

POLÍTICA AMBIENTAL PARA EL DESARROLLO ECONÓMICO Y LOS PRINCIPIOS DE LA ECONOMÍA ECOLÓGICA

Luan Santos¹

luan_dos_santos@yahoo.com.br

Thauan Santos²

thauan_ie_ufrj@yahoo.com.br

RESUMEN

Además de los desequilibrios ambientales que resultan de la mayor capacidad de la actividad humana sobre el medio ambiente, sobre todo desde la Revolución Industrial, se produjo una expansión sin precedentes en la escala de las actividades humanas que presionó fuertemente la base de los recursos naturales en el planeta. La teoría económica neoclásica, hasta fines de 1960, no reconocía que los problemas del medio ambiente podrían causar efectos importantes y persistentes en las economías de mercado. Desde entonces, se observó una evolución del pensamiento económico en lo que respecta a su preocupación por los problemas ambientales y sus relaciones con el sistema económico, que culminó recientemente en el desarrollo de la Economía Ecológica. Sin embargo, aunque se haya desarrollado la teoría y la investigación en esta área, las fallas de mercado relacionadas con los recursos naturales dificultan seriamente el proceso de elaboración de políticas públicas ambientales, en especial por la alta incidencia de externalidades negativas sobre estos recursos y por la dificultad de definir los derechos de propiedad sobre los mismos. En ese sentido, este trabajo tiene como objetivo examinar los principales instrumentos de políticas ambientales y sus posibles relaciones con los principios de la Economía Ecológica.

Palabras clave: Políticas Públicas, Instrumentos de Política Ambiental, Economía Ecológica, el Medio Ambiente, Desarrollo Económico.

¹ Facultad de Administración y Contabilidad de la Universidad Federal del Río de Janeiro (FACC/UFRJ) - luan_dos_santos@yahoo.com.br

² Instituto de Economía de la Universidad Federal del Río de Janeiro (IE/UFRJ) - thauan_ie_ufrj@yahoo.com.br



ABSTRACT

Apart from environmental imbalances arisen from higher capacity of human intervention in the environment, especially after the Industrial Revolution, there was an unprecedented expansion in the scale of human activities that strongly pressed the natural resource base of the planet. The neoclassical economic theory, until the late 1960's, did not recognize that environmental problems could cause substantial and persistent flaws in market economies. From that time on, it was seen an evolution on the economic thought regarding their concern on environmental issues and on their relations with the economic system, culminating most recently in the development of Ecological Economics. However, even with the development of a theoretical framework and research in this field, market failures related to natural resources strongly restrain the process of developing environmental policies, mainly by a high incidence of negative externalities on these resources and the difficulty of defining property rights over them. In that sense, this paper aims to examine the main instruments of environmental policies and their possible relations with the principles of Ecological Economics.

Keywords: Public Policies, Environmental Policy Instruments, Ecological Economics, Environment and Economic Development.

1. Introducción

La teoría económica hasta la década de 1960, creía que existían fuentes inagotables de recursos materiales y de energía para alimentar el funcionamiento del sistema económico. De acuerdo con Mueller (1996), en el proceso de producción, todas las entradas se convertirían totalmente en productos, sin que queden residuos indeseados y, en el consumo, todos los productos desaparecerían por completo. Era como si la economía fuese un sistema aislado, dejando a la teoría económica centrarse en el análisis de los flujos de valor de cambio circulando en su interior, entre las empresas y familias.

Esta situación predominó ampliamente hasta finales de la década de 1960, cuando se hizo evidente el hecho de que las externalidades negativas sobre el medio ambiente son una parte inevitable de los procesos económicos, lo que constituye una falla de mercado relevante que debe ser debidamente analizada (May, 2010). Así llegaron los primeros esfuerzos de la economía neoclásica por cambiar, en este sentido, los fundamentos de la teoría económica, pero los cambios radicales fueron evitados; apenas se han realizado adaptaciones del marco analítico de la teoría convencional.

Fue solo en la década de 1970 que comenzaron a surgir análisis de los impactos de las restricciones ambientales en el crecimiento económico y se desarrollaron los primeros modelos de equilibrio general neoclásico, que consideraban explícitamente al papel del medio ambiente como proveedor de los recursos naturales y al sistema económico como asimilador de residuos y desechos de procesos de producción y consumo. Cabe destacar en este sentido que en un principio los mecanismos por medio de los cuales se dio esta



prórroga indefinida de los límites ambientales al crecimiento económico fueron sobre todo los mecanismos de mercado.

En el caso de los bienes ambientales negociados en el mercado, tales como materiales y energía, por ejemplo, la creciente escasez de ciertos bienes se traduce fácilmente en la elevación de sus precios, lo que induce a la introducción de innovaciones que ayudan a ahorrarlos y en el límite, reemplazarlos con otros recursos más abundantes. En el caso de los servicios ambientales que por lo general no son comercializados en el mercado debido a su naturaleza de bienes públicos (aire, agua, los ciclos bioquímicos globales de apoyo a la vida, la capacidad de asimilación de residuos, etc.), este mecanismo de mercado falla. O sea, la mala o nula definición de los derechos de propiedad sobre estos bienes públicos termina por obstaculizar la correcta gestión de los recursos naturales y en la mayoría de las veces, conduce al consumo irracional de los mismos (Santos et al., 2010).

Este raciocinio lleva a la idea de que la internalización de las externalidades que afectan al medio ambiente y la definición clara de los derechos de propiedad sobre los recursos, imponen la percepción de que no es posible hacer nada al antojo con el medio ambiente, porque todo a su alrededor tiene dueño y, sobre todo, precio (Souza-Lima, 2004).

2. Metodología

Esta discusión pretende analizar las posibles relaciones entre los instrumentos económicos de política ambiental a partir de los principios de la Economía Ecológica. Para este fin, la misma fue estructurada de modo tal que, inicialmente, se observan las correlaciones teóricas entre la Economía Ecológica y las Políticas Públicas Ambientales, así como la compatibilidad entre ellas. Seguidamente se hace un análisis empírico de los principales instrumentos de política ambiental, es decir, las políticas de mando y control, impuestos/tasas, subsidios y mercado de licencias de emisión. Finalmente, se discuten los principales resultados de los análisis.

En este sentido, el artículo consiste en un trabajo teórico a partir de una revisión de la literatura, ya que se utilizan teorías, enfoques y estudios para comprender el fenómeno examinado desde múltiples perspectivas (França y Vasconcelos, 2004). Se buscaron informaciones y datos disponibles en publicaciones de origen nacional e internacional, tales como artículos, libros, disertaciones y tesis.

3. La Economía Ecológica y la Política Pública Ambiental

La creciente percepción de que el sistema ecológico de soporte de vida está cada vez más amenazado es, en efecto, el punto de partida de la reflexión que dio origen formal a la Economía Ecológica (Cavalcanti, 2010). Hay una confrontación constante entre naturaleza y sociedad, medio ambiente y economía, con incertidumbres, emergencias y nuevas fronteras. Ciertos conflictos aparecen desafiando la tendencia de valoración puramente monetaria de situaciones esenciales para la vida humana. De esta forma, se observa en la economía ecológica un tema central, que es la inconmensurabilidad de los valores en la economía.



Schlüßmann y Alier (1991) mencionan que esta cuestión actual abre la discusión en torno al imperialismo de la economía neoclásica, fundamentalmente a partir de dos puntos. El primero se refiere a la fijación de precios de los recursos naturales renovables y no renovables, y el segundo consiste en la inserción humana en el medio ambiente. Los autores cuestionan, por ejemplo, si el precio de un activo es correctamente valorado por el mercado: si este es demasiado bajo, su consumo será alto, lo que resulta en menores cantidades para las generaciones futuras. Además, también se preguntan si el precio pagado por la industria para el vertimiento de desechos en el medio ambiente es correcto y cuales serian los precios adecuados (Denardin y Sulzbacher, 2002).

La economía ecológica ve al sistema económico como un subsistema de un todo mayor que lo contiene, imponiendo una restricción absoluta a su expansión. Capital y recursos naturales son esencialmente complementarios. El progreso científico y tecnológico es visto como fundamental para el uso eficiente de los recursos naturales en general (renovables y no renovables).

Al considerar las interacciones entre la economía y el medio ambiente natural, esta corriente ve a la economía como un subsistema abierto integrado a un amplio ecosistema que es finito, no creciente y materialmente cerrado. Además, este ecosistema está abierto a un flujo continuo de energía solar, que es finita y no creciente (Daly, 1999).

Sin embargo, a largo plazo, la sostenibilidad del sistema económico no es posible sin la estabilización de los niveles *per capita* de consumo. Por lo tanto, pone de relieve las amenazas actuales que la expansión de la escala de la economía mundial contemporánea está imponiendo a la estabilidad del ecosistema global, con graves consecuencias sobre el bienestar - o incluso la supervivencia - de las generaciones futuras.

Es por ello que las políticas ambientales son un factor clave, ya que consisten en un conjunto de objetivos e instrumentos dirigidos a reducir los impactos negativos de las actividades humanas sobre el medio ambiente. Según May (2010), al igual que toda política, la ambiental tiene una justificación de su existencia, una base teórica, objetivos, instrumentos y establece sanciones para aquellos que no cumplen las normas. Además, interfiere en las actividades de los agentes económicos y por lo tanto sobre la forma en que se establece la influencia con otras políticas públicas, inclusive con las políticas industriales y de comercio exterior.

No obstante, se sabe que el actual nivel tecnológico de la producción industrial es intensivo en energía y materias primas, y que no se puede disfrutar de una tecnología que aproveche el 100% de los insumos sin generar residuos (May, 2010). Junto con la producción, hay desechos industriales y si sus cantidades son mayores que la capacidad de asimilación (absorción) del medio ambiente, habrá generación de contaminación. Por lo tanto, la política ambiental se muestra como una herramienta clave para la calidad del medio ambiente, sobre todo por inducir o forzar a los agentes económicos a adoptar actitudes y procedimientos menos agresivos hacia el medio ambiente.



4. Los Instrumentos de Política Ambiental

La internalización (monetaria) de las externalidades a través del mercado es uno de los principales objetos de estudio en la elaboración de políticas ambientales. Schulüpman y Alier (1998) mencionan dos aspectos fundamentales a tener en cuenta: cómo valorar monetariamente los costos externos y que instrumentos de política ambiental se deben utilizar para alcanzar el nivel óptimo de contaminación (óptimo social). De esta forma, en las siguientes secciones se describen algunos instrumentos de política ambiental con el objetivo de lograr el óptimo de contaminación.

4.1. Política del Control-Comando

Desde las primeras manifestaciones de degradación del medio ambiente, materializado por el fenómeno de las externalidades negativas que los distintos agentes económicos se imponen unos a otros, se comprendió la necesidad de la intervención del Estado con el fin de mediar y resolver conflictos. Entre finales del siglo XIX hasta el período anterior a la Segunda Guerra Mundial, la principal forma de intervención del Estado se daba a partir de la disputa en los tribunales, donde las víctimas de las externalidades ambientales negativas iniciaban juicios contra los contaminadores (May, 2010). Sin embargo, a largo plazo los conflictos en los tribunales pasaron a ser muy costosos, no sólo en términos monetarios, sino principalmente en términos de tiempo de resolución de controversias.

Así, alrededor de la década de 1950, se adoptó la política de mando y control (*Command and Control Policy*), también conocida como la regulación directa o política de control directo. En esta política, que representa un instrumento de carácter no económico, existe una autoridad para imponer normas ambientales (*command*) para desempeño ambiental (*standards*) sobre la producción final de los agentes contaminantes (o en el nivel de uso de una materia prima básica) y, entonces, el control (*control*) a través de estos agentes. Además, existe la determinación de la mejor tecnología disponible para reducir la contaminación y el cumplimiento de la norma de emisión. Ejemplos de esta política serían los requisitos para el uso de filtros en las chimeneas de las unidades de producción, el establecimiento de cuotas para la extracción de recursos naturales, la concesión de licencias para el funcionamiento de las fábricas, en sustitución de la energía de la central eléctrica, etc.

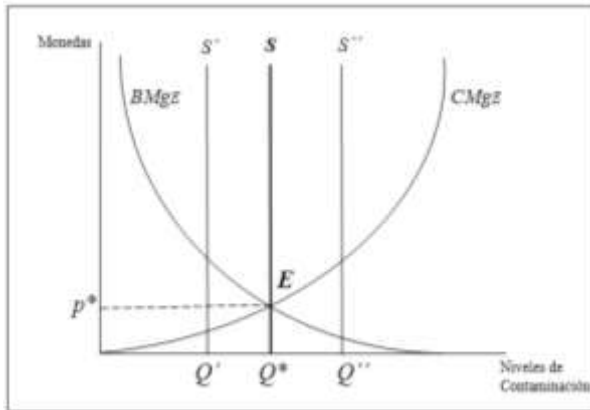
Según May (2010), la razón de esta política es perfectamente comprensible, porque, dado el alto crecimiento de las economías occidentales en la posguerra, y el incremento de la contaminación asociada, se hizo necesaria una fuerte intervención del Estado.

La política de control directo toma a menudo la forma de establecimiento de normas, traducida en *standards*. Estos se dividen principalmente en cuatro formas diferentes (Barde, 1995): *standard* de calidad ambiental (límite máximo permitido para un determinado ambiente), *standard* de emisiones (límite máximo permitido para la cantidad de emisiones liberadas en el medio ambiente a partir de las fuentes de emisión), *standard* tecnológicos (se especifican los procedimientos y tecnologías para evitar / reducir la contaminación) y *standards* de productos/insumos (especifican la



composición y características que las fuentes potenciales de contaminación deben cumplir).

Gráfico 4.1.1. Nivel óptimo del *standard*



Fuente: Adaptado de Field y Field (2002)

El punto óptimo de la norma debe corresponder al nivel óptimo de contaminación, es decir, el óptimo de producción Q^* . Aquí el agente está obligado a no exceder el límite de Q^* , que resulta ser la óptima (y máximo) de la contaminación del privado. Sin embargo, encontrar el punto donde el *standard* es igual a la de control óptimo ($Q = S^*$) no es fácil, dada la dificultad de determinar el beneficio marginal de la externalidad ($BMgE$) y el costo marginal de la externalidad ($CMgE$). Por eso, lo que sucede en la práctica es que se trata de establecer el *standard* de forma a que no quede por debajo del óptimo, como es el caso de S' , donde el *standard* es demasiado restrictivo (que daña las actividades económicas), o que no se lo deje muy por encima del óptimo, como en S'' , causando un nivel muy permisivo, y por ende, un alto nivel de contaminación.

Como se puede ver, de acuerdo con Field y Field (2002), existen algunas ventajas con este instrumento de política ambiental, como el hecho de que si las normas se cumplen, aseguran que las emisiones no superen un determinado límite impuesto, más allá del hecho de que también constituyen una manera eficaz de prevenir daños que pueden ser graves o irreversibles.

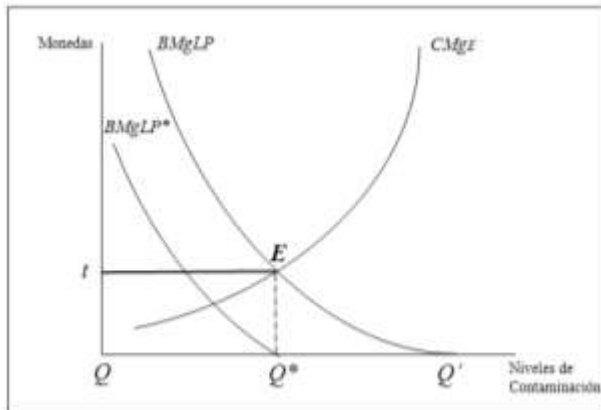
Entre tanto, hay algunas críticas a esta política, ya que la aplicación es demasiado lenta, con largas negociaciones entre los reguladores y la industria y puede ser influenciado por grupos de presión. Además, hay deficiencias de información de los órganos reguladores, altos costos asociados a la supervisión continua y eficaz de esos órganos, el tratamiento de las diferentes empresas por igual, independientemente de las diferencias en tamaño y cantidad de contaminantes emitidos al medio ambiente, y sobre todo el no incentivo para reducir la contaminación, en caso se alcanzase el *standard*.



4.2. Impuestos/Tasas

La internalización de las externalidades de Pigou sería mediante el pago de una tasa que será igual a la diferencia entre el costo social y costo privado, de acuerdo con Faucheux y Noël (1995). Por lo tanto, la internalización de las externalidades se traduciría en un pago que, de alguna manera, sería poner un precio a la nocividad. El precio de los bienes producidos es entonces igual al costo marginal social del bien (costo privado + tasas).

Gráfico 4.2.1. La internalización a través de una tasa



Fuente: Adaptado de Field & Field (2002)

La tasa óptima de Pigou (t), es decir, que conduce al óptimo social se encuentra cuando ésta es igual al costo marginal externo ($CMgE$) en el nivel óptimo de contaminación. Matemáticamente, esto significa:

$BLP^* = Q_X \cdot p_X - C_X(X) - t \cdot W(X)$, W es el total de la polución emitido por el agente X

$$\frac{BLP^*}{\partial Q_X} = \frac{Q_X \cdot p_X - C_X(X) - t \cdot W(X)}{\partial Q_X}$$

$$BMgLP^* = p_X - CMg_X - t \cdot \frac{\partial W(X)}{\partial Q_X} \quad se = 1$$

$$BMgLP^* = p_X - CMg_X - t$$

$$Novo \acute{o}timo \text{ privado: } p_X = CMg_X + t$$

$$\acute{O}timo \text{ social: } p_X = CMg_S = CMg_X + CMg_E$$

Impuesto óptimo de Pigou: $t = CMgE$ en el nivel óptimo de contaminación

Es decir, con la introducción de la tasa de t , la producción máxima del agente (Q') se desplaza a Q^* , un punto donde la producción es óptima ($BMgLP = CMgE$), o sea, hasta el punto de óptimo social. Por lo tanto, de acuerdo con May (2010), la propuesta de Pigou sería la imposición mediante el Estado de un impuesto sobre cada unidad producida en un determinado producto, con el fin de corregir la externalidad negativa. De acuerdo a Field y Field (2002), la definición de la tasa óptima, así como también de las normas, es extremadamente compleja. Por lo tanto, proponen que el pago debe ser



asumido y entonces que se compruebe el efecto causado en términos de mejora de la calidad del medio ambiente. Si la calidad del medio ambiente no aumenta en la medida deseada, hay que aumentar la tasa, de lo contrario, debe ser reducida. Es a través de este proceso de ensayo y error (*learning-by-doing*) es que se alcanzará la tasa óptima (t).

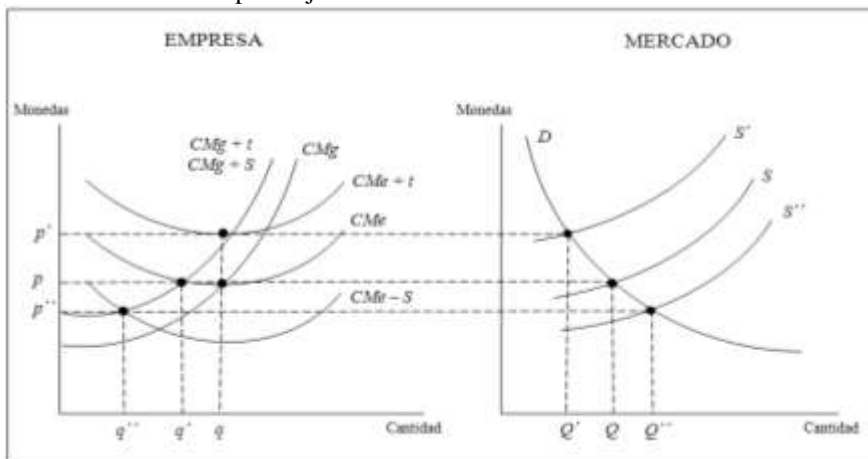
Una de las principales ventajas de utilizar las tasas es para permitir la generación de ingresos fiscales y arancelarios. Es decir, esta política es considerada un dividendo doble, así como mejora el medio ambiente, genera ingresos para los reguladores (May, 2010). Además, según Barde (1995), las tasas alcanzan sus resultados, aún cuando los reguladores no sepan absolutamente nada acerca de los costos marginales de reducción ($CMgA$) de cualquiera de los contaminantes, y proporcionan un permanente incentivo para reducir la contaminación.

Un debate, sin embargo, ocupa lugar en torno a esta solución propuesta por Pigou. Se trata de la optimización de la situación de esta solución. Numerosos autores liberales, poco inclinados a defender las soluciones fiscales, cuestionan evidentemente la optimización de la postura de Pigou, y exigen, para lograr el óptimo, una condición adicional de que el producto del impuesto se entregue a la víctima del efecto externo, para que éste vea compensado el daño residual (Faucheux y Noël, 1995). Además, existen asimetrías de información entre los contaminadores y el Estado, lo que hace difícil determinar la curva de $BMgLP$, así como una gran complejidad de conocer el nivel de $CMgE$ en la situación óptima.

4.3. Subsidios

Los subsidios a la reducción de las emisiones se producen cuando una autoridad pública paga al contaminador por la disminución de una cierta cantidad, por ejemplo, de toneladas de contaminantes emitidos (Field y Field, 2002). Este instrumento sirve como un análisis del costo de oportunidad, porque cuando el que contamina opta por emitir una unidad de contaminación, queda en vigor la renuncia a la indemnización que podría haber ganado si hubiera optado por no contaminar con esa una unidad.

Gráfico 4.3.1. Efecto paradójico de las subvenciones



Fuente: Faucheux y Noël (1995).



El efecto de la subvención es más compleja de entender: La curva de costo marginal de la empresa incluyendo las subvenciones ($CMg + S$), se eleva a la misma posición que el costo marginal de la empresa más las tasas ($CMg + t$), en el caso que la cantidad absoluta del subsidio sea la misma que la de la tasa. Esto se debe al hecho de que un aumento de la producción de la empresa corresponde a una reducción de la subvención, es decir, el mismo efecto causado por la tasa; por el contrario, el costo medio se reduce debido a las subvenciones ($CMe - S$). El equilibrio a corto plazo de la empresa es por lo tanto, el mismo que en el caso de la tarifa, es decir, p, q ". El equilibrio de largo plazo p'', q'' es diferente: mientras que el precio esté por encima del costo medio (CMe), habrá la entrada de nuevas empresas y, seguidamente, habrá un desplazamiento de la curva de oferta agregada del mercado hacia la derecha (S'') (Faucheux y Noël, 1995).

Lo que muestra el ejemplo anterior es que si para una empresa, considerada de forma aislada, la subvención puede de hecho llevar a una reducción de la producción y, por tanto, de la contaminación, para el mercado en su conjunto se verifica un aumento en la producción y por lo tanto, de la contaminación (efecto paradójico de la subvención). Este resultado es completamente diferente de la que se obtiene por la acción de una tasa. De acuerdo con el análisis de Pearce y Turner (1990), considérese s el valor del subsidio por unidad de polución reducida, W_s el nivel máximo de contaminación, representado por la producción máxima, y W el nivel de contaminación actual de un agente. Así, tenemos:

$$S = s (W_s - W)$$

Subsidios (S) pueden tomar la forma de transferencias directas de fondos (préstamos, por ejemplo), exenciones de impuestos, apoyo a la investigación y desarrollo ($I+D$), etc. Su objetivo es conseguir reducciones de emisiones por parte de los agentes, pero también puede fomentar el desarrollo y la difusión de nuevas tecnologías más limpias, ayudar a crear nuevos mercados para bienes y servicios ambientales, y fomentar nuevos comportamientos del consumidor.

Sin embargo, está claro que las subvenciones se vuelven ineficaces, si su existencia conduce a una sobreproducción del producto subvencionado, o si crean beneficios indebidos para individuos o para parte del mercado. Es decir, deben ser temporales, ya que son constructivos, mientras se utilizan para fomentar nuevas tecnologías en el mercado, haciéndolo más competitivo, y se vuelven destructivos cuando se los usa por un largo tiempo, creando intereses que después son difíciles de resolver (EEA, 2005).

4.4. Mercado de licencias de emisión

Coase (1960) considera que la racionalidad económica se logra a través de una negociación (monetaria) entre las partes sin intervención del Estado. Para ello, debe haber una definición de los derechos de propiedad, no importa a quien se le es otorgado el derecho, lo que importa es el cumplimiento del óptimo de contaminación a costos de transacción inexistentes o insignificantes. Para él, el problema entre dos agentes, por ejemplo, un contaminador y la víctima de esa contaminación, no es más que un análisis de los daños más graves en términos monetarios, por lo tanto:



"Si asumimos que el efecto más perjudicial es la contaminación que mata a los peces en un río, la cuestión a decidir es, ¿el valor de los peces perdidos es mayor o menor que el valor del producto producido por un agente, cuya contaminación del río hace esto posible?" (Coase, 1960)

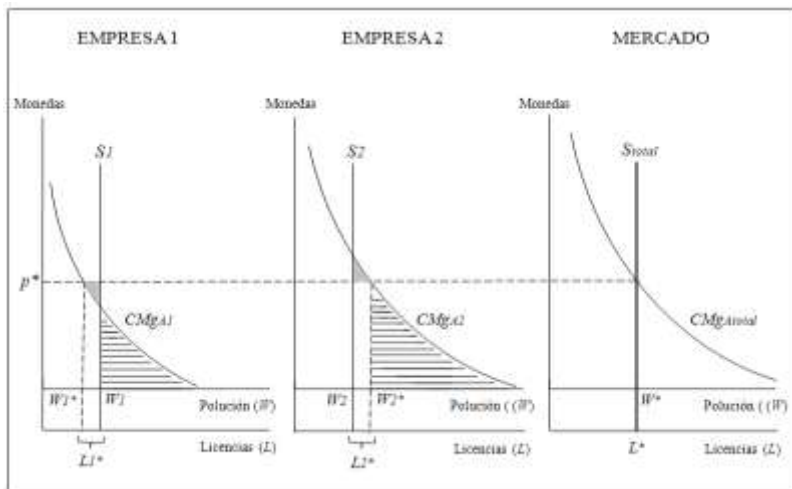
O sea, uno debe sopesar los beneficios de evitarse el daño contra las pérdidas como resultado de la interrupción de la actividad que genera aquel daño. Por lo tanto, el teorema de Coase afirma que en competencia perfecta, con costos de transacción cero o insignificante, los agentes, por medio de negociaciones bilaterales, y sin la intervención del Estado, llegan a la solución eficiente del problema de la eliminación de la externalidad (óptimo social), independientemente de la distribución inicial de los derechos de propiedad.

A partir de ese análisis, el economista J. H. Dales atribuye la existencia de externalidades a la ausencia o pobre definición de los derechos de propiedad sobre los bienes. Según Dales (1968), los derechos de propiedad deben ser únicos e intransferibles, con el fin de permitir el intercambio de mercado. Por lo tanto, se trata de una forma de internalizar la externalidad, que tuvo su origen en un fallo de los derechos de propiedad, y de esa forma, busca definir los derechos para permitir el intercambio entre los agentes, dando como resultado el establecimiento de un precio de equilibrio que tiene todas las características de un óptimo de Pareto. Este análisis de Dales dio origen al instrumento de interiorización conocido como mercado de permisos de emisión o de mercado de derechos de contaminación.

De acuerdo con Faucheux y Noël (1995), su funcionamiento se da de la siguiente manera: el Estado, o el agente de control, debe decidir de antemano sobre la cantidad aceptable de contaminación en el medio ambiente y llevar al mercado de títulos la venta de los derechos la contaminación. Cada poseedor de estos títulos o certificados por lo tanto, tienen derecho a emitir una cantidad de contaminación correspondiente a la cantidad detenida. La diferencia, caso se contamine más de lo permitido, teniendo en cuenta el número total de licencias de propiedad, tendrá que ser compensada por el detentor (limpieza).



Gráfico 4.4.1. Funcionamiento del mercado de derechos de emisión



Fuente: Adaptado de Faucheux y Noël (1995)

Tomando un mercado compuesto por sólo dos empresas: la empresa 1 y empresa 2, el Estado establece el máximo de contaminación (S_{total}) para las empresas que representan el *standard* $S1$ y $S2$, respectivamente. El gráfico anterior muestra el comportamiento de los agentes frente a la existencia de un mercado de derechos de emisión. El $CMgA$ de los agentes es, de hecho, la curva de demanda por permisos. La primera empresa rebajará los costos de la contaminación hasta el punto $W1$, es decir, hasta el punto donde el $CMgA1$ es igual al $S1$. Sin embargo, le sobra la región entre $W1$ y $W1^*$ situado por debajo de la $CMgA1$, constituyendo el total de licencias $L1^*$ que se ofrecerán en el mercado. Por su vez, la empresa 2 abatirá el costo de la contaminación $CMgA2$ hasta el punto en que es igual al precio óptimo (p^*). Se percibe, sin embargo, que la compañía todavía no ha alcanzado el nivel exigido ($S2$), y de esa forma comprará las licencias ofrecidas en el mercado por la empresa 1, para que pueda llegar a la norma existente.

En resumen, este mercado de derechos de emisión funciona en el formato *cap and trade*, es decir, establece un *standard* (*cap*), se divide en las licencias, que dan el "derecho" para contaminar, y existe la posibilidad de comprarlas y venderlas (*trade*). A partir de esto, las empresas deciden cómo actuar en el mercado, de acuerdo con la confrontación entre el precio de los derechos y $CMgA$ (Faucheux y Noël, 1995).

Este tipo de instrumento, entonces, consiste en un mercado organizado que permite la compra y venta de derechos de emisión de contaminación al medio ambiente, y los precios varían de acuerdo con las fuerzas de la oferta y la demanda, permitiendo a los individuos trabajar de acuerdo con sus intereses privados, así como lo afirman Field y Field (2002). El número total de derechos de emisión se fija con base en una suma asegurada de las emisiones que pueden ser liberadas al medio ambiente.

Una ventaja de este instrumento es que el mismo no requiere tanta información para una aplicación eficaz, como en el caso de los controles directos o las tasas de Pigou, ya que la cantidad total de emisiones se puede ajustar fácilmente aumentando o disminuyendo



el número de derechos en circulación. Además, se cumple el límite máximo de emisiones fijado (*standard*) a un costo mínimo.

Sin embargo, hay complicaciones que vienen con el crecimiento económico y la inflación, ya que esta última va a lo largo del tiempo disminuyendo el valor real de una tasa, por ejemplo, mientras que las fuerzas del mercado de emisiones van acomodándose de forma automática sin incrementos en la contaminación. En otras palabras, el aumento de la demanda de las emisiones, real y nominal, se transmite en un precio más alto.

CONCLUSIONES

A partir del análisis de la relación entre los instrumentos de política ambiental y la Economía Ecológica, es evidente que la incidencia de las fallas del mercado afecta directamente el propio desarrollo de estas políticas y la definición de los mejores instrumentos económicos a ser utilizados, principalmente por el hecho de que gran parte de los recursos naturales no tiene el derecho a la propiedad (bien) definido y, por lo tanto, acaba sufriendo un "consumo irracional". Así, las políticas públicas encaminadas a proteger el medio ambiente son fundamentales para intervenir en el mercado, haciendo que la disposición a pagar por los recursos naturales y servicios ambientales se puedan expresar en la medida en que aumenta su escasez.

Existe un consenso, sin embargo, de que las soluciones ideales serían aquellas que, de alguna manera, crearían las condiciones para el libre funcionamiento de los mecanismos de mercado: ya sea directamente, eliminando el carácter público de estos bienes y servicios, es decir, actuando en la definición de los derechos de propiedad sobre los mismos, o indirectamente, a través de la evaluación económica de la degradación de estos bienes y la imposición de ese valor por el Estado, a través de los instrumentos de política ambiental. Por lo tanto, conforme Pearce y Turner (1990), vale el principio de que la política ambiental más eficiente es aquella que crea las condiciones, por medio de la fijación de precios, para que los agentes económicos internalicen los costos de la degradación que provocan.

Así, se observa que los principios de la economía ecológica son todavía muy incipientes en las propuestas de políticas ambientales, sobre todo si tenemos en cuenta que esta corriente teórica debate en la inconmensurabilidad de valores por delante de lo económico. Pero más allá de la cuestión de los precios, existe otra dificultad que hace a la definición de un marco legal e institucional para los recursos naturales, que se relaciona con la contigüidad de estos recursos. Es decir, los elementos de la naturaleza son adyacentes entre sí y de sus fronteras y las conexiones no son controladas por los humanos.

Los defensores del holismo afirman que, al descomponer excesivamente los problemas complejos, la ciencia reduccionista termina produciendo muchas explicaciones meramente instrumentales, a veces sin sentido para la realidad de los hechos "integrados". Esto es especialmente cierto en los sistemas naturales complejos (biomas, ecosistemas, hábitats), donde las interacciones entre los seres vivos (plantas, animales,



etc.), entre los factores abióticos (clima, geología, etc.) y entre los componentes de cada uno de estos dos campos crean matrices de dependencia muy complejas, para las cuales las explicaciones reduccionistas significan poco o nada (Herculano, 2000).

Garrett Hardin, en consecuencia, propuso una primera ley realista y provocadora de la ecología, sólo para englobar ese fenómeno: "Es imposible hacer una sola cosa en la naturaleza" (Hardin, 1968). Así es que toda acción humana causa al menos una consecuencia no deseada sobre el medio ambiente. De acuerdo con Drummond (1995), en los ecosistemas, todo está conectado con todo, por eso meterse con un componente mueve a cientos de otros y es difícil a nuestra lógica reduccionista entender el ovillo que se forma cuando se tira un hilo. Esta complejidad está directamente involucrada en la elaboración de políticas públicas.

Por lo tanto, si la ciencia contemporánea tiene dificultad en el análisis de estas situaciones y tiene que - al menos - formar equipos multidisciplinarios que sean capaces de ver estas conexiones, la legislación y las políticas públicas ambientales también sufren el mismo problema. Proteger los hábitats y ecosistemas enteros es muy complejo y ni siquiera puede ser factible, pero es la única manera eficaz. Así, vemos una gran dificultad para defender los recursos naturales, ya que además de ser bienes públicos, pertenecen a un complejo embrollo ecológico y por lo tanto, no vale la pena proteger apenas uno, sin la protección de los otros.

Es en ese contexto, que las políticas ambientales son necesarias para inducir u obligar a los agentes económicos a adoptar posturas y procedimientos menos agresivos para el medio ambiente, o sea, reducir la cantidad de contaminantes liberados en el medio ambiente y minimizar el consumo irracional de los recursos naturales. Como estos recursos son finitos y, a menudo no renovables, el uso debe ser racional, de modo que pueda servir para la producción actual y también para las generaciones futuras - que es el principio del Desarrollo Sostenible.

REFERENCIAS

Alier, J.; Schulüpman, K (1991). La ecología y la economía. México: Fondo de Cultura Económica.

_____ (1998). Da economia ecológica ao ecologismo popular. Blumenau: Editora da FURB.

Barde, J (1995). Environmental policy and policy instruments, In: FOLMER, H; GABEL, H.; OPSCHOOR, H. Principles of environmental and resources economics – A guide for students and decision-markers. Edward Elgar.

Cavalcanti, C (2010). Concepções da economia ecológica: suas relações com a economia dominante e a economia ambiental. Estudos Avançados. v. 24, n. 68, p. 53-67.

Coasa, R (1960). The Problem of Social Cost. Journal of Law and Economics, v. 3, n. 1, p. 1-44.

Dales, J (1968). Pollution, Property & Prices: An Essay in Policy-making and Economics. Toronto: University of Toronto Press.



- Daly, H (1999). *Ecological Economics and the ecology of economics: essays in criticism*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Denardin, V.; Sulzbach, F. (2002). Capital Natural na Perspectiva da Economia. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE, 1, 2002. Anais... ANPPAS, Indaiatuba.
- Drummond, J. (1995). Ostras e pastas de papel: o meio ambiente e a mão invisível do mercado. *Antropolítica*, v. 1, n. 1, p. 75-102, jan-jun.
- European Environment Agency (EEA) (2011). Technical report – Market-based instruments for environmental policy in Europe. August 2005. Disponível em: http://reports.eea.europa.eu/technical_report_2005_8/en. Acesso em: 20 de abril de 2011.
- Faucheux, S.; Noël, J. (1995). *Economia dos Recursos Naturais e do Meio Ambiente*. Lisboa: Instituto Piaget.
- Field, B.; Field, M. (2002). *Environmental Economics – An introduction*. 3. ed. Boston: McGraw-Hill.
- França, J.; Vasconcelos, A. (2004). *Manual para normalização de publicações técnico-científicas*. 7. ed. Belo Horizonte: UFMG.
- Hardin, G. (1968) The Tragedy of the Commons. *Science*, v. 162, n. 3859, p. 1243-1248.
- Herculano, S. (2000). *Meio ambiente: questões conceituais*. Rio de Janeiro: UFF/PGCA-Riocor.
- May, P. (2010). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier.
- Mueller, C. (1996). Economia e meio ambiente na perspectiva do mundo industrializado : uma avaliação da economia ambiental neoclássica. *Estudos Econômicos*, v. 26, n. 2, p. 261-304, mai-ago.
- Pearce, D.; Turner, R. (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. London: Harvester Wheatsheaf.
- Santos, Luan; Santos, Thauan; Felício, J. L. (2010). Uma Discussão a respeito da Dissociação entre Teoria e Prática no que tange à Evolução do Pensamento Econômico acerca do Meio Ambiente. In: SEGeT - Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. Rio de Janeiro. SEGeT.
- Souza-Lima, J. (2004). Economia Ambiental, ecológica e marxista *versus* recursos naturais. *Revista da FAE*, v. 7, n. 1, p.119-127, jan.-jun. 2004.

