



**“COMPARACIÓN DE COSTOS ENTRE UN SISTEMA DE
MERCADO Y REGULACIÓN DE ESTÁNDARES PARA CONTROL
DE CONTAMINACIÓN EN RÍOS”**

Caso de estudio: Sección de la Cuenca del Río Bío Bío

**Tesis presentada a la Facultad de
Ciencias Económicas y Administrativas
de la Universidad de Concepción para
optar al Grado Académico de Magíster en
Economía de Recursos Naturales y del
Medio Ambiente.**

Prof. Guía : Andrés López Avaria, Ph.D.

MARCOS IVÁN SAAVEDRA BROFMAN

LISTA DE TABLAS

<i>Tabla N° 3-1 Funciones de costos marginales de las fuentes del área de estudio</i>	26
<i>Tabla N° 3-2 Niveles de OD en puntos de control para diferentes niveles de concentración en las descargas. (metas ambientales)</i>	27
<i>Tabla N° 4-1 Costos totales de abatimiento de las tres políticas con iguales niveles de abatimiento</i>	29
<i>Tabla N° 4-2 Niveles de OD que se alcanza en los puntos de control con un SRU cuyos niveles abatimientos son iguales al de un SCU</i>	30
<i>Tabla N° 4-3 Niveles de OD que se alcanza en los puntos de control con un SPDT cuyos niveles abatimientos son iguales al de un SCU</i>	30
<i>Tabla N° 4-4 Costos totales de abatimiento de un SCU, SRU y SPDT con cumplimiento de metas de OD en todos los puntos de control</i>	31
<i>Tabla N° 4-5 Niveles de OD en puntos de control de un SPDT con cumplimiento de metas</i>	36

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura N° 2-1 Costos totales de abatimiento a partir de la curva de Cmgs de descarga</i>	14
<i>Figura N° 2-2 Cálculo de costos totales como figura geométrica con curva de Cmgs lineales</i>	15
<i>Figura N° 2-3 Nivel de descarga en función de los Cmgs y el precio</i>	15
<i>Figura N° 2-4 Elección de las fuentes de abatir o comprar permisos en función del precio</i>	16
<i>Figura N° 2-5 Función de demanda a partir de las FCmgs</i>	17
<i>Figura N° 2-6 Curva de demandas agregadas cuando la oferta iguala a la demanda</i>	18
<i>Figura N° 2-7 Curvas de costos de las fuentes para cálculo de costos totales en un SCU</i>	19
<i>Figura N° 2-8 Curva de costos de las fuentes para cálculo de costos totales en un SRU</i>	20
<i>Figura N° 3-1 Área de estudio</i>	22
<i>Figura N° 3-2 Efecto de una descarga con compuesto biodegradable, sobre el OD en un río</i>	23
<i>Figura N° 4-1 Costos totales de abatimiento de un SCU, SRU y SPDT para iguales niveles de abatimiento</i>	32
<i>Figura N° 4-2 Niveles de DO alcanzados en puntos de control con abatimientos totales iguales</i>	33
<i>Figura N° 4-3 Costos Totales de abatimiento de un SCU, SRU y SPDT con cumplimiento de metas de OD en todos los puntos de control</i>	34
<i>Figura N° 4-4 Funciones de Cmgs. de las fuentes divididas por cauce de descarga</i>	35

TABLA DE CONTENIDOS

1 INTRODUCCION	5
2 MARCO TEÓRICO	9
2.1 Revisión Bibliográfica	9
2.2 Modelos Teóricos	13
2.2.1 Sistema de permisos de descargas transferibles SPDT	13
2.2.2 Sistema de concentración uniforme SCU	19
2.2.3 Sistema de reducción uniforme SRU	20
2.2.4 Modelo de calidad de agua para ríos y estuarios	20
3 METODOLOGÍA	21
3.1 Caracterización del Área de Estudio	22
3.2 Funciones de Costos Marginales de Descarga	23
3.3 Costos Totales del Sistema de Concentraciones Uniformes	27
3.4 Costos Totales del Sistema de Reducción Uniforme	28
3.5 Costos Totales del Sistema de Permisos de Descargas Transferibles	28
4 RESULTADOS Y ANÁLISIS	29
4.1 Resultados	29
4.2 Análisis y Evaluación de Resultados	31
4.2.1 Simulaciones con iguales niveles de abatimientos totales	31
4.2.2 Simulaciones con iguales objetivos de OD en puntos de control	33
4 CONCLUSIONES	37
6 REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	40

ANEXOS

RESUMEN

Cualquier política que se desee aplicar para control de contaminación en cuerpos de agua debe ser eficiente, esto es, que con el menor costo para la sociedad se cumpla con el objetivo para el cual se diseñó. Existen muchos estudios sobre control de contaminación en recursos hídricos con sistemas de mercado pero, a diferencia de lo ocurrido en contaminación atmosférica, pocos sistemas de permisos se han implementado y algunos de ellos con resultados poco alentadores.

Los éxitos que pudieren producirse con la aplicación de sistemas de permisos en aire, no significa que se obtendrán resultados similares en ríos por ejemplo, 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.

En el presente trabajo se comparan los costos totales de control de la DBO₅ 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*.

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.

SUMMARY

Any policy to be implemented to control pollution into water bodies must be efficient, which means that the whole society meets its goals with minimum costs. Many studies have been conducted in order to control water resources pollution using market alternatives, but in opposition to the air pollution experience, a few examples of transferable permits have been implemented and some of them only with poor results.

The successful experiences in air transferable permits are not applicable with similar success to rivers, because air and water are two fluids with different physical characteristics, given that air can be expanded and water keeps the limits of the containers. Also, in the atmosphere there are winds in all directions with some predominant direction; in the other hand rivers have a main direction.

In this research a comparison of BOD total control costs is conducted in a given section of the Bío Bío river basin, Region VIII Chile, using the current Chilean policy, i.e. uniform concentration system which impacts on the dissolved oxygen concentrations are set as the environmental targets, against a market system and a standard system based on an uniform pollution reduction.

According to various theoretical and practical simulations developed in the last decades, the market system is cost-effective. However, when a water quality model is used to verify the compliance with the environmental targets and the market system is forced to reduce the number of permits to meet those targets, it could be no efficient.

The case study demonstrates that at a given levels of environmental targets the transferable permit system is not cost-effective because, among others, i) physical constraints of water resource network, ii) location of major pollution sources with major marginal treatment costs, and iii) dilution capacity of the water bodies.

1 INTRODUCCIÓN

Los sistemas de permisos de emisiones o descargas transferibles.- llamados con tanta singularidad, bonos de descontaminación, en el proyecto de ley que se encuentra en discusión en el congreso chileno.- son instrumentos económicos que, a diferencia de otros, serían costo-efectivo en todo tiempo, incluso conservarían esta condición ante el ingreso de nuevas fuentes al sistema. Estos instrumentos, que también han sido aplicados a la solución de problemas de contaminación en cuerpos de agua, son atractivos por la flexibilidad que se otorga a las firmas de modo que puedan encontrar menores costos para el cumplimiento de metas u objetivos ambientales en los cuerpos de agua que interesen. La idea de que los sistemas de permisos transferibles son eficientes se fundamenta en el hecho que las distintas fuentes tienen diferentes y variados costos para reducir los niveles de contaminación en sus descargas. Así, una fuente con bajos costos de abatimiento está incentivada a reducir sus concentraciones más allá de los permisos que posea con el fin de vender sus excedentes. Dichos permisos excedentes pueden ser comprados por las fuentes con altos costos de abatimiento, siempre y cuando el precio de tales permisos sea inferior o igual a su costo de abatir. Habrá transacciones mientras no se alcance la asignación óptima, en tanto, que una vez alcanzada ésta, no habrá transacciones siempre y cuando no se altere la estructura de sus fuentes. Sin embargo, como algunos autores sostienen que, el sistema incentiva la innovación tecnológica, y por otra parte, nuevas plantas pueden instalarse en la zona, se producirán nuevas transacciones hasta alcanzar una reasignación costo-efectiva para una nueva realidad.

La creciente preocupación de las autoridades políticas chilenas acerca del problema ambiental presente y futuro se manifiestan en: la promulgación de la Ley 19.300, Ley de Bases de Medio Ambiente y su reglamento. En relación con las aguas superficiales, tenemos: el Decreto Supremo N° 90 del 30 de mayo del 2000, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia de la República, que establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales; el Instructivo Presidencial sobre normas secundaria de calidad para la protección de las aguas continentales superficiales y; el proyecto de ley, ingresado el 05 de junio de 2003 al Congreso Nacional, sobre Bonos de Descontaminación, que es el marco jurídico general para la implementación de los sistema de permisos transferibles.

El Decreto Supremo 90 del año 2000, dentro del marco de la Ley de Bases del Medio Ambiente, es una **norma sobre concentración uniforme en las descargas** de residuos líquidos a cauces naturales. Esta política, que clasificamos como regulación de estándar, de acuerdo con lo establecido en la propia norma, estará implementada y operando en plenitud a partir de septiembre del año 2006. La norma considera también que las fuentes podrán hacer uso de una **tasa de dilución**, la que está en función del **caudal disponible del cuerpo receptor**. Esto último, no será considerado en este trabajo dado que aún no han sido determinados, tales caudales, por el organismo competente.

Existe inquietud, por parte de autoridades y ambientalistas de la Región del Bío Bío, sobre el futuro de la calidad ambiental de los cuerpos de agua debido a las descargas de aguas

servidas e industriales y el fuerte aumento en la demanda del recurso hídrico, lo que acarrea una disminución de la capacidad de asimilación de contaminantes de los cauces naturales, sobre todo en temporada de estiaje.

El río Bío Bío, ubicado en la VIII Región del mismo nombre, es el segundo más caudaloso de Chile, se caracteriza por fuertes pendientes y una importante diferencia de caudal entre las temporadas de avenida y estiaje. En desembocadura se registra, en el mes de marzo, un caudal de 186,2 m³/s, asociado al 85% probabilidad de excedencia (85% de prob. que ocurra dicho caudal o lo exceda) y 1065 m³/s en julio, con la misma probabilidad de excedencia¹.

En un estudio sobre Corporación Administradora de Cuencas en el río Bío Bío se señala que existe contaminación física, química y orgánica de aguas superficiales generadas por las descargas industriales y de aguas servidas sin previo tratamiento (Coyne et Bellier, 1995) sin indicar el nivel de la misma ni identificar las sustancias.

La parte media de la cuenca del río Bío Bío, como la mayoría de los cauces naturales de Chile, casi no posee estadística de calidad de agua, la escasa estadística se refiere sólo a algunos puntos de los cauces principales, esto dificulta mostrar los problemas de contaminación en forma cuantitativa. Sin embargo, en los esteros Quilque y Paillihue, aguas abajo de la ciudad de Los Ángeles, se ha detectado una importante carga de **demanda bioquímica de oxígeno**, que afectan el nivel de oxígeno disuelto de éstos cauces, producidas por descargas de aguas servidas y de algunas industrias. La manifestación de dicha contaminación se ha detectado por malos olores, la inexistencia de fauna acuática y la escasa transparencia de las aguas, lo que ha provocado el reclamo de habitantes del lugar, muchos de los cuales utilizan esta agua para riego. Algo similar ocurre con el río Vergara antes de su desembocadura.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) o DBO carbonosa², como compuesto con decaimiento de primer orden, es cualquier grupo de sustancias que demandan oxígeno para su degradación durante los primeros 5 días, por lo tanto, afectan la cantidad de Oxígeno Disuelto (OD) del cuerpo receptor, elemento vital en la preservación de la flora y fauna acuática. No importa para el regulador conocer el número de sustancias o el nivel individual de cada una, lo importante es conocer su efecto en el nivel del OD.

Es muy probable que los problemas descritos anteriormente queden resueltos, al menos transitoriamente, en septiembre del 2006 cuando esté operando el denominado Decreto 90 (suponiendo completo cumplimiento), norma que fija una concentración uniforme para todas las fuentes en sus descargas, en 35 mg/l para la DBO. De esto surge una pregunta ¿es costo-efectiva esta política? Dicho de otro modo, ¿cuál es la diferencia de costos con otros sistemas de regulación de estándares o un sistema de mercado para lograr los mismos objetivos ambientales de la actual política?

¹ Información DGA (Dirección General de Aguas- MOP)

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

En el presente trabajo evaluamos y comparamos los costos totales de, la actual política chilena, Sistema de Concentración Uniforme en las descargas (SCU), con un Sistema de Reducción Uniforme de cargas contaminantes en las descargas (SRU) y con un Sistema de Permisos de Descargas Transferibles (SPDT), usando un modelo de calidad de agua, en orden a controlar la carga de compuestos con decaimiento de primer orden en ríos, para llevarlos a niveles compatibles con criterios “medioambientales”, de manera costo-efectiva. Como caso de estudio se tomará una sección de la cuenca del río Bío Bío, desde 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 DBO_5 como compuesto con decaimiento de primer orden, el que se encuentra presente en todas las fuentes del área de estudio.

El área de estudio, definida en el punto anterior, fue seleccionada porque aguas arriba del límite establecido, dentro de la VIII Región, no se encontraron fuentes, a excepción de las descargas de aguas servidas de dos pequeñas ciudades y a varios kilómetros de distancia del área delimitada. Aguas abajo de la frontera inferior se localiza un importante conjunto de fuentes, pero la compleja configuración física del río Bío Bío, en esta parte, obligaría a utilizar un modelo de calidad de agua bi, o tridimensional, y su utilización requeriría un extenso trabajo de campo para la calibración del mismo, cuestión que se encuentra fuera de los alcances de esta investigación.

Definimos el SCU como la obligación, de todas las fuentes, a una concentración máxima de contaminante en sus descargas, mg/l para el caso de la DBO; un SRU significa que cada fuente reduce la carga contaminante en un porcentaje uniforme, para todas, sobre sus actuales niveles (por ejemplo 70% de reducción para cada fuente) y; en un SPDT los permisos están definidos en función de la cantidad de contaminante descargado, en relación uno a uno, por ejemplo un permiso equivale a 1 Kg./día de DBO.

Entendemos una política costo-efectiva cuando los costos totales del programa son mínimos pero al mismo tiempo se cumple con la meta ambiental deseada, la que es verificada en puntos de control previamente establecidos. En el presente trabajo se simulan y comparan las tres políticas individualizadas y definidas anteriormente y, se verifica el cumplimiento de metas, en el nivel de OD en los cuerpos de agua del área de estudio por medio de un modelo de calidad de agua.

Cuando se trata del diseño de instrumentos económicos para control de contaminantes y la preservación de un nivel de calidad ambiental en cuerpos de agua se utilizan **modelos de calidad de agua**. Los modelos de calidad de agua son herramientas matemáticas que nos permiten predecir la concentración de sustancias descargadas a un cuerpo receptor, en forma temporal y espacial dentro de éste. Esta herramienta es indispensable para establecer los efectos que puede provocar una sustancia o compuesto en un punto de interés, monitoreo o control, por ejemplo el efecto de la DBO en el oxígeno disuelto, cuestión indispensable para evaluar una política en el logro de metas ambientales.

Por lo señalado en los puntos anteriores, uno de los aporte de este trabajo es la aplicación al estudio de políticas para control de contaminantes en cuerpos de agua de manera costo-

efectiva, en una cuenca concreta en la VIII Región de Chile, cuyas características físicas pueden hacer variar significativamente los resultados de una simulación en comparación con las efectuadas para otras realidades (Brill et al., 1984), considerando los escenarios más adversos que se puedan presentar en la cuenca estudiada. Al mismo tiempo, consideramos que el presente trabajo es un aporte metodológico para estudiar problemas similares en otras cuencas del país, en cuerpos de agua continental o marítima.

Uno de los serios problemas que encuentran los trabajos de este tipo, y que se transforma en una limitante, es la escasa información. 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. En el caso de fuentes sin información sobre descargas se utilizaron datos, del catastro señalado, para fuentes similares en otros puntos del país (ver Anexo N° 1).

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 oxígeno disuelto en los puntos de control para las condiciones iniciales (sin abatimiento) y finales (con abatimiento) se establecieron por medio del modelo de calidad de agua, con la información descrita en este párrafo. Los datos para determinar las Funciones de Costos Marginales (FCmgs) de las fuentes se obtuvieron de un trabajo sobre estimaciones de FCmgs para la industria china (Dasgupta et al., 1996) y de fabricantes y adquirientes de plantas de tratamiento en el mercado chileno.

Para las simulaciones del SCU y SRU; cálculo de Valor Actual Equivalente, CAE; determinación, correcciones y ajustes de las funciones de costos marginales de descargas, se realizaron con programas en planillas Excel 7.0, de creación propia. La simulación del SPDT se ejecutó con un programa, en planilla Excel 7.0, creado y presentado por Villegas y Chávez (2002).

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. Otra limitación es que el modelo de calidad de agua se utilizó sin que se haya calibrado con datos de terreno, cuestión que nos parece indispensable en el caso de **diseñar** una política de descontaminación para un cuerpo de agua.

El trabajo está organizado de la siguiente manera: en el capítulo dos se presenta el marco teórico que sirvió de base para la investigación; en el capítulo tres se precisa la metodología

utilizada que permitió arribar a los objetivos; en el capítulo cuatro se presentan los resultados y se hace el análisis de los mismos; las conclusiones se establecen en el capítulo seis y; en la última sección se mencionan las referencias bibliográficas.

2 MARCO TEÓRICO

En este capítulo se consideran los aspectos teóricos en los cuales se enmarca el presente trabajo de investigación, conteniendo: una revisión bibliográfica de los principales trabajos teóricos y empíricos relacionados con el tema; 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.

2.1 Revisión Bibliográfica

Desde hace varias décadas el hombre se ha preocupado por los problemas de contaminación en cuerpos de agua y ha dictado normas de emisión con el objeto de limitar los niveles contaminantes en las descargas. En Chile, la Ley 3.133 (derogada recientemente) que fijó los niveles máximos para las descargas industriales data del año 1916. 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 por Streeter y Phelps en 1925, en que propusieron un modelo para predecir la demanda bioquímica de oxígeno en el río Ohio en los EE.UU., de varias sustancias degradables, con la cual se determinó la concentración de oxígeno disuelto 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 es levemente superior en comparación a la solución de Mínimo Costo (combinación menos costosa de reducción del nivel de desechos para lograr la meta), pero mucho menor que una regulación de estándares. Para entonces, prácticamente no se conocían los sistemas de mercado, ni se había demostrado la minimización de costos que se podían lograr con los mismos.

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 agua³, 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^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 para la aplicación a contaminación atmosférica (Russell y Powell, 1996. Montero y Sánchez, 2003).

La experiencia y ejemplo del mal funcionamiento de un sistema de permisos transferible comienza en el año 1981, en el Estado de Wisconsin, en donde se implementó un programa de permisos de descargas transferible 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 condiciones hidrodinámica del cauce, aun 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 y para muchos esta puede ser la causa que esta idea no se haya extendido a otros lugares, como ha ocurrido con los sistemas aplicados a contaminación atmosférica.

En la literatura se mencionan dos diseños de sistemas de permisos: (1) *sistema de permisos de emisiones o descargas transferibles*, 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

³ Citado por Tietenberg (1980)

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. En cualquier caso, es indispensable que el sistema o política que se quiera implementar sea previamente evaluado si en cada escenario se alcanza la meta ambiental deseada, lo que se realiza con una herramienta matemática que simule lo que ocurre física y bioquímicamente en el cuerpo de agua al cual se aplicará el sistema. 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).

Muchos trabajos teóricos y empíricos se desarrollan en las últimas dos décadas sobre la aplicación de sistemas de mercado a problemas de contaminación de agua. 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. El hecho que los costos disminuyen en la medida que las transacciones se extienden es completamente consistente con los modelos teóricos de transacción de permisos, que muestra la literatura sobre economía ambiental. Para la obtención de los costos totales del SPAT se construyó un algoritmo que simula el sistema de permisos e interactúa de modo que, entre varios sistemas de tratamiento va escogiendo el de menor costo de abatimiento

para cada fuente. La simulación 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 efecto en los puntos de control ante la modelación de los tres escenarios señalados. De todos los casos estudiados, los factores de transferencia usados, en EE UU de América, para la implementación de sistemas de intercambio entre fuentes fijas y difusas son arbitrarios. 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). Evidencias empíricas muestran 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).

Desde el punto de vista teórico parece más cómoda la simulación de un SPAT, pero no hemos encontrado ninguna implementación de este sistema, ello se debe, como se explicó anteriormente, a las complejidades que se introducen al funcionamiento del mercado.

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 (RU), que consiste en requerir una reducción porcentual uniforme a cada fuente en su 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 la solución de mercado es costo-efectiva 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, o sea, si no se establecen restricciones (sean por medio de limitación de zonas de manejo u otras reglas para las transacciones). 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.

Para este trabajo, simulamos un SCU, SRU y SPDT, para este último, los permisos están definidos en términos de una cantidad de DBO descargada (Kg./día), sin que tales permisos consideren factores de transferencia. Sin embargo, para la evaluación del logro de metas con los sistemas simulados, utilizamos un modelo de calidad de agua el que no sólo considera la ubicación de las fuentes, si no que, las características hidrodinámicas de los cauces y la capacidad de dilución de éstos. No dividimos la cuenca en zonas de manejo, debido al escaso número de fuentes a que se reducirían las zonas, con la división.

2.2 Modelos Teóricos

2.2.1 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 repetirá aquí.

Se asumió que: el mercado de permisos es competitivo, que existe completo cumplimiento por parte de las fuentes y sólo se consideran costos de abatimiento. Otros costos, como los de transacción, poder de mercado, fiscalización, etc., no son considerados en este trabajo (información a este respecto se puede ver en Villegas y Chávez, 2002). 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 abatimiento que se desea, ya que, a metas ambientales más exigentes, las fuentes deben

incurrir en mayores costos, pues tienen que abatir un nivel mayor de modo que permita alcanzar la meta.

Los costos totales de abatimiento se calculan como el área bajo la curva de los costos marginales de emisión o descargas (Cmgs). Entendemos por costos marginales de descarga: cuanto cuesta, o aumenta, descargar una unidad menos de DBO. Los Cmgs de descarga son decrecientes en el nivel de emisiones.

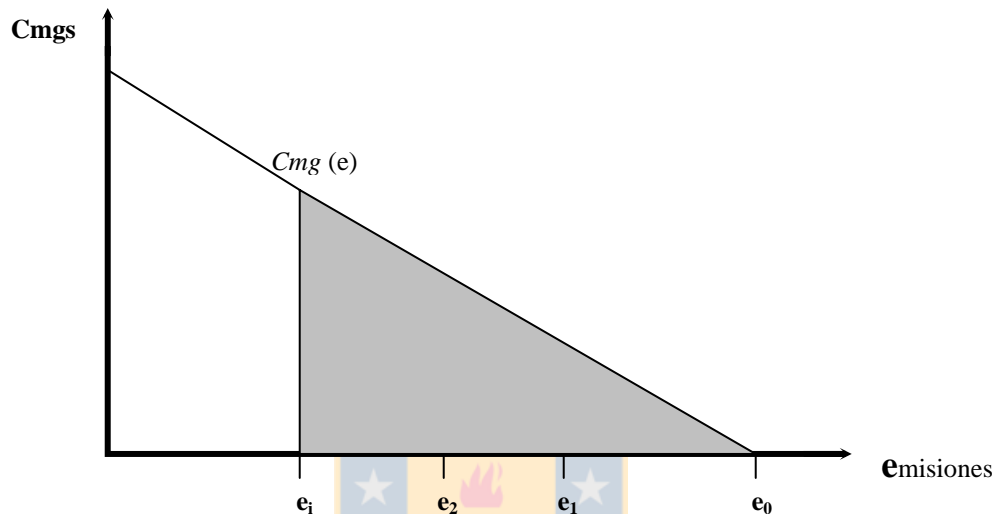


Figura N° 2-1 Costos totales de abatimiento a partir de la curva de Cmgs de descarga

La forma de la función de Cmgs nos muestra que, por ejemplo, para que una fuente pase de e_0 a e_1 lo podría lograr construyendo una simple laguna (al final del proceso) con un determinado tiempo de residencia para el efluente. Ahora, para pasar de e_1 a e_2 puede requerir agregar aireadores y/o un mecanismo para la extracción de sólidos con carga de DBO, lo que hará incurrir a la fuente en mayores costos (inversión y operación).de e_2 a e_i ...otras inversiones, etc..

Los costos totales los obtenemos calculando el área bajo la curva de la FCmgs., entre las emisiones iniciales y finales, esto es:

$$CTA_i = \int_{e_i}^{e_0} CmgD_i$$

En que: CTA_i = Costos Totales de Abatimiento de la fuente i
 $CmgsD_i$ = Costos Marginales de Descarga de la fuente i

Ahora bien, como asumimos que los $Cmgs D_i$ son lineales, el área bajo la curva o costos totales es un trapecio, esto es:

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

$$CTA_i = [Cmgs D(e_i) + Cmgs D(e_0)] \times [(e_0 - e_i) / 2]$$

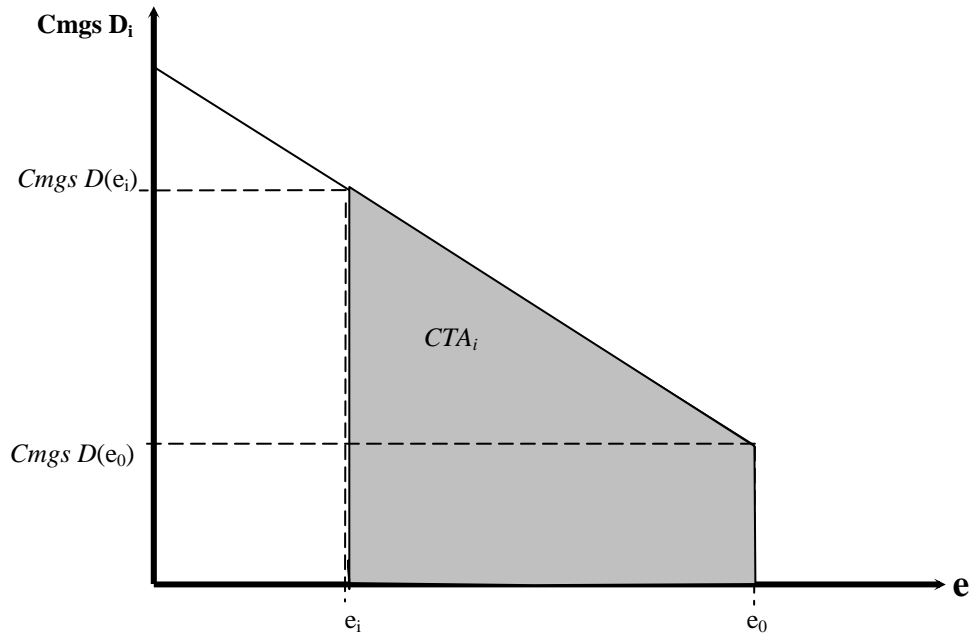


Figura N° 2-2 Cálculo de costos totales como figura geométrica con curva de Cmg lineales

Una función de Cmg D lineal la podemos representar por la siguiente ecuación:

$$Cmg D_i = b_i + a_i e_i \quad (2.1)$$

Donde b_i y a_i son los parámetros de la función de Cmg D de la fuente i .

En un SPDT, una fuente elegirá un nivel de descarga (e_i) en que los Cmg D_i igualan el precio del permiso. Esto lo podemos ilustrar de la siguiente manera:

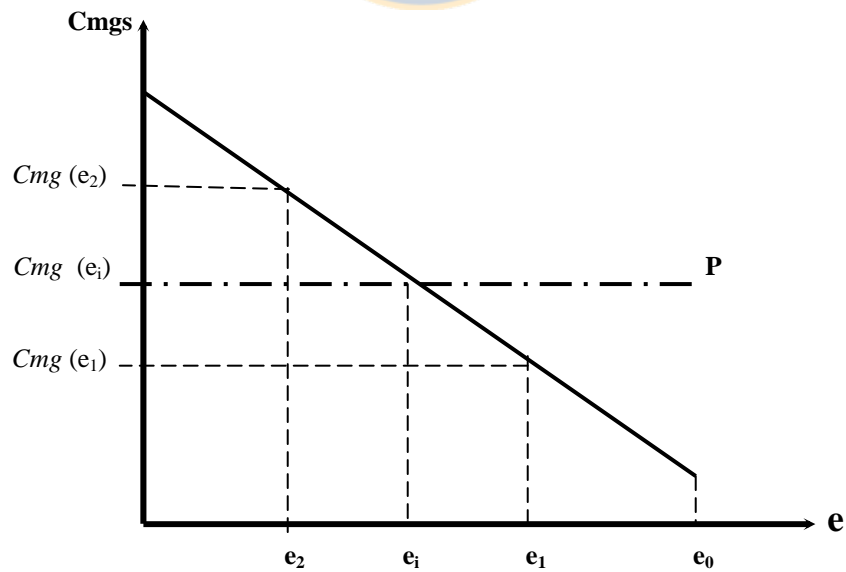


Figura N° 2- 3 Nivel de descarga en función de los Cmg y el precio

Supongamos que nos encontramos con un nivel de descarga de DBO igual a e_1 . Como $P > CmgD(e_1)$, entonces la fuente elegirá abatir, 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 abatir. Por tanto, el equilibrio se logra cuando $CmgD_i = P$

$$CmgD_i = P \quad (2.2)$$

$$(2.2) \text{ en } (2.1) \quad P = b_i + a_i e_i$$

$$e_i = (b_i - P) / a_i \quad (2.3)$$

El valor de “ P ” lo encontramos cuando, la oferta iguala la demanda, $O = D$. 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 = N° permisos totales (L)

La demanda (D) estará determinada por la suma de las demandas de permisos de cada una de las firmas, entendiendo que no todas las firmas demandarán permisos, como se muestra en la Figura 2-4, algunas de las fuentes o firmas preferirán abatir en lugar de comprar permisos.

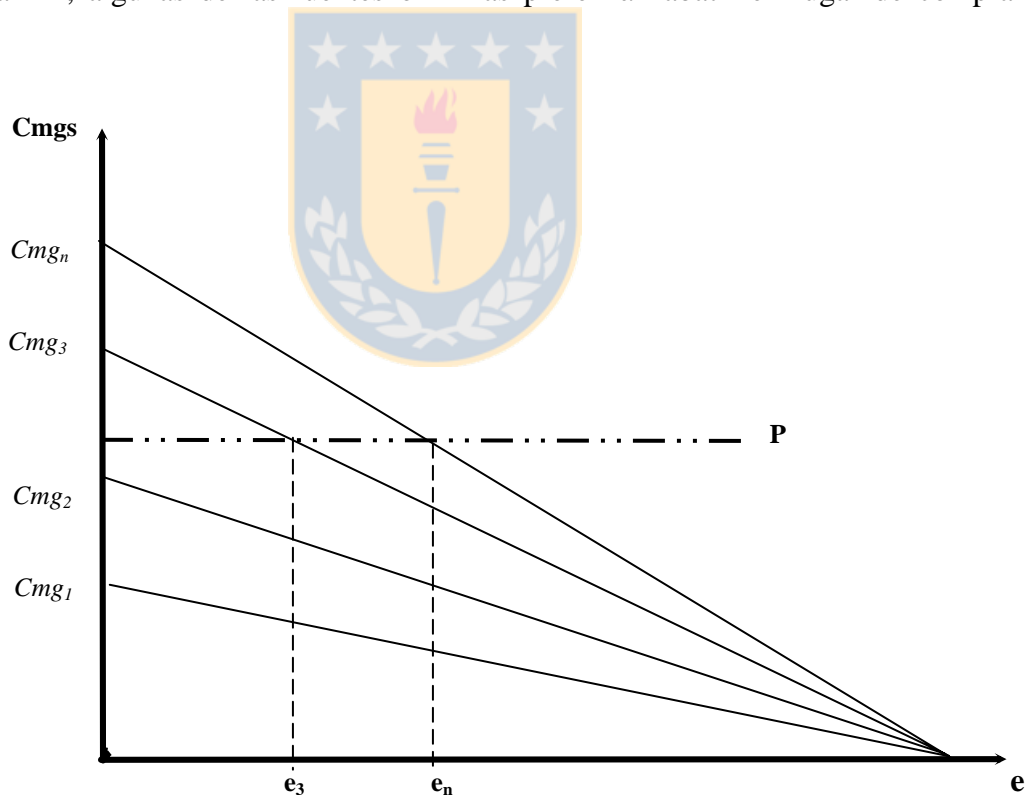


Figura N° 2-4 Elección de las fuentes de abatir o comprar permisos en función del precio

En efecto, en la Figura N° 2-4 se muestran los $CmgsD$ de varias fuentes. Sí el precio de equilibrio fuera P , las fuentes 1 y 2 elegirán abatir, incluso hasta cero, ya que siempre les será más caro comprar permisos, mientras las fuentes 3 a la n elegirán descargar e_3, \dots, e_n .

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

$$\sum_{i=1}^j e_i = D \quad (2.4)$$

$$(2.3) \text{ en } (2.4) \quad D = \sum_{i=1}^j \left(\frac{b_i - P}{a_i} \right)$$

$$= \sum_{i=1}^j \frac{b_i}{a_i} - \sum_{i=1}^j \frac{P}{a_i}$$

$$= \sum_{i=1}^j \frac{b_i}{a_i} + P \sum_{i=1}^j -\frac{1}{a_i}$$

Por comodidad hagamos:

$$d = \sum_{i=1}^j \frac{b_i}{a_i} \quad \text{y} \quad k = \sum_{i=1}^j -\frac{1}{a_i}$$

Entonces la demanda la podemos escribir como sigue:

$$D = d + kP \quad (\text{con } d > 0 \text{ y } k < 0) \quad (2.5)$$

Esta función de demanda se puede graficar a partir de las funciones de $Cmgs D$ de las fuentes.

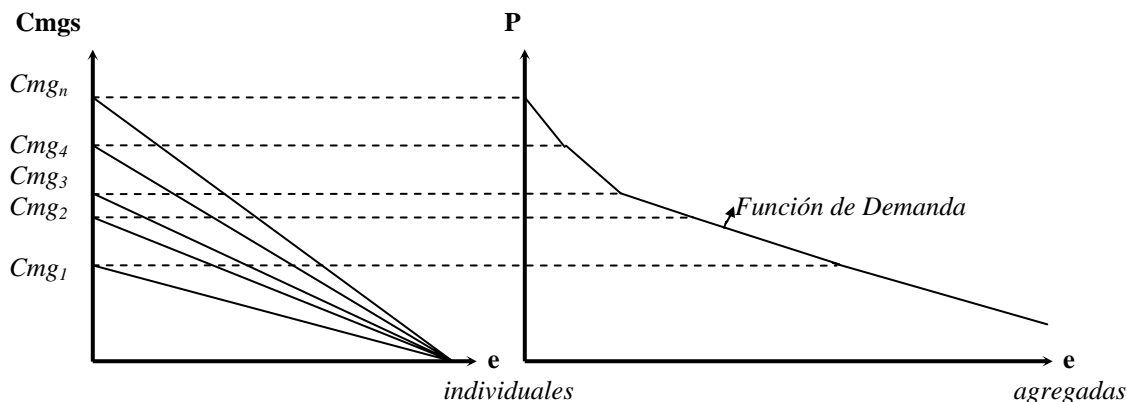


Figura N° 2-5 Función de demanda a partir de las FCmgs

Entre Cmg_n y Cmg_4 hay sólo una fuente que demanda permisos. Entre Cmg_4 y Cmg_3 dos fuentes demandan permisos, por tanto, la demanda será la suma de las emisiones de esas dos fuentes y el valor de d y k cambian. Entre Cmg_3 y Cmg_2 tres fuentes demandan permisos, por lo que, la demanda será la suma de las emisiones de esas tres fuentes y así sucesivamente.

Precio

$$O = D \tag{2.6}$$

$$L = d + kP$$

$$P = \frac{L - d}{k} \tag{2.7}$$

Ahora bien, si k y d son diferentes para cada tramo, se deberá escoger en donde $L = D$

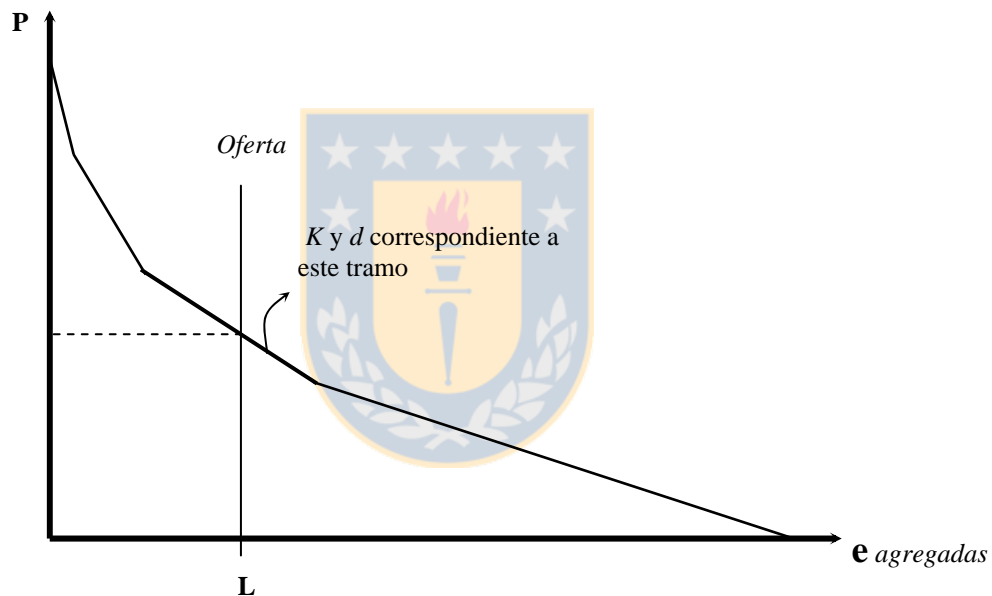


Figura N° 2-6 Curva de demandas agregadas cuando la oferta iguala a la demanda

Como en este punto ya conocemos el precio, entonces podemos conocer cuanto emite cada fuente, los costos totales de abatimiento de cada fuente y los CTA del programa para el objetivo ambiental dado.

Resumiendo:

$$e_1 = \frac{b_1 - P}{a_1} , e_2 = \frac{b_2 - P}{a_2} \dots\dots e_n = \frac{b_n - P}{a_n}$$

$$Cmg_1 = b_1 - a_1 e_1 , Cmg_2 = b_2 - a_2 e_2 , \dots\dots Cmg_n = b_n - a_n e_n$$

$$CTA_1 = \int_{e_1}^{e_0} (b_1 - a_1 e_1) de, \quad CTA_2 = \int_{e_2}^{e_0} (b_2 - a_2 e_2) de, \quad \dots \dots CTA_n = \int_{e_n}^{e_0} (b_n - a_n e_n) de$$

$$CTA_{total} = \sum_{i=1}^n CTA_i$$

Esto es, los costos totales del programa son igual a la suma de los costos de abatimiento de cada una de las fuentes.

2.2.2 Sistema de concentración uniforme SCU

El SCU 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 abatimiento 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 queremos establecer. De otra forma obtenemos los costos, a partir de las FCmgs de cada fuente, integrado entre la carga inicial (sin abatimiento) y la carga final, el correspondiente a la concentración normada. El costo de este sistema será la suma de los costos de cada una de las fuentes, como se muestra en la Figura N° 2-7.

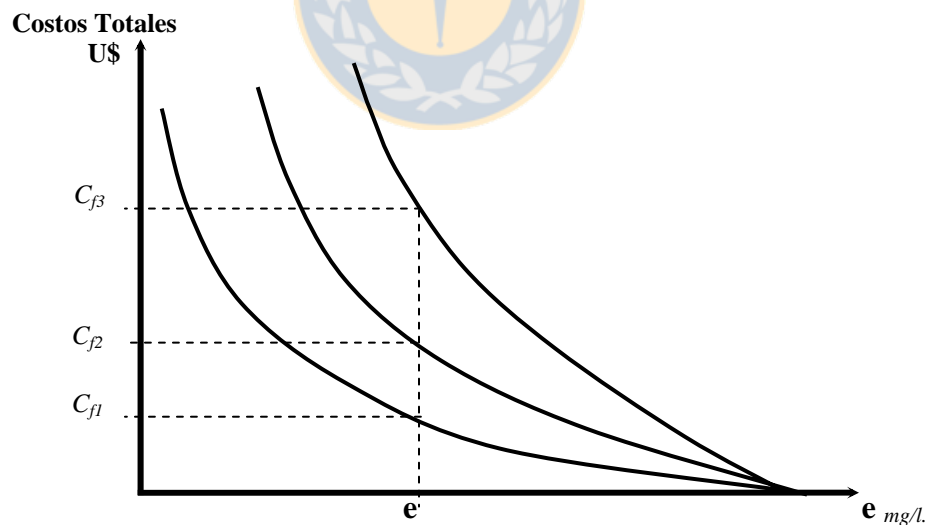


Figura N° 2-7 Curvas de costos de las fuentes para cálculo de costos totales en un SCU

En relación con la Figura N° 2-7, los costos totales de abatimiento son:

$$CTA = C_{f1} + C_{f2} + C_{f3}$$

2.2.3 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 abatimiento de cada una de la 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 FCmgs de cada fuente, integrado entre la carga inicial (sin abatimiento) y la carga final, que resulta del porcentaje de reducción aplicada. Los costos totales de abatimiento del SRU será la suma de los costos de cada una de las fuentes. Esto se puede observar en la siguiente Figura N° 2-8.

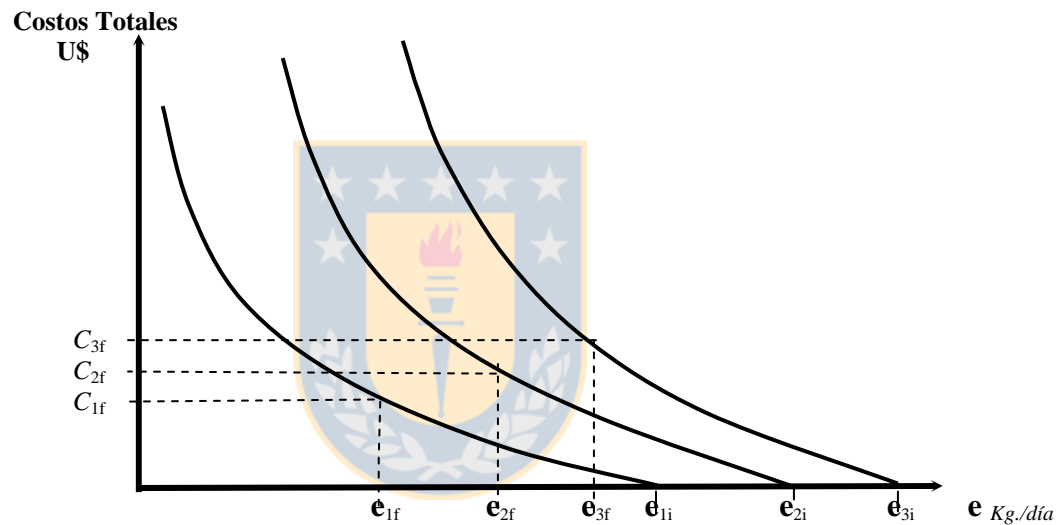


Figura N° 2-8 Curva de costos de las fuentes para cálculo de costos totales en un SRU

En relación con la Figura N° 2-8, los costos totales de abatimiento son:

$$CTA = C_{1f} + C_{2f} + C_{3f}$$

2.2.4 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:

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

Nomenclatura:

C = concentración de una sustancia, M/L^3 .

t = tiempo, T.

x = distancia a lo largo del cauce, L

E = coeficiente de dispersión, L^2/T

U = velocidad neta aguas abajo, L/T

A = área de la sección transversal a la corriente, L^2 .

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

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.

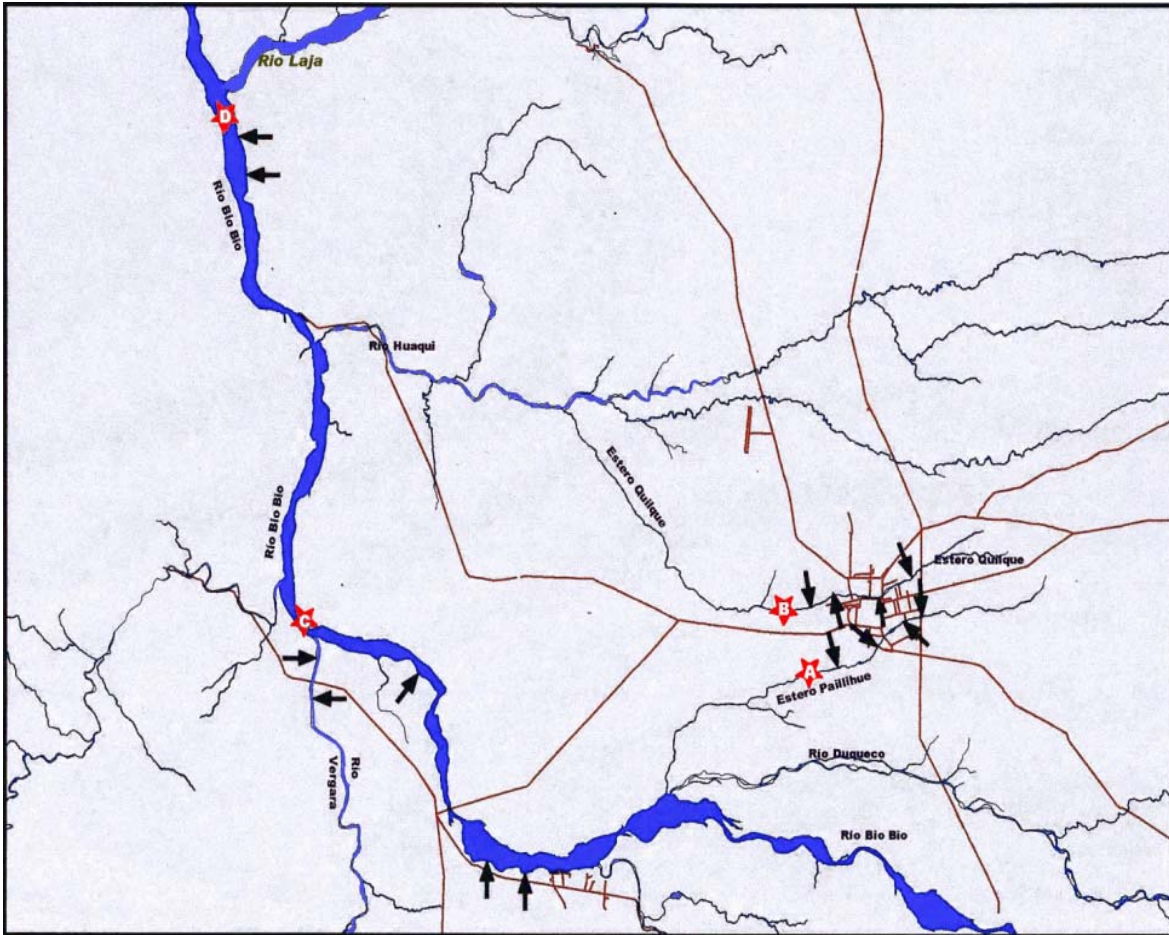
Este modelo de calidad de agua unidimensional para demanda bioquímica de oxígeno y oxígeno disuelto, entre otros compuestos y/o sustancias, está programado por la EPA, bajo el nombre de **Qual2-E**, y es el que se usó en este trabajo. Este programa puede modelar varias sustancias incluyendo: oxígeno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

3 METODOLOGÍA

En este capítulo se describe la metodología utilizada que permitió arribar a resultados y con ello llegar a cumplir con los objetivos de este trabajo. Este capítulo se estructura de la siguiente forma: caracterización del área de estudio; una descripción de la forma en que se llegaron a construir las funciones de costos marginales para cada una de las fuentes y; una exposición de cómo se realizaron las simulaciones de los SCU, SRU y SPDT.

3.1 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 a dicho río, hasta antes de la afluencia del río Laja, ubicado en la VIII Región de Chile y la DBO₅ como compuesto a controlar. El área de estudio se puede apreciar mejor en la Figura N° 3-1.

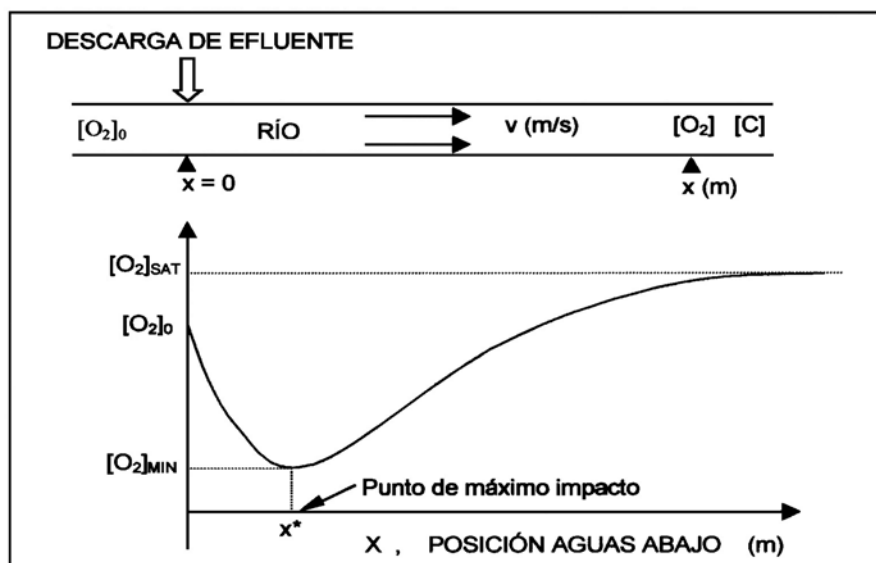


Fuente: elaboración propia, a partir de carta IGM

Figura N° 3-1 Área de estudio

En dicha área se encuentran 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 consideraron, para efectos del modelo de calidad de aguas, sendos puntos de control 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, para el Qual2-E, 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 consideró el último punto de control. Existen cuatro agrupaciones naturales de las fuentes por su relativa cercanía entre ellas y cada punto de control sirve para regular a cada conjunto. El punto de control se ubica en el punto en que el nivel de OD es el más bajo, de acuerdo a como se muestra en la Figura N° 3-2. Existen tres fuentes para las cuales no se tiene absoluta 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 fuentes a sus respectivos puntos de control quedaron definidas en el perfil de OD entregado por el modelo de calidad de agua, el cual se mueve en un tramo en la dirección longitudinal del respectivo cauce, dependiendo de la carga de las fuentes.



Fuente: Zaror (2000), Pág. 3-46

Figura N° 3-2 Efecto de una descarga con compuesto biodegradable, sobre el OD en un río

3.2 Funciones de Costos Marginales de Descargas

Los costos en que incurren las fuentes para reducir las concentraciones de algún contaminante en sus efluentes pueden estar dadas por varias alternativas o combinación de alternativas, tales como: planta de tratamiento al final del proceso, la que puede tener un procedimiento biológico y/o químico; cambio tecnológico de su proceso de producción, parcial o total; cambio de insumos; reducción de su producción; etc.. Las fuentes que, actualmente, descargan aguas con DBO, al margen de pequeños ajustes en su sistema productivo, instalan plantas de tratamiento al final del proceso.

Teniendo presente lo que se expresa en la literatura, en relación a costos de abatimiento en función del nivel de descarga o emisiones, sugieren que: la función de costos es continua y su primera y segunda derivada son mayores que cero, cuando una fuente no controla sus descargas su costo es igual a cero, los costos marginales de abatimiento de cada una de las fuentes serán diferentes, a menos que se trate de fuentes idénticas, fuentes con caudales efluentes mayores tendrán mayores costos marginales de abatimiento.

Chávez y Stranlund (2003), en su trabajo “Enforcing Transferable Permit Systems in the Presence of Market Power”, por simplicidad en el análisis utilizan funciones cuadráticas, de modo que las funciones de costos marginales de abatimiento resultan lineales.

Para construir funciones de costos, como las que necesitamos, se requiere un conjunto enorme de información casi imposible de lograr para el país, sobre todo en un mercado de equipos y sistemas no consolidado aún en nuestro país y una significativa variedad de sistemas alternativos. Lo importante es que las funciones sean todas diferentes, dado que no hay fuentes iguales, y por otra parte que los costos estén dentro de límites razonables en relación a los costos de plantas de tratamiento que se han vendido en el país.

Se consideró el nivel de las descargas sin tratamiento como costo cero. Luego al conjunto de pares de datos que encontramos, ajustamos una función cuadrática, lo que nos permitió la utilización del programa, realizado por Villegas y Chávez en Excel⁴, para la simulación del SM, con adaptación para el presente trabajo.

De las entrevistas con especialistas y fabricantes de plantas de tratamientos para abatir la DBO concluimos que: los costos son directamente proporcional al caudal a tratar y a la concentración de DBO, lo que se resume en **la carga**; que, existen diferencias de costos entre los tipos de fuentes, las que sin embargo pueden ser agrupadas; y que, alrededor de 70 % del costo de inversión corresponde a las obras civiles, mientras sólo un 30 % se relaciona con equipos de tratamiento. Por otra parte, existe economía de escala en los costos de abatimiento; en el caso de la industria china del papel, por ejemplo, la relación de los costos de abatimiento por tonelada entre los tamaños pequeño y grande es de 43:1 para abatir el 10 % de la carga y de 36:1 para abatir el 90 % (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, para las cuales de sólo 6 se tienen valores de operación y mantención, por lo que, mediante regresión de estas 6 obtuvimos una función que nos permitió determinar los costos de operación y mantención para el resto de las plantas.

Entre los datos, contamos también con la carga afluyente (carga de DBO que ingresa a la planta de tratamiento) y la carga efluente (carga de DBO que sale después del tratamiento) para cada una de las plantas. La diferencia de estas cargas nos da la carga abatida para cada una de ellas y la diferencia de ésta con la carga afluyente de la ciudad para la cual se busca la función de costos, nos permite determinar la carga efluente que tendríamos si en lugar de

⁴ Villegas y Chávez (2002)

la planta diseñada para la ciudad correspondiente se instalara otra (menor), así, a una carga efluente mayor, hay menor costo.

Por otra parte, en cuanto a los costos, para cada una de las plantas se establecieron los costos actualizados equivalentes, considerando costos de inversión, operación y mantención, con un horizonte de inversión de 15 años y una tasa de descuento del 10 %.

Ahora bien, con los costos actualizados y las cargas efluentes se determinaron las funciones de costos para cada una de las cuatro Sanitarias que se consideran en este trabajo, por medio de una regresión se ajustó una función cuadrática. Para la planta de aguas servidas de los Ángeles contamos con 22 pares de datos, para ciudad de Nacimiento 15 pares de datos, para Laja 13 y para la ciudad de Negrete 10 pares de datos. Las funciones de costos marginales se obtienen con la primera derivada de las funciones de costos de cada una de las plantas en comento.

Como no existía información sobre Nacimiento, se consideró la planta de tratamiento de Tongoy por la similitud en la cantidad de habitantes, para el caso de Negrete en que tampoco existía información, los datos se obtuvieron de una interpolación lineal entre las dos plantas más cercanas en cuanto a número de habitantes. Mayores detalles sobre obtención de las funciones de costos se pueden ver en Anexo N° 2.

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), quienes determinaron funciones de costos marginales de abatimiento para la industria china, para tres contaminantes, entre los que se encuentra la DBO, en el cual se entregan finalmente los costos en \$US/ton para niveles de abatimiento de 10%, 30%, 60% y 90%, divididos en tres tipos de industrias (proceso de alimentos, textil e industria del papel) y tres tamaños de plantas de tratamientos (pequeñas, medianas y grande).

Como se conoce la carga de cada una de las fuentes para el área de estudio, con los niveles de abatimiento relacionados a los costos por tonelada al año, de acuerdo al trabajo citado en el párrafo anterior, llegamos a determinar cuatro pares de datos (costos anuales v/s niveles de descargas) a los que ajustamos una recta, cuyo R osciló entre 0,73 y 0,74, obteniendo de este modo todas las funciones de costos marginales de la industria del proceso de alimentos y la de la industria del papel, es decir, llegamos a completar el total de las FCmgs. para el área en estudio. Tomamos en ambos casos (industria de proceso e industria del papel) la carga mayor y la menor y su diferencia la dividimos en tres, con el fin de determinar para nuestro caso el tamaño de la fuente (pequeña, mediana y grande) y aplicar el costo de abatimiento (\$US/ton.) correspondiente.

Ahora bien, para el trabajo que tomamos de base para determinar las FCmgs., los autores tuvieron a su disposición información de más de 3000 fábricas monitoreadas (en Beijing y Tianjin), de las cuales seleccionaron 260 fuentes para las estimaciones. No conocemos el nivel de las **cargas afluentes** de estas fuentes, **el horizonte para evaluar la inversión** ni la **tasa de descuento** utilizada, factores que influyen en la determinación de los costos marginales anuales. Influyen además otros factores como el precio de la mano de obra, el

nivel de precios de las obras civiles, etc.. Para hacer válidas, para Chile, las FCmgs. chinas, establecimos factores de corrección para cada tamaño de la industria del papel con los costos anualizados y carga abatida de cuatro fuentes cotizadas en Chile, evaluadas para el mismo período y tasa de descuento que las plantas de aguas servidas (15 años y 10 %). De estas cuatro fuentes: una correspondió al tamaño grande, una a la pequeña y dos al tamaño medio, de acuerdo a la división efectuada para la industria del papel del área en estudio. Los mismos factores se utilizaron para la industria de proceso, dado que no se encontraron información sobre precios para plantas en Chile. Sin embargo, esto último parece razonable, ya que prácticamente todos los factores que hacen la diferencia de costos, son los mismo para todas las industrias en lo que respecta al abatimiento de la DBO. (ver Anexos N^{os} 3 y 4).

Finalmente, todas las FCmgs son lineales, su forma es $y = b-ax$, debido al ajuste, se observó que en varias funciones obtenidas “ax” era mayor que “b” en valor absoluto, por lo que, esos valores negativos iban a crear problemas. Por otra parte en los casos en que $b > ax$ significaba que una fuente sin abatir tenía costos, lo que contradecía uno de nuestros supuestos, señalado anteriormente. Por lo tanto, se efectuaron pequeñas correcciones al parámetro “b” de modo que $b = ax$, lo que significa que movimos el intercepto de la función (ver Anexo N^o 5).

Al margen de lo anterior se realizó una comparación muy general de nuestros datos, con un estudio de la Superintendencia de Servicios Sanitarios en base a 176 sistemas de tratamiento construidos en el país, desde 1991 hasta marzo de 1999, con los cuales se construyeron varias funciones de costos de inversión para tratamiento en función del caudal de descarga, entre las que se cuenta, una relacionada con el tratamiento de la DBO⁵. De lo cual concluimos que nuestros valores son sólidos.

En consecuencia, para el presente trabajo se utilizaron las funciones de costos marginales de descarga (o emisiones) para DBO que se presentan en la Tabla 3-1.

Nombre de la Fuente	Función CMg	Nombre de la Fuente	Función CMg
SOPROLE LOS ANGELES	$y = - 0,01709 x + 1515,70$	IANSA (Quilque)	$y = - 0,03085 x + 0089,52$
CMPC LAJA	$y = - 0,04455 x + 1708,96$	AGROANTUCO	$y = - 0,03083 x + 0041,26$
IANSA (Paillihue)	$y = - 0,01709 x + 0593,36$	ESSBIO NACIMIENTO	$y = - 0,07800 x + 0083,38$
FORESTAL Sta FE S.A.	$y = - 0,07892 x + 0866,26$	ESSBIO LAJA	$y = - 0,92600 x + 0881,92$
OSIRIS S.A.	$y = - 0,03085 x + 0296,78$	ESSBIO NEGRETE	$y = - 0,44180 x + 0154,63$
INFORSA	$y = - 0,16182 x + 1248,22$	NESTLE LOS ANGELES	$y = - 3,27387 x + 1047,98$
ESSBIO LOS ANGELES	$y = - 0,09580 x + 0540,85$	CECINAS FANDA	$y = - 3,26666 x + 1002,53$
CELPAC MININCO	$y = - 0,99814 x + 4863,85$		

Fuente: elaboración propia

Tabla N^o 3-1 Funciones de costos marginales de las fuentes del área de estudio

⁵ Superintendencia de Servicios Sanitarios, 1999

3.3 Costos Totales del Sistema de Concentraciones Uniformes

El SCU es la actual política chilena para control de la contaminación en cuerpos de agua, es una norma que para la DBO está fijada en 35 mg/l, (según la tabla 1 del DS 90) cifra que en el presente estudio se supuso en valores que van desde los 20 mg/l a los 200 mg/l. El cálculo de los costos totales se realizó con un programa en planilla Excel. Se calcularon 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, que resultan de las concentraciones simuladas por el caudal efluente.

Con los valores de las concentraciones señaladas en el párrafo anterior y haciendo uso del modelo de calidad de agua se determinó, para cada nivel de concentración establecido, los niveles de OD en los puntos de control fijados dentro del área de estudio. Estos niveles de OD en cada punto de control se consideraron **metas ambientales** para la presente investigación y que sirvieron de base para la simulación de los otros dos sistemas (SRU y SPDT). En la siguiente Tabla N° 3-2 se presentan los niveles de OD alcanzados en cada punto de control, para las concentraciones de DBO, señaladas en el párrafo precedente, en las descargas de las fuentes.

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° 3-2 Niveles de OD en puntos de control para diferentes niveles de concentración en las descargas. (Metas ambientales)

3.4 Costos Totales del Sistema de Reducción Uniforme

Para obtener los costos totales de la aplicación del SRU, también se realizó un programa en planilla Excel, se efectuó una reducción porcentual en las cargas efluentes de modo que las cargas totales finales fueran igual a las que resultaron en la aplicación de cada uno de los niveles de concentración que se simularon para el SCU, sin ocuparnos, en este primer conjunto de simulaciones, de verificar si a iguales cargas efluentes se lograban las metas ambientales.

En un segundo conjunto de simulaciones se verificó, con el modelo de calidad de agua, si el programa cumplía con las metas ambientales; cuando esto no ocurría se modificó el porcentaje de reducción uniforme a aplicar y así sucesivamente se iteró hasta que se lograra cumplir la meta en cada uno de los puntos de control.

3.5 Costos Totales del Sistema de Permisos de Descargas Transferibles

Se utilizó un programa en planilla Excel, presentado por Villegas y Chávez (2002), para simular el SPDT, de tal modo que para cualquier nivel de emisiones o abatimientos agregados que se desee como meta ambiental, se llegue a una solución óptima. Como datos de entrada se requiere los parámetros que definen las funciones de costos marginales de cada una de las fuentes, así también, sus cargas diarias de DBO en kg/día y, la meta ambiental expresada en reducción porcentual.

El programa de simulación tiene como datos de salida: los costos de abatimiento de cada fuente, el costo agregado del SPDT, el nivel final de descarga de cada fuente, el número de permisos emitidos y el precio.

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 total de DBO abatido (para cada caso) fueran iguales que la del SCU.

Otro segundo conjunto de simulaciones, para calcular los costos totales de aplicación de esta política 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 el caso que no se lograba la meta ambiental, se hacía una nueva corrida con un número de permisos mayor o menor, según fuere el resultado de la simulación anterior. Con estos nuevos niveles de descarga de las fuentes, por medio del modelo de calidad de agua, se determinó el nivel de OD en los puntos de control y, así sucesivamente, se hicieron las iteraciones necesarias hasta obtener el costo total del SPDT cuando la meta ambiental se alcanzó en todos y cada uno de los puntos de control.

4 RESULTADOS Y ANÁLISIS

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos, de acuerdo a la metodología descrita en el capítulo anterior. Además se hace un análisis de los mismos para determinar las causas de tales resultados, relacionándolos con la literatura atingente.

4.1 Resultados

Como se describió en el capítulo anterior, las simulaciones se realizaron en dos conjuntos, en el primero se calcularon los costos totales del SCU y luego para el SRU y SPDT, para **iguales niveles de descargas totales** para cada sistema, lo que equivale a decir, para **iguales niveles totales de abatimiento**. De esta manera se calculan los costos totales de los tres sistemas para abatimientos iguales.

A continuación, en la Tabla N° 4-1, se muestran los resultados de los costos totales para cada sistema y sus niveles de concentraciones, porcentaje de reducción de emisiones y número de permisos equivalentes.

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° 4-1 Costos totales de abatimiento de las tres políticas con niveles totales iguales de abatimiento

Después de estos resultados, con las emisiones finales de cada fuente, que resultó de simular el SRU y SPDT, se aplicó el modelo de calidad de agua y se observó que en casi todos los casos no se lograban las metas ambientales.

Concentración equivalente (mg/l)	Porcentaje de Reducción DBO en Descargas (%)	Niveles de OD en Punto de Control (mg/l) con SRU			
		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	96,24	6,13	4,35	8,39	8,45
25	95,30	6,06	3,95	8,39	8,42
30	94,36	5,99	3,53	8,38	8,39
35	93,42	5,91	3,10	8,37	8,37
40	92,48	5,84	2,65	8,36	8,34
45	91,54	5,77	2,19	8,35	8,31
50	90,60	5,67	1,64	8,34	8,28
55	89,66	5,49	1,04	8,33	8,25
60	88,72	5,28	0,45	8,32	8,22
70	86,84	4,81	0,00	8,31	8,19
80	84,96	4,33	0,00	8,29	8,10
90	83,08	3,85	0,00	8,27	8,05
100	81,20	3,36	0,00	8,25	7,99
150	71,80	0,93	0,00	8,17	7,73
200	62,39	0,00	0,00	8,08	7,48

Fuente: elaboración propia

Tabla N° 4-2 Niveles de OD que se alcanza en los puntos de control con un SRU cuyos niveles de abatimientos totales son iguales al de un SCU

Concentración equivalente (mg/l)	Número de Permisos del Sistema (kg/día de DBO)	Niveles de OD en Punto de Control (mg/l) con SPDT			
		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	7.816	6,43	5,89	8,39	8,52
25	9.770	6,43	5,24	8,39	8,49
30	11.724	6,43	4,60	8,39	8,45
35	13.678	6,43	3,96	8,39	8,42
40	15.632	6,43	3,28	8,39	8,39
45	17.586	6,43	2,56	8,39	8,36
50	19.540	6,43	1,81	8,39	8,32
55	21.493	6,43	0,92	8,39	8,29
60	23.447	6,43	0,00	8,39	8,26
70	27.355	6,43	0,00	8,39	8,19
80	31.263	6,43	0,00	8,39	8,12
90	35.171	6,43	0,00	8,38	8,06
100	39.079	6,43	0,00	8,38	7,99
150	58.619	6,42	0,00	8,37	7,72
200	78.158	6,39	0,00	8,33	7,45

Fuente: elaboración propia

Tabla N° 4-3 Niveles de OD que se alcanza en los puntos de control con un SPDT cuyos niveles de abatimientos totales son iguales al de un SCU

En las Tablas N° 4-2 y N° 4-3 se muestran los niveles de OD logrados en cada punto de control con el SRU y SPDT respectivamente, para iguales niveles de abatimiento agregado que el SCU.

En el segundo conjunto de simulaciones se utilizó el modelo de calidad de aguas con el objeto de verificar en cada caso el cumplimiento de las metas controlada en los puntos de control. Cuando las metas no se lograban se aumentó el porcentaje de reducción (para el SRU) o se disminuyó el número de permisos (para el SPDT) hasta lograr cumplimiento de metas en cada punto de control, aun cuando para lograr uno se produjera sobre cumplimiento en los otros puntos. Después de esto, se calcularon los costos totales de cada programa. En la Tabla N° 4-4 se muestran los resultados.

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° 4-4 Costos totales de abatimiento de un SCU, SRU y SPDT con cumplimiento de metas de OD en todos los puntos de control

4.2 Análisis de Resultados

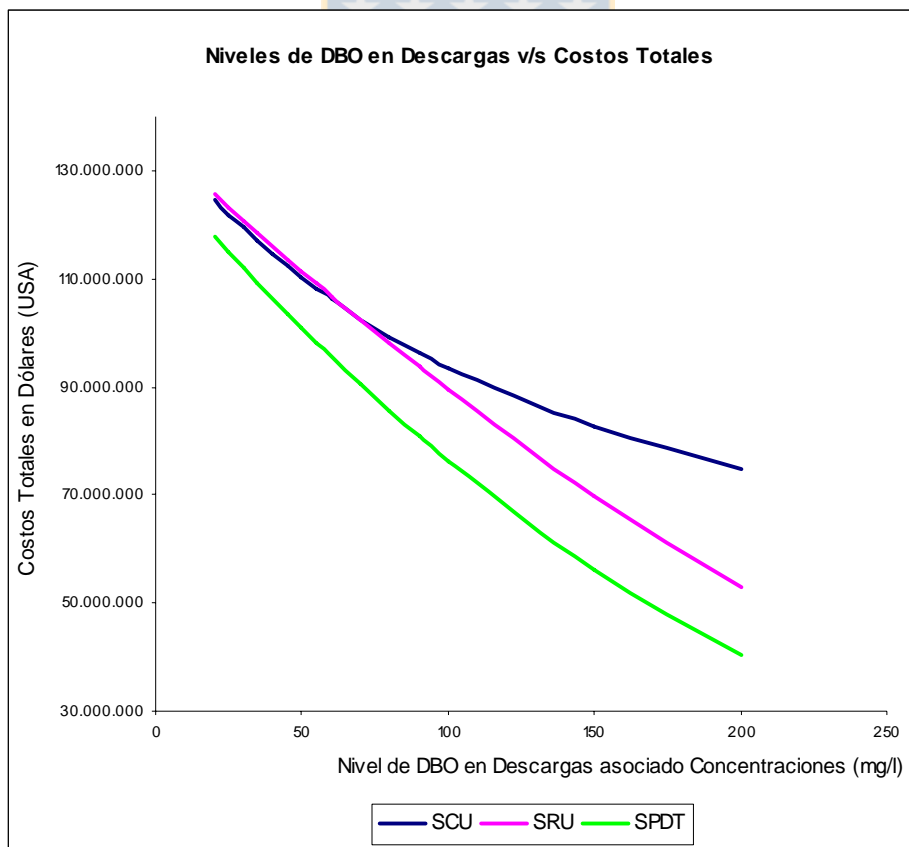
4.2.1 Simulaciones con iguales niveles de abatimientos totales

Al observar la Tabla 4-1, vemos que el SCU a niveles de abatimiento 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 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° 4-1. 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 abatimiento total de cada sistema es el mismo. Ahora bien, en cuanto a los costos totales 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 abatimiento total el SPDT privilegia el abatimiento de las fuentes con costos marginales menores, mientras las fuentes con mayores Cmgs compran permisos, o dicho de otra forma, pagan a las fuentes con costos menores para que abatan lo que a ellas les correspondería en caso de una regulación de estándar.

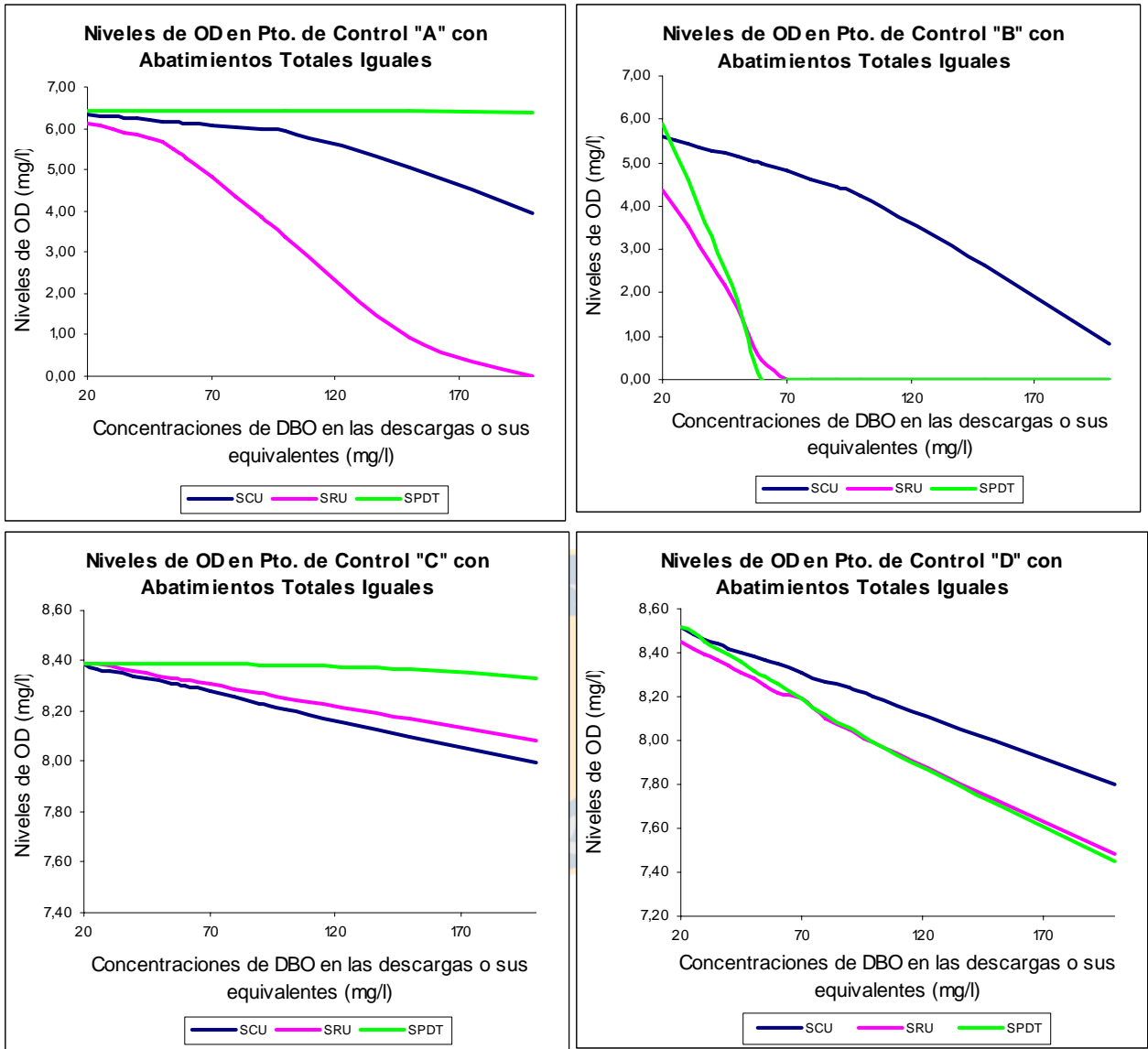
Sin embargo, apreciamos con claridad en las Tablas N°s 4-2 y 4-3 que en todos los puntos de control no se alcanzan las metas con el SRU ni con el SPDT, a excepción, en este último sistema, cuando el nivel de concentración en las descargas (o permisos equivalente) es de 20 mg/l, caso en el cual incluso se puede aumentar el número de permisos (a 8164 permisos en lugar de los 7816) e igualmente lograr la meta (ver Figura N° 4-2).

Definimos que en este caso se trata del control de la DBO de modo que su impacto en el OD del cuerpo receptor se establezca en niveles preestablecidos, por lo que, si este objetivo no se cumple, esa política ambiental no es adecuada.



Fuente: elaboración propia

Figura N° 4-1 Costos totales de abatimiento de un SCU, SRU y SPDT para niveles totales iguales de abatimiento

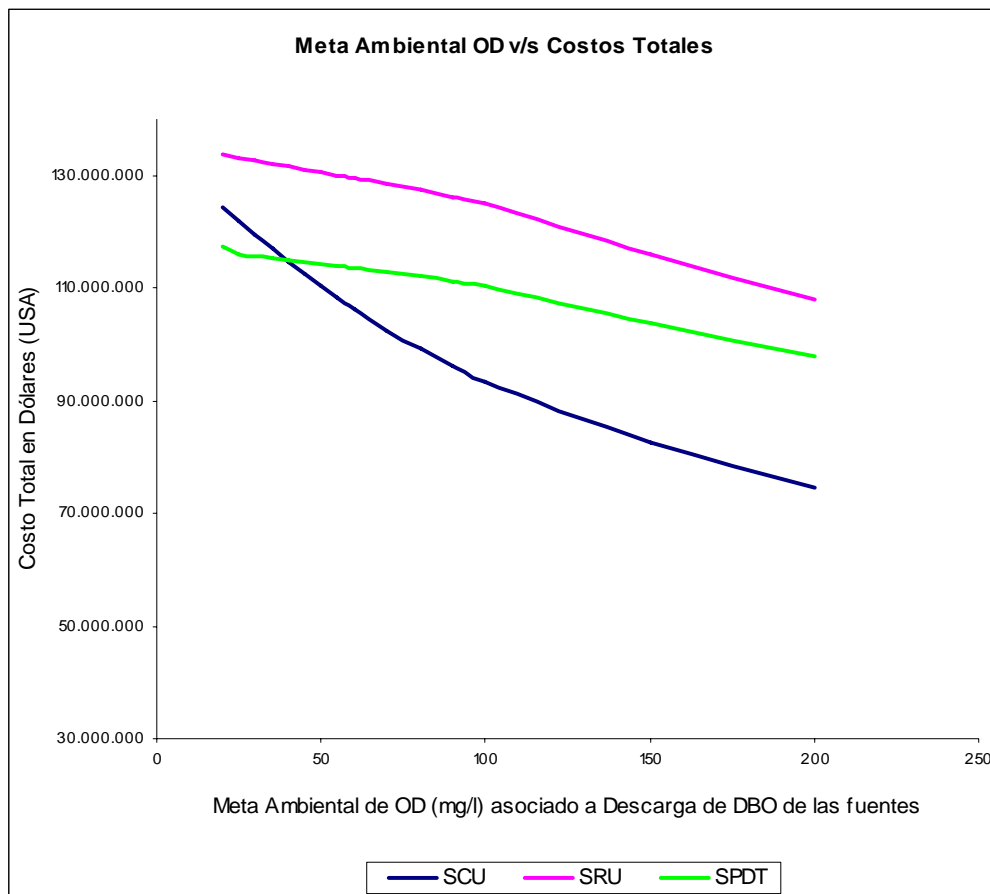


Fuente: elaboración propia

Figura N° 4-2 Niveles de DO alcanzados en puntos de control con abatimientos totales iguales

4.2.2 Simulaciones con iguales objetivos de OD en puntos de control

En la Tabla N° 4-4, en que el SRU y el SPDT cumplen con las metas preestablecidas por el SCU, se observa que en la mayoría de los rangos simulados el SPDT resulta más caro que la actual política, el SCU, lo que se puede apreciar gráficamente en la Figura N° 4-3.

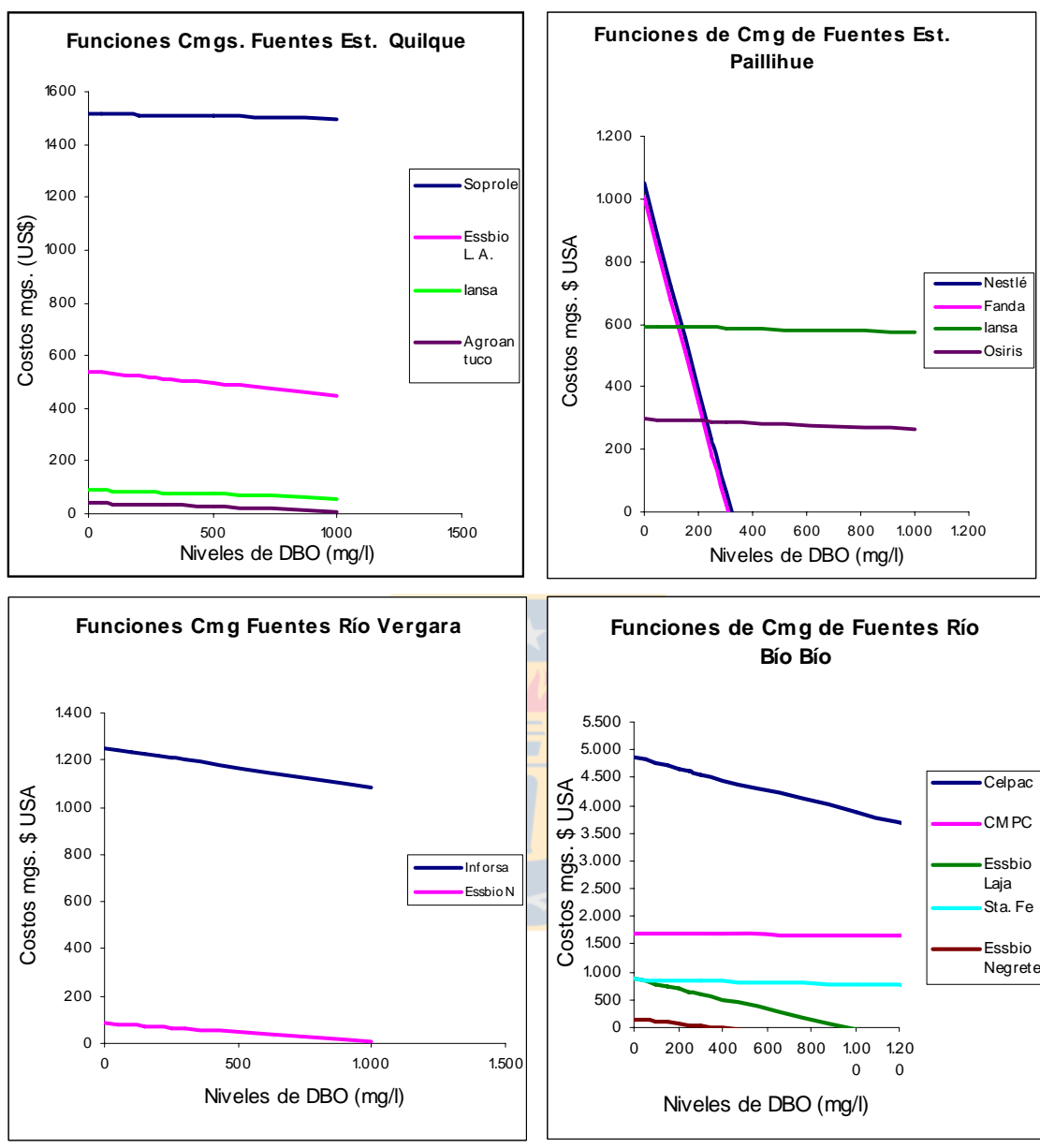


Fuente: elaboración propia

Figura N° 4-3 Costos Totales de abatimiento de un SCU, SRU y SPDT con cumplimiento de metas de OD en todos los puntos de control

Por otra parte, se ve con absoluta claridad 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 analizaremos mayormente esta política, pues aparece más interesante lo que ocurre con el SPDT en relación al SCU.

El SPDT, para niveles de abatimiento iguales a 20 mg/l 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 emitir 8.164 permisos para cumplir con las metas. Respecto del nivel de 35 mg/l que es lo que establece la norma en la actual política (según 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 cumplimiento 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 condición de eficiente en relación al SCU, aumentando la diferencia entre ambos en la medida que la meta ambiental preestablecida es menos exigente.



Fuente: elaboración propia

Figura N° 4-4 Funciones de Cmg. de las fuentes divididas por cauce de descarga

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 Soprole la que, aunque es la fuente más distante del punto de control del señalado cauce, tiene una alta carga contaminante, al que contribuyen su alto caudal efluente y su alta concentración de DBO (ver Anexo N° 1), de hecho, esta es la fuente con el nivel de carga de DBO más alto de todas las fuentes. También debemos considerar que además Soprole es una de las fuentes con altos Cmg de descarga. Además, de acuerdo con 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 con el río Bío Bío, que a pesar de tener una fuente con alto nivel de carga (CMPC Laja), cerca de un punto de control y con Cmgs altos, no impacta tanto en el OD debido a la gran capacidad de asimilación del cauce.

En la Figura N° 4-4 podemos observar que los costos marginales más altos, para el rango que hemos trabajado, corresponden en orden descendente a: Celpac y CMPC en el Bío Bío y Soprole en el estero Quilque, en cambio, los Cmgs relativamente bajos de las fuentes que descargan al estero Paillihue hacen que este último no impacten en el OD del área ya que se encuentran entre las fuentes que, para el rango trabajado, 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. 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 abatir grandes niveles de DBO, en cambio, el SPDT logra que las fuentes con bajos Cmgs abatan 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.

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 N° 4-5 Niveles de OD en puntos de control de un SPDT con cumplimiento de metas

Por otro lado, para niveles de metas menos exigentes el SCU sigue su norma de obligar a abatir a todas las fuentes, independientemente de sus costos marginales. El SPDT en cambio, en el tramo de descargas de 20 mg/l a 35 mg/l logró que todas las fuentes, a excepción de las tres que tienen los mayores Cmgs (entre las que se cuenta Soprole), abatieran el 100% de sus descargas. Por tanto, desde los 40 mg/l hasta 200 mg/l el SPDT

trabaja con las fuentes de mayores Cmgs de descargas, lo que poco a poco va haciendo al sistema más caro en relación a la actual política.

Esto último significa que, en el estero Paillihue y el río Bío Bío, con el sistema de permisos, se abate más de lo necesario sólo porque los Cmgs, de varias, de sus fuentes son más bajos, en cambio sólo para cumplir con la meta del estero Quilque se obliga a abatir a otras fuentes de Cmgs más altos. En la Tabla N° 4-5 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 (ver detalles en Anexo N° 6). En la Tabla N° 4-5 se destacan 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, corresponden al estero Quilque.

5 CONCLUSIONES

En el presente trabajo se compararon los costos totales, de controlar las descargas de contaminante 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 el proyecto Ley de Bonos de Descontaminación que se discute 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 VIII Región de 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. 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 control en los cauces involucrados para verificar los niveles de OD que se lograban, pues se trata de controlar la DBO en relación a 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 abatimiento de DBO **agregada** 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. Sin embargo, se definió previamente que una política es costo efectiva cuando los costos totales del programa son mínimos pero al mismo tiempo logra las metas ambientales previstas.

Para efectos comparativos se estableció como meta ambiental los niveles de OD en los puntos de control que se lograron con el sistema de concentraciones uniforme (actual política chilena) desde niveles de concentración de 20 mg/l hasta 200 mg/l.

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 lograban 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 realizan simulaciones, pero obligando al sistema de reducción uniforme a aumentar el porcentaje de reducción (aumentar el abatimiento) y al sistema de mercado a reducir el número de permisos (salvo para 20 mg/l en que se aumenta) hasta que en cada nivel simulado se logren los niveles de OD establecidos como meta en cada punto de control, 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 abatir 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, que son niveles menos exigentes, 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, lo que podemos llamar sobre cumplimiento. Por otra parte, el sistema de reducción uniforme resulta siempre más caro que los otros dos sistemas modelados, razón por la cual no se realizó un mayor análisis de éste.

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 encuentra 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 abatimiento es uno de los más altos; por esta razón, cuando el sistema de mercado cumple con las metas, 11 de los 15 niveles de exigencia se encuentran en el tramo 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.

Otro hecho destacable, es la importancia que tiene la capacidad de dilución de los cuerpos receptores en los resultados de los costos de los sistemas estudiados, lo que se deduce al comparar los efectos en los puntos de control del río Bío Bío de dos fuentes con alta contaminación y altos Cmg de emisiones, en relación a lo que sucede en el estero Quilque.

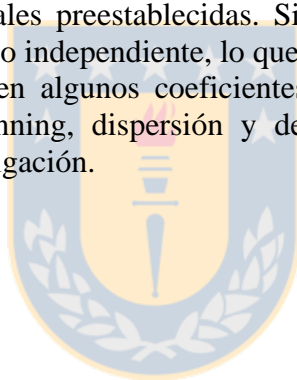
Resumiendo: en el presente trabajo se muestra que la rigidez del sistema hídrico le introduce limitaciones al SPDT, dado por la reducida sección de los ríos y esteros, en comparación con lo que ocurre en: lagos, aguas marítimas y con las emisiones de gases a la atmósfera. Además, las corrientes en ríos y esteros es en una sola dirección, a diferencia de lo que sucede en aguas marítimas y en la atmósfera.

La aplicación de un sistema de mercado a contaminación atmosférica puede tener un comportamiento completamente diferente que uno aplicado a cuerpos de agua debido a las características físicas de los fluidos (agua – aire) a los cuales se aplican.

La localización de las fuentes con mayores cargas de DBO, por lo mismo de Cmg de emisiones mayores, pueden 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 con las políticas estudiadas se logra 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, además, debería ser calibrado con valores de terreno tomados del cuerpo de agua o cuenca para la que se diseña.

Como extensión del presente trabajo se sugiere: la simulación de un sistema de permisos ambientales transferibles, verificando por medio de un modelo de calidad de agua el cumplimiento de metas ambientales preestablecidas. Simular un SPDT con división del área de estudio en zonas de manejo independiente, lo que significa establecer mercados más reducidos. Estudiar como influyen algunos coeficientes del modelo de calidad de agua (tales como: coeficiente de manning, dispersión y decaimiento) en los costos de los sistemas trabajados en esta investigación.



6 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, N° 12, Pages 3711-3720.

Brevis Vergara, W. A. (2001) “Modelación de la Calidad del Agua del Río Chillan e Incorporación del Modelo Usado a un Sistema de Información Geográfica, Memoria de Título, Facultad de Ingeniería, Dpto. de Ingeniería Civil, Universidad de Concepción.

Brill, E. Downey et al. (1984) “Water Quality Impacts of Biochemical Oxygen Demand Under Transferable Discharge Permit Programs”, *Water Resource Research*, Vol. 20, N° 4, Pages 445-455.

Coyne et Bellier (1995) “Proyecto de Gestión de los Recursos Hídricos Corporación de Cuenca del Río Bío Bío”, Informe Final, Resumen Ejecutivo, Ministerio de Obras Públicas –Banco Mundial, octubre, 1995.

Chávez, Carlos A. y Stranlund, John K. (2003) “Enforcing Transferable Permit Systems in the Presence of Market Power” *Environmental and Resource Economics*, vol. 25, issue 1, May 2003.pp: 65-78

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, August 1996

Hanley, N. Shogren, J.F. White, B. (1997) “*Environmental Economics in Theory and Practice*”, Oxford University Press, capítulos 4 y 5.

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, Pages 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.

López, Andrés (2000) “Modelos de Calidad de Agua”, Apuntes de Clases, Diplomado en Ingeniería Ambiental, Universidad de Concepción.

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.

Metcalf & Eddy, Inc. (1995) “*Ingeniería de Aguas Residuales*”, capítulo 17, volumen 2, Tercera Edición, Tratamiento, vertido y utilización, Traducción: Juan de Dios Trillo Montsoriu, Ed. Mc Graw-Hill, Madrid, España.

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. D.** (1972) “Markets in licenses and efficient pollution control programs”, *Journal Economics Theory*, 5, 395-418.
- Novotny, G.** (1986) “Transferable Discharge Permits for Water Pollution Control in Wisconsin”, Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin, mimeo, December 1, 1986.
- Peña Torrealba, Humberto** (1997) “Modificaciones del Código de Aguas y su Aporte a la Gestión del Agua”, Republica de Chile, Dirección General de Aguas – MOP, S.D.T. N° 21, octubre de 1997.
- 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.
- 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.
- Superintendencia de Servicios Sanitarios, República de Chile** (1999) “Análisis Económico sobre el tratamiento de los Residuos Industriales Líquidos en Chile”, Documentos, www.siss.cl
- 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.
- Vargas, José.** (2000) “Caracterización de la Calidad del Agua del Río Bío Bío, entre las Confluencias de los Ríos Vergara y Laja y Antecedentes para su Modelación Matemática”, Tesis Grado de Doctor en Ciencias Ambientales, Centro Eula, Universidad de Concepción.
- Villegas y Chávez** (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”, Tesis de grado de Magíster en Economía de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Facultad de Economía, Universidad de Concepción.
- Villena, Marcelo J. y Villena, Mauricio G.** (1998) “Analyzing Economic Strategies for Air Pollution Control in Santiago, Chile: an empirical study”, *Department of Land Economy Discussion Paper, Environment Series*, N° 8, September 1998.
- 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.