



Cuadernos de Economía

ISSN: 0121-4772

ISSN: 2248-4337

Universidad Nacional de Colombia

Vasco-Correa, Carlos Andrés; Tobón-Orozco, David; Vargas Cano, John Harvey
IMPUESTOS AMBIENTALES DIFERENCIADOS ESPACIALMENTE EN COLOMBIA:
UN MODELO TEÓRICO DE EQUILIBRIO GENERAL CON CAPITAL NATURAL

Cuadernos de Economía, vol. XXXVII, núm. 74, 2018, pp. 589-623

Universidad Nacional de Colombia

DOI: <https://doi.org/10.15446/cuad.econ.v37n74.61553>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=282157688011>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

UAEH  redalyc.org

Sistema de Información Científica Redalyc

Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal

Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso abierto

IMPUESTOS AMBIENTALES DIFERENCIADOS ESPACIALMENTE EN COLOMBIA: UN MODELO TEÓRICO DE EQUILIBRIO GENERAL CON CAPITAL NATURAL

Carlos Andrés Vasco-Correa
David Tobón-Orozco
John Harvey Vargas Cano

Vasco, C. A., Tobón, D., & Vargas, J. H. (2018). Impuestos ambientales diferenciados espacialmente en Colombia: un modelo teórico de equilibrio general con capital natural. *Cuadernos de Economía*, 37(74), 589-624.

Se analizan las consecuencias de impuestos ambientales que diferencian espacialmente a contaminadores ubicados sobre una cuenca hidrográfica. Se construye un

C. A. Vasco-Correa

Docente Universidad de Antioquia, Departamento de Economía, Grupo Microeconomía Aplicada.
Correo electrónico: carlos.vasco@udea.edu.co.

D. Tobón-Orozco

Docente Universidad de Antioquia, Departamento de Economía, Grupo Microeconomía Aplicada.
Correo electrónico: david.tobon@udea.edu.co.

J. H. Vargas Cano

Docente Universidad de Antioquia, Instituto de Matemáticas, Grupo Microeconomía Aplicada.
Correo electrónico: harvey.vargas@udea.edu.co

Los autores agradecen el apoyo brindado por Colciencias y la Universidad de Antioquia en el desarrollo de la investigación que dio origen a este artículo.

Sugerencia de citación: Vasco, C. A., Tobón, D., & Vargas, J. H. (2018). Impuestos ambientales diferenciados espacialmente en Colombia: un modelo teórico de equilibrio general con capital natural. *Cuadernos de Economía*, 37(74), 589-624. doi: <https://doi.org/10.15446/cuad.econ.v37n74.61553>.

Este artículo fue recibido el 13 de diciembre de 2016, ajustado el 03 de abril de 2017, y su publicación aprobada el 17 de abril de 2017.

modelo de equilibrio general con capital natural como insumo y restricción a la actividad económica. Se encuentran mejoras en el bienestar social al aplicar impuestos diferenciados espacialmente, y se elaboran recomendaciones para la construcción y aplicación de impuestos separando las cuencas por tramos. Finalmente, se debate la normatividad ambiental colombiana sobre control de vertimientos en cuerpos de agua, señalando que más que modificar la regulación actual basta con llevar esta legislación a un nivel de “hacer cumplir” más estricto.

Palabras clave: modelos de equilibrio general, externalidades, impuestos diferenciados espacialmente, polución en el agua.

JEL: D58, D62, Q53, Q25.

Vasco, C. A., Tobón, D., & Vargas, J. H. (2018). Spatially differentiated environmental taxes in Colombia: A theoretical general equilibrium model with natural capital. *Cuadernos de Economía*, 37(74), 589-624.

We analyse the consequences of implementing environmental taxes that differ spatially depending on the polluting agent's location within a river basin. We build a general equilibrium model that includes natural capital as input on the production function and economic activity restrictions. From a social welfare point of view and compared with homogeneous taxes, there are improvements if taxes are differentiated. This paper recommends taxes being applied that consider the separation of the river basins by sections. There is debate as to the water pollution regulations, and it is pointed out that rather than modifying the current regulation, more enforcement is needed.

Keywords: General equilibrium models, externalities, spatially differentiated taxes, water pollution.

JEL: D58, D62, Q53, Q25.

Vasco, C. A., Tobón, D., & Vargas, J. H. (2018). Impôts environnementaux spatialement différenciés en Colombie: un modèle théorique d'équilibre général avec capital naturel. *Cuadernos de Economía*, 37(74), 589-624.

On analyse les conséquences des impôts environnementaux qui différencient spatialement les pollueurs situés dans un bassin hydrographique. On construit un modèle d'équilibre général avec capital naturel comme intrant et restriction de l'activité économique. On trouve des améliorations dans le bien-être social lorsqu'on établit des impôts spatialement différenciés, et on formule des recommandations pour la construction et l'établissement d'impôts en séparant les bassins hydrographiques en tronçons. Enfin, on examine la normativité environnementale colombienne sur le contrôle des versements dans les cours d'eau et on souligne que, plutôt que modifier la réglementation actuelle, un niveau plus strict de mise en œuvre de celle-ci suffirait.

Mots-clés: modèles d'équilibre général, externalités, impôts différenciés spatialement, pollution de l'eau.

JEL: D58, D62, Q53, Q25.

Vasco, C. A., Tobón, D., & Vargas, J. H. (2018). Impostos ambientais espacialmente diferenciados na Colômbia: um modelo teórico de equilíbrio geral com o capital natural. *Cuadernos de Economía*, 37(74), 589-624.

Analisa-se as consequências dos impostos ambientais que diferenciam espacialmente os poluidores localizados em uma bacia hidrográfica. Um modelo de equilíbrio geral é construído com o capital natural como insumo e restrição à atividade econômica. Melhorias no bem-estar social são encontradas através da aplicação de impostos espacialmente diferenciados, e recomendações são feitas para a construção e aplicação de impostos, separando as bacias por seções. Finalmente, são discutidas as regulamentações ambientais colombianas sobre o controle de verteduras em corpos de água, apontando que, em vez de modificar o regulamento atual, é suficiente levar essa legislação a um nível de "aplicação" mais rigorosa.

Palavras chave: modelos de equilíbrio geral, externalidades, impostos espacialmente diferenciados, poluição da água.

JEL: D58, D62, Q53, Q25.

INTRODUCCIÓN

Este trabajo está motivado por la preocupación sobre la sostenibilidad en la provisión del servicio de agua potable en las ciudades colombianas y, en especial, de Medellín y su Área Metropolitana, segunda aglomeración en importancia en Colombia, los cuales tienen como principal reserva para la provisión de este servicio la cuenca de Río Grande, donde existe una producción creciente de alimentos y productos lácteos (Expedición Antioquia, 2012). Estas actividades vierten sus residuos en los cuerpos de agua que surten la represa que alimenta el sistema de acueducto de Medellín (véase Gráfica A1). Para 2014 se presentó un fenómeno de coloración de la represa La Fe, anteriormente la principal fuente de captación y represamiento del acueducto ubicada al oriente de la ciudad, pero la empresa prestadora del servicio de acueducto, Empresas Públicas de Medellín, advirtió que no se vería afectada la calidad del agua que surte a la ciudad (*El Colombiano*, 2014a, 2014b). Sin embargo, este tipo de fenómenos se explican por vertimientos de grandes cantidades de fertilizantes usados por sectores agrícolas aledaños a la represa, que la llevan a situaciones eutróficas facilitando el crecimiento de algas que reducen el oxígeno disponible y hacen vulnerable el suministro de agua en las ciudades (*El Espectador*, 2014; Téllez-Oliveros, 2014). Además, hay un fenómeno creciente de expansión urbana e industrial que afecta las fuentes que abastecen La Fe. En Estados Unidos un fenómeno similar pero en mayores proporciones llevó a la suspensión del servicio de agua potable en todo el estado de Ohio en 2014, por la imposibilidad técnica de limpiar las toxinas que estas algas liberan (AccuWeather, 2014; Circle of Blue, 2014; NYTimes, 2014; Usa Today, 2014).

La política ambiental en Colombia se soporta en la Ley 99 de 1993 principalmente, que considera mecanismos económicos y normas de comando y control (CAC) para gestionar los vertimientos directos e indirectos sobre los cuerpos de agua, e incluyen planes de ordenamiento territorial, planes de ordenamientos y manejo ambiental de cuencas hidrográficas (POMCAS), delimitación de áreas de páramos y normas de vertimientos (Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015). También se cuenta con un instrumento económico denominado *tasa retributiva*, el cual se asemeja a un impuesto a la contaminación, al obligar al pago por cada unidad de contaminación que se vierte sobre los cuerpos de agua en función de unos parámetros fisicoquímicos como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y los sólidos suspendidos. Sin embargo, el grado de aplicación y efectividad de esta política es cuestionado por algunas autoridades colombianas (Contraloría General de la República, 2014). También hay iniciativas voluntarias público-privadas de esquemas de pago por servicios ambientales recientes que buscan darle manejo al problema desde una perspectiva de sostenibilidad y responsabilidad social empresarial, llamados Cuenca Verde y BancoCO₂ en las cuencas de Río Grande y La Fe (BanCO₂, 2015; Corporación Cuenca Verde, 2015).

En la literatura microeconómica abundan modelos de equilibrio parcial que no permiten analizar todos los pormenores del efecto de una política económica y los mecanismos de transmisión y ajuste dinámicos propios de la economía. En estos

modelos se estudia solo la efectividad de instrumentos como impuestos y subsidios, y más recientemente las implicaciones distributivas sobre el nivel de uso y remuneración de factores de producción, así como el impacto en las finanzas del Estado al modificar una estructura fiscal que castiga los agentes contaminadores y les incentiva a invertir en tecnologías de abatimiento de la contaminación. También se está avanzando en el uso de híbridos y el considerar las fallas de mercado con ocurrencia simultánea (Benneworth y Stavins, 2007; Fankhauser, Hepburn y Park, 2010; Goulder y Parry, 2008).

Para analizar teóricamente la efectividad de la política ambiental hídrica colombiana se plantea la metodología de modelos de equilibrio general (MEG), lo cual permite formalizar los efectos de las externalidades ambientales sobre una asignación de mercado, comprender las diferentes interacciones entre agentes y analizar los alcances en eficiencia y bienestar de distintos escenarios al aplicar instrumentos de política ambiental. Contemplando como restricción que los efectos de estos instrumentos de política deben estudiarse o modelarse de manera simultánea a las actividades de producción y consumo.

El MEG que se propone incorpora las restricciones de la naturaleza al desenvolvimiento económico bajo el concepto de *capital natural* (Tobón y Vasco-Correa, 2011), el cual sirve como provisión de insumos y bienes pero también como restricción de las actividades, todo lo anterior reconociendo la localización de las firmas en la cuenca. Se estudiarán cuáles son los impuestos óptimos que deben aplicarse en una cuenca, de tal forma que se garantice la sostenibilidad de la provisión del agua potable. Véanse los trabajos de Böcher (2012), Ren, Fullerton y Braden (2011), Tobón-Orozco, Vasco-Correa y Molina (2015), quienes consideran interacciones sectoriales en MEG, distintas políticas ambientales y la configuración tecnológica tanto para la producción como la mitigación de la externalidad.

El modelo propuesto al contemplar la aplicación de políticas ambientales en función de la ubicación espacial permite observar en qué medida la aplicación de un impuesto no localizacional es mejor alternativa que una propuesta de impuesto que sí la considere, partiendo de la premisa de que no solo quien contamina paga, sino que quien contamina aguas arriba está siendo un mayor afectador que quien contamina aguas abajo en igual magnitud (véanse Hochman, Pines y Zilberman [1977] para una interpretación distinta).

Respecto de las aplicaciones de MEG para Colombia alrededor del recurso hídrico y otros usos la investigación arrojó que son variadas y se centran en análisis de políticas fiscales, políticas comerciales o del cómo modelar la apertura de mercados y sus consecuencias sobre la eficiencia y bienestar de la economía; políticas migratorias y movimientos poblacionales internacionales, urbanos y regionales; políticas agrarias y seguridad alimentaria; análisis ambiental mediante MEG que introducen restricciones ambientales (véase la Tabla 1).

La estructura del artículo es la siguiente: en primer lugar se abordan estudios sobre el uso de instrumentos de política económica diferenciados espacialmente, en específico sobre la cuenca de un río; en segundo lugar se presenta un análisis

de los instrumentos económicos utilizados en Colombia para controlar la contaminación hídrica; en tercer lugar se plantea el modelo de equilibrio general y el resultado de sus simulaciones; finalmente se destacan algunas conclusiones y observaciones.

Tabla 1.
Modelos de equilibrio general aplicados al problema del agua en Colombia

Autor	Aporte
CEPAL (2000)	En Latinoamérica no se presta atención a la protección de la calidad del agua, la cual está siendo afectada por las actividades económicas. Se observa una brecha entre la regulación y su aplicabilidad.
Castañó Uribe (2008)	Chingaza provee el 70% del agua para Bogotá. Se explica el proceso de implementación de la tasa por uso del agua en Chingaza, empleando criterios técnicos y económicos.
Fonseca (2010)	Se analizan criterios de sostenibilidad en el uso del agua para actividades agropecuarias, usando la huella hídrica como indicador.
DNP, BID y CEPAL (2014)	Se estiman los costos económicos de eventos climáticos extremos a partir de análisis econométricos, ante la evidencia del cambio climático en Colombia. Los resultados se incorporaron al Modelo de Equilibrio General para Desastres (MEGDES) analizando los impactos macroeconómicos de escenarios en los que aumenta la tasa de desastres de origen climático.

Fuente: elaboración propia.

**POLÍTICAS PARA REDUCIR
EXTERNALIDADES DE LA INDUSTRIA
AGRÍCOLA: IMPUESTOS AMBIENTALES
DIFERENCIADOS ESPACIALMENTE**

Existe un interés creciente en los *policy makers* de Estados Unidos, Europa y de algunos países desarrollados en usar instrumentos de mercado (Lungarska y Jayet, 2014; Shortle y Horan, 2002). A pesar de las ventajas en eficiencia de estos sobre las normas de Comando y Control (CAC), en muchos países las autoridades prefieren usar los últimos debido a las dificultades asociadas a implementar incentivos económicos (Bergek y Berggren, 2014; Borrás y Edquist, 2013; Kemp y Pontoglio, 2011).

A menudo las normas de CAC establecen niveles de emisiones (o estándares) de manera arbitraria sin considerar los costos de abatimiento, que son diferentes para cada firma. Esto se debe a la dificultad de obtener la información necesaria para establecer un estándar tanto desde la perspectiva técnica como económica. Por el contrario, los incentivos económicos asumen que los costos marginales de abatimiento de las firmas determinan la asignación de la responsabilidad sobre la reducción de la polución, por lo que ellas tienen el incentivo de modificar sus costos marginales de abatimiento mediante la innovación; segundo, los costos marginales de abatimiento se igualan en el equilibrio para todas las firmas que emiten polución.

Existe una variada literatura que analiza políticas para minimizar externalidades ambientales negativas (véanse los trabajos pioneros de Baumol y Oates [1971], Hochman y Zilberman [1978]. La solución más frecuentemente citada en una situación de *first best* es la adopción de impuestos a las emisiones, tal que se establezcan en un nivel igual al costo marginal social del daño, o que el beneficio marginal de la producción iguale el costo marginal social de la polución (Pigou, 1937). A pesar de que la solución de impuestos pigouvianos arroja como resultado una asignación óptima en el sentido de Pareto, muy pocas veces es aplicado, principalmente porque es bastante complejo determinar y medir de forma objetiva la magnitud de los costos sociales. Una alternativa reiterada es establecer un determinado estándar de calidad ambiental, para luego aplicar un impuesto buscando lograr una meta (Baumol y Oates, 1974; Griffin y Bromley, 1982; Ribaud, Horan y Smith, 1999).

Una política como esa, a pesar de ser menos eficiente, permite lograr un nivel de contaminación deseado, al menor costo social. La razón por la que este tipo de políticas —también denominadas *híbridos*— no alcanzan el nivel de eficiencia total que alcanzaría un impuesto igual al daño marginal es la falta de información. Otros instrumentos de igual o similar eficiencia se han implementado bajo un amplio rango de condiciones: permisos transables de emisiones, que se pueden asignar con el objetivo de maximizar la producción social siempre y cuando los derechos de propiedad sobre el recurso transmisor de la propiedad se puedan definir, y subsidios a la reducción de emisiones, siempre y cuando la distorsión que se genere en otros sectores que financien estos subsidios sea mínima (Atkinson y Lewis, 1974; Newell y Stavins, 2003; Tietenberg, 1995).

Algunos trabajos enfatizan que deben implementarse impuestos o pagos por contaminar heterogéneos de acuerdo con la ubicación (Braden, Johnson, Bouzaher y Miltz, 1989; Coxhead, Shively y Shuai, 2002; Fleming y Adams, 1997; Khanna, Yang, Farnsworth y Onal, 2003; Schwabe, 1999). Este artículo se construye bajo esa premisa, tal que se abogue por una política de control ambiental que considere esta ubicación para controlar externalidades que afectan cuencas como las de Río Grande, por ejemplo, la erosión, la sedimentación y la contaminación.

De acuerdo con Coxhead y Demeke (2006), la erosión y sedimentación son de las externalidades más importantes en países en desarrollo. Por ello los autores

elaboran un modelo para diseñar una política económica eficiente a escala de una cuenca hidrográfica según la ubicación espacial de consumidores y campesinos para controlar la degradación de la cuenca y utilizando una base de datos del Geographic Information System (GIS) georreferenciada para caracterizar la cuenca. Como resultados se obtienen beneficios al diferenciar los impuestos de acuerdo con los atributos de la cuenca y, además, se propone apoyar la reducción de la pobreza usando los ingresos provenientes del impuesto medioambiental, puesto que las políticas ambientales de alto impacto pueden exacerbar la pobreza.

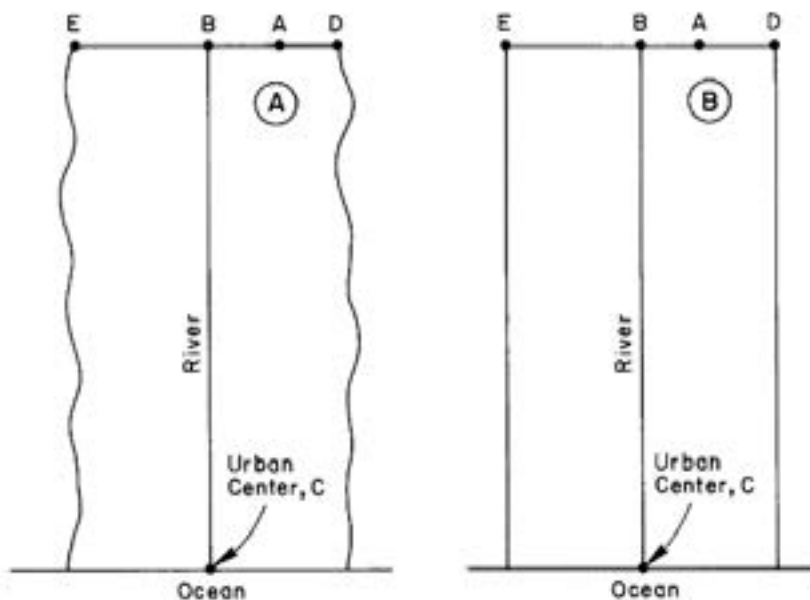
Al analizarse cómo los agentes económicos toman decisiones respecto de cuánto producir, ignorando los efectos aguas abajo, eventualmente, se ignora el impacto en los beneficios y el bienestar de los agentes ubicados en otro sitio. Esto se denomina en la literatura como una *externalidad espacial*, que debe ser internalizada para hacer eficiente el equilibrio que la economía alcance. En Francia, por ejemplo, los consumidores gastan entre 1 y 1,5 miles de millones de euros destinados al tratamiento de agua debido a polución de origen agrícola, o en términos relativos de entre el 7% y el 12% de su factura mensual. En las áreas más contaminadas estos costos pueden ascender a 494 euros por usuario anualmente (Lungarska y Jayet, 2014).

Hochman *et al.* (1977) desarrollan un modelo teórico para una cuenca de un río de concepción rectangular (véase Gráfica 1), donde se realizan actividades productivas agrícolas, y la ciudad se encuentra al final de la cuenca del río sufriendo las descargas de polución aguas arriba. Este modelo incluye la capacidad natural de absorción o asimilación de los cuerpos de agua, por lo que la contaminación que proviene de más arriba de la cuenca contribuye en menor medida a la polución en el delta del río. La polución puede ser abatida usando el factor trabajo, complementando el proceso natural. El costo del daño a la sociedad se asume como conocido y se incrementa de forma lineal en función de la polución depositada. Sin ningún tipo de política ambiental el modelo predice que los costos para cultivar se hacen más bajos si se ubican cerca de la ciudad, puesto que transportarlos al centro de comercio (la ciudad) será más bajo que si se ubican aguas arriba. Esto implica que la intensidad de cultivos cerca de la ciudad es una función decreciente de la distancia (Gráfica 1). Sin embargo, al implementarse políticas económicas a través de impuestos por unidad de polución, el resultado se invierte y las empresas buscarán alejarse de la ciudad si el pago de impuestos disminuye a medida que se alejan debido a que el río absorbe y mitiga la polución (Hochman, Pines y Zilberman, 1977).

Sin embargo, aparecen varias dificultades: el modelo asume que solo se produce un bien y no permite revisar el impacto de seleccionar distintos cultivos. La variación espacial respecto de las firmas se asume unidimensional (esto es, la distancia a la ciudad), mientras que en la realidad hay otras dimensiones como la pendiente, el tipo de suelo, la elevación, entre otros. Además, existe un costo prohibitivo de medir todas y cada una de las cargas contaminantes de cada agricultor —principalmente, si son fuentes no directas—, así como sus costos sociales asociados.

Gráfica 1.

Influencia de la distancia en la polución acumulada en el modelo de Hochman



Fuente: Hochman *et al.* (1977).

No obstante, este costo prohibitivo de obtener la información puede no ser una barrera. En Griffin y Bromley (1982) se analiza teóricamente una política de control de la escorrentía de origen agrícola, sugiriendo una correlación entre los insumos y el tipo de cultivo con las emisiones. Para el caso de emisiones directas, el diseño de impuestos óptimos parecería obvio y fácil de medir, pero para emisiones de fuentes no directas que se esparcen en un terreno como son, por ejemplo, fertilizantes, herbicidas, fungicidas, entre otros, se deben diseñar incentivos que se enfoquen no en la polución que es difícil de monitorear, sino en los insumos y tipos de cultivo (Griffin y Bromley, 1982). Coxhead (2002) desarrolla un modelo similar que incorpora impuestos de características espaciales para controlar la polución agrícola y provee un marco para diseñar impuestos que lleven a modificar las decisiones del uso del suelo (Coxhead *et al.*, 2002).

Se han propuesto otros instrumentos para controlar la polución de origen agrícola, que incluyen impuestos ambientales, multas aleatorias y contratos específicos (Cabe y Hérreges, 1992; Segerson, 1988; Shortle y Dunn, 1986; Xepapadeas, 1992). Los altos costos de obtener información sobre las granjas y los costos de transacción han llevado a plantear instrumentos de política de *second best* (Cabe y Hérreges, 1992; Helfand y House, 1995; Wu y Babcock, 1996). En Estados Unidos se ha enfatizado en acuerdos voluntarios, apoyados en mecanismos de persuasión

pública y acompañamiento técnico que ayuden a los granjeros a adoptar tecnologías de producción más limpias (Shortle y Horan, 2002). Sin embargo, estas aproximaciones generalmente no son muy efectivas y no proveen el suficiente incentivo para que se adopten prácticas de conservación y cuidado del medio ambiente.

Existe una gran cantidad de literatura que aborda políticas ambientales a escala de una cuenca. Los trabajos más empíricos hacen una optimización restringida, maximizando los beneficios totales sujetos a un límite de polución de sedimentos o pérdida del suelo (erosión), vertimientos de nitrógeno y polución de fósforo. Y se concluye que son mejores las políticas intensivas de control de la polución en el uso de información y que diferencian espacialmente las emisiones en contraste con normas de CAC uniformes (Babcock, Lakshiminarayan, Wu y Zilberman, 1997; Braden *et al.*, 1989; Claassen y Horan, 2001; Goetz y Zilberman, 2007; Khanna *et al.*, 2003; Kolstad, 1986; Schwabe, 1999; Tietenberg, 1974; Vetter, 2005). Otros trabajos relacionan los impuestos en función de distintas ubicaciones espaciales (Goetz y Zilberman, 2000; Xabadia, Goetz y Zilberman, 2004). Por ejemplo, en Rikun (1992) se presenta un modelo con impuestos que busquen la sostenibilidad, considerando que los productores tienen una conducta que busca minimizar los costos de abatimiento y el pago de estos impuestos. La autoridad ambiental observará un comportamiento costo-efectivo por parte de los emisores. Como resultado, la diferenciación de los impuestos a la polución con criterio de ubicación espacial en la cuenca resulta ser un instrumento económico que provee los incentivos necesarios para obtener una solución que equilibre los incentivos opuestos de los agentes (Rikun, 1992).

IMPUESTO AMBIENTAL POR VERTIMIENTOS PUNTUALES SOBRE CUERPOS DE AGUA EN COLOMBIA

Tasa retributiva

La tasa retributiva (TR) busca complementar la norma de CAC en la regulación de la contaminación hídrica en Colombia. Esta norma se fundamenta en el artículo 42 de la Ley 99 de 1993, reglamentada por el Decreto 2667 de 2012 y la Resolución 0631 de 2015 del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Rural (MADS). La tasa busca emitir señales económicas vía precios de mercado a los agentes para que, bajo el supuesto de racionalidad económica, modifiquen sus patrones de consumo-producción y tomen decisiones acordes con los costos sociales y ambientales de contaminar las fuentes de agua, y adelanten cambios hacia tecnologías más limpias. Se tienen como antecedentes los decretos presidenciales 2811 de 1974 y 1594 de 1984. En principio, la tasa solo aplicaría en actividades lucrativas¹, y con el objetivo de pagar la eliminación o control de las consecuencias de estas

¹ Excluyendo empresas de acueducto y alcantarillado con problemas financieros.

actividades por parte de las autoridades ambientales (corporaciones autónomas regionales [CAR]).

La Ley 99 de 1993 y posteriores decretos definieron un incentivo económico más claro (Correa-Restrepo, De la Ossa Arteaga y Vallejo Chanci, 2007). El Decreto 901 de 1997 del MADS reglamentó la TR por la utilización directa o indirecta del agua como receptor de vertimientos puntuales. Luego se expidió el Decreto 3100 de 2003 de la Presidencia de la República —modificado por el Decreto 3440 de 2004— el cual derogó el Decreto 901, reglamentándose el cobro de la TR, fijando los procedimientos relacionados con la tarifa mínima, su ajuste regional, metas de reducción, sujetos pasivos, mecanismo de recaudo, fiscalización, control y reclamación.

A continuación, se desglosan los componentes de la TR, su evolución y condiciones actuales. Para cada uno de los siete parámetros contaminantes que se han definido objeto de cobro, la CAR debería establecer una TR, obtenida al multiplicar una tarifa mínima (T_m) por un factor regional (Fr). La T_m se estableció en la Resolución 273 de 1997 y se actualizó con la Resolución 372 de 1998. El ministerio señala que los parámetros básicos para iniciar el cobro de la TR son: sólidos suspendidos totales (SST) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Cada T_m debe actualizarse anualmente de acuerdo con el índice de precios al consumidor (IPC). La T_m para 2017 es de 138,72 COP \$/kg para el DBO₅ y 59,32 COP \$/kg para los SST (MINAMBIENTE, 2017).

En el artículo 27 de la Resolución 2667 de 2012 del MADS se indica que las CAR deberán monitorear además del SST y DBO₅, los siguientes: temperatura ambiente y del agua *in situ*, demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto, coliformes fecales y pH. Esta selección es tomada de un estudio de la National Sanitation Foundation (NSF), en un trabajo desarrollado por Brown, McClelland, Deininger y Tozer (1970), el cual escogía nueve (los mismos de la norma colombiana, a excepción de nitratos y fosfatos). Algunas empresas colombianas han demandado² la selección de estos parámetros y sus respectivos niveles permitidos, argumentando que la metodología se basa en características típicas de las aguas y ríos de Estados Unidos, desconociendo las particularidades de un ambiente tropical y formaciones geológicas colombianas.

Para los demás parámetros se busca un monitoreo, pero no se han establecido tarifas mínimas ni factor regional diferenciado. Corantioquia, encargada de aplicar la regulación en parte de Antioquia, solo solicita información respecto de DBO₅ y SST (Corantioquia, 2015a). Es de anotar que de acuerdo con la NSF resultan más importantes parámetros como el oxígeno disuelto que la DBO₅, o la turbiedad que los SST (Abbasi y Abbasi, 2012). También solo algunos ríos tienen segmentada en tramos la tarifa, siendo Río Grande un ejemplo de un cuerpo de agua sin segmentar.

² Expediente ante el Consejo de Estado 11001032400020030040701, del 18 de septiembre de 2007.

El cálculo del monto a pagar (MP) por la TR se realiza así:

$$MP = \sum_{i=1}^2 Tm_i * Fr_i * C_i \quad (1)$$

Siendo:

$i = DBO_5, SST$

C_i : carga contaminante

La destinación de estos pagos es de hasta el 10% para las CAR para gastos de implementación y seguimiento de la tasa, el restante 90% se asignará a proyectos de inversión en descontaminación hídrica y monitoreo de la calidad del agua.

El factor regional

El Fr tiene como objetivo contabilizar los costos sociales y ambientales de los vertimientos no tenidos en cuenta en la Tm. Su cálculo lo efectúa la CAR ajustándose de acuerdo con metas globales e individuales de calidad (decretos 901 de 1997 y 3100 de 2003, artículos 11 y 15, respectivamente). En el artículo 9 del Decreto 901 de 1997 se planteó que se debe observar cada semestre la relación entre la contaminación total y el nivel de tarifa cobrada, aumentando el Fr “hasta lograr un nivel de tarifa regional que cause la reducción de la carga total contaminante hasta el nivel preestablecido para la meta de reducción” y, además, que el valor del Fr empezará en un valor igual a 1, y se incrementará en 0,5 cada semestre, hasta que se cumplan las metas³. El parágrafo del artículo 10 precisa que en el monto a pagar:

queda incluido el valor de depreciación del recurso afectado, tomando en cuenta los costos sociales y ambientales del daño manifestados en la meta de reducción de la carga contaminante. Así mismo, los costos de recuperación del recurso se reflejan en la tarifa mínima (Tm).

A partir del Decreto 3100 de 2003, artículo 15, emitido cinco años después (cuando se supone que se modificarían las metas globales), se actualizó la metodología de cálculo del Fr estableciendo que este empezara con un valor igual a 1 y se ajustara anualmente a partir de finalizado el segundo año, aplicándose a los usuarios que no cumplan con la meta. Al finalizar el quinquenio, si se alcanzó la meta, el factor regional empezaría en 1, de lo contrario, iniciaría con el valor con que terminó el quinquenio anterior. En todo caso, $1 \leq Fr_i \leq 5,5^4$. Los decretos 2667 de 2012 y 1076 de 2015 modificaron la fórmula para calcular el factor regional Fr_i , así:

³ Exceptuando cuando al finalizar el período regulatorio de cinco años se defina una nueva meta o se empiecen a presentar vertimientos tales que la carga contaminante vuelva a ser superior a la establecida en la meta. En estos casos, la CAR partirá del último valor del Fr y continuará incrementándolo en 0,5 hasta alcanzar la meta.

⁴ Esta limitación tiene que ver con las capacidades de asimilación de los cuerpos de agua a los vertimientos.

$$Fr_t = Fr_{t-1} + \frac{Cc_t}{Cm} \quad (2)$$

El Fr está dado por la carga contaminante Cc_t y la meta global de contaminación para el tramo de la cuenca (Cm), la cual requiere consulta para los contaminantes DBO_5 y SST a partir de las metas de cada usuario, la capacidad del cuerpo de agua y la ejecución de obras previstas en el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV). Además, se podrán concertar metas grupales para usuarios que compartan la misma actividad económica.

El artículo 184 de la Ley 1607 de 2012 obligó a que las instituciones del Estado realizaran un estudio sobre la efectividad de los impuestos ambientales, así como la identificación y viabilidad de nuevos tributos. De allí resulta que todas las CAR adelantaron cobros de tasa retributiva en 2008-2012. Ya sea solo con Tm (57,9%) o aplicando el Fr (44% de las autoridades). Además, el 43% se encontraba implementando el proceso para calcular el Fr para alrededor de 368 cuerpos de agua (52,6% del total) (Contraloría General de la República, 2014).

Del 21,2% de los cuerpos de agua en que las CAR cobran tasa retributiva con factor regional, este se encuentra por encima de 1, lo que evidencia que se están incumpliendo las metas globales de contaminación, y el 20,9% observan factores regionales de 1 lo que muestra un cumplimiento. Como recomendaciones del estudio se destacan fortalecer los cobros coactivos, pues además el recaudo de las tasas es inferior a lo facturado y la mejora en la información al ser no solo incompleta sino incorrecta por parte de muchas CAR (Contraloría General de la República, 2014).

Una nueva norma de CAC

La Resolución 631 de 2015 trata sobre el control a vertimientos descargados directamente a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público, y reglamenta el artículo 28 del Decreto 3930 del 2010 y actualiza el Decreto 1594 de 1984. La resolución discrimina las sustancias contaminantes por 73 actividades productivas y en 8 sectores económicos. Antes, todas las actividades productivas debían cumplir con un 20% de vertimientos de grasas, sólidos suspendidos y DBO , y unos topes fijos para temperatura y PH . Ahora, se establecen valores específicos y para una mayor cantidad de parámetros (MINAMBIENTE, 2015).

Observaciones respecto de la normativa

Desde la fijación de la tarifa mínima en 1998, el valor apenas ha sobrepasado el umbral de los 100 COP/kg DBO , lo que es considerablemente bajo en comparación con el impacto ambiental que puede ocasionar este contaminante, así como la no generación de incentivos a descontaminar. Además, las tarifas se mantienen constantes con el IPC y de los 7 parámetros a medir solo se cobra por los SST y DBO , dejando de lado los demás como la temperatura, el pH , el oxígeno disuelto

y la turbiedad que han sido ignorados en la norma de CAC. Asimismo, la eficiencia en el monitoreo y el recaudo de la tasa es baja. El número de usuarios objeto de cobro son pocos en comparación con todos los agentes que vierten sobre los cuerpos de agua. Esta conducta de las CAR puede explicarse por sus fuentes de financiación, siendo la tasa retributiva la que genera menos ingresos (0,03% del total de ingresos en promedio). Son otros recursos como la participación en el impuesto predial (sobretasa ambiental), transferencias de los ingresos del sector eléctrico, otorgamiento de licencias ambientales y la imposición de multas, los que generan la gran mayoría de sus ingresos. Se ha recomendado que los ingresos de las CAR dependan más de la tasa retributiva y trasladarles los ingresos adicionales a otras entidades del Estado buscando reducir las cargas parafiscales de las empresas (Banco de la República, 2011).

MODELO DE EQUILIBRIO GENERAL PROPUESTO

Este modelo permite simular el funcionamiento de un sistema de producción agro-industrial que genera externalidades ambientales negativas sobre otros sectores poco contaminadores (limpios en el margen), y contemplando su ubicación espacial en la cuenca (alta, media o baja)⁵. También se incluyen como agentes los asentamientos poblacionales (consumidores) y un proveedor de agua potable, que utiliza un *stock* de capital natural como insumo, el cual se ve afectado también por la externalidad. Se muestra cómo el empleo de Spatially Differentiated Taxes permite regular la polución agregada y los efectos sobre el bienestar social. Como plataforma de simulación se usa el *software* Wolfram Mathematica. Se espera que este MEG sea un punto de partida teórico, robusto y parsimonioso que permita luego incorporar características propias del mundo real en una cuenca similar a la caracterizada en este trabajo y abrirlo y relacionarlo con otras regiones rurales y urbanas.

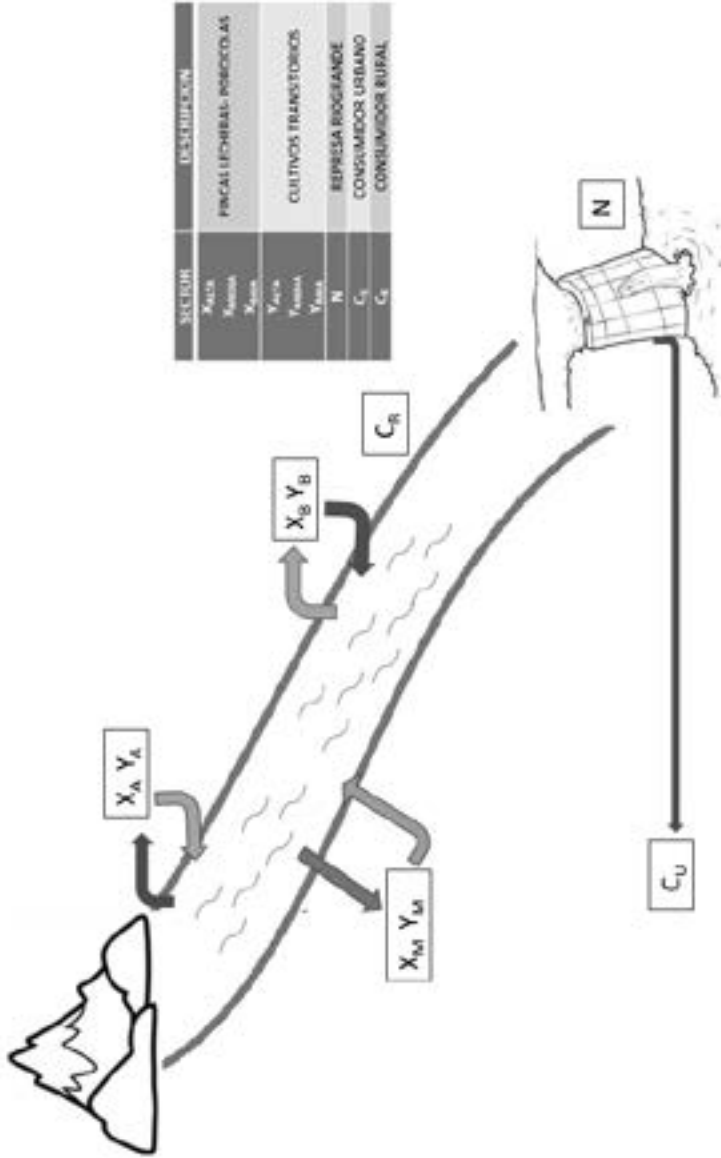
Configuración de la economía

Esta economía se compone de unos consumidores rural y urbano. Y hay tres tipos de firmas que transforman insumos provistos de forma endógena al modelo⁶, maximizan beneficios y están sujetas a rendimientos marginales decrecientes. El modelo se complementa asumiendo la ubicación espacial de cada agente sobre la cuenca del río (Gráfica 2), y contemplando los tipos de ubicación en la cuenca mencionados (Tabla 2). Sin embargo, no se utilizan tecnologías de abatimiento de la polución que permitan reducir el pago de impuestos limpiando los vertimientos.

⁵ Una cuenca se conforma de tres partes: Cuenca *alta*, que corresponde a la zona donde nace el río, el cual se desplaza por una gran pendiente. Cuenca *media*, la parte de la cuenca en la cual hay un equilibrio entre el material sólido que llega con la corriente y el material que sale. Visiblemente no hay erosión. Cuenca *baja*, la parte de la cuenca en la cual el material extraído de la parte alta se sedimenta.

⁶ A excepción del *stock* de capital natural A, predeterminado exógenamente.

Gráfica 2.
Ubicación de los agentes en la cuenca



Fuente: elaboración propia.

Tabla 2.
Tipos y número de agentes en función de la ubicación en la cuenca

Número de agentes	Tipo de agentes	Ubicación en cuenca
2	Consumidores	Urbano y rural
3	Industrias tipo <i>X</i>	Alta, media y baja
3	Industrias tipo <i>Y</i>	Alta, media y baja
1	Industrias <i>N</i>	Baja

Fuente: elaboración propia.

Los consumidores obtienen utilidad de los bienes *X*, *Y* y *N*, además del efecto negativo que *X* le genera a los rurales por cada unidad producida debido a su ubicación en la cuenca.

$$\begin{aligned} U_U &= U(X_{Cu}, Y_{Cu}, N_{Cu}, -\gamma_U X) \\ U_R &= U(X_{Ru}, Y_{Ru}, N_{Ru}) \end{aligned} \tag{3}$$

Las firmas tipo *X* y *Y* vierten contaminación sobre los demás agentes aguas abajo, pero se asume las *X* más sucias que las *Y*, puesto que la contaminación de estas últimas se realiza en mucha menor intensidad y puede ser asimilada por el capital natural (se diluye en las fuentes hídricas), en gran parte, antes de afectar a los consumidores y las firmas tipo *N*.

Una firma tipo *X* transforma el insumo producido por la firma *Y*. Se ubica en la parte alta, media y baja de la cuenca.

$$\begin{aligned} X_A &= X_A(Y_{X_a}) \\ X_m &= X_m(Y_{X_m}, -\delta_m X_A, -\rho_m Y_a) \\ X_b &= X_b(Y_{X_b}, -\delta_{bm} X_m, -\delta_{ba} X_a, -\rho_{bm} Y_m, -\rho_{ba} Y_a) \end{aligned} \tag{4}$$

Estas funciones dan cuenta de un daño acumulado en las firmas ubicadas en la parte media y baja de la cuenca⁷.

Las firmas *Y* utilizan como insumos *X* y *N*. Aquellas ubicadas en las cuencas media y baja se ven afectadas intersectorialmente con las firmas tipo *X* e intrasectorialmente por las firmas tipo *Y*.

$$\begin{aligned} Y_A &= Y_A(X_{Y_A}, N_Y) \\ Y_M &= Y_M(X_{Y_M}, N_Y, -\rho_m Y_a, -\delta_m X_a) \\ Y_B &= Y_B(X_{Y_B}, N_Y, -\rho_{bm} Y_m, -\rho_{ba} Y_a, -\delta_{bm} X_m, -\delta_{ba} X_a) \end{aligned} \tag{5}$$

⁷ La decisión de localización de una firma obedece a varios factores como acceso a mercados de insumos, cercanía con la demanda, sistemas de transporte e incluso una decisión netamente subjetiva. En este trabajo se considera en principio que los impuestos ambientales no inciden en la decisión de localización, dado el carácter estático del modelo.

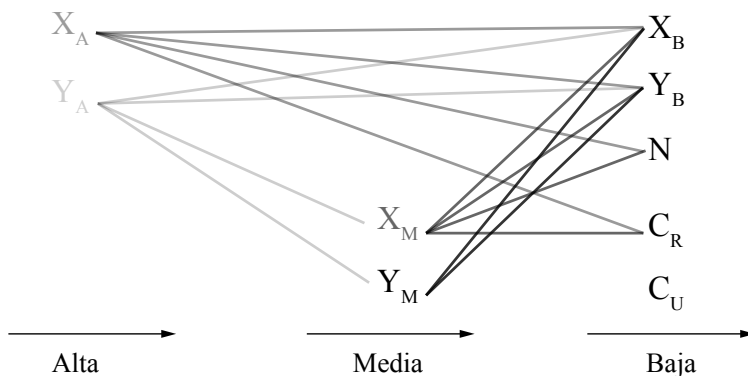
La firma N utiliza la dotación de capital natural A , así como insumos provistos por Y para producir un servicio de utilidad pública que será consumido por las mismas firmas tipo Y y los consumidores, y resulta afectada por la producción de las firmas tipo X en una proporción Ω por unidad producida.

$$N = N(A, (Y_{N_A} + Y_{N_M} + Y_{N_B}), (\Omega(X_A, X_M, X_B))) \quad (6)$$

Se asume que las firmas tipo Y emiten polución sobre las fuentes de agua de tal manera que la carga ambiental es absorbida por la naturaleza en su totalidad y que tampoco se afectan a los consumidores. En la Gráfica 3 se plasma una representación de la afectación inter e intrasectorial dependiendo de la ubicación espacial en la cuenca.

Gráfica 3.

Representación esquemática de externalidades inter e intrasectoriales en la cuenca



Fuente: elaboración propia.

Desarrollo del modelo

Para desarrollar el modelo propuesto se eligieron formas funcionales que, si bien son sencillas, garantizan que todas las cantidades sean estrictamente positivas y permiten dar cuenta de relaciones microfundamentadas entre los agentes. Además, pueden modificarse a funciones más generales encontrándose resultados muy similares. En esta economía de mercado cada agente de cada sector maximiza su función objetivo y existirán unos precios que hagan compatibles estas decisiones en el sentido en que la oferta sea igual a la demanda, pero sin regular las externalidades negativas que se generen entre ellos.

Los sectores Xa y Ya se ubican en la parte alta de la cuenca, por lo que no se ven afectados por otros agentes, pero pagan impuestos por contaminar. Su problema de optimización será:

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_{Xa} &= (P_x - t_{Xa}) X_a - P_y Y_{Xa} \\ \text{s.a.} \quad X_a &= \epsilon \sqrt{Y_{Xa}} \end{aligned} \quad (7)$$

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_{Ya} &= (P_y - t_{Ya}) Y_a - P_x X_{Ya} - P_n n_{Ya} \\ \text{s.a.} \quad Y_a &= \theta \sqrt{X_{Ya}} + \Pi \sqrt{N_{Ya}} \end{aligned} \quad (8)$$

X_m y Y_m se ubican en la parte media de la cuenca, se ven afectados tanto por X_a como por Y_a y maximizan su beneficio teniendo también que pagar impuestos por el daño que causan aguas abajo.

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_{Xb} &= (P_x - t_{Xb}) X_b - P_y Y_{Xb} \\ \text{s.a.} \quad X_b &= \epsilon \sqrt{Y_{Xb}} - \delta_{bm} X_m - \delta_{ba} X_a - \rho_{bm} Y_m - \rho_{ba} Y_a \end{aligned} \quad (9)$$

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_{Yb} &= (P_y - t_{Yb}) Y_b - P_x X_{Yb} - P_n n_{Yb} \\ \text{s.a.} \quad Y_b &= \theta \sqrt{X_{Yb}} + \Pi \sqrt{N_{Yb}} - \delta_{bm} X_m - \delta_{ba} X_a - \rho_{bm} Y_m - \rho_{ba} Y_a \end{aligned} \quad (10)$$

X_b y Y_b los afectan X_a y Y_a de la parte alta, y X_m y Y_m de la parte media de la cuenca. Igualmente, maximizan su beneficio considerando estas externalidades y el pago de impuestos.

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_{Xb} &= (P_x - t_{Xb}) X_b - P_y Y_{Xb} \\ \text{s.a.} \quad X_b &= \epsilon \sqrt{Y_{Xb}} - \delta_{bm} X_m - \delta_{ba} X_a - \rho_{bm} Y_m - \rho_{ba} Y_a \end{aligned} \quad (11)$$

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_{Yb} &= (P_y - t_{Yb}) Y_b - P_x X_{Yb} - P_n n_{Yb} \\ \text{s.a.} \quad Y_b &= \theta \sqrt{X_{Yb}} + \Pi \sqrt{N_{Yb}} - \delta_{bm} X_m - \delta_{ba} X_a - \rho_{bm} Y_m - \rho_{ba} Y_a \end{aligned} \quad (12)$$

N se ubica en la parte baja de la cuenca. En su producción se utiliza Y , el cual adquiere de los sectores ubicados aguas arriba. Y está afectado por la producción acumulada de todo el sector X . Parte de un nivel de *stock* de capital natural A .

$$\begin{aligned} \text{Max } \Pi_N &= P_N N - P_y (Y_{Na} + Y_{Nm} + Y_{Nb}) \\ \text{s.a.} \quad N &= A + \phi \sqrt{(Y_{Na} + Y_{Nm} + Y_{Nb})} - \Omega (X_a + X_m + X_b) \end{aligned} \quad (13)$$

Los consumidores se caracterizaron mediante funciones Cobb-Douglas, diferenciándolos con parámetros de preferencias y la externalidad negativa del rural. También se diferencian por la magnitud μ en la que participan en los beneficios obtenidos por los diferentes sectores.

$$\begin{aligned} \text{Max } U_r &= X_{cr}^{\alpha_r} Y_{cr}^{\beta_r} N_{cr}^{1-\alpha_r-\beta_r} - \gamma_r (X_a + X_m + X_b) \\ \text{s.a. } R_r &= (\mu)(\Pi_{Xa} + \Pi_{Xm} + \Pi_{Xb} + \Pi_{Ya} + \Pi_{Ym} + \Pi_{Yb} + \Pi_N + t_{Xa} X_a + \\ &\quad t_{Xm} X_m + t_{Xb} X_b + t_{Ya} Y_a + t_{Ym} Y_m + t_{Yb} Y_b) \end{aligned} \quad (14)$$

$$\begin{aligned} \text{Max } U_u &= X_{cu}^{\alpha_u} Y_{cu}^{\beta_u} N_{cu}^{1-\alpha_u-\beta_u} \\ \text{s.a. } R_u &= (1-\mu)(\Pi_{Xa} + \Pi_{Xm} + \Pi_{Xb} + \Pi_{Ya} + \Pi_{Ym} + \Pi_{Yb} + \Pi_N + t_{Xa} X_a + \\ &\quad t_{Xm} X_m + t_{Xb} X_b + t_{Ya} Y_a + t_{Ym} Y_m + t_{Yb} Y_b) \end{aligned} \quad (15)$$

Ecuaciones de equilibrio

El vector de precios P_X, P_N que equilibra los mercados en esta economía se obtiene de igualar la oferta y demanda para los mercados X y N , siendo el mercado Y el residual ($P_Y = 1$).

$$X_a^* + X_m^* + X_b^* = X_{cr}^* + X_{cu}^* + X_{Ya}^* + X_{Ym}^* + X_{Yb}^* \quad (16)$$

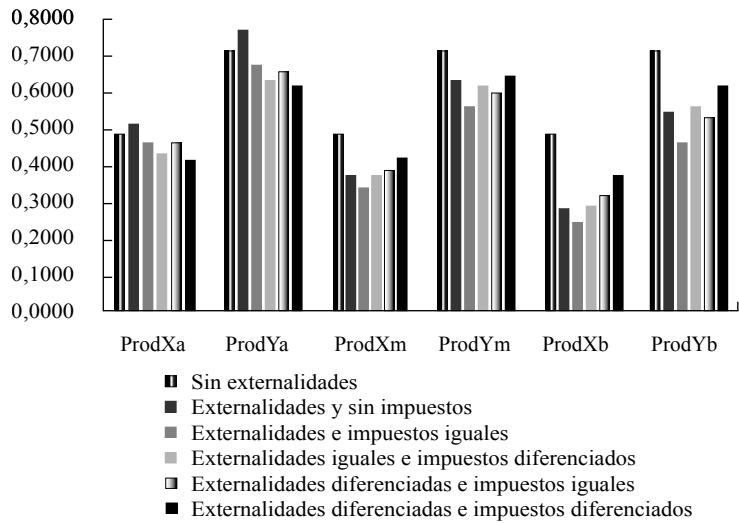
$$N^* = N_{cr}^* + N_{cu}^* + N_{Ya}^* + N_{Ym}^* + N_{Yb}^* \quad (17)$$

RESULTADOS Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Para realizar las simulaciones se definieron valores para los parámetros de las ecuaciones anteriores de acuerdo con la revisión de literatura (véase Tabla A1). Son objeto de estudio 6 escenarios de equilibrio de mercado: sin externalidades, externalidades y sin impuestos, externalidades e impuestos iguales, externalidades iguales e impuestos diferenciados espacialmente; externalidades diferenciadas e impuestos iguales; externalidades e impuestos diferenciados. Los escenarios con externalidades e impuestos diferenciados se caracterizan por daños mayores y pagos más altos para las firmas ubicadas en la parte alta de la cuenca.

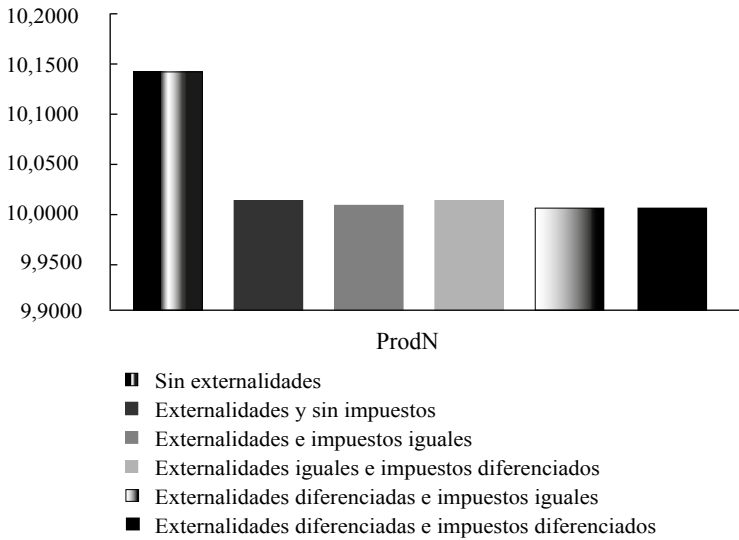
Respecto de los niveles de producción presentados en las gráficas 4 y 5 solo los sectores aguas arriba se favorecen cuando generan externalidades sobre los demás, y estas no son reguladas. Cuando hay externalidades diferenciadas, que es el caso más realista, hay altas mejoras en la producción en comparación con una regulación de impuestos iguales. Tanto cuando hay externalidades iguales como diferenciadas hay mejoras en la producción si los impuestos son diferenciados en función de la localización. Téngase en cuenta que los niveles de Y son más altos en todos los casos pues es el bien utilizado por todos los sectores productivos y consumidores en esta economía.

Gráfica 4.
Escenarios de los niveles de producción



Fuente: elaboración propia.

Gráfica 5.
Escenarios de los niveles de producción (naturaleza)



Fuente: elaboración propia.

Tabla 3.

Precios nominales y relativos en función de la variación del nivel de impuestos

Casos	P_x	PN	P_x/P_N
Sin externalidades	0,9892	0,2129	4,6468
Externalidades y sin impuestos	1,0223	0,1970	5,1886
Externalidades e impuestos iguales	1,0964	0,1717	6,3847
Externalidades iguales e impuestos diferenciados	1,0621	0,1835	5,7884
Externalidades diferenciadas e impuestos iguales	1,0764	0,1787	6,0222
Externalidades diferenciadas e impuestos diferenciados	1,0439	0,1907	5,4743

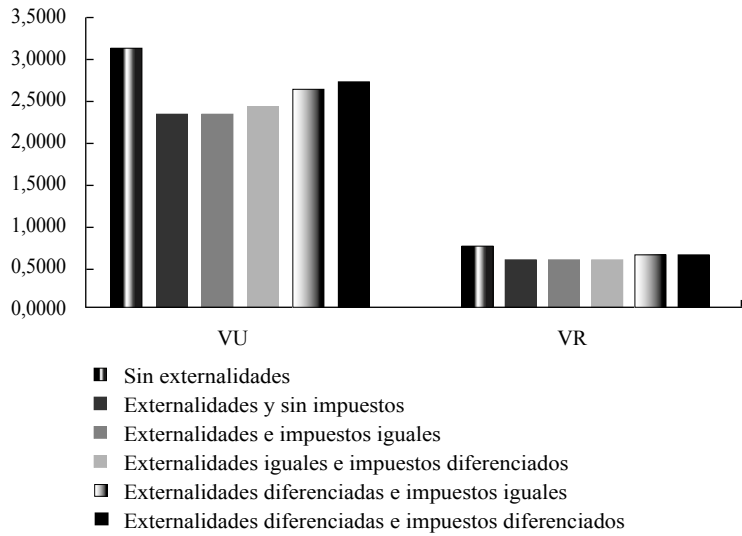
Fuente: elaboración propia.

En un mundo con externalidades, como se observa en la Tabla 3, los precios de X aumentan dadas las disminuciones en las demandas y las producciones entre todos los sectores afectados y, al colocarse impuestos, los precios relativos del sector X deben aumentar más. Sin embargo, con impuestos diferenciados los precios relativos se reducen levemente en comparación con impuestos iguales, puesto que la afectación sobre N es menor con impuestos diferenciados. Además, la regulación con impuestos diferenciados encarece P_x/P_N , y más cuando las externalidades también son diferenciadas, pero nunca a los niveles que se tenían cuando no se regulaba a las firmas X con impuestos y la disminución en N era mayor.

Tal como se muestra en la Gráfica 6, el bienestar de los consumidores urbano y rural (utilidad indirecta V) se aumenta gracias a los impuestos si se compara con una situación sin regulación. La aplicación de impuestos diferenciados, tanto en el escenario con externalidades iguales como diferenciadas permite obtener un mejor bienestar que bajo un escenario de impuestos iguales. Los urbanos obtienen mayor utilidad indirecta puesto que los rurales sufren de las externalidades y tienen menor participación en los beneficios de las empresas que los urbanos.

Gráfica 6.

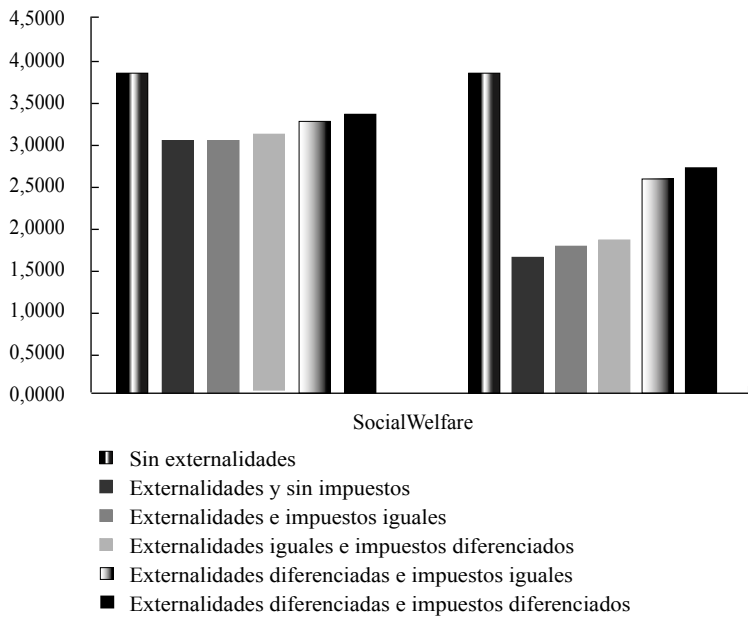
Nivel de utilidad indirecta por escenario



Fuente: elaboración propia.

Gráfica 7.

Bienestar social observado bajo diferentes esquemas

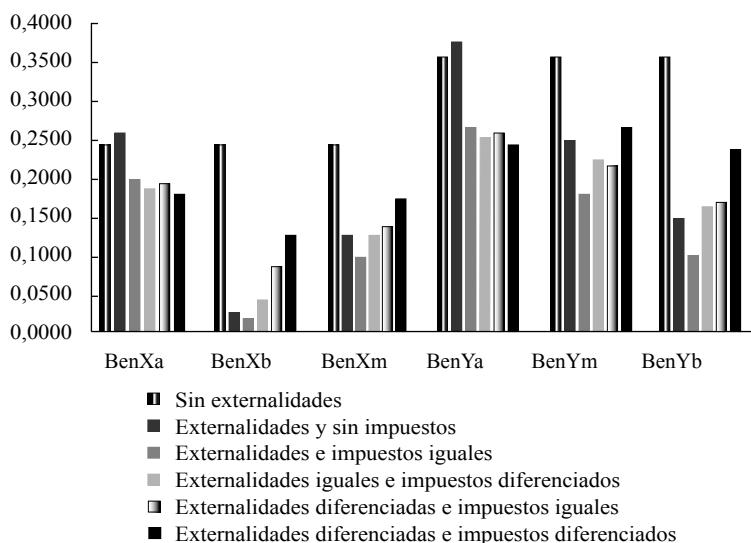


Fuente: elaboración propia.

El bienestar global, medido como la suma de las utilidades indirectas, obtiene una mejoría con los impuestos diferenciados. Realizando múltiples simulaciones, estresando incluso el modelo obtuvimos resultados acordes a lo esperado. Como se muestra en la Gráfica 7, para el primer escenario el bienestar social pasa de un nivel de 3,0611 a 3,1073, resultado que es mejor si se considera un escenario con externalidades diferenciadas comparando impuestos iguales y diferenciados. Si bien este cambio en el bienestar es bajo en magnitud, considérese la gran variación en la distribución del nivel de producción y beneficios en función de la ubicación espacial. En el escenario de estrés del modelo el resultado de la simulación indica que se pasa de 1,7981 a 1,8492, cambio que en magnitud es mucho más alto que el escenario inicial. De este modo, se valida la hipótesis que se quería contrastar en esta investigación y es que tanto bajo externalidades iguales o diferenciadas el mecanismo de diferenciación de impuestos logra un mejor bienestar social.

Gráfica 8.

Escenarios de los niveles de beneficios

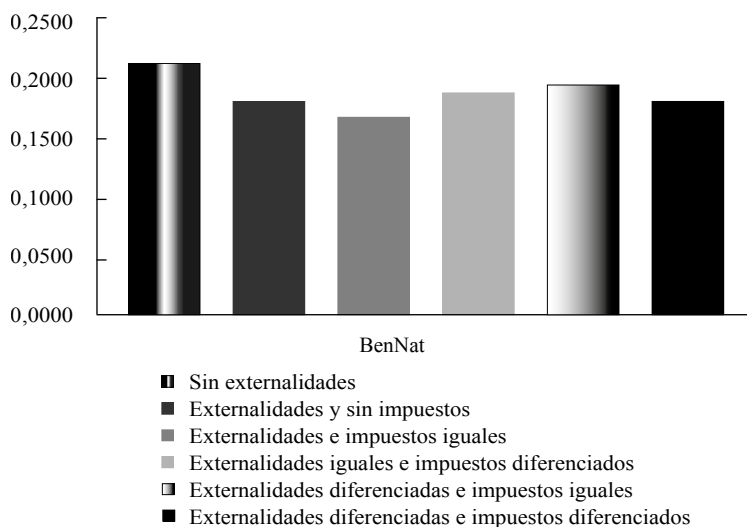


Fuente: elaboración propia.

De manera similar a lo que ocurre con las producciones, los beneficios de las empresas ubicadas en la parte alta de la cuenca son más altos con externalidades y se reducen más luego de la aplicación de impuestos. Los beneficios caen mucho más si se aplican impuestos diferenciados en lugar de homogéneos. Pero al aplicarse impuestos diferenciados, los beneficios de las empresas en la parte media y baja de la cuenca mejoran. Los aumentos de beneficios con impuestos diferenciados compensan las reducciones en los sectores aguas arriba, es por lo que el bienestar social de los consumidores aumenta con impuestos diferenciados (Gráficas 8 y 9).

Gráfica 9.

Escenarios de los niveles de beneficios (naturaleza)



Fuente: elaboración propia.

CONCLUSIONES Y OBSERVACIONES

La provisión de agua potable en ciudades que dependen geográficamente de una cuenca hidrográfica puede verse comprometida mediante vertimientos directos o no directos vía escorrentía, por parte de actividades agroindustriales, si no operan correctamente los instrumentos económicos. Un MEG es una buena herramienta para estudiar un problema como este y arrojar señales sobre cuáles pueden ser las políticas económicas óptimas, aunque debe ser claro que estos modelos tienen limitaciones en cuanto a su armonía estadística, así como falta de información que los alimenten y que se trata de un modelo que segmenta a los agentes por ubicación espacial sin entrar al detalle de un modelo de asignación de uso del suelo a escala de parcela, además, la investigación está orientada como un MEG regional, que en futuros trabajos debe incorporar intercambio entre regiones.

Mediante el modelo desarrollado se valida la literatura sobre impuestos diferenciados y la hipótesis respecto de las implicaciones positivas sobre el bienestar social, siempre y cuando se aplique a una estructura de diferenciación espacial si se compara con impuestos homogéneos. Por otro lado, se obtienen incrementos en los beneficios de algunos sectores industriales, en especial, los ubicados en la parte baja de la cuenca.

Se halló respuesta sobre hasta dónde la tasa retributiva colombiana se aproxima al costo social, al contemplar esta una tarifa mínima o costo de descontaminación, la cual considera la ubicación espacial en la cuenca y permita observar mejoras en

el bienestar social. Sin embargo, en la práctica las autoridades reguladoras no se sienten incentivadas a utilizar este instrumento porque se aleja de sus prioridades al encontrarse con otras fuentes de financiamiento que no demandan gran cantidad de información y gestión. Además, las tasas retributivas solo se aplican a los vertimientos directos en cuerpos de agua. Por tanto, se deberían hacer esfuerzos regulatorios y técnicos como, por ejemplo, trasladar los costos de aplicar la regulación a quienes contaminan para que estén más incentivados a cumplirla, cobrar las tasas independientemente de donde se hagan los vertimientos, incluir factores regionales diferenciados por tramos y hacer la remuneración de los reguladores sujeta al cumplimiento de sus funciones.

Es de anotar también que se observa un estancamiento en el desarrollo de la tasa retributiva, la cual tiene en cuenta solo 2 de los 9 parámetros que se reconocen como prioritarios, y cuyos valores a pagar por unidad de vertimiento se actualizan usando un índice de precios al consumidor y no incorporando estudios sobre el valor del daño marginal que estos vertimientos representan, el cual puede afectar la provisión de un servicio como el agua potable. Medellín y su Área Metropolitana tienen comprometida la sostenibilidad de la provisión de agua potable de la zona de la represa donde proviene el agua (Río Grande), que desde su construcción a mediados del siglo XX ha sufrido modificaciones en el uso de la tierra cada vez más afectadoras: migración de coberturas de bosque primario o plantación en coberturas vegetales de pastos y cultivos transitorios; explotación pesquera; vertimiento de aguas residuales y residuos agroindustriales debido al uso de agroquímicos en la ganadería bovina y porcícola; vertimiento de residuos industriales y de curtiembre en cuerpos de agua, y baja o nula cobertura de servicios públicos de acueducto, alcantarillado y recolección de basuras (Corantioquia, 2015b).

REFERENCIAS

1. Abbasi, T., & Abbasi, S. A. (2012). *Water quality indices*. Elsevier. <http://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00003-8>.
2. AccuWeather. (2014). Algae infects lake Erie, forces state of emergency due to toxic water. Recuperado de <https://www.accuweather.com/en/weather-news/lake-erie-suffering-from-harmf/31210317>
3. Atkinson, S., & Lewis, D. (1974). A cost-effectiveness analysis of alternative air quality control strategies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1(3), 237-250.
4. Babcock, B., Lakshiminarayan, P. G., Wu, J., & Zilberman, D. (1997). Targeting tools for purchase of environmental amenities. *Land Economics*, 73(3), 325-339. <http://doi.org/10.2307/3147171>.
5. BanCO2. (2015). BancoCO2: Servicios Ambientales Comunitarios. Recuperado de <http://www.banco2.com/>.

6. Banco de la República. (2011). Reformas fiscales verdes y la hipótesis del doble dividendo: un ejercicio aplicado a la economía colombiana. *Documentos de Trabajo sobre Economía Regional*, 147(147), 49. Recuperado de <http://www.banrep.gov.co/es/contenidos/publicacion/reformas-fiscales-verdes-y-hip-tesis-del-doble-dividendo-un-ejercicio>.
7. Baumol, W. J., & Oates, W. E. (1971). The use of standards and prices for protection of the environment. *The Swedish Journal of Economics*, 73(1), 42-54. <http://doi.org/10.2307/3439132>.
8. Baumol, W., & Oates, W. (1974). *The theory of environmental policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
9. Bennear, L. S., & Stavins, R. N. (2007). Second-best theory and the use of multiple policy instruments. *Environmental and Resource Economics*, 37(1), 111-129. <http://doi.org/10.1007/s10640-007-9110-y>.
10. Bergek, A., & Berggren, C. (2014). The impact of environmental policy instruments on innovation: A review of energy and automotive industry studies. *Ecological Economics*, 106, 112-123. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.07.016>.
11. Böcher, M. (2012). A theoretical framework for explaining the choice of instruments in environmental policy. *Forest Policy and Economics*, 16, 14-22. <http://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.03.012>.
12. Borrás, S., & Edquist, C. (2013). The choice of innovation policy instruments. *Technological Forecasting and Social Change*, 80(8), 1513-1522. <http://doi.org/10.1016/j.techfore.2013.03.002>.
13. Braden, J. B., Johnson, G. V., Bouzaher, A., & Miltz, D. (1989). Optimal spatial management of agricultural pollution. *American Journal of Agricultural Economics*, 71(2), 404-413. <http://doi.org/10.2307/1241598>.
14. Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A water quality index- do we dare. *Water Sewage Works*, 117, 339-343.
15. Cabe, R., & Herriges, J. A. (1992). The regulation of non-point-source pollution under imperfect and asymmetric information. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(2), 134-146. [http://doi.org/10.1016/0095-0696\(92\)90010-T](http://doi.org/10.1016/0095-0696(92)90010-T).
16. Castaño Uribe, C. (2008). *Estudio de caso: pago por servicios ambientales a través del pago de la tasa del uso del agua en el Parque Nacional Chingaza, Colombia*. Bogotá-Colombia. Recuperado de <http://www.rlc.fao.org/es/publicaciones/estudio-de-caso-pago-por-servicios-ambientales-a-traves-del-pago-de-la-tasa-del-uso-del-agua-en-el-parque-nacional-natural-chingaza/>.
17. CEPAL. (2000). Instrumentos económicos para el control de la contaminación del agua: condiciones y casos de aplicación. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/34886>.

18. Circle of Blue. (2014). Great lakes drinking water fouled by toxic algae. Recuperado de <http://www.circleofblue.org/cpx/great-lakes-algae/great-lakes-drinking-water-fouled-by-toxic-algae/>.
19. Claassen, R., & Horan, R. D. (2001). Uniform and non-uniform second-best input taxes. *Environmental and Resource Economics*, 19(1), 1-22. <http://doi.org/10.1023/A:1011192110429>.
20. Contraloría General de la República. (2014). *Informe del Estado de los Recursos Naturales 2012-2013*.
21. Corantioquia. (2015a). Formato de autodeclaracion y registro de vertimientos.
22. Corantioquia. (2015b). Informe Técnico 110-1504-24662.pdf.
23. Corporación Cuenca Verde. (2015). Cuenca Verde, un legado para el futuro. Recuperado de <http://www.cuencaverde.org/>.
24. Correa-Restrepo, F., De la Ossa Arteaga, A., & Vallejo Chanci, Z. (2007). Regulación ambiental en Colombia: el caso de la tasa retributiva para el control de la contaminación hídrica. *Semestre Económico*, 10(19), 29-46.
25. Coxhead, I., Shively, G., & Shuai, X. (2002). Development policies, resource constraints, and agricultural expansion on the Philippine land frontier. *Environment and Development Economics*, 7(2), 341-363. <http://doi.org/10.1017/S1355770X02000219>.
26. DNP, BID, & CEPAL. (2014). *Impactos económicos del cambio climático en Colombia* (vol. 1). <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
27. *El Colombiano*. (2014a). Algas colorean la represa de La Fe. *El Colombiano*. Recuperado de http://www.elcolombiano.com/historico/algas-colorean_la_represa_de_la_fe-LFEC_311974.
28. *El Colombiano*. (2014b). Coloración del agua no genera riesgo. *El Colombiano*, p. 1. Recuperado de http://www.elcolombiano.com/historico/coloracion_del_agua_no_genera_riesgo_reitera_epm-IXEC_290796.
29. *El Espectador*. (2014). Exceso de fertilizantes en el país afecta economía, ambiente y salud, p. 1. Recuperado de <http://www.elespectador.com/noticias/nacional/exceso-de-fertilizantes-el-pais-afecta-economia-ambiente-articulo-470409>.
30. Empresas Públicas de Medellín (EPM). (2015). EPM Requisitos, cobertura y normas y legislación para servicio de aguas, acueducto y alcantarillado. Recuperado de <https://www.epm.com.co/site/home/centro-de-documentos/normatividad/agua>
31. Expedición Antioquia. (2012). *Sistema productivo territorial agroalimentario de la subregión norte de Antioquia*. Medellín.
32. Fankhauser, S., Hepburn, C., & Park, J. (2010). Combining multiple climate policy instruments: How not to do it. *Climate Change Economics*, 1(3), 209-225. <http://doi.org/10.1142/S2010007810000169>.

33. Fleming, R. A., & Adams, R. M. (1997). The importance of site-specific information in the design of policies to control pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(3), 347-358. <http://doi.org/10.1006/jeem.1997.0990>.
34. Fonseca, C. (2010). *Investigación sobre el agua en Colombia*.
35. Goetz, R. U., & Zilberman, D. (2000). The dynamics of spatial pollution: The case of phosphorus runoff from agricultural land. *Journal of Economic Dynamics and Control*, 24(1), 143-163. [http://doi.org/10.1016/S0165-1889\(98\)00067-0](http://doi.org/10.1016/S0165-1889(98)00067-0).
36. Goetz, R. U., & Zilberman, D. (2007). The economics of land-use regulation in the presence of an externality: A dynamic approach. *Optimal Control Applications and Methods*, 28(1), 21-43. <http://doi.org/10.1002/oca.787>.
37. Goulder, L. H., & Parry, I. W. H. (2008). Instrument choice in environmental policy. *Review of Environmental Economics and Policy*, 2(2), 152-174. <http://doi.org/10.1093/reep/ren005>.
38. Griffin, R. C., & Bromley, D. W. (1982). Agricultural runoff as a nonpoint externality: A theoretical development. *American Journal of Agricultural Economics*, 64(3), 547-552. <http://doi.org/10.2307/1240648>.
39. Helfand, G. E., & House, B. W. (1995). Regulating nonpoint source pollution under heterogeneous conditions. *American Journal of Agricultural Economics*, 77(4), 1024-1032. <http://doi.org/10.2307/1243825>.
40. Hochman, E., Pines, D., & Zilberman, D. (1977). The effects of pollution taxation on the pattern of resource allocation: The downstream diffusion case. *Quarterly Journal of Economics*, 91(4), 625-638.
41. Hochman, E., & Zilberman, D. (1978). Examination of environmental policies using production and pollution microparameter distributions. *Econometrica*, 46(4), 739-760.
42. Kemp, R., & Pontoglio, S. (2011). The innovation effects of environmental policy instruments - A typical case of the blind men and the elephant? *Ecological Economics*, 72, 28-36. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.014>.
43. Khanna, M., Yang, W., Farnsworth, R., & Onal, H. (2003). Targeting and evaluating the cost effectiveness of the conservation reserve enhancement program in Illinois. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/229052856_Targeting_and_Evaluating_the_Cost_Effectiveness_of_the_Conservation_Reserve_Enhancement_Program_in_Illinois.
44. Kolstad, C. D. (1986). Empirical properties of economics incentives and command-and-control regulations for air pollution control. *Land Economics*, 62(3), 250-268.
45. Lungarska, A., & Jayet, P. (2014). Nitrate pollution and differentiation of input-based tax applied to France. *Environmental and Resource Economics*, 69(1), 1-21. <https://doi.org/10.1007/s10640-016-0064-9>.

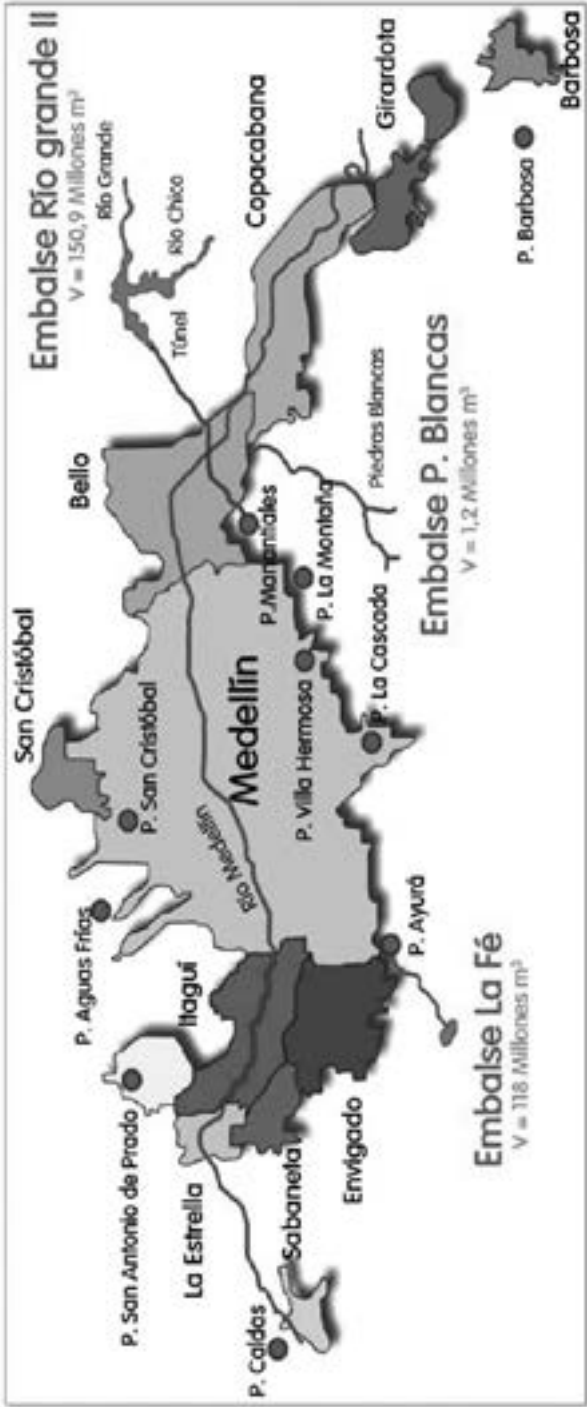
46. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). Resolución 0631. Por medio de la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de agua Bogotá - Colombia. Recuperado de http://www.minambiente.gov.co/images/normativa/app/resoluciones/d1-res_631_marz_2015.pdf.
47. Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Negocios verdes y desarrollo sostenible. Recuperado de <http://www.minambiente.gov.co/index.php/component/content/article/1434-plantilla-negocios-verdes-y-sostenibles-51#información-de-interés>.
48. Newell, R. G., & Stavins, R. N. (2003). Cost heterogeneity and the potential savings from market-based policies. *Journal of Regulatory Economics*, 23(1), 43-59. <http://doi.org/10.1023/A:1021879330491>.
49. NYTimes. (2014). Behind Toledo's water crisis, a long-troubled lake Erie. Recuperado de NYTimes.com.
50. Pigou, A. C. (1937). Socialism versus capitalism. *American Sociological Review* (Vol. 4). Londres: Macmillan.
51. Ren, X., Fullerton, D., & Braden, J. B. (2011). Optimal taxation of externalities interacting through markets: A theoretical general equilibrium analysis. *Resource and Energy Economics*, 33(3), 496-514. <http://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2010.10.002>.
52. Ribaud, M. O., Horan, R. D., & Smith, M. E. (1999). Economics of water quality protection from nonpoint sources: Theory and practice. *Agricultural Economic Report*, (782), 113. Recuperado de <http://purl.umn.edu/33913>.
53. Rikun, A. D. (1992). On modeling incentive systems which utilize pollution charges for pollution abatement. *Environmental & Resource Economics*, 2(6), 593-604. <http://doi.org/10.1007/BF00330285>.
54. Schwabe, K. A. (1999). Nonpoint source pollution, uniform control strategies, and the Neuse river basin. *Review of Agricultural Economics*, 23(2), 352-369. <http://doi.org/10.1111/1467-9353.00066>.
55. Segerson, K. (1988). Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management*, 15(1), 87-98. [http://doi.org/10.1016/0095-0696\(88\)90030-7](http://doi.org/10.1016/0095-0696(88)90030-7).
56. Shortle, J., & Dunn, J. (1986). The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies. *American Journal of Agricultural Economics*, 68, 668-677.
57. Shortle, J. S., & Horan, R. D. (2002). The economics of nonpoint pollution control. *Journal of Economic Surveys*, 15(3), 255-289. <http://doi.org/10.1111/1467-6419.00140>.
58. Téllez-Oliveros, V. (2014). Vulnerables por el agua. *El Espectador*, p. 1. Recuperado de <http://www.elespectador.com/noticias/bogota/vulnerables-el-agua-articulo-488769>.

59. Tietenberg, T. (1995). Tradeable permits for pollution control when emission location matters: What have we learned? *Environmental & Resource Economics*, 5(2), 95-113. <http://doi.org/10.1007/BF00693018>.
60. Tietenberg, T. H. (1974). Derived decision rules for pollution control in a general equilibrium space economy. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1(1), 3-16. [http://doi.org/10.1016/0095-0696\(74\)90014-X](http://doi.org/10.1016/0095-0696(74)90014-X).
61. Tobón, D., & Vasco-Correa, C. A. (2011). *Un modelo de equilibrio general con externalidades y capital natural*. (CIC, ed.). Medellín: Universidad de Antioquia. Recuperado de <http://econpapers.repec.org/bookchap/ldebookgm/01.htm>.
62. Tobón-Orozco, D., Vasco-Correa, C., & Molina, C. (2015). Scope of economic incentives and abatement technologies to regulate a natural system's resilience in a general equilibrium model. *The World Bank Economic Review*, 29(1), S182-S191. <https://doi.org/10.1093/wber/lhv012>.
63. *Usa Today*. (2014). Lake Erie algae a threat to Ohio drinking water. *Usa Today*. Recuperado de <http://www.usatoday.com/story/news/nation/2013/10/13/lake-erie-algae-drinking-water/2976273/>.
64. Vetter, H. (2005). Pollution taxes for monopolistically competitive firms. *Contributions in Theoretical Economics*, 5(1). <http://doi.org/10.2202/1534-5971.1202>.
65. Wu, J., & Babcock, B. A. (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 78(4), 935-945. <http://doi.org/10.2307/1243850>.
66. Xabadia, A., Goetz, R., & Zilberman, D. (2004). Optimal dynamic pricing of water in the presence of waterlogging and spatial heterogeneity of land. *Water Resources Research*, 40(7), 1-11. <http://doi.org/10.1029/2003WR002215>.
67. Xepapadeas, A. (1992). Environmental policy design and dynamic non-point-source pollution. *Journal of Environmental Economics and Management*, 23(1), 22-39. [http://doi.org/10.1016/0095-0696\(92\)90039-Y](http://doi.org/10.1016/0095-0696(92)90039-Y).

ANEXOS

Gráfica A1.

Esquema de fuentes de provisión de agua potable para Medellín y el Valle de Aburrá



Fuente: Empresas Públicas de Medellín [EPM] (2015).

Tabla A1.
Parámetros y valores iniciales para la simulación por escenario

Parámetros	Sin externalidades	Con externalidades sin impuesto	Externalidades e impuestos iguales	Externalidades iguales e impuestos diferenciados	Externalidades diferenciadas impuestos iguales	Externalidades diferenciadas impuestos diferenciados	Descripción
α	1	1	1	1	1	1	Productividad de sector X
δm	0	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05	Afectación sobre X_m por X_a
δb_a	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	Afectación sobre X_b por X_a
δb_m	0	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	Afectación sobre X_b por X_m
αu	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Preferencia consumidor urbano por X
αr	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Preferencia consumidor rural por X
βu	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Preferencia consumidor urbano por Y
βr	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Preferencia consumidor rural por Y
ρm	0	0,1	0,1	0,1	0,05	0,05	Afectación sobre X_m por Y_a

(Continúa)

Tabla A1. (Continuación)
Parámetros y valores iniciales para la simulación por escenario

Parámetros	Sin externalidades	Con externalidades sin impuesto	Externalidades e impuestos iguales	Externalidades iguales e impuestos diferenciados	Externalidades diferenciadas impuestos iguales	Externalidades diferenciadas impuestos diferenciados	Descripción
ρ_{ba}	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	Afectación sobre X_b por Y_a
ρ_{bm}	0	0,1	0,1	0,1	0,01	0,01	Afectación sobre X_b por Y_m
Ω	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	Externalidad acumulada de sector X sobre N
θ	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	Peso de insumo X en la producción de Y
Π	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	Peso de insumo N en la producción de Y
φ_a	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Peso de insumo Y_a en la producción de N
φ_b	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Peso de insumo Y_b en la producción de N

(Continúa)

Tabla A1. (Continuación)
Parámetros y valores iniciales para la simulación por escenario

Parámetros	Sin externalidades	Con externalidades sin impuesto	Externalidades e impuestos iguales	Externalidades iguales e impuestos diferenciados	Externalidades diferenciadas impuestos iguales	Externalidades diferenciadas impuestos diferenciados	Descripción
φ_m	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	Peso de insumo Y_m en la producción de N
A	10	10	10	10	10	10	Stock de capital natural
μ	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	Participación del consumidor rural sobre la renta total
τ_{Xa}	0	0	0,2	0,2	0,2	0,2	Nivel de pago de impuesto por X_a
τ_{Xm}	0	0	0,2	0,1	0,2	0,1	Nivel de pago de impuesto por X_m
τ_{Xb}	0	0	0,2	0,05	0,2	0,05	Nivel de pago de impuesto por X_b
τ_{Ya}	0	0	0,2	0,2	0,2	0,2	Nivel de pago de impuesto por Y_a
τ_{Ym}	0	0	0,2	0,1	0,2	0,1	Nivel de pago de impuesto por Y_m

(Continúa)

Tabla A1. (Continuación)
Parámetros y valores iniciales para la simulación por escenario

Parámetros	Sin externalidades	Con externalidades sin impuesto	Externalidades e impuestos iguales	Externalidades iguales e impuestos diferenciados	Externalidades diferenciadas impuestos iguales	Externalidades diferenciadas impuestos diferenciados	Descripción
τYb	0	0	0,2	0,05	0,2	0,05	Nivel de pago de impuesto por Yb
γu	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	Externalidad acumulada de sector X sobre consumidor urbano
γr	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	Externalidad acumulada de sector X sobre consumidor rural

Fuente: elaboración propia.