

# COSTO EFICIENCIA PARA CONTROL DE CONTAMINACIÓN EN RÍOS

## APLICACIÓN A UNA SECCIÓN DE LA CUENCA DEL RÍO BÍO-BÍO.<sup>1</sup>

MARCOS SAAVEDRA BROFMAN<sup>2</sup>  
ANDRÉS LÓPEZ AVARIA<sup>3</sup>

### RESUMEN

En el presente trabajo se comparan los costos totales de control de la DBO<sub>5</sub> en una sección de la cuenca del río Bío Bío, en la VIII Región de Chile, entre la actual política chilena, que denominamos sistema de concentración uniforme, cuyos efectos en los niveles de oxígeno disuelto se considera meta ambiental, con un sistema de mercado y otro sistema de regulación de estándar llamado sistema de reducción uniforme, para lo cual, se realizaron simulaciones numéricas y se utilizó un modelo de calidad de agua.

De acuerdo con un sinnúmero de demostraciones teóricas y simulaciones desarrolladas en los últimos decenios, el sistema de mercado es costo-efectivo. Sin embargo, cuando se utiliza un modelo de calidad de agua para verificar el cumplimiento de las metas preestablecidas y, se obliga a este sistema, reducir el número de permisos para cumplir con la meta, el sistema de mercado puede perder su condición de eficiencia.

En esta aplicación se muestra que a ciertos niveles de exigencia ambiental un sistema de permisos de descargas transferibles deja de ser costo-efectivo debido, entre otras razones, a: las restricciones que le imponen los propios sistemas hídricos, la ubicación de las fuentes más contaminantes y con mayores costos marginales de abatimiento en el área estudiada y, la capacidad de asimilación que tienen los cuerpos de agua receptores.

**Palabras claves:** Permisos de descargas transferibles, Descontaminación costo eficiente en agua, Control de contaminación en ríos, Políticas y calidad de agua.

### ABSTRACT

This paper presents a comparison of the BOD total control costs for a given section of the Bío-Bío river basin, Region VIII, Chile, using the current Chilean policy. This uniform concentration system establishes dissolved oxygen concentrations as the environmental target given a market system and a standard regulatory system based on uniform pollution reduction. This was done using numerical simulations and a water quality model.

- 1 Agradecemos a los revisores anónimos de "Economía y Administración", por sus valiosos comentarios que ayudaron a mejorar el presente trabajo. Agradecemos también al programa de Magister en Recursos Naturales y Medio Ambiente de la Universidad de Concepción y a su cuerpo docente, por permitir el trabajo base en que se fundamenta esta publicación.
- 2 Director Regional de Aguas, IX Región de la Araucanía. Manuel Bulnes 897, 8° piso, Temuco. Teléfono: (56-45) 462265, E-mail: marcos.saavedra@mop.gov.cl.
- 3 Profesor Asistente Dpto. Ingeniería Civil, Universidad de Concepción, Barrio Universitario, correo 3, Concepción.

According to various theoretical and practical simulations developed in recent decades, the market system is cost-effective. However, when a water quality model is used to verify the compliance with the established environmental targets and the market system is forced to reduce the number of permits to meet those targets, the market system may become less efficient.

This case study suggests that, given certain levels of environmental targets, the transferable discharge permit system is not cost-effective because of, amongst others reasons: i) the physical constraints of the water resource network, ii) the location of major pollution sources with major marginal treatment costs, and iii) the dilution capacity of the water bodies.

**Keywords:** Transferable discharge permit, Cost-effective water clean-up, Pollution control in rivers, Water quality policy, Water quality impacts of BOD.

## I. INTRODUCCIÓN

Los sistemas de permisos de emisión o descargas transferibles son instrumentos económicos para el control de la contaminación, estudiados también para solucionar problemas de contaminación en cuerpos de agua. Estos sistemas son atractivos por la flexibilidad que se otorga a las firmas para el cumplimiento de metas u objetivos ambientales en los cuerpos de agua que interesen. Así, una fuente con bajos costos de control está incentivada a reducir sus descargas más allá de lo que la obliga la norma con el fin de vender sus excedentes. Dichos permisos excedentes pueden ser comprados por las fuentes con altos costos de control (Brill et al, 1984).

Dos cuestiones han estado presente en el desarrollo de sistemas o políticas para el control de contaminantes: la búsqueda de políticas de menores costos y asegurar el cumplimiento de metas ambientales previamente establecidas.

El primer modelo de predicción que considera los procesos de transporte, difusión y transformación de sustancias descargadas a cuerpos de agua fue desarrollado en 1925 por Streeter y Phelps, en que propusieron un modelo para predecir la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en el río Ohio en los EE. UU., de varias sustancias degradables, con la cual se determinó la concentración de Oxígeno Disuelto (OD) en el mencionado río. Este es, tal vez, el primer trabajo del uso de una herramienta matemática sobre calidad de agua, para predecir comportamientos ambientales. Este modelo está basado en el balance de masas y muchos de los actuales modelos de calidad de agua son extensiones de este trabajo (Loucks et al., 1981).

Uno de los primeros trabajos que relaciona un modelo de calidad de agua y la aplicación de herramientas económicas con objetivo ambiental fue desarrollado en Inglaterra durante los años 70 por economistas de la Universidad de Newcastle, quienes estudiaron los costos del uso de impuestos para control de

contaminación en cuerpos de agua, en comparación con los costos de las tradicionales regulación de estándares (Rowley et al. 1979). Se construyó un modelo de programación matemática con descargas de fuentes puntuales al estuario Tees. La simulación se efectuó considerando coeficientes de transferencia. En dicho trabajo se mostró que los costos de la solución de impuestos era mucho menor que una regulación de estándares.

La idea principal de los llamados sistemas de permisos de descarga transferibles, cuya originalidad es atribuida a Dales (1968a y 1968b), para el caso del agua<sup>4</sup>, es la de un instrumento económico basado en cantidad. Montgomery (1972) demostró que los costos totales para alcanzar un objetivo ambiental son minimizados, para lo cual supone que las firmas minimizan sus costos y que el mercado de permisos es competitivo; la distribución costo-efectiva de permisos se alcanza independientemente de la distribución inicial. La demostración de Montgomery no considera otros costos y se realiza con un modelo demasiado simplificado como para suponer el logro de metas ambientales (aplicados a ríos); en efecto, supone que el abatimiento total provoca niveles determinados en un punto de interés. Dicho de otro modo, no considera los efectos que una sustancia puede provocar en el área de estudio; por lo mismo, no considera factores de efectos o de transferencia.

Los Estados Unidos de América es el país con mayor experiencia teórica y empírica sobre el uso de instrumentos de mercado para control de la contaminación. Desde la década de los 80<sup>s</sup> se han implementado 11 programas de permisos transferibles y compensación de descargas para el control de contaminación en cuerpos de agua. La mayoría son programas de compensación entre fuentes fijas y difusas, asociadas a otros programas de producción limpia; más escasos son los de permisos transferibles como se conciben en la teoría. Las escasas evaluaciones sobre el funcionamiento de dichos programas no permiten evidenciar beneficios ni encontrar con claridad la causa de sus fracasos, como ha ocurrido con la aplicación en contaminación atmosférica (Russell y Powell, 1996. Montero y Sánchez, 2003).

En el año 1981, en el Estado de Wisconsin, se implementó un programa de permisos de descargas transferibles para el control de la DBO en una parte del Fox River, para dar una mayor flexibilidad a las firmas en sus opciones de abatimiento, con tal de cumplir con la meta ambiental (Novotny, 1986). Los primeros estudios permitieron estimar ahorros del orden de los \$US 7 millones al año. Sin embargo, evaluaciones a seis años después de la puesta en marcha del programa, mostraron que los ahorros de costos eran mínimos y al presente sólo se ha realizado una transacción de permiso (Hahn, 1989). Montero (2003) establece algunas posibles causales que tienen que ver con el diseño del programa, pero ninguna de ellas se relaciona directamente con la evaluación previa del diseño a través de un modelo de calidad de agua que considere las

4 Citado por Tietenberg (1980).

condiciones hidrodinámica del cauce, aún cuando esto pudiera ser deducido del hecho que “la mayor parte de las fuentes podían cumplir fácilmente sin necesidad de transar permisos”. Evidentemente, el sistema no logró lo que se esperaba.

En la literatura se mencionan dos diseños de sistemas de permisos: (1) Sistema de Permisos de Descargas Transferibles (SPDT), cuyos permisos están definidos en función de la cantidad de contaminante descargado, para lo cual, las transacciones entre las firmas se efectúan a tasa uno a uno (un permiso equivale a una unidad de emisión), aplicados usualmente a contaminantes uniformemente mezclados; cuya limitación está dada por las particularidades del fenómeno hídrico y la localización de las descargas, lo que puede producir un incumplimiento de la meta ambiental; y (2) Sistema de Permisos Ambientales Transferible (SPAT), cuyos permisos están definidos en términos de la cantidad de contaminante descargada por un factor (de transferencia o impacto) que trata de capturar el efecto o daño del contaminante en un punto de interés y monitoreo en el medio receptor, llamado punto de control, conceptualmente aplicados a contaminantes no uniformemente mezclados. Este sistema adiciona una gran dificultad y restricciones a las transacciones (ver: Tietenberg, 1985, Pág. 17-27 y Hanley et. al., 1997, Pág. 140) pero, además, genera dificultades adicionales a las firmas que desean instalarse en la cuenca, ya que deberían contar con la intervención del regulador u otro ente quien determine el factor de transferencia para el o los nuevos puntos de descargas. En realidad, físicamente es imposible encontrar un contaminante que se mezcle en forma instantánea y uniforme con el cuerpo receptor. Lo que ocurre es que según sean las condiciones hidrodinámicas y el contaminante se hacen simplificaciones y la definición de contaminantes uniformemente mezclados o no uniformemente mezclados se refiere más bien a considerar o no factores de impacto o transferencia, que es valorar la ubicación de la fuente en relación con un punto de interés, monitoreo o punto de control y la asimilación del contaminante en el receptor (Saavedra 2004). Las evidencias teóricas y empíricas han demostrado que en la medida que la variación de los costos marginales son más grandes entre las fuentes, mayores son los potenciales ahorros de costos en los sistemas de mercado (Hanley et. al., capítulos 4 y 5).

En relación con los sistemas de permisos ambientales transferibles, Bennett et al. (2000) exploran varias opciones, en relación a la amplitud o tamaño del mercado, para el control de la concentración de nitrógeno de fuentes puntuales en la cuenca del Long Island Sound (LIS), para lo cual dividen la cuenca en 11 zonas. Se estimaron los costos totales de abatimiento para tres escenarios: (1) sólo con transacciones dentro de cada zona, lo que representaba la política propuesta para el control de nitrógeno en el LIS; (2) con transacciones entre las zonas, pero dentro de los límites de cada Estado (Connecticut y New York); y (3) negociaciones entre todas las fuentes de la región sin restricciones de zonas ni Estados. Este trabajo consideró sólo las descargas de fuentes puntuales:

84 fuentes de descarga de aguas servidas de las ciudades y la descarga de 2 fuentes industriales para toda la cuenca del LIS. Los resultados indican que las transacciones entre plantas de tratamiento de aguas residuales en toda la cuenca del LIS pueden generar considerables ahorro de costos en comparación con una política de transacciones exclusiva dentro de cada zona de manejo. La simulación, realizada para el efecto, considera un factor de impacto o transferencia ( $d = ax$ ), en el que  $a$ , refleja la asimilación del nitrógeno de las fuentes aguas arriba y  $x$ , relaciona la asimilación de nitrógeno entre la descarga y el punto de control de impactos; no señalando cómo llega a obtener estos factores, ni cómo cambia el impacto en los puntos de control ante la modelación de los tres escenarios señalados. En el trabajo de Bennett no se evalúa si se alcanza la meta ambiental por medio de algún modelo de calidad de agua; ellos suponen, al parecer, que los factores de transferencia o impacto aseguran el logro de la meta. La capacidad de dilución de un río, lago o mar, depende entre otros factores de: las corrientes acuáticas, la velocidad y turbulencia de las aguas, la morfología del cauce, en general de las condiciones hidrodinámicas. Además, en el agua, la simple dilución puede tener complejas transformaciones físicas, químicas y biológicas (Zaror, 2000). Evidencia empírica muestra que los impactos, medidos en puntos de control, en situaciones similares varían considerablemente entre un cauce y otro debido a las características propias y particulares de cada uno de ellos (Brill et al, 1984).

De los trabajos analizados, referidos al contaminante modelado y su efecto de éste en el cuerpo de agua, llama la atención el realizado por Brill et al. (1984). Los autores comparan y evalúan los costos de aplicar, en los ríos Delaware y Willamette para control de descargas de DBO, un sistema de mercado, SPDT; un Sistema de Reducción Uniforme (SRU), que consiste en requerir una reducción porcentual uniforme a cada fuente, aplicado al nivel de descargas existentes y; una solución de Mínimo Costo (MC), que es definida como la combinación menos costosa de reducción del nivel de desechos para lograr la meta dada de OD. Esta última solución, que es sólo referencial, fue necesaria ya que se utilizaron FCmgs. escalonadas (no suavizadas), ya que si las FCmgs. hubieran sido continuas la solución MC habría coincidido exactamente con el SPDT. Se modelaron diversos escenarios, tales como: condiciones de flujo, temperaturas extremas e ingreso de nuevas fuentes a los cauces. Los autores usaron un modelo de calidad de agua con el fin de conocer y determinar el perfil de OD en el punto de control que se lograba en cada corrida de la simulación. Se demostró que el SPDT es costo-efectivo comparada con la de RU, pero al mismo tiempo se estableció que la solución de mercado puede tener impactos adversos y severos en la calidad de agua, puesto que en varios casos no se logró la meta ambiental, a consecuencia del efecto de dependencia que existe en la ubicación de las descargas relacionadas con su respectivo punto de control (efecto localización- dependencia), lo que podría evitarse si se aplican ciertas

restricciones o reglas al mercado, entre las que destaca restringir las transacciones dentro de cada zona, en que se dividió cada río, con las cuales se realizó una de las simulaciones. Sin embargo, lo que no hacen los autores es obligar al SPDT a disminuir el número de permisos hasta lograr el cumplimiento de las metas y luego calcular el costo de esta política.

En resumen, en un SM los potenciales ahorros de costos son mayores cuanto mayores sean la diferencia de los costos marginales de abatimiento entre las fuentes. Los potenciales ahorros de costos, en un sistema de mercado, crecen en la medida que crece o se extiende el mercado. Por otra parte, el uso de factores de transferencia o impacto no aseguran el logro de metas ambientales deseadas. En el caso de sistemas de permisos aplicados a ríos, se debe considerar que los resultados dependerán, además, de las características hidrodinámicas de los cauces en los que se pretenda implementar el sistema. Por esta razón, es importante que el estudio y comparación de programas o políticas se realice en la cuenca concreta para el que se desea aplicar. Si el objetivo de un programa es el logro de metas ambientales en forma barata, es indispensable verificar, para cada caso y sistema, el logro de la meta ambiental por medio de algún modelo de calidad de agua.

El Decreto Supremo N° 90 del 30 de mayo del 2000, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República (DS90), que establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, dentro del marco de la Ley de Bases del Medio Ambiente, es una norma sobre concentración uniforme en las descargas.

La DBO<sub>5</sub> o DBO carbonosa<sup>5</sup>, es cualquier grupo de sustancias que demandan oxígeno para su oxidación durante los primeros 5 días; por lo tanto, afectan la cantidad de OD del cuerpo receptor, elemento vital en la preservación de la flora y fauna acuática.

La actual política establece una concentración uniforme para todas las descargas, en 35 mg/l para la DBO (tabla N° 1 del DS90), lo que evidentemente permite alcanzar (suponiendo completo cumplimiento) ciertos niveles de OD en los cuerpos de agua en estudio. Cabe preguntarse entonces ¿Cuál puede ser la diferencia de costos con algún otro sistema de regulación de estándar o un sistema de mercado para alcanzar esos mismos niveles de OD?

El objetivo central del presente trabajo es: evaluar y comparar los costos totales, de controlar la carga de DBO<sub>5</sub> de manera costo-efectiva en una sección de la cuenca del río Bío Bío, como una sola unidad de manejo, entre: un Sistema de Concentración Uniforme (SCU) en las descargas, un SRU y con la aplicación de un SPDT, usando un modelo de calidad de agua para evaluar su efecto en el OD del cuerpo receptor. Para esto, hubo que: establecer las principales características de los cauces que considera el estudio, ubicar los puntos de

5 En el presente trabajo la DBO carbonosa la denominaremos indistintamente DBO o DBO<sub>5</sub>.

control, localizar las descargas y determinar el nivel de oxígeno disuelto, por medio del modelo de calidad de agua, para cada punto de control; determinar las funciones de costos marginales de emisiones o descargas, para cada una de las fuentes; determinar los costos totales de la aplicación de cada sistema, con diferentes niveles de descarga, y para cada caso, establecer el nivel de OD que se alcanza en los puntos de control.- los niveles de OD que se logra con la actual política chilena (SCU) se consideran meta ambiental.- la que debe ser alcanzada con los otros dos sistemas; variar: el número de permisos para el SPDT o el porcentaje de reducción para el SRU, cuando un sistema no logra la meta, y volver a determinar los costos totales; y evaluar, comparar y determinar la solución costo-efectiva para el control de la DBO<sub>5</sub>, en el área de estudio.

Entendemos una política costo-efectiva cuando los costos totales del programa son mínimos y al mismo tiempo se cumple con la meta ambiental deseada, la que debe ser verificada para puntos de control previamente establecidos. En este trabajo, el cumplimiento de metas en los cuerpos receptores, se verifica por medio de un modelo de calidad de agua unidimensional para DBO y OD, entre otros, que está programado por la EPA, bajo el nombre de Qual2-E. Respecto a la información necesaria, se construyó una base de datos con el número de fuentes, ubicación y niveles de descargas tomado del Catastro General de Riles (Residuos Industriales Líquidos) 1997 de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS), complementada y contrastada con: información del Servicio de Salud de Bío Bío, la Dirección General de Aguas (DGA) y datos recogidos en terreno. Para el caso de fuentes sin información sobre descargas se utilizaron datos, del catastro general de riles señalado, de fuentes similares en otros puntos del país. La información sobre cauces, tales como: caudales, secciones transversales, pendientes, contaminación natural o base y temperatura se obtuvieron de las estadísticas DGA, del Centro EULA de la Universidad de Concepción e información recogida en terreno. Para los coeficientes de Manning, dispersión, decaimiento y otros necesarios para “correr” el modelo de calidad de agua, se tomaron valores estándares recomendados por la literatura de la especialidad. En tanto, el nivel de OD en los puntos de control para las condiciones iniciales (sin abatimiento) y finales (con abatimiento) se estableció con el modelo Qual2-E. Los datos para determinar las Funciones de Costos Marginales (FCmgs) de las fuentes industriales se tomaron de un trabajo sobre estimaciones de FCmgs para la industria china (Dasgupta et al., 1996), en tanto que las FCmgs para las descargas de las sanitarias se determinaron con información de fabricantes y adquirientes de plantas de tratamiento en el mercado chileno.

Una de las limitaciones del presente trabajo está dada por lo precario del catastro sobre los niveles de los residuos industriales líquidos (Riles); pero, es la que existe a nivel de país. Por otra parte, en la presente investigación se supone completo cumplimiento de las fuentes y sólo consideramos los costos de

abatimiento en que incurren las fuentes; otros costos como transacción, monitoreo, fiscalización, etc. están fuera de alcance de este trabajo. No se consideran en este estudio las fuentes difusas que pudieren existir en la sección de la cuenca ni se considera el caudal de dilución disponible de que podrían hacer usos las fuentes, de acuerdo a la Tabla 2 del DS90. Existen tres fuentes para las cuales no se tiene certeza si sus descargas las efectúan a los respectivos cauces o al sistema de alcantarillado, por lo que, para este estudio suponemos que las descargas se realizan en los cauces naturales. Otra limitación es que para el modelo de calidad de agua se utilizaron valores estándares recomendados por la literatura, sin que se haya calibrado con datos de terreno. Sin embargo, como se trata de una comparación entre políticas sobre los mismos cauces, no afectan los resultados, lo que sería insuficiente si se tratara del diseño de una política. La simulación de la cuenca se realiza para el peor escenario, esto es, mínimo caudal y mayores temperaturas.

El trabajo está organizado de la siguiente manera: en la siguiente sección se entrega una descripción de los modelos teóricos que permitieron estructurar los programas para las simulaciones, de las tres políticas que se comparan en este trabajo, y se hace una presentación general del modelo de calidad de agua utilizado; en la sección tres se caracteriza el área de estudio y se indican los puntos monitoreo o control de metas; en la sección cuatro se presenta una breve reseña de la forma en que se obtuvieron las funciones de costos marginales de descargas; en la cinco se describen algunos aspectos metodológicos para determinar los costos agregados de las políticas comparadas para cada escenario; el análisis de resultados obtenidos se efectúa en la sección seis; y finalmente, en la última sección, se presentan las conclusiones de este trabajo.

## **II. MODELOS Y POLÍTICAS ESTUDIADAS**

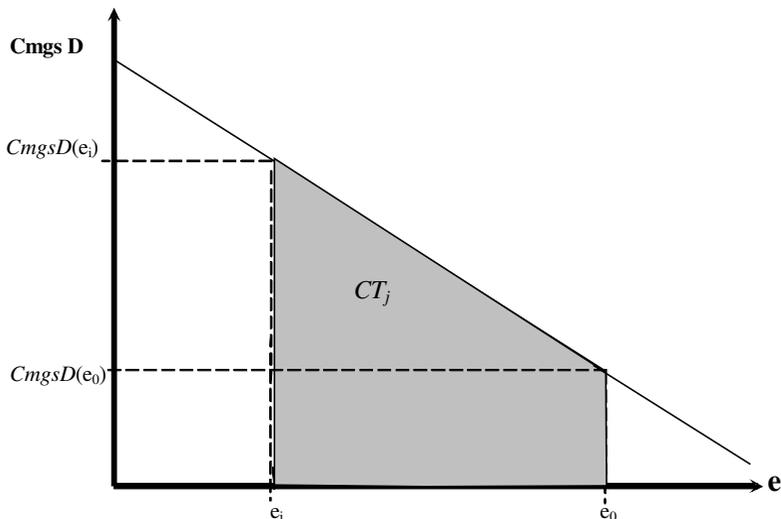
### **II.1. Sistema de permisos de descargas transferibles SPDT**

La simulación del SPDT, en el presente trabajo empírico, se hace en base a la estructura del modelo teórico de sistemas de permisos transferibles, cuya demostración de mínimo costo pertenece a Montgomery, el que se encuentra prácticamente en todos los textos de economía ambiental, razón por la cual su demostración y propiedades no se repite aquí.

Se asumió que el mercado de permisos es competitivo; también se asume que los niveles de producción de DBO y los costos de abatimiento permanecen constantes. No hay restricciones para negociar entre todas las fuentes en toda el área de estudio, al mismo tiempo, los contaminadores transarán permisos mientras sea posible ahorrar costos. En estas circunstancias, el SPDT llegará a ser una asignación costo-efectiva, independientemente de la asignación inicial de permisos (Montgomery, 1972).

Se trata de encontrar el costo total del control de la DBO a través de un SPDT en una sección de la cuenca del río Bío Bío. El costo total de la política depende del nivel de control que se desea, ya que, a metas ambientales más exigentes, las fuentes deben incurrir en mayores costos, pues tienen que controlar un nivel mayor, de modo que sus descargas sean con menor carga contaminante o menor concentración y se pueda alcanzar la meta en OD más exigente.

**FIGURA N° 1**  
**COSTOS TOTALES DE ABATIMIENTO A PARTIR DE LA CURVA DE CmgS DE DESCARGA.**



Los costos totales de control se calculan como el área bajo la curva de los costos marginales de emisión o descargas (CmgSD). Entendemos por costos marginales de descarga: cuanto cuesta descargar una unidad menos de DBO.

De acuerdo con lo que muestra la Figura N° 1, los costos totales ( $CT_j$ ) los obtenemos calculando el área bajo la curva de la función de costos marginales de descarga, entre las emisiones iniciales y finales, esto es:

$$CT_j = \int_{e_0}^{e_i} (FCmgD_j) de \quad (1)$$

En que:  $CT_j$  = Costos Totales de Control de la fuente j  
 $FCmgSD_j$  = Función de Costos Marginales de Descarga de la fuente j

Ahora bien, si consideramos la forma geométrica de la Figura N° 1 y, como asumimos que la  $FCmgsD$  es lineal, el área bajo la curva o costos totales es un trapecio, esto es:

$$CT_j = (\text{base mayor} + \text{base menor}) \times (\text{altura}/2) \quad (2)$$

$$CT_j = [CmgsD_j(e_i) + Cmg D(e_0)] \times [(e_0 - e_i) / 2] \quad (3)$$

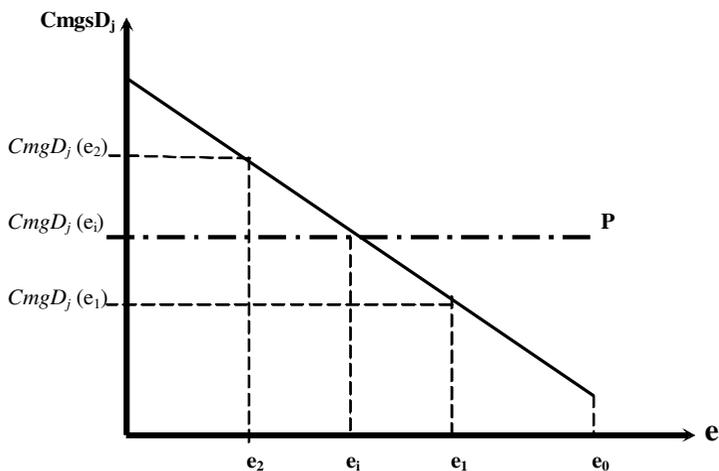
Una función de costos marginales de descarga (o emisión) lineal la podemos representar por la siguiente ecuación:

$$Cmgs D_i = b_i + a_i e_i \quad (4)$$

Donde  $b_j$  y  $a_j$  son los parámetros de la función de  $CmgsD$  de la fuente  $j$ .

En un SPDT, una fuente elegirá un nivel de descarga ( $e_i$ ) en que sus  $CmgsD$  igualan al precio del permiso. Esto lo podemos ilustrar en la forma que lo muestra la Figura N° 2.

**FIGURA N° 2**  
**CÁLCULO DE COSTOS TOTALES COMO FIGURA GEOMÉTRICA CON CURVA DE  $CmgsD$  LINEALES.**



Supongamos que nos encontramos con un nivel de descarga de DBO igual a  $e_1$ . Como  $P > CmgsD_j(e_1)$ , entonces la fuente elegirá controlar sus descargas,

ya que esto es más barato que comprar permisos. Por el contrario, si nos encontramos en un nivel  $e_2$ , la fuente preferirá comprar permisos, ya que esto es más barato que controlar. Por tanto, el equilibrio se logra cuando  $CmgD_j = P$

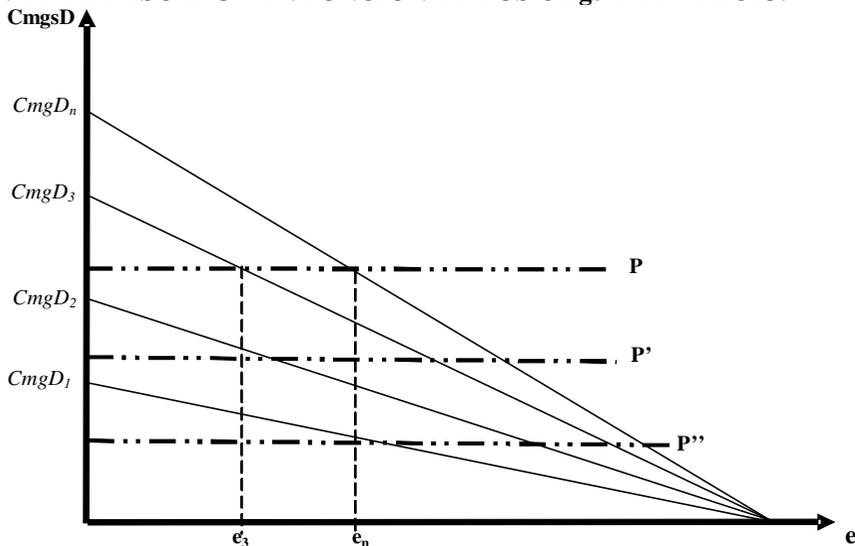
$$CmgD_j = P \tag{5}$$

$$(5) \text{ en } (4) \quad \begin{aligned} P &= b_j + a_j e_i \\ e_i &= (b_j - P)/a_j \end{aligned} \tag{6}$$

El valor de " $P$ " lo encontramos cuando la oferta iguala la demanda, esto es,  $O = D$ . La oferta está constituida por el número de permisos totales que emita la autoridad de acuerdo a la meta ambiental que se haya fijado: Oferta = número permisos totales ( $L$ )

La demanda ( $D$ ) estará determinada por la suma de las demandas de permisos de cada una de las fuentes, entendiendo que no todas ellas demandarán permisos, como se muestra en la Figura N° 3 algunas de las fuentes preferirán controlar en lugar de comprar permisos.

**FIGURA N° 3**  
**NIVEL DE DESCARGA EN FUNCIÓN DE LOS  $Cmg$ s Y EL PRECIO.**



En efecto, en la Figura N° 3 se muestran los  $CmgsD$  de varias fuentes. Sí el precio de equilibrio fuera  $P$ , las fuentes 1 y 2 elegirán controlar, incluso hasta cero, ya que siempre les será más caro comprar permisos, mientras las fuentes 3 a la  $n$  elegirán no controlar sus descargas  $e_3, \dots, e_n$ .

Si existen “ $n$ ” fuentes y de éstas habrá algunas (unas “ $m$ ” fuentes) que decidirán comprar permisos, entonces la demanda total ( $D$ ) la podemos expresar:

$$\sum_{j=1}^m e_j = D \tag{7}$$

$$(6) \text{ en } (7) \quad D = \sum_{j=1}^m \left( \frac{b_j - P}{a_j} \right)$$

$$= \sum_{j=1}^m \frac{b_j}{a_j} - \sum_{j=1}^m \frac{P}{a_j} \tag{8}$$

$$= \sum_{j=1}^m \frac{b_j}{a_j} + P \sum_{j=1}^m -\frac{1}{a_j} \tag{9}$$

Por comodidad hagamos:

$$d = \sum_{j=1}^m \frac{b_j}{a_j} \quad \text{y} \quad k = \sum_{j=1}^m -\frac{1}{a_j}$$

Entonces la demanda la podemos escribir como sigue:

$$D = d + kP \quad \text{con } d > 0 \text{ y } k < 0 \tag{10}$$

Volvamos a la Figura N° 3, en un nivel de descarga  $e_3$ ; sí el precio de equilibrio es  $P$ , entonces las fuentes desde 3 a  $n$  demandarán permisos, por lo que la demanda será la suma de las descargas o emisiones de ellas y habrá un valor para  $d$  y  $k$ . Ahora bien, si el precio de equilibrio es  $P'$ , entonces todas las fuentes desde 2 a  $n$  demandarán permisos; por lo tanto, la demanda ahora será la suma de las descargas de ese conjunto de fuentes y el valor de  $d$  y  $k$  cambiará. Lo mismo ocurrirá si el precio de equilibrio fuere  $P''$ , etc.

Considerando lo anterior, el precio lo podemos encontrar como sigue:

$$O = D \tag{11}$$

$$L = d + KP \quad (12)$$

$$p = \frac{L-d}{k} \quad (13)$$

Ahora bien, si  $k$  y  $d$  son diferentes para cada tramo, se deberá escoger en donde  $L = D$ . Como en este punto ya conocemos el precio, entonces podemos conocer cuanto emite cada fuente, el costo total de control de descarga de cada fuente y el costo total del programa para el objetivo ambiental dado.

Resumiendo:

$$e_1 = \frac{b_1 - P}{a_1} \quad , \quad e_2 = \frac{b_2 - P}{a_2} \quad , \quad e_n = \frac{b_n - P}{a_n} \quad (14)$$

$$CmgD_1 = b_1 - a_1 e_1 \quad , \quad CmgD_2 = b_2 - a_2 e_2 \quad , \dots \quad CmgD_n = b_n - a_n e_n \quad (15)$$

$$CT_1 = \int_{e_1}^{e_0} (b_1 - a_1 e_1) de \quad , \quad CT_2 = \int_{e_2}^{e_0} (b_2 - a_2 e_2) de \quad , \dots \quad CT_n = \int_{e_n}^{e_0} (b_n - a_n e_n) de \quad (16)$$

$$CT_{total} = \sum_{j=1}^n CT_j \quad (17)$$

Esto es, el costo total del programa es igual a la suma de los costos de control de descarga de cada una de las fuentes.

## II.2. Sistema de concentración uniforme SCU

El SCU es la actual política chilena (DS90) y consiste en obligar a todas las fuentes a una concentración máxima de contaminante en sus descargas, en este caso una concentración máxima de DBO (en mg/l). Conocemos el caudal efluente de cada fuente; por lo tanto, podemos conocer la carga de cada descarga en relación a una concentración deseada.

Con dicha carga y la función de costos de emisión o descarga de la fuente, podremos determinar los costos de cada una de ellas para este nivel de concentración a que obliga la norma o la que nosotros quisiéramos establecer. Otra forma obtener los costos, es a partir de las FCmgsD de cada fuente, integrando entre la carga inicial (sin control) y la carga final, o sea, el correspondiente a la concentración normada. El costo de este sistema será la suma de los costos de cada una de las fuentes, lo que podemos escribir:

$$CT_{Total-SCU} = C_{f1} + C_{f2} + C_{f3} \& + C_{fn} \quad (18)$$

### II.3 Sistema de reducción uniforme SRU

El SRU consiste en obligar a todas las fuentes a una reducción porcentual de sus cargas actuales de manera uniforme, digamos por ejemplo un 50 % para cada fuente. Como conocemos las actuales cargas de los efluentes, aplicada dicha reducción porcentual sabemos las nuevas cargas finales.

Para determinar los costos de controlar las descargas de cada una de las fuentes, utilizamos las funciones de costos de ellas, partiendo de su nuevo nivel de emisiones. O bien, podemos obtener dichos costos, a partir de las FCmgsD de cada fuente, integrando entre la carga inicial (sin control) y la carga final, que resulta del porcentaje de reducción aplicada. El costo total de control de descarga del SRU será la suma de los costos de cada una de las fuentes, esto es:

$$CT_{Total-SRU} = C^*_{f1} + C^*_{f2} + C^*_{f3} \& + C^*_{fn} \quad (19)$$

### II.4. Modelo de calidad de agua para ríos y estuarios

En los modelos de calidad de agua intervienen procesos físicos, químico y/o biológicos, los que podemos dividir en: procesos de transporte y difusión, que afectan en forma similar a los valores de todos los parámetros de calidad de agua, y los procesos de transformación o de reacción, que afectan de manera diferente según sea la sustancia, muchos de los cuales se rigen por idénticas consideraciones cinéticas.

Para el caso de un río se establecen los siguientes supuestos: (1) el río es unidimensional desde su origen hasta su desembocadura, (2) existe completa mezcla en dirección vertical y transversal del flujo, (3) la concentración del contaminante ( $C$ ) es función de: la dispersión, advección y reacción (física, química, biológica y/o radiológica) de las sustancias.

La ecuación diferencial parcial unidimensional que define la concentración de cualquier sustancia, en el tiempo, está dada por:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left( EA \frac{\partial C}{\partial x} - UAC \right) - KC \pm \sum S_j \quad (20)$$

Nomenclatura:

$C$  = concentración de una sustancia, M/L<sup>3</sup>.

$t$  = tiempo, T.

$x$  = distancia a lo largo del cauce, L

$E$  = coeficiente de dispersión, L<sup>2</sup>/T

$U$ = velocidad neta aguas abajo, L/T

$A$ = área de la sección transversal a la corriente, L<sup>2</sup> .

$S_j$ = fuentes externas (afluentes o descargas), M/L<sup>3</sup> T.

$K$ = constante de decaimiento de la sustancia.

$\frac{\partial C}{\partial t}$  , es el cambio de la concentración de una sustancia con respecto al tiempo.  $EA \left( \frac{\partial C}{\partial x} \right)$  , representa el cambio del flujo en dirección x, debido a la dispersión.  $UAC$  , representa la advección en dirección x. Finalmente,  $-KC$  , es la degradación de la sustancia contaminante por reacción.

Este modelo de calidad de agua unidimensional para demanda bioquímica de oxígeno y oxígeno disuelto, entre otros compuestos y/o sustancias, está programado por la EPA, bajo el nombre de **Qual2-E**, y es el que se usó en este trabajo. Este programa puede modelar varias sustancias incluyendo oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno carbonosa (López, 1999).

### III. CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El río Bío Bío, ubicado en la VIII Región de Chile, el segundo más caudaloso del país, se caracteriza por fuertes pendientes y una importante diferencia de caudal entre las temporadas de avenida y estiaje. El área de estudio se desarrolla en la sección media de la cuenca, desde inmediatamente aguas arriba de la afluencia del estero Paillihue al río Bío Bío, hasta antes de la afluencia del río Laja al mismo, y la DBO<sub>5</sub> como contaminante a controlar (ver Anexo N° 1).

La elección del área de estudio estuvo motivada por la existencia de un número significativo de fuentes contaminantes que descargan DBO. En dicha área existen 15 fuentes, a saber: 4 descarga de aguas servidas, 4 fuentes corresponden a la industria de la celulosa y el papel y 7 a la industria del proceso de alimentos. En relación con los cuerpos de agua receptores, cuatro fuentes descargan sus residuos líquidos al estero Quilque dentro del radio urbano de la ciudad de Los Ángeles, los que llegan al río Bío Bío a través del río Huaqui; cuatro fuentes descargan sus residuos al estero Paillihue dentro de la misma ciudad, cauce que descarga sus aguas directamente al río Bío Bío; se ubicaron sendos puntos de control en dichos esteros después de la citada ciudad. En el río Bío Bío, entre la frontera superior (aguas arriba) hasta la confluencia con el río Vergara se localizan cinco fuentes: tres en el río Bío Bío y dos en el Vergara, al final de este grupo de fuentes se estableció otro punto de control. Finalmente, en el río Bío Bío, antes de la afluencia del río Laja se encuentran otras dos fuentes, en la ciudad de Laja, después de las cuales se localizó el último punto de control. Existen cuatro agrupaciones naturales de fuentes por su relativa cercanía entre ellas y cada punto de control sirve para controlar a cada conjunto. El pertinente

punto de control para las simulaciones se ubica a una distancia de las fuentes en cual el nivel de OD es el más bajo. Las distancias de las fuentes a sus respectivos puntos de control quedaron definidas en el perfil de OD entregado por el modelo de calidad de agua.

#### **IV. FUNCIONES DE COSTOS MARGINALES DE DESCARGAS**

Las fuentes instaladas en el área de estudio que descargan agua con DBO requieren construir plantas de tratamiento al final del proceso (end of pipe) para controlar sus descargas. En este trabajo se utilizaron FCmgs lineales. Cuando una fuente no controla sus descargas su costo es igual a cero; en cambio, sus costos son máximos cuando controla el 100% de sus descargas. Los costos marginales de control de cada una de las fuentes serán diferentes, a menos que se trate de fuentes idénticas, fuentes con cargas efluentes mayores tendrán mayores costos de control.

Las funciones de costos de descargas de aguas servidas (sanitarias) se determinaron por medio de regresiones, para lo cual se contó con datos de 23 plantas licitadas en el país al año 2001. En cuanto a los costos de las fuentes, se establecieron los costos actualizados equivalentes (CAE), considerando los costos de inversión, operación y mantención, con un horizonte de inversión a 15 años y una tasa de descuento del 10 %.

Las funciones de costos marginales necesarias para el resto de las fuentes del presente estudio, se obtuvieron a partir del trabajo de Dasgupta y otros (1996). Para hacer válidas, en Chile, las FCmgs chinas, establecimos factores de corrección con valores de fuentes cotizadas en Chile, evaluadas para el mismo período y tasa de descargas que las plantas de aguas servidas. En Anexo N° 2 se muestran las FCmgs utilizadas en este trabajo.

#### **V. COSTOS AGREGADOS DE LOS SISTEMAS**

##### **V.1. Sistema de concentración uniforme, SCU**

Definimos el SCU como la obligación de todas las fuentes a una concentración máxima de contaminante en sus descargas, en este caso una concentración máxima de DBO en mg/l. que, para el caso, la norma la fijó en 35 mg/l (Tabla N° 1 del DS 90). Sin embargo, para este estudio trabajamos con varios niveles de concentraciones, cuyo rango en las descargas van desde los 20 mg/l hasta 200 mg/l.

Para el cálculo de los costos de descarga de cada fuente y costos agregados de un SCU, se trabajó con un programa en planilla Excel 7.0, de creación propia. Con el fin de establecer una base de comparación se calcularon los costos agregados de emisiones o descargas para concentraciones en las

descargas de 20 mg/l a 60 mg/l de cinco en cinco y desde 60 mg/l hasta 100 mg/l de diez en diez, luego para 150 mg/l y 200 mg/l. El programa también entrega las cargas finales del caudal efluente, que resultan de las concentraciones simuladas.

**TABLA N° 1**  
**NIVELES DE OD EN PUNTOS DE CONTROL COMO METAS AMBIENTALES**

Concentración de DBO en las descargas (mg/)	Meta Ambiental de OD en Puntos de Control (mg/l)			
	Pto. de Control "A" (Paillihue)	Pto. de Control "B" (Quilque)	Pto. de Control "C" (Bío Bío)	Pto. de Control "D" (Bío Bío)
20	6,33	5,61	8,39	8,52
25	6,31	5,53	8,37	8,48
30	6,28	5,45	8,36	8,46
35	6,26	5,37	8,35	8,44
40	6,23	5,29	8,34	8,42
45	6,21	5,21	8,33	8,40
50	6,18	5,13	8,32	8,38
55	6,16	5,05	8,31	8,37
60	6,13	4,97	8,30	8,35
70	6,08	4,81	8,28	8,31
80	6,04	4,62	8,26	8,27
90	5,99	4,43	8,23	8,24
100	5,93	4,24	8,21	8,20
150	5,03	2,63	8,10	8,00
200	3,96	0,81	8,00	7,80

Fuente: Elaboración propia.

Ahora bien, utilizando el modelo de calidad de agua (Qual2-E) se determinó (para cada nivel de concentración de DBO trabajado) el nivel de OD en todos los puntos de control localizados en el área de estudio. Estos niveles de OD se tomaron como metas ambientales para este trabajo y sirvieron como base de comparación para las simulaciones de las otras dos políticas (ver tabla N° 1).

## V.2. Sistema de reducción uniforme, SRU

El SRU consiste en obligar a todas las fuentes a una reducción porcentual de sus cargas actuales (sin abatir) de manera uniforme, digamos por ejemplo, un 70 % para cada fuente. Como se conocen las actuales cargas de los efluentes, aplicada dicha reducción porcentual se saben las nuevas cargas finales de las fuentes.

Para obtener los costos totales de la aplicación del SRU, también se construyó un programa en planilla Excel. En un primer conjunto de simulaciones se efectuó una reducción porcentual en las cargas efluentes de modo que las cargas agregadas finales fueran igual a las cargas agregadas finales que resultaron de la simulación del SCU, sin ocuparnos de verificar si a iguales cargas efluentes se lograban las metas ambientales.

En un segundo conjunto de simulaciones se realizó el mismo procedimiento explicado en el párrafo anterior y se verificó, con el modelo de calidad de agua, si se cumplía con las metas ambientales; cuando esto no ocurrió se modificó el porcentaje de reducción uniforme a aplicar hasta que se lograra cumplir la meta ambiental en **todos** los puntos de control.

### **V.3. Sistema de Permisos Transferibles, SPDT**

Se simuló un SPDT en que los permisos están definidos en función de la cantidad de contaminante descargado, en relación uno a uno - un permiso equivale a un Kg./día de DBO - para lo cual se utilizó un programa, en planilla Excel 7.0, programado por Villegas (2002), de tal modo que para cualquier nivel de emisiones o abatimientos agregados que se desee como objetivo, se llegue a una solución óptima.

El primer conjunto de simulaciones, para la obtención de los costos totales de la aplicación del SPDT, se realizó de modo que las descargas totales finales (para cada nivel simulado) fueran iguales al del SCU, sin verificar si los niveles de OD en los puntos de control correspondían a las metas ambientales.

Otro segundo conjunto de simulaciones, se realizó comprobando, por medio del modelo de calidad de agua, si con los niveles finales de emisiones de las fuentes se alcanzaba la meta ambiental en los puntos de control. En caso que no se lograba la meta ambiental, se hizo una nueva corrida con un número mayor o menor de permisos, según fuere el resultado de la simulación anterior, obligando al sistema a alcanzar la meta ambiental en todos los puntos de control, después de lo cual se determinó el costo total de esta alternativa.

## **VI. ANÁLISIS DE RESULTADOS**

En la tabla N° 2 se presentan los costos totales de las tres políticas para **iguales niveles de descargas agregadas**. Esto es, se compararon los tres sistemas, sin preocuparse del cumplimiento de metas ambientales.

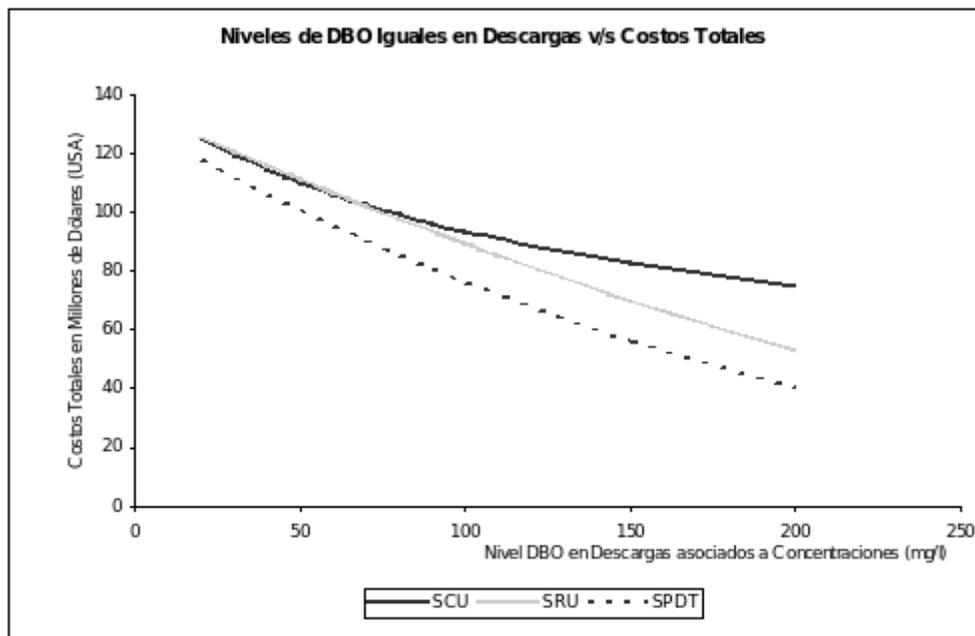
Al observar la Tabla N° 2, vemos que el SCU, a niveles de descarga más exigente, es levemente más eficiente que el SRU; en cambio, a niveles menos exigentes ocurre lo contrario. El SPDT en forma casi paralela muestra, en todos los niveles, costos totales anuales menores que los otros dos sistemas estudiados.

**TABLA N° 2**  
**COSTOS TOTALES DE LAS TRES POLÍTICAS CON IGUALES NIVELES**  
**AGREGADOS EN LAS DESCARGAS.**

Costos totales de un SCU,SRU y SPDT, cuyos porcentajes de reducción y número de permisos se fijaron a partir de las descargas de un SCU					
Concentración de DBO en las descargas (mg/l)	Porcentaje de reducción de DBO en las descargas (%)	Número de permisos del SPDT en unidades de DBO (kg/día)	Costos Totales SCU (mill. \$US)	Costos Totales SRU (mill. \$US)	Costos Totales SPDT (mill. \$US)
20	96,24	7.816	124,47	125,62	117,75
25	95,30	9.770	121,89	123,18	114,81
30	94,36	11.724	119,40	120,76	111,93
35	93,42	13.678	116,99	118,37	109,08
40	92,48	15.632	114,67	116,00	106,29
45	91,54	17.586	112,43	113,65	103,54
50	90,60	19.540	110,27	111,33	100,84
55	89,66	21.493	108,21	109,03	98,18
60	88,72	23.447	106,22	106,75	95,57
70	86,84	27.355	102,51	102,28	90,49
80	84,96	31.263	99,14	97,90	85,60
90	83,08	35.171	96,10	93,61	80,88
100	81,20	39.079	93,41	89,42	76,34
150	71,80	58.619	82,72	69,91	56,21
200	62,39	78.158	74,64	52,80	40,22

Fuente: Elaboración propia.

**FIGURA N° 4**  
**COSTOS TOTALES DE CONTROL PARA IGUALES NIVELES EN LAS**  
**DESCARGAS.**



Fuente: Elaboración propia.

Lo anterior se aprecia con más diafanidad en la Figura N° 4. La abscisa contiene las concentraciones en las descargas o sus equivalentes en porcentaje de reducción para el SRU y permisos emitidos en el SPDT, considerando que el control total de cada sistema es el mismo. Ahora bien, en cuanto a los costos agregados, el SPDT es costo-efectivo en comparación al SCU y SRU, esto es coherente con lo que se establece en la literatura, debido que a niveles iguales de control total el SPDT privilegia el control de las fuentes con costos marginales menores, mientras las fuentes con mayores CmgS compran permisos.

Al comprobar que con las emisiones finales del SRU y el SPDT no se lograban las metas ambientales, se obligó a aumentar el porcentaje de reducción (para el SRU) y a la modificación del número de permisos (para el SPDT) hasta lograr completo cumplimiento de las metas en todos los puntos de control. En la Tabla N° 3 se muestran los costos totales de cada sistema con cumplimiento de metas. En la mayoría de los casos, para llegar a cumplir con la meta en el punto de control del estero Quilque, ésta es excedida en los otros puntos de control del

sistema.

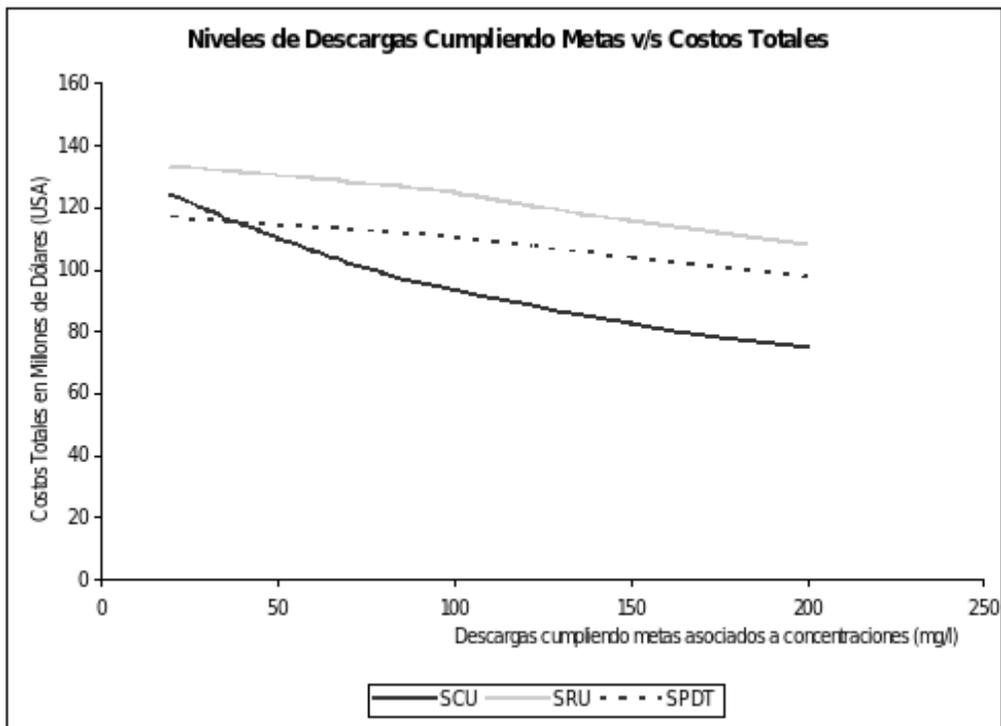
**TABLA N° 3**  
**COSTOS TOTALES CON CUMPLIMIENTO DE METAS EN TODOS LOS PUNTOS DE CONTROL**

Concentración de DBO en las descargas (mg/)	Porcentaje de DBO en las descargas (%)	Número de permisos equivalente a DBO (kg/día)	Costos Totales para cada Sistema (en millones de dólares)		
			SCU	SRU	SPDT
20	99,25	8.164	124,47	133,61	117,22
25	99,07	8.895	121,89	133,11	116,12
30	98,87	9.136	119,40	132,57	115,76
35	98,68	9.377	116,99	132,08	115,40
40	98,50	9.630	114,67	131,59	115,02
45	98,31	9.862	112,43	131,08	114,68
50	98,12	10.106	110,27	130,57	114,31
55	97,91	10.350	108,21	130,01	113,95
60	97,72	10.594	106,22	129,52	113,59
70	97,34	11.083	102,51	128,51	112,87
80	96,88	11.663	99,14	127,31	112,02
90	96,43	12.243	96,10	126,12	111,17
100	95,98	12.823	93,41	124,95	110,32
150	92,44	17.396	82,72	115,90	103,80
200	89,29	21.727	74,64	108,14	97,87

Fuente: Elaboración propia.

Se observa con absoluta claridad en la Figura N° 5 que el SRU resulta más caro para todos los niveles de cumplimientos de OD en los puntos de control del cuerpo de agua receptor, por lo que, no se analiza mayormente esta política, pues aparece más interesante lo que ocurre con el SPDT en relación al SCU.

**FIGURA N° 5**  
**COSTOS TOTALES DE CONTROL CUMPLIENDO METAS EN PUNTOS DE CONTROL.**



Fuente: Elaboración propia.

El SPDT, para niveles iguales al alcanzado por un SCU con 20 mg/l en las descargas, resulta levemente más barato cuando se obliga al sistema a cumplir con las metas, ya que en el primer caso cuesta US\$ 117.755.067 con 7.816 permisos, mientras que en este último cuesta US\$ 117.229.616 siendo necesario 8.164 permisos para cumplir con las metas. Respecto del nivel de 35 mg/l, que es lo que establece la norma actual de acuerdo con el DS-90, resulta poquito más barato un SPDT (US\$ 115.407.423.-) que el SCU (US\$ 116.994.992.-). En términos generales, el SPDT con cumplimientos de metas es costo-efectivo desde los 20 mg/l hasta los 35 mg/l, en relación a un SCU. Sin embargo, a niveles menos exigentes en cuanto a metas ambientales, a partir de los 40 mg/l el SPDT pierde su costo efectividad en relación al SCU, aumentando la diferencia entre ambos en la medida que la meta ambiental preestablecida es menos exigente.

Lo anterior se debe al “factor localización-dependencia” de que habla Brill *et. al.* (1984). En nuestro caso la restricción la impone el estero Quilque y dentro de éste, la descarga de la fuente más distante al punto de control del señalado cauce, pero que: tiene la más alta carga contaminante de toda el área, un alto caudal efluente y una alta concentración de DBO. También debemos considerar que la referida fuente tiene altos CmgS de descarga y que, de acuerdo a las características hidrodinámicas, el estero Quilque es uno de los cauces, del área de estudio, con menor capacidad de dilución; a diferencia de lo que ocurre en el río Bío Bío, que a pesar de tener una fuente con alto nivel de carga, cerca de un punto de control y con CmgS altos, no impacta tanto al OD debido a la importante capacidad de asimilación del cauce.

Los costos marginales más altos, para el rango que hemos trabajado, se localizan: dos fuentes en el Bío Bío y una en el estero Quilque; en cambio, los CmgS relativamente bajos y bajas cargas, son fuentes que descargan al estero Paillihue haciendo que el OD de este último cauce no sea impactado, ya que aquí están las fuentes que abatirán el 100% en lugar de comprar permisos.

Ahora bien, el SCU obliga abatir a las fuentes de costos altos, que son también las más contaminantes, así como a las fuentes con bajos costos marginales de abatimiento, lo que provoca que las primeras no impacten tan fuerte en el nivel de OD, aún cuando los costos agregados sean mayores. Por esta misma razón, a niveles más exigentes de abatimiento, el SCU resulta más caro, ya que las fuentes de costos altos están obligadas a controlar grandes niveles de DBO; en cambio, el SPDT logra que las fuentes con bajos CmgS controlen el 100% de sus cargas contaminantes y lo justo y necesario que falta para cumplir la meta, lo realiza con las fuentes de CmgS más altos.

Por otro lado, para niveles de metas menos exigentes el SCU sigue su norma de obligar a controlar a todas las fuentes, independientemente de sus costos marginales. El SPDT en cambio, en el tramo de descargas (de 20 mg/l a 200 mg/l o sus equivalentes en número de permisos) logró que todas las fuentes, a excepción de las tres que tienen los mayores CmgS, controlaron el 100% de sus descargas. Esto último significa que, en el estero Paillihue y en el río Bío Bío, con el sistema de permiso se controla más de lo necesario, para el logro de metas, sólo porque los CmgS de sus fuentes son más bajos; en cambio, sólo para cumplir con la meta del estero Quilque se obliga a controlar a otras fuentes de CmgS más altos.

En el Anexo N° 3 se puede observar que casi todos los niveles de OD alcanzados con un SPDT en los puntos de control, a excepción de los del estero Quilque, son mayores que los que señala la meta ambiental escogida. En el mismo se destacan los puntos de restricción activa, es decir, los puntos del área en estudio que obligaron a reducir el número de permisos al SPDT. Como se puede apreciar, todos los puntos de restricción activa, a excepción del correspondiente a 20 mg/l, pertenecen al estero Quilque.

## VII. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se compararon los costos totales, de controlar las descargas de contaminantes en río, entre un sistema de concentraciones uniformes en las descargas, un sistema de reducción uniforme y la aplicación de un sistema de permisos de descargas transferibles. De acuerdo con la revisión de trabajos de este tipo, éste es nuevo y podríamos decir único en Chile, que se enmarca dentro de la actual legislación ambiental y la Ley de Bonos de Descontaminación que se encuentra pendiente en el Congreso Nacional.

Para el desarrollo del presente trabajo se estableció una metodología, la que puede servir de base para el estudio de problemas de contaminación en cuerpos de agua de otras cuencas hidrográficas o de contaminación en aguas marítimas.

Al comparar los costos totales de los tres sistemas con iguales niveles de cargas agregadas en las descargas, resultó que el SPDT es “costo-efectivo”, lo que es coherente con lo establecido en la literatura sobre economía ambiental. Sin embargo, cuando se obliga al sistema de reducción uniforme a aumentar el porcentaje de reducción (aumentar el control) y al sistema de mercado a reducir el número de permisos hasta lograr, al menos, los niveles de OD establecidos como meta en cada punto de control, resulta que descargar hasta 35 mg/l (o equivalente), el sistema de mercado es costo-efectivo, mientras que a partir de 40 mg/l y hasta los 200 mg/l, el sistema de mercado pierde su condición de eficiencia; se observa además que, al margen de los puntos de restricción activa, en los otros tres puntos de control los niveles de OD son mayores que la meta ambiental. Por otra parte, el sistema de reducción uniforme resulta siempre más caro que los otros dos sistemas modelados.

El hecho que el SPDT pierda su condición de eficiencia se debe a que el punto de restricción activa, en casi todos los casos, se encuentran en el cauce con menor capacidad de dilución, dentro del cual descarga la fuente más contaminante de todo el área y cuyos costos marginales de descarga es uno de los más altos. Por esta razón, cuando el SPDT cumple con las metas, 11 de los 15 niveles de exigencia se encuentran en el rango de 20 mg/l a 30 mg/l del correspondiente al SCU. Entonces es fácil entender el por qué el SPDT pierde su condición de eficiencia.

La rigidez del sistema hídrico le introduce limitaciones al SPDT, lo que está dado porque en ríos y esteros existen corrientes en una sola dirección y una reducida sección, a diferencia de lo que sucede en lagos, mares y en emisiones de gases a la atmósfera.

La localización de las fuentes con mayores cargas de DBO, respecto de los puntos de control, y de Cmg<sub>s</sub> de descarga mayores, puede hacer perder la eficiencia del sistema de mercado. Esto es coherente con lo mostrado y denominado, por Brill et. al. (1984), “factor de localización-dependencia”.

El uso de un modelo de calidad de agua es una herramienta indispensable para estudiar un sistema de mercado aplicado a cuerpos de agua, así como el de cualquier otro sistema con el fin de verificar si las políticas estudiadas logran cumplir con las metas ambientales preestablecidas. Para el caso del diseño de alguna política de descontaminación a cuerpos de agua, el modelo de calidad de agua que se utilice debería ser calibrado con valores de terreno (Saavedra, 2004).

Los éxitos que pudieren producirse con la aplicación de sistemas de permisos en aire, no significa que se obtendrán resultados similares en ríos, pues se trata de dos fluidos con características físicas muy diferentes; mientras los gases tienden a expandirse infinitamente, los líquidos se mantienen limitados por el depósito que los contiene; en la atmósfera hay vientos en todas direcciones aunque existen vientos predominantes, en cambio en ríos sólo una dirección es posible.

## REFERENCIAS

- BENNETT LYNNE L., STEVEN G. THORPE, A. JOSEPH GUSE. 2000. Cost-effective control of nitrogen loading in Long Island Sound. *Water Resource Research*. Vol. 36. N° 12. pp. 3711-3720.
- BRILL, E. DOWNEY, JR.; EHEART, J. WAYLAND; KSHIRSAGAR, SUDHIR R.; AND LENCE BARBARA J. 1984. Water Quality Impacts of Biochemical Oxygen Demand Under Transferable Discharge Permit Programs. *Water Resource Research*, Vol. 20, N° 4, pp 445-455.
- DALES, J. H. 1968a. Land, Water and Ownership. *Canadian Journal of Economics*. 1, November. 1968, 797-804.
- DALES, J. H. 1968b. *Pollution, Property and Prices*. Toronto. University of Toronto Press.
- DASGUPTA, SUSMITA; HUQ, MAINUL; WHEELER, DAVID AND ZHANG, CHONGHUA. 1996. Water Pollution Abatement Chinese Industry, Cost Estimates and Policy Implications, Policy Research Working Paper 1630, The World Bank, Policy Research Department, Environment, Infrastructure, and Agriculture Division. Washington, DC (EE UU) August 1996
- HANLEY, NICK; SHOGREN, JASON F.; WHITE, BEN. 1997. *Environmental Economics in Theory and Practice*. 1ª Ed. New York, EE UU. Editorial Oxford University Press, Inc. pp. 106-155.
- HAHN, ROBERT W. 1989 Economics Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders. *Journal of Economic Perspectives*, Volume 3, Number 2, Spring 1989, Pp 95-114.
- LÓPEZ, ANDRÉS. 1999. *Stochastic Water Quality Models: Solution, Calibration and Application*. Dissertation for the Degree of Doctor of Philosophy, Faculty of the Graduate School of Cornell University, August 1999.

- LOUCKS, D. P., STEDINGER, J. R. AND HAITH, D. A. 1981. Water Resource Systems Planning and Analysis. Cornell University. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. New Jersey.
- MONTERO, JUAN PABLO Y SÁNCHEZ, JOSÉ MIGUEL. 2003. Permisos Transables de Emisión para el Control de la Contaminación de Agua: Experiencia Internacional y Lecciones para Chile. Borrador preparado para el seminario BID-CONAMA 13 y 14 de noviembre del 2003. Instituto de Economía. Pontificia Universidad Católica de Chile.
- MONTGOMERY, W. DAVID. 1972. Markets in licenses and efficient pollution control programs. *Journal of Economics Theory*, volumes 5, Issue 3, December, pp 395-418.
- NOVOTNY, G. 1986. Transferable Discharge Permits for Water Pollution Control in Wisconsin. Department of Natural Resources. Madison. Wisconsin. Mimeo. December 1, 1986.
- ROWLEY, C., BEAVIS, B., MCCABE, C. AND STOREY, D. 1979. A Study of Effluent Discharges to the Tees. London. Department of the Environment.
- RUSSELL, CLIFFORD S. AND POWELL, PHILIP T. 1996. Choosing Environmental Policy Tools: Theoretical Cautions and Practical Considerations. Washington D. C., June 1996, N° ENV-102.
- SAAVEDRA, MARCOS I. 2004. Comparación de Costos entre un Sistema de Mercado y Regulación de Estándares para Control de Contaminación en Ríos. Magíster en Economía de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas, Universidad de Concepción. 41 p.
- STREETER, H. W. AND PHELPS, E. B. 1925. A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River. Public Health Bulletin, Vol. 146. U. S. Public Health Service. Washington D. C.
- TIETENBERG, THOMAS H. 1980. Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Source Air Pollution: A Survey and Synthesis. *Land Economics*. Vol. 56. N° 4. November 1980.
- TIETENBERG, THOMAS H. 1985. Emissions Trading, an Exercise in Reforming Pollution Policy. *Resources for the Future*. Washington D. C.
- VILLEGAS, CLARA INES. 2002. Fiscalización de un Sistema de Permisos de Emisión Transferibles en presencia de poder de mercado. Estudio Empírico del Programa de Compensación de Emisiones en Santiago de Chile. Magíster en Economía de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas, Universidad de Concepción. 61 p.
- ZAROR, CLAUDIO A. 2000. Introducción a la Ingeniería Ambiental para la Industria de Procesos. Capítulos 2, 3, 4 y 5, Departamento de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Concepción.



## ANEXO N° 2

## FUNCIONES DE COSTOS MARGINALES DEL ÁREA DE ESTUDIO

Fuente	CARGA DBO (kg/día)	Función CMg
Industria de proceso 1 (Quilque)	88.689	$y = -0,0171 x + 1515,70$
Celulosa y papel 3 (Bío Bío)	38.362	$y = -0,04455 x + 1708,96$
Industria de proceso 4 (Paillihue)	34.720	$y = -0,0171 x + 593,36$
Celulosa y papel 2 (Bío Bío)	10.977	$y = -0,07892 x + 866,26$
Industria de proceso 1 (Paillihue)	9.620	$y = -0,0309 x + 296,78$
Celulosa y papel (Vergara)	7.714	$y = -0,16182 x + 1248,22$
Sanitaria (Quilque)	5.646	$y = -0,0958x + 540,85$
Celulosa y papel 1 (Bío Bío)	4.873	$y = -0,99814 x + 4863,85$
Industria de proceso 3 (Quilque)	2.902	$y = -0,0309 x + 89,52$
Industria de proceso 2 (Quilque)	1.338	$y = -0,0308 x + 41,26$
Sanitaria (Vergara)	1.069	$y = -0,078x + 83,38$
Sanitaria 2 (Bío Bío)	952	$y = -0,926x + 881,92$
Sanitaria 1 (Bío Bío)	350	$y = -0,4418x + 154,63$
Industria de proceso 2 (Paillihue)	320	$y = -3,2739 x + 1047,98$
Industria de proceso 3 (Paillihue)	307	$y = -3,2667 x + 1002,53$

Fuente: Elaboración propia.

**ANEXO N° 3**

**NIVELES DE OD EN PUNTOS DE CONTROL ALCANZADOS CON UN SPDT**

Concentración de DBO en las descargas (mg/)	Número de permisos equivalent e a DBO (kg/día)	Niveles de OD (mg/l) alcanzados con un SPDT en puntos de control			
		Pto. de Control "A" (Paillihue)	Pto. de Control "B" (Quilque )	Pto. de Control "C" (Bío Bío)	Pto. de Control "D" (Bío Bío)
20	8.164	6,43	5,77	8,39	8,52
25	8.895	6,43	5,53	8,39	8,50
30	9.136	6,43	5,45	8,39	8,50
35	9.377	6,43	5,38	8,39	8,49
40	9.630	6,43	5,29	8,39	8,49
45	9.862	6,43	5,21	8,39	8,49
50	10.106	6,43	5,13	8,39	8,48
55	10.350	6,43	5,05	8,39	8,48
60	10.594	6,43	4,97	8,39	8,47
70	11.083	6,43	4,81	8,39	8,47
80	11.663	6,43	4,62	8,39	8,46
90	12.243	6,43	4,43	8,39	8,45
100	12.823	6,43	4,24	8,39	8,44
150	17.396	6,43	2,63	8,39	8,36
200	21.727	6,43	0,81	8,39	8,28

Fuente: Elaboración propia.

