

Control de Contaminación en Ríos

Caso: una sección de la cuenca del río Bío Bío (Chile)

Marcos Saavedra Brofman

Resumen

Cualquier política que se desee aplicar para control de contaminación en cuerpos de agua debería ser costo-efectiva. En el presente trabajo se comparan los costos agregados de control de la DBO₅ en una sección de la cuenca del río Bío Bío, en la Región del Bío Bío, Chile, entre la actual política chilena, que el autor denomina *sistema de concentración uniforme*, con un *sistema de permisos transferibles* y otro sistema de regulación de estándar llamado *sistema de reducción uniforme*.

Demostraciones teóricas y simulaciones desarrolladas en los últimos decenios, establecen que el sistema de mercado es costo-efectivo. Sin embargo, en este trabajo se muestra que el sistema de mercado puede perder su condición de eficiencia, debido a la rigidez que le impone el sistema hídrico.

Palabras claves: Permisos de descargas transferibles. Descontaminación costo eficiente en agua. Descontaminación en ríos. Políticas de calidad en agua.

River Pollution Control

Case study: Bío Bío river basin (Chili)

Summary

Pollution control policies for water bodies must be efficient. In this research, a comparison of BOD total control costs is conducted for a given section of the Bío Bío river basin, Bío Bío Region, Chili, using the current national policy, i.e. uniform concentration system, against a tradable permit system and a quality standard system based on an uniform pollution reduction.

According to various theoretical and practical simulations developed in the last decades, the tradable permit system is cost-effective. However, this study demonstrates that given levels of environmental targets the tradable permit system could be no efficient because, among others: i) physical constraints of water resource network, ii) location of major pollution sources with higher marginal treatment costs, and iii) dilution capacity of the water bodies.

JEL classification: L51, Q25, Q52, Q53

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

1 Introducción

Los sistemas de permisos, emisiones o descargas transferibles son instrumentos económicos para el control de la contaminación, estudiados también para solucionar problemas de contaminación en cuerpos de agua, 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 interesan. Así, una fuente con bajos costos de control de sus efluentes está incentivada a reducir sus niveles de descargas más allá de lo que la obliga la norma con el fin de vender sus excedentes. Dichos excedentes, transformados en bonos o permisos, pueden ser comprados por las fuentes con altos costos de control o abatimiento (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 ese 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 agua¹, 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 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.

¹ Citado por Tietenberg (1980)

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^s 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 habría 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 condiciones hidrodinámica del cauce, aún cuando esto pudiera ser deducido de lo afirmado en el punto 2.3.1, en el sentido 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 verificación, 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 verificación 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 control de emisiones 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 verificación de impactos; no señalando cómo llega a obtener estos factores, ni cómo cambia el impacto en los puntos de verificación ante la modelación de los tres escenarios señalados. En el trabajo de Bennett et al. 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). Evidencias empíricas muestran que los impactos, medidos en puntos de verificación, 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, que considere: varios escenarios, el contaminante modelado y su efecto de éste en el cuerpo de agua, llama la atención el realizado por Brill et al. (1984). 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 Funciones de Costos Marginales (**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 verificación 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 verificación (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 control de descargas 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 DBO₅ o DBO carbonosa², 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 DBO₅ 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.

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 Environmental Protection Agency, 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 y

² En el presente trabajo la DBO carbonosa la denominaremos indistintamente DBO o DBO₅

la Dirección General de Aguas (DGA). 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 control en las descargas) y finales (con control) se estableció con el modelo Qual2-E. Los datos para determinar las funciones de costos marginales 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 adquirentes 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.

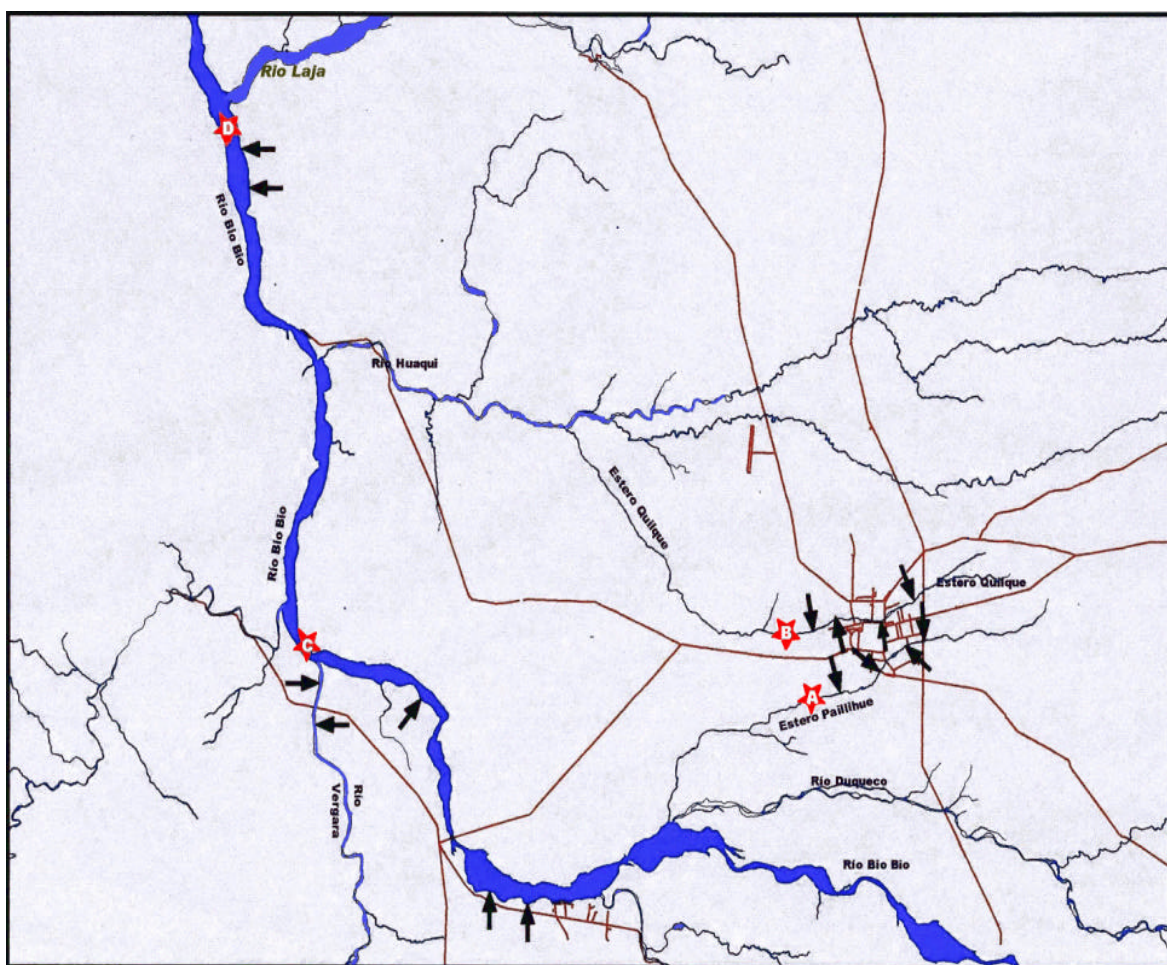
El trabajo está organizado de la siguiente manera: en la siguiente sección se describe y caracteriza el área de estudio y, se localizan los puntos de monitoreo o verificación de metas; en la sección tres se presenta la forma en que se obtuvieron las funciones de costos marginales de descargas; en la cuatro se describen las políticas comparadas y el método de cálculo de los costos en cada escenario y para cada uno de los sistemas; la presentación de resultados obtenidos y análisis se efectúa en la sección cinco; finalmente, en la última sección, se presentan las conclusiones de esta investigación.

2 Caracterización del Área de Estudio

El área de estudio se desarrolla en una sección de la cuenca del río Bío Bío, desde antes de la afluencia del estero Paillihue al río Bío Bío, hasta antes de la afluencia del río Laja, ubicado en la VIII Región de Chile y la DBO₅ como compuesto contaminante a controlar (ver Figura N° 1).

La elección del área de estudio estuvo motivada por la existencia de un número significativo de fuentes contaminantes. 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.

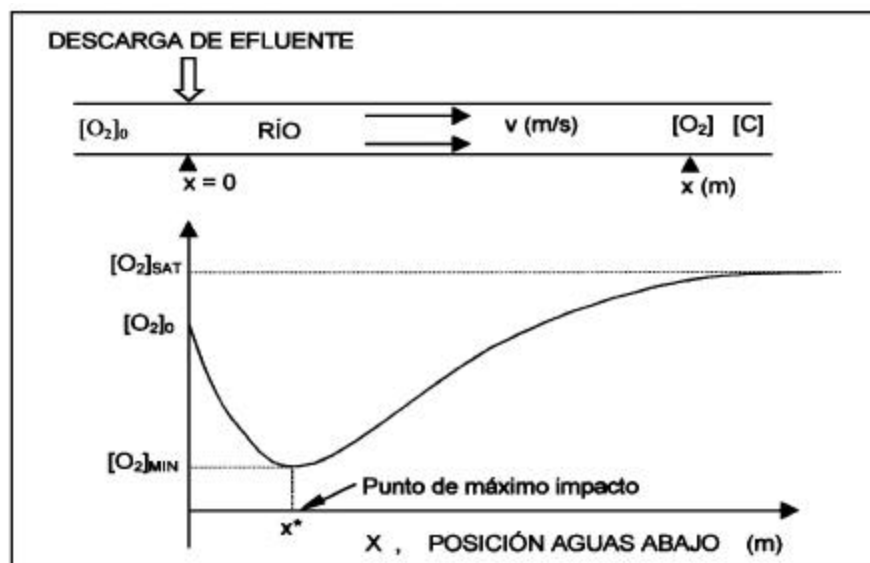


Fuente: elaboración propia, a partir de carta IGM

Figura Nº 1.- Área de estudio

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 verificación en dichos esteros después de la citada ciudad. En el río Bío Bío entre la frontera de estudio (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 verificación. 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 verificación. Existen cuatro agrupaciones naturales de fuentes por su relativa cercanía entre ellas y cada punto de verificación sirve para fiscalizar a cada conjunto. El pertinente punto de verificación se ubica a una distancia de las fuentes en que el nivel de OD es el más bajo, como se muestra en la Figura Nº 2. 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. Las distancias de las descargas a sus respectivos puntos de verificación quedaron definidas en el perfil de OD entregado por el modelo de calidad de agua, el cual se mueve en un tramo en dirección longitudinal del respectivo cauce, dependiendo de la carga de la fuente y capacidad de dilución del cuerpo receptor.



Fuente: Zaror (2000), Pág. 3-46

Figura N°2.- Efecto de una descarga con compuesto biodegradable, sobre el OD en un río

3 Funciones de Costos Marginales de Descargas

Las fuentes instaladas en el área de estudio que descargan agua con DBO, al margen de pequeños ajustes en su sistema productivo, construyen plantas de tratamiento al final del proceso. En este trabajo se utilizaron FCmgs lineales. Cuando una fuente no controla sus descargas su costo es igual a cero, los costos marginales de control de cada una de las fuentes serán diferentes, a menos que se trate de fuentes idénticas, fuentes con caudales efluentes mayores tendrán mayores costos de control.

En una planta de tratamiento, alrededor de 70 % del costo de inversión corresponde a obras civiles, mientras sólo un 30 % se relaciona con equipos de tratamiento. En la literatura se sugiere además que, existe economía de escala en los costos de control (Dasgupta et al. 1996).

Para construir las funciones de costos de descargas de aguas servidas (sanitarias) 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, considerando los costos de inversión, operación y mantención, con un horizonte de inversión de 15 años y una tasa de descuento del 10 %³.

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,

³ Método similar al que se explica en Saavedra Brofman (2008)

en Chile, las FCmgs chinas, establecimos factores de corrección con valores de fuentes, de los mismos tipos de industria, cotizadas en Chile, evaluadas para el mismo período y tasa de descuento que las plantas de aguas servidas.

4 Sistemas o Políticas Estudiadas

4.1 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. Esta es la actual política chilena, establecida en el señalado DS 90 que, para el caso de la DBO la norma la fijó en 35 mg/l (según la 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 la simulación del SCU, cálculo de los costos de descarga de cada fuente y costos agregados, 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. Luego, 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 verificación localizados en el área de estudio.- **estos niveles de OD se tomaron como metas ambientales** para la presente investigación y sirvieron como base de comparación para las simulaciones de las otras dos políticas (ver tabla N° 1).

Concentración DBO en Descargas (mg/l)	Meta Ambiental de OD en Punto de Control (mg/l)			
	Pto. de C. "A" Estero Paillihue	Pto. de C. "B" Estero Quilque-Huaqui	Pto. de C. "C" Río Bío Bío	Pto. de C. "D" Río 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

Tabla N° 1.- Niveles de OD en puntos de verificación. (Metas ambientales)

4.2 Sistema de reducción uniforme, SRU

El SRU consiste en obligar a todas las fuentes a una reducción porcentual, considerando 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 se lograban las metas ambientales; luego, considerando las curvas de costos de cada fuente, se calcularon los costos totales para cada nivel.

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 verificación después de lo cual se calcularon los costos totales para cada nivel, utilizando las curvas de costos de las fuentes.

4.3 Sistema de Permisos Transferibles, SPDT

En el presente trabajo se simuló un SPDT en que los permisos están definidos en función de la cantidad de contaminante descargada, 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 agregadas que se desee como objetivo, se llegue a una solución óptima. Se supone un mercado competitivo, completo cumplimiento de las fuentes y sólo se consideran costos de abatimiento; otros costos como: transacción, monitoreo, fiscalización, etc. están fuera del alcance de este trabajo. 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 del área de estudio, al mismo tiempo, los contaminadores transarán permisos mientras sea posible ahorrar costos. En estas circunstancias, el SPDT llega a ser una asignación costo-efectiva, independientemente de la asignación inicial de permisos (Montgomery, 1972).

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 o lo que es lo mismo que el nivel agregado de DBO controlado (para cada nivel simulado) fuera igual al del SCU, sin verificar si los niveles de OD en los puntos de verificación corresponden 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 verificación. En caso que no se lograba la meta ambiental, se hizo una nueva corrida con un número de permisos mayor o menor, según fuere el resultado de la simulación anterior, hasta alcanzar la meta ambiental en todos los puntos de verificación, después de lo cual se determinó el costo total de la alternativa simulada.

5 Presentación de Resultados y su Análisis

Como se describió anteriormente, en primer lugar se establecieron los costos agregados del SCU para varios niveles de concentración de DBO en las descargas y al mismo tiempo se obtuvieron los niveles de oxígeno disuelto a que se llegaba en cada punto de control del cuerpo receptor, los que se consideraron **metas ambientales** para este estudio.

Para el SRU y SPDT, se realizaron dos conjuntos de simulaciones, en el primero se calcularon los costos totales de cada uno de ellos para **iguales niveles de descargas agregadas** que el correspondiente al SCU, equivalente al rango de niveles de concentraciones de este último, lo que es igual a decir, para **iguales niveles totales de control**. De esta manera se compararon los tres sistemas, sin preocuparse del cumplimiento de metas ambientales (ver Tabla N° 2).

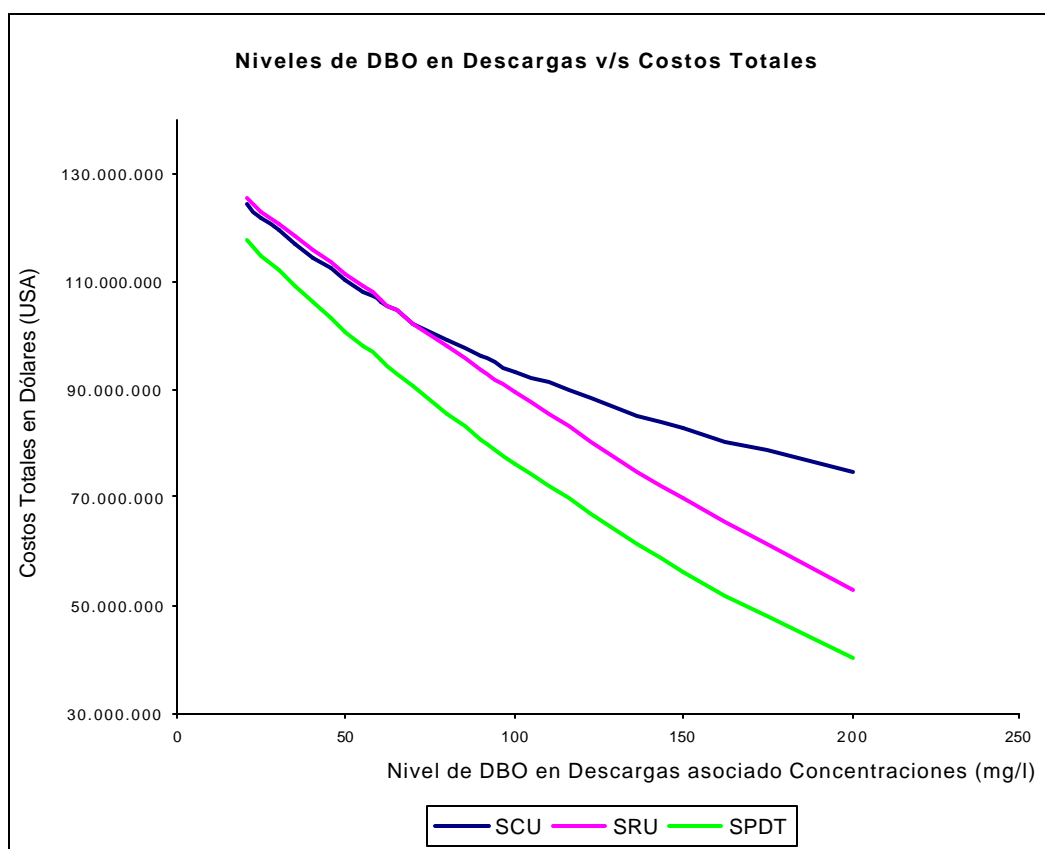
Resultados: Costos Totales de un SCU, SRU y SPDT, cuyos Porcentajes de Reducción y Número de Permisos se fijaron a partir de las descargas de un SCU					
Concentración de DBO en las Descargas (mg/l)	Porcentaje de Reducción Uniforme de DBO en las descargas (%)	Número de Permisos del SPDT en Unidades de DBO (kg/día)	Costos Totales SCU (\$US)	Costos Totales SRU (\$US)	Costos Totales SPDT (\$US)
20	96,24	7.816	124.474.747	125.626.701	117.755.067
25	95,30	9.770	121.896.550	123.184.042	114.819.438
30	94,36	11.724	119.403.291	120.765.979	111.931.130
35	93,42	13.678	116.994.972	118.371.833	109.089.328
40	92,48	15.632	114.671.592	116.000.654	106.292.915
45	91,54	17.586	112.433.151	113.654.210	103.543.979
50	90,60	19.540	110.279.649	111.331.250	100.841.052
55	89,66	21.493	108.211.086	109.033.977	98.186.682
60	88,72	23.447	106.227.462	106.759.209	95.577.190
70	86,84	27.355	102.515.032	102.282.085	90.498.499
80	84,96	31.263	99.142.358	97.900.860	85.604.960
90	83,08	35.171	96.109.441	93.614.858	80.886.116
100	81,20	39.079	93.416.281	89.425.227	76.341.050
150	71,80	58.619	82.721.581	69.915.522	56.210.969
200	62,39	78.158	74.646.336	52.804.455	40.220.134

Fuente: elaboración propia

Tabla N°2.- Costos totales de las tres políticas con niveles totales iguales de control.

Al observar la Tabla N° 2, vemos que el SCU en relación al SRU, a niveles de controles mayores es más eficiente que a niveles menos exigentes. Los costos totales van desde los \$US 124.474.747.- anuales para 20 mg/l a \$US 74.646.336.- anuales para 200 mg/l en las descargas. Los costos totales del SRU van desde \$US 125.626.701.- anuales para 96,24 % de reducción y \$US 52.804.455.- anuales para reducción de 62,39 %. El SPDT en forma casi paralela muestra costos totales anuales, ostensiblemente menores, de \$US 117.755.067 para 7.816 permisos a \$US 40.220.134.- para 78.158 permisos emitidos.

Lo anterior se aprecia con más diaphanidad en la Figura N° 3. 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 iguales niveles de control total el SPDT privilegia el control de las fuentes con costos marginales menores, mientras las fuentes con mayores Cmg's compran permisos, o dicho de otra forma, pagan a las fuentes con costos menores para que controlen lo que a ellas les correspondería en caso de la aplicación de una norma con regulación de estándares, lo que significa que el SPDT es eficiente.



Fuente: elaboración propia

Figura N° 3.- Costos totales de un SCU, SRU y SPDT para niveles totales iguales de controlar.

Después, para las emisiones finales del SRU y el SPDT se aplicó el modelo de calidad de agua y se observó que en casi todos los casos no se lograban las metas ambientales, fundamentalmente por los efectos y limitaciones que impone el estero Quilque. El objetivo en este estudio es el control de la DBO para hacer que su impacto en el OD del cuerpo receptor se sitúe en niveles preestablecidos, por lo que, si este objetivo ambiental no se cumple, esa política ambiental no es adecuada.

Entonces, en el segundo conjunto de simulaciones se aumentó el porcentaje de reducción (para el SRU) y/o se aumentó o disminuyó el número de permisos (para el SPDT) hasta

lograr completo cumplimiento de meta en todos los puntos, después de esto, con las cargas finales para cada caso, se calcularon los costos agregados de cada programa. En la Tabla N° 3, se muestran los costos totales de cada sistema con cumplimiento de metas en todos los puntos de verificación. En la mayoría de los casos, para llegar a cumplir con la meta del punto de verificación del estero Quilque, ésta fue excedida en los otros puntos de verificación del sistema.

Concentración de DBO en las descargas (mg/l)	Porcentaje de reducción de DBO en las descargas (%)	Número de permisos equivalente a DBO (kg/día)	Costos Totales para cada Sistema (Dólares USA)		
			SCU	SRU	SPDT
20	99,25	8.164	124.474.747	133.610.004	117.229.616
25	99,07	8.895	121.896.550	133.117.750	116.128.219
30	98,87	9.136	119.403.291	132.579.466	115.767.001
35	98,68	9.377	116.994.972	132.088.447	115.407.423
40	98,50	9.630	114.671.592	131.598.339	115.029.508
45	98,31	9.862	112.433.151	131.084.899	114.683.694
50	98,12	10.106	110.279.649	130.578.105	114.319.940
55	97,91	10.350	108.211.086	130.015.397	113.957.347
60	97,72	10.594	106.227.462	129.520.008	113.595.790
70	97,34	11.083	102.515.032	128.510.413	112.873.935
80	96,88	11.663	99.142.358	127.315.994	112.021.068
90	96,43	12.243	96.109.441	126.127.412	111.171.697
100	95,98	12.823	93.416.281	124.954.819	110.326.736
150	92,44	17.396	82.721.581	115.901.582	103.809.488
200	89,29	21.727	74.646.336	108.148.029	97.872.547

Fuente: elaboración propia.

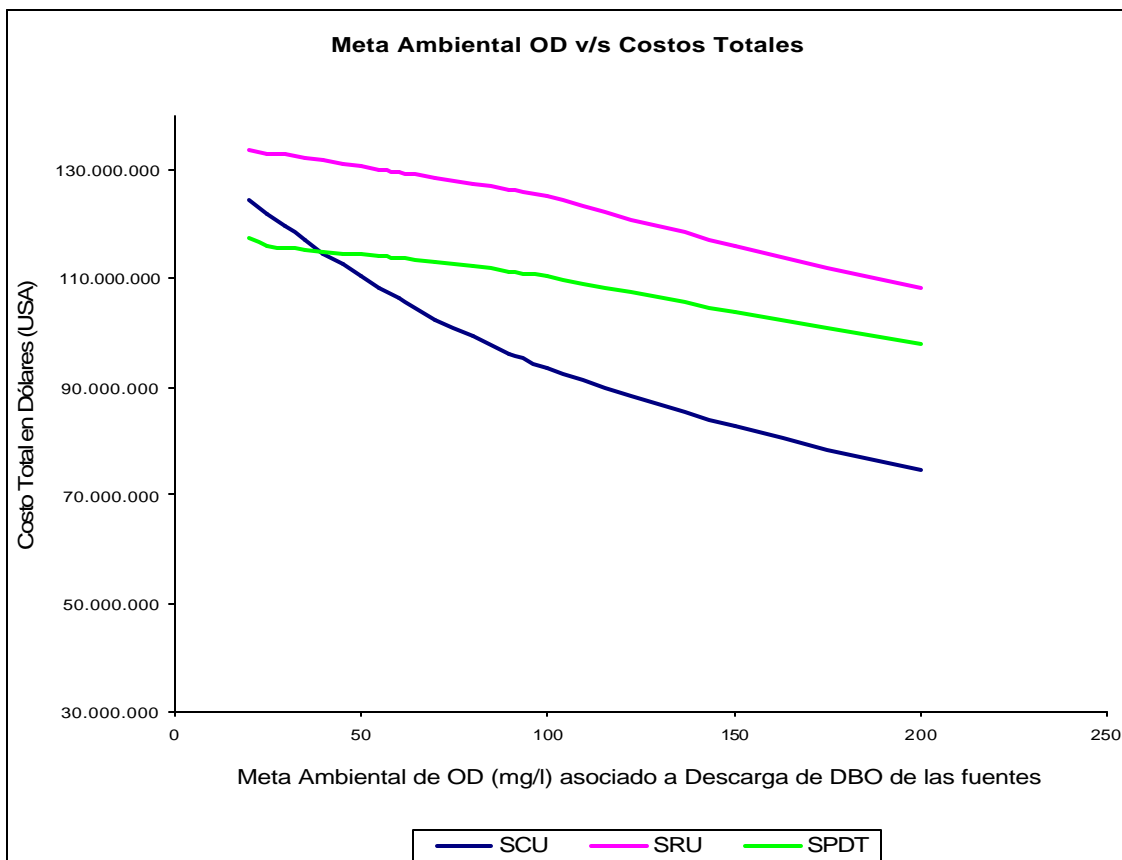
Tabla N° 3.- Costos totales de controlar de un SCU, SRU y SPDT con cumplimiento de metas.

En la Figura N° 4, se observa con absoluta claridad que el SRU resulta más caro para todos los niveles de cumplimientos de OD en los puntos de verificación 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.

El SPDT, para niveles iguales al alcanzado por un SCU con 20 mg/l en las descargas, resulta más barato cuando se obliga al sistema a cumplir con las metas, dado 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 levemente 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 del punto de verificación del señalado cauce, pero que: tiene una alta carga contaminante, un alto caudal efluente y su alta concentración de DBO, de hecho, esta es la fuente con el nivel de carga de DBO más alto de todas las fuentes. 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 verificación y con Cmgs altos, no impacta tanto al OD debido a la importante capacidad de asimilación del cauce.



Fuente: elaboración propia

Figura N° 4.- Costos Totales de controlar de un SCU, SRU y SPDT con cumplimiento de metas.

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 controlarán el 100% en lugar de comprar permisos.

Ahora bien, el SCU obliga a controlar a las fuentes de costos altos, que son también las más contaminantes, así como a las fuentes con bajos costos marginales de controlar, 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 control, 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 Cmgts controlen el 100% de sus emisiones contaminantes y lo justo y necesario que falta para cumplir la meta, lo realiza con las fuentes de Cmgts más altos.

Por otro lado, para niveles de metas menos exigentes el SCU sigue su norma de obligar a controlar sus descargas 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 Cmgts, controlaran 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 Cmgts 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 Cmgts más altos.

Meta Ambiental en mg/l DBO Descarga	Meta Ambiental en N° de Permisos DBO	OD mg/l en Pto. de Control "A"	OD mg/l en Pto. de Control "B"	OD mg/l en Pto. de Control "C"	OD mg/l en Pto. de Control "D"
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

Tabla Nº 4.- Niveles de OD en puntos de control de un SPDT con cumplimiento de metas.

En la Tabla Nº 4 se puede observar que casi todos los niveles de OD alcanzados en los puntos de control, a excepción de los del estero Quilque, son mayores que los que señala la meta ambiental escogida. En la misma Tabla Nº 4 se destacan (en color) los puntos de restricción activa, es decir, los puntos del área en estudio que obligaron a reducir el número de permisos del SPDT, como se aprecia todos los puntos de restricción, a excepción del correspondiente a 20 mg/l, pertenecen al estero Quilque.

6 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 de la presente investigación 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.

Se seleccionó como caso de estudio la parte media de la cuenca del río Bío Bío, en la Región del mismo nombre, Chile y la DBO_5 como contaminante a controlar; se identificaron y ubicaron todas las fuentes del área de estudio; se establecieron los caudales y cargas de DBO descargadas por las fuentes. Por otra parte, se determinaron las funciones de costos marginales para todas las fuentes, ajustadas a precios de mercado vigentes en el país al año 2001. Se destaca además el uso de un modelo de calidad de agua para verificar el cumplimiento de metas ambientales y evaluar el efecto del contaminante en el OD del cuerpo receptor; se fijaron cuatro puntos de verificación en los cauces involucrados para determinar los niveles de OD que se lograban, pues se trata de controlar la DBO en relación con su efecto en el OD del cuerpo receptor, por lo que, la meta ambiental estaba dada en función del nivel del OD de los receptores de los efluentes.

En primer lugar se compararon los costos totales entre las tres políticas de modo que los niveles de control de DBO **total** de los tres sistemas fueran iguales. De esta simulación resultó que el sistema de permisos de descargas transferibles es “costo-efectivo”, lo que es coherente con lo establecido en la literatura sobre economía ambiental. Con un modelo de calidad de agua se determinaron los niveles de OD alcanzados por el sistema de reducción uniforme y el sistema de permisos de descargas transferibles. En general, se constató que con ninguno de estos sistemas se logran las metas ambientales establecidas, incluso se observa anoxia en el estero Quilque en casi la mitad de las simulaciones.

Después de constatar lo indicado en el punto anterior se realizaron simulaciones, pero obligando al sistema de reducción uniforme a aumentar el porcentaje de reducción (aumentar el control en las descargas) y al sistema de mercado a reducir el número de permisos (salvo para 20 mg/l en que aumentó) hasta que en cada nivel simulado se lograron los niveles de OD establecidos como meta en cada punto de verificación, constatando que la restricción la impone en casi todos los casos el estero Quilque. Una vez lograda las metas se determinaron los costos totales de cada sistema; de lo cual resulta que controlar 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.

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, dado por la reducida sección de los ríos y esteros, en comparación con lo que ocurre en lagos, mares y en emisiones de gases a la atmósfera. Además, las corrientes en ríos y esteros son en una sola dirección, a diferencia de lo que sucede en aguas marítimas y atmósfera.

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.

7 Referencias Bibliográficas

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. Nº 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, Nº 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, Nº ENV-102.

Saavedra Brofman, Marcos. (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.

Saavedra Brofman, Marcos y López, Andrés. (2006). "Costo Eficiencia para Control de Contaminación en Ríos, Aplicación a una Sección de la Cuenca del Río Bío Bío". Revista Economía y Administración Nº 66, junio 2006, pp 43-71. Universidad de Concepción. Chile.

Saavedra Brofman, Marcos. (2008). "Funciones de Costos Marginales de Abatimiento (Chile)", abril 11 2008, <http://www.monografias.com/trabajos55/costos-marginales-de-abatimiento/costos-marginales-de-abatimiento.shtml>

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. Nº 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.

Biografía del Autor.

Marcos Saavedra Brofman

Magíster en Economía de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Universidad de Concepción, Chile. Ingeniero Civil Industrial, Universidad Autónoma de Chile, Temuco, Chile. Ingeniero Geomensor, Universidad de Concepción, Chile. Teléfonos: (56-45) 462265, Oficina. (56-45) 644746, Casa. (56-9) 90787860 Móvil. E-mail: marcos.saavedra@mop.gov.cl o marcsaav@udec.cl

Nacido en Chile, Viña del Mar.

Domiciliado en: Claro Solar Nº 1148, interior, ciudad de Temuco, Región de la Araucanía, Chile.

Actualmente, se desempeña como Director Regional de Aguas de la Región de la Araucanía, Chile.

Chile, Temuco, mayo 2008