientales, ya se trate de contaminación como de preservación de la naturaleza.

b) Ordenanzas para el control de la contaminación: contienen detalladas medidas de aplicación de las normas generales dictadas a nivel gubernamental al área regional de que se trate. Algunas contienen regulaciones de la implantación industrial, instaurando sistemas de consulta y de licencias previas.

c) Ordenanzas para la protección de la naturaleza: prescriben la política básica de conservación de la naturaleza en el ámbito local respectivo.

Independientemente de los poderes otorgados a las administraciones locales para hacer cumplir la legislación ambiental (47), tienen enorme interés los "acuerdos para el control de la contaminación". Consisten éstos en acuerdos suscritos entre las colectividades locales y

las empresas potencialmente contaminadoras, que prevén, por ejemplo, la utilización de combustibles con bajo contenido de azufre, la desulfuración de los gases de emisión, etc. Su utilidad como medio de reducción de la contaminación estriba en que de una parte complementan y detallan las disposiciones generales aplicables, adaptándolas a las situaciones locales y, de otra, garantizan a las empresas su funcionamiento sin oposición pública en tanto cumplan lo pactado. Aunque pueden no contener disposiciones coactivas, la mayor parte de ellos prevén la suspensión de las operaciones de las empresas en el caso de que se de contaminación, la total responsabilidad de la empresa por los daños ocasionados, y la posibilidad de medidas de inspección para comprobar el grado de cumplimiento de los acuerdos.

Digamos para finalizar este punto que una parte creciente de estos acuerdos es suscrita no por las autoridades locales, sino por grupos de ciudadanos -sin participación de las autoridades- y las correspondientes empresas. Lo que es una muestra del grado de concienciación ciudadana alrededor del tema ambiental (48)

8.2.5.- Indemnización por daños derivados de la contaminación

Uno de los aspectos más interesantes de la política del Medio Ambiente en Japón, es, sin

duda, el sistema de indemnización a los perjudicados por la contaminación. Ya se puso de relieve en la parte teórica de esta tesis que los gravámenes sobre las emisiones eran un instrumento de utilización aconsejable por razones de eficiencia económica, y con independencia del destino que se diese a los recursos con ellos recabados. Discutimos allí largamente sobre el significado de la compensación a las víctimas basándonos en ideas de COASE y de BAUMOL, fundamentalmente.

En lo que sigue exponemos las peculiaridades del sistema japonés de indemnizaciónes a los que padecen los efectos de la contaminación. Comoquiera que los efectos dañosos se producen, tanto en la salud humana como en los derechos de propiedad, parecería conveniente referirse a las medidas específicas existentes para ambos efectos. Sin embargo, a pesar de contemplarse detalladamente el tema de los derechos de propiedad en los informes de la Environment Agency, tal, como este organismo indica, las "medidas que han sido tomadas son menos que adecuadas, quedando mucho por hacer en el futuro" (49). En cambio, existe una ley especial dirigida al tema de los daños sobre la salud (50), que entró en vigor el 1 de Setiembre de 1.974. En adelante nos referimos a ella como "Ley de Compensación".

A- Cobertura:

La citada ley cubre los daños sobre la salud producidos por contaminación del aire

y del agua. Dado el fundamento de responsabilidad civil que inspira a la ley para que las víctimas de la contminación se hagan acreedoras de las indemnizaciones señaladas en la ley, se hace preciso establecer una relación causa-efecto entre los daños causados en la salud y la contaminación del aire o del agua. En concreto, las víctimas con derecho a indemnización son aquellos sujetos acreditados como víctimas de la polución por el Gobernador de la Prefectura o el Alcalde de la ciudad correspondiente.

Dos tipos de efectos sobre la salud -que dan lugar a dos formas de acreditar los derechos- deben distinguirse: "enfermedades específicas" y "enfermedades no específicas".

B- Certificación de "enfermedades no específicas"

Se trata de aquellas como bronquitis crónica, etc, causadas por la contaminación del aire, para las que no puede establecerse una relación precisa entre contaminantes y enfermedad. Como la relación causa-efecto es imposible de establecer para casos individuales, la causalidad se considera en términos epidemiológicos. Según ésto, cuando una persona, que padece una de las enfermedades señaladas como "no específicas", ha vivido en una zona designada como contaminada (regiones de "clase I") durante un cierto período, se presume existe una relación de causa-efecto entre la contaminación del aire y la enfermedad de la persona.

C- Certificación de "enfermedades específicas"

Son aquellas -como la mencionada "enfermedad de Minamata", o la Itai-Itai-, para las que existe una relación precisa entre contaminantes y la propia enfermedad. En este caso, la enfermedad no sólo ha de haber sido causada por los contaminantes de que se trate, sino que no ha debido poder aparecer sin ellos. Esto exige una certificación individual, referida a personas individualizadas en áreas previamente reconocidas como afectadas por las enfermedades mencionadas (regiones de "Clase II")

D- Areas y personas afectadas

En Febrero de 1.976, había 38 áreas entre las designadas como regiones de "Clase I", referidas a enfermedades no específicas. Estas abarcaban la bronquitis crónica, el asma bronquial, la bronquitis asmática, y el enfisema pulmonar y sus sécuelas. Al inaugurarse el sistema, 14.355 personas se veían compensadas por los daños infligidos a su salud por la contaminación. A finales de febrero de 1.976, el número de personas había ascendido a 31.961. De éstos, la mayor parte (63,6%) o bien eran niños menores de 9 años (40,6%) o personas de 60 años o más (23%) (51).

Las zonas designadas como regiones de "Clase II", menos numerosas eran cinco en Febrero de 1.976, quedando bajo el amparo de la legislación de compensación 1.505 personas.

E- Beneficios Compensatorios

El sistema asegura alguno o varios de los beneficios siguientes, según los supuestos específicos de cada caso: tratamiento médico y gastos anejos; indemnización por incapacidad; imdemnización a los familiares supervivientes en caso de muerte del afectado; subsidio para la educación de niños afectados de incapacidad como efecto de la enfermedad; subsidio por cuidados médicos necesarios; indemnización por gastos de funeral en caso de muerte.

F- Costes del sistema de Compensación y su reparto

Tal y como queda expuesto el sistema ha de atender a cuatro tipos de costes: 1) los beneficios compensatorios mencionados; 2) Los costes del programa de atenciones sanitarias a los afectados; 3) Los gastos de administración del sistema y 4) los gastos de recogida de las contribuciones.

A los Gobiernos nacional y local corresponde el 100% de los gastos de administración y el 50% de los costes del programa de asistencia sanitaria, repartiéndose entre ambas instancias por partes iguales.

Los contaminadores han de hacer frente al 100% de los beneficios compensatorios, al 50% de la asistencia sanitaria y al coste de recogida de las contribuciones.

G- Gravámenes especiales

Es interesante destacar la forma en que se obtienen las contribuciones exigidas a los contaminadores. Para los de la región de "Clase I", su contribución se determina mediante un tipo de gravamen aplicado sobre el volumen de contaminantes lanzados a la atmósfera en el último año fiscal. El tipo de gravamen es calculado anualmente en función de los beneficios compensatorios previstos y del volumen de emisiones del contaminante en cuestión a nivel nacional. Como la posibilidad de daño varía según las áreas y la concentración de contaminantes, se diferencian las zonas designadas como de "Clase I" de las demás, a efectos del tipo de gravamen.

Con esta misma finalidad financiadora se ha hecho recaer sobre los usuarios de vehículos una parte del coste del sistema asignando un porcentaje de los ingresos derivados de los impuestos sobre el peso de los vehículos de motor a esa finalidad.

De todos modos la relación entre cobertura a través del gravamen sobre la polución lanzada e ingresos derivados de los impuestos sobre los automóviles con la finalidad reseñada es de 8 a 2. Relación fundamentada en la respectiva contribución a las emisiones de óxidos de azufre y de nitrógeno de fuentes fijas y vehículos de motor a nivel nacional (52).

En cuanto a los contaminadores de las áreas de "Clase II", su contribución se determina en función del volumen, período y lugar de emisión.

Como puede advertirse esta manera de financiar el sistema de compensación en base a gravámenes, que podríamos llamar pigouvianos, -conforme a la teoría arriba expuesta-, es un claro modo de responsabilizar a los que producen el daño, internalizando el costo de su reparación en sus decisiones. No puede decirse que el sistema sea perfecto, pues a pesar de las correcciones mencionadas, la contribución depende de las emisiones y no del daño efectivamente producido. Y sobre todo, la internalización es sólo parcial pues no abarca más que los daños registrados sobre la salud, y no los que se producen en otras esferas. En cualquier caso, parece muy aceptable la línea inspiradora del sistema y los cauces generales de su instrumentación.

8.2.6.- Algunas conclusiones finales

El Japón ha sido uno de los países en los que con mayor gravedad y simultaneidad han aparecido los diversos tipos de daño ambiental conocidos. Ello se ha debido al acelerado proceso de crecimiento económico, llevado a cabo en condiciones de enorme concentración espacial, y a las peculiaridades físicas del mismo territorio japonés. A pesar del reto que suponía la evitación

del progresivo deterioro ambiental y su posterior restauración, las autoridades japonesas reaccionaron con energía en los campos donde el problema era más crítico. Fruto de ello es una exigente legislación constantemente completada y actualizada, y el importante volumen de inversiones, tanto públicas como privadas, acometidas en los últimos años con fines ambientales. No es por ello extraño que el esfuerzo económico realizado haya sido uno de los mayores del mundo, alcanzando los gastos totales anticontaminación porcentajes del 3 al 5,5% del PNB en el período 1.971-1.975 (53), muy superiores a los de de otros países, incluidos los Estados Unidos.

Las mejoras obtenidas han logrado fundamentalmente en el campo de la contaminación atmósferica (óxidos de azufre y monóxido de carbono) y en ciertos tipos de contaminación de las aguas. Pero subsisten aún múltiples problemas tanto de contaminación del aire (óxidos de nitrógeno, sobre todo), como de contaminación por ruido y polución de ciertas aguas. Y lo que es más importante, aparece claro que las fuentes potenciales de contaminación aparecen por doquier al compás de las exigencias del crecimiento económico. Esta constatación ha llevado a plantearse el problema de la conservación ambiental desde una perspectiva más amplia: es necesario trascender la estrecha óptica del control de las emisiones para llegar a una planificación a medio y largo plazo de los asentamientos urbanos e industriales y las vías de comunicación. En esta perspec-

tiva cobra particular relieve la exigencia de estudios de impacto ambiental (Evaluación de Impacto Ambiental: EIA) previamente a la implantación de nuevos complejos industriales, o a la realización de ciertas obras públicas. Terreno en el que se está avanzando rápidamente en los últimos años (54).

El esfuerzo realizado en el terreno del control de la contaminación no parece haber afectado sensiblmente a la competividad de la industria, no obstante los recursos comprometidos. De acuerdo con F. ELDIN, secretario general adjunto de la OCDE y Presidente de una misión que visitó Japón recientemente, más bien parece que la competitividad industrial se ha visto favorablemente afectada en algunos sectores (caso del automóvil), si bien, como en otros países, las medidas anticontaminantes han incidido fuertemente en el campo de la producción de energía, pasta y papel, e industria química en general (55).

En el inmediato presente y futuro próximo, parece poder decirse que, por influjo de la recesión económica, la evolución de las emisiones de contaminantes ha quedado frenada. Pero también han sufrido una moderación las inversiones privadas anticontaminantes. La inversión pública, aunque amenazada en su evolución por la menor disponibilidad de recursos impositivos, no parece tender a reducirse en su participación en el gasto público total. Si como las autoridades japonesas prevén las tasas de crecimiento del

PNB del 10% anual -que tenían lugar antes de 1.975- se convierten en tasas del orden del 6%, es indudable que la presión sobre los recursos disponibles para los fines ambientales se va a ver seriamente incrementada. No obstante, la propia Agencia Ambiental estima que los recursos para protección ambiental no sólo no disminuirán sino que deberán hacerse mayores, sobre todo si la prioridad otorgada por la población a este tema continua manifestándose como hasta ahora (56). La inversión pública habrá de seguir jugando un papel de primera magnitud, tanto para compensar la caída de la inversión privada en la situación de recesión, como para abordar una segunda generación de políticas ambientales caracterizada por la mejora en la calidad de la vida -y no la pura evitación de su deterioro-, lo que supone un gran énfasis en infrestructuras sociales (57).

NOTAS AL CAPITULO VIII

(1) Véase, entre otros, HUBERT BROCHIER, Le miracle économique japonais, Ed. Calmon-Lévi, Paris, 1.970, R. GUILLAIN, El Japón tercer grande, Ed. Martinez Roca, Barcelona, 1.970 Un compendio de la evoluación histórica del Japón se encuentra en R. STORRY, A history of Modern Japan, Pouguin Books, Middlesex, England , 1.969.

(2) En 1.976 el consumo privado por cápita ascendía a 2.185 dólares USA, y el PNB era de 4.900 dólares USA. Véase "Japón en cifras", INCIDE nº 156, 20 de Diciembre de 1.977.

(3) OCDE, Problemes majeurs concernant la pollution de l'air. L'experience japonaise, Paris, 1.974, pags. 21 y 29.

(4) 103.704.000 habitantes según Censo de Octubre de 1.970. OCDE, op. cit., pag. 29.

(5) OCDE, op. cit., pag. 29.

(6) El parque de automóviles ha crecido entre 1.960 y 1.970 a una tasa anual del 23,3%. El crecimiento medio en los países de la OCDE ha sido, en ese período del 6,2%. Por su lado, el consumo de energía se há elevado en el mismo período en un 11,6% acumulativo anual, frente a un 3% para todos los países de la O.C.D.E.. Véase OCDE, Politiques de l'environnement au Japon, Paris, 1.977, pag. 9.

(7) OCDE (1.974), pag. 15-16.

(8) B. WARD y R. DUBOS, Una sola tierra, FCE, 1.972, pag. 111.

(9) OCDE (1.974), pag. 18.

(10) Este es el caso, por ejemplo, de la ampliación de la petroquímica de Mishina-Numazu, en la provincia de Shizuoka, al que se opusieron en 1.964 diversos grupos ciudadanos, logrando el abandono del proyecto.

(11) OCDE (1.974), pag. 22.

(12) OCDE (1.974), pag. 23.

(13) La "Dieta" es el Parlamento japonés.

(14) OCDE (1.974), pag. 24.

(15) Sobre todos estos puntos puede verse la publicación especial de la Environment Agency, Environmental Law and Regulations in Japan, II, Air, 1.976.

(16) Véase Environmental Agency, Quality of the Environment in Japan, 1.976.

(17) Environmental Agency (E.A.), op. cit., pag. 3.

(18) E.A., op. cit., pag. 110 y 111.

(19) E.A., op. cit., pag. 7.

(20) E.A., Environmental Quality Standards Regarding Air Pollution. Notification nº 25 of the Environment Agency, May, 8, 1.973.

(21) Las normas para el SO_2 se fijaron el 12 de Febrero de 1.969. Para el CO aparecieron normas el 20 de Febrero de 1.970, y para las partículas en suspensión el 11 de Enero de 1.972. Para los óxidos de nitrógeno la norma no apareció hasta Mayo de 1.973, lo mismo que para los oxidantes fotoquímicos.

(22) La OCDE ha expresado la norma de EE.UU. de 0,05 ppm (Valores medio o anual) como equivalente a 0,13 ppm (Valor medio diario). Véase el cuadro contenido más adelante en el texto.

(23) Sobre estas y otras consideraciones puede verse E.A., op. cit., pag. 121-122.

(24) E.A., Environmental Laws and Regulations in Japan, op. cit., pag. 54 y 55.

(25) E.A., Quality of the Environment in Japan, 1.976, pag. 102 y 55.

(26) E.A., op. cit., pag. 118-119.

(27) E.A., op. cit., pag. 119.

(28) E.A., op. cit., pag. 122 y 124. También pueden verse las standards de omisión para las diferentes fuentes, nuevas o existentes, en las dos fases referidas.

(29) E.A., op. cit., pag. 134-137.

(30) E.A., op. cit., pag. 137. Un laudatorio análisis de los avances conseguidos en la tecnología de reducción de omisiones de vehículos en el Japón, contra todas las previsiones, puede encontrarse en OCDE (1.977), Politiques de l'environnement au Japon, op. cit.

(31) OCDE (1.977), op. cit., pag. 82.

(32) Obsérvese los mayores porcentajes que ahora se señalan en relación con los antes aportados. Ya indicamos que la OCDE realizaba una estimación "débil".

(33) E.A., op. cit., pag. 25.

(34) E.A., op. cit., pag. 27.

(35) E.A., op. cit., pag. 27.

(36) E.A., op. cit., pag. 229.

(37) Véase OCDE (1.977), op. cit., pag. 83 y 55.

(38) E.A., op. cit., pag. 224.

(39) Véase OCDE (1.977), pag. 84-85.

(40) E.A., 1.976, op. cit., pag. 229.

(41) S. SHISHIDO y A. OSHIZAKA, Analyse économétrique des incidences de la lutte contre la pollution au Japon. Documento presentado a la Conferencia Internacional sobre la protección del Medio Ambiente, organizada por NIPPON KEISAI SHINDUN del 26 al 28 de Mayo de 1.976. Resumido en OCDE (1.977), op. cit., pag. 87 y 55.

(42) Véase OCDE (1.977) pag. 90 y 55.

(43) A pesar de las incertidumbres sobre el ratio de inversión antipolución respecto de la inversión total puede considerarse que la hipótesis del 10% corresponde a la situación actual. La OCDE evaluaba la relación inversión anticontaminación/inversión total del país en más del 7%. Véase OCDE, (1.977), op. cit., pag. 78. De todos modos los datos oficiales del Japón no concuerdan totalmente con la evaluación de la OCDE, suponiendo aquellos una mayoración sobre ésta.

(44) E.A., op. cit., 1.976, pag. 233.

(45) E.A., op. cit., 1.976, pag. 234.

(46) E.A., op. cit., 1.976, pag. 224-225.

(47) Véase S. YAMAGATA, en OCDE, Problèmes majeurs concernant la pollution de l'air. L'experience japonaise, Paris, pag. 25.

(48) E.A., op. cit., 1.976, pag. 277. Véase también OCDE (1977) op. cit.
La importancia de la concienciación ciudadana y del peso específico que en la implantación de industrias pueden jugar ciertas comunidades queda patente en los siguientes casos. Dos cooperativas de Pescadores han aceptado "permitir" a la Compañía de Electricidad de Tokyo la construcción de 8 reactores nucleares (de 8.000 Mw) y el lanzamiento al mar del agua caliente del circuito de refrigeración mediante una indemnización de 4.000 millones de yens, equivalente al 0,5% del costo de construcción de la central. Por su parte, los 157 miembros de la Cooperativa de Pescadores de Tomakomai han decidido renunciar a sus derechos de pesca, para hacer posible la construcción de un puerto industrial gigante, mediante un pago de 5.536 millones de yens, equivalente al 6% del costo de construcción del puerto. Casos citados en OCDE (1.977), pag.42-43.

(49) E.A., op. cit., pag. 65.

(50) Pollution-Related Health Damage Compensation Law. Ley nº 111 de 5 de Octubre de 1.973.

(51) Sobre estos y otros datos consúltese el informe de la E.A., op. cit., 1.976, pags. 187-201. También, OCDE, pag. 47-55.

(52) E.A., op. cit., pag. 192 y 193.

(53) A. DE LA POZA, La industria y el Medio Ambiente en el contexto internacional, Economía Industrial, Julio-Agosto, 1.977.

(54) El Consejo Central para el Control de la Polución Ambiental publicó en Junio de 1.974 un informe sobre "Guias para la realización de estudios de Impacto Ambiental". En Diciembre de 1.975 se hallaba preparando otro informe sobre "El Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental que es deseable establecer". Véase E.A., op. cit., pag. 99 y 101. En parecido sentido OCDE (1.977), pag. 62-63.

(55) OCDE, La politique de l'environnement au Japon: examen sur place, L'Observateur de l'OCDE, Nov-Dic., 1.976.

(56) E.A., op. cit., pag. 92.

(57) OCDE, La politique de l'environnement au Japon, art. cit.

CAPITULO IX

LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE ATMOSFERICO EN LA C.E.E.

9.1.- Introducción:

En el análisis de las políticas concretas adoptadas por los principales países no podía faltar la referencia a la C.E.E., tanto por la vecindad geográfica como por el hecho de que las disposiciones adoptadas en su seno habrán de constituir la fuente inspiradora de las medidas que se arbitren en España, al menos, si la integración de nuestro país en la C.E.E. ha de llevarse a término, sin serios obstáculos, en un futuro próximo. Dada la riqueza de contenido de las acciones ambientales y el número de países que integran la C.E.E., se hace de todo punto imposible proceder en el contexto de este estudio a un análisis pormenorizado de las variantes nacionales de la política ambiental de la C.E.E. Es preciso tener en cuenta además, que de acuerdo con las normas del Tratado de Roma, se está ya produciendo un proceso de acercamiento y concertación de las diferentes políticas nacionales, en base a las resoluciones, directivas y recomendaciones del Consejo de Ministros de la Comunidad. Estas razones nos han conducido a limitarnos a lo que podríamos llamar la Política Comunitaria del Medio Ambiente, es decir, al conjunto de acciones y disposiciones emanadas de los órganos comunitarios con la finalidad de inspirar las acciones específicas de los países miembros y de lograr la concertación de las políticas nacionales.

Aunque la Política Comunitaria del Medio Ambiente es reciente en su nacimiento, abarca ya un conjunto de materias y actuaciones enormemente variadas. Del mismo modo que en el Japón y en los EE.UU., se encuentra en ella la bipolaridad de la lucha contra la contaminación y la conservación de los recursos naturales. Además, aquella se subdivide, como es habitual, en objetivos y medios específicos para cada uno de los medios naturales. Dada la línea adoptada en este trabajo, y de conformidad con la metodología seguida, pondremos el énfasis en los problemas de contaminación del aire, y en los mecanismos económicos inspiradores de las estrategias adoptadas para el control de la contaminación.

9.2.- El Primer Programa de Acción Comunitaria en materia de Medio Ambiente

9.2.1.- Los Antecedentes

La preocupación por el M.A. en la C.E.E. es relativamente tardía, por razones que guardan relación, tanto con las propias finalidades declaradas en el Tratado de Roma, como por el carácter reciente del movimiento ambientalista en Europa.

El artículo 2 del Tratado de Roma indica que la Comunidad tiene por misión la promoción de un desarrollo armonioso de las actividades económicas en el conjunto de la comunidad, una expansión continua y equilibrada, una estabilidad acrecentada, una elevación acelerada del nivel de

vida y relaciones más estrechas entre los Estados que forman parte de ella. Los medios establecidos para alcanzar estos objetivos son la propia creación del Mercado Común y la progresiva aproximación de las políticas económicas de los Estados miembros (1).

No hay en todo el tratado ninguna disposición o mención específica sobre el problema del Medio Ambiente, lo que no deja de explicarse en las circunstancias en que fue adoptado. El dogma de la expansión económica, elevada a objetivo último de las políticas económicas, reinaba en 1.957 en los países que habrían de ser los miembros fundadores de la C.E.E.

Sin embargo, el Tratado contenía algunas disposiciones utilizables desde la perspectiva de la política ambiental. Así el artículo 100 prevé la posibilidad de armonizar las legislaciones o reglamentaciones nacionales que tienen incidencia directa sobre el funcionamiento del mercado común. Se trata, fundamentalmente, de eliminar los obstáculos o la libre circulación de bienes y factores. Ahora bien, en los años posteriores a la firma del Tratado la política del M.A. va cobrando carta de naturaleza en los diversos Estados miembros, y surge la necesidad de coordinar fines y medios utilizados por los diversos países de la C.E.E. De otro lado, el artículo 355 del Tratado

de Roma permite al Consejo tomar todas las medidas necesarias que no hubieran sido exprésamente previstas en el Tratado, para realizar los objetivos de la Comunidad. Es evidente que a partir de aquí, existe una amplia posibilidad de arbitrar y ejecutar una política ambiental. Sin embargo, el celo nacional de cada uno de los países miembros será un obstáculo para que la política ambiental de la C.E.E. se base en el artículo 235, habiendo de discurrir preferentemente por la vía de la armonización del artículo 100 (2).

A pesar de todas las limitaciones, algunas medidas, tendentes a la eliminación de los obstáculos a los intercambios, contemplaban de forma indirecta desde 1.969 la protección del medio ambiente (3). Un mayor énfasis en la preocupación por la protección de la naturaleza, la contaminación, y el reciclaje de materias primas se observa con ocasión del aldabonazo mundial que supuso el Primer Informe del Club de Roma (4). Ya el 9 de Febrero de 1.972, con anterioridad a la publicación del Informe, el entonces vicepresidente de la Comisión de la C.E.E., Sicco MANSHOLT, escribió una carta al Presidente de la misma, Franco María MALFATTI, haciéndose eco de las preocupaciones contenidas en ese Informe, y sugiriendo la necesidad de una reorientación de la Política Económica Europea basada en un economía rigurosamente planifi

cada y en un sistema de producción no contaminante (5).

En 1.970 se había creado en la Comisión la Gran Dirección de Asuntos Industriales, Tecnológicos y Cientfficos, en cuyo seno se constituyó una División del Medio Ambiente. Fruto de los trabajos de la Comisión, y de las consultas evacuadas a nivel de expertos de los países miembros, durante 1.971, se aprueba un proyecto de Programa que se somete al Consejo de Ministros el 22 de Marzo de 1.972 (6).

Pero la política ambiental toma carta de ciudadano en la C,E.E. tras la reunión en la cumbre de los Jefes de Estado o de Gobierno celebrado en Paris el 19 y 20 de Octubre de 1.972. En esa reunión los Jefes de Estado o de Gobierno interpretaron el artículo 2 del Tratado de Roma en el sentido de que "la expansión no es un fin en sí y que debe traducirse por una mejora de la calidad tanto como del nivel de vida, dándose una fuerte atención a la protección del medio ambiente" (7). Tras la cumbre de París, los ministros del medio ambiente de los países miembros se reunen en conferencia en Bonn (31 de Octubre de 1.972), aprobando una serie de Principios para la política ambiental de la Comunidad que serán incorporados en el Programa posteriormente aprobado.

La principal disposición práctica adoptada por el Consejo de Ministros con anterioridad al Programa de acción data del 5 de Marzo de 1.973. En esta fecha los países miembros suscriben un acuerdo de Información sobre las medidas ambientales que cada uno de ellos pretende adoptar. De acuerdo con el texto del acuerdo, los países miembros se comprometen a:

1º- Informar a la Comisión de "todo proyecto de disposición legislativa, reglamentaria o administrativa, referente a la protección del medio ambiente y susceptibles de afectar al funcionamiento del mercado común y, en general, los objetivos de las comunidades europeas".

2º- No adoptar estas medidas más que si la Comisión, tras la recepción de la información, deja transcurrir dos meses sin comunicar al Gobierno informante de su intención de presentar al Consejo una propuesta para la extensión de las medidas propuestas al resto de Estados miembros, o para lograr el mismo objetivo por medios distintos. No obstante, si en el plazo de cinco meses, la comisión no presenta la propuesta, o si, cinco meses después de recibir la propuesta, el Consejo no ha decidido sobre ella, el Gobierno informante recupera su libertad de acción para adoptar

la medida en cuestión.

3º- No adoptar decisiones legislativas, reglamentarias o administrativas referentes a la protección o mejora del Medio Ambiente, aún de las que no afectan directamente al funcionamiento del mercado común, o a la realización de los objetivos de las comunidades, más que tras información a la Comisión y dejando expirar un lapso de tres meses desde el momento de la recepción de la dicha información (8).

La importancia del acuerdo es dificilmente exagerable de cara a la coordinación de las políticas nacionales en un sendero de acción común.

De todos modos, el paso definitivo en la vía de la Política comunitaria del Medio Ambiente se halla en el Programa de Acción aprobado por el Consejo de Ministros el 22 de Noviembre de 1.973. Posteriormente, con la entrada en la Comunidad del Reino Unido, Dinamarca e Irlanda se produce, en Enero de 1.973, una remodelación administrativa en los órganos de la Comisión que convierte a la División del Medio Ambiente -integrada en la Dirección general de Asuntos Industriales, Tecnológicos y Científicos- en una división independiente que se ocupa también de los problemas de los consumidores (9).

9.2.2.- Contenido y Evaluación del Primer Programa de acción

9.2.2.1.- Contenido: La adopción del Programa de acción en materia de Medio Ambiente supone la afirmación de un nuevo campo para la acción comunitaria. Numerosas dificultades se han tenido que vencer, derivadas sobre todo del "nacionalismo" de los países miembros (10). No obstante, a tenor de los principios contenidos en el Programa, y por encima de las discusiones jurídicas, queda inaugurada una nueva política comunitaria. Ciertamente, "los estados miembros pueden ir más allá de las disposiciones de la política comunitaria y elaborar sus propios métodos de aproximación. Esto es normal, evidentemente. La política del Medio Ambiente, como por otro lado, la mayor parte de las políticas comunitarias, permite diferencias, pero la estructura esencial de la política deberá definirse al nivel comunitario" (11).

A) Principios inspiradores: Doce principios han sido retenidos, basados principalmente en las conclusiones de la Conferencia de Bonn de 31 de Octubre de 1.972 antes referida. Reseñamos los más importantes:

1- Preferencia de la prevención sobre la acción correctora a posteriori.

2- Necesidad de mejorar los conocimientos disponibles.

3- Consagración del principio "el que contamina paga".

4- Exigencia de evitar daños al estado vecino.

5- Reparto de las tareas ambientales entre los niveles locales, regionales, nacionales, comunitarios e internacionales, en función del tipo de contaminación y del área geográfica a proteger.

6- Respeto a los esfuerzos de los países más progresivos en materia ambiental, tratando de evitar distorsiones importantes en los intercambios intracomunitarios.

7- Desarrollo de la cooperación internacional, en particular en el seno de las Naciones Unidas.

8- Desarrollo de la información destinada al público.

9- Toma en consideración de los intereses de los países en vías de desarrollo (12).

B) Areas específicas de acción: El primer programa de acción consta de tres partes (13) que se refieren a: la reducción de la contaminación, mejora del Medio Ambiente y acciones internacionales. Para comprender su contenido se requiere un cierto desarrollo de cada uno.

I- Reducción de la contaminación

Comprende varios tipos de acciones que pueden resumirse en los siguientes epígrafes.

a) Determinación de "criterios": Se trataba de establecer las relaciones dósis-efecto de ciertos contaminantes, no solamente con relación al hombre, sino también con relación al medio natural. Dada la importancia de algunos de los contaminantes, se otorga prioridad a su estudio. Son éstos: el plomo y sus compuestos, óxidos de nitrógeno, óxidos de carbono, óxidos de azufre, mercurio, cadmio, zinc, arsénico y cianuro.

La Comisión había de someter propuestas al Consejo antes del 31 de Diciembre de 1.974.

b) Fijación de objetivos de calidad: habida cuenta de la libertad de desplazamiento en el interior de la Comunidad, se trata de garantizar al ciudadano "europeo" una calidad ambiental mínima de todos los medios naturales, por lo menos en lo que respecta a las consecuencias sobre la saluda humana. La Comisión habría de someter al Consejo antes de finales de 1.974, propuestas relativas a las aguas dulces superficiales, las aguas del mar, y objetivos de calidad para el aire, el ruido, las aguas subterráneas y los lagos.

c) Fijación de normas: habrían de fijarse normas provisionales para ciertos contaminantes, de carácter tóxico, lo antes posible. Esto afectaba al plomo, mercurio, cadmio, compuestos organoclorados y ciertas sustancias químicas contenidas en el agua de consumo humano.

d) Control de los datos esenciales: la Comisión quedaba encargada de organizar el intercambio de información entre las redes regionales y nacionales de control de la contaminación, y de iniciar los pasos para unir el Sistema Europeo de Control al Sistema Mundial propuesto por las Naciones Unidas.

e) Productos: Se trataba también de conseguir la armonización en las especificaciones de ciertos productos, con particular incidencia sobre el M.A. En este sentido, durante 1.974 la Comisión había de hacer propuestas al Consejo relativas al contenido de plomo de la gasolina, y los recipientes de cocina, el contenido de azufre del fuel-oil, la toxici-

dad de los detergentes, la composición de las pinturas, etc.

f) Industrias: la necesidad de salvaguardar la política de competencia en el interior de la C.E.E. aconsejaba armonizar los controles ambientales en las industrias particularmente contaminadoras. Con este fin, la C.E.E. habría de estudiar los problemas de contaminación de algunos sectores, así como los medios técnicos de evitarlos y los costes económicos y sociales de las medidas consideradas. Tales sectores eran: la producción de papel y pasta papelera, la industria siderúrgica, y la industria de fabricación de bióxido de titanio, la petroquímica, la industria de la alimentación, y el sector energético.

g) Residuos: la Comisión debía, igualmente, elevar proposiciones al Consejo sobre el tratamiento de residuos de diversos tipos, prestando atención particular a los residuos radioactivos.

Dentro de este mismo capítulo se contemplaban otras acciones referentes a la contaminación de los mares y de las aguas del Rhin.

Para todo el conjunto de acciones señaladas, la Comisión habría de aplicar:

1- El principio "el que contamina, paga"; habiendo de someter al Consejo propuestas para la aplicación común de este principio -comprendidas sus posibles excepciones- antes del 31 de Diciembre de 1.973.

2- Un programa de investigación ligado estrechamente a las diferentes partes del programa.

3- Un programa para la difusión de conocimientos y enseñanza en materia de medio ambiente.

II- Mejora del Medio Ambiente:

El Programa de acción trata de superar una concepción estrecha del M.A., sobrepasando el puro marco físico de la vida humana e incluyendo las condiciones de vida y de trabajo. Se trata, por lo tanto, de mejorar el medio natural y social del hombre en su sentido más amplio (14). Lo que supone integrar a la política ambiental en el marco de la política agrícola, social y regional. Las acciones contempladas versan sobre:

a) La protección del medio natural.

b) Los problemas planteados por el agotamiento de los recursos naturales: La Comisión habría de estudiar la situación en la Comunidad, particularmente en lo que respecta a los minerales clave y al agua, así como tratar de responder al interrogante de la compatibilidad-incompatibilidad de la protección del Medio Ambiente y el crecimiento económico.

c) Urbanización y planificación de los usos del suelo.

d) Mejora de las condiciones de trabajo.

e) Creación de una Fundación Europea para la mejora de las condiciones de vida y de trabajo.

f) Educación y formación en materia de Medio Ambiente.

Lo mismo que en el capítulo anterior, la Comisión debería realizar estudios y formular propuestas al Consejo de Ministros de la C.E.E.

III- Acciones Internacionales:

El programa de acción había de ser llevado a cabo en estrecha colaboración con las organizaciones, tales como la organización Mundial de la Salud

(OMS), la OCDE, ªy el programa de las Naciones Unidas en materia de Medio Ambiente (PNUMA).

Expuestas las líneas generales del primer programa de acción, parece oportuno, como ya venimos haciendo con otros países, concentrarnos, en particular, en la estrategia adoptada en el caso de la contaminación atmósferica, y en los aspectos económicos de la defensa del Medio Ambiente (15).

9.2.2.2.- La Protección del Ambiente Atmosférico

En este terreno la política comunitaria abarca la reducción de la contaminación procedente de los siguientes elementos:

- Anhidrido Sulfuroso y partículas en suspensión
- Plomo
- Monóxido de Carbono e hidrocarburos
- Humo
- Oxidos de nitrógeno

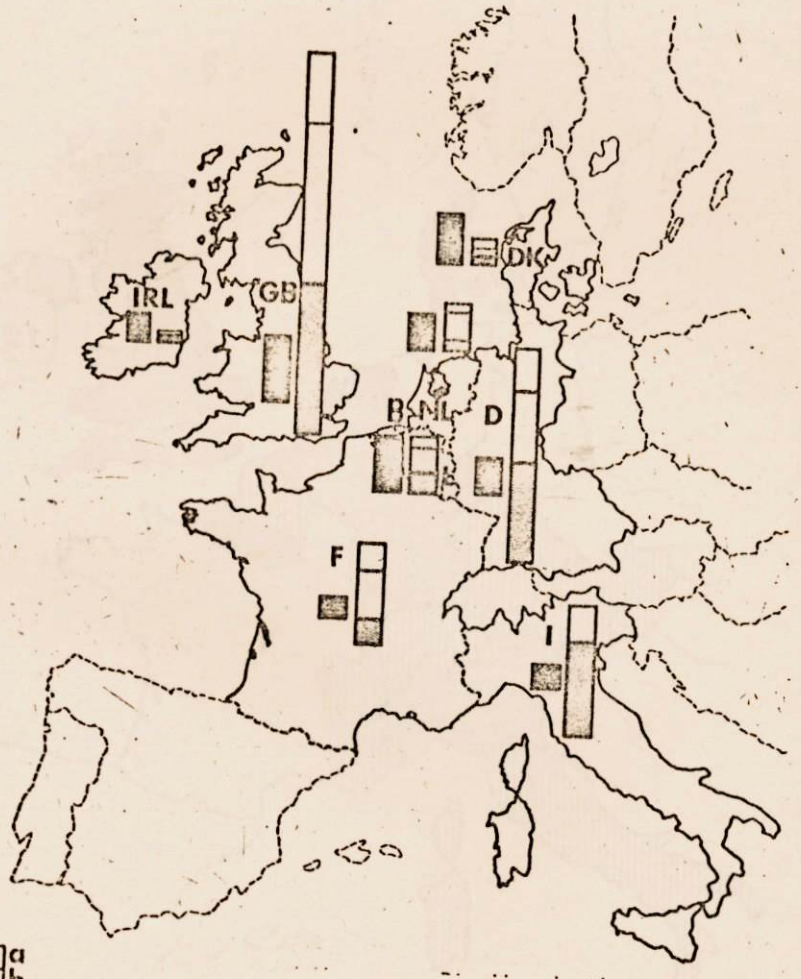
Se ha tratado, siguiendo las normas del Programa de acción, de dar prioridad a la regulación de los contaminantes de la "primera categoría", escogidos en razón de su toxicidad y del estado de conocimientos actual sobre los mismos. En consecuencia, y como ya ocurría en los países antes analizados, se ha procedido a señalar normas de calidad destinadas a proteger "la saluda del hombre y el Medio Ambiente". Determinadas las normas, procede controlar en su fuente las emisiones de contaminantes pudiendo señalarse niveles máximos de emisión para los distintos agentes contaminadores.

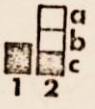
9.2.2.2.1.- Oxidos de Azufre y partículas en suspensión

De acuerdo con los informes de la Comisión las emisiones de SO_2 provenían en su inmensa mayoría de fuentes fijas de combustión. Dadas las tasas de crecimiento en las emisiones de estos agentes el volumen total podría pasar de 14 millones de toneladas de SO_2 en 1.968, para los nueve Estados miembros, a 21 millones de toneladas en 1.980. En esta fecha, más del 50% de las emisiones provendría de la combustión de combustibles líquidos.

Un análisis gráfico puede dar idea del reparto de las emisiones en los países de la C.E.E.

Contaminación del aire en dióxido de azufre (SO_2) en la CEE





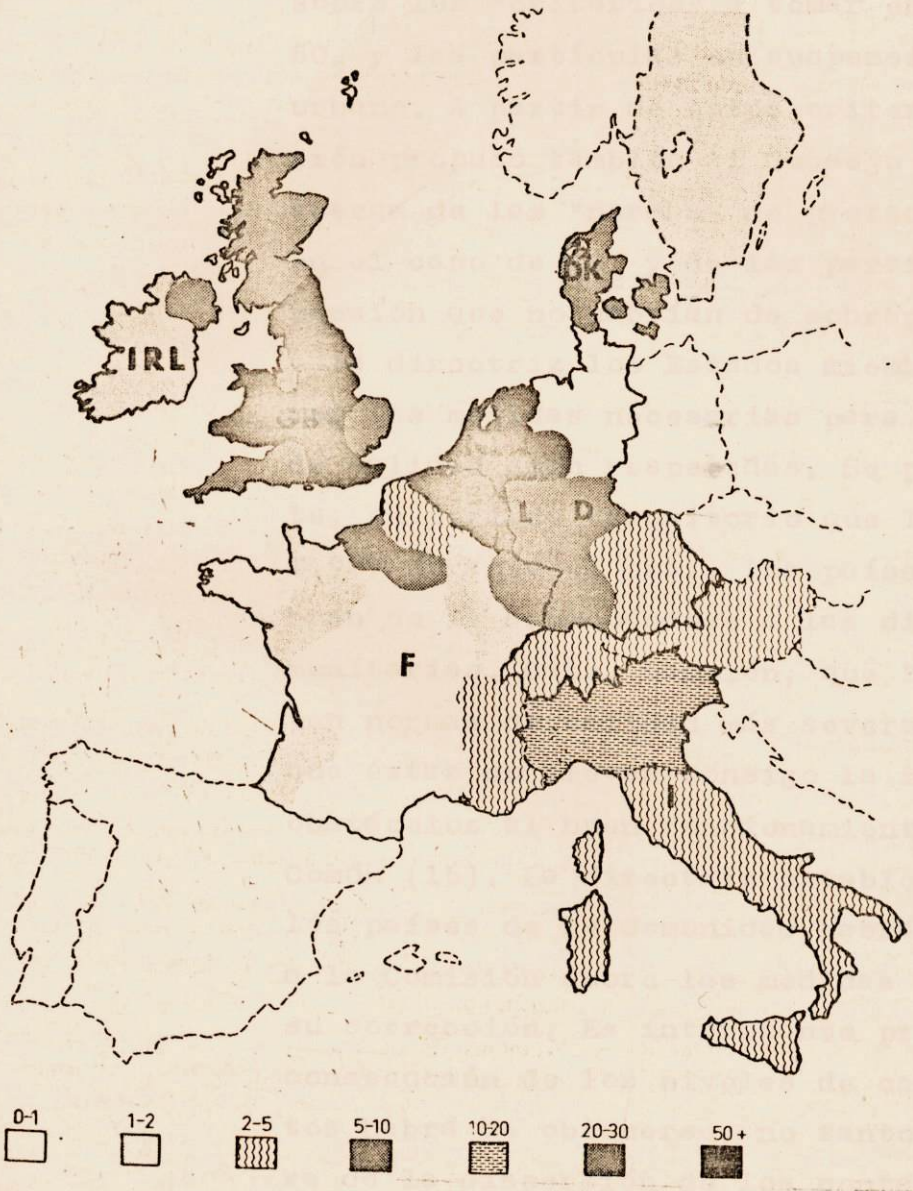
1- Emisiones por país en Tm/hab.
2- Emisiones anuales por país.
Escala 1.000 Tm de SO_2

68

Distribución según la fuente: a) Calefacción doméstica; b) Industria; c) Centrales térmicas. b) y c) aparecen conjuntamente para Italia.

FUENTE: CEE, L'état de l'environnement Premier Raport., pag. 68.

Densidad Local de la polución del aire en SO_2



SO_2 en Tm/Km^2

FUENTE: Revista "Ecologist", 1.973. Reproducido en CEE, L'état de l'environnement, Premier Rapport, pag. 71.

a) Criterios y normas de calidad:

El 19 de Febrero de 1.976 la Comisión presentó al Consejo una propuesta de resolución sobre los "criterios" a tomar en cuenta para el SO_2 y las partículas en suspensión en el medio urbano. A partir de estos criterios la Comisión propuso también al Consejo una directriz acerca de las "normas" de protección sanitaria en el caso de SO_2 y de las partículas en suspensión que no habrían de sobrepasarse. Según esta directriz los Estados miembros han de tomar las medidas necesarias para que las normas de calidad sean respetadas. Se prevé, no obste, un período transitorio que llega hasta 1.987 durante el cual, los países miembros habrán de ir acomodándose a las disposiciones comunitarias. Cabe, también, que los Estados adopten normas de calidad más severas con tal de que éstas no lleven consigo la introducción de obstáculos al buen funcionamiento del Mercado Común (16). La directriz establece también que los países de la Comunidad habrán de informar a la Comisión sobre las medidas adoptadas para su corrección. Es interesante precisar que la consecución de los niveles de calidad propuestos habrá de obtenerse, no tanto por una mejora de la dispersión de los contaminantes emitidos, sino por una reducción de las emisiones, en la medida que sea posible. Se establecen también normas técnicas para la medición de la contaminación, a fin de normalizar las prácticas de los diferentes países.

NORMAS DE PROTECCION SANITARIA PARA SO_2 Y PARTICULAS EN SUSPENSION EN LA ATMOSFERA URBANA

SO_2

PERIODO CONSIDERADO	CONCENTRACION MAXIMA	CONCENTRACIONES ASOCIADAS DE PARTICULAS EN SUSPENSION
AÑO	mediana de medias diarias: 80 $\mu gr/m^3$	mediana anual de medias diarias $> 40\ \mu gr/m^3$
AÑO	mediana de medias diarias: 120 $\mu gr/m^3$	mediana anual de medias diarias $< 40\ \mu gr/m^3$
INVIERNO (octubre-marzo)	mediana de medias diarias: 130 $\mu gr/m^3$	mediana para el invierno de medias diarias $> 60\ \mu gr/m^3$
INVIERNO (octubre-marzo)	mediana de medias diarias: 180 $\mu gr/m^3$	mediana para el invierno de medias diarias $< 60\ \mu gr/m^3$
24 HORAS	media arítmetica: 250 $\mu gr/m^3$	concentración media aritmética en 24 horas $> 100\ \mu gr/m^3$
24 HORAS	media aritmética: 350 $\mu gr/m^3$	concentración media aritmética en 24 horas $< 100\ \mu gr/m^3$

PARTICULAS EN SUSPENSION

PERIODO CONSIDERADO	CONCENTRACIONES MAXIMAS
AÑO	mediana de medias diarias: 80 μgr/m^3
INVIERNO (octubre-marzo)	mediana de medias diarias: 130 μgr/m^3
24 HORAS	media aritmética: 250 μgr/m^3

FUENTE: Comisión: L'état de l'environnement: Premier Rapport, pág. 70.

b) Estrategias de control

Para el logro de los objetivos señalados se han adoptado varias decisiones referentes a las principales causas de las omisiones de SO_2. En particular, éstas se refieren al contenido de axufre del gas-oil y del fuel-oil.

1- Gas-oil: Se ha constatado un aumento del consumo de gas-oil en las instalaciones de calefacción doméstica, que, al sustituir al carbón, tiene el riesgo de agravar los problemas de contaminación de ciudades ya fuertemente contaminadas. En consecuencia la Comisión ha propuesto al Consejo una directriz, adoptada el 24 de Noviembre de 1.975 (17) relativa a la aproximación de las normas nacionales relativas al contenido de azufre de ciertos combustibles. Según ésta directriz, a partir

del primero de Octubre de 1.976 se admiten únicamente, dos clases de gas-oil en el territorio comunitario: los tipos A y B. El tipo base (A) tendrá, en esa fecha, un contenido máximo de azufre del 0,5%, siendo posteriormente reducido hasta el 0,3% a partir del primero de Octubre de 1.970. El gas-oil de tipo (B) tendrá el primero de Octubre de 1.976 un contenido máximo del 0,8%, reduciéndose posteriormente hasta 0,5% a partir de 1.980.

Los Estados miembros mantienen la posibilidad de señalar las regiones en que el nivel de polución es bajo y en las que podrá utilizarse el gas-oil de tipo (B). También se ha estimado la concurrencia de problemas particulares en Irlanda para el cumplimiento de la segunda etapa de la reducción del contenido de azufre, por lo que la fecha de entrada en vigor de la directriz se aplaza hasta 1.985.

Los efectos estimados de esta medida son un aumento del consumo de energía en las instalaciones de desulfuración, y un aumento de costes derivado de las inversiones necesarias para el tratamiento de los crudos. Pero, en conjunto, no parecen excesivos, cifrándose en un mayor consumo de petróleo bruto inferior al 0,5% y unos incrementos de costes del 5% (18)

2- Fuel-oil residual: Comoquiera que las instalaciones fijas de combustión producen del 80% al 90% de las emisiones de SO_2 y partículas en suspensión, y que las emisiones de SO_2 pueden crecer de 5,4 millones de Tm. en 1.974 a 17 millones en 1.980 (19) si no se toman medidas de reducción, un esfuerzo particular se hace preciso en este campo. Además las disposiciones legislativas, administrativas o reglamentarias de los países miembros son enormemente variadas en este campo, existiendo el riesgo de crear obstáculos a la competencia y a los intercambios en el seno de la Comunidad (20). Por ello la Comisión ha sometido al Consejo el 19 de Diciembre de 1.971 una propuesta de directriz acerca de la utilización de los fuel-oils con el fin de reducir las emisiones de azufre. Según ella los Estados se ven obligados a crear Zonas de protección especial en ciertas regiones, cuando los niveles de contaminación atmosférica por SO_2 y partículas en suspensión, medidos en los tres últimos años, hayan sobrepasado alguno de los valores señalados en la propuesta de directriz del 19 de Febrero de 1.976, para la atmósfera urbana, reproducidas más arriba. Todas las instalaciones de combustión situadas en esas áreas deberán quemar, a partir del primero de Octubre de 1.978, únicamente fuel-oil de bajo conte-

nido de azufre, se entiende no podrá sobrepasar la proporción, en peso, del 2% desde primero de Enero de 1.978. Para el primero de Enero de 1.983 es proporción habrá descendido al 1% (21).

Sin embargo, la protección de la población se hace también necesaria en el exterior de las zonas de protección especial. Por lo que la directriz prevé como obligación general para todas las grandes instalaciones de combustión situadas fuera de las zonas de protección especial, la utilización de fuel-oil de bajo contenido de azufre, u otro combustible equivalente, durante los períodos de gran concentración de SO_2 y partículas en suspensión en su zona de influencia.

Existen una serie de excepciones para instalaciones, como las centrales térmicas, que disponen de altas chimeneas capaces de dispersar las emisiones de SO_2, aunque sin reducirlas. Sin embargo, quedan obligadas a mantener reservas de combustibles limpios y a utilizarlos en los casos de fuertes concentraciones de contaminación.

9.2.2.2.2.- Plomo

a) Criterios y normas de calidad:
Los numerosos estudios realizados en el seno de la Comisión han cristalizado en dos propuestas de directrices, acerca de criterios biológicos de nocividad del plomo y de normas de calidad del aire para el plomo, transmitidas al Consejo el 25 de Abril de 1.975 (22).

Las normas biológicas se resumen en el siguiente cuadro:

Porcentaje del grupo de población tomado en consideración	Plombemía µg.Pb/100ml. o	Actividades (1) ALAD en la sangre unidades/l
50	20	35
90	30	25
100	35	20

(1) Actividades determinadas con el "método europeo standarizado"

FUENTE: Comisión, L'état de l'environnement: Premier Rapport, pag. 86.

En cuanto a las normas de calidad del aire, buscan protegor la salud de las poblaciones, de modo que por debajo de los niveles señalados no hay efecto específico del plomo en los pulmones. Son éstas:

a) Media anual inferior a 2 µgr Pb/m^3 en las zonas residenciales urbanas y en las zonas expuestas a otras fuentes de plomo atmosférico distintas de la circulación automovilística.

b) Mediana mensual inferior a 8 µgr Pb/m^3 en las zonas particularmente expuestas a la circulación automovilística.

Los Estados miembros deben adoptar las medidas precisas para que estas normas se alcancen antes

do 1.980, sin que se eleven las concentraciones en las zonas de baja contaminación actual por plomo, y sin que crezcan las concentraciones de otros contaminantes de la atmósfera.

b- Estrategias de control:

Reducción del contenido de plomo de la gasolina

Las emisiones de plomo de los vehículos a motor son una de las causas principales -casi siempre la principal- de la concentración de plomo atmósferico en las grandes ciudades. Mientras los filtros de plomo no sean suficientemente eficaces parece que el único medio técnico adecuado es la reducción del contenido de plomo de la gasolina utilizada. Ahora bien, todos los países miembros tienen sus propias normas respecto al máximo tolerable de concentración de plomo, contemplándose, incluso, la reducción de los actuales niveles de cara al futuro. Sin embargo, la diversidad de normas técnicas puede constituir un serio obstáculo para los intercambios tanto de productos petrolíferos como de automóviles, en el interior de la Comunidad. Y es preciso tener en cuenta que la normalización de criterios puede contribuir positivamente al abaratamiento de costes, permitiendo series de fabricación más amplias, en cuanto sean vendibles en todo el territorio comunitario.

Una muestra de la diversidad reinante en este terreno se presenta en el siguiente cuadro:

PAIS	CONTENIDO DE PLOMO (gr/litro) ACTUAL	FUTURO	EN VIGOR	NOTAS
BELGICA	0,84	--	En aplicación	Límite recomendado
FRANCIA	0,64	--	EN aplicación	Límite reglamentario
		0,55	1-1-1.974	Reglamentación propuesta
		0,45	1-1-1.976	Reglamentación propuesta
ITALIA	0,64	--	En aplicación	Límite reglamentario
	0,4	--	En aplicación	Contenido que da derecho a desgravación
HOLANDA	0,84	--	En aplicación	Límite recomendado
R.F. ALEMANA	0,40	--	En aplicación	Límite reglamentario
		0,15	1-1-1.976	Límite reglamentario
REINO UNIDO	0,84	--	En aplicación	Límite recomendado
		0,64	1-1-1.973	Recomendaciones propuestas
		0,55	1-1-1.974	Recomendaciones propuestas
		0,45	1-1-1.976	Recomendaciones propuestas
ESTADOS UNIDOS	1,12	--	En aplicación	Límite recomendado
		0,53(1)	1-1-1.975	Reglamentación propuesta
		0,45(1)	1-1-1.976	Reglamentación propuesta
		0,45(1)	1-1-1.977	Reglamentación propuesta
		0,33(1)	1-1-1.978	Reglamentación propuesta

(1) Valor no superable por la media aritmética de tres meses del contenido de plomo a la salida de la refinería.

FUENTE: Comisión, L'état de l'environnement: Premier Rapport, pag. 89.

La Comisión elevó al Consejo el 5 de Diciembre de 1.973 una propuesta de directriz, a fin de lograr la reducción coordinada del contenido de plomo de las gasolinas en todos los países miembros. En ella se prevé, en una primera etapa, la reducción del contenido de plomo hasta 0,4 gr/litro, a partir del primero de Enero de 1.976. Habida cuenta de las incertidumbres reinantes sobre las consecuencias que esta reducción habría de tener, más aún si se toma en cuenta los efectos recíprocos derivados de otras limitaciones a imponer para evitar la excesiva producción de monóxido de carbono y óxidos de nitrógeno, la directriz señala con carácter indicativo los objetivos de la segunda etapa. En ella sería deseable, en principio, una reducción ulterior hasta 0,15 gr/litro, a partir del primero de Enero de 1.978 para la gasolina normal.

La directriz de la Comisión, aún no aprobada, se ha enfrentado a obstáculos derivados de los diversos puntos de vista de los países miembros. El Parlamento Europeo emitió una opinión (23) sobre la propuesta de las Comisiones en la que sugiere retrasar la fecha de entrada en vigor de la reducción del contenido en plomo al primero de Enero de 1.977, y abandonar la segunda etapa propuesta por la Comisión hasta que ésta haya presentado, con anterioridad al primero de Enero de 1.979, un informe sobre los resultados obtenidos y perspectivas existentes.

9.2.2.2.3.- Monóxido de Carbono e Hidrocarburos

a) Criterios y normas de calidad:

Tras diversos estudios de expertos de la C.E.E. y, tomando en cuenta los trabajos efectuados por la OMS, la Comisión se hallaba preparando en 1.977 una proporción de resolución sobre criterios sanitarios y ecológicos relativos al monóxido de carbono (24).

b) Estrategia de control:

La parte más importante de las emisiones de CO a la atmósfera proviene de la combustión incompleta en los motores de los vehículos. También ellos contribuyen sustancialmente a las emisiones de hidrocarburos, por lo que una vía importante de mejora de la calidad es la imposición de standards a los motores de combustión interna. La Comisión se preocupó tempranamente de este problema, ante la introducción prevista de medidas por Alemania y Francia. Fruto de ello fué una primera directriz aprobada por el Consejo el 20 de Marzo de 1.970 relativa a los vehículos de motor de encendido por chispa, con un mínimo de cuatro ruedas, un peso máximo de 400 Kg. y una velocidad máxima igual o superior a 50 Km/h con la excepción de los tractores, maquinaria agrícola y vehículos de obras públicas. Las especificaciones de la directriz versaban sobre tres tipos de pruebas del motor

(como media en una zona urbana, al ralentí y para los gases del cárter). La primera prueba debía dar unos valores de emisión en gramos de CO y HC inferiores a los contenidos en una tabla en función del peso del vehículo.

No obstante la importancia de la directriz y las mejoras conseguidas en la reducción de las emisiones de CO y HC, el fuerte crecimiento del parque automovilístico ha llevado a estrechar los márgenes admisibles, adaptándose así a los progresos técnicos operados en el campo de la reducción de las emisiones de vehículos.

El 22 de Febrero de 1.974, la Comisión sometía al Consejo una nueva directriz correctora de la aprobada el 20 de Marzo de 1.970. En conjunto, las nuevas normas suponen una reducción del 20% para los límites relativos al monóxido de carbono y del 15% para los de hidrocarburos. Con modificaciones, el Consejo aprobó el 28 de Mayo de 1.974 la directriz propuesta, señalándose los límites siguientes: (25)

Peso de referencia (Pr) (en Kg.)	Masa de monóxido de carbono en gramos por prueba L_1	Masa de Hidrocarburos en gramos por prueba L_2
$Pr \leq 750$	80	6,8
$750 < Pr \leq 850$	87	7,1
$850 < Pr \leq 1.020$	94	7,4
$1.020 < Pr \leq 1.250$	107	8,0
$1.250 < Pr \leq 1.470$	122	8,6
$1.470 < Pr \leq 1.700$	135	9,2
$1.700 < Pr \leq 1.930$	149	9,7
$1.930 < Pr \leq 2.150$	162	10,3
$2.150 < Pr$	176	10,9

FUENTE: Comisión, L'état de l'environnement, op. cit., pag. 97.

9.2.2.2.4.- Oxidos de Nitrógeno (NO_x)

Tanto en la C.E.E. como en los demás países analizados, los óxidos de Nitrógeno presentan problemas particulares derivados, por una parte de la dificultad de contar con estimaciones válidas de las concentraciones existentes y, por otra, de los problemas técnicos relativos a la reducción de las emisiones. Estas provienen, fundamentalmente, de la utilización de combustibles fósiles por instalaciones de combustión y vehículos. La gravedad del problema sentido proviene de que, además de ser agentes fundamentales en la

generación de oxidantes fotoquímicos, las concentraciones de los mismos -cuando existen datos válidos- son crecientes (26). Además, las evaluaciones recientes muestran que las emisiones crecerán a la misma tasa que el consumo de combustibles, dada la ausencia de medios técnicos de control en gran escala.

Según estas evaluaciones las emisiones pasarían de 7,6 millones de toneladas en 1.970, para todos los países de la C.E.E., a 13 millones en 1.985, si no se aplicasen medios de reducción.

EMISIONES DE NO_x POR SECTORES

1.970-1.985 (valores medios)

SECTOR	1.970		1.980		1.985	
	10^6 Tm	%	10^6 Tm	%	10^6 Tm	%
Producción de electricidad	2,1	28	3,1	28	3,5	27
Hogares.....	0,8	10	1,1	10	1,2	9
Industria....	2,5	33	3,3	30	3,8	29
Transporte...	2,2	29	3,6	32	4,5	35
TOTAL..	7,6	100	11,1	100	13,0	100

Como puede apreciarse, en ausencia de control, la participación del sector transporte iría incrementándose, llegando a

ser en 1.985 el más importante agente de emisión de NO_x.

Por otro lado el Informe de 3 de Abril de 1.974 de la Comisión ponía de relieve que que ningún país de la Comunidad había tomado medidas de control ni para las fuentes fijas, ni para las fuentes móviles. Estas se hallan sujetas a serios problemas, como ya indicamos al analizar el caso de los EE.UU., Especialmente, la utilización de catalizadores en los vehículos origina un aumento del consumo de combustible, y efectos químicos negativos en cuanto las gasolinas contengan plomo. Para la Comisión "la respuesta final a la polución derivada de los óxidos de nitrógeno (y de otros contaminantes) que emanan de las fuentes móviles puede consistir en cambiar completamente la unidad de propulsión -quizás un motor eléctrico o pilas como combustibles- pero en el estado actual del conocimiento, a costa de la eficacia en la utilización de todos los combustibles existentes" (27).

a) Criterios:

La Comisión hará una propuesta de resolución del Consejo sobre la determinación de criterios para los óxidos de nitrógeno, relativos a la protección de la salud humana y de los animales (28).

b) Estrategia de control:

La Comisión ha sido invitada por la Comisión de la Salud Pública y del Medio Ambiente del Parlamento Europeo a presentar normas sobre emisiones de NO_x por los vehículos de motor. De otra parte el Comité de Representantes Permanentes (COREPER) ha examinado una propuesta para la adaptación al progreso técnico de la directriz del Consejo de 20 de Marzo de 1.970, en la que se incluyen límites a la emisión de óxidos de nitrógeno. Según éstas, la masa (en gramos) de óxidos, expresados en equivalente de NO_2, debe ser menor que la indicada en la tabla siguiente, para vehículos de pesos de referencia determinados:

PESO DE REFERENCIA	Masa de óxidos de Nitrógeno, expresada en equivalente de NO_2 (gramos por prueba)
$Pr \leq 750$	10
$750 < Pr \leq 850$	10
$850 < Pr \leq 1.020$	10
$1.020 < Pr \leq 1.250$	12
$1.250 < Pr \leq 1.470$	14
$1.470 < Pr \leq 1.700$	14,5
$1.700 < Pr \leq 1.930$	15
$1.930 < Pr \leq 2.150$	15,5
$2.150 < Pr$	16

FUENTE: Comisión, obra citada, pag. 103

9.2.3.- Aspectos económicos

Como ya quedó establecido en los principios inspiradores del Programa de Acción, la C.E.E. ha adoptado la filosofía económica implícita en lo que se ha llamado el principio de "el que contamina, paga". Sin embargo, aunque, como ya explicamos en otra parte de esta tesis, ese principio no es sino un criterio de asignación de costes, requiere una especificación de las normas de su aplicación, incluídas las excepciones que pudieran tolerarse, a fin de evitar todo tipo de obstáculos al comercio intracomunitario derivados del diferente grado de internalización de los costes de evitación de la contaminación. Con esta finalidad la Comisión sometió al Consejo un proyecto de recomendación sobre la asignación de costes y la intervención de los poderes públicos en materia de Medio Ambiente. El 3 de Marzo de 1.975 (29) el Consejo adoptaba una recomendación en la que se invitaba a los países miembros a acomodarse a los criterios y modalidades de aplicación del principio "el que contamina, paga" contenidas en la comunicación de la Comisión.

Según ésto, los contaminadores -entendiendo por tales los que degradan directa o indirectamente el M.A. o crean las condiciones que conducen a su degradación- han de

soportar:

- los gastos correspondientes a las medidas que tomen para luchar contra la contaminación (inversiones en equipo y material anticontaminación, introducción de nuevos procedimientos, gastos de funcionamiento de las instalaciones anticontaminación, etc.), incluso en el caso de que estas medidas vayan más allá de las normas impuestas por los poderes públicos.

- los gravámenes.

En este segundo caso se precisa que el objetivo del gravamen es -o puede ser- doble: la incentivación al contaminador para que adopte, al menor coste posible, las medidas adecuadas para la reducción de la contaminación que produce (función de incentivo) y/o la de hacerle soportar la parte alícuota de los gastos de las medidas colectivas adoptadas para la reducción de la polución (función de redistribución). En cualquier caso, el gravamen será recaudado en función de las emisiones de contaminantes, siguiendo un procedimiento administrativo adecuado.

De todos modos, los gravámenes han de ser establecidos, principalmente, para que cumplan su función de incentivo. Cuando hayan de cumplir funciones de redistribución, pretende la Comisión, habrán de establecerse de modo que, para una región dada y un objetivo de calidad ambiental pretendido,

el vólumen global de los gravámenes obtenidos sea igual a la suma de las cargas colectivas de eliminación de los perjuicios de la contaminación. Si la recaudación superase las cargas colectivas, el excedente habría de ser utilizado, preferentemente, para los fines de la política ambiental, sin que quepa utilizarlo, en general, para la concesión de ayudas a los contaminadores.

Se trata, como ya se analizó ampliamente, de lograr la internalización de los costes sociales de la lucha contra la contaminación, sin introducir nuevas distorsiones. Pero ha de tenerse en cuenta que, en ciertas circunstancias, los gravámenes, u otras medidas de control, pueden ser tan importantes que generen efectos sociales indeseables, al menos transitoriamente, de procederse a una aplicación estricta de los criterios señalados. De ahí que se admitan excepciones durante un "período transitorio", lo que origina la posibilidad de "ayudas limitadas en el tiempo y de carácter decreciente". (30). Por la misma razón, puede ser necesario el admitir un período de tiempo para la adaptación de los productos o procedimientos de producción a los nuevos standards, si bien tales períodos transitorios no pueden ser aplicados más que a las instalaciones de producción y productos existentes.

Una segunda vía de excepción, de carácter particular, la constituye el caso en

que las inversiones anticontaminantes tengan derecho, -en el marco de las políticas regional, industrial, social, etc.-, a algún tipo de ayudas económicas por su contribución a la resolución de problemas de orden industrial, agrícola o regional (31).

Una tercera vía de excepción, expresamente señalada por la Comisión como no contraria al principio "el que contamina, paga" proviene de:

a) Las contribuciones financieras concedidas eventualmente a las comunidades locales para la construcción y gestión de las instalaciones públicas de protección del Medio Ambiente, cuyos gastos no pudieran ser cubiertos inmediatamente por los gravámenes satisfechos por los contaminadores que las utilicen para la depuración de sus vertidos. Quedando entendido, no obstante, que es a éstos últimos a quienes corresponde cubrir los costes de los servicios de depuración proporcionados por estas instalaciones colectivas.

b) Las financiaciones especiales destinadas a compensar las mayores cargas que se impondrían a ciertos agentes contaminadores para lograr un especial grado de pureza ambiental.

c) Las contribuciones concedidas para estimular los esfuerzos de investigación y

desarrollo para la reducción de la contaminación.

Finalmente, y de particular interés, es la cuarta vía de excepción (32). La Comisión ha estimado que, durante un período transitorio, las ayudas de los Estados destinados a permitir la adaptación de las empresas existentes a las reglamentaciones o disposiciones que les imponen cargas suplementarias en materia de Medio Ambiente, pueden acogerse al artículo 92 (3)(b) del Tratado de Roma, como si se tratase de ayudas destinadas a promover la realización de un importante proyecto europeo de interés común. Este periodo transitorio abaroa desde el primero de Enero de 1.975 al 31 de Diciembre de 1.980, considerado suficiente para que los Estados miembros pongan las bases de una posterior aplicación homogénea del principio "el que contamina, paga". No obstante, para la aplicación del artículo 92 (3)(b) se requieren dos condiciones:

1- Tratarse de obligaciones nuevas e importantes para las empresas en materia ambiental.

2- Que las ayudas se concedan por razón de inversiones complementarias de adaptación que las empresas deban realizar en sus instalaciones existentes el primero de Enero de 1.975, para el cumplimiento de las citadas obligaciones.

En tales casos, los costes de reposición y los gastos de funcionamiento de estas inversiones han de quedar a cargo de la empresa.

Las ayudas nacionales no podrán sobrepasar en equivalente-subvención (33), después de impuestos, las cuantías de:

- 45% para las inversiones realizadas por las empresas durante los ejercicios 1.975 y 1.976.
- 30% para las inversiones realizadas por las empresas durante los ejercicios 1.977 y 1.978.
- 15% para las inversiones realizadas en los ejercicios 1.979 y 1.980.

Tales restricciones concuerdan con el carácter decreciente que las ayudas han de tener durante el período transitorio, como pretende la Comisión, a fin de lograr una paulatina internalización de los costes externos.

Se establece también la obligación de los Estados miembros de comunicar anualmente a la Comisión la cuantía, en equivalente-subvención, de las ayudas concedidas durante el ejercicio pasado en cada sector industrial.

Para terminar este punto debe indicarse que existen una serie de trabajos en curso en el seno de la Comisión referentes a aspectos económicos de la política ambiental. Se

refieren éstos, principalmente, a tres aspectos (34):

- Un proyecto de recomendación del Consejo sobre la evaluación de los costes de la lucha anticontaminación en la industria.
- Las condiciones para el otorgamiento de ayudas del Estado a la industria en el ámbito del Medio Ambiente, cuando el sistema actual, que prevé el régimen hasta 1.980, llegue a su término.
- El funcionamiento de los gravámenes aplicados en algunos Estados miembros a los efluentes vertidos en las aguas.

9.3.- El Programa de Medio Ambiente 1.977-1.981 (35)

Por resolución del Consejo de Ministros de 24 de Mayo de 1.976, la C.E.E. ha adoptado un nuevo programa en materia ambiental para el período quinquenal 1.977-1.981. Habida cuenta del detallado análisis realizado en páginas anteriores sobre el Primer Programa de Acción, no son demasiados los puntos que merecen reseñarse en este momento. Más que un nuevo programa, se trata de una continuación de las líneas emprendidas el 22 de Noviembre de 1.973. Efectivamente el Programa, 1.977-1.981 se reafirma en los principios y objetivos señalados anteriormente, prosiguiendo las numerosas acciones aún no llevadas a cabo (36). Sin embargo, algunos comentarios pueden ayudar a centrar el sentido del nuevo esfuerzo comunitario (37):

1º) Existe un mayor énfasis en la integración de la política ambiental y la ordenación del territorio, con particular atención dddicada al desarrollo urbano, y a los problemas particulares de las áreas de montaña y de las zonas costeras.

2º) A partir del procedente creado con la evaluación de Impacto Ambiental, por la National Environmental Policy Act de 1.969 en los EE.UU., y de las medidas tomadas en este sentido por Alemania Federal, Francia, Países Bajos y el Reino Unido, (38) la Comunidad examinará las modalidades de introducción de un procedimiento de evaluación del impacto ambiental, precisando los puntos siguientes:

a) El campo de aplicación (naturaleza, tipo o importancia de los proyectos sometidos al procedimiento, nivel de las autoridades comprometidas por el procedimiento, etc.)

b) Contenido de la evaluación (efectos a considerar, criterios retenidos, etc.)

c) Organización del procedimiento.

d) Costo y financiación del procedimiento (por los que solicitan la autorización del proyecto o por las autoridades públicas).

3º) En los <u>aspectos económicos</u> los trabajos de la Comisión se dirigirán prioritariamente a la evaluación de los costos de la lucha contra la contaminación y de los beneficios que resultan de la mejora ambiental. Se afirma la escasa relevancia del análisis costo-beneficio, dada la dificultad

do valorar monetariamente las acciones ambientales, propugnándose la necesidad de elaborar una metodología adecuada de estimación de los efectos de las acciones emprendidas mediante la integración del mayor número posible de indicadores de calidad ambiental. Por lo demás, habrán de acontinuarse los trabajos sobre aplicación del principio "el que contamina, paga".

4º) Respecto de la contaminación del aire-objeto particular de nuestra atención- no hay novedades en cuanto a los objetivos y acciones ya emprendidas en el programa de Noviembre de 1.973, tratándose de perfeccionar y completar las líneas entonces abordadas mediante el señalamiento de objetivos de calidad, fijación de normas, intercambios de información y acciones específicas relativas a ciertos productos y ramas industriales.

9.4.- Apéndice: Costes Ambientales en algunos países

Sin pretender entrar en el detalle de las acciones de protección ambiental de los diversos países comunitarios, algunas cifras permiten evaluar la importancia de los medios económicos consagrados a la defensa del medio.

INVERSIONES RELATIVAS AL CONTROL DE LA CONTAMINACION EN PORCENTAJE DE LA INVERSION TOTAL PREVISTA

(Indice medio anual en la década de los 70)

PAIS	%
Japón	6,9
Estados Unidos	4,8
Alemania, R. F.	4,3
Holanda	4,1
Suecia	2,1
Italia	2,0
Reino Unido	0,9

FUENTE: O.C.D.E., salvo Estados Unidos (E.P.A.).

GASTOS ANUALES ESTIMADOS DE LA LUCHA CONTRA LA CONTAMINACION (GASTOS DE FUNCIONAMIENTO MAS AMORTIZACION E INTERESES) (1)

(En % del P.N.B.)

	1970	1975	1980 (2)
Alemania, R. F.	1,0	1,2	2,1
Japón	1,2	2,1	3,0
Estados Unidos	1,0	1,2	2,1
Reino Unido	1,0	n.d.	n.d.
Suecia	0,5	0,9	n.d.
Holanda	0,5	0,7	1,7
Italia	0,3	0,7	1,7

(1) Se excluyen los gastos correspondientes a la lucha contra la contaminación radiactiva y los relativos a la depuración de las aguas de abastecimiento de poblaciones. Se incluyen, en cambio, los gastos de depuración de las aguas residuales urbanas.
(2) Previsión formulada en 1975.

DISTRIBUCION DE LOS GASTOS DE LUCHA CONTRA LA CONTAMINACION (AIRE, AGUAS Y RESIDUOS SOLIDOS) EN ALGUNOS PAISES

PAIS	Aire	Agua	Residuos sólidos	Total
Estados Unidos	56,0	29,5	14,5	100
Italia	32,5	65,0	2,5	100
Holanda	20,5	59,0	20,5	100
Alemania, R.F.	15,5	71,5	13,0	100
Reino Unido	13,0	87,0	0,0	100
Suecia	9,0	85,0	6,0	100

Cuadros reproducidos de A. ENSEÑAT. Tecnología y Contaminación Industrial. Boletín Informativo del Medio Ambiente. Enero-Marzo 1.977, pag. 52-54.

NOTAS AL CAPITULO IX

(1) Traité de Rome, art. 2. Services des Publications des Communautés Européennes, 1.963.

(2) Véase R. TOULEMON, Problématique d'une politique européenne de l'environnement, en Revue du Marché Commun, nº 175, Mayo-Junio, 1.974.

(3) Ibidem, pag. 230-231.

(4) D. MEADOWS y otros. Los límites del Crecimiento, op. cit.

(5) Véase el texto de la carta en Documentación Económica, 1.972, vol. 4, pag. 165-176.

(6) COLLIARD, Rapport de Synthése, en Los problémes de l'environnement dans la C.E.E., Revue du Marché Commun, Mayo-Junio, 1.974, pag. 310-311.

(7) R. TOULEMON, art. cit., pag. 230. Véase el texto de la Declaración de Paris en Bulletin des Communautés Européennes 10-1.972.

(8) Véase texto de la propuesta en Documentación Económica, 1.972, vol. 4, pag. 277-280. El acuerdo se publicó en el Journal Official (J.O.) del 15-3-1.973. Posteriormente se explicitó el punto 3 del acuerdo. Véase J.O. del 20-7-1.974.

(9) R. TOULEMON, art. cit., pag. 231.

(10) Es curioso constatar que en la declaración de objetivos se habla de una "política ambiental en la comunidad" y no de una "política comunitaria ambiental", para recoger el punto de vista francés de que la comunidad no podía pretender en este campo una competencia general. Véase R. TOULEMON, art. cit. El texto del Programa de Acción aparación en J.O. C 112 del 20-12-1.973.

(11) Roy JENKINS, Presidente de la Comisión de la C.E.E., en Comissión des Communautés Européennes, L'état de l'environnement: Premier Rapport, 1.977, pag. 10.

(12) Para un comentario de estos principios véase M. SCARRASCIA-MUGNOZZA, Les problémes d'environnement dans les Communautés européennes, Revue du Marché Commun, nº 175, Mayo-Junio, 1.974, pag. 301-304.

(13) Véase Commissión, L'état de l'environnement: Premier Rapport, op. cit., pag. 12-16.

(14) Véase D. CARPENTIER, Environnement et Industrie, Revue du Marché Commun, nº 175, Mayo-Junio 1.974, pag. 235-242.

(15) Una evaluación general de los resultados conseguidos hasta Setiembre de 1.976 se contiene en la obra citada de la Comisión de la C.E.E., L'état de l'environnement: Premier Rapport. Un resumen se ha publicado en Boletín Informativo del Medio Ambiente, Enero-Marzo, 1.977, pag. 161-171. Un comentario a estos resultados aparece en la misma publicación, Julio-Setiembre, 1.977, Pag. 127-132. Puede también consultarse el Informe de la Comisión, Dixiéme Rapport Général sur l'activité des communautés européennes en 1.976, Bruxelles, Febrero 1.977, pag. 167-176.

(16) Boletín de las Comunidades Europeas, 2-1.976, punto 2215 y 2231.

(17) J.O. L 307 del 27-11-1.975.

(18) L'état de l'environnement: Premier Rapport, op. cit., pag. 74-76.

(19) Ibidem, pag. 77.

(20) Un resumen de las disposiciones nacionales puede encontrarse en L'état de l'environnement, op. cit., pag. 77-79. De modo más general, la Comisión de las C.E. ha publicado una serie de 13 volúmenes sobre las leyes y prácticas de control de la polución en cada uno de los Estados miembros en Graham and Trotman Ltd., 20 Foubert's Place, London, W1V1HH.

(21) J.O. L 307 del 27-11-1.975.

(22) L'état de l'environnement, pag. 83-93 y Boletín de las Comunidades Europeas, 4-1.975, punto 2231. El Consejo aprobó formalmente el 29-3-1.977 la directriz concernien to a la vigilancia biológica de la población con respecto al riesgo saturnino. Véase Boletín C.E., 3/1.977, punto 2159.

(23) Véase Diario Oficial C 8 del 31-1-1.974 y Boletin de las Comunidades Europeas 11/1.975, punto 2414.

(24) L'état de l'environnement, pag. 93-94.

(25) J.O. L 159 del 15-6-1.974.

(26) L'état de l'environnement, pag. 98.

(27) Ibidem, pag. 101.

(28) Ibidem, pag. 101-102. Véase también Boletín de las Comunidades Europeas 11/1.976, punto 2229.

(29) J.O. L 194 del 25-7-1.975.

(30) Véase sobre estos puntos L'état de l'environnement, op. cit., pag. 177-181.

(31) Comunicación de la Comisión, punto 6, b, en Anexo a la Recomendación del Consejo de 3 de Marzo de 1.975. J.O. L 194 del 25-7-1.975.

(32) L'état de l'environnement, pag. 180-181.

(33) Sobre la forma de determinar el equivalente-subvención véase la Comunicación de la Comisión al Consejo de 26-II-1.975: Regimes Generaux d'aides a finalité regionale. Un tratamiento amplio del tema se encuentra en R. VELASCO, Financiación Pública del Desarrollo Regional. Aproximación al Pais Vasco, Ed. L. ZUGAZA, Durango, 1.977, cap. III, pag. 121-132.

(34) L'état de l'environnement, pag. 250.

(35) Véase Bulletin des Communautés Européennes. Supplement 6/1.976.

(36) Un elenco de las propuestas sometidas por la Comisión al Consejo, y todavía no aprobadas, en 1.976 puede hallarse en las pags. 239-256 del tantas veces citado L'état de l'environnement: Premier Rapport.

(37) Véase un resumen en Programa Medio Ambiente 1.977-1.981 de la C.E.E., en Boletín Informativo del Medio Ambiente, Abril-Junio 1.977.

(38) En la R.F.A. un decreto de 22 de Agosto de 1.975 hace obligatorio el exámen de la compatibilidad de las medidas tomadas por las autoridades federales, colectividades, organismos y fundaciones de derecho público dependientes directamente del Bund, con la protección del Medio Ambiente. En Francia un proyecto de ley presentado en Abril de 1.975 preveía que los trabajos y proyectos llevados a cabo por una colectividad pública o que necesiten permiso o autorización administrativa, debían observar especificaciones relativas al Medio Ambiente.

En Holanda, a finales de 1.974, los ministros de la Salud y Medio Ambiente y de asuntos económicos invitaron al Comité Consultivo del M.A. a estudiar el procedimiento de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) que funcionaba en EE.UU., y a aconsejar sobre su adopción en el país. El Comité remitió en Junio de 1.975 un informe provisional favorable a la introducción del procedimiento de EIA en la concesión de licencias y a la política de ordenación territorial.

En el Reino Unido varios estudios sobre el procedimiento de EIA se hallaban en curso en 1.976. Uno de ellos de la Universidad de Aberdeen, habría de presentarse en forma de "Manual de Impacto" para uso de las autoridades centrales y locales.

La importancia en sí de las EIA y la necesidad de evitar distorsiones en la CEE como resultado de las diferentes legislaciones nacionales aconsejaban la adopción de un sistema común de EIA para toda la comunidad. Véase, Programmes environnement 1.977-1.981, Bulletin des Communautés Européennes, Supplement 6/1.976, pag. 43.

CAPITULO X

LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE EN ESPAÑA

Para terminar nuestro examen de las políticas ambientales tomamos a nuestro país como escenario de análisis. Como ya viene siendo habitual, nuestro estudio no podrá ser exhaustivo, centrándose tan sólo en los problemas de la protección del medio atmosférico. Ha de tenerse en cuenta que la reciente publicación de la extinguida subsecretaría de Planificación de la Presidencia del Gobierno sobre el Medio Ambiente en España (1), con un tratamiento integral de los diversos aspectos -técnicos, jurídicos, administrativos y económicos- hace difícil un planteamiento original y descriptivo de la problemática existente en nuestro país. Estimamos, sin embargo, que a la luz de cuanto venimos diciendo, la descripción de la política española cobra una nueva dimensión, y permite sacar conclusiones acerca de sus vicios y virtudes.

10.1.- Antecedentes y Evolución legislativa

La Política del Medio Ambiente en nuestro país es, en el específico sentido en que la venimos tratando, enormemente reciente. Propiamente, hasta la década de los años setenta no se adoptan las primeras disposiciones legales de orientación claramente ambiental (2), aunque, como siempre ocurre, puedan hallarse precedentes legislativos y reglamentarios en épocas más o menos pasadas. Así, por ejemplo, las variadas disposiciones sobre Policía Industrial dictadas desde el siglo

XIX incluyen, en ocasiones, normas administrativas que imponen conductas preservadoras del Medio Ambiente. Una Instrucción de 1.833 ordena a los Ayuntamientos que combatan todos los focos de insalubridad. Las Reales Ordenes de 12 de Agosto de 1.838, 4 de Marzo de 1.844 y Reglamento de 19 de Agosto de 1.847, contienen disposiciones de carácter sanitario. Más recientemente, una Instrucción General de Sanidad Pública de 1.904 somete a autorización previa los talleres y fábricas que produzcan gases o emanaciones insalubres y los que viertan aguas o residuos que impurifiquen las corrientes de aguas (3).

La importante obra legislativa llevada a cabo en el S. XIX con las Leyes de Aguas de 3 de Agosto de 1.866 y 13 de Junio de 1.879 asentó ya firmemente los poderes de la Administración en cuanto a la disciplina del agua. La última de las leyes condiciona alguno de los usos comunes generales del agua (art. 128) a su conservación en estado de pureza y permite la protección de la calidad de las aguas mediante la remisión a los reglamentos y bandos de Policía Municipal (art. 128). Todavía más expresamente, el artículo 219 prohibe de plano los vertidos nocivos, y el artículo 240 sanciona con la caducidad a las concesiones a cuyo amparo se llevan a cabo por las industrias vertidos que perjudiquen a la salubridad y a la vegetación (4).

El control de vertidos industriales y la evitación de las consecuencias negativas para el medio humano se abordan desde perspectivas más amplias en el primer Reglamento de Actividades Incomodas, Insalubres y Peligrosas (5). Este segundo, en su artículo 13 obliga a las actividades calificadas como insalubres por produ-

cir humos, polvo, niebla, vapores o gases de esta naturaleza, a venir dotadas de instalaciones adecuadas y eficaces, de precipitación del polvo o de depuración de los vapores o gases, en seco o en húmedo, o por procedimientos eléctricos. En esa misma disposición se establecen límites de concentración para algunas sustancias, si bien sólo se refieren al interior de los lugares de trabajo (6).

Pero la adopción de una perspectiva claramente ecológica no se inicia, como decíamos, hasta la década de los años setenta, en que aparece la Ley de Protección del Ambiente atmosférico de 22 de Diciembre de 1.972. En la Exposición de Motivos de la Ley se hace ya una profesión de fe ecológica: "La degradación del Medio Ambiente constituye, sin duda alguna, uno de los problemas capitales que la humanidad tiene planteados en esta segunda mitad del siglo, problema cuya gravedad no es preciso ponderar. La explotación intensiva de los recursos naturales, el desarrollo tecnológico, la industralización y el lógico proceso de urbanización de grandes áreas territoriales son fenómenos que, incontrolados, han llegado a amenazar en determinadas regiones la capacidad asimiladora y regeneradora de la Naturaleza, y, que de no ser adecuadamente planificados, pueden abocar a una perturbación irreversible del equilibrio ecológico general, cuyas consecuencias no son fácilmente previsibles" (7). La ley, como su nombre indica, no es sino un paso en el proceso de adopción de una política global del Medio Ambiente. A ella habrían de seguir otras disposiciones relativas a otras órbitas sectoriales (8) a fin de establecer una gestión integrada de todos los recursos que integran el Medio Ambiente y sobre los que el hombre puede ejercer una

acción degradadora (9).

Tanto la Ley de 1.972 como la creación del Comité Interministerial para el Medio Ambiente (CIMA), ocurrida este mismo año, no son ajenas a la celebración, en Estocolmo, de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente (10). El "efecto demostración" pretendido con la ley puede explicar, junto con la crisis energética iniciada a finales de 1.973, que su desarrollo reglamentario no se operase hasta 1.975 (11).

En este mismo año aparece también una disposición legislativa relativa a otro de los sectores del Medio Ambiente. Nos referimos a la contaminación generada por la producción de residuos sólidos urbanos (12). Si bien, tradicionalmente, la recogida y tratamiento de este tipo de vertidos constituye una competencia municipal (art. 101 de la Ley de Régimen Local), las características modernas del problema determinan una intervención de la Administración para la constitución de unidades organizativas de ámbito supramunicipal. Se estimula así a la creación de Consorcios y Mancomunidades para la recogida y tratamiento de los deshechos, debiendo las Diputaciones Provinciales subrogarse en las competencias de los municipios cuando éstos no puedan prestar el servicio por razones de carácter económico u organizativo y no se mancomunen o consorcien (13).

Desde el punto de vista de la protección de la Naturaleza aparecen en esta década varias disposiciones con rango de ley. Así, la Ley de Caza de 1.970 (14) regula la protección, conservación y fomento de la riqueza cinegética. Con la creación del Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA) (15), las funcio-

nes atribuídas al Patrimonio Forestal del Estado, así como las del Servicio de Pesca Continental, Caza y Parques Nacionales pasan a depender del nuevo organismo. De otra parte, la Ley de Espacios Naturales Protegidos (16), trata de contribuir a la conservación de la Naturaleza, otorgando regímenes especiales de protección a los espacios que por su singular valor lo requieran (17), correspondiendo la representación del Estado, a efectos de la Ley, al ICONA.

En la perspectiva conservacionista y regeneradora del medio natural, merece también citarse la Ley de Fomento de la Producción Forestal (18), que pretende, mediante estímulos crediticios y fiscales, dar una mayor entrada a la iniciativa privada en las tareas reforestadoras de nuestros montes.

Para terminar esta rápida panorámica, mencionaremos la Ley de Régimen del Suelo y Ordenación Urbana de 1.975 (19) que modifica la Ley de 12 de Mayo de 1.956, siendo refundida posteriormente en el Real Decreto de 9 de Abril de 1.976. Esta normativa, que constituye el marco legal de la ordenación del territorio, de tanta trascendencia en el problema ambiental, introduce una nueva figura jurídica conocida como Plan Director Territorial de Coordenación. En los Planes Directores se habrán de determinar medidas en orden a la conservación del suelo, de los demás recursos naturales y a la defensa, mejora, desarrollo o renovación del Medio Ambiente Natural (20).

Las menciones realizadas son suficientes para poner de relieve que la preocupación ambiental en España no ha obtenido todavía una consideración integrada, adaptándose múltiples disposiciones de carácter sectorial.

Ya la Exposición de Motivos de la Ley de Protección del Ambiente Atmosférico reconocía que "no cabe duda de que el criterio óptimo de actuación sería preparar una Ley General del Medio Ambiente". Tres años después el nonato IV Plan de Desarrollo 1.976-1.979 disponía en su Proyecto que "el Gobierno remitirá a las Cortes a propuesta del Ministerio de Planificación del Desarrollo un Proyecto de Ley General del Medio Ambiente" (21). Aunque todavía este Proyecto no ha sido discutido, forma parte de los proyectos del Nuevo Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. (22)

10.2.- Organización Administrativa:

La eficacia de la política ambiental requiere, como todas las actuaciones que se inspiran en objetivos y medios específicos, de un soporte organizativo adecuado al conjunto de problemas en ella implicados. Varios son los modelos que pueden distinguirse en relación con la forma de organizar la intervención administrativa. Siguiendo a Pedro DE MIGUEL pueden señalarse los cinco siguientes (23):

1- Sectorialización de competencias:

Es el modelo más primitivo de organización, correspondiendo a una distribución sectorial de competencias ambientales según el principio estricto de especialización. Según el Director Ejecutivo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), en Abril de 1.976, este modelo continuaba siendo el único mecanismo ambiental de veinticinco países, todos ellos si-

tuados entre los del Tercer mundo (24).

2 - Potenciación de un departamento:

Modelo consistente en confíar a un Ministerio ya existente la reagrupación de tareas o, al menos, de un número considerable de ellas. Esto sería el caso de Suecia y Bulgaria, donde la Administración ambiental queda confiada al Ministerio de Agricultura y Bosques o, como en Alemania y Suiza, donde queda bajo el Ministerio del Interior.

3 - La Comisión Interministerial:

Supone la coordenación de los distintos departamentos responsables de parcelas del Medio Ambiente, en el seno de una Comisión Interministerial. La ejecución de la política quedaría, sin embargo, bajo la competencia de los departamentos respectivos, no correspondiendo a la Comisión otra misión que la puramente coordinadora. Este es el modelo de Turquía, Portugal y de España hasta las últimas reformas.

4 - El Servicio o Comisaría:

Modelo similar al que sirvió en España para la Planificación del Desarrollo Económico desde 1.964. Básicamente consiste en la creación "ex novo" de una Comisaría o Servicio del Medio Ambiente, adscrito al Primer Ministro, y cuya misión sería la de coordinar y globalizar la política Ambiental, dejando a las Administraciones Sectoriales la tarea de ejecución.

La principal dificultad del modelo, como se puso de relieve en España con motivo de la Planificación del Desarrollo, es la resistencia de los Ministerios a hacer dejación de sus facultades progamadoras en favor del órgano central y, en particular, la del Ministerio de Economía o Hacienda, a subordinar sus funciones presupuestarias a las de planificación (25).

5º-El Ministerio del Medio Ambiente:

Organización adoptada en países como Cánadá, Italia, Dinamarca, Noruega, Francia, Reino Unido, etc. Las variedades de concepción dentro del modelo pueden resumirse en estas tres:

a) El Ministerio Coordinador: un Ministerio, del mismo rango que los demás, coordinaría la acción de todos los Ministerios, que conservarían sus propias competencias. Este es el modelo francés del Ministerio de Protección de la Naturaleza y del Medio Ambiente, posteriormente transformados en Ministerio de la Calidad de la Vida (26).

b) El Superministerio: o Ministerio integrado por la fusión de varios departamentos ministeriales existentes, que siguen conservando sus competencias anteriores. Este es el caso del Ministerio Inglés del Medio Ambiente -integrado por los Ministerios de Vivienda y Corporaciones Locales, Obras Públicas y Transportes-, cuya función ambiental específica se halla perdida entre otras muchas competencias, ocasionalmente relacionadas con el Medio Ambiente.

c) El Ministerio especializado: integrado solamente por unidades administrativas con competencias ambientales específicas ya existentes en otros departamentos. Organización que parece la más idónea, dado que "permite la progamación y ejecución de una política global del Medio Ambiente, realizándose la coordinación por la vía de la jerarquía, y posibilita la especialización funcional, tanto del nuevo departamento, al integrar en él únicamente las tareas ambientales, como de los restantes al facilitar su dedicación exclusiva a sus fines propios" (27). A pesar de todo existen obstáculos derivados, principalmente, de la necesidad de deslindar las funciones administrativas específicamente ambientales de las que no lo son, admitiendo la existencia de funciones mixtas con implicaciones indirectas en el Medio Ambiente, que sería necesario coordinar. Como ha indicado MARTIN MATEO, "las soluciones óptimas no son fáciles de diseñar, ya que la conclusión aparentemente más razonable, consistente en la absorción de todas las funciones ambientales en una organización común, puede convertir a ésta en una instancia administrativa demasiado posada y a la vez perjudicar la eficacia de las distintas estrategias sectoriales, privadas del soporte administrativo del que tradicionalmente recibían su autoridad. Por otra parte, las conexiones horizontales de ciertos controles con otras materias no ambientales hacen problemático su desgajamiento de su tronco natural" (28).

El mismo autor se refiere a los modelos organizativos nacionales clasificándolos en cuatro tipos: a) Concentración de competencias; b) Agrupación Parcial de Competencias; c) Concentración de controles; y d) Dispersión de atribuciones. El modelo de la Environmental Protection Agency (EPA) americana, fuente de inspiración de buena parte de las legislaciones nacionales, respondería al esquema de concentración de controles. La Comisión para la Calidad Ambiental quedaba encargada, por Ley de 1.970, de la creación y prosecución de una política ambiental para todo el país, asignándose a la EPA las funciones ejecutoras, tras la refundición por ésta de una serie de atribuciones referentes al aire, agua y resíduos sólidos, asentadas en diversos organismos. Un proyecto de Ley de creación de un Ministerio Ambiental, que integrase las funciones que quedaban fuera de la Administración Federal Ambiental, remitido al Congreso en Marzo de 1.971, no prosperó (29).

Pasando ya a la forma de organización administrativa vigente en nuestro país, puede señalarse la existencia de una línea evolutiva caracterizada por un creciente, aunque débil todavía, esfuerzo de armonización. Tres etapas pueden distinguirse hasta el presente:

a) Hasta 1.960: Primado del principio sectorial

La preocupación ambiental, apenas latente, no tiene un respaldo administrativo es-

pecífico. El esquema organizativo de la Administración Pública responde, "en el plano horizontal, al más puro principio de especialización, consecuente con el tradicional criterio sectorial de reparto de tareas entre los distintos departamentos ministeriales, mientras que en el plano vertical el problema competencial queda totalmente inmerso en la compleja y conflictiva distribución y realización de funciones entre el Estado y las entidades locales!..." (30). Desde otro punto de vista puede decirse que no existe, como tal, una política ambiental. No hay una consideración global de los distintos elementos del Medio Ambiente, siendo la intervención en cada uno de ellos objeto de las más celosas apetencias competenciales de los distintos departamentos administrativos (31).

b) Década de los sesenta: Intentos parciales de coordinación

En los años sesenta, la latente conciencia ambiental toma un cierto cuerpo en los intentos sectoriales de coordinación, que se manifiestan por la creación de un cierto número de Comisiones Asesoras, entre las que pueden citarse las siguientes:

- "Comisión Nacional para prevenir la contaminación de las aguas del mar por el petróleo" (O.M. de 13 de Junio de 1.962), actualmente denominada "Comisión Nacional

para evitar la contaminación del mar" (O.M. de 27 de Mayo de 1.971).

- "Comisión Central de Saneamiento", creada por O.M. de 5 de Junio de 1.963.

- "Comisión Técnica Asesora sobre Problemas de la Contaminación Atmosférica de origen industrial", creada por O.M. de 17 de Enero de 1.969.

- "Comisión Protectora contra las radiaciones ionizantes", creada por O.M. de 22 de Diciembre de 1.969 (32).

c) Desde 1.970: Intentos de Coordinación global. La CIMA

El movimiento ambientalista mundial ejerce su impacto en nuestro país, iniciándose los pasos para una consideración integrada y global del Medio Ambiente. La primera decisión coordinadora de carácter global corresponde al Acuerdo de la Comisión Delegada del Gobierno para Asuntos Económicos de 29 de Enero de 1.971, por el que se creaba un Comité Interministerial para el Acondicionamiento del Medio Ambiente (CIAMA) en el marco de la Ponencia de Desarrollo Regional del III Plan de Desarrollo (33), con la intención de coordinar y promover a escala nacional toda clase de decisiones o iniciativas referentes a la protección y revalorización del Medio Ambiente. Al año siguiente el CIAMA sería sustituido por la Comisión In-

terministerial para el Medio Ambiente (CIMA) por un decreto (34) que crea también la Comisión Delegada del Gobierno para el Medio Ambiente (35). Este órgano, de muy alto nivel jerárquico, tenía como función "coordinar y asegurar la unidad de programación de todas las acciones relativas al Medio Ambiente y la defensa contra la contaminación, correspondiendo su ejecución a los Departamentos Ministeriales en cada caso competente". La CIMA se constituye como órgano de trabajo de la Comisión Delegada, estando compuesta por 34 miembros, titulares, casi todos, de Direcciones Generales. La Presidencia de la CIMA corresponde, en su inicio, al Comisario del Plan de Desarrollo y, tras la supresión de tal Ministerial, (38) al Ministro de la Presidencia del Gobierno.

La CIMA se articula para su funcionamiento en varios órganos: a) el Pleno o Asamblea General compuesta por todos los sectores de la Administración del Estado con competencias ambientales; b) el Comité Permanente, especie de Consejo de Administración; c) los Comités Especializados, en número de siete y; d) la Secretaría, órgano de apoyo a todos los demás, adscrita, hasta la última reforma administrativa, a la Dirección General de Acción Territorial y Medio Ambiente de la Presidencia del Gobierno.

Comoquiera que el máximo organismo coordinador de la política ambiental -la Comisión Delegada- ha tenido una existencia puramente nominal, el peso de la acción coordinadora ha recaído en un organismo, como la CIMA, sin otras competencias para imponer una política integral que la fuerza moral de los acuerdos tomados en su seno entre representantes de iguales niveles jerárquicos de la Administración del Estado. No puede esperarse, en estas circunstancias, una política global del Medio Ambiente sino "a lo más, y ello en el mejor de los casos, una pluralidad de políticas sectoriales que no se contradigan entre sí, pero que contribuiría muy poco a la necesaria complementariedad que, entre ellas, debe establecerse para la consecución de objetivos comunes" (39).

Lo que antecede permite clasificar al modelo español de organización administrativa ambiental dentro del primero de los modelos que anteriormente se han señalado, puesto que, si bien existe un intento de coordinación de la política ambiental tanto global como sectorialmente, lo que prima, de hecho, es la distribución sectorial de competencias ambientales. Teniendo en cuenta, además, que la distribución sectorial no responde a una clasificación de sectores correspondiente a las esferas del Medio Ambiente, sino a las existentes estructuras administrativas, escásamente coincidentes con las esferas en que puede parcelarse el Medio Ambiente.

El análisis anterior se refiere a la organización administrativa central. Nada hemos dicho sobre la distribución de competencias ambientales entre la Administración Central y las Corporaciones Locales, ni sobre la coordinación de ambas esferas competenciales en un plano de acción unitario y coherente.

La distribución de Competencias entre los niveles administrativos central y local depende esencialmente de dos elementos o criterios. Un criterio político sobre la constitución del Estado, que origine formas organizativas que van desde el Estado centralizado unitario, hasta el Estado Federal o Confederal, pasando por lo que, algunos llaman, Estado Regional, en un orden creciente de atribuciones para las unidades territoriales que constituyen la totalidad del Estado. Y un criterio de tipo técnico acerca del ámbito más idóneo para la toma de decisiones, en función de la naturaleza y repercusión espacial del problema ambiental de que se trate.

En la actualidad, nuestro ordenamiento vigente se caracteriza por una progresiva ingerencia de la Administración del Estado, a través de sus órganos periféricos, en la esfera de lo que podría considerarse como esfera privativa de las Corporaciones locales, coadyuvada por la deficiente situación técnica y financiera de buena parte de nuestros

Ayuntamientos y Diputaciones. Ello no obsta para que determinadas normativas sectoriales y generales atribuyan amplias competencias a las corporaciones locales en materia ambiental (40). Es así como la Ley de Bases del Estatuto de Régimen Local de 19 de Noviembre de 1.975 reconoce un importante papel a los municipios en la defensa del ambiente, cuando en su base octava-tres, les ordena que dediquen preferente atención a estas competencias. De todos modos, en el actual marco legislativo, el espacio idóneo para la coordinación de las actuaciones de los diferentes niveles de la administración parece ser la provincia. En ella y bajo la autoridad del Gobernador Civil sería posible en principio, una cierta coordinación de actuaciones mediante la Comisión Provincial de Gobierno (41) y la Comisión Provincial de Colaboración del Estado con las Corporaciones Locales. Pero debe tenerse en cuenta que, aparte el predominio de los órganos de la Administración Periférica del Estado sobre los órganos locales, no se da en los anteriores organismos una relación institucionalizada con el órgano Superior de Coordinación: La CIMA. Además, la provincia, en múltiples ocasiones, es un marco demasiado estrecho para la política ambiental que exige ámbitos de tipo regional o supraregional (42).

Finalmente digamos que las relaciones Administración Central-Administraciones Locales

están sujetas a las inminentes modificaciones que la futura Constitución Española ha de introducir de acuerdo con las aspiraciones descentralizadoras sentidas por buena parte del país. En este sentido, la regulación que en ella se de a las Autonomías Regionales puede traspasar a los Entes autonómicos una parte importante de las competencias reservadas hasta ahora a la Administración Central (43), lo que iría en la línea de hacer a las diferentes comunidades nacionales responsables de sus propios destinos sin perjuicio de la necesaria coordinación a nivel de todo el Estado.

Algunos de los problemas aportados por la actual organización administrativa, a todas luces inadecuada, parecen estar en una cierta vía de solución. La Reforma Administrativa de Julio de 1.977 (44), ha supuesto la creación del Departamento de Obras Públicas y Urbanismo, sobre la base de los Ministerios de Obras Públicas y Vivienda y de la Dirección General de Acción Territorial y Medio Ambiente de la Presidencia del Gobierno. Ello significa que el Medio Ambiente aparece ya unido a la planificación de la infrestructura física del País. En alguna medida, la fórmula adoptada por la reforma administrativa crea "un campo único de acción -la ordenación del territorio- donde se ensamblan la planificación y desarrollo regional, el urbanismo y el Medio Ambiente" (45). El nuevo

dopartamonto tiono dos subsocrotarias: Infraostructura y Vivionda, do una parto, y Ordonación Torritorial y Modio Ambionto do otra. Es además propósito dol dopartamonto la croación do una Dirocción Gonoral dol Modio Ambionto, cuya acción ostaría basada on "una máxima participación popular y un máximo protagonismo do las rogionos y ontidados torritorialos" (46).

Por otra parto, con la roforma administrativa, la Comisión Interministorial para ol Modio Ambionto (CIMA) quoda adscrita al Ministorio do Obras Públicas y Urbanismo, constituyondo un órgano do coordinación bajo la dirocción do la Subsocrotaría do Ordonación Torritorial y dol Modio Ambionto. Esto puodo permitir una mayor oficacia quo haga buonos los propósitos dol titular do la subsocrotaría, sogún los cualos "la CIMA doborá do pasar do sor órgano consultivo do informos novinculantos, cuya mayor arma os ol poso moral do sus docisionos, a constituirso on un órgano con facultados do hacor ojocutivas sus rosolucionos" (47). Una noticia aparocida on la pronsa, sogún la cual oxisto ol propósito do coordinar ol Ministorio do Obras Públicas y Urbanismo con ol do Trasnporto y Comunicacionos por modio do una Socrotaría do Estado, haco ponsar quo la dirocción apuntada hacia un Suporministorio, con facultados ambiontalos y do ordonación dol torritorio, podría soguirso on ol futuro (48).

10.3.- La Protección del Ambiente atmósférico en España:

La preocupación por la contaminación atmosférica en España va unida a la congestión industrial y urbana en algunas áreas del país. Muy en especial, en la Comarca del Gran Bilbao, y sobre todo a raiz de los sucesos de Erandio de Setiembre de 1.969 (49), se asiste a una masiva movilización ciudadana en torno a los episodios de contaminación y la implantación de industrias contaminantes. (50).

Pero, sin duda, no es Bilbao la única zona del país que sufre de contaminación atmosférica. Otras grandes urbes como Madrid y Barcelona también se han visto afectadas por el crecimiento de las emisiones contaminantes (51).

Antes de abordar la política de control es útil examinar, con los datos disponibles, la evolución de las emisiones a la atmósfera.

10.3.1.- Emisiones o inmisiones

10.3.1.1.- Emisiones

Las emisiones de contaminantes atmosféricos de todo tipo en los últimos quince años aparece en los siguientes cuadros:

EMISION DE CONTAMINANTES A LA ATMOSFERA EN ESPAÑA (T.M.)

	1.960	1.965	1.970	1.975
Vehículos automóvilos	632.000	1.048.300	2.192.200	3.550.291
Combustión on fuentos fijas	1.178.360	2.304.566	3.372.286	4.428.023
Procesos industrialos (1)	543.427	876.613	1.335.453	1.929.565
Varios	353.068	634.421	1.034.990	1.486.181
TOTAL.....	2.706.855	4.863.900	7.934.929	11.384.060

(1) Excluida la combustión do combustiblos on fuentos fijas.

FUENTE: Modio Ambionto on España. Informo Gonoral. Pag. 209.

TASAS DE CRECIMIENTO ACUMULATIVO ANUAL (%)

	1.960-65	1.965-70	1.970-75	1.960-75
Vehículos automóvilos	10,6	15,9	10,1	12,19
Combustión on fuentos fijas	14,4	7,9	5,6	9,2
Procesos industrialos	10,04	8,8	7,6	8,8
Varios	12,4	10,3	7,5	10,05
TOTAL.....	12,4	10,3	7,6	10,05

FUENTE: Elaboración propia

Se aprecia un crecimiento continuo de las emisiones totales procedentes de todas las fuentes, aunque a ritmo decreciente en todos los casos. Los vehículos automóviles aparecen como el agente de mayor crecimiento en el nivel de emisiones, seguido de la combustión en fuentes fijas y de los procesos industriales. El volúmen de emisiones totales se ha multiplicado por 4,2, lo que supone una tasa de crecimiento acumulativo en los quince años en torno al 10%.

Las participaciones de los distintos agentes han variado en el tiempo como se aprecia en el cuadro siguiente:

PARTICIPACION DE LOS AGENTES EN LAS EMISIONES TOTALES

	1.960	1.965	1.970	1.975
Vehículos automóviles	23,34	21,55	27,62	31,16
Combustión en fuentes fijas	43,53	47,38	42,50	38,86
Procesos industriales	20,07	18,02	16,83	16,93
Varios	13,06	13,05	13,05	13,05
	100,-	100,-	100,-	100,-

FUENTE: Elaboración propia.

La participación de los vehículos automóviles tiendo a elevarse en detrimento de la correspondiente a la combustión en fuentes fijas y de un relativo mantenimiento de la contribución de los procesos industriales. Sin embargo, todavía, son los procesos de combustión el principal agente de la contaminación atmosférica en España, en términos globales.

Un análisis detallado por sectores industriales permite localizar las industrias que originan mayores problemas, de acuerdo con el cuadro adjunto. Desde un punto de vista global los sectores industriales más contaminantes eran en 1.960: la metalurgia no férrea, la industria de materiales de construcción y las centrales térmicas. En 1.975 aparecen en primer lugar, por su contribución a las emisiones totales, las centrales térmicas (41,36 %), seguidas a distancia por los materiales de construcción (20,47 %) y la metalurgia no férrea (19,49 %). Se aprecia un importante cambio en la contribución por sectores a las emisiones totales, por virtud del cual todos los sectores pierden participación a excepción de las centrales térmicas que pasan del 23,70 % al 41,36 %. Del cuadro se desprende también la importancia de cada uno de los sectores industriales en la producción de los principales contaminantes atmosféricos. Con referencia a 1.975 la producción de partículas es obra de las centrales térmicas en un 37,06 %; de la industria

do materiales de construcción en un 37 % y de la siderurgia y fundición en un 11 %. Por lo que respecta al SO_2; las centrales térmicas aparecen en primer lugar (41,40 %), seguidas de la metalurgia no férrea (33 %) y de las refinerías de petróleo (9,35 %).

Los óxidos de nitrógeno, generados principalmente por la combustión a elevadas temperaturas de combustibles fósiles, son producidos muy principalmente por las centrales térmicas (70 %) y la industria de materiales de construcción (14 %). Finalmente, el monóxido de carbono (CO) generado en la industria, es la obra casi exclusiva de la industria química.

EMISION DE CONTAMINANTES POR LA INDUSTRIA (Tm)

	1.960										1.975									
	Partículas		SO_2		NO_x		CO		TOTAL		Partículas		SO_2		NO_x		CO		TOTAL	
	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%	TOTAL	%
Centrales Térmicas	78.367	27,57	70.780	19,24	16.884	39,38	-	-	166.031	23,70	482.760	37,06	678.630	41,40	158.058	70,31	-	-	1.319.448	41,36
Refinerías de Petróleo	-	-	16.867	4,59	4.200	9,80	-	-	21.067	3,00	-	-	153.280	9,35	20.432	9,09	-	-	173.712	5,45
Siderurgia y fundición	44.658	15,71	12.000	3,26	-	-	-	-	56.658	8,09	147.800	11,35	50.200	3,06	1.972	0,88	-	-	200.052	6,27
Metalurgia no férrea	13.822	4,86	200.691	54,56	-	-	-	-	214.513	30,62	82.525	6,33	539.180	32,90	-	-	-	-	621.705	19,49
I. Química	19.109	6,72	24.567	6,68	8.456	19,72	5.521	100,-	57.653	8,23	100.010	7,68	77.682	4,74	13.131	5,84	22.298	100,-	213.121	6,68
I. Alimentaria	1.405	0,49	-	-	-	-	-	-	1.405	0,20	7.911	0,61	-	-	-	-	-	-	7.911	0,25
I. Materiales de construcción	126.920	44,65	42.910	11,67	13.330	31,09	-	-	183.160	26,15	481.517	36,97	140.272	8,55	31.200	13,88	-	-	652.989	20,47
Total Actividades contempladas	284.281	100,-	367.815	100,-	42.870	100,-	5.521	100,-	700.487	100,-	1.302.603	100,-	1.639.244	100,-	224.793	100,-	22.298	100,-	3.189.938	100,-
Total (excluída la combustión de combustibles en fuentes fijas) (1)	205.914	-	254.125	-	12.656	-	5.521	-	478.216	-	819.843	-	820.342	-	35.535	-	22.298	-	1.698.018	-

(1) Emisiones totales de contaminantes por la industria, excluída la combustión de combustibles en fuentes fijas e incluídas las actividades y contaminantes no especificados:

$$1.960 : \frac{478.216}{0,88} = 543.427$$

$$1.970 : \frac{1.698.018}{0,88} = 1.929.565$$

FUENTE: Elaboración propia a partir de datos contenidos en la monografía: Medio Ambiente en España. Informe General, pag. 205 y 206.

10.3.1.2.- Niveles de inmisión en algunas ciudades españolas

La contaminación atmosférica más grave se produce en los núcleos urbanos, y especialmente en aquellos que por una incorrecta ordenación urbanística han aglomerado indistintamente las zonas de hábitat humano y las zonas de asentamientos industriales. A ello ha de añadirse las particulares condiciones meteorológicas de algunas áreas, particularmente propensas a las "inversiones térmicas", o en las que el régimen de vientos y lluvias predominante no produce una suficiente depuración natural de la atmósfera. Tomamos como ejemplo el caso de Madrid, Barcelona y Bilbao, presentando sus cifras básicas de inmisión para los años en que se dispone de mediciones válidas (52).

Barcelona padece una contaminación, originada fundamentalmente por humos y SO_2. Su origen se halla en las industrias situadas en el cinturón industrial que se asiente especialmente en cuatro ciudades satélites (Badalona, Hospitalet,,San Adrián del Besós y El Prat de LLobregat), y en los vehículos industriales (53). La evolución, no obstante, ha sido muy favo

rable en los últimos años como se desprende del cuadro siguiente, siendo explicable por las mejoras introducidas en los combustibles utilizados.

NIVELES DE INMISION EN BARCELONA

(Medias anuales en $\mu gr/m^3$)

	1.966	1.968	1.970	1.972	1.973	1.974	1.975
SO_2	130	84	154	105	94	65	86
Humos	379	193	156	76	53	39	31

FUENTE: Medio Ambiente en España, pag. 211.

Madrid, por su parte, se ve afectada fundamentalmente por SO_2 y humos, procedentes de las calefacciones domésticas y de la circulación de vehículos. En 1.975 hubieron de tomarse medidas de emergencia ante la alarmante concentración de gases, introduciéndose en Octubre-Noviembre de ese año un nuevo tipo de combustible de bajo contenido de azufre, a emplear en las calefacciones (54), lo que explica la reducción de los niveles de inmisión que se aprecia en el cuadro.

NIVELES DE INMISION EN MADRID

(medias anuales en $\mu gr/m^3$)

	1.970	1.971	1.972	1.973	1.974	1.975	1.976
SO_2	150	152	126	163	147	128	114
Humos	187	251	228	231	218	217	208

FUENTE: Medio Ambiente en España, pag. 211.

El caso de Bilbao plantea problemas muy complejos derivados de la difícil orografía, las frecuentes inversiones térmicas y el caos urbanístico de la Comarca, en la que desordenadamente se acumulan núcleos residenciales y empresas industriales. La situación puede calificarse de muy grave (55). La concentración de SO_2, expresada en media anual de mediciones de 24 horas, pasó de 142 $\mu gr/m^3$ en 1.970 a 193 $\mu gr/m^3$. En 1.976 se registró, sin embargo, una cierta inflexión cayendo la concentración media a 173 $\mu gr/m^3$, si bien superando todavía claramente el criterio legal. Por lo que hace referencia a días de elevada acidez ambiental (por superarse los 400 $\mu gr/m^3$ como media de 24 horas), el número ha crecido de 51 en 1.970 a 173 en 1.975, con una nueva inflexión en 1.976, que da

lugar en 6 o 7 días durante los años 1.970, 1.971 y 1.972. En 1.973 fueron 10 los días en estado de alerta, y en 1.975 esta situación se produjo en 35 días, alcanzándose en un día de febrero una punta de concentración de 1.360 μ gr/m^3.

Comoquiera que la legislación española prevé que cualquier núcleo de población, lugar o área territorial determinada, puede ser declarado "zona de atmósfera contaminada" cuando el índice anual de contaminación por SO_2 o partículas sea igual o superior a 1,20, se sigue que Bilbao hubiera podido recibir esta declaración en 1.975 y 1.976 por su concentración de SO_2, Baracaldo la hubiera recibido en los años 1.970-1.973 por su concentración de polvos, y Luchana en 1.971, por la misma razón. Los requisitos legales en cuanto a la existencia de una red homologada de medición (art. 21 de la Ley de Protección del Ambiente Atmosférico), unidas al temor a las consecuencias, o tal vez a las presiones políticas impidieron esta declaración hasta Diciembre de 1.977, optándose por la puesta en marcha de un Plan Piloto de Urgencia (56). El 28 de Diciembre de 1.977, el Consejo de Ministros declaró a Bilbao "zona de atmósfera contaminada", iniciándose el proceso para la elaboración de un Plan de saneamiento, continuación del Plan Piloto (57).

NIVELES DE INMISION EN BILBAO

AÑO	$\mu gr/m^3$ SO_2	DIAS DE ELEVADA ACIDEZ AMBIENTAL ($> 400 \mu gr/m^3$)	DIAS EN SITUACION DE ALERTA ($> 800 \mu gr/m^3$)
1.970	147	51	7
1.971	144	64	6
1.972	148	56	6
1.973	159	87	10
1.974	182	128	9
1.975	193	173	35
1.976	173	103	15

CIMA:

FUENTE: Medio Ambiente en España, 2ª edición, pag. 285.

Las previsiones para 1.977 indicaban una media anual de 144 $\mu gr/m^3$; 77 días con elevada acidez ambiental y 5 días de situación de alerta, con una importante mejora respecto de años anteriores.

A estos efectos debe reseñarse que el Plan Piloto no pudo cumplirse por diversas razones que, oficialmente, han sido clasificadas en las siete siguientes:

1- La coincidencia de su puesta en práctica con el ciclo más negativo de la crisis económica.

2- La falta de suministro por CAMPSA de combustibles líquidos de bajo contení

do de azufre, cuando el 90% de la contaminación por SO_2 deriva de la baja calidad de los combustibles utilizados.

3- Las dificultades para conseguir las ayudas económicas y fiscales previstas en el artículo 11 de la Ley de Protección del Ambiente Atmosférico y, especialmente, el Crédito oficial.

4- La falta de laboratorios de toma de muestras de contaminantes para la comprobación del cumplimiento de la legislación vigente.

5- La ausencia de una red de alerta que informe a cada industrial de la necesidad de tomar medidas de emergencia en función de la situación meteorológica.

6- Los problemas de algunos sectores específicos cuyo saneamiento ambiental sólo puede acometerse en forma sectorial y a escala nacional.

7- La imposibilidad de solucionar algunos problemas de contaminación sin el desmantelamiento de ciertas instalaciones absoletas (58).

10.3.2.- El Control del Ambiente Atmosférico

10.3.2.1.- Legislación ambiental:

Como ya se ha indicado anteriormente, hasta finales de 1.972 no apareció en nuestro país una legislación expecíficamente ambiental dirigida a controlar la calidad del aire. El 22 de Diciembre de 1.972 era aprobada la Ley de Protección del Ambiente Atmosférico, norma básica de todo el posterior desarrollo reglamentario. Conforme a la disposición final primera de la Ley, "en el plazo máximo de un año, el Gobierno, a propuesta de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente, y previo informe de la Organización Sindical, dictará las normas reglamentarias necesarias para el desarrollo y ejecución de la presente ley". Pero hubo que esperar hasta 1.975 para que apareciera el reglamento de desarrollo (59). Anteriormente, en 1.974, había aparecido un Decreto limitativo de la contaminación producida por los vehículos automóviles (60). Tras el reglamento de 1.975 diversas disposiciones administrativas desarrollan los preceptos de la ley (61).

La legislación española, siguiendo la senda trazada por otros países, estableció normas de calidad atmosférica para

una serie de contaminantes, y niveles de emisión para un conjunto de actividades que contribuyen en mayor medida a las emisiones de productos indeseables. Estas actividades contaminadoras son de dos tipos: fuentes fijas (industrias, combustión de combustibles en fuentes fijas, calefacciones domésticas, incineradores de basuras, etc.) y fuentes móviles (automóviles). Establecidos los niveles de calidad a los que se aspira, se trata de llegar a ellos mediante una compleja estrategia que supone el control de las emisiones en su fuente, para lo que se necesitan distintos medios técnicos: cambios de combustibles, instalaciones depuradoras, mejoras de dispersión, cambios de procesos, etc. Habida cuenta de las importantes repercusiones económicas que puede tener en algunos sectores, se arbitran medios económicos de apoyo en determinadas condiciones.

10.3.2.2.- Criterios y normas de calidad

Las normas de calidad fijadas en España responde, en parte, a los criterios de calidad del nivel II de la OMS, es decir, las concentraciones y la duración de la exposición son iguales o superiores a los valores para los cuales, probablemente, se observará irritación de los

órganos do los sentidos, daños sobre vegetación, reducción de la visibilidad u otrosdosfavorables sobre el medio (62).

Los niveles adoptados aparecen en el cuadro adjunto para los contaminantes objeto de regulación. Los valores, en términos generales "se corresponden con los niveles adoptados en Europa Occidental". Pero estos valores límites de los inmisión "deben ser considerados sólamente como tolerables, ya que se debiera atender a unos límites deseables, por lo menos un 30 por 100 más bajos" (63).

Los standards están clasificados en tres tipos según se trate de situaciones admisibles, zona de atmósfera contaminada y situación de emergencia, articulándose ésta última situación en tres grados, de menor a mayor gravedad.

PRINCIPALES CONTAMINANTES (en μ gr.)

	SO_2	Particulas	SO_2 y particular	Oxídos do nitrógeno	Monóxido de Carbono
SITUACION ADMISIBLE					
-Concentración máxima en 30 minutos	-	-	-	400	45 mgr/m^3 N
-Promodio máximo 2h.	700	-	-	-	-
-Concentración modia 8h.	-	-	-	-	15 mgr/m^3 N
-Promodio concentración do 1 día	400	300	120 x 10^3	200	-
-Promodio concentración 1 mes	256	202	64 x 10^3	100	-
-Promodio concentración 1 año	150	130	20 x 10^3	100	-
EMERGENCIA PRIMER GRADO					
-Promodio max. concentr.2h	1.500	-	-	-	-
-Promodio concentr. 1 día	800	600	327 x 10^3	565	34 mgr/m^3 N
-Promodio concentr. 7 días	610	470	218 x 10^3	-	-
EMERGENCIA SEGUNDO GRADO					
Promodio max. concentr.2h	2.500	-	-	-	-
-Promodio concentr. 1 día	1.400	1.000	600 x 10^3	750	46 mgr/m^3 N
-Promodio concentr. 5 días	1.100	800	460 x 10^3	-	-
EMERGENCIA TOTAL					
-Promodio max. concentr.2h	4.000	-	-	-	-
-Promodio concentr. 1 día	2.200	1.600	1.000 x 10^3	1.000	60 mgr/m^3 N
-Promodio concentr. 3 días	1.800	1.400	840 x 10^3	-	-

SITUACION ADMISIBLE

OTROS COMPUESTOS	Concentración media 30 min.	Concentración media 8 horas	Promedio concentración 1 día
Plomo molécular	50 μgr/m^3	10 μgr/m^3	-
Hidrocarburos	280 mgr/m^3	-	140 mgr/m^3
Cloro molocular	300 μgr/m^3	-	50 μgr/m^3
Cloruro do hidrógono	300 μgr/m^3	-	50 μgr/m^3
Compuestosdo flúor	60 μgr/m^3	-	20 μgr/m^3
Fluoruro do hidrógono	30 μgr/m^3	-	10 μgr/m^3
Sulfuro do hidrógono	100 μgr/m^3	-	40 μgr/m^3
Sulfuro do carbono	30 μgr/m^3	-	10 μgr/m^3
Partículas sodimontablos	-	-	300 mgr/m^3

FUENTE: Martín Matoo, pag. 534 y 535, y Docroto do 6 do Fobrero do 1.975. Anoxo I.

Como puodo vorso ol número do contaminantos para los quo oxistan normas do calidad on nuostro país os do catorco, lo quo contrasta favorablomonto con lo quo homos podido obsorvar on otros países. No obstanto, no siompro coincidon todos los contaminantos rogulados (64).

10.3.2.3.- Nivolos do inmisión por actividados

Dofinidos los nivolos do inmisión so trata do acomodar las omisionos para quo no so sobropason los límitos do calidad.

a) Actividades Industriales:

El Reglamento de 1.975 señala límites para 26 actividades industriales (65) y diversos contaminantes. Las industrias ya existentes deberán adaptarse en el plazo de un año a las disposiciones del Reglamento (66). Las industrias nuevas habrán de crearse con los requerimientos técnicos necesarios para respetar el límite de emisión señalado (67).

Por otro lado, el propio Anexo 4º del Reglamento contempla niveles de emisión más estrictos para 1.980, que han de entenderse como indicativos de progresivos avances en el control estricto de las emisiones.

b) Vehículos:

En lo relativo a las emisiones de los vehículos, la intervención española se inspira en los Reglamentos 15 y 24 del Acuerdo de Ginebra de 20 de Marzo de 1.958. El Reglamento 15 se refiere a la homologación de vehículos equipados con motor de encendido por chispa, en lo relativo a las emisiones por el motor de gases contaminantes. Se contemplan en él límites a las emisiones de monóxido de carbono e hidrocarburos. El Reglamento 24 se refiere a vehículos con motor Diesel.

Las disposiciones principales están contenidas en: D. de 22 de Abril de 1.971; D.524/74 de Febrero y D.3025/74 de 9 de Agosto. Este último señalaba niveles más estrictos para el mo-

nóxido do carbono on los vohículos do gasolina y para la opacidad do los humos do los vohículos diosol, a partir do 1.976.

10.3.2.4.- Control do combustibles

Quizás una do las disposiciones más docisivas para el control, do una parto, al monos, do la contaminación atmosfórica, os la rolativa a los roquisitos do los combustibles utilizados. Ya homos visto on otros países quo la roducción del contonido do azufro do los combustibles orgánicos os una técnica común, probablomonto más oconómica quo la instalación do do complicados dopuradoros, para la roducción del SO_2 atmosfórico. Algo parocido puodo docirso do los humos y el monóxido do carbono. Las oscasas regulacionos oxistontos on la matoria fuoron complotadas on 1.975 por un Docroto (68) on el quo so establocon tros clasos do combustibles: los normalos, los do monor podor contaminanto y los ospocialos o "limpios".

Son combustibles "limpios", la onorgía oléctrica, el gas natural, los gasos licuados del potróloo, los gasos manufacturados y otros, con contonido do azufro igual o inforior al 0,7% on poso. Estos combustibles habrán do utilizarso on las zonas doclaradas do atmósfora contaminada on los casos siguiontos:

1º- En las instalaciones industriales que determine el Ministerio de Industria, cuando se declare y mientras dure la situación de emergencia. Tales instalaciones deberán disponer de una reserva de combustible especial para seis días.

2º- En los generadores de calor que se instalen durante la vigencia de la "zona de atmósfera contaminada".

Los combustibles de menor poder contaminante (contenido de azufre igual o inferior al 1% y, tratándose de carbones, contenido en volátiles y cenizas inferiores respectivamente al 10% y al 12%), habrán de utilizarse en las "zonas declaradas de atmósfera contaminada", en las instalaciones fijas debidamente singularizadas que se determinen.

En cuanto a los combustibles líquidos, se especifican tres tipos, en función de su contenido de azufre y de su viscosidad, características que determinan las emisiones de SO_2 y la perfección de la combustión de la que dependen las emisiones de monóxido de carbono. Estos tres tipos, sus caracterísicas en contenido de azufre y la reducción prevista de ésto, aparecen en el cuadro siguiente:

	1.976	1.978	1.980	1.985
Gasóleo clase C	0,9	0,7	0,5	0,5
Fuel-oil nº 1	2,5	2,5	1,8	1,0
Fuel-oil nº 2	3,6	3,6	3,6	3,6

De acuerdo con estas previsiones, "en el horizonte 1.979, los combustibles de que se dispondrá serán similares a los que se consumen en algunos países o van a ser adoptados por otros próximamente. Los países miembros de la C.E.E. prevén la adopción en un futuro próximo de un calendario que debe desembocar en la reducción del contenido de azufre del fuel-oil ligero (gasóleo clase C) desde el 0,7 por 100 actual hasta el 0,3 por 100 en el año 1.980" (69).

Aparte las reducciónes previstas, la posibilidad de utilizar combustibles con elevado contenido de azufre queda limitada en función de la distancia a los centros urbanos y de la potencia de los quemadores. Así, en las instalaciones industriales situada a menos de 2 kilómetros de un núcleo urbano superior a los 10.000 habitantes no podrán consumirse combustibles que contengan más del 3% de azufre.

La eficacia de esta política está condicionada por las caractorísticas del abastecimiento petrolífero nacional y la instalación de unidades de desulfuración en las refinerías.

10.3.2.5.- Medidas de estímulo

El artículo 11 de la Ley de Protección del ambiente atmosférico estableció una serie de incentivos y ayudas a fin de reducir la carga económica que ha de pesar sobre las actividades contaminadoras tras la promulgación de la citada ley. Los medios de estímulo son los siguientes:

a) Subvenciones.

b) Reducción hasta el 95% de los impuestos sobre el tráfico de empresas, aduanas y Compensación de gravámenes anteriores que graven la adquisición de equipos depuradores.

c) Libertad de amortización durante el primer quinquenio de determinadas inversiones.

d) Acceso especial al Crédito Oficial en cuanto a plazo e interés.

El Decreto de 20-III-1.975 desarrolló el citado artículo 11 de la Ley, regulando la concesión de ayudas de carácter económico y de incentivos fiscales. La O.M. de 30-III-1.976, por su lado, regula la tramitación de la concesión de los beneficios antedichos.

Estas disposiciones, confusas y restrictivas, además de dictadas con gran retraso respecto de la ley, han especificado que los beneficios previstos en la ley sólo serán apli-

cables a las industrias existentes en el momento de entrar en vigor la ley y para su adaptación a ésta. Lo que concuerda con la interpretación internacional del principio "el que contamina, paga". Las subvenciones previstas no podrán exceder del 30% de la inversión necesaria, aunque su concesión tendrá un carácter excepcional, y siempre que las medidas correctoras se impongan coercitivamente, suponiendo cargas económicas que no sean soportables por los obligados a su cumplimiento. Entendiéndose este extremo cuando la rentabilidad media anual haya sido igual o inferior al 6% en los cinco últimos años.

El crédito oficial se concederá a un interés de medio punto inferior al que la hubiera correspondido normalmente y a un plazo máximo de once años.

El carácter restrictivo de la concesión de los beneficios o, quizás, el escaso énfasis en la aplicación de los niveles de emisión previstos en la Ley de 1.972 y Reglamento de Febrero de 1.975, puede colegirse del reducido número de expedientes resueltos para la concesión de beneficios fiscales y ayudas económicas. Hasta Abril de 1.977 sólamente se habían recibido siete solicitudes para la concesión de beneficios, resolviéndose favorablemente cuatro de ellas. Sin embargo, en ninguno de los casos se aprobaron créditos ni subvenciones (70).

El Crédito Oficial abierto a la financiación de equipos de depuración desde 1.971 (71) tampoco ha tenido más éxito. En los seis años de vigencia de esta línea de crédito, hasta 1.976, se habían concedido 195,8 millones de pesetas, correspondientes a inversiones por valor de 468,6 millones de pesetas (72), lo que ilustra sobre el todavía escaso empujo de la política ambiental en España.

10.4.- Implicaciones económicas de la Política Ambiental

El retraso con que se inicia la política del Medio Ambiente en España explica las todavía escasas inversiones realizadas en términos globales, tanto por el sector privado como por el sector público.

Según estimaciones oficiales "los expertos han calculado que las inversiones necesarias, públicas y privadas, para la protección del Medio Ambiente durante el cuatrienio 1.976-1.979 se situaban alrededor de los 150.000 millones de pesetas" (73).

Por su parte la lucha contra la contaminación de origen industrial en las vertientes de aire, agua y residuos sólidos, se estima que podría requerir para hacer frente a unos objetivos "realistas", una inversión del orden de los 66.800 millones de pesetas en el cuatrienio 1.976-1.979, y unos gastos de explotación más amortización de 46.400 millones de pesetas (74).

Por su parte, las estimaciones referidas a la lucha contra la contaminación atmosférica de origen industrial se descomponen así (en pesetas de 1.975):

	Depuración de efluentes (millones pts.)	Desulfuración de combustibles (millones de pts.)	TOTAL (millones pts.)
Inversiones.....	26.500	13.500	40.000
Gastos de Explotación...	8.300	2.300	10.600
Costes de Explotación (gastos de amortización, funcionamiento y mantenimiento)	17.500	8.200	25.700

FUENTE: Medio Ambiente en España, pag. 239.

De los 26.500 millones de inversiones en depuración, 12.000 corresponderían a plantas nuevas y 14.500 millones a las antiguas (75). Como puede observarse, los gastos de explotación son aproximadamente el 25% de las inversiones requeridas.

10.4.1.- Inversiones Privadas

Las informaciones sobre inversiones realizadas a nivel privado son enormemente deficientes, aunque oficialmente está tratando de mejorarse la información estadística.

La inversión acumulada en 1.976 en protección del ambiente atmosférico se estima en unos 15.000 millones de pesetas, habiendo representado la realizada ese año un 0,1% del PNB.

La evolución estimada oficialmente de las inversiones privadas ha sido la siguiente:

AÑO	ANUAL (millones pts.)	ACUMULADA (millones pts.)
1.973	1.000	5.000
1.974	1.700	6.700
1.975	3.900	10.600
1.976	4.400	15.000

FUENTE: Medio Ambiente en España, pag.239

Estas cifras son desde luego muy bajas, a juzgar por las que antes consideramos como necesarias. El propio Informe sobre el Medio Ambiente estimaba que, dada la situación económica del país, sólo se invertiría en el cuatrienio 1.976-1.979 del orden del 50%-70% de la cuantía estimada necesaria (76). Estimación que puede resultar optimista, a la luz de la caída de la inversión en términos reales registrada en 1.976 y 1.977 y de la nula o casi nula rentabilidad privada de las inversiones ambientales.

Refiriéndonos ahora al caso de Vizcaya, necesitada por su situación ambiental de fuertes inversiones en este término, indicábamos en nuestra comunicación al Simposio sobre Calidad de Vida y Medio Ambiente (77), que "de acuerdo con una encuesta a 28 establecimientos comprendidos en el Plan Piloto por sus elevadas emisiones de contaminantes, antes del inicio del Plan llevaban invertidos 791 millones de pesetas en depuración de efluentes gaseosos, lo que suponía sólamente del orden del 2,5% de su inmovilizado. La primera fase del Plan Piloto, totalmente retrasada respecto a los planes iniciales, supone inversiones evaluadas oficialmente en 2.000 millones, a las que seguirán en los próximos cinco años inversiones por valor de 13.000 millones de pesetas constantes de 1.975. Es fácil ver que si las inversiones de los siete años y medio del Plan se estiman en 15.000 millones, no se alcanzan ni siquiera los 17.500 que correspondería sobre la base del 1% del Producto Regional Bruto de 1.975. Es cierto que a esas cifras habría que añadir las inversiones en depuración de aguas, pero de todos modos, parece muy probable que, dada la degradación ambiental de Vizcaya -y sobre todo del Gran Bilbao-, la cifra del 1% del PRB sea muy exigua si el medio ha de mejorar ostensiblemente".

Posiblemente estas consideraciones puedan hacerse extensivas, "mutatis mutandis", a otras áreas del país. Desde un punto de vista general, la escasez de la inversión realizada puede captarse si se observa la evolución de la producción de bienes de equipo anticontaminación.

De acuerdo con los datos disponibles, las ventas de bienes de equipo anticontaminación han evolucionado según las tasas siguientes:

1.974/73	1.975/74	1.976/75
78%	130%	9%

FUENTE: CIMA, Medio Ambiente en España, 2ª edición, pag. 372.

Lo que pone de relieve la fuerte aceleración producida tras la ley de 1.972 y la profunda caída producida por la crisis económica.

En cualquier caso, el mercado parece ser aún muy "estrecho", como se comprueba al analizar el ratio ventas/ofertas de la industria productora de equipo anticontaminación. Para el total del sector este ratio ha tomado los siguientes valores, en los últimos años:

100. Ventas/ofertas	
1.973	12,3
1.974	12,6
1.975	25,4
1.976	14,6

FUENTE: CIMA, Medio Ambiente en España, 2ª edición, pag. 373.

10.4.2.- Inversiones Públicas

a) El III Plan de Desarrollo acoge por primera vez entre las tareas de la Planificación económica la preocupación ambiental, considerándola como uno de los "grandes temas de hoy" (78).

En el Programa de Inversiones Públicas del cuatrienio 1.972-1.975, de carácter vinculante para el sector público, figura una exposición de las inversiones a realizar en materia de "defensa contra la contaminación del aire y del agua y contra el ruido ambiental". Las cantidades previstas ascienden a 42.354,4 millones de pesetas, de las que 32.410,6 corresponden a partidos impropiamente ambientales como "abastecimiento de agua y saneamientos", en tanto que la "lucha contra la contaminación de las aguas" sólo se beneficia de créditos por valor de 1.040 millones de pesetas. Parece como si, siguiendo el "efecto demostración" ya utilizado con la creación de la CIMA y la remisión del proyecto de Ley de contaminación atmosférica a las Cortes antes de la Conferencia de Estocolmo de 1.972, se quisiera dar la imagen de una importante atención a la protección ambiental. Esto motivaría que se pasen de contrabando, como si fuesen inversiones ambientales, partidas que, en mayor o menor grado, hubiese habido que considerar de todos modos (79).

Lo anterior no obsta para afirmar que las partidas consignadas suponen el 4,9% del total del Programa de Inversiones del III Plan de Desarrollo. Desgraciadamente, ni con las limitaciones indicadas, puede considerarse satisfactorio el grado de cumplimiento de las previsiones del Plan, a juzgar por la evaluación realizada por la Subsecretaría de Planificación (80).

b) El Proyecto de IV Plan de Desarrollo (1.976-1.979), aunque no vió la luz, contenía también una serie de previsiones sobre el Medio Ambiente. La cifra de inversiones considerada para el cuatrienio ascendía a valores más reducidos tanto absoluta como relativamente, que en el III Plan, puesto que sólo alcanzaba la cifra de 4.870 millones, es decir el 0,4% del Programa de Inversiones Públicas previsto. Esta caída de importancia, difícilmente explicable, de un Plan a otro, puede tener su origen en un cambio de clasificación de partidas -dado el carácter impropiamente ambiental de algunas de las clasificadas como tales en el III Plan- y quizás también, una estrechez de las disponibilidades públicas de capital. En cualquier caso, la proporción de algo más de 1.000 millones de pesetas anuales, a la vista de las necesidades antes evaluadas, no parece sea una contribución suficiente del sector público a la defensa del Medio Ambiente (81). Dada la estimación de 150.000 millones de pesetas en inversiones necesarias para el período 1.976-1.979, las cifras consignadas en el PIP del Proyecto de IV Plan de Desarrollo

suponen una participación pública del 3,25%, lo que es, a todas luces, imposible de aceptar

La ausencia de planificación económica posterior no permite modificar la pobre impresión que las consideraciones anteriores despiertan.

El Programa de Saneamiento y Reforma Económica, aprobado por los Partidos Políticos con representación parlamentaria, no contiene ni siquiera directrices para la política ambiental en sentido estricto, a menos que se consideren tales las referencias generales a la política energética y a la política de urbanismo, suelo, vivienda (82).

10.4.3.- Otras Consecuencias económicas

Al tratar en la parte general de este trabajo de las consecuencias económicas de la protección del Medio Ambiente, pusimos de relieve los efectos que teóricamente podrían derivarse sobre el crecimiento económico, la inflación, el nivel de empleo, la Balanza de Pagos y la distribución de la renta. En la medida en que disponíamos de datos hicimos algunas apreciaciones para los Estados Unidos, el Japón y la C.E.E. Al llegar al caso de España nos encontramos con una enorme deficiencia informativa, fruto, en buena parte, del carácter reciente de la política ambiental en nuestro país. Incluso el capítulo dedicado a los aspectos económicos del Medio Ambiente del Informe de la CIMA (83), no contiene

sino apreciaciones generales sobre los efectos esperables de la política ambiental, basadas en estudios de la OCDE. No hay ningún análisis específicamente concebido para España sobre impactos macroeconómicos. Lo que no deja de ser comprensible cuando todavía se conocen mal las cifras de inversión pública y privada en Medio Ambiente, siendo las conocidas todavía muy reducidas. Es por ello previsible que, dada la escasa entidad que aún tiene la defensa ambiental en España, no se hayan de seguir fuertes consecuencias ni sobre los precios ni sobre el crecimiento, ni sobre la Balanza de Pagos. Lo que es una consecuencia de la ínfima internalización de los costes sociales de la contaminación que se ha realizado. Si los standards de calidad ambiental son más tolerantes, en general, que en otros países más desarrollados; si las normas de emisión para las nuevas industrias tampoco se caracteriza por lo elevado de sus exigencias, y si las industrias existentes, por razones derivadas de la crísis económica y la falta de estímulo de la administración, aún no han procedido a realizar, en la cuantía debida, las inversiones correctoras de la contaminación, es de presumir que las consecuencias económicas habrán de quedar muy mediatizadas. Téngase en cuenta, además, que, en una economía abierta al exterior como la española, las consecuencias negativas sobre la Balanza de Pagos dependen, sobre todo, de las diferencias relativas en el grado de exigencia de la política ambiental entre nuestro país y nuestros competidores internacionales.

Ahora bien, el retraso en la fecha de iniciación en esta política en España y sus presumibles menores exigencias generales permiten sostener la conclusión provisional de que no son esperables efectos notorios en las relaciones internacionales.

No puede ignorarse, sin embargo, que los aumentos de costes producidos por una progresiva adopción de medidas anticontaminantes, habrá de generar influjos ciertos en el crecimiento y en los precios. Desde un punto de vista regional, algunos de estos influjos pueden ser considerables, alterando las tendencias tradicionales en la localización de actividades económicas. Este puede ser el caso de zonas de fuerte contaminación, como la comarca del Gran Bilbao, en las que se adopten medidas especiales para reducir niveles actuales o impedir ulteriores deterioraciones ambientales.

Así, algunas estimaciones de los aumentos de costes que supone el Plan Piloto de Urgencia en la Comarca del Gran Bilbao indican que en la producción de acero al horno eléctrico las instalaciones de depuración significan una inversión entre 1 y 1,3 millones de pesetas por tonelada de capacidad del horno, estando comprendido el incremento del coste de fabricación entre el 1,8% y el 2%. Para la metalurgia del cobre estos incrementos pueden situarse entre el 4,9% y el 7,5%, y para la producción de energía pueden llegar al 8,9%.

La adopción de un sistema de gravamen por unidad de vertido, sea para la contaminación de las aguas -como se aplica en buena parte de los países de Europa-, o para la contaminación del aire -como sería deseable desde un punto de vista teórico-, puede implicar también serios aumentos de costes en actividades fuertemente contaminadoras. Un sistema de este tipo, como ya sugerimos más arriba, junto a ser más eficiente en términos económicos que un sistema de control directo, permitiría también una discriminación del gravamen por áreas geográficas, capaz de ser utilizado en función de las preferencias sociales por la localización geográfica de las actividades económicas y, de la capacidad asimiladora del Medio Ambiente, contribuyendo positivamente a una mayor armonía del desarrollo interregional e intrarregional (84). Sin embargo, poco de ésto está contemplado en la actual legislación ambiental (85). De todos modos no parece que el sistema de gravamen por emisiones pueda descartarse totalmente dentro del marco de nuestra legislación, pues la imposición de estas tasas podría tener acogida al amparo de los artículos 434C y 473 de la vigente Ley de Régimen Local, que autorizan arbitrios con fines no fiscales (86). El que la utilización de estos mecanismos pueda servir para reorientar en el espacio la actividad económica parece estar fuera de toda duda, aunque el manejo de tales instrumentos exige una coordinación de las diferentes autoridades competentes si no se quiere producir importantes alteraciones en la asignación espacial

de los recursos (87).

Puestos a considerar consecuencias no tanto inmediatas, sino futuras de la política del Medio Ambiente, bueno sería recordar el papel positivo que la inversión ambiental puede tener en la lucha contra el desempleo. Ya se señaló más arriba esta posibilidad (78). Por ello, si la crisis económica por la que pasa la economía española ha de requerir para su solución entre otras cosas, un fuerte crecimiento de la inversión tanto privada como pública, bueno sería que, al menos una parte de la misma, procurase canalizarse hacia el sector ambiental con vistas a reducir el desempleo o incrementar la demanda final. De modo más específico, éste parece ser un papel a jugar por la inversión pública, al lado de las inversiones en infraestructuras sanitarias, escolares, de transportes, etc. de las que parece tan mal dotada nuestra sociedad. Aunque lo anterior presupone un allegamiento de recursos fiscales por el sector público, tradicionalmente aquejado de insuficiencia para las importantes misiones que se le quieren confiar.

NOTAS AL CAPITULO X

(1) Subsecretaría de Planificación: Medio Ambiente en España. Informe general, Madrid 1.977. Tras la reforma administrativa de Julio de 1.977, el Informe ha vuelto a reeditarse, con algunas modificaciones, por la Subsecretaría de Ordenación Territorial y Medio Ambiente del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

(2) Sobre el origen y características del derecho ambiental puede consultarse la importante monografía de Ramón MARTIN MATEO: Derecho Ambiental, Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, 1.977, especialmente el capítulos segundo. Véase también, Salvador Grau Fernandez, Hacia el Derecho Ambiental en España, Revista de Estudios Agrosociales, Abril-Junio, 1.977, pag. 7-34.

(3) Textos citados por R. Martín Mateo, op. cit., pags. 190 y 191.

(4) Martín Mateo, op. cit., pag. 317 y 319.

(5) D. de 30 de noviembre de 1.961.

(6) D. 30-11-1.961, Anexo II.

(7) Ley de 22 de Diciembre de 1.972, BOE.

(8) El propio preámbulo de la Ley de 22 de Diciembre de 1.972 indica que: "En esta línea no cabe duda de que el criterio óptimo de actuación sería preparar una ley general para la defensa del Medio Ambiente, en la que se considerasen armónicamente todos los problemas apuntados. Sin embargo, la presión de las circunstancias obliga a aplazar momentáneamente la antedicha solución legislativa; la falta de experiencia en no pocos aspectos, lanecesaria dosificación de los medios económicos que han de afectarse a estas atenciones, el diverso desarrollo de los estudios en unos y otros temas, el diferente grado de urgencia de los problemas planteados, han aconsejado al Gobierno adoptar una actitud prágmática e iniciar sus programas de actuación con regulaciones sectoriales, comenzando por el tema, ya grave en muchas de nuestras aglomeraciones urbanas, de la contaminación del aire, problema que ha de abordarse teniendo muy presente que la Naturaleza es una unidad y que, por tanto, actuar para preservar la atmósfera de elementos contaminantes puede, si no se considera el problema en su conjunto, tener consecuencias negativas inmediatas sobre otros aspectos del Medio Ambiente, como el agua y el suelo".

A este punto se refirió también el Ministro de Industria en su discurso de presentación de la Ley de Protección del Ambiente atmosférico. Véase texto del discurso en Economía Industrial, nº 107, pag. 5-15.

(9) Un compendio exhaustivo de los precedentes legislativos y medidas actuales relativas al Medio Ambiente puede hallarse en la publicación citada Medio Ambiente en España, Informe General, pags. 995-1037. Estas disposiciones se clasifican en los apartados: 1) Aguas Continentales; 2) Aguas Marítimas y Costas; 3) Naturaleza; 4) Atmósfera; 5) Asentamientos humanos. Urbanismo; 6) Patrimonio histórico artístico.

(10) Las actas de la Conferencia aparecieron publicadas en Documentación Económica, nº 3, 1.972. Véase también "Conclusiones para la acción internacional dimanadas de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio humano celebrada en Estocolmo", en Economía Industrial, nº 105, Set. 1.972, pag. 142-181.

(11) Decreto de 6 de Febrero de 1.975, BOE, 22-4-1.975.

(12) Ley de Desechos y Residuos Sólidos urbanos de 19 de Noviembre de 1.975.

(13) Artículo 11, apdos. 5 y 6. Para un análisis completo de la Ley véase R. Martín Mateo, obra citada, pag. 709-732.

(14) Ley de 4 de Abril de 1.970.

(15) D.L. de 28 de Octubre de 1.971, por el que se modifica la Administración institucional del Ministerio de Agricultura.

(16) Ley de 2 de Mayo de 1.975.

(17) Estos regímenes son: Reservas integrales de interés científico; Parques Nacionales; Paisajes Naturales de Interés Nacional y Parques Naturales.

(18) Ley de 4 de Enero de 1.977.

(19) Ley de 2 de Mayo de 1.975.

(20) Art. 8-2a. Sobre algunos de estos aspectos puede verse T.R. Fernandez, el Medio Ambiente Urbano y las vecindades industriales, Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, 1.973, pag. 189 y SS; F. TERAN, Sobre el control del Medio Ambiente y otras utopías, Revista de Derecho Administrativo y Fiscal, nº 41, mayo-agosto 1.975 pag. 299 y SS; R. Martín Mateo, op. cit., pag. 171-188; J.J. Bertolo, Cadenas y otros, La Ordenación del Territorio y el Medio Ambiente, en Boletín Informativo del Medio Ambiente, Oct.-Dic., 1.975, pag. 55-80.

(21) Ministerio de Planificación del Desarrollo, IV Plan de Desarrollo, Proyecto para examen y corrección, 17-XI-75, pag. 349.

(22) A ello se refería recientemente el Subsecretario de Ordenación territorial y Medio Ambiente, D. Eduardo Merigó, al señalar entre las tareas urgentes de su subsecretaría la "preparación y redacción de un Proyecto de Ley General de Defensa del Medio Ambiente", que podría someterse a las Cortes en un plazo no superior a seis meses. Véase E. MERIGO, Primeros pasos hacia una política de Medio Ambiente, Boletín Informativo del Medio Ambiente, Julio-Setiembre, 1.977, pags. 9-13.

(23) Pedro DE MIGUEL. La organización administrativa para la defensa del Medio Ambiente. Conferencia pronunciada en las jornadas sobre Medio Ambiente organizadas por la Universidad Complutense de Madrid. Revista de la Universidad Complutense, vol. XXV, nº 105, Setiembre-Octubre 1.976, pag. 23-48. Reproducido en Boletín Informativo del Medio Ambiente, Octubre-Diciembre, 1.976, pags. 13-32.

(24) Pedro de Miguel, art. cit., en Boletín Informativo del Medio Ambiente, pag. 21.

(25) Ibidem, pags. 24 y 25.

(26) Sin embargo, numerosas competencias ambientales continúan en el ámbito de otros doce Ministerios y Secretarías de Estado , lo que exige recurrir a órganos interministeriales del tipo del Alto Comisariado para el Ambiente, Comité Interministerial de Acción para la Naturaleza y el Ambiente, y Consejo Nacional de Protección de la Naturaleza. Véase R. Martín Mateo, op. Cit., pag. 155.

(27) Pedro de Miguel, art. cit., pag. 27.

(28) R. Martín Mateo, Derecho Ambiental, op. cit., pag. 154.

(29) Ibidem, pag. 156.

(30) Pedro de Miguel, art. cit., pag. 28.

(31) Ibidem, pag. 29.

(32) Véase Medio Ambiente en España, obra citada, pags. 931 y 932. Otras Comisiones formadas fueron la "Comisión Nacional de Combustibles" (D. 18-I-1.957 y O.M. 22-I-69); "Comisión mixta para el estudio de los planes de ordenación de la zona marítimo-terrestre" (O.M. de 20 de Junio de 1.958); "Comisión asesora de Investigación Científica y técnica" (D. 7-II-1.958, y D. 30-5-1.963); "Comisión Nacional de Investigación del Espacio" (Ley de 8-VII-1.963); "Comisión Coordinadora de Transportes" (D. 10-10-1.963); "Comisión Interministerial para la ordenación alimentaria" (D. 16-6-1.966) y "Comisión para la protección de los montes contra incendios" (O.M. de 13-3-1.967).

(33) Medio Ambiente en España, op. cit., pags. 637 y 932.

(34) D. de 13-IV-1.972.

(35) Debe recordarse que la decisión de la creación de ambos organismos, como la aprobación del Proyecto de ley contra la Contaminación Atmosférica fueron tomadas en el Consejo de Ministros de 7 de Abril de 1.972, dos meses antes de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente en Estocolmo. Con ello nuestro país podría presentarse a la Conferencia con una cierta institucionalización de la política ambiental.

(36) Medio Ambiente en España, pag. 932.

(37) D. 20-VII-1.970.

(38) D.L. 8-I-1.976.

(39) Pedro de Miguel, art. cit., pag. 31-32.

(40) Puede consultarse, para un detallado análisis de estas competencias y los intrincados problemas de coordinación estatal-local la monografía, varias veces citada, de Martín Mateo, Derecho Ambiental, especialmente los capítulos dedicados al agua (capítulo 5), aire (capítulo 8), residuos sólidos (capítulo 12) y urbanismo y política industrial (capítulo 3).

(41) Organos colegiados establecidos por D. de 15-X-1.977, que han sustituído a las Comisiones Provinciales de de Servicios Técnicos, haciendo técnicamente posible una mejor coordinación de los órganos periféricos de la Administración del Estado al ser los acuerdos de la Comisión Provincial de Gobierno vinculantes para sus miembros, una vez comunicados al Gobernador Civil. Por su lado, la Comisión Provincial de Colaboración del Estado con las Corporaciones Locales es el órgano delegado de cooperación entre la Administración Local y la Administración del Estado.

(42) Véase Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 935-942.

(43) El Proyecto de Constitución elaborado por la Ponencia Constitucional establece en su artículo 38 que: 1) Todos tienen el derecho a disfrutar y el deber de preservar el Medio Ambiente. La Ley regulará los procedimientos para el ejercicio de este derecho. 2) Los poderes públicos velarán por la utilización nacional de los recursos naturales, la conservación del paisaje y, por la protección y mejora del Medio Ambiente. 3) Para los atentados más graves contra el paisaje protegido y el Medio Ambiente, se establecerán por ley sanciones penales y la obligación de reparar el daño producido". Por otro lado, el artículo 137 atribuye a los territorios autónomos la regulación y administración de las materias no atribuídas expresamente al Estado, de acuerdo con los correspondientes Estatutos de Autonomía. Al Estado corresponde, la regulación de las condiciones básicas que garanti: en la igualdad de todos los españoles en el ejercicio de los derechos y el cumplimiento de los deberes constitucionales (art. 138-1), por lo que el derecho y deber reconocido en el artículo 38-1 citado habrá de ser objeto de regulación del Estado en sus líneas básicas. No obstante, el artículo 139-1 establece también que "se podrá autorizar por ley la asunción por parte del territorio autónomo de la gestión o ejecución de los servicios y funciones administrativas que se deriven de las competencias que correspondan al Estado" de acuerdo con la relación contenida en el art. 138, cabiendo que se atribuya a los territorios autónomos la facultad de dictar la correspondiente legislación delegada (art.138-2). Las citas provienen de la publicación del Proyecto Constitucional aparecida en la Gaceta del Norte, Bilbao 28-XII-1.977.

(44) R.D. 1558/1.977 de 4 de Julio, por el que se reestructuran determinados órganos de la Administración Central y, R.D. 1.727/1.977, de 11 de Julio, sobre reestructuración del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.

(45) E. Morigé, Primeros pasos hacia una Política del Medio Ambiente, en Boletín Informativo del Medio Ambiente, Julio-Setiembre 1.977, pag. 10.

(46) Ibidem, pag. 11.

(47) Ibidem, pag. 12.

(48) El Correo Español, Bilbao, 24-3-1,978.

(49) Sobre los sucesos de Erandio puede leerse el artículo de L. Rincón, Los Erandios, Cuadernos para el Diálogo, nº 75, Diciembre, 1.969, pag. 24.

(50) Véase en Medio Ambiente en España, op. cit., el capítulo dedicado a la contaminación atmosférica en la Comarca del Gran Bilbao, pag. 264-305.
Sobre este tema consúltese también J. DE LA ROSA, Vizcaya: Un esfuerzo de futuro, Contaminación atmosférica; A. AZCONA, Vizcaya: un esfuerzo de futuro. La contaminación de las aguas en la provincia: un proyecto concreto; y J.M. EGUIAGARAY, Vizcaya: un esfuerzo de futuro. Aspectos socioeconómicos. Contribuciones al Simposio sobre Calidad de Vida y Medio Ambiente celebrado en Bilbao los días 21, 22 y 23 de Setiembre de 1.977. La publicación de las ponencias aparecerá próximamente en Ediciones Deusto, Bilbao, bajo el título Medio Ambiente y Calidad de Vida.

(51) L. PITA RAIMUNDO, La Contaminación atmosférica en los grandes núcleos urbanos, Revista de la Universidad Complutense, Setiembre-Octubre, 1.976, pag. 95-112; A. DE LA POZA GALIANO, La Contaminación regional en España (zonas más conflictivas): I, La zona Centro y II, La zona Vasca, en Boletín Informativo del Medio Ambiente, nºs correspondientes a Julio-Setiembre, 1.977 y Octubre-Diciembre, 1.977.

Aparte los trabajos que se citan más abajo, para un análisis de los problemas de contaminación, fundamentalmente atmosférica, y sus soluciones, puede consultarse: A. Enseñat, la problemática de la Contaminación atmosférica, Economía Industrial, nº 112, Abril 1.973, pag. 11-18; Actualidad del problema de la contaminación atmosférica en España, Economía Industrial, nº 125, Mayo 1.974; Subdirección General de Estudios y de la Contaminación Industrial del Ministerio de Industria, Situación Actual del problema de la contaminación del Medio Ambiente en Espaa, Economía Industrial, nº 123, Marzo 1.974, pags. 18-31; A. Enseñat, La industria del Cemento dentro de la problemática de la contaminación atmosférica, Economía Industrial, nº 156, Diciembre 1.976.

(52) Un análisis más pormenorizado no procede realizarlo aquí. Véanse los artículos señalados en la nota anterior.

(53) Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 211.

(54) A. De la Poza Galiano, art., cit., pag. 109. Véase las disposiciones adoptadas por el Alcalde García-Lomas el 31 de Enero de 1.975, estableciendo una "zona de protección especial", prohibiendo la utilización de fuel-oil de tipo pesado y obligando a la sustitución de fuel-oil de cualquier tipo por gas-oil a partir de Setiembre de 1.975.

(55) Véase J.M. Eguiagaray, Vizcaya: Un esfuerzo de futuro. Aspectos socioeconómicos, op. cit.

(56) Véase Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 280-305 y A. ENSEÑAT, La Descontaminación de Bilbao, Boletín Informativo del Medio Ambiente, Julio-Setiembre 1.977, pag. 93-105.

(57) En ese Plan se prevén ayudas estatales por 393 millones de pesetas a las industrias y la conversión generalizada de todas las industrias del Gran Bilbao a la utilización del fuel-oil de 1,7% de contenido de azufre, frente al del 3% actualmente empleado. Véase entrevista con E. Merigó en Hoja del Lunes de Bilbao, 27-3-1.978, pag. 45.

(58) Véase CIMA, Medio Ambiente en España, 2ª edición, pag. 283-284.

(59) D. de 6-II-1.975. BOE de 22-IV-1.975.

(60) D. de 9-VIII-1.974, BOE de 7-XI-1.974.

(61) O.M. de 10-VIII-1.976, que establece normas técnicas para el análisis y valoración de los contaminantes de naturaleza química presentes en la atmósfera; O.M. de 18-X-1.976, sobre prevención y corrección de la contaminación industrial de la atmósfera; O.M. de 1-II-1.977, que regula la Red Nacional de Vigilancia y Prevención de la Contaminación atmosférica. En lo que hace referencia a vehículos y aparte el D. de 9-VIII-1.974, se han dictado la O.M. de 28-II-1.975 y la O.M. de 9-XII-1.975. Por lo que respecta a combustibles y carburantes han aparecido las disposiciones siguientes: D. de 23-VIII-75 sobre características calidades y condiciones de empleo de combustibles y carburantes; el D.L. de 2-X-1.975 sobre fiscalidad y utilización de nuevos tipos de gasóleo; la O.M. de 10-XII-1.975, aprobando el reglamento de homologación de quemadores para combustibles líquidos en instalaciones fijas; el R.D. de 7-VII-1.976, complementando el D. de 23-VIII-1.975, por el que se tipifican las características, calidades y condiciones de empleo de los combustibles y carburantes.

(62) R. MARTIN MATEO, op. cit., pag. 531 y Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 149-150.

(63) Martín Mateo, op. cit., pag. 136. Sobre la forma de establecimiento de los stándards de calidad, véase Medio Ambiente en España, pag. 151-158, y J. Catalá de Alemany, contaminación atmosférica, Revista de la Universidad Complutense, Madrid, set-oct, 1.976, pag. 63-94.

(64) Véanse los capítulos referidos a los EE.UU., Japón y la C.E.E.

(65) Anexo 4. D. 26-II-1.975.

(66) Si bien, el estricto plazo queda reducido en la práctica por cuanto la disposición transitoria cuarta, párrafo segundo, contempla la dispensa para aquellas industrias que por diversas razones debidamente justificadas y aceptadas por la Administración no puedan ajustarse a los plazos previstos.

(67) Véase Martín Mateo, op. cit., pag. 541-543.

(68) D. de 23-VIII-1.975.

(69) Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 189. Véase lo dicho sobre este punto al tratar de la protección de la atmósfera en la C.E.E.

(70) Medio Ambiente en España, pag. 242.

(71) O.M. de 13 de Febrero de 1.971 (BOE. de 15 de Febrero) y D. 384/73 de 22 de Febrero.

(72) Medio Ambiente en España, pag. 243.

(73) Respuesta del Gobierno a la Procuradora Mónica Plaza en Junio de 1.976. Boletín de las Cortes, nº 1.510, 11-VI-1.976, pag. 36.546. Citado en Medio Ambiente en España, Pag. 651.

(74) Medio Ambiente en España, pag. 24. A. Enseñat ha señalado para la misma finalidad unos 17.000 millones de pesetas anuales, cifra coincidente con la dada en el texto. Véase su artículo, Tecnología y contaminación industrial, Boletín Informativo del Medio Ambiente, Enero-Marzo, 1.977, pag. 58.

(75) Estas estimaciones suponen que las plantas nuevas cumplieron desde su puesta en marcha los niveles de emisión exigidos y que se redujeron en un 30% las emisiones de las plantas antiguas.

(76) Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 240.

(77) Artículo citado.

(78) III Plan de Desarrollo, Madrid, 1.971, cap. II, pag. 78-82.

(79) Véase la crítica al III Plan de Desarrollo en lo relativo al Medio Ambiente que realiza R. Tamames en Estructura Económica de España, 7ª edición, Ed. Guadiana, Madrid 1.974, Tomo III, pag. 370 y Tomo I, pag. 333-335.

(80) Subsecretaría de Planificación, Ejecución del Programa de Inversiones Públicas.
Año 1.976, Madrid 1.977, pags. 80-86; y Memoria sobre la Ejecución del III Plan de Desarrollo. Año 1.975, Madrid, 1.976, pag. 184-186.

(81) Presidencia del Gobierno, IV Plan de Desarrollo, Proyecto para examen y corrección, 17-XI-1.975 citado en Medio Ambiente en España, pag. 650.
Esta perplejidad se deduce también del comentario dedicado al Proyecto de IV Plan de Desarrollo en Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 651.
Debe indicarse, sin embargo, que entre los trabajos del IV Plan se encuentra la primera monografía oficial sobre el tema del Medio Ambiente. Véase "Provincia de Medio Ambiente. IV Plan de Desarrollo, Madrid, 1.976.

(82) Ministerio de Economía, Programa de Saneamiento y Reforma Económica. Pacto de la Moncloa, Madrid, 1.977, pags. 71-89.

(83) Medio Ambiente en España, op. cit., pag. 632-660. Algunas consideraciones generales pueden hallarse también en Gabriel Solé Villalonga, Problemática económica en la defensa del Medio Ambiente, Revista de la Universidad Complutense, Set-Oct. 1.976, pag. 49-62.

(84) A este punto, siguiendo el análisis de H. TIETENBERG, nos hemos referido en la citada comunicación al Simposio sobre Calidad de Vida y Medio Ambiente.

(85) Véase E. Domingo Solans, a la búsqueda del nivel óptimo de contaminación: Comentarios a la Ley de Protección del Ambiente atmosférico, Hacienda Pública Española, 1.973, nº 21.

(86) Véase R. Martín Matoo, op. cit., pag. 563 y 564. El Ayuntamiento de Langroo, aunque de forma rudimentaria, parece haber adoptado medidas de este tipo, que han sido aprobadas por la Delegación Provincial del Ministerio de Hacienda.

(87) Un buen tratamiento de los instrumentos de asignación espacial de los recursos económicos y sus consecuencias sobre el desarrollo regional se encuentra en la tesis doctoral de R. VELASCO, Financiación Pública del Desarrollo Regional. Aproximación al País Vasco., Ed. Leopoldo Zugaza, Durango, 1.977, especialmente pag. 189-220.

(88) Véase también A. Enseñat, Tecnología y contaminación industrial, art. cit., pag. 56. "Como media se estima que por cada millón de pesetas invertido en el sector de la tecnología anticontaminación se genera un puesto de trabajo del sector industrial".

IV PARTE: CONCLUSIONES

CONCLUSIONES RELATIVAS A LA I PARTE

1- La preocupación por el Medio Ambiente en el campo de la Teoría Económica es muy reciente, como reciente es la toma de conciencia social sobre las consecuencias visibles y los riesgos previsibles de la degradación del medio natural. Ello no impide que exista un cuerpo de doctrina coherente, elaborado a partir de la Teoría de los Efectos Externos y su incidencia en el bienestar económico. Desde esta perspectiva la teoría económica aplicable a la contaminación ambiental identifica a ésta con la existencia de deseconomías externas de carácter tecnológico, que tienen características de bienes públicos.

2- La existencia de efectos externos no corregidos aparta a la economía del óptimo paretiano de bienestar, al plantear problemas de ineficiencia en la asignación de recursos que, además, tienen consecuencias distributivas. Ello conduce a arbitrar medios de "internalización" de los efectos externos que, en las condiciones de imperfección de los mercados, falta de revelación de preferencias, importancia de los costes de transacción e información, y generalización del fenómeno de la contaminación, excluye la posibilidad de correción a través del juego espontáneo del mercado, exigiendo la intervención pública.

3- La intervención pública acorde con la maximización del bienestar económico se basa en la igualación de los beneficios marginales de la reducción de la contaminación y de los costes marginales incurridos para llevar a caba aquella. Los medios pertinentes pueden ser la creación de un sistema de estímulo basado en el mercado mediante gravámenes y subsidios, o el señalamiento de "standards" de variados tipos. En estricta teoría unos y otros instrumentos podrían conducir a una situación óptima desde el punto de vista económico. Sin embargo, aparece claro que gravámenes y subsidios pigouvianos no son

equivalentes en sus efectos tanto asignativos como distributivos. Por su lado los standards administrativos, en cuanto ignoran las condiciones particulares de los agentes contaminadores, no son, en general, minimizadores de los costes de reducción, además de tener menores efectos de estímulo para la permanente mejora de las condiciones ambientales. La presencia de no convexidades en la curva de posibilidades de producción, motivada por la existencia de externalidades, implica también que la intervención pública mediante gravámenes pigouvianos es susceptible de conducir a la economía a un óptimo local distinto del global. Y la ausencia de competencia perfecta, dados los poderes monopolísticos de los agentes contaminadores, entraña el riesgo de que el intervencionismo corrector de los efectos externos separe a la economía aún más de la posición de eficiencia económica.

4- Así pues, la elegante formulación teórica de las externalidades en modelos competitivos, se enfrenta en la realidad con serios obstáculos derivados de la falta de conocimiento acerca de los beneficios y costes del control de la contaminación, de la imperfección de los mercados y de la presencia de factores estocásticos en los procesos medioambientales. Lo que conduce a la imposibilidad de hecho de formular la política ambiental en términos de optimización paretiana estricta, y a la necesidad de adoptar un enfoque más modesto, pero satisfactorio.

5- Puede entonces señalarse como objetivo la consecución de un nivel aceptable de calidad ambiental a coste social mínimo. Tal estrategia supondrá la promulgación de normas administrativas de calidad, y la utilización de una amplia gama de instrumentos que exigirán la combinación adecuada de gravámenes pigouvianos, standards diversos, y controles directos por parte de la autoridad pública.

6- Un programa de este tipo no deja de presentar dificultades. La permanente separación de las condiciones paretianas de eficiencia, de acuerdo con la teoría del segundo óptimo, introduce un cierto escepticismo sobre la deseabilidad de la internalización de los efectos externos de la contaminación.

7- De otro lado, el subyacente análisis coste-beneficio, se enfrenta en el terreno ambiental a obstáculos superiores a los implicados por el habitual subjetivismo que lo imforma. En concreto, la medición de los beneficios de la corrección de la contaminación, depende de que se utilice como medida la - Variación Compensadora o la Variación Equivalente. Ahora - bien, la primera supone la asignación de los derechos de la utilización del medio ambiente a los potenciales contaminadores, y la segunda, la asignación prioritaria de tales derechos al público en general. La Variación Compensadora está limitada por la renta disponible de los sujetos, con lo que si la distribución de la renta no es socialmente aceptable, la evaluación de los beneficios ambientales no será correcta, y dados los costes de una calidad ambiental determinada, no se alcanzarán posiciones óptimas.

Especialmente parece claro que, en tanto que técnica de análisis parcial, el análisis coste-beneficio, al partir de - una particular asignación de derechos de propiedad y de una dada distribución de la renta, entraña un sesgo hacia el mantenimiento de la situación de partida, permitiendo ajustes - marginales, pero ignorando la posibilidad de los cambios más radicales que se seguirían de admitir diferentes asignaciones de derechos y diversa distribución de la renta.

8- De otro lado el análisis coste-beneficio implícito en la política ambiental no siempre se adapta a las exigencias del mundo ecológico. Esto es particularmente cierto por lo que se refiere a la falta de valoración por los sujetos individuales de las consecuencias sobre la naturaleza de sus propias acciones.

Lo que se debe tanto al desconocimiento científico como a la imperfecta información de los particulares y a la escasa preocupación por las generaciones futuras. La utilización de criterios de valoración basados en la "soberanía del consumidor", en estas condiciones, no puede menos de conducir a resultados desdichados. pero, además, en los casos de contaminantes que se acumulan en los organismos vivos, el análisis coste-beneficio se convierte en una técnica simplemente inadecuada por su incapacidad para tratar con variables de stock y conducir a soluciones óptimas unívocas. De modo semejante a lo que ocurre cuando aparece el fenómeno de "externalidad dinámica" por superarse la capacidad asimilativa del medio ambiente, situación en la que el análisis coste-benefio no garantiza la estabilidad y supervivencia del ecosistema.

9- El tratamiento tradicional del medio ambiente abstrae de las condiciones del mundo real al formular las políticas correctoras en términos de igualación de costes y beneficios sociales marginales. Se hace preciso tener en cuenta que las relevantes funciones de costes y beneficios expresan más los costes y los beneficios de los centros de poder económico y político que los del conjunto de la sociedad. La cómoda abstracción de la teoría económica convencional oscurece el latente conflicto entre las clases sociales, presentando la política ambiental de una forma "profesionalizada" y "tecnocrática" en la que el conflicto apenas hace aparición.

10- Las exigencias de superar el enfoque de equilibrio parcial en el tratamiento económico del medio ambiente ha llevado a dos tipos de enfoque, que tratan de integrar las relaciones de intercambio físico del hombre con el medio natural en el marco de modelos de equilibrio general. Si los modelos competitivos de equilibrio general permiten una representación rigurosa de las condiciones de óptimo, su operatividad en las condiciones

del mundo real es dudosa, a la vista de su complejidad y de los supuestos simplificadores que los iluminan. Más fructífera en el campo operativo es la integración del sistema económico en el medio físico mediante tablas de Input-Output convenientemente ampliadas. Conocidas las relaciones técnicas entre emisiones de contaminantes y producción de bienes y servicios, y admitidas diversas alternativas técnicas de reducción de la contaminación, pueden estudiarse las implicaciones económicas del señalamiento de determinados objetivos de calidad por el conjunto de la sociedad o sus representantes.

11- Como resumen de la I- parte puede afirmarse la existencia de un corpus teórico coherente en el tratamiento del problema ambiental. Esto suele formularse, a partir de la economía del bienestar, en términos de óptimo paretiano, en equilibrio general, o de mejora potencial paretiana, en equilibrio parcial. Sin embargo, este corpus teórico se enfrenta con dificultades insalvables, que afectan a la relevancia de las hipótesis de partida para el mundo real, y a las dificultades de su operativización. En la práctica teórica se está produciendo un paso del análisis parcial al análisis general, lo que no obsta para que simultáneamente se prescinda del enfoque de optimización estricta para aproximarse a enfoques simplemente satisfactorios en términos de política económica. Las autoridades, a través del proceso político deberían determinar los objetivos a alcanzar, y tratar de conseguir estos por procedimientos múltiples que combinarían standards, gravámenes y controles directos, a fin de obtener una calidad ambiental dada a mínimo coste social. Un proceso de prueba y error en el que se modificarían objetivos e instrumentos, a la luz de las nuevas informaciones y de la variación de la correlación de fuerzas en la sociedad, permitiría avanzar hacia las cambiantes metas sociales.

CONCLUSIONES RELATIVAS A LA II PARTE

1- La defensa del medio ambiente se entronca en la búsqueda de la "calidad de vida", nuevo objetivo de la política económica moderna. Este objetivo ha de competir con el resto de objetivos perseguidos por las políticas macroeconómicas que pretenden conseguir el bienestar económico, entendido como parte integrante del más amplio bienestar social.

2- Tras la segunda guerra mundial el crecimiento económico ha ocupado un lugar prominente entre los objetivos nacionales, entendiéndose que existía una fuerte correlación entre crecimiento económico y bienestar social. El PNB se entronizaba como el indicador adecuado del progreso social obtenido. Sin embargo, en una perspectiva de largo plazo, el PNB no parece ser una vara medidora adecuada de los cambios experimentados en el bienestar, ni siquiera desde una perspectiva neoclásica ortodoxa.

3- El crecimiento económico experimentado por el mundo moderno ha ido acompañado por importantes cambios estructurales cuya contribución al bienestar sólo puede pronunciarse a través de juicios de valor. Es más, ciertos estudios americanos y japoneses principalmente, han puesto de relieve que el crecimiento del producto material ha ido acompañado por deterioraciones importantes en la naturaleza y otros componentes de la calidad de la vida, de modo que el crecimiento del bienestar, al ponderar el PNB con los aspectos negativos que entraña su evolución en el tiempo, es por lo menos dudoso que siga el ritmo de variación del PNB, cuando no crece decididamente por debajo del PNB.

4- De todos modos el verdadero problema de la política macroeconómica reside en que, ni siquiera corrigiendo "convenientemente" el PNB, puede obtenerse una medida adecuada del bienestar. El problema deriva de la imposibilidad de llevar a cabo una

agregación de preferencias individuales, como puso de relieve ARROW y ha generalizado recientemente ARKHIPOFF. por lo que la noción de un bienestar nacional aparece como una imposibilidad lógica.

5- Situación que obliga a replantear la política económica no como la búsqueda de ciertos objetivos en función de su contribución a un inconmensurable bienestar nacional, sino como la consecución de un nivel satisfactorio en el cumplimiento de las aspiraciones manifestadas por la sociedad a través de un proceso político de decisión en el que, de nuevo, el procedimiento de prueba y error se hace inevitable.

6- Si se abandona la perspectiva optimizadora, la moderna disousión sobre la deseabilidad del crecimiento económico se convierte en un entramado de consideraciones técnicas adobadas por juicios de valor explícitos. Los argumentos se centran en el problema de la limitación de recursos naturales no renovables, el crecimiento de las deseconomías externas y las consecuencias sociales derivadas de la prosecución del crecimiento en las economías industriales avanzadas. Desde la perspectiva de la metodología científica la discusión sobre la deseabilidad del crecimiento no aporta pruebas irrefutables ni para los defensores ni para los contradictores del crecimiento. Existe sin embargo, un cuerpo de evidencia "suficiente" como para pensar seriamente en que la contribución del crecimiento al bienestar puede ser negativa. Lo que supone, caso de aceptarse, la necesidad de un cambio en profundidad en lo que ha dado en llamarse "el modelo de crecimiento" actual. Cambio que habrá de afectar a las relaciones sociales básicas de las que aquel depende tanto a nivel nacional como muy fundamentalmente a nivel internacional. De todos modos, no parece que las prácticas actuales de los países autoricen a fuertes optimismos sobre posibles cambios en profundidad, por lo que, la búsqueda del crecimiento económico seguirá siendo un objetivo importante en el inmediato

futuro; más aún si se toman en cuenta los problemas de desempleo por los que están pasando desde 1.974 los países más avanzados. El problema práctico se halla, entonces, en intentar ver las consecuencias que una política de defensa del medio ambiente acarrea sobre el resto de los objetivos macroeconómicos.

7- Diversos modelos econométricos han sido construídos para evaluar las incidencias de la política ambiental sobre los precios. En economías de carácter oligopolístico tales repercusiones se hallan condicionadas a la intensidad de la acción correctora de los agentes contaminadores, a sus consecuencias s sobre los costes productivos y a la posibilidad de trasladar sus alzas de costes en alzas de precios mediante prácticas de "mark-up".

8- La incidencia de la protección ambiental en la balanza de pagos puede ser estudiada a través de los cambios en la protección efectiva de los bienes y servicios nacionales respecto del exterior. Los cambios producidos en la absorción interior y los valores de las elasticidades respecto a la renta y a los precios de importaciones y exportaciones, condicionarán la evolución de la actividad económica y del saldo de balanza de pagos. En términos generales, si la condición Marshall-Lerner se cumple, una política ambiental más estricta en un país que en los países con los que mantiene relaciones llevará a un déficit de balanza de pagos, cuya solución a corto plazo exigirá medidas de ajuste y/o desviación del gasto, no diferentes de las que suelen utilizarse en caso de inflación interior de costes superior a la inflación mundial. A largo plazo el progreso téonico y la readaptación de la producción y la domanda global permitirán a la economía situarse en la senda del pleno empleo con equilibrio exterior. Las estimaciones disponibles, de todos modos, son optimistas acerca de la gravedad de los efectos de las políticas ambientales en vigor sobre las balanzas de pagos. Ello se deriva, entre otras cosas, de que

los sectores en los que pesan más intensamente las medidas de corrección de la contaminación producen bienes que no siempre están sujetos a la competencia internacional, y de que, estándolo, los principales países industrializados que compiten internacionalemente, han tomado medidas de protección ambiental tal de parecido grado de exigencia.

9- La existencia de efectos externos derivados de la contaminación parece tener efectos regresivos sobre la distribución de la la renta, al pasar más sobre las capas de población menos favorecidas. De otro lado, las políticas correctoras, dado el carácter de bien público del medio ambiente y el carácter normal de su demanda en relación con la renta, son susceptibles de empeorar la distribución de la renta si no se adoptan las provisiones oportunas. Esto tiene particular importancia por lo que respecta a la forma de financiación de las mejoras ambientales. por lo que se hace preciso, existiendo medidas anticontaminación, introducir una mayor progresividad en el sistema impositivo, si no quiere acentuarse la desigualdad en la distribución de la renta.

10- El proceso de ajuste del sistema económico cuando se trata de "internalizar" las externalidades ambientales, puede provocar situaciones temporales de desempleo y caída en la producción de ciertas áreas geográficas en que los sectores fuertemente contaminadores tienen particular peso en la estructura económica. Políticas de asistencia en el ajuste e incluso subvenciones pueden hacerse necesarias en esos casos, tanto para hacer posible la mejor asignación de recursos que supone la internalización de los efectos externos, como para corregir la incidencia negativa del proceso de ajuste sobre la distribución de la renta, por razones de equidad. No obstante, debe señalarse que toda medida de ayuda que impida que los agentes contaminadores tomen en cuenta los costes sociales de sus acciones, redundará en mala asignación de recursos, por lo que no pueden estar justificadas en períodos superiores al corto plazo.

CONCLUSIONES RELATIVAS A LA III PARTE

1- Los EE.UU. son uno de los países pioneros en la política ambiental, caracterizándose ésta por las elevadas exigencias de calidad, la importancia de los medios administrativos y económicos dedicados y los importantes efectos de mejora conseguidos en los últimos años. En lo que respecta a la contaminación del aire y del agua, la estrategia de control se basa en el señalamientos de normas de calidad y de emisión que, aunque de resultados positivos, tienen el riesgo de implicar mayores costes sociales que si se utilizasen medidas de estímulo en forma de gravámenes por unidad de emisión. La crisis energética ha supuesto un cierto retraso en el logro de los objetivos propuestos, lo que no obsta a la importancia del esfuerzo realizado tanto por el sector privado como por el sector público. En ésto la conciencia ambiental se ha manifestado, en particular, en la introducción de una metodología depurada de Evaluación de Impacto Ambiental para los proyectos susceptibles de afectar al Medio Ambiente, y, en el importante papel que le corresponde, frente al sector privado, en el ámbito de la polución de las aguas.

A pesar de la intensidad de los esfuerzos, que implican fuertes inversiones para las empresas de múltiples sectores, los efectos sobre el empleo, la inflación, el crecimiento y la balanza de pagos, son muy modestos. La política ambiental tiene, en cambio, efectos regresivos en la distribución de la renta.

2- El japón es el país industrializado en el que la política ambiental supone un mayor esfuerzo en recursos económicos en relación con su PNB. Ello supone un cambio de óptica respecto de la estrategia de desarrollo seguida en las décadas pasadas, en que el crecimiento se hizo a costa, en buena parte, de la calidad de vida. La estrategia de control no difiere en esencia de la de los EE.UU, si bien los criterios de calidad son, en ocasiones, teóricamente más exigentes. Los resultados -

conseguidos hasta ahora, suponiendo mejoras netas en casi todos los ambitos del medio ambiente se reducen, sin embargo, a la eliminación de los aspectos mas aparentes de la contaminación, subsistiendo todavia serios problemas. El papel desempeñado por el sector público ha sido creciente, especialmente en el medio acuático, presentando tendencia a aumentar su papel protagonista en los años próximos, especialmente para compensar el relativo menor esfuerzo del sector privado en la situación económica recesiva actual. Debe también destacarse la importancia del papel desempeñado por las Administraciones públicas provinciales y municipales que son las principales ejecutoras de las inversiones públicas en medio ambiente.

A pesar de que el ratio de inversiones en M.A. respecto del PNB es del orden del doble que en EE.UU., los efectos macroeconómicos no son exagerados sobre el empleo, la producción y los precios. Es más, parece que el crecimiento del PNB es mayor con politica ambiental que sin ella, aunque esto está condicionado por la situación recesiva de los ultimos años.

Particular interés tiene la existencia en Japón de un sistema de internalización parcial de los efectos de la contaminación basado en un gravamen por emisiones, que cubre una parte de los daños ocasionados a las victimas de enfermedades debidas a la contaminación. Sistema éste que, con sus imperfecciones, es el único ejemplo de aplicación de gravámenes por emisiones en la contaminación del aire que hemos hallado en los países estudiados.

3- La Comunidad Económica Europea ha trascendido claramente la concepción del medio ambiente como puro marco fisico de la actividad humana, para integrar en su politica la defensa del medio ambiente social y en especial las condiciones de trabajo. Aunque la politica propiamente comunitaria es reciente, el ámbito abarcado es ya muy amplio, y se ha avanzado desde -

la concertación de las politicas nacionales de los países miembros, a fin de evitar obstáculos a los intercambios intracomunitarios, a la imposición de normas de algún modo supranacionales, a través de la aprobación de directrices de obligado seguimiento por los paises que integran la comunidad, en base a los dos Programas de Acción aprobados hasta ahora. Programas que implican que la Politica del Medio Ambiente viene a ocupar, junto a la politica industrial, social o regional, un lugar específico como nueva Politica Comunitaria.

4- La politica ambiental española es enormemente reciente, y puede decirse que se halla todavía en fase de lanzamiento. No existe una ley general del medio ambiente, y, salvo en el campo de la contaminación del aire, las medidas ambientales no se hallan en textos legales específicos. La organización administrativa hasta el presente se ha caracterizado por la dispersión y falta de coordinación de las competencias, tanto a nivel de la Administración Central, como entre ésta y las instancias espaciales, provinciales y municipales.

Aunque el problema de la contaminación del aire estudiado ha experimentado una cierta mejora en las grandes urbes en los últimos años, los problemas de base -derivados del anárquico crecimiento de las ciudades y de la no menos anárquica, en ocasiones, localización industrial- siguen sin resolverse.

La estrategia de control adoptada en nuestro pais para la contaminación del aire se basa, como en Japón y EE.UU., en el señalamiento de standares de inmisión y omisión. Sin embargo las normas de calidad prevalentes son, en general, menos exigentes. Y, lo que es más grave, no parece que se lleve a cabo con suficiente dedicación un control de las emisiones de las distintas fuentes. Lo que no es sino manifestación del escaso énfasis puesto en el cumplimiento de la legislación existente .

Como quiera que las inversiones especificamente ambientales, tanto públicas como privadas, han sido hasta ahora - minímas, los efectos económicos derivados no han podido ser de consideración. La preocupación ambiental se halla, a pesar de todo, implantada en la sociedad y existen sintomas - de revitalización de la política en la esfera gubernamental. En una perspectiva global la política ambiental española habría de conceder prioridad a tres aspectos: la consideración integrada de las politicas ambientales sectoriales mediante una ley general del medio ambiente; la reestructuración de las dispersas competencias administrativas en un modelo armónico que implicase la coordinación central y la descentralización competencial a los nuevos poderes de las nacionalidades y regiones; y la articulación de la politica de protección ambiental con la ordenación del territorio. A nivel concreto, parece deseable la implantación de los Estudios - de Impacto Ambiental como condición previa a la realización de proyectos públicos y privados de posible trascendencia - ecológico-urbanística. Desde la perspectiva económica, el actual sistema de standards debe combinarse, incluso en el campo de la contaminación atmósferica, con sistemas de gravámenes por emisión de efluentes. La Administración Pública habrá de generar los recursos suficientes para atender a las cuantiosas inversiones necesarias en este terreno, y para hacer posible el apoyo al sector privado durante el proceso de ajuste. No puede olvidarse que, si la salida de la crisis económica del pais, en la actualidad, y el mantenimiento en el futuro de tasas de empleo aceptables, exigen de un mayor protagonismo del sector público que en el pasado, la inversión pública en medio Ambiente puede contribuir sustancialmente a solucionar necesidades básicas, y a crear - buen número de puestos de trabajo sobre todo en el terreno de la construcción de obras públicas.

CONSIDERACION FINAL

La Politica del Medio Ambiente tal y como se practica en los paises analizados dista mucho de formularse en términos de optimización como la teoría económica del bienestar pretendería. El enfoque pragmático posibilista adoptado no - significa su ausencia de racionalidad económica, aunque diversas mejoras podrían introducirse para lograr una mayor - aproximación a los dictados del análisis teorico . Desde el punto de vista de la eficacia, no cabe duda que los resultados alcanzados en poco tiempo son notables en cuanto a reducción de ciertas degradaciones ambientales. Ello no debe conducir a una impresión excesivamente optimista, puesto que a medida que desaparecen o se corrigen los problemas más visibles de la contaminación aparecen otros, de tanta o mayor gravedad, y más dificiles de corregir. En última instancia, la politica ambiental hasta hoy es una estrategia superficial de suavización de las consecuencias más dolorosas del crecimiento, que no cuestiona la propia deseabilidad de ésto, ni las relaciones sociales predominantes que determinan el comportamiento de las sociedades industriales avanzadas. Si bien ha entrañado una cierta reforma de instituciones y comportamientos, no parece que sin un planteamiento más radical de unas y otras, las relaciones del hombre con la naturaleza puedan entrar por la via de la armonia. La creciente socialización de hecho de las relaciones humanas implicadas por la interdependencia de los procesos ecológicos económicos y sociales, tanto nacional como internacionalmente demanda una sociedad en solidaridad creciente, de la que - aún estamos excesivamente lejos.

V PARTE: BIBLIOGRAFIA

I- LIBROS

ALBI, E., Introducción a la economia de Coste-Beneficio, IEF, Madrid, 1976.

ALLAN, Ch. M., La teoría de la tributación, Ed. Alianza, Madrid, 1974.

ARKHIPOFF, O., Peut-on mesurer le bien-être national, Les Collections de l'INSEE, nº 41, C, marzo, 1976.

ARROW, K.J., Social choice and Individual Values, John Wiley and Sons, 2ª ed., 1963. Versión castellana: Elección Social y Valores individuales, IEF, Madrid, 1974

ATTALI, J. y GUILLAUME, M., El Antieconómico, Ed. Labor, 1976.

BARDE, J.PH. y GERELLI, E., Economie et Politique de l'environnement, Ed. PUF, Paris. 1977.

BARKLEY, P.W. y SECKLER, D.W., Economic Growth and Environmental Decay. The solution becomes the problem, Harcourt Brace Jovanovich, Inc, New York, 1972.

BAUMOL, W.J., Welfare Economics and the Theory of the State, 2ª, ed, Londres, Bell, 1965.

BAUMOL, W.J. y OATES, W.E., The theory of environmental policy: externalities, public outlays and the quality of life. Ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 1975.

BECKERMAN, W., In defense of Economic Growth. [illegible], Jonathan Cape, Londres, 1974.

BETTELHEIM, Ch., La transición a la economía socialista, Ed. Fontanella, Barcelona, 1974.

BIOLAT, T., Marxisme et Environment, Paris, Editions Sociales, 1973.

BOULDING, K.E., Economics as a Science, McGraw-Hill Co., Nueva York, 1970.

BROCHIER, H., Le miracle économique japonais, Ed. Calman-Lévi, Paris, 1970.

CALDWELL, M. y otros, Socialismo y Medio Ambiente, Ed. Gustavo Gilir Barcelona, 1976.

C.C.L.A.N. J. MARTINEZ MERINO M. y CABO, J., Contaminación: Mito o realidad, Editora Nacional, Madrid, 1975.

C.E.E., Traité Instituant la Communauté Economique Européenne et documents annexes, Services des Publications des Communautés Européennes, 1963.

COHEN, B.J., Política de Balanza de Pagos, Ed. Alianza, Madrid, 1975.

COLEGIO DE INGENIEROS DE CAMINOS CANALES Y PUERTOS, Grandes Dilemas Ambientales, Madrid, 1974.

COMMONER, B., The Closing Circle, Ed. Alfred A. Knopf, New York, 1971.

COMMONER, B., The Poverty of Power, Knopf, Nueva York, 1976.

COULBOIS, P., La Política Coyuntural, Ed. ICE, Madrid, 1974.

CHAMBERLIN, E.H., The theory of Monopolistic Competition, 5ªed. Harvard University Press, Cambridge, 1947.

DALES, J.H., Pollution, Property and Prices. Toronto: University of Toronto Press, 1968.

DIAMANT, R.M.E., Prevención de la Contaminación, Ed. Mapfre, Madrid, 1975.

D'IRIBARNE, Ph., Indicateurs Sociaux, CEREBE, Paris, 1973.

DOBB, M., Welfare Economics and the Economics of Socialism, Cambridge University Press, 1969.

DORFMAN, R. y DORFMAN, N.S., Economics of the Environment. Selected Readings, W.W. Norton and Co., New York, 1972.

DUMONT, R., L'utopie ou la mort. Editions du Souil, Paris, 1973.

EDMUNDS, S. y LETEY, J., "Ordenación y gestión del medio ambiente". Instituto de Estudios de Administración Local. Madrid, 1975.

EDWARDS, R.C., REICH, M., WEISSKOPF, T.E., The Capitalist System. A radical Analysis of American society, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, 1972.

EHRLICH, P.R. y A.H., Population, Ressources, Environment: Issues in human ecology, Freeman, San Francisco, California, 1970.

ENZENSBERGER, H.M., Critica de la Ecología Política, Ed. Anagrama, Barcelona, 1974.

FERNANDEZ DIAZ, A., Introducción y Metodologia de la Política Económica, Ed. ICE, Madrid, 1976.

FIGUEROA, E., Curso de Política Económica, Ed. Revista de Derecho Privado, Madrid, 1965.

FOSTER, P.W., Introducción a la Ciencia Ambiental, Ed. Ateneo, Buenos Aires, 1975.

FREEMAN, A.M., HAVEMAN, R.H. y KNEESE, A.V., The Economics of Environmental Policy, J. Wiley, New York, 1973.

GALLEGO, J., Economía del Medio Ambiente, IEF, Madrid, 1974.

GOLDSMITH, E. y otros, A blueprint for survival. Versión española: Manifiesto para la supervivencia, Ed. Alianza, Madrid, 1972.

GORZ, A., Critique de la division sociale du travail, Ed. Seuil, Paris, 1974. Versión castellana: Crítica de la División del Trabajo, Ed. Laia, Barcelona.

GUILLAIN, R., El japón tercer grande, Ed. Martinez-Roca, Barcelona, 1970

HELFRICH, H.W.,(ed.), The Environmental Crisis, Yale University Press, 1970.

HELLER, W.H., Economic Growth and Environmental Quality: Collision or Co-Existence? , General Learning Press, 1973.

HERFINDAHL, O.C. y KNEESE, A.V., Economic Theory of Natural Ressources, Charles E. Morrill Publishing Co., Ohio, 1974.

HICKS, J.R., Value and Capital, Clarendom Press, Oxford, 1939.

HICKS, J.R., Una revisión de la teoria de la demanda, F.C.E., Mexico-Buenos Aires, 1958.

HIRSCH, F., Social limits to Growth, Cambridge, Mass, Harvard University Press, 1976.

HUTCHINSON, T.W., Economia positiva y objetivos de politica económica, Ed. Vicens-Vives, Barcelona, 1971.

INHABER, H., Environmental Indices, John Wiley, New York, 1976.

ISARD, W. y otros, Ecological-Economic Analysis for Regional Development, The Free Press, Nueva York, 1972.

KAPP, K.W., The social costs of private enterprise. Oxford University Press, 1950.

KIRSCHEN, E.J., Politica Económica Contemporánea, vol. I., Ediciones de Occidente, Barcelona, 1965.

KNEESE, A.V., Economics of Environmental Pollution in US, Ressources for the Future, Washington D.C., 1971.

KNEESE, A.V., AYRES, R.V. y D'ARGE, R.C., Economics and the Environment: a materials balance approach, Ressources for the Future, The John Hopkins Press, Baltimore y Londres, 1970.

KNEESE, A.V. y BOWER, B.T. (eds.), Environmental Quality Analysis, The John Hopkins Press, 1972.

KNEESE, A.V., ROLFE, S.E. y HARNED, J.W., Ecologia y Comtaminación. Formas de cooperación internacional, Ed. Marymar, Buenos Aires, 1974.

KNOWLES, J.W., The Potencial Economic Growth in the United States, Joint Economic Committee, 1960.

KOHN, R.E., Air Pollution Control. A welfare economic interpretation, D.C. Heath and Co., Lexington, Ma., 1975.

KOLM, S.C., La politique économique de gaucho, Ed. CERF, Paris, 1977.

KORMONDY, E.J., Conceptos de Ecologia, Ed. Alianza, Madrid, 1973.

KUZNETS, S., Crecimiento Economico Moderno, Ed. Aguilar, Madrid, 1973.

KUZNETS, S., Economic Growth of Nations. Total output and - Production Structure, Harvard University Press, 1972.

LANGE, O., On the Economic Theory of Socialism. Versión castellana: Sobre la Teoría Económica del Socialismo, Ed. Bosch, Barcelona, 1967.

LEONTIEFF, W., The Future of the World Economy: A Study on the Impact of Prospective Economic Issues amd Policies on the International Development Strategy, United Nations, 1976.

LINDBECK, A., La Economía Política de la Nueva izquierda, Ed. Alianza, Madrid, 1973.

LUND, H.F.(ed.), Industrial Pollution Control Handbook, - McGraw-Hill Co., New York, 1971.

MALER, K.G. Environmental economics. Baltimore: The John - Hopkins Press for Resources for the Future, 1974.

MARSHALL, A., Principles of Economics, Ed. Macmillan, 8ª ed., Londres, 1927. Versión castellana: Principios de Economia, Ed. Aguilar, Madrid, 1948.

MARTIN MATEO, R., Derecho Ambiental, Instituto de Estudios de Administración Local, Madrid, 1977.

McGRAW-HILL COMPANY, Annual McGraw-Hill Survey of Pollution Control Expenditures, New York, 1968 y siguientes años.

MEADE, J.E., 'The theory of economic externalities: the control of environmental pollution and similar social costs , Institut Universitaire de Hautes Etudes Internationales. Ginebra, 1973.

MEADOWS, D., Los limites del crecimiento, Ed. F.C.E., Mexico, 1972.

MIERNYK, W.H. y SEARS, J.T., Air Pollution Abatement and Regional Economic Development, D.C. Heath and Co., Lexington, Ma., 1974.

MILL, J. Stuart., Principios de Economia Politica, Ed. FCE, México, 1943.

MILLS, E.S. (ed.)., Economic Analysis and Environmental Problems, Columbia University Press, National Bureau of Economic Research, New York, 1975.

MINISTERIO DE ECONOMIA., Programa de Saneamiento y Reforma Económica. Pacto de la Moncloa, Madrid, 1977.

MISHAN, E.J., Los costes del desarrollo económico, Ed. Oikos-Tau, Barcelona, 1970.

MISHAN, E.J., The Economic Growth Debate. An Assessment, - Allen and Unwin, Londres, 1977.

MISHAN, E.J., Cost-Benefit Analysis. An informal Introduction, Revised new edition, London, George Allen and Unwin, Ltd., 1975.

M.I.T., Man's Impact on the global Environment: Assessment and Recommendations for Action. Cambridge, Mass, MIT - Press, 1970.

MOSS, M.(ed.), The measurement of economic and social performance. Studies in Income and Wealth, Vol. 38, New York: National Bureau of Economic Research, 1973.

MUSGRAVE, R., The theory of Public Finance, MacGraw-Hill, - 1959.

MUSGRAVE, R., Public Finance in theory and Practice, McGraw Hill, 1973.

NATH, S.K., A Reappraisal of Welfare Economics, Routledge - and Kegan Paul, Londres, 1969.

NIJKAMP, P.(ed.), Environmental Economics, Martinus Nijhoff Social Sciences Division, Leiden, 1976.

OLSON, M. y LANDSBERG, H., The No - Growth Society, New York, Norton and Co., 1973.

O'RIORDAN,T. y HEY, R., Environmental Impact Assessment, Saxon House, Westmead, Farnborough, Hants, England, 1976.

PEACOCK, A.T. y WISEMAW, J., The Growth of Public Expenditure in the United Kingdom, George Allen and Unwin, nueva edición, Londres, 1967.

PECCEI, A., The Human Quality, Pergamon Press, Oxford-New - York, 1977.

PENA TRAPERO, J.B., Problemas de la Medición del Bienestar y conceptos afines (una aplicación al caso español), INE, Madrid, 1977.

PEREZ AGOTE POVEDA, A., El medio ambiente como problema sociologico. Universidad de Deusto, Bilbao, 1975.

PESTEL, E. y MESAROVIC, M., La humanidad ante la enorucijada, Instituto de Estudios de Planificación, Madrid, 1975.

PESTON, M., Bienes públicos y sector público, Ed. Vicens-Vives, Barcelona, 1975.

PIGOU, A.C., The Economics of Welfare, 2ª ed., Ed. Macmillan, Londres, 1924. Versión castellana: La Economia del Bienestar, Ed. Aguilar, Madrid, 1946.

RAY, M.E., The Environmental Crisis and Corporate Debt Policy, Lexington Books; Lexington, Massachusetts, Toronto y Londres, 1974.

RAYMOND BARA, J.L., Precios y Salarios: Estabilidad versus - crecimiento en España, Confederación Española de Cajas de Ahorro, Madrid, 1976.

RIDKER, R.G., Economic Costs of Air Pollution: Studies in measurement, New York, Praeger, 1967.

ROBBINS, L., An essay on the nature and significance of Economic Science, Ed. Macmillan, 2ª ed., Londres 1945. Versión castellana en FCE, Mexico, 1944.

ROBINSON, J., The Economis of Imperfect Competition, Macmillan, Londres, 1945.

SAINT MARC, Ph., Socialisation de la nature, Ed. Stock, Paris, 1971.

SANCHEZ-MURIAS, B.F. y PLEITE, J., Condiciones Sanitarias sobre calidad del aire. Propuesta de normas y métodos aplicables en España, Anales de Medicina. Academia de Ciencias Medicas de Cataluña y Baleares. Sesión del 15 de Diciembre de 1972 (Asociación de Microbiologia, Higiene y Medicina Preventiva).

SANCHEZ TRUJILLO, A., Relaciones Econométricas sobre precios y salario en la economia española, Servicio de Estudios del Banco de España, Estudios Económicos, Serie A, nº 8, 1977.

SCITOVSKY, T., Welfare and Competition: the economics of a Fully Employed Economy, Irwin, Homewood, Illinois, 1951.

SCITOVSKY, T., The joyless economy. An inquiry into human - satisfaction and consumer dissatisfaction, New York, - Oxford University Press, 1976.

SEN, A., Elección Colectiva y Bienestar Social, Ed. Alianza, Madrid, 1976.

SENECA, J.J. y TAUSSIG, M.K., Environmental Economics, Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, 1974.

SMITH, A., La riqueza de las naciones, Ed. Aguilar, Madrid, 1956.

SMITH, V.K., The economic consequence of Air Pollution, Cambridge, Massachusetts, Ballinger Publishing Company, - 1976.

STIGLER, G., The Theory of Price, 3ª ed., 1966. Versión - castellana: La Teoria de los Precios, Revista de Derecho Privado, Madrid, 1968.

STOLERU, L. y otros, Economia y Sociedad Humana. Ed. Revista del Trabajo, Madrid, 1974.

STORRY, R., A history of Modern Japan, Penguin Books, Middlesex, England, 1969.

TAMAMES, R., La polémica sobre los limites del crecimiento, Ed. Alianza, Madrid, 1974.

TAMAMES, R., Estructura Económica de España, 7ª edición, Ed. Guadiana, Madrid, 1974.

VELASCO, R., Financiación Pública del Desarrollo Regional. Aproximación al País Vasco. Ed. L. Zugaza, Durango, 1977.

VICTOR, P.A., Economia de la Polución, Ed. Vicens-Vives, Barcelona, 1974.

VICTOR, P.A., Pollution: Economics and Environment. Allen - and Unwin, Londres, 1972.

WALTER, I., International Economics of Pollution, New York, Halstead-Wiley, y Macmillan, Londres, 1975.

WALTER, L.(ed.), Studies in International Environmental Economics, John Wiley, New York, 1976.

WARD, B. y DUBOS, R., Una sola tierra, FCE., México, 1972.

WINCH, D.M., Economia Analitica del Bienestar. Ed. Alianza, Madrid, 1975.

WOLOZIN, H. (ed.), The Economics of Pollution, General Learning Corporation, Morristown, New Jersey, 1974.

II- INFORMES Y DOCUMENTOS

BARRETT, L.B. and WADDELL, T.E., The cost of air pollution damages. Publication Number AP-85. Research Triangle - Park, N.C.: U.S. Environmental Protection Agency, February, 1973.

BMA, El programa de acción pública para la defensa del medio en la nueva política del Presidente Carter, en BMA, Enero-Marzo, 1977.

BMA, Actividades de la Comunidad Económica Europea en materia de defensa del medio ambiente en el último trienio, en BMA, Enero-Marzo, 1977.

BMA, El pensamiento político-ambiental del presidente Giscard d'Estaing, en BMA, Abril-Junio 1977.

BMA, Programa de medio ambiente de la CEE para el quinquenio 1977-1981, en BMA, Abril-Junio,1977.

BMA, La OCDE y el medio ambiente, en BMA, Abril-Junio,1977.

BMA, El informe general sobre la situación del medio ambiente en España, en BMA, Abril-Junio, 1977

BMA, La Agencia Federal de Protección del Medio Ambiente, en BMA, Abril-Junio,1977.

BMA, La protección de la naturaleza en Gran Bretaña, en BMA, Julio-Set., 1977.

BMA, El medio ambiente en Japón, en BMA, Julio-Set., 1977.

BMA, La protección del medio ambiente en la R.F.A. en BMA, Oct.-Dic., 1977.

BMA, El medio ambiente en la legislación extranjera, en BMA, Oct.-Dic., 1977.

BMA, La contaminación regional en España: Zonas más conflictivas: I, la Zona Centro, en BMA, Julio-Set., 1977.

BMA, La contaminación regional en España: Zonas más conflictivas: II. La Zona Vasca, en BMA, Oct.-Dic., 1977.

BOSWORTH, B., DUESENBERRY, J.S. y CARRON, A.S., Capital needs in the seventies, The Brookings Institution, Washington, D.C., 1975.

CEE, Boletín de las Comunidades Europeas, Diversos números.

CEE, Un nouveau programme communautaire pour la protection de l'environnement, 30 Jours d'Europe, nº 214, 05-76, - pág. 11

CEE, Programme Environnement 1977-1981. Boletín de las Comunidades Europeas, nº 6, Suplemento, 1976.

CEE, L'Etat de l'Environnement: Premier Rapport. Bruxelles-Luxembourg, 1977.

CEE, Dixième Rapport Générale sur l'activité des communautés européennes en 1976. Bruxelles, Febrero, 1976.

CEE, La Politique de l'environnement de la Communauté, Fiches documentaires européennes, nº 250, 2º Trimestre, 1977.

COMISARIA DEL PLAN DE DESARROLLO, III Plan de Desarrollo, - Madrid, 1971.

COMISION INTERMINISTERIAL DEL MEDIO AMBIENTE, Medio Ambiente en España. Informe General. 2ª edición, Madrid, 1978.

CHASE ECONOMETRICS ASSOCIATES, INC., The Macroeconomic Impacts of Federal Pollution Control Programs, Preparado para la EPA y el CEQ, National Technical Information Service, Springfield, Va., 1975.

CHASE ECONOMETRICS ASSOCIATES, INC., The Macroeconomic Impacts of Federal Pollution Control Programs; 1976 Assessment, 1976.

DORFMAN, N. y SNOW, A., Who bears the cost of Pollution Control?, The Public Interest Economic Center, National Technical Information Service, Springfield, Virginia 22151, 1975.

ECONOMIC COUNCIL OF JAPAN, Measuring Net National Welfare of Japan, Tokyo, marzo, 1973.

EUROFORUM, Trois années d'action Communautaire, nº 38, 26-10-1976.

EUROFORUM, L'Environnement au Conseil de Ministres de la Communauté, nº 25, 21-6-1977, anexo 1.

EUROFORUM, Le bilan de la Commission européenne pour 1976, - nº 11, 15-3-1977, anexo 3.

EUROFORUM, , La Communauté lutte contre la pollution de son air, nº 37, 18-10-1977, anexo 1.

INCIDE, Japón en Cifras, Incide, nº 156, 20 de Diciembre de 1977.

JAPAN ENVIRONMENTAL AGENCY, Environmental Quality Standards regarding Air Pollution, Notification nº 25 of the Environment Agency, 8 de Mayo, 1973.

JAPAN ENVIRONMENTAL AGENCY, Quality of the Environment in - Japan, 1976.

JAPAN ENVIRONMENTAL AGENCY, Environmental Laws and Regulations in Japan, II, Air, 1976.

NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES-NATIONAL. ACADEMY OF ENGINEERING, The costs ard benefits of automobile emission control. Air Quality and Emission Control, Vol. 4. Prepared for the Committee on Public Works, U.S. Senate, Serial No.93-24. Washington: U.S.G.P.O., 1974.

OCDE, El Automovil y el medio ambiente, Economia Industrial, nº 129, Septiembre, 1970.

OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

OCDE, Problèmes majeurs concernant la pollution de l'air. L'experience japonaise, Paris, 1974.

OCDE, Problèmes de la pollution transfrontière, Paris, 1974.

OCDE, Les coûts des dommages causés à l'environnement, Paris, 1974.

OCDE, Les redevances de pollution. Premier bilan "L'observatour de l'OCDE", nº 18, Dic. 1975, p. 23.

OCDE, Le Principe pollueur -payeur et les instruments d'allocation des coûts d'environnement, en OCDE, Le Principe Pollueur-Payeur, Paris, 1975.

OCDE, Pollution atmosphérique par les oxidants photochimiques, Paris, 1975.

OCDE, Le principe pollueur-payeur, Definition, analyse, mise en oeuvre, Paris, 1975.

OCDE, La Politique de l'environnement au Japon: examen sur place, L'observateur de l'OCDE, Nov.-Dic., 1976.

OCDE, L'OCDE adopte un code de conduite sur l'énergie et l'environnement, L'observateur de l'OCDE, Setiembre-Octubre 1976.

OCDE, Politique de l'environnement en Japon, Paris, 1977.

ONU, "Conclusiones para la acción internacional demanadas de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el medio humano celebrada en Estocolmo", Economia Industrial, nº 105, Set. 1972, pág. 142-181.

ONU, Conferencia de Estocolmo, Actas de la Conferencia, Documentación Económica, nº 3, 1977.

PONENCIA CONSTITUCIONAL, Anteproyecto de Constitución del Congreso, La Gaceta del Norte de Bilbao, 28-XII-77.

SUBSECRETARIA DE PLANIFICACION, Memoria sobre la Ejecución del III Plan de Desarrollo, Año 1975, Madrid, 1976.

SUBSECRETARIA DE PLANIFICACION, Ejecución del Programa de Inversiones Públicas. Año 1976, Madrid, 1977.

SUBSECRETARIA DE PLANIFICACION, Medio Ambiente en España, Informe General, Madrid, 1977.

SUBSECRETARIA DE PLANIFICACION, IV Plan Nacional de Desarrollo, Ponencia de Medio Ambiente, Madrid, 1976.

U.S. BUREAU OF THE CENSUS, Government Finances in the United States, Government Printing Office, Washington, Publicación anual.

U.S. COUNCILOON ENVIRONMENTAL QUALITY, The Economic Impact of Environmental Programs, National Technical Information Service, Springfield, Va., 1974.

U.S. COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, The Fifth Annual Report. Environmental Quality 1974, U.S. Government Printing Office, Washington, 1974.

U.S. COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, The Sixth Annual Report. Environmental Quality, 1975., U.S. Government Printing Office, Washington, 1975.

U.S. COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, The Seventh Annual Report, Environmental Quality 1976, U.S. Government Printing Office, Washington, 1976.

U.S. COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, Energy and the Environment, Government Printing Office, Washington, 1973.

U.S. COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, Pollution Control and Employment, Febrero, 1976.

U.S. COUNCIL ON ENVIRONMENTAL QUALITY, Environmental Programs and Employment, Abril, 1975.

U.S. DEPARTMENT OF COMMERCE, The Effects of Pollution Abatement on International Trade, Government Printing Office, Washington D.C., 1973, 1974,1975.

U.S. DEPARTMENT OF LABOR, Impact of Federal Pollution Control and Abatement Expenditures on Manpower Requirements;, Government Printing Office, Washington D.C., 1975.

U.S. EPA, The cost of Clear Air, Government Printing Office, Washington, D.C., 1968-74.

U.S. EPA, First Quarter Report of the Economic Dislocation Early Warning System, 21 de Mayo de 1976.

U.S. EPA, The National Air Monitoring Program: Air quality and Emissions Trends, Research Triangle Park, N.C., varios años.

U.S. EPA, Estimated Changes in Human Exposures to Suspended Sulfate Attributtable to Equipping Light Duty Motor Vehicles with Oxidation Catalysts, 1974.

III ARTICULOS

ABRAMOVITZ, M., Una interpretación de las tendencias seculares de la renta y productos nacionales desde el punto de vista del bienestar, REE, Enero-Abril, 1976.

ALET, A., La Politique des Agences du Bassin dans le Domaine de la lutte contre la Pollution des Eaux en France, en BANCO URQUIJO, Desarrollo Económico y Medio Ambiente, pág.90-98.

ALEXANDER, T., It's time for new approaches to pollution control, Fortune, nº5, Nov. 1976, pág. 128.

ALEXANDER, T., Etats Unis, Lutte antipollution. On se trompe d'adversaire, L'Usine nouvelle, nº 47, 18-11-76.

ALVAREZ CORBACHO, J., El llamado perp ecológico y la distribución del poder económico, HPE, nº 37, pág. 75 y 55.

ALVARZ RENDUELES, J.R., La Hacienda Pública y el Medio Ambiento, Revista de Derecho Administrativo y Fiscal, 41, mayo-agosto 1975, pág. 265-299.

ANDRÈS, I., El medio ambiente: un desafio para la empresa, Empresa 2000, nº 34, Nov. 13-1977, pág. 23 (13).

ARGUELLO, C., La toma de decisiones presupuestarias: el análisis coste-beneficio, HPE, nº 36, 1975.

ARKHIPOFF, O., Peut-on mesurer le bien-être national?, Economie et Statistique, nº 78, mayo 1976.

AYRES, R., Las Estadisticas necesarias para el análisis de la política económico-ambiental, en J. Gallego Gredilla (ed.): Economia del Medio Ambiente.

AYRES, R.M. y KNEESE, A.V., Production, Consumption, and Externalities, A.E.R., Junio 1969, Vol. LIX, Nº 3, pág.282-97. Versión castellana bajo el titulo: Producción, consumo y Externalidades, en J. Gallego, Economia del Medio Ambiente, pág. 205-239.

BANCO URQUIJO., Desarrollo Económico y Medio Ambiente, Ed. Moneda y Crédito, Barcelona, 1974.

AZCONA, A., Vizcaya: Un esfuerzo de futuro, La Contaminación de las aguas en la provincia: un proyecto concreto, en - Calidad de vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, - 1978.

BARDE, J. Ph., Essai d'analyse du Principe pollueur-payeur à partir d'études de cas, en OCDE, Le principe Pollueur-Payeur, pág. 98-123.

BARDE, J.Ph., National and International Policy Alternatives for Environmental Control and Their Economic Implications, en I. WALTER, Studies in International Environmental Economics, pág. 137-158.

BATOR, F., The Anatomy of Market Failure, Quart,J. Econ., - August 1958, pp. 351-79.

BAUMOL, W.J., On Taxation and the Control of Externalities, A. E.R. Junio 1972, pág. 307-22, Versión castellana en H.P.E. nº 46, 1977 pág. 225 y ss.

BAUMOL, W.J., On International Issues in Environmental Management, en I. WALTER, Studies in International Environmental Economics, pág. 1-6.

BAUMOL, W.J., Protección del Medio Ambiente y distribución - de la Renta, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente.

BAUMOL, W.J. y BRADFORD, D.F., Detrimental Externalities and Non-Convexity of the Production Set, Economica, May 1972, pág. 160-76.

BAUMOL, W.J. and OATES, W.E., The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, Swedish Journal of Economics, March 1971, Vol. 73, No. 1, pág. 42-54.

BAUMOL, W.J. y OATES, W.E., The Instruments for Environmental Policy, in Economic analysis and environmental problems, Edited by E.S. MILLS.

BECKERMAN, W., Problemas reales y ficticios en la política - del medio ambiente, en OCDE, Problemas de Economia del - Medio Ambiente, IDE, 1973.

BECKERMAN, W., The need for economic growth, Lloyds Bank,Review, nov. 1971.

BECKERMAN, W., Le Principe polleur-payeur, en OCDE, Le Principe Pollueur-Payeur, pág. 35-68.

BECKERMAN, W., Crecimiento económico: el debate actual, Introducción, REE, Enero-Abril, 1976.

BECKERMAN, W., Crecimiento económico y bienestar, REE, Enero-Abril, 1976.

BECKERMAN, W., Crecimiento económico y bienestar, ¿Existe un conflicto?, en Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978, pág. 251-271.

BECKMANN, M.J., The limits to Growth in a Neoclassical World, A.E.R., Set. 1975.

BENLLOCH, V., Las Técnicas cuantitativas en el análisis económico-ambiental, en BMA, Julio-Set., 1977.

BERNARD, Ph., Système Economique-Sociale et Cadre de Vie, en BANCO URQUIJO, Desarrollo Economico y Medio Ambiente, pág. 53-61.

BERTOLO, J.J. y otros, La ordenación del territorio y el Medio Ambiente, en BMA, Oct.-Dic. . 1977, pág. 55-80.

BLACK, D., On Arrow's Imposibility Theorem, The journal of law and Economics, vol. 12, nº2, Oct., 1969.

BOHM, P., Nota sobre el problema de la estimación de los Beneficios del Control de la contaminación, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

BOHM, P., Pollution, Taxation or Purification? Kyklos, 1972, 25, pág. 501-17.

BOULDING, K.E., The Economics of the coming spaceship earth en H. JARRETT, Environmental quality in a growing economy, The John Hopkins Press, 1966, pág. 3-14.

BOULDING, K.E., Economics as an Ecological Science, en Economics as a Science, Mac-Graw Hill, Nueva York, 1970.

BOULDING, K.E., Fun and Games with Gross National Products, The role of Misleading Indicators in Social Policy. Re-

printed in The Environmental Crisis. Edited by Harold W. Helfrich, New Haven, Yale University Press, 1970.

BOULDING, K.E., Discussion on A.V. KNEESE paper. AER, Papers and Proceedings, May 1971.

BOUCHER, M., Environnement et Pollution, Les cahiers Français, nº 163, Nov.-Dic., 1973.

BRAMHALL, D.E., y MILLS, E.S., A note on the Asymmetry between Fees and Payments, Water Ressources Research II, nº 3, (1966), pág. 615-616.

BRONFENBRENNER, M., Radical Economics in America, 1970, J.E. L., Setiembre, 1970.

BUCHANAN, J.M. y STUBBLEBINE, W.C., Externality, Economica, noviembre 1962. Versión castellana: Externalidad, H.P.E., nº 46, 1977, pág. 215 y ss.

BUCHANAN, J.M. y TULLOCH, G., Polluters' Profits and Political Response: Direct Control versus taxes, A.E.R., marzo 1975, pág. 139-147.

BUCHANAN, J.M. y TULLOCK, G., Polluter's Profits and Political Response: Direct Control versus Taxes. Reply, A.E.R., dic., 1976.

BYWATER, M., La Politique d'environnement de la Communauté, Revue du Marché Commun, nº 191, Dic. 1975.

CAMACHO, A., El Problema del Costo Social; Una critica al trabajo del COASE, REE, Enero-Abril, 1973, pág. 105-120.

CARPENTIER, D., Environnement et industrie, Revue du Marché Commun, nº 175, mayo-Junio, 1974, pág. 235-242.

CARPENTIER, D., Los objetivos y los medios de la Politica de la C.E.E. encaminados a salvaguardar y a mejorar el medio ambiente y la calidad de vida, en Calidad de Vida, Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978, pág. 127-156.

CASAHUGA, A., Externalidades y politica pública, H.P.E., nº 46, 1977.

CATALÁ de ALEMANY, J., Contaminación atmosférica, Revista de la Universidad Complutense, Madrid, Set.-Oct., 1976, pág. 63-94.

CAZES, B., Indicadores de calidad del medio ambiente, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, - 1973.

CICCHETI and FREEMAN, A.M., III, Option Demand and Consumer Surplus: Futher Comment, Quart. J. Econ., August 1971, pág. 528-539

CIRIACY-WANTRUP, S.V., The Economics of Environmental Policy, Land Economics, February 1971.

CLARK, B., Evaluating environmental impacts, en T. O'RIORDAN y R. HEY, Invironmental Impact Assessment, Saxon - House, Westmead, Farnborough, Hants, England, pág. 91-104.

COASE, R., The Problem of Social Cost, The Journal of Law and Economics, Oct., 1960. Versión castellana: El Problema del Coste Social, en J. Gallego (ed.), Economia del - Medio Ambiente, I.E.F., Madrid, 1974. pág. 99-173.

CODDINGTON, A., Comentario sobre los costes de la información y de la Administración en la Teoría de los Efectos Externos, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

CODDINGTON, A., OPSCHOOR, H., PEARCE, D.W., Límites del análisis costes-Beneficios aplicado a los programas que inciden en el medio ambiente, en OCDE (1973), IDE, Madrid.

COELHO, Ph. R., Polluter's profits and Political Response: Direct Control versus taxes, Comment, A.E.R., Diciembre, 1976.

COLLIARD., Rapport de Synthèse, en Les Problèmes de l'environnement dans la C.E.E., Revue du Marché Commun, mayo-junio, 1974.

COMMONER, B., CORR, M. y STAMLER, P., The Causes of Pollution, Environment, Abril, 1971.

COMMONER, B., Ecologia y Sociedad, en Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978, pág. 105-126.

CONSTANTINESCU, N.N., La Protection de l'environnement, Necessité objetive de la reproduction socialiste élargie, Revue Roumaine des Sciences Sociales, Série des Sciences Economiques, 20, nº 2, 1976.

CONVERSE, A.O., On the Extension of Imput-Output Analysis to Account for Environmental Externalities, A.E.R., Marzo, 1971, pág. 197-98.

CUMBERLAND, John H., A Regional Interindustry Model for Analysis of Development Objectives, Papers and Proceedings of the Regional Science Association, Vol. 17, 1966, pág. 65-94.

CUMBERLAND, J.H., Application of input-output techniques to the Analysis of Environmental Problems. Quinta conferencia Internacional sobre las Técnicas Input-Output, Ginebra, enero, 1971.

CUMBERLAND, J.H. y otros., Design for a Maryland State Planning Model with Economic-Environmental Linkages, Maryland Department of State Planning, Publicación nº 177, Julio 1971, Baltimore.

CUMBERLAND, J.H., Una evaluación comparativa de Modelos Ambientales alternativos con especial énfasis en las matrices de derechos. En J. Gallego (ed.), La Economia del - Medio Ambiente, pág. 243-325.

CUMBERLAND, J.H., El papel de las normas uniformes en la gestión del medio ambiente a escala internacional. En OCDE, Problemas de economia del Medio Ambiente, IDE, 1973.

DALES, J.H., Land, Water, and Ownership, Can. J. Econ., Nov. 1968, págs. 791-804.

DALY, H.E., On Economics as a Life Science, J. Polit, Econ., May/June 1968, pág. 392-406.

DALY, G. y GIERTZ, J.F., Externalities, Extortion and Efficiency, A.E.R., Dic. 1975.

D'ARGE, R.C., Essay on Economic Growth and Environmental - Quality, The Swedish Journal of Economics, marzo 1971.

D'ARGE, R.C., Transfrontier Pollution: Some Issues on Regulation, en I. WALTER Studies in International Environmental Economics, pág. 257-278.

D'ARGE, R.C., Comercio internacional, ingreso nacional y controles ambientales: algunos cálculos empiricos, en A.V. KNEESE, S. E. ROLFE y J.W. HARNED, Ecologia y Contaminación, Formas de cooperación internacional, pág. 291-334.

D'ARGE, R., Los intercambios, la gestión del medio ambiente y las economias en vias de desarrollo, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, 1973.

D'ARGE, R.C. and KOGIKU, K.C., Economic Growth and the Environment, Rev. Econ. Stud., Jan. 1973, pág. 61-77.

DAVIS, O.A. and WHINSTON, A.B., Externalities, Welfare, and the Theory of Games, J. Polit. Econ., June 1962, pág. 241-62.

DAVIS, O.A. y WHINSTON, A., Piecemeal Policy in the Theory of Second Best, Rev. Econ. Stud., Julio, 1967, pág. 323-331.

DENISON, E., Welfare Measurement and GNP, Survey of Current Business, Enero, 1971.

DENISON, E., Clasificación de las fuentes de Crecimiento, - R.E.E., Enero-Abril, 1976.

DOLBEAR, F.T., On the Theory of Optimum Externality, Amer. Econ. Rev., March 1967, pág. 90-103.

DOMINGO SOLANS, E., A la búsqueda del nivel óptimo de contaminación: comentario a la ley de protección del ambiente atmosferico, H.P.E., nº 21, 1973, pág. 89-100.

DONALDSON, D. y VICTOR, P., On the Dynamics of Air Pollution Control, Can. J. Econ., Agosto, 1970.

DORFMAN, R., Incidence of the Benefits and Costs of Environmental Programs, A.E.R., Febrero 1977, pág. 333-340.

EDWARDS, R.C., MacEWAN, A. et al., The Teaching of Economics: Basis for a New Curriculum, A.E.R., mayo, 1972.

EGUIAGARAY, J.M., Vizcaya: Un esfuerzo de futuro. Aspectos - Socio-económicos, Simposio sobre Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, 1978.

ENGLAND, R. y BLUESTONE, B., Ecology and class Conflict, Review of Radical Political Economics, 3 (4), 1971. Reproducido en H.P.E., nº 37, 1976.

ENSEÑAT DE VILLALONGA, A., La Problemática de la contaminación atmosferica, Econ. Ind. nº 112, Abril 1973, pág. 11-18.

ENSEÑAT DE VILLALONGA, A., Actualidad del problema de la contaminación atmosferica en España, Economia Industrial, nº 113, mayo 1973, pág. 347.

ENSEÑAT, A., Una estrategia para el medio ambiente, Economia, Industrial, nº 125, mayo 1974.

ENSEÑAT, A., La industria del cemento dentro de la problemática de la contaminación atmosferica, Economia Industrial, nº 116, Dic. 1976.

ENSEÑAT, A., Tecnologia y contaminación, Boletín Informativo del Medio Ambiente, Enero-Marzo 1977, pág. 15-60.

ENSEÑAT, A., La descontaminación de Bilbao, en BMA, Julio-Set. 1977.

ENSEÑAT, A., Lineas maestras de lucha contra la contaminación del agua en la Comunidad Europea, Boletín de Información del Colegio Oficial de Ingenieros Industriales de Madrid, nº 279, Enero 1977, pág. 12.

ENSEÑAT, A., La Sociedad Ecologica, en B.M.A., Oct.-Dic., - 1977.

EVANS, M.K., A Forecasting Model Applied to Pollution Control Costs, American Economic Review, Papers and Proceedings, May 1973, Vol. LXIII, No. 2, pág. 244-52.

FARREL, M.J., In defence of Public Utility Pricing, Oxford Economic Papers, Febrero, 1958, pág. 109-123.

FAZIO, A.G. y LOCASCIO, M., Evaluación de los efectos económicos de la Politica Pública de lucha contra la contaminación, en OCDE, Problemas de Economía del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

FISHER, A.C., Environmental Externalities and the Arrow-Lind , Public Investment Theorem, A.E.R., Sept. 1973, pág.722-25.

FISHER, A.C., and KRUTILLA, J.V., Valuing Long Run Ecological Consequences and Irreversibilities, J. Environ. Econ. Management, August 1974, pág. 96-108.

FISHER, A.C., KRUTILLA, J.V., Ressource conservation Environmental Preservation and the Rate of Discount, Quaterly Journal of Economics, August 1975.

FISHER, A.C., KRUTILLA, J.V., CICHETTI, C.J., The Economics of Environmental Preservation: A Theoretical and Empirical Analysis, American Economic Review, September 1972, Vol. LXII, Number 4, pp. 605-19.

FISHER, A.C. y PETERSON, F.M., The Environment in Economics: A Survey, JEL, Marzo 1976, vol. 14 nº 1.

FISHER, J.L. y RIDKER, R.G., Population Growth, Ressource - Availability and Environmental Quality, A.E.R. Papers - and Proceedings, mayo 1973.

FOLZ., La lutte contre la pollution au Japón; en Notes et - Etudes Documentaires, nº 3853, enero 1972.

FORSUND, F.R. y STROM, S.O., Esquema de un análisis macroeconómico de la contaminación del medio ambiente. Una - aproximación multisectorial, en OCDE, Problemas de Economia del M. A., IDE, 1973.

FREEMAN, A.M., La distoibución de la calidad del medio ambiente, en A.V. KNEESE y B.T. BOWER (eds.) Environmental Quality Analysis, The John Hopkins Press, 1972, Reproducido en H.P.E., nº 37, 1975.

FUSFELD, D.R., Types of radicalism in American Economics, - A.E.R. Mayo, 1973.

GAILLARD, P., Agences de bassin: les investissements tombent à l'eau, L'Usine nouvelle, nº 52-53, diciembre 1976, - pág. 42.

GALBRAITH, J.K., Raices Económicas del Problema del Medio - Ambiente, en Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978, pág. 33-52.

GALLEGO, J.A., Recursos Ambientales y Desarrollo Regional, en BANCO URQUIJO, Desarrollo Económico y Medio Ambiente, pág. 165-173.

GALLEGO, J.A., La doctrina del crecimiento nulo y el medio ambiente, REE, Año II, vol. I, Enero-Abril, 1972. pág. 221-232.

GALLEGO GREDILLA, J.A., Hacia una Economia del Medio Ambiente: Historia y principales instrumentos, en Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales, Puertos, Grandes Dilemas Ambientales, Madrid, 1974, pág. 2-1.

GALLEGO, J., Economia del Medio Ambiente: Introducción, en J. GALLEGO (ed.), Economia del Medio Ambiente.

GAMIR, L., El Proteccionismo arancelario en la España actual, I.C.E., marzo, 1972.

GAMIR, L., Politica Arancelaria, en L. Gámir (ed.), Politica Económica de España, Ed. Guadiana, Madrid, 1972.

GIFFORD, F.A. y HANNA, S.R., Urban Air Pollution Modeling Ponencia presentada al Second International Clean Air Congress of the International Union of APCA, Washington, Dic. 6-11, 1970.

GLADWIN, Th. y WELLS, J.G., Environmental Policy and Multinational Corporate Strategy, en I. WALTER, Studies in - International Environmental Economics, pág. 177-224.

GOLDMAN, M.I., Environmental disruption in the Soviet Union, en S. TSURU: Environmental Disruption, pág. 171-189.

GOLDMAN, M.I., The Convergence of Environmental Disruption, Science, 2 Octubre 1970.

GOLDMAN, M.I., Externalities and the race for economic Growth in the USSR: will the environment ever with?, Journal of Political Economy. vol. 80, nº 2, marzo-abril 1972, pág. 314-327.

GONZALEZ-PAZ, J., En torno a una posible Metodologia de Evaluación Económico-Ecologica, En Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Grandes Dilemas Ambientales, Madrid, 1974.

GONZALEZ PAZ, J., Paralelismo y articulación entre Ecologia y Economia, en Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Grandes Dilemas Ambientales, Madrid, 1974.

GORDON, S., Today's Apocalypses and Yesterday's, A.E.R., Papers and Proceedings, marzo 1973.

GORIZONTOV, B., Collaboration of Comecon Countries in the Protection of the Environment and the Utilization of Natural Ressources, Problèmes économiques, June, 1975.

GRAU FERNANDEZ, S., Hacia el derecho ambiental en España, Revista de Estudios Agro-sociales, nº 99, abril-junio, 1977.

GRAY, H.P., Commercial Policy Implications of Environmental Controls, en I. WALTER, Studies in International Environmental Economics, pág. 159-176.

GREEN, H.A.J., The Social Optimum in the Presence of Monopoly and Taxation, Rev. Econ. Stud., 1962, 29(1), pág. 66-78.

HAMMER, D., EEC guidelines for environmental impact assessment, en T. O'RIORDAN y R. HEY, Environmental Impact Assessment, Saxon House, Westmead, Farnborough, Hants, England, pág. 35-44.

DEN HARTOG, F., Environment and Economic System, en P. NIJKAMP (ed.), Environmental Economics, vol. I, pág. 89-105.

DEN HARTOG, H., HOUWELING A. y TJAN, H.S., Economic Consequences of Antipollution Activities, en P. NIJKAMP (ed.), Environmental Economics, vol. 2, pág. 87-112.

HAVEMAN, R., Exposé des récentes recherches effectuées aux E.E.U.U. sur l'estimation des dommages causés à l'environnement, en OCDE, Les coûts des dommages causés à l'environnement, Paris, 1974, pág. 116-122.

HENDERSON, A., Consumer's Surplus and the Compensating Variation, Review of Economic Studies, 1940-1941, Vol. VIII, pág. 117-121. Reimprosión por Kraus Co,, New York, 1959.

HICKS, J.R., The Four Consumer's Surpluses, Review of Economic Studies, Vol. XI-XII, 1943-1945, pág. 31-41, Reimpresión por Kraus Co., New York, 1959.

HUETING, R., La estructura del cuadro estadistico que permita evaluar la degradación del medio ambiente humano, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

HUETING, R., Repercusiones Económico-sociales de la lucha anticontaminación en Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978, pág. 157-180.

LANGU, I., Croissance économique, environnement et instruments d'harmonisation, Revue Roumaine des Sciences Sociales, Série des Sciences Economiques, 20, nº2, Dic. 1976.

IPARRAGUIRRE, D., ¿Hacia una economia estacionaria? en B.E.E., nº 92, Agosto 1974, pág. 431-448.

INTERNATIONAL RESEARCH AND TECHNOLOGY CORPORATION., Effects of Technological change on, and Environmental Implications of an I-O Approach, Review of Economics and Statistics, vol. LII, Agosto, 1970, pág. 262-271.

INTERNATIONAL RESEARCH AND TECHNOLOGY CORPORATION., Air Pollution and the Economic Structure. V Conferencia Internacional sobre las Técnicas de I-O, Ginebra, Enero, 1971.

ISARD, W. y otros., On the linkage of Socioeconomic and Ecological Systems, Ekisticks, nº 28, 1969, pág. 28-34.

JACKSON, W.E. y WOHLERS, H.C., Regional Air Pollution Control Costs, Journal of the Air Pollution Control Ass., Setiembre 1972, pág. 679-684.

JANE SOLA, J., Por una estructura operativa de la Politica Económica, R.E.E., Enero-Abril, 1974.

De JONG, G.F.A., Some Implications of the Costs of Environmental Policy, en P. NIJKAMP (ed.), Environmental Economics, Vol. I, pág. 75-89.

JORDAN NAVARRO, M., Racionalidad económica del sistema de mercado, H.P.E., nº 36, 1975, pág. 171-187.

KAMIEN, M.I., SCHWARTZ, N.L. and DOLBEAR, F.T., Asymmetry Between Bribes and Charges, Water Resources Research, First quarter, 1966, pág. 147-57.

KAPP, K.W., Environmental Disruption and Social Costs: A Challenge to Economics en H. WOLOZIN (ed.), The Economics of Pollution, pág. 81-93.

KEELER, E. SPENCE, M. and ZECKHAUSER, R., The Optimal Control of Pollution, Journal Economic Theory, February 1972, pág. 19-34.

KELLER, R., El control de las Externalidades, R.E.E., Enero-Abril, 1973, pág. 173-190.

KISS, A.C., La Protection Internationale de l'Environnement, Notes et Etudes Documentaires, nºs. 4419-4420, 17 Oct. 1977.

KLAASEN, L.H. y PAELINCK, J.H.P., Desarrollo regional, Medio socio-cultural y ambiente natural: algunos modelos integrados, B.E.E., nº 86, agosto 1972, pág. 335-364.

KLOTZ, B.P., Los efectos de las normas impuestas unilateralmente en materia de contaminación sobre el comercio internacional, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, 1973.

KNEESE, A.V., La Economia del Control del Entorno en Estados Unidos, en A.V. KNEESE, S.E. ROLFE, J.W. HARNED, Ecologia y Contaminación, Formas de Cooperación Internacional, pág. 31-75.

KNEESE, A.V., Environmental Pollution: Economics and Policy, A.E.R., Papers and Proceedings, May 1971, Vol. LXI, Nº 2, pág. 153-66.

KNEESE, A.V., Pollution and the Profit Motivo, en H. WOLOZIN, (ed.), The Economics of Pollution, pág. 219-225.

KNEESE, A.V., Background for the Economic Analysis of Environmental Pollution, Swedish Journal of Economics, March - 1971, Vol. 73, No. 1, pág. 1-24.

KNEESE, A.V., Pollution and Pricing, American Economic Review, December 1972, Vol. LXII, No. 5, pág. 958.

KNEESE, A.V. y SCHULZE, W.D., Environment, Health and Economics, The case of Cancer, A.E.R., Febrero 1977, pág.326-333.

KNIGHT,F.H., Some Fallacies in the Interpretation of Social Cost, Quart. J. Econ., August 1924, pág. 582-606.

KOGA, S., Environmental Policies in Japan, Keindanren Review, nº 42, Dic., 1976.

KOHN, R.E., Input-Output Analysis and Air Pollution Control, Presented at the NBERREF Conference on the Economics of the Environment, Chicago 1972.

KOHN, R.E., Abatement Strategy and Air Quality Standards, in Development of Air Quality Standards, edited by A. Atkisson, R. Gaines, Charles E. MerrillPublishing Company, 1970.

KOHN, R.E., Optimal Air Quality Standards, Econometrica, November 1971, Vol. 39, Number 2, pág. 983-85.

KOHN R.E., Price Elasticities of Demand and Air Pollution Control, Rev. Econ. Statist., Nov. 1972, pág. 392-400.

KOLM, S.G., Connaissance des coûts et valeurs d'environnement, en OCDE, Los coûts des dommages causés à l'environnement, Paris, 1974, pág. 9-57.

KOLM, S.C., Macro-économia de l'environnement, Revue de l'economie politique, nº 4, 1974, 1971.

KUZNETS, S., Crecimiento económico moderno: resultados y reflexiones, A.E.R., Junio, 1973, Versión castellana, en - R.E.E., Enero-Abril, 1976.

LAGARES, M.J., Efectos Coyunturales del Presupuesto en España: un intento de cuantificación del "Saldo presupuestario neutral", H.P.E., nº14, 1972.

LAGARES, M.J., La participación creciente del sector público en la economia española: su contrastación empírica, H.P.E., nº 36, 1975.

LAKSHMANAN, T.R., and FU-CHEU LO., A Regional Economic Model for the Assessment of Effects of Air Pollution Abatement, Environment and Planning, 1972, Vol. 4, pág. 73-97.

LAVE, L.B., The Economic Costs of Air Pollution in The Economics of Environmental Problems, F.C. Emerson, (ed.), Division of Research, Graduate School of Business Administration, University of Michigan, 1973.

LAVRENT, E.A., and HITE, J.C., Economic Ecologic Linkages - and Regional Growth: A Case Study, Land Economics, February 1972, Vol. XLVIII, No. 1, pág. 70-72.

LEONTIEF, W., Environmental Reporcussions and the Economic structure, an I-O approach, Review of Economics and Statistics, vol. LII, agosto 1970

LEONTIEF, W., Air Pollution and Economic Structure, V Conferencia internacional sobre las Tecnicas del I-O, Ginebra, Enero 1971.

LEONTIEF, W., and FORD,, D., Air Pollution and the Economic Structure: Empirical Results of Input-Output Computations, en Input-Output Techniques, editado por A. Brody and A.P. Carter, North-Holland Publishing Company, 1972, pág. 9-30.

LERNER, A.P., Priorities and Efficiency, American Economic Review, Setiembre, 1971.

LERNER, A.P., Pollution abatement Subsidies, A.E.R., Diciembre 1972, pág. 1009-1010, Reproducido en H.P.E., nº 21, 1973, pág. 230-233.

LERNER, A.P., Environment: Externalizing the Internalities? A.E.R., Marzo 1977.

LEWIS, W.A., ¿Es deseable el crecimiento económico? en B. OKUN y W. RICHARDSON (eds.), Estudios sobre desarrollo económico, Ed. Deusto, Bilbao, 1964 y R.E.E., Enero-Abril 1976.

LIPSEY, R.G. y LANCASTER, K., The General Theory of Second Best, Review of Economic Studies, 1956-57, 24(63), pág. 11-32.

LOPEZ DE LETONA, Discurso de Presentación de la ley de Protección del ambiente atmosférico, Economia Industrial, nº 107, nov. 1972, pag. 5-15.

LOPEZ NIETO, A., Examen critico de la Regla "El que lo contamine, lo Pague", en BANCO URQUIJO, Desarrollo Económico y Medio Ambiente, pág. 173-183.

MAGEE, S.P. y FORD, S.P., Environmental Pollution, The Terms of Trade and Balance of Payments of the United States, Kyklos, 25, 1972, pág. 101-118.

MAJOCCHI, A., La incidencia en el Comercio Internacional de las medidas adoptadas en favor del medio ambiente: algunas cuestiones de política, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

MALER, K.G., Les fonctions de dommage et leur estimation:Etude théorique, en OCDE, Les coûts des dommages causés à l'environnement, Paris, 1974, pág. 244-275.

MALMGREN, H.B., La Administración del Ambiente y la Economia Internacional, Perspectivas Económicas, nº 6, 1976.

MANSHOLT, S.L., Environnement et croissance, en Revue du Marché Commun, nº 175, Mayo-Junio 1974.

MARGALEF, R., Ecologia entre la ciencia y el Topico, en BANCO URQUIJO, Desarrollo Económico y Medio Ambiente, pág. 10-16.

MARQUAND, J. y ALLEN, D.R., Note sur certains aspects du Principe Pollueur-Payeur et sur sa mise en oeuvre, en OCDE, Le Principe Pollueur-Payeur, pág. 81-98.

MARTIN MATEO, R., La Administración de la atmósfera, Civitas, Revista Española de Derecho Administrativo, nº 7, Oct.-Dic., 75.

MARTIN MORENO, M.C., Métodos de Control de la contaminación atmosferica, en BMA, Abril-Junio, 1977.

MEADE, J.R., Exernal Economics and Diseconomies in a Competitive Situation, Economic Journal, vol. 52, Marzo 1952, - pág. 54-67.

MENZ, F.C., Local VS. National Pollution Control, Note. A.E. R., Marzo 1977, pág. 173.

MERIGÓ, E., Primeros pasos hacia una politica de medio ambiente, en BMA, Julio-Set., 1977, págs. 9-13.

MEYER, R.A., Externalities as commodities, A.E.R., setiembre 1971.

MEYERS, S., U.S. Experience with national environmental impact legislation, en T.O'RIORDAN y R. HEY, Environmental Impact Assessment, Saxon House, Westmead, Farnborough, Hants, England, pág. 45-56.

MEYER-ZU-SCHLOCHTERN, F. y YAJIMA, A., Le modèle des échanges de l'OCDE, Versión 1970, Estudios especiales, Perspectivas económicas de la OCDE., diciembre, 1970.

De MIGUEL, A., Hacia la sociedad del crecimiento limitado, en Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Grandes Dilemas Ambientales, Madrid, 1974.

De MIGUEL, P., La Organización Administrativa para la defensa del Medio Ambiente, Revista de la Universidad Complutense, Vol. XXV, nº 105, Set-Oct., 1976, pág. 23-48.

MILLERON, J.C., Consequences distributives d'une politique de l'environnement, Annales de l'Insee, nº21, Enero-Marzo, 1976.

MILLS, E.S., Incentivos económicos en el control de la contaminación atmosférica, en M. EDEL y J. ROTHEWBERG, Readings in Urban Economics, Macmillan, Londres, 1972, Reproducido en H.P.E., nº 21, 1973.

MILLS, E.S. y PETERSON, F.M., Environmental Quality: The first Five Years, A.E.R., Junio 1975.

MINISTERIO DE INDUSTRIA., Situación actual del problema de la contaminación del medio ambiente en España, Econ. Ind., nº 123, marzo 1974, pág. 18-31.

MINISTERIO DE INDUSTRIA., Contaminación atmosférica y de aguas, Informe, Economia Industrial, nº 150, Junio, 1976, pág. 81.

MISHAN, E.J., Second thoughts on Second Best, Oxford Economic Papers, Oct., 1962, pág. 205-17.

MISHAN, E.S., The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay, J. Econ. Lit., March 1971, 9(1), pág. 1-28.

MISHAN, E.J., What is the Optimal Level of Pollution? J. Polit. Econ., Nov.-Dec. 1974, 82(6), pp. 1287-99.

MISHAN, E.J., The use of compaisating and equivalent variations in cost-benefit analysis, Economica, nº 170, I, 1976, pág. 185.

MISHAN, E.J., Creces o no crecer, R.E.E., Enero-Abril, 1976.

MISHAN, E.J.,Pangloss y la contaminación, en H.P.E., nº 46, 1977, pág. 237-243.

MORISHIMA, A., Fonctions des dommages envisagés sons l'angle juridique: Expèrience juridique du Japon en matière de dommages causés par la pollution, on OCDE, Les coûts des dommages causés à l'énvironnement, Paris, 1974, pág. 276-289.

MURARO, G., Politica anticontaminación y asignación de costos Los problemas en la práctica, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

MURARO, G., Estimation des dommages économiques causés por la pollution: L'Experience italienne, en OCDE, Les coûts de dommages causès à l'environnement, Paris, 1974, pág. 148-211.

MURPHY, J.A. y SCHMITZ, A., The concept of Economic Surplus and its use in Economic Analysis, Economic Journal, - LXXX, Dec. 1971, pág. 741-789.

MUSGRAVE, R., Provision for Social Goods, en J. MARGOLIS y M. GUITTON (eds.), Public Economics, McMillan, 1969.

NIZARD, L. y TOURNON, J., Perception sociale et demandes sociales en matière d'environnement, en OCDE, Les coûts - des dommages causès à l'environnement, Paris, 1974, pág. 335-360.

NOLL, R.G. and TRIJONIS, J., Mass Balance, General Equilibrium, and Environmental Externalities, Amer. Econ. Rev., Sept. 1971, 61(4), pág. 730-35.

NORDHAUS, W.D., and TOBIN, J., Is Growth Obsolete? in The measurement of economic and social performance. Edited by M. Moss. Studies in Income and Wealth, Vol. 38. New York: National Bureau of Economic Research, 1973.

OCAÑA, M., Economia de los Recursos energéticos y la producción de alimentos, Lección inaugural del curso académico 1977-1978, Universidad de Zaragoza, Secretaria de Publicaciones, 1977.

OKUN, A.M., Social Welfare Has No. Price Tag, Surv. Curr. Bus., Part II, July 1971, 51(7), pág. 129-33.

OLSON, M. y ZECHAUSER, The Efficient Production of External Economics, A.E.R., Junio, 1970, pág. 512-517.

OPSCHOOR, H., Les fonctions de dommage, quelques problèmes théoriques et pratiques, en OCDE, les coûts des dommages causés à l'environnement, Paris, 1974, pág. 212-243.

PAGE, R.T., Failure of Bribes and Standards for Pollution Abatement, Natural Res. J., Oct. 1973, 3(4), pág. 677-704.

PAGE, R.T. y FEREJOHN, J., Externalities as Commodities: Comment, Amer. Econ. Rev., June 1974, 64(3), pág. 454-59.

PEARCE, D.W., Evaluación económica de los proyectos generadores de ruido y lucha contra el ruido, en OCDE, Problemas de Economia del Medio Ambiente, IDE, Madrid, 1973.

PEARCE, D.W., Los limites del análisis coste-beneficio como guia para la politica del medio ambiente, H.P.E., nº 37, 1975.

PEARCE, D.W., Measuring the Economic impact of Environmental Change, en T. O'RIORDAN y R. HEY, Environmental Impact Assessment, pág. 142-166.

PEARSON, C., International Trade an Environmental Controls: Comment, Weltwirtsch Archiv, 1975, 111(3), pág. 564-67.

PECCEI, A., Limites del Medio Ambiente a las Politicas de Desarrollo, en BANCO URQUIJO, Desarrollo Económico y Medio Ambiente, pág. 35-40.

PELTZMAN, S. and TIDEMAN, T.N., Local Versus National Pollution Control: Note, Amer. Econ. Rev., December 1972, Vol. LXII, No. 5, pág. 959-63.

PIGOU, A.C., Some aspects of Welfare Economics, A.E.R., Junio 1.951.

PITA, L., La contaminación atmosferica en los grandes nucleos urbanos, Revista de la Universidad Complutense, Set.-Oct., 1976, pág. 95-112.

PORTES, R.D., The Search for Efficiency in the presence of Externalities , en P. STREETEN (ed.) Unfashionable Economics: Essays in honor of Lord Balogh, Weidenfeld and Nicholson, Londres, 1970, pág. 348-361.

POTIER, M., Analysis of Trade and environment in theory and practice en I. WALTER, International Economics of Pollution.

POWELL, D.E., The Social Cost of Modernization, Ecological Problems in the USSR, World Politics, 23, nº4, 1971, pág. 618-634.

De la POZA, A., El principio de "quien contamina, paga" como instrumento de politica económica para la protección del medio ambiente, Econ. Ind., nº 144, Dic. 1975, pág. 61-70.

De la POZA, A., Datos para un análisis económico-ambiental (Estudio), Economia Industrial, nº 150, 1976 (Junio), pág. 73.

De la POZA., La Industria y el medio ambiente en el contexto internacional. Economia Industrial, Julio-Agosto, 1977.

De la POZA, A., La contaminación regional en España (zonas más conflictivas): I, la Zona Centro; II, la Zona Vasca, en Boletón Informativo del Medio Ambiente, Julio-Sept. y Oct.-Dic., 1977.

REDDAWAY, W.B., The economic consequences of Zero Population Growth, LLoyds Bank Review, nº 124, Abril, 1977.

RICHARDSON, S.D. y MUTTI, J.H., Industrial Displacement - Through Environmental Controls: The International Competitive Aspects, en I. WALTER, Studies in International Environmental Economics, pág. 29-56.

De la ROSA, J., Vizcaya un esfuerzo de futuro: Contaminación atmosferica, en Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978.

ROSENBERG, N., Innovative Responses to Materials Shortages, A.E.R., Papers and Proceedings, marzo 1973.

RUFF, L.E., A note on Pollution Prices in a General Equilibrium Model, A.E.R., Marzo 1972, pág. 186-193.

RUSSELL, C.S., Application of Microeconomic Models to Regional Environmental Quality Management, A.E.R., mayo, 1973.

RUSSELL, C.S. y SPOFFORD, W.O., A Quantitative Framework - for Residuals Management Decisions, en A.V. KNEESE (ed.), Environmental Quality Analysis: Research Studies in the Social Sciences, John Hopkins Press, Baltimore, 1972.

SAMETZ, A W., The measurement of economic growth, en Russell Sage Foundation, Indicators of Social Changes, New York, 1968.

SAMPEDRO, J.L., El desarrollo integral, en Calidad de Vida y Medio Ambiente, Ed. Deusto, Bilbao, 1978, pág. 15-32.

SAMUELSON, P.A., Evaluation of Real National Income, Oxford Economic Papers, Enero, 1950.

SAMUELSON, P.A., The Pure Theory pf Public Expenditure, Review of Economics and Statistics, Nov. 1954, pág. 387-389. Reproducido en H.P.E., nº 5, 1970.

SAMUELSON, P.A., Aspects of Public Expenditures Theories, Rev. Econ. and Stat., Nov. 1958, pág. 332-338.

SAMUELSON, P.A., Contrast between welfare conditions for - Joint Supply and for Public Goods, Rev. Econ. and Stat., Feb., 1969, pág. 26-30.

SAMUELSON, P.A., Diagramatic Exposition of a Theory of Public Expenditures, Rev. of Econ. and Stat., 1955.

SANTAMARIA, M.A., Influencias de la Politica ambiental sobre el Comercio Internacional, en Economia Industrial, nº 106, Oct. 1972.

SCARRASCIA-MUGNOZZA, M., Les problèmes d'environnement dans les communautés européennes, Revue du Marché Commun, - nº 175, Mayo-Junio, 1974.

SCITOVSKY, T., Two Concepts of External Economies, J. Polit. Econ., April 1954, 62(2), pág. 143-51. Versión castellana: Dos conceptos de Economies Externas, en A.G. AGARWALA y S.P. SINGH (eds.), La Economia del Subdesarrollo, Ed. Tecnos, Madrid, 1963.

SEGURA, J., Elección Social, Cardinalidad, comparabilidad y distribución, Anales de Economia, Enero-Junio, 1974.

SESKIN, E.P., Residential Choice and Air Pollution: A General Equilibrium Model, A.E.R., Dic. 1973.

SHISHIDO, S. y OSHIZAKA, A., Analyse économetrique des incidences de la lutte contre la pollution au Japon. Documento presentado a la Conferencia Internacional sobre la - protección del medio ambiente, organizada por NIPPON - KEISAI SHINBUN, del 26 al 28 de Mayo de 1976.

SHONFIELD, A., Es un éxito el capitalismo? I.C.E., Diciembre, 1966.

SIEBERT, H., Environmental Control, Economic Structure and International Trade, en I. WALTER, Studies in International Environmental Economics, pág. 29-56.

SLATER, M., The quality of life and the Shape or marginal loss curves, The Economic Journal, nº 12, 1975, pág. 864.

SMALL, K.A., Air Pollution and Property Values: A Further - Comment, Rev. Econ. Statist., Feb. 1975, 57(1), pág. 105-107.

SOLE VILLALONGA G., Problemática económica en la defensa del medio ambiente, Rev. de la Universidad Complutense, Set.-Oct. 1976, pág. 49-62.

SOTTY, Ch., Environment: Etude d'impact obligatoire pour l'industrie, L'usine nouvelle, nº43, Octubre 27, 1977, pág. 34.

STARRETT, D.A., Fundamental Nonconvexities in the Theory of Externalities, Journal of Economic Theory, Abril 1972, pág. 180-199.

STEIN, J.L., The 1971 Report of the President's Council of Economic Advisors: Micro-Economic Aspects of Public Policy, American Economic Review, September 1971, Vol. 61, pág. 531-37.

TERAN, F., Sobre el control del medio ambiente ambiente y otras utopias, Revista de Derecho Administrativo y Fiscal, nº 41, mayo-agosto, 1975.

THOMAS, H.,The Animal Farm: A Mathematical Model for the Discussion of Social Standards for Control of the Environment, Quart. J. Econ., Feb. 1963, 77(1), pág. 143-48.

TIEBOUT, Ch., A pure theory of Local Expenditures, Journal of Political Economy, Octubre, 1956.

TIETENBERG, T.H., Specific Taxes and Pollution Control: A General Equilibrium Analysis, Quart. J. Econ., Nov. 1973, 87(4), pág. 503-22.

TIETENBERG, T.H., On Taxation and the Control of Externalities: Comment, Amer. Econ. Rev. June 1974, 64(3), pág. 462-66.

TIMM, H., Das Gesetz der Wachsenden Staatsausgaben, en Finanzarchiv, Heft 2, Band 21, 1961. Versión castellana en J.R. ALVAREZ RENDUELES (ed.), La dinámica del Gasto Público, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid, 1974. pág. 27 y ss.

TORRALBO, F., La contaminación es la causa, Contrapunto, nº13, nov. 1975.

TOULEMON, P., Problèmatique d'une politique européenne de l'environnement, en Revue du Marché Commun, nº 175, Mayo-Junio 1974.

TURVEY, R., On divergences between social cost and private cost, Economica, Agosto, 1963, pág. 309-313.

VALLE, V., Una nota sobre la caracterización de los bienes públicos, H.P.E., nº 23, 1973.

De la VALLINA, J.L., Reforma de la Administración local y organización administrativa del medio ambiente, Revista de Estudios de la Vida Local, nº 189, Enero-Marzo 1976, pág. 9.

VAN OCHAIK, E.J., L'incidence de la situation économique sur les politiques de l'environnement, L'Observateur de - l'OCDE, Enero-Febrero 1976.

VINER, J., Cost Curves and Supply Curves (1931), Reeditado en STIGLER, G. y BOULDING, K.E., Readings in Price Theory, George Allen and Unwin, Londres, 1953, pág. 198-233.

VIÑAS, A., Un asalto al Establishment: la Economia radical norteamericana, R.E.E., Enero-Abril, 1977.

WALTER, I., Non tariff Barriers and the Free Trade Options, Banca Nazionale del Lavoro, Quaterly Review, Marzo,1969.

WALTER, I., International Trade and Environmental controls: Reply, Weltwirtsch-Archiv, 1975, 111(3), pág. 568.

WEINROBE, M., Accounting for Pollution: Pollution Abatement and the National Product, Land Econ., May 1973, 49(2), pág. 115-21.

WEISSKOPF, W., Les problèmes de l'environnement dans la C.E.E., Revue du Marché Commun nº 175, mayo-Junio, 1974.

WELLISZ, S., On External Diseconomies and the Government-Assisted Invisible Hand, Economica, noviembre, 1964.

WHITE, R.D., The Anatomy of non market failure An examination of environmental policies, A.E.R., nº 2, Mayo 1976, pág. 454.

WOLOZIN, H., The Economics of Air Pollution: Control Problems, en H. WOLOZIN (ed.), The Economics of Pollution, pág.57-69.

WYZGA, R.E., Etude des fonctions de dommage dans le domaine de l'environnement, en OCDE, les coûts des dommages causés à l'environnement.

ZEKCHAUSER, R., The risks of growth en M. OLSON y H. LANSBERG (eds.): The No-Grwoth Society, Norton, New York, 1973.

INDICE GENERAL

	Página
INTRODUCCION	1
I PARTE: EFECTOS EXTERNOS Y BIENESTAR ECONOMICO	9
CAPITULO I: LA COMPETENCIA PERFECTA, EL OPTIMO DE PARETO Y LAS EXTERNALIDADES	10
1.1.- Análisis de las condiciones de Eficiencia	10
A) Caso General	12
B) Caso Simplificado	15
a) El optimo del consumidor	16
b) El optimo del productor	19
c) Condiciones de eficiencia paretiana	21
1-Eficiencia en la producción..	22
2-Eficiencia en el intercambio.	25
3-Asignación de recursos según las preferencias de los consumidores	25
1.2.- Mercado, Efectos Externos y Bienes Públicos	34
1.2.1.- Precisiones sobre los bienes Públicos: Optimo de Pareto y Bienes Públicos	35
1.2.2.- El Concepto de Externalidades..	43
1.2.3.- Las Externalidades en un modelo formal	51
a) Externalidades entre consumidores	52
b) Externalidades entre productores	53
1.2.4.- Efectos Externos y Bienes Públicos	59

Página

CAPITULO II: LA CORRECCION DE LOS EFECTOS EXTERNOS DE LA CONTAMINACION 65

2.1.- Un esquema simplificado de lucha anticontaminación 66

2.2.- La fusión de empresas o actividades ... 75

2.3.- El esquema impuesto-subsidio 76

2.3.1.-Una aproximación elemental 76

2.3.2.-Impuestos frente a subsidios 86

2.3.2.1.-Falsedad de la equivalencia impuesto-subsidio 88

2.3.2.2.-Diversidad de efectos para la empresa y para la industria 93

2.3.2.3.-Conversión de gravámenes en subsidios 97

2.3.3.-Algunas limitaciones en la realidad 100

2.3.4.-Los costes de administración e información 102

2.4.- El acuerdo voluntario 110

2.4.1.-El Análisis de COASE 112

2.4.2.-Puntualizaciones de P.A. VICTOR... 118

2.4.3.-La posición de E.J. MISHAN 124

2.4.3.1.-Las ideas establecidas 124

2.4.3.2.-Variación compensadora y Variación Equivalente 126

2.4.3.3.-Asignación de derechos y posición óptima 137

2.4.4.-El enfoque de los "recursos de propiedad común" 146

2.4.5.-La crítica de W.J. BAUMOL 150

2.4.5.1.-Un modelo de equilibrio general representativo del argumento de COASE 151

2.4.5.2.-La suficiencia del impuesto pigouviano 156

2.4.5.3.-Multiplicidad de máximos locales. 159

Página

2.4.5.4.-No convexidades, multiplicidad de máximos y separación de actividades 163

A) Las funciones de prodcucción de los agentes y la convexidad de la Función de Producción Social 165

B) La relocalización de actividades como medio de corrección de las no convexidades..... 174

2.5.- Impuestos pigouvianos en ausencia de competencia perfecta 178

2.5.1.-Efectos Externos producidos por un monopolista 179

2.5.2.-Monopolio, Efectos Externos y posición de Segundo Optimo 181

2.6.- El mercado de uso del Medio Ambiente 185

2.7.- Las regulaciones administrativas 190

2.7.1.-Naturaleza y efectos 190

2.7.2.-Controles directos, gravámenes y fenómenos estocásticos 197

2.8.- Un esquema operativo mixto: Normas más impuestos 205

2.8.1.-Funcionamiento del sistema de standards y gravámenes 209

2.8.2.-Propiedades del enfoque mixto de standards y gravámenes 211

A) Minimización de costos 211

B) Irrelevancia de las no-convexidades 212

2.8.3.-Hipotesis necesarias sobre el daño de la contaminación..... 214

2.8.4.-El programa mixto óptimo: standards, gravámenes y controles directos 215

2.8.5.-Formulación análitica del programa óptimo 219

2.8.6.- Variedad de gravámenes por Zonas .. 222

NOTAS A LOS CAPITULOS I y II 226

CAPITULO III : ALGUNOS ANALISIS CRITICOS DEL ENFOQUE PRESENTADO 242

Página

3.1.- La Critica emanada de la misma teoria del bienestar: la Teoria del Second - Best y las limitaciones del Análisis Costo-Beneficio 243

3.1.1.-La Teoria del Second Best 243

3.1.2.-Las limitaciones del Análisis - Costo-Beneficio 250

3.2.- La Critica Ecológica 256

3.2.1.-El análisis de D.W. PEARCE 256

3.2.2.-Precisiones ulteriores: el "gap ecológico" y el problema del poder 267

3.3.- La Critica radical 273

3.3.1.-Medio Ambiente y Poder 276

a) Poder y "gap ecológico" 276

b) Medio Ambiente y Conflicto Social 280

3.3.2.-"El Antieconómico" 284

3.3.3.-Una aproximación sociológica ... 291

3.3.4.-El enfoque marxista 295

3.3.4.1.-La Critica de la Ecologia Politica 296

A) El movimiento ecológico: método y contenido ideologico. 297

B) La critica de la ecología como ideologia 300

C) La respuesta del marxismo critico 303

3.3.4.2.-Incorporación de la naturaleza a la planificación ... 305

NOTAS AL CAPITULO III 311

CAPITULO IV : LA SUPERACION DEL ANALISIS PARCIAL: HACIA UN ENFOQUE DE EQUILIBRIO GENERAL 318

4.1.- El equilibrio de materiales de AYRES y KNEESE 318

4.2.- Modelos competitivos de Equilibrio General 327

4.3.- Modelos I-O ampliados 328

Página

4.3.1.-Componentes de un modelo general ambiental 329

4.3.2.- La Introducción del M.A. en los modelos convencionales I-O..... 336

A) Aspectos Generales 337

B) El modelo de W. LEONTIEF 343

1-El modelo básico: contaminación generada por el Sector - Industrial 343

2-Extensión a la contaminación generada por el Sector de Demanda Final 357

NOTAS AL CAPITULO IV 360

II PARTE : LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE Y LOS OBJETIVOS DE LA POLITICA MACROECONOMICA 365

CAPITULO V: CRECIMIENTO Y OBJETIVOS DE POLITICA ECONOMICA 368

5.1.- Sintesis de los objetivos macroeconómicos 368

5.2.- El Crecimiento económico 373

5.2.1.-Crecimiento Económico y Bienestar 376

5.2.1.1.-La deseabilidad del Crecimiento Económico 376

5.2.1.2.-Caracteristicas del Crecimiento Moderno 382

5.2.1.3.-El P.N.B. como indicador - del Bienestar 385

A) El enfoque de la economia del bienestar y el crecimiento a largo plazo 385

1-Limitaciones del principio de compensación de KALDOR-HICKS 388

2-La adecuación de los precios 395

3-Carácter y estabilidad de las funciones de utilidad 397

Página

B) Correcciones en la medida del P.N.B. 401

1-El Net National Welfare - (N. N. W.) japonés 402

2-La Medida del Bienestar Económico (M. B. E.) de TOBIN y NORDHAUS 411

C) La Imposibilidad de medir el Bienestar Social 419

1-Crítica del planteamiento tradicional 419

2-La imposibilidad generalizada 424

5.3.- La polémica actual sobre la deseabilidad del crecimiento 429

1.-Las profecías del desastre ecológico 429

2.-El deseo manifiesto de mayor crecimiento 430

3.-Alternativas posibles 431

4.-La ciencia y el progreso técnico 432

5.-Adaptación del hombre 433

6.-El componente elitista 435

7.-La factibilidad política 435

8.-Deseconomías externas y consecuencias Sociales 435

5.4.- Crecimiento y contaminación: Formalización de relaciones 439

NOTAS AL CAPITULO V 446

CAPITULO VI : LA POLITICA AMBIENTAL Y LOS OBJETIVOS MACROECONOMICOS 458

6.1.- Aproximación a la secuencia de efectos de la política ambiental 458

1.-Efectos sobre los costes y los precios 459

2.-Alteraciones de la demanda global y sectorial 461

3.-Variaciones en el empleo sectorial o espacial 462

4.-Variaciones en la Balanza de Pagos.. 463

Página

5.-Variaciones en la distribución de la renta 463

6.2.- Efectos sobre los precios 465

6.2.1.-Interpretación de FAZIO y LO CASCIO 465

6.2.2.-Los precios en el modelo de M.K. - EVANS 477

6.3.- El Equilibrio Exterior .....

6.3.1.-Aproximación diagramatica a los efectos internacionales de la Política Ambiental 485

6.3.2.-Politica Ambiental y Protección Efectiva 489

6.3.3.-Un modelo representativo de los efectos internacionales 495

6.3.4.-Estimación de los efectos de la Politica Ambiental sobre la Balanza de Pagos 505

6.3.5.-Problemas de ajuste internacional y el papel de las "normas uniformes". 51

1.-Inaceptabilidad general de las normas internacionales uniformes 514

2.-Ambitos y condiciones de aplicación de normas uniformes 517

6.4.- Efectos distributivos 522

6.4.1.-Demanda de Medio Ambiente como función de la Renta 525

6.4.2.-El Medio Ambiente como Bien Público 527

1.-Un modelo de Bien Publico puro Samuelsoniano 527

2.-Un modelo de Bien Público discriminado por localizaciones 529

6.4.3.-Conveniencia de la progresividad - de los impuestos 533

6.4.4.-Otros Aspectos de la regresividad de la Politica Ambiental 534

1.-W.J. BAUMOL 535

a) Costos de la transición 535

b) Costos del mantenimiento 536

Página

2.-FREEMAN, HAVEMAN y KNEESE 537

a) Los costes reales en terminos de recursos 537

b) Los costes en terminos de rentas de factores 537

6.4.5.-Medidas compensatorias 538

1.-Política de Subsidios 539

2.-Politica de Asistencia en el ajuste 540

NOTAS AL CAPITULO VI 542-1

III PARTE : LA POLITICA AMBIENTAL EN VARIOS PAISES 543

INTRODUCCION 543

CAPITULO VII : LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE ATMOSFERICO EN LOS EE.UU. 548

7.1.- El marco juridico-institucional actual.. 553

7.2.- Standards de calidad del aire 555

7.3.- Emisiones de los principales contaminantes hasta 1970 564

7.4.- Evolución de la calidad del aire 571

7.5.- Otros contaminantes provenientes de fuentes móviles 580

7.6.- La puesta en obra de la politica y sus vicisitudes 582

a) Utilización de combustibles limpios ... 583

b) Modificación de las normas de emisión de los automóviles 585

7.7.- Reperousiones económicas de la politica ambiental 588

7.7.1.-Evaluación de los costes del control de la contaminación 588

A.-Costos Totales o Incremontales ... 590

B.-Participación Pública 597

C.-Costos por sectores industriales.. 602

7.7.2.-Impacto en el crecimiento económico 605

7.7.3.-Impacto en los precios 609

Página

7.7.4.-Impacto en el empleo 611
7.7.5.-Impacto en la Balanza de Pagos ... 614
7.7.6.-Impacto en la distribución de la renta 615
7.8.- Ayudas estatales al sector privado 616
7.8.1.-Instrumentos financieros 617
a) Mercado de bonos industriales 617
b) Programa de préstamos a pequeñas empresas 618
7.8.2.-Subvenciones indirectas 619
a) Subvenciones a plantas municipales de tratamiento de aguas 619
b) Ventajas fiscales 620
NOTAS AL CAPITULO VII 622

CAPITULO VIII : LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE ATMOSFERICO EN JAPON 628
8.1.- Introducción y marco legislativo 628
8.2.- Contaminación del aire y politica correctora 635
8.2.1.-Evolución general de la contaminación del aire 635
A) Oxidos de Azufre 638
B) Oxidos de Nitrógeno 639
C) Monóxido de Carbono 639
D) Hidrocarburos 639
E) Oxidantes fotoquimicos 640
F) Particulas en suspensión 640
8.2.2.-Standards de calidad del aire 641
8.2.3.-Estrategia de Control 646
8.2.3.1.-Formulación de Programas de Control de la Polución 646
8.2.3.2.-Medios de Control por grupos de contaminantes 648
8.3.- Consecuencias económicas del control de la contaminación 659

Página

8.3.1.-Inversiones del Sector Privado.... 664

8.3.2.-Efectos en los costes de producción 667

8.3.3.-La Contribución del Sector Público 670

a) Gobierno Central 671

b) Gobiernos Locales 671

c) Ayuda al Sector Privado 673

1.-Ventajas fiscales 673

2.-Préstamos a bajo interès 674

3.-Subvenciones 677

8.3.4.-Impactos macroeconómicos 677

a) Modelo de S. SHISHIDO y A. OSHIZAKA 677

b) Modelo de la Oficina de Planificación Económica 680

8.4.- Organización Administrativa 681

8.4.1.-Instituciones y Agencias del Gobierno Central 681

8.4.2.-Instituciones y competencias de los Gobiernos Locales 685

8.5.- Indemnización por daños derivados de la contaminación 687

A.- Cobertura 688

B.- Certificación de "enfermedades no específicas"..... 689

C.- Certificación de "enfermedades específicas" 690

D.- Areas y personas afectadas 690

E.- Beneficios compensatorios 691

F.- Costes del sistema de Compensación y su reparto 691

G.- Gravámenes especiales 692

8.6.- Algunas conclusiones finales 693

NOTAS AL CAPITULO VIII 697

Página

CAPITULO IX: LA POLICICA DEL MEDIO AMBIENTE ATMOSFERICO EN LA C.E.E. 702

9.1.- Introducción 702

9.2.- El Primer Programa de Acción Comunitaria en materia de Medio Ambiente 703

9.2.1.-Los Antecedentes 703

9.2.2.-Contenido y Evaluación del Primer Programa de Acción 709

9.2.2.1.-Contenido 709

A) Principios inspiradores 709

B) Areas especificas de acción ... 710

9.2.2.2.-La Protección del Ambiente Atmosférico 714

1.-Oxidos de Azufre y particulas en suspensión 715

a) Criterios y normas de Calidad 718

b) Estrategias de control 720

2.-Plomo 723

a) Criterios y normas de calidad 723

b) Estrategias de Control 725

3.-Monóxido de Carbono e hidrocarburos 728

a) Criterios y normas de calidad 728

b) Estrategias de control 728

4.-Oxidos de Nitrógeno 730

a) Criterios 732

b) Estrategias de Control 734

9.2.3.-Aspectos económicos 734

9.3.- El Programa de Medio Ambiente 1977-1981 740

9.4.- Apendice: Costes Ambientales en algunos paises 742

NOTAS AL CAPITULO IX 744

Página

CAPITULO X: LA POLITICA DEL MEDIO AMBIENTE EN ESPAÑA 748

10.1.- Antecedentes y Evolución Legislativa 748

10.2.- Organización Administrativa 753

a) Hasta 1960: Primado del principio sectorial 757

b) Década de los sesenta: Intentos parciales de coordinación 758

c) Desde 1970: Intentos de coordinación Global. La C.I.M.A. 759

10.3.- La Protección del Ambiente Atmosferico en España 766

10.3.1.-Emisiones o inmisiones 766

10.3.1.1.-Emisiones 766

10.3.1.2.-Niveles de inmisión en algunas ciudades españolas 772

10.3.2.-El Control del Ambiente Atmosférico 778

10.3.2.1.-Legislación Ambiental 778

10.3.2.2.-Criterios y normas de calidad 779

10.3.2.3.-Niveles de emisión por actividades 782

10.3.2.4.-Control de combustibles 784

10.3.2.5.-Medidas de estimulo 787

10.4.- Implicaciones económicas de la Política Ambiental 789

10.4.1.-Inversiones Privadas 790

10.4.2.-Inversiones Públicas 794

a) El III Plan de Desarrollo 794

b) El Proyecto de IV Plan de Desarrollo 795

10.4.3.- Otras consecuencias económicas 796

NOTAS AL CAPITULO X 801

IV PARTE : CONCLUSIONES 813

CONCLUSIONES RELATIVAS A LA I PARTE 813

CONCLUSIONES RELATIVAS A LA II PARTE 818

CONCLUSIONES RELATIVAS A LA III PARTE 822

CONSIDERACION FINAL 826