



Revista Luna Azul

E-ISSN: 1909-2474

revista.lunazul@ucaldas.edu.co

Universidad de Caldas

Colombia

Cortés-Landázury, Raúl; Gómez-Sánchez, Andrés-Mauricio
DE LA DEGRADACIÓN HÍDRICA Y LAS INNOVACIONES INSTITUCIONALES, A LA
SOCIEDAD CIVIL AMBIENTALIZADA: UN ANÁLISIS DE LA PROBLEMÁTICA DE LA
CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO CAUCA, COLOMBIA

Revista Luna Azul, núm. 45, julio-diciembre, 2017, pp. 71-106

Universidad de Caldas

Manizales, Colombia

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=321753629006>

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



redalyc.org

Sistema de Información Científica

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

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

DE LA DEGRADACIÓN HÍDRICA Y LAS INNOVACIONES INSTITUCIONALES, A LA SOCIEDAD CIVIL AMBIENTALIZADA: UN ANÁLISIS DE LA PROBLEMÁTICA DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO CAUCA, COLOMBIA

Raúl Cortés-Landázury¹ 
Andrés-Mauricio Gómez-Sánchez² 

Recibido el 6 de febrero de 2016, aprobado el 31 de mayo de 2016 y actualizado el 19 de julio de 2017

DOI: 10.17151/luaz.2017.45.6

RESUMEN

Al término de la primera década del siglo XXI, las problemáticas en torno a la calidad del recurso hídrico, son cada vez más evidentes en el ámbito mundial y regional. No obstante en Colombia, bajo el influjo de la reforma ambiental de la década de 1990, el andamiaje institucional quiso conjurar la amenaza inclinándose por la gestión descentralizada de la sostenibilidad y la aplicación de instrumentos económicos como la tasa retributiva (impuesto pigouviano). El propósito de este artículo es revisar el desempeño de estos dos estandartes frente al papel de la sociedad civil en la intervención sobre la calidad del agua en la cuenca alta del río Cauca. Para ello se utiliza el análisis institucional combinado con herramientas econométricas que abarcan modelos con datos panel, ANOVA y finalmente, componentes principales. Al final, se discuten los alcances de la ciudadanía cívica en complemento o alternativa a las herramientas típicas de la administración pública regionalizada. Los resultados muestran, entre muchos otros, la inocuidad de instrumentos económicos como las tasas retributivas para atacar la contaminación hídrica, junto a la capacidad de las organizaciones sociales para regentar procesos asociativos en defensa de la calidad del agua del río.

PALABRAS CLAVE: Contaminación ambiental, degradación hídrica, política ambiental, gobernanza, instituciones, impuestos pigouvianos.

CLASIFICACIÓN JEL: Q520, Q580, Z130

FROM DEGRADATION OF WATER AND INSTITUTIONAL INNOVATIONS TO THE GREENING CIVIL SOCIETY: AN ANALYSIS OF THE PROBLEMS OF WATER QUALITY IN THE HIGH CAUCA RIVER BASIN, COLOMBIA

ABSTRACT

At the end of the first decade of the 21st century, the issues surrounding the quality of water resources are increasingly evident at the global and regional levels. However, under the influence of the environmental reform of the 1990s in Colombia, the institutional framework sought to avoid the threat by leaning towards the decentralized management of sustainability and the application of economic instruments such as the compensatory rate (Pigouvian tax).

The purpose of this article is to review the performance of these two standards against the role of civil society in the intervention on water quality in the high basin of the Cauca river. For this, the institutional analysis combined with econometric tools including models with panel, ANOVA and finally main components are used. In the end, the scope of civic citizenship as a complement or alternative to the typical tools of the regionalized public administration is discussed. The results show, among many others, the harmlessness of financial instruments such as compensatory rates to attack water contamination, along with the capacity of social organizations to control associative processes in defense of the river water quality.

KEY WORDS

Environmental pollution, degradation water, environmental policy, governance, institutions, pigouvian taxes.

JEL Classification: Q520, Q580, Z130

1. INTRODUCCIÓN

A pesar de su relevancia en términos de seguridad y soberanía territorial, en los países en vía de desarrollo, en los niveles subnacionales, el agua no parece ser considerado como un factor determinante para el bienestar (Triviño, 2010; Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MMAV) 2010; y Departamento Nacional de Planeación (DNP), 2014). En Colombia, tal panorama, se ha evidenciado en la dispersión de las agendas políticas, en los extravíos de la administración pública descentralizada en disputa con los poderes regionales; sumada a los fallos de la información; los problemas de agencia y la captura del regulador (Weisner, 1999). Y de contera, la injerencia de los grupos armados al margen de la ley, que ejercen el dominio territorial a falta de un Estado fuerte y en crisis de gobernabilidad (MMAV, 2010; Contraloría General de la República (CGR), 2012; Tortajada, 2014)³. En algunos casos, la gestión del agua ha sido considerada como un fin en sí mismo y no un medio para alcanzar el desarrollo general, la prosperidad económica y la conservación del medio ambiente, sin perjuicio de avances en el plano formal como lo manifiesta Becerra (2007).

Desde la óptica del análisis económico, el panorama mundial de la gestión de los recursos hídricos, marcha en rápida evolución; pasando del interés ingenieril, ecológico o micro sectorial para añadir elementos a la complejidad, tales como: los conflictos intersectoriales, las políticas macroeconómicas y la asimilación y readaptación social de las normas (Kuks, 2004; Sehring, 2009). El río Cauca, principal arteria fluvial del occidente del país, parece no haber escapado a esta clase de tribulaciones, como quiera que fuera de ser uno de los insumos más importantes para la cañicultura, la actividad cafetera y la industria fabril de la región, es el sumidero de todos estos renglones productivos y de los asentamientos humanos apostados en su cuenca. Pero al mismo tiempo, alberga un entramado de entidades públicas y privadas encargadas de su gestión que junto a la proliferación de grupos ambientalistas y la usanza de herramientas económicas de política como las tasas retributivas por contaminación, de repente hacen pensar que lejos de avanzar hacia la sostenibilidad del río; este fuera objeto de disputa y depredación al mejor estilo de la “tragedia de los bienes comunales” de las que hablara Hardin (1968).⁴

Un recurso ambiental fundamental para los departamentos del Cauca y Valle del Cauca, Colombia; lo constituye el río Cauca. Este cuerpo hídrico nace en el Macizo Colombiano, con una longitud de 1.360 kilómetros para desembocar en el río Magdalena (norte del país). La cuenca alta entonces, tiene un área aproximada de 22.900 Km², de la cual el 32% se encuentra en el Cauca y el 47% en la entidad regional contigua. En el departamento del Cauca (la parte más alta al sur), la cuenca se extiende desde el Macizo Colombiano (sitio donde se trifurca la orografía andina) hasta los límites con el Valle del Cauca, representando el 24,15% del área total del departamento.

La Constitución de Colombia dice, en el artículo 49, que el saneamiento ambiental es un servicio público a cargo del Estado que apunta a la recuperación de la salud y el SINA como Sistema Nacional Ambiental, señala en la escala regional, que la Corporación Autónoma Regional del Cauca (CRC) y la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC) como corporaciones autónomas regionales, al amparo de la Ley 99 de 1993, están obligadas a conservar el río que comparten en el recorrido inicial. Empero, el activo ambiental pasó de surtidor de líquido para el consumo, la producción y el paisaje a fungir principalmente de vertedero de todas las excretas de los municipios aguas arriba, y los caños de todas las empresas que no son controladas por las Corporaciones Autónomas Regionales.

Dadas estas tensiones, el interrogante que conduce este documento parte de preguntarse: ¿cómo se ha reflejado el influjo de las actividades económicas, los instrumentos económicos de la política ambiental y el sistema de gobernanza sobre la estela de la contaminación del río Cauca en su cuenca alta?

Para indagar por su respuesta, se utiliza la información suministrada por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE); la Cámara de Comercio del Cauca y Valle del Cauca, las corporaciones autónomas y diferentes organizaciones sociales; y también se hace uso del análisis de arriba hacia abajo (*top-down*) y de las herramientas econométricas que van desde modelos con datos panel, pasando por modelos ANOVA y finalmente componentes principales, para capturar la relación existente entre la contaminación del río Cauca en los departamentos de Cauca y Valle del Cauca. En este orden de ideas, el documento consta de cinco partes, donde la primera es esta introducción. Seguidamente se relaciona el marco teórico para posteriormente pasar a las modelaciones econométricas. Ya en la cuarta parte se abre la discusión frente al objeto de estudio y finalmente se esbozan algunas conclusiones.

2. MARCO TEÓRICO

Los andamiajes políticos alrededor del medio ambiente privilegian los instrumentos económicos, soportados en el análisis neoclásico. No obstante, el enfoque resulta limitado cuando se trata de abordar la dinámica regional de la contaminación hídrica frente a la complejidad de la cuenca sin considerar las características de los actores, sus instituciones y los comportamientos ecosistémico. En efecto, para abordar solo la primera parte del asunto, es

preciso considerar las instituciones y la gobernanza como elemento complementario no solo en términos analíticos, sino en el ámbito de los incentivos que mueven el desenvolvimiento de la problemática. Siguiendo a Ostrom, Gardner y Walker (1994) y a Cárdenas (2010); entonces se encarnan problemas de coordinación y de acción colectiva, que para el interés de este trabajo se abordan en la escala regional y principalmente en el ámbito de la dinámica organizacional.

Desde la disciplina económica, el enfoque tradicional ha hecho hincapié en la teoría del crecimiento de las exportaciones sobre la base de productos grapa (clave), donde la actividad regional se explica a través de efectos de difusión para lograr las economías de escala necesarias que impulsan la diversificación de puertos y otros elementos del aparato productivo (Isard, 1971). Sin embargo, las instituciones son reglas de juego que pueden ser formales o informales que actúan en lo decisivo sobre el comportamiento de los actores dependiendo cómo ellas estén internalizadas. Por ello, las instituciones de cada formación social pertenecen a un acervo cultural que es resultado de procesos históricos (Kuks, 2004).

Cabe entonces advertir que como las normas y mecanismos de cumplimiento, son “reglas del juego” y los jugadores, individuos que actúan en “equipos”, las organizaciones ambientalistas serían los agentes principales que complementarían o neutralizarían el avance eficientista del mercado y el azar monopolizador del Estado en favor de la defensa de los recursos de uso común y la deliberación pública (O'Connor 1994, Ostrom 1999). La sostenibilidad del desarrollo económico en consecuencia, dependería no solamente de la interrelación entre organizaciones económicas y el Estado, sino también de su interacción con otras organizaciones, que pueden ser políticas, sociales o educativas, etc. Cuanto más perfeccionadas estuvieran las instituciones, tanto menores serían los costos en que deberá incurrir cada organización para contar con la información que requiere para hacer contratos convenientes y asegurarse de que ellos sean cumplidos (costos de transacción).

Entonces, en un país dado, aun si sus instituciones fueran menos eficientes no habría cambios mientras no se tomara conciencia de que están vigentes y que implican mayores costos que las alternativas disponibles a la vista. Finalmente, aunque las organizaciones son posibles gracias a las instituciones, sólo a través de ellas se puede plantear el cambio institucional. La toma de conciencia que esto requiere, se logra gracias a las innovaciones generadas por organizaciones y al intercambio de información entre éstas (Sala I Martin, 1999; Stiglitz, 2002; Krugman, 1997). Efectivamente, este panorama posibilita pensar el paisaje de la gestión regional del agua, partiendo de la asimilación, reacomodamiento y transformación de las reglas de juego entre los entes estatales departamentales y locales; el panorama de los usuarios y vertedores y las partes interesadas (**stakeholders**) en la sostenibilidad del bien público.

Bajo todo este panorama, es preciso sintetizar algunos elementos que pueden resultar útiles para adelantar el trabajo de investigación, diciendo que se entiende en este contexto, la ley 99/93 como una institución formal que a través de mecanismos como la descentralización pretende operar como factor de respuesta orientado a dinamizar un sistema de gobernanza regional del que, a su vez, se derivan otras instituciones (formales y no formales) que tendrían repercusiones en términos de la sostenibilidad del recurso (consumo, ahorro y calidad del

recurso hídrico) en la cuenca⁵. Adicionalmente, que el sistema de gobernanza está constituido por una serie de factores interdependientes de larga vida y características estructurales, donde se cuentan múltiples agentes, redes de organizaciones y recursos (ingresos, educación, información, etc.) que confluyen en arenas de elección colectiva donde las organizaciones participantes, compiten con ideas, valores e intereses sobre el porvenir que anhelan (Kuzdas, Wiekb Warnerb, Vignolaa y Moratayad (2014)).

En cuanto a la legislación nacional, desde hace casi 50 años, la política de control de contaminación en Colombia ya había dirigido sus intenciones a mitigar el impacto degradatorio de las aguas residuales sobre los cuerpos receptores, a través de dos instrumentos complementarios: el primero de comando y control, destinado a desplegar la fuerza disuasiva del Estado por la vía de multas y sanciones legales (Decreto 1594/84) ; y el segundo, un instrumento económico conocido como tasa retributiva que mediante el decreto 901 de 1997, buscaría pasar del enfoque punitivo a uno regulatorio, más acorde con las fuerzas del mercado. En ambos casos, se buscó que el agente contaminador tratara el efluente antes de verter a la fuente, so pena de asumir una sanción o una erogación monetaria en la medida del progreso de la descarga. Pero particularmente, este último enfoque contrastaría con la norma previa que obligaba al pago del servicio de eliminación o control de las de las actividades nocivas (Decreto-ley 2811 de 1974, artículo 18) entendido como una erogación agenciada por Estado para prevenir o reparar el daño causado por la contaminación; asociándolo ahora, al costo social derivado de la actividad degradatoria propiamente dicha (MMAV, 2010).

Desde la óptica jurídica, vale recordar que las tasas retributivas obedecerían al principio del “contaminador-pagador”, principio básico que en derecho ambiental, busca la restitución o el resarcimiento del daño causado a la comunidad por un agente transgresor; mientras que del lado económico, las tasas retributivas serían el instrumento que podría permitir la reducción de la polución al mínimo costo, persiguiendo la eficiencia económica, aunque sin mayores pretensiones en materia de optimalidad (Villegas, 2006; Restrepo, 2007). El mecanismo, que se inspirara en el trabajo de Baumol y Oates (1971), acudiendo al propósito de los “impuestos pigouvianos” recurre al modelo de equimarginalidad en procura de generar unos costos de abatimiento que conforme a la actividad del agente, termina por equipararse en el margen con el valor de la tasa; cosa que al final los dejaría en una situación de indiferencia entre el pago por el vertimiento o la generación de una alternativa tecnológica del tipo planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR). Así que, quien causa el deterioro debe pagar los gastos requeridos para prevenir o corregir el mismo. Precisamente, de esto se desprende un segundo objetivo en la aplicación de las tasas retributivas: la generación de recursos para financiar la gestión e inversión ambiental.

Empero, posteriormente a través de reglamentaciones como el decreto 3100 de 2003, se introducirían nuevas metas de contaminación en la región que le imprimirían más elementos de “comando y control” al instrumento dando la imagen de una herramienta más de carácter mixto⁶. De esta forma, se genera un escenario de tres intereses diferentes frente al objetivo. La autoridad ambiental, en este caso las corporaciones autónomas regionales, pretende el cumplimiento de la meta al mínimo costo. Las empresas de servicios públicos buscan alcanzar

la meta que señala la autoridad ambiental, trasladando el costo al usuario, según lo permite la Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento. Mientras el usuario final, estará interesado en seguir contaminando. Ahora entonces, la pregunta es qué tan efectivo ha sido el mecanismo para atacar la problemática de la contaminación regional en gracia de las particularidades del arreglo institucional vigente desde 1993 y los pobres resultados encontrados en este estudio.

Al respecto, los pareceres están un tanto divididos, aunque es de aclarar que no existen al momento trabajos académicos y bajo un enfoque metodológico homólogo sobre la cuenca, que contribuya a un debate más amplio. Según un trabajo contratado por el Ministerio de Medio Ambiente para 2002, los niveles de vertimientos reaccionaban de manera positiva y significativa al cobro de la tasa (MINAMBIENTE, 2002). Efectivamente, el equipo del organismo trató de evaluar los primeros cinco años luego de expedido el Decreto Reglamentario 901 de 1997 que diera luz al enfoque regionalizado. Para ello, aplicó un modelo logit con datos históricos, que mostró que tales niveles de reducción empiezan a pronunciarse después de dos períodos de rezago, manifestando que entre mayor sea la longitud del mismo, los resultados tienen una mayor bondad de ajuste y significancia que cuando la tasa retributiva no se aplica. Igualmente, que la probabilidad de que las empresas en una cuenca reduzcan sus emisiones, disminuye drásticamente en ausencia de la aplicación del programa. Sin embargo, el mismo estudio agrega tres elementos que pudieran resultar contradictorios: lo primero es que, la mayoría de los municipios y las empresas de servicios públicos incumplen las normas de vertimiento y resisten el requisito legal de pagar por ellos; sin descontar que, el sector municipal es responsable del 70% de la contaminación que se vierte sin tratamiento a las aguas⁷. Lo segundo es que, pese a que la comunidad y la sociedad civil son los principales afectados por la contaminación, la participación formal de las ONG y de las colectividades afectadas por la misma en la implementación y operación, resultó mínima.

No obstante, destacar que en los cinco años del programa, la tasa permitió la construcción, por primera vez en el país, de 27 agendas comunitarias de control de la contaminación hídrica⁸. Lo tercero es que, en la escala regional, la CVC se destacó por lo menos en los tres primeros semestres de operación del programa por haber realizado un esfuerzo constante y regular en la implementación de la norma, desarrollando cabalmente las actividades de gestión, la facturación y el recaudo, y manteniendo los datos adecuados sobre el monitoreo de las efluentes y las fuentes de agua. La CRC, la autoridad ambiental del departamento del Cauca en contraste, brilló por su ausencia; cuestión que en la suma de factores que explican la poca representatividad del instrumento en la cuenca, puede revelar como el mecanismo si bien obliga, poco vincula. Esto es, si se piensa que los actores involucrados y principalmente los vertedores, asumen comportamientos estratégicos de la mano un oportunismo arraigado teóricamente en los “fallos de información” para eludir el peso del gravamen. Así, la actuación de estos agentes como “polizones” o *free riders* termina trasladando gran parte de los costos sociales de la degradación a la colectividad asentada en la cuenca y sobre todo, los ubicados río abajo. Aparte, una transgresión intertemporal que traslada el costo de la contaminación acumulada a las generaciones venideras. De parte de la autoridad ambiental, implica mantener gestiones del tipo “incremental” o, en lo que en el ámbito de los estudios de políticas

alude al modelo de “caneca de basura” o, **garbage can** (Cohen, 1972) que le permite a la administración pública, alcanzar pequeños cambios frente al estado inicial de la degradación, con bajo nivel de prevención, pero que en el todo, sostiene sus logros cercanos al **statu quo**. Es decir, con altos niveles de eflujo pero pagos reducidos por verter, a costa de sostener un arreglo institucional y de gobernanza poco eficiente.

Otros estudios, en esta misma dirección como el de Galarza (2009), acuden a modelo de panel balanceado para sostener (primeras diferencias) que los cambios en los vertimientos obedecen a haber pasado de una situación sin tasas retributivas, a una situación con tasas retributivas⁹. Tanto así que, en el lapso evaluado (1998–2002) las emisiones de DBO disminuyeron en 11.10% mientras que en SST cayeron un 20.31%, cosa que en la escala la jurisdiccional de la CVC representaron disminuciones entre el 11.10% y el 21.83% al cabo del quinquenio. Aunque, llama la atención que los resultados descartan la incidencia significativa de elementos como el factor regional y el monto del pago.

Siguiendo a Sayago y Sayago (2010) y a Sayago y Escolar (2012), estiman una regresión probit, acudiendo a una encuesta sobre los departamentos de gestión ambiental empresarial, para establecer las circunstancias por las cuales las firmas toman decisiones sobre el pago de las tasas retributivas; encontrando que dichas unidades ven el instrumento como una sanción y no como un impuesto, en gracia de lo cual, los agentes tienen mayor probabilidad de tomar acciones para el control de sus efluencias. De esta manera, “los fallos del estado” y la racionalidad limitada venida de la “asimetría en el uso de la información” impide que la medida induzca un comportamiento de control de la externalidad hasta un nivel cercano al socialmente óptimo¹⁰. Adicionalmente, para estos autores, la encuesta evidencia que los agentes no conocen las magnitudes de las tarifas de la tasa retributiva por DBO y SST; y por tanto, es imposible que tomen sus decisiones de verter de manera adecuada, quizás por las bajas magnitudes de las tarifas y de la baja utilidad marginal del ingreso, que le imputaría a la decisión un estimativo desdeñable. Otra explicación a este hecho, que encaja con lo anotado más arriba, es que más allá de responder a un móvil racional- desde el punto de vista económico- obedece a un hábito que como institución informal se pliega al **statu quo** como forma de cumplir una norma social.

Desde otra perspectiva, otros trabajos presentan una mirada menos positiva del asunto, dando mayor sustento al planteamiento que aquí se trata. En un estudio desarrollado por la división de estudios regionales del Banco de la República, Sánchez (2011) muestra la ineffectividad de la tasa retributiva frente a parámetros clásicos de contaminación. Como se puede registrar en la figura siguiente, los niveles de contaminación principalmente medidos por sólidos suspendidos y demanda bioquímica de oxígeno, presentan un comportamiento ascendente particularmente desde 2001, con preeminencia del primer parámetro sobre el segundo. Luego, la trayectoria tiende a moderarse hacia el final de la década. El fenómeno resulta curioso en tanto las reformas sucesivas al instrumento derivadas de la ley 99 de 1993, quisieron ampliar el mecanismo de ajuste regional y buscaron mucha más eficiencia de la gestión pública descentralizada.

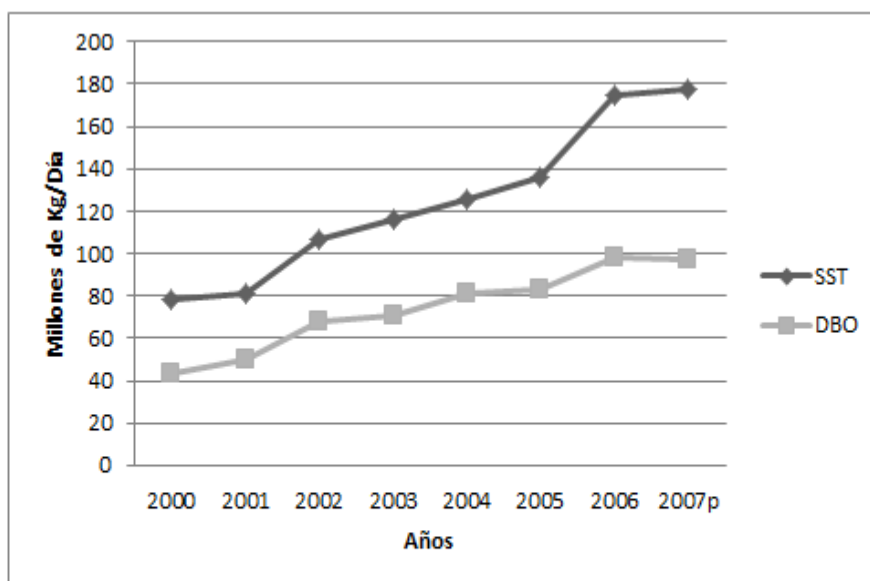


Figura 1. Vertimientos industriales en Colombia en millones de Kg/Día

Fuente: Los autores con base en Sánchez (2011).

Empero, fuera de los argumentos anotados, otros elementos parecen sumarse a la palestra que encabeza ya en el campo del funcionamiento interno de las CAR, la baja representatividad del recurso monetario sobre el total de fuentes de financiación. Estos son: la esquividad de la facturación, la fragilidad del mecanismo de cobro y el raquitismo de la vigilancia de las metas. Para hablar de esto, los estudios de la Contraloría General de la República (CGR, 2012) arrojan que durante 2008 a 2012 los resultados de la gestión fueron insatisfactorios dado que los recursos de la tasa se convirtieron en fuentes exiguas sin haber logrado el objetivo de modificar paulatinamente el comportamiento contaminador-degradador de los agentes.

Es de anotar que aunque la metodología es más de carácter descriptivo a partir de auditorías, sobre la eficiencia y la efectividad en el gasto de las autoridades ambientales; se puede evidenciar que a pesar de que el presupuesto de las corporaciones participa por lo menos con el 80% de los recursos del sector ambiental nacional; las tasas retributivas en el panorama general representaron entre 1998 y 2005, a duras penas el 1,8% de las rentas propias ordinarias de las corporaciones (sin contar con las rentas de capital). Idos al plano regional, la CVC apenas llega al 0,12%, mientras que la CRC ni siquiera alcanza el 0,9%.

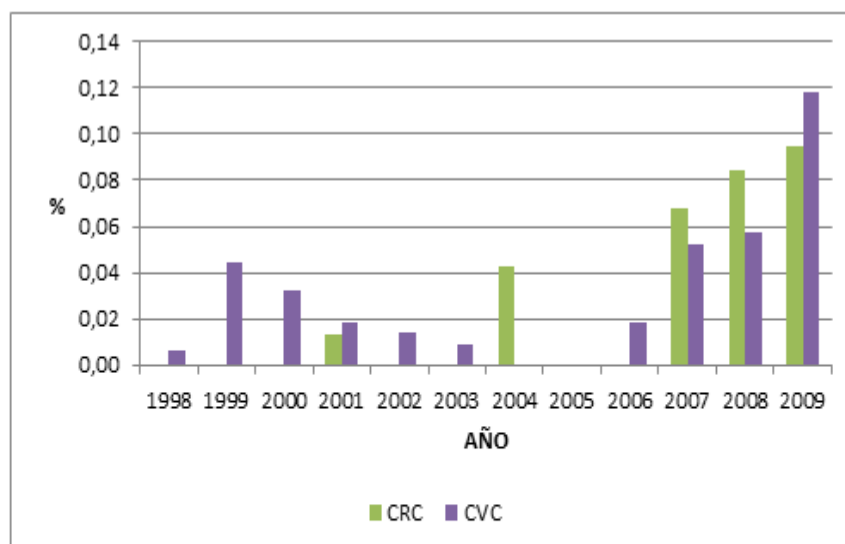


Figura 2. Participación Relativa de los Recursos de Tasa Retributiva Sobre el Total de Ingresos de las CAR.

Fuente: Los autores con base en el Informe Contraloría General de la República (2012)

Es más, tampoco los montos ayudan mucho a incentivar el cobro, toda vez que desde la fijación de su mínimo valor en 1998, la tasa retributiva apenas ha llegado a sobrepasar el umbral de los 100 pesos (aproximadamente \$0,04 USD) por cada kilogramo de carga contaminante para el caso de DBO. Así, ni las CAR tienen estímulos para presionar el cobro, ni el vertedor apremio para reducir el efluente. Fuera de ello, ha habido escasa o nula modificación del respectivo factor regional que debe multiplicar la tarifa mínima en casi todos los casos (con excepción notable de la CDMB y CORNARE). Por el lado de la facturación y la verificación los vertimientos, la Contraloría encontró grandes baches en la información disponible al relacionar las cargas que dan origen a la facturación, con los caudales de los vertimientos reportados. Esto podría explicar en parte, por el hecho de que a 2012, según la CVC solo el 28,57 % de los 42 municipios de Valle del Cauca tienen planes de saneamiento y manejo de vertimiento. Para el caso del departamento del Cauca, la CRC no reporta información clara sobre el particular.

3. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

3.1 MINERÍA DE DATOS

La información para el estudio provino de los reportes periódicos sobre calidad del agua que realiza la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC); las cuentas regionales del Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE); los fondos y entidades regionales del agua como Corporación Vallecaucana de Cuencas (Corpocuenas) y la

Asociación de Cultivadores de Caña (ASOCAÑA), las Cámaras de Comercio del Valle del Cauca (Palmira, Buga, Tuluá, Cali y Cartago) y la Cámara de Comercio del Cauca. El periodo seleccionado inicia en 1990 y finaliza en 2011, tanto para el departamento del Cauca como para el Valle del Cauca y por tanto el panel es balanceado ya que cuenta con 44 datos en total ($n=2$; $T=22$).

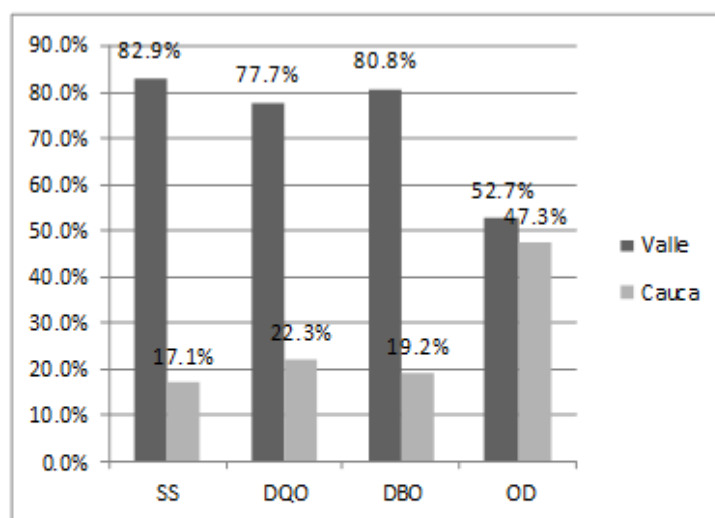
Para el desarrollo de los modelos econométricos se consideran como variables endógenas las medidas tradicionales que determinan la contaminación del agua tales como los Sólidos Suspendidos (SS); la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO); la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y finalmente el Oxígeno Disuelto (OD). Para ambos departamentos, hubo años en los cuales por causas desconocidas no se llevó un registro de dichas mediciones. Por tanto, para llenar los vacíos de los datos faltantes (*missing data*), se debió apelar a métodos estadísticos tales como modelaciones ARIMA bajo la metodología Box-Jenkins (en el caso de la DBO del Cauca) con el objetivo de pronosticar sus valores desde el año 2008 hasta el año 2011; y de otro lado, el método de aproximaciones polinómicas para las restantes variables que llenarían los vacíos entre dos cifras (ver [anexo1](#)).

En el caso de las variables exógenas, ninguna recibió algún tipo de tratamiento estadístico, toda vez que fueron encontradas en su totalidad para el periodo muestral. Aunque vale aclarar que sus medidas se tomaron del DANE a precios constantes de 2000. De otro lado, se construyó una variable dicotómica como proxy de la gobernanza (DGOB1). Esta variable captura la presencia o no de las innovaciones institucionales regionales para atacar la problemática del agua en la cuenca con participación de multiactores; su información provino de diferentes fundaciones y asociaciones presentes tanto en el departamento del Valle como del Cauca, tales como la fundación Agua por la Vida, Corpocuenas y el Fondo para la Acción Ambiental.

Adicionalmente, es preciso anotar que, debido a que algunas de las variables de contaminación antes mencionadas pueden estar relacionadas entre ellas, resulta poco convincente seleccionar una como representativa directa de la contaminación. En este orden de ideas se construyó una tercera modelación cuya característica fundamental es que toma todas las variables de contaminación y las sintetiza en una sola a través de la técnica estadística de Componentes Principales o Valores Propios (*Eigen Values*). Siguiendo a Miller y Gómez (2011); el método intenta “extraer” la información relevante de un conjunto de variables eliminando de ellos la información redundante o poco relevante. Finalmente, en un cuarto esfuerzo, se utiliza de nuevo la técnica de componentes principales, pero ahora para sintetizar las variables económicas y mostrar su relación con la inversión

3.2 ANÁLISIS DESCRIPTIVO

Como se puede apreciar en el gráfico siguiente, el Valle del Cauca muestra los mayores niveles de contaminación promedio frente al Cauca, entre la década de los noventa y la primera del nuevo milenio.



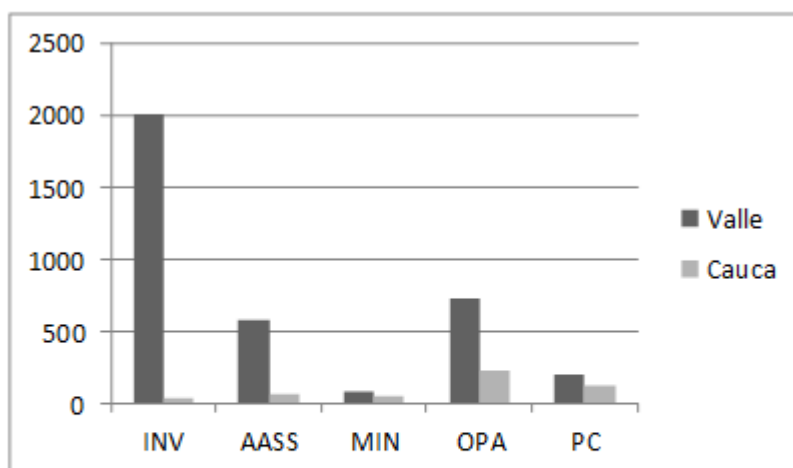
Fuente: Los autores.

Figura 3. Diferentes tipos de contaminantes en el río Cauca.

Departamentos Cauca y Valle del Cauca. 1990-2011

Los niveles de sólidos suspendidos (SS); las demandas químicas y bioquímicas de oxígeno (DQO y DBO) guardan una relación de 4 a 1, mientras que para el caso del oxígeno disuelto (OD) la relación es casi de uno a uno. Esto muestra que el departamento del Cauca le entrega al Valle un río menos contaminado, porque en este último los niveles de contaminantes en general se amplían ostensiblemente. Posiblemente la razón de este fenómeno obedezca entre otras cosas a que el departamento del Valle muestra un nivel de industrialización superior comparado con el Cauca.

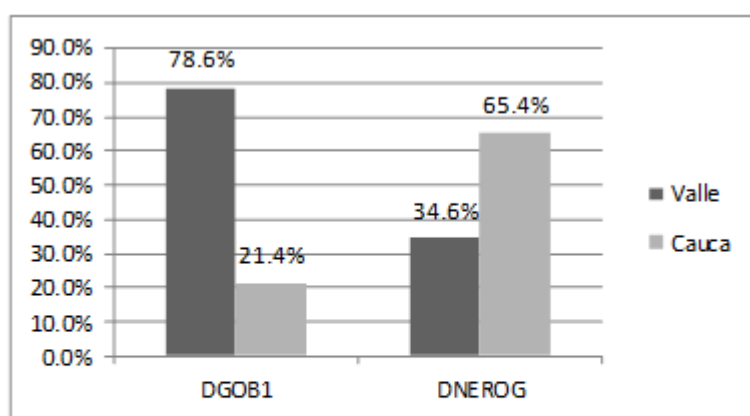
En cuanto a las variables de descontaminación y económicas, se encuentra que la inversión del Valle en descontaminación y mantenimiento de la calidad del agua de la cuenca (INV) supera ostensiblemente en promedio a la realizada por el Cauca, aunque esto se explica porque este último departamento no presenta los niveles de contaminación del Valle. En cuanto al valor agregado bruto de la actividad de depuración de agua (AASS); el patrón se mantiene de forma similar por la razón expuesta anteriormente. Los valores agregados de la producción del sector minero (MIN), del subsector café (PC) y otros productos agrícolas (OPA); se encuentra un mejor desempeño económico del Valle para los sectores de café y agrícola que el Cauca; aunque en el sector minero las cosas están muy equiparadas.



Fuente: Los autores

Figura 4. Variables Económicas. Departamentos Cauca y Valle del Cauca. 1990-2011

Finalmente, las variables institucionales de gobernanza (DGOB1) la cual hace referencia a la presencia o no de entidades de alcance y origen regional en los procesos de gestión del río, y (DENEROG) que es la densidad organizativa ambiental, que recoge el nivel de actividad de la sociedad civil organizada en asociaciones, fundaciones, corporaciones, entre otras; encuentra un resultado llamativo. En el departamento del Valle es mayor la presencia institucional del estado para gestionar los problemas del río comparado con el departamento del Cauca, pero la situación es contraria para la densidad organizativa, donde este último muestra una sociedad civil mucho más organizada que el Valle, para tratar la problemática. Esto podría explicarse a manera de hipótesis que la menor presencia del estado en el Cauca obliga a que la sociedad civil se organice, y por vía contraria en el Valle no sea una prioridad, cuando se trata de lidiar con los problemas de contaminación del río.



Fuente: Los autores.

Figura 5. Variables Institucionales. Departamentos Cauca y Valle del Cauca. 1990-2011

Finalmente, los recaudos por tasa retributiva (REC), la cual es una proxy del impuesto pigouviano en este estudio, muestra como se esperaba que son mayores para el Valle que para el Cauca, por los altos niveles de contaminación del primero. Pero llama la atención que sus valores no son muy distantes en términos relativos, ya que por cada \$1 recaudado el Cauca, se recauda alrededor de \$1,2 en el Valle.

4. METODOLOGÍA ECONOMETRICA

Los modelos que generalmente tratan el tema de la contaminación de las fuentes hídricas naturales buscan hallar la disposición a pagar (DAP), lo cual no es otra cosa que el precio máximo que los consumidores o usuarios del recurso están dispuestos a pagar para no quedarse sin ese bien, lo cual determina su valoración (Longo, Hoyos, y Markandya, 2015). El método econométrico para poder estimar la DAP han sido los modelos de elección discreta (logit y probit) con diferentes variantes que se atemperan al contexto local donde se aplica. En otras palabras, estos modelos se han orientado básicamente en determinar cuánto se está dispuesto a pagar por contaminar el agua. (Wang, Yuan, Kimic, y Kamatac, 2013)

El objetivo de las modelaciones en este trabajo es un poco más ambicioso, ya que pretende develar cómo la economía, la política y la institucionalidad afectan la estela de la contaminación de un recurso hídrico, la cuenca alta del río Cauca. En este sentido, las modelaciones son novedosas pues hasta donde conocen los autores, no existe un modelo econométrico que intente relacionar estos determinantes con la contaminación. Si bien los modelos aquí mostrados se alimentan de los planteamientos teóricos expuestos por Hardin (1968) O'Connor (1994), Ostrom (1999), y KUSDZ (2014); entre otros, éstos no tienen ningún referente previo en la literatura teórica o aplicada, y por tal razón deben los resultados tomarse con precaución pues solo serán válidos en el espacio-tiempo definidos. Adicionalmente, siguiendo a Wooldridge (2010), los modelos econométricos generalmente se basan en teorías, pero también en la percepción o intuición, lo que supone que no debe existir una teoría previa para utilizar la econometría: "Algunas veces, el modelado económico formal es el punto de partida del análisis empírico, pero es más común el empleo de teorías económicas menos formales o incluso apoyarse por completo en la intuición". (Wooldridge, 3, 2010). Todo lo anterior conlleva indefectiblemente a que los modelos deban examinarse a través de pruebas estadísticas sobre todo para evaluar la presencia de endogeneidad; aunque para tratar de evitarla se introducirá la variable población como control para capturar aspectos sociales regionales.

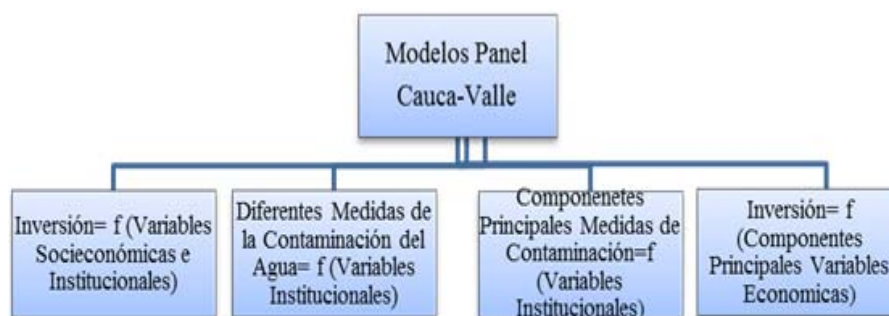
En general, la consideración para utilizar cuatro modelos es que con el de datos panel se tiene una visión dinámica y general del fenómeno estudiado, como lo han implementado en otros estudios sobre contaminación De otro lado, siguiendo a Argüello, Delgadillo y García (2009); o Coria (2007); la modelación ANOVA debe introducirse para hacer énfasis en el papel exclusivamente institucional de forma estática, considerando diferentes medidas de contaminación. El modelo de componentes principales tiene el mismo sentido del anterior, pero reconoce que las medidas de contaminación son diversas y por tanto las condenas en una

sola. Finalmente, se estima un último modelo para tratar de capturar si los incrementos en la producción de los sectores económicos elevan la inversión ambiental, debida a la degradación del río.

En términos específicos, en el modelo inicial la variable endógena es la inversión en descontaminación y mantenimiento de la calidad del agua de la cuenca y las exógenas son un conjunto de variables socioeconómicas e institucionales como el valor agregado de la minería, producción de café, producción de otros productos agrícolas, y los recaudos por tasa retributiva (impuesto pigouviano) por contaminación. La intención con este modelo es mostrar que en la medida que afloran, se extienden y se intensifican los problemas de calidad de agua; la inversión pública en la atención del río se modifica y se eleva en respuesta a la presión que ejercen las actividades económicas (producción azucarera, cafetera, etc.) y la presencia del Estado por la vía de instrumentos económicos como los impuestos pigouvianos. Siguiendo la teoría de los sistemas socioecológicos, autores como Kuzdas et al. (2014), muestran que las personas generan impactos sobre los sistemas hídricos y el agua y los sistemas hídricos influyen sobre las personas. De manera, que la evolución del gasto en la gestión de la calidad del agua del río, bien puede ser una proxy del desenvolvimiento ecológico del mismo, *ceteris-paribus*. Este modelo es estimado bajo efectos fijos y aleatorios con su respectivo test de Hausman.

En el segundo caso, en los modelos ANOVA, las variables endógenas son las diferentes medidas clásicas de contaminación y las exógenas únicamente las innovaciones institucionales regionales y la densidad organizativa. Estos últimos modelos intentan mostrar la mediación particular del aparato político del Estado y la capacidad movilizadora de la sociedad civil en el plano regional, como reacción a la problemática del río. Al igual que en el caso anterior, es estimado bajo efectos fijos por consideraciones empíricas y técnicas expuestas más adelante.

Adicionalmente, es preciso anotar que, debido a que algunas de las variables de contaminación antes mencionadas pueden estar relacionadas entre ellas, resulta poco convincente seleccionar una como representante directa de la contaminación. En este orden de ideas se construyó el tercer modelo, cuya característica fundamental es que toma todas las variables de contaminación y las sintetiza en una sola a través de la técnica estadística de Componentes Principales o Valores Propios (*Eigen Values*). Siguiendo a Miller y Gómez (2011); el método intenta “extraer” la información relevante de un conjunto de variables eliminando de ellos la información redundante o poco relevante¹¹. Finalmente, en un cuarto esfuerzo, se utiliza de nuevo la técnica de componentes principales, pero ahora para sintetizar las variables económicas y mostrar su relación con la inversión. Por tanto, los modelos son los siguientes:



Fuente: Los autores.

Figura 6. Modelos Datos Panel. Cauca-Valle.

Ahora bien, regularmente los estudios desarrollados alrededor de este tema involucran una variante de la curva de Kuznets (1955) que estudia ya no la relación entre el crecimiento económico y la desigualdad o inequidad sino entre el crecimiento y la degradación ambiental. De forma que, mediante el análisis de grandes conjuntos de datos que envuelven a múltiples países se intenta verificar el vínculo entre la contaminación del aire y el ingreso como variable independiente (Gergel, 2004; Stern, 2004; Correa, 2005). No obstante, en la mayoría de los casos los resultados han cuestionado la validez econométrica de este modelo, en la medida que se registran problemas como errores de especificación y variables omitidas vinculados con problemas de autocorrelación y heterocedasticidad que han desembocado en relaciones espurias que no confirman –entre otras cosas- la hipótesis de la U invertida¹². Para este caso, aunque no se dispone de la amplitud de los datos deseados y no se aspira a que los resultados se ajusten a la citada conjetura ya que el interés de este documento no se centra en el crecimiento económico; la modelación pretende encontrar algún tipo de relación entre los elementos de presión socioeconómica e institucional y la degradación del río o, en su defecto, entre la movilización de recursos financieros del Estado y los mismos factores de presión. Junto a esto, la respuesta en términos institucionales. De esta manera, las variables utilizadas atienden a la siguiente descripción:

Tabla 1. Variables utilizadas en los modelos econométricos

Variable	Descripción	Variable Dependiente o Independiente	Signo Esperado	Unidad de Medida	Tipo de Modelo	Fuente
INV	Inversión pública en mantenimiento y sostenimiento de la cuenca	Dependiente	Positivo	Miles de millones de pesos colombianos (COP) a precios constantes de 2000	Multivariado	Registro financiero CVC(2013) CRC(2013)
AA SS	valor agregado bruto de la actividad de depuración de agua, alcantarillado y servicios de saneamiento	Independiente	Negativo	Miles de millones de pesos colombianos (COP) a precios constantes de 2000	Multivariado	Cuentas regionales del DANE (2014)
MIN	valor agregado bruto de la minería	Independiente	Positivo	Miles de millones de pesos colombianos (COP) a precios constantes de 2000	Multivariado	Cuentas regionales del DANE (2014)
OPA	valor bruto de la producción de otros productos agrícolas	Independiente	Positivo	Miles de millones de pesos colombianos (COP) a precios constantes de 2000	Multivariado	Cuentas regionales del DANE (2014)
PC	valor bruto de la producción de café	Independiente	Positivo	Miles de millones de pesos colombianos (COP) a precios constantes de 2000	Multivariado	Cuentas regionales del DANE (2014)
REC	Recaudo total por impuestos a la contaminación	Independiente	Negativo	Miles de millones de pesos colombianos (COP) a precios constantes de 2000	Multivariado	Registro financiero CVC(2013) CRC(2013), Minambiente (2014)
TCPOB	Tasa de crecimiento de la población	Independiente (Control)	Positivo o Negativo	Variación %	Multivariado	DANE (2015)
DGOBI	presencia o no de entidades de alcance regional en los procesos de gestión del río	Independiente	Indefinido	Dicotómica: 1: con presencia; 0: sin presencia en la cuenca	ANOVA	Informes de gestión FPA A; COPROQUEEN S y FAPV (2013)
DBIOROG	densidad organizativa ambiental	Independiente	Indefinido	Numero de organizaciones no gubernamentales	ANOVA	Registro Cámaras de comercio del cauca y Valle del
SS	Sólidos Suspendidos	Dependiente	Positivo	Miligramos sobre litro (mg/l) promedio anual por estaciones río cauca	ANOVA	Registros de laboratorio CVC(2013)
DQO	demanda química de oxígeno (estaciones) cauca	Dependiente	Positivo	Miligramos sobre litro (mg/l) promedio anual por estaciones río cauca	ANOVA	Registros de laboratorio CVC(2013)
DBO	Demanda bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	Independiente	Positivo	En miligramos por litro (mg/l) promedio anual por estaciones río	ANOVA	Registros de laboratorio CVC(2013)
OD	Oxígeno Disuelto	Independiente	Positivo	miligramos por litro (mg/l) promedio anual por estaciones río	ANOVA	Registros de laboratorio CVC(2013)
CP_CA	contaminación del agua a través de componentes principales	Dependiente	Positivo	MVI	Componentes principales	Registros de laboratorio CVC(2013)
CP_EKP	recoge las variables sociales y económicas	Independiente	Positivo	No aplica	Componentes principales	Cuentas regionales del DANE (2014)

Nótese entonces, con la tabla anterior, que el elemento innovativo recae en la aplicación del ejercicio al plano regional, la vinculación de parámetros de contaminación como el DBO, DQO,

OD y SST frente a variables institucionales, y el intento de obtener resultados sintéticos a partir de un modelo de componentes principales.

4.1 Modelo multivariado de la inversión

Este modelo busca establecer la relación que existe entre la inversión y las variables socioeconómicas consideradas, sin incluir la mayoría de las institucionales (excepto el recaudo por tasas retributivas, REC). Con esto, se intenta dar cuenta de la presión de la actividad económica dentro de cada unidad territorial (departamentos de Cauca y Valle del Cauca) frente al posicionamiento de la problemática del río a través de los recursos inyectados a su tratamiento. Para controlar por posibles problemas de endogeneidad, se introduce la variable de tasa de crecimiento de la población (TCPOB) de ambos departamentos. Se espera entonces que, conforme aumenta la actividad de la depuración de aguas y alcantarillado aumenten las necesidades de inversión en el río; al igual que el incremento de las actividades agrícolas y cafeteras. Finalmente, la expectativa frente al recaudo de impuestos pigouvianos (tasas retributivas por contaminación hídrica) es que su impacto resulte negativo, en tanto el pago de la exacción tendría que desestimular la actividad contaminadora y con ello una menor inversión pública.

En este orden de ideas, el modelo es el siguiente:

$$INV_{it} = \beta_1 + \beta_2 AASS_{it} + \beta_3 MIN_{it} + \beta_4 OPA_{it} + \beta_5 REC_{it} + \beta_6 PC_{it} + \beta_7 TCPOB_{it} + \vartheta_{it} \text{ Ec.1}$$

Como se mencionó anteriormente, (AASS) hace alusión al valor agregado bruto de la actividad de depuración de agua, alcantarillado y servicios de saneamiento, (MIN) denota el valor agregado bruto de la minería, respectivamente; (OPA) captura el valor bruto de la producción de otros productos agrícolas, (REC) es el recaudo por impuestos pigouvianos, la cual es una variable proxy de la tasa retributiva, PC recoge el valor bruto de la producción cafetera y TCPOB la tasa de crecimiento de la población. La variable ϑ_{it} a su turno, recoge los errores aleatorios que denotan los factores que influyen en la inversión en el tiempo como en el espacio, pero que no han sido tenidas en cuenta de forma explícita en el modelo. Se asume además que, dichas variables están distribuidas de manera independiente e idéntica, con media cero, varianza constante y además con covarianza nula; es decir son “ruido blanco”. Para efectos de la prueba de las hipótesis, se supone de nuevo que los errores están distribuidos normalmente. Una vez realizada la prueba de Hausman, se encuentra que la estimación bajo efectos fijos es más confiable. Por tanto, los resultados de efectos fijos se muestran a continuación:¹³

Tabla 2. Estimaciones modelo multivariado. Efectos fijos.

Dependent Variable: INV				
Method: Panel EGLS (Cross-section weights)				
Date: 04/10/16 Time: 10:45				
Sample: 1990 2011				
Periods included: 22				
Cross-sections included: 2				
Total panel (unbalanced) observations: 43				
Linear estimation after one-step weighting matrix				
White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-1048.95971	540.447453	-1.94090971	0.06035667
AASS	4.02535438	1.02498077	3.9272487	0.00038513
MIN	0.88913633	0.34298656	2.59233578	0.01381671
OPA	1.89921131	0.60627261	3.13260284	0.00349287
REC	1.67E-08	1.69E-07	0.09887146	0.92180445
PC	-1.79825696	0.75904423	-2.36910696	0.02347901
TCPOB	8394.38663	7681.08107	1.09286526	0.28191831
Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)				
Weighted Statistics				
R-squared	0.53812962	Mean dependent var	838.080359	
Adjusted R-s	0.44575555	S.D. dependent var	1562.28093	
S.E. of regres	1306.7851	Sum squared resid	59769055.3	
F-statistic	5.82554812	Durbin-Watson stat	1.38578646	
Prob(F-statist	0.00015699			
Unweighted Statistics				
R-squared	0.48239776	Mean dependent var	1050.7534	
Sum square	111936106	Durbin-Watson stat	1.31315087	

Fuente Los autores.

Los resultados muestran que la bondad de ajuste (medida a través del R^2) es de 0,538; es decir que alrededor del 54% de las variables elegidas explican el comportamiento de la inversión. La mayoría de los signos son correctos y con altas significancias individuales. El valor positivo de la variable (AASS) muestra que a mayor nivel de depuración de las aguas residuales, la inversión pública se incrementaría en un elevado grado frente a otros sectores de presión; en términos precisos si el valor agregado de la industria de tratamiento, depuración de agua y alcantarillado se eleva en una unidad, la inversión se incrementa en \$4,02; dejando todo lo demás constante. Aunque esto solo tiene sentido, si frente a las fallas de información que embargan regularmente al Estado y la sociedad en general, no existiera confianza en los indicadores tradicionales de degradación; luego, el alto costo de la información y su asimetría harían pensar que mayores niveles de actividad y generación de valor agregado, implicarían mayores niveles de contaminación y así más elevadas necesidades de inversión. A su turno, las actividades agrícolas (OPA) y la minería (MIN), un crecimiento en su desempeño también eleva la inversión pública ambiental, pero en una menor proporción que las AASS.¹⁴ Finalmente, vale mencionar que los modelos no presentan problemas de endogeneidad, ya que de acuerdo con la prueba de correlaciones entre variables exógenas y los errores estimados arrojan unos p-valores por encima de la unidad.¹⁵

4.1.1 MODELOS ANOVA

A diferencia del modelo anterior, esta modelación ahora indaga por la influencia que en las diferentes medidas de contaminación tienen las variables institucionales de gobernanza y la densidad organizativa de ambos departamentos en el río Cauca. Por tanto, es una modelación diferente al anterior ya que es mucho más específica. Los modelos son los siguientes: ¹⁶

$$SS_{it} = \beta_1 + \beta_2 DGOB1_{it} + \beta_3 DENORG_{it} + U_{it} \quad \text{Ec.2}$$

$$DQO_{it} = \alpha_1 + \alpha_2 DGOB1_{it} + \alpha_3 DENORG_{it} + \varepsilon_{it} \quad \text{Ec.3}$$

$$DBO_{it} = \delta_1 + \delta_2 DGOB1_{it} + \delta_3 DENORG_{it} + \mu_{it} \quad \text{Ec.4}$$

$$OD_{it} = \gamma_1 + \gamma_2 DGOB1_{it} + \gamma_3 DENORG_{it} + \tau_{it} \quad \text{Ec.5}$$

Donde las variables endógenas como se mencionó antes, son los sólidos suspendidos (SS); (DBO) es la demanda bioquímica de oxígeno; (DQO) expresa la demanda química de oxígeno (DQO) y finalmente (OD) es el oxígeno disuelto. Las variables explicativas son la gobernanza (DGOB1) la cual hace referencia a la presencia o no de entidades de alcance y origen regional en los procesos de gestión del río. En consecuencia, el planteamiento asume una postura dicotómica con el valor de 1 cuando hay tal actuación y el valor de cero si no hay ninguna presencia en materia de intervención. De otro lado, las variables U_{it} ; ε_{it} ; μ_{it} ; τ_{it} , denotan los términos aleatorios de error para cada modelo respectivamente. Es decir recogen para cada uno, las variables que influyen en las diferentes medidas de contaminación tanto en el tiempo como en el espacio, pero que no han sido tenidas en cuenta de forma explícita en cada uno de ellos. Se asume que dichas variables son *iid* (0, σ^2), es decir, están distribuidas de manera independiente e idéntica, con media cero, varianza constante y además con covarianza nula, o con otras palabras son “ruido blanco”. Para efectos de la prueba de las hipótesis, se supone que están distribuidos normalmente.

Finalmente, la variable (DENORG) es la densidad organizativa ambiental, que es también una variable de carácter institucional que muestra el nivel de actividad de la sociedad civil organizada en asociaciones, fundaciones, corporaciones, etc. La hipótesis implícita allí, es que a mayor nivel de concentración de organizaciones ambientalistas, mayores posibilidades de cercanía, asociatividad y gobernanza en red para atender la problemática del río (Delamaza 2002; Cortés y Sinisterra 2009; Galvis y Rojas 2011). Más aún, La idea resulta plausible, si considerando los aportes de autores como Kossinets y Watts (2006) se considera que la cercanía geográfica, en este caso la cuenca, aunada a la vecindad misional, tiende a generar afinidades electivas y anidaciones en torno a la incubación de bienes públicos o acciones colectivas en defensa de la calidad del agua. Esto equivale a decir que, relaciones densas entre individuos (“los amigos de mis amigos son mis amigos también”) deberían conducir a generar mayor cooperación y relaciones cercanas (Salazar, 2013)¹⁷.

En términos específicos, se augura que los parámetros muestren signos negativos, ya que un elevado protagonismo de las entidades regionales (Corpocuenas, Fondo del Agua para la Vida) aminoraría los niveles de degradación hídrica. Igual comportamiento esperaríamos para

la densidad organizativa. Basta adicionar que los interceptos muestran los valores promedios de la contaminación cuando las variables explicativas son iguales a cero ($\beta_1, \alpha_1, \delta_1, \gamma_1$).

Como los modelos anteriores prueban dichas relaciones de causalidad en el tiempo (1990-2011) y en el espacio o agentes (Cauca y Valle), se estimará un panel balanceado por el método de efectos fijos entre agentes. No se consideran los efectos fijos en el tiempo ya que la contaminación del agua viene dada generalmente por los procesos productivos antes mencionados que son propios de la región analizada y por las políticas de regulación ambiental de las instituciones allí creadas. Es decir, no se considera que la contaminación haya cambiado en el periodo analizado por otros factores diferentes a los aquí mencionados. Además, existe otra razón técnica para no utilizar este procedimiento y es que los efectos diferenciales para cada año de la muestra se capturan con variables dicotómicas, lo que implica que deben calcularse (T-1) parámetros, más los presentes en el modelo para las variables explicativas, cuestión que en suma, reduce de manera ostensible los grados de libertad, lesionándose la inferencia estadística o en términos extremos la estimación de los modelos (Pérez, 2006)¹⁸.

De otro lado, tampoco se considera relevante la estimación de los modelos por efectos aleatorios, toda vez que es poco creíble que los agentes (departamentos de Cauca y Valle) provengan de una muestra más grande de departamentos que contaminan el río Cauca; pues el río nace en el Cauca, lo recorre y pasa inmediatamente después a transitar por todo el Valle. Es decir, no es posible que otro departamento de Colombia influya en la contaminación del río en el tramo y en el periodo analizado. Adicionalmente, siguiendo a Judge et al (1994) existe otra razón de carácter técnica para emplear efectos fijos y no efectos aleatorios, y es que si T (el número de datos de series de tiempo) es grande y N (el número de unidades de corte transversal) es pequeño, como es el caso aquí analizado; es probable que exista muy poca diferencia entre los valores de los parámetros estimados mediante el método de efectos fijos y el de efectos aleatorios, siendo mejor el primero debido al insesgamiento a la hora de estimar los parámetros. Finalmente, por los intereses del estudio, es mejor aplicar el método de efectos fijos, ya que mostrará las medidas diferenciadas de la contaminación de los departamentos implicados, mientras que en el otro método no es posible hacerlo de manera explícita ya que los efectos diferenciadores en la contaminación serán una variable latente o inobservable que residirá en los términos aleatorios de error estimados en los modelos y es imposible su separación. Los resultados de manera resumida se presentan a continuación:¹⁹

Tabla 3. Estimaciones modelos Anova. Efectos fijos entre agentes.

Variable	SS	Sig.	DBO	Sig.	DQO	Sig.	OD	Sig.
C	1593.9	***	32.1	***	248.2	***	38.1	***
DGOB1	-74.8		13.1	**	18.0		-3.2	
DENEROG	-5350.0		-394.5	**	-2900.6	***	75.7	
Efecto Dif. Cauca	-999.4		-16.71		-115.000		-2.859	
R2	0.66		0.779		0.780		0.08	
P-valor F	0.000		0.000		0.000		0.34	

Fuente: Los autores.

Sig. : Significancia P-valor: (1%)***, (5%)**, (10%)*. Todos los modelos estimados por corrección bajo consistencia de heterocedasticidad y autocorrelación a la White.

De aquí se rescata, que el modelo para los sólidos suspendidos muestra un buen ajuste ($R^2=0,66$) con p-valor F igual a cero. Esto indica que el modelo se acopla a lo prospectado globalmente. Pero a pesar de que los signos esperados son correctos para los parámetros, la significancia estadística no es la mejor. Algo similar ocurre con el oxígeno disuelto, pues los signos son correctos por lo menos para la gobernanza pero la significancia no es relevante. El segundo y tercer modelo tienen mejores ajustes individuales y conjuntos.

En el caso que atañe a la demanda bioquímica de oxígeno, éste muestra un elevado ajuste ($R^2=0,77$) acompañado de un p-valor F igual a cero, merced a lo cual se evidencia que el modelo responde a lo deseado global, aunque el signo esperado es correcto solo para la densidad organizativa, pero no para las innovaciones institucionales. En este orden de ideas, dejando constante todo lo demás, se puede señalar que si la densidad organizativa existe, la contaminación medida por DBO cae en 394 mg/l. El efecto diferencial muestra en consecuencia, que el departamento del Cauca reduce la contaminación promedio del río Cauca, cuando se mide a través de la DBO en 999 mg/l por debajo de la contaminación generada en el Valle.

Finalmente, en el modelo para la demanda química de oxígeno, se observa un muy buen ajuste ($R^2=0,78$) acompañado de un p-valor F igual a cero, comprobándose un buen ajuste general del modelo. La densidad organizativa cumple de nuevo con la expectativa del signo, pero no las innovaciones institucionales. Así las cosas, se puede establecer que si la densidad organizativa resultante existe, la contaminación se reduce en 2900 mg/l. De otro lado, el efecto diferencial muestra que el Cauca también reduce la contaminación promedio del río Cauca cuando se mide a través de la DQO en 115 mg/l por debajo de la generada en el Valle.

4.1.2 Modelo componentes principales de variables de contaminación

En este caso, como se mencionó anteriormente, la técnica de componentes principales se aplica a las medidas de contaminación, para sintetizar todas como una sola y utilizarla como variable endógena. Las exógenas de nuevo serían las variables institucionales de gobernanza

y densidad organizativa.²⁰ Por los argumentos anteriormente discutidos, esta modelación también se estimará por efectos fijos entre agentes. Por tanto el modelo estocástico es el siguiente:

$$CP_CA_{it} = \pi_1 + \pi_2 DGOB1_{it} + \pi_3 DENORG_{it} + \varepsilon_{it} \quad \text{Ec.6}$$

Donde CP_CA es la variable que agrupa la contaminación del agua a través de componentes principales. Las restantes variables se mantienen definidas como en la modelación anterior y sus signos esperados también. La variable ε_{it} denota los términos aleatorios de error y de igual forma se asume que su comportamiento es igual a la modelación inicial. Las estimaciones resumidas se relacionan a continuación:²¹

Tabla 4. Estimaciones modelo componentes principales.

Efectos fijos entre agentes.

Variable	CP_CA	Sig.
C	0.162	
DGOB1	0.101	
DENORG	-21.568	***
Efecto Dif. Cauca	-0.99	
R2	0.791	
P-valor F	0.000	

Fuente: Los autores.

Corrección bajo consistencia de Heterocedasticidad y

Autocorrelación a la White Sig.: Significancia

P-valor: (1%)***; (5%)**; (10%)*.

En consecuencia, la estimación muestra que el modelo goza de un buen ajuste ya que el R^2 es cercano al 80%, y un p-valor F igual a cero, mostrando una elevada confiabilidad global; y de nuevo como en las modelaciones anteriores, la densidad organizativa cumple con la expectativa del signo, pero las innovaciones institucionales no. Por tanto se puede decir que, bajo condiciones *ceteris paribus*, la aparición de organizaciones medio ambientales reducen la contaminación del agua en 21,5 mg/l. Finalmente, se puede afirmar también, sin tocar el resto de variables, que el departamento del Cauca está aún por debajo de la contaminación realizada por el Valle en 0,99 mg/l durante el periodo muestral analizado. Así, la mayor oferta ambiental y los menores niveles de actividad económica en este departamento, harían paradójicamente más resiliente el recurso hídrico frente a la presión que se ejerce en el Valle del Cauca, donde el crecimiento es más agresivo, no obstante existir en el primero una herencia más marcada de las instituciones coloniales.

4.1.3 Modelo componentes principales variables socioeconómicas

Siguiendo en la misma línea del caso anterior, se utilizó la técnica de componentes principales, pero ahora aplicados a las variables explicativas socioeconómicas (excluyendo las variables

institucionales) para correrlas frente a la inversión. Las estimaciones se hicieron bajo efectos fijos y aleatorios, y se aplicaron las pruebas estadísticas necesarias para determinar cuál método es más confiable. Por tanto, el modelo fue el siguiente:

$$INV_{it} = \theta_1 + \theta_2 CP_EXP_{it} + \tau_{it} \quad \text{Ec.7}$$

Donde INV es la inversión, CP_EXP es la expresión que recoge las variables sociales y económicas a través de componentes principales. El signo esperado es positivo, mostrando que los incrementos en la producción de los sectores económicos elevan la inversión ambiental, ya que se incrementaría la degradación del río. La variable τ_{it} , denota los términos aleatorios de error y de igual forma, se asumen que su comportamiento es igual a la modelación inicial. Las estimaciones resumidas se muestran a continuación:²²

**Tabla 5. Estimaciones modelo componentes principales.
Efectos fijos entre agentes y aleatorios.**

Variable	Efectos Fijos		Efectos Aleatorios	
	INV	Sig.	INV	Sig.
C	0.000		0.00	
CP_EXP	0.705	***	0.07	***
Efecto Dif. Cauca	1.21			
R2	0.238		0.02	
P-valor F	0.004		0.33	

Fuente: Los autores.

Corrección bajo consistencia de Heterocedasticidad y
Autocorrelación a la White

Sig. : Significancia P-valor: (1%)***; (5%)**, (10%)*

Con esto, la aplicación del test de Hausman revela que el mejor método para estimar el modelo, son los efectos aleatorios, toda vez que su p-valor es uno. Por tanto, bajo condiciones *ceteris paribus*, si se eleva la producción de los sectores económicos en los departamentos analizados, se eleva la contaminación en 0.07 mg/l. Esto contrasta con los resultados del inicio pudiendo confirmar casi en su totalidad la hipótesis planteada en el cuadro 19; no obstante, los resultados no invalidan los hallazgos encontrados individualmente.

A manera de discusión final de las modelaciones econométricas, estos resultados se acercan a trabajos como el de Wong y Lewis (2013) sobre la contaminación hídrica, ingreso per cápita y variables institucionales en la cuenca baja de río Mekong (Vietnam, Tailandia y China) y los de Alviar (2006) frente a la estimación de la EKC en cuatro continentes. Quiere decir que, la inclusión de variables institucionales mejoran los resultados de las estimaciones que involucran meramente variables económicas, aunque su significancia bordee regularmente el 10%. Así, resultan relevantes en estos estudios la relación entre el oxígeno disuelto en el primer caso frente a índices de libertades políticas y densidad demográfica o, entre demanda bioquímica de oxígeno, libertades políticas y tasas de urbanización en el segundo caso. Una conclusión

parecida reportan los estudios de Ahmadpour et al. (2012), que tomando los indicadores de gobernanza de Ladley (2012) alrededor de libertades políticas, respeto a la ley y libertad de prensa (variable independiente), se valen de un modelo de datos de panel para 16 países de la región (2002-2007), demostrando que variables como el control de la contaminación por CO₂ responden de manera positiva ante esta clase de variables institucionales.

En los resultados econométricos, la mayor significancia entre la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) reporta un efecto tenue pero manifiesto en materia de respuesta regional a la problemática. No obstante, llama la atención que las innovaciones institucionales en la forma de estamentos como **Corpocuenecas**, contribuyan a incrementar la estela contaminadora; cosa solo comprensible si consideráramos que estas obran más como incentivos para activar “maquinarias políticas” que desviarán los recursos hacia fines no eficientes de aplicación de los gastos, permitiendo lo que se denomina en la literatura “la captura del regulador” o los mecanismos de *rent seeking*. Por su parte, aunque con autores como Delamaza (2002) se discute la capacidad explicativa de las densidades organizativas en el impulso a procesos de desarrollo, no se puede desconocer el rol del asocianismo y la ciudadanía cívica en la generación de bienes públicos territoriales. De hecho, critica su protagonismo por la redundancia de la información que puede reportar el confinamiento geográfico, y los vínculos hemofílicos entre las organizaciones civiles (Easley y Kleinberg, 2010.)²³. Para el caso de la cuenca baja del Mekong, se confirman parcialmente los resultados que sobre la materia obtuvieran Tumboa (2013) alrededor de la problemática de la contaminación hacia la desembocadura del río Makanya (Tanzania). Esto es, sobre la capacidad de las organizaciones civiles de generar anidamientos y externalidades en redes propulsoras de capital social, innovaciones y acciones colectivas en función de la defensa del agua y del medio ambiente. Un efecto de esta naturaleza parece reportar la densidad organizativa alrededor de la cuenca alta del río Cauca, cuando revela que a mayor nivel de densidad organizativa u organizacional, se reduce la contaminación, que para el caso de los indicadores anotados (DQO y DBO) su origen parecería estar asociado a desechos industriales y residuos domésticos principalmente. Empero, esto hablaría de un nivel de organización que supera las inercias políticas e institucionales regionales formando una especie de “efecto contención” frente al favorecimiento del mercado y actividades industriales que virtualmente estuvieron presentes en todo el periodo.

Ahora, se hace énfasis en el comportamiento de los elementos generadores de la problemática en la región, pero intentando condensar las variables explicadas en una sola y hacer lo propio con las explicativas en la búsqueda de una mejor interpretación del rol del componente socioeconómico frente a las cuestiones institucionales de un lado y de participación social o actividad de la sociedad civil por otro; el método de componentes principales puede revelar elementos nuevos frente a lo establecido más arriba y a trabajos anteriores que recurren a técnicas homólogas como el de Mora y Durán (2006).

5. Conclusiones

El ejercicio de rastreo de presión, estado, respuesta, mediante el análisis econométrico en perspectiva de arriba hacia abajo (*top-down*), deja planteado una serie de resultados contrastantes. Lo primero es que las variables de presión, se ajustan a lo esperado las modelaciones, pero preocupa la poca relevancia que exhiben los tradicionalmente utilizados impuestos pigouvianos, que desde las corrientes modernizantes de la gestión ambiental se apologizan por sus resultados en materia de costo-efectividad. De esta manera se podría presagiar que por lo menos en el caso de la cuenca, son poco eficientes y permisivos frente a la acción antrópica. A esto habría que agregar, el mayor grado de resiliencia de los recursos hídricos en el departamento del Cauca, no obstante su anclaje en materia institucional y el bajo nivel de crecimiento económico.

Por el lado de la respuesta del Estado, no deja de inquietar como el esfuerzo en términos de generar una gobernanza regional, que desde lo formal generase mayores niveles de sostenibilidad; no trasciendan con bajo impacto el ejercicio de innovación en el que se empeñó el Valle del Cauca en la década de 1990, y en el que el Cauca se quedó atrás; a pesar de que se esperan los resultados de los esfuerzos que a partir del año 2012 hace el Plan Estratégico Regional de Ciencia, Tecnología e Innovación en esta materia.

No obstante, no deja de preocupar el desenvolvimiento de los instrumentos económicos que como estandartes de la gestión ambiental descentralizada, parecen horadados al comienzo de la segunda década del siglo XXI. La ineficiencia acaso, por la crisis de incentivos y la ingobernabilidad del Estado se posa sobre algunas autoridades ambientales incapaces de administrar el instrumento. Las CAR se quedan cortas en materia de información, facturación, cobro y vigilancia de los vertimientos. Y se desaprovechan los escenarios de concertación en cuestiones como la fijación de metas para el empoderamiento del tema ambiental y el fortalecimiento de la imagen institucional. Es necesaria una convocatoria un poco más amplia y horizontal de lo que maneja el modelo de descentralización implementado con la ley 99 de 1993. No se puede desdeñar el rol de las ONG y la sociedad civil en los procesos de administración y de seguimiento de los programas de descontaminación de sus cuencas

Además, sorprenden las capacidades que parecen esgrimir las organizaciones ambientalistas cuyo aporte positivo a la gestión virtualmente se deslinda de los atavíos políticos regionales. De suerte que se comprobaría la hipótesis que dio origen a este trabajo, alrededor del planteamiento de O'Connor (1994), en tanto supone que la emergencia de una sociedad civil activa es capaz de contener los avances del mercado y el capital en defensa de los recursos naturales. Sin embargo, habría que realizar un nuevo acercamiento al asunto, asumiendo la perspectiva analítica de abajo hacia arriba (*bottom-up*) y recurriendo al análisis de redes para establecer la naturaleza de las anidaciones asociativas. Este ejercicio podría determinar los filamentos de la acción colectiva en una sociedad civil organizada y de paso establecer que tan policéntrica y horizontal ha quedado el ejercicio de la sociedad civil y la gobernanza del agua después de todos estos años de vigencia de la ley 99 de 1993.

Para finalizar, cabe resaltar que para una investigación futura en este campo podría enriquecerse el análisis con un mayor cúmulo de información, para construir modelos econométricos de paneles dinámicos para dar una respuesta mucho más de largo plazo a la problemática aquí planteada, pero los inconvenientes de la confidencialidad de la información oscurecen este panorama.

6. Referencias bibliográficas

- Ahmadpour, A, Jafari, A. Golmohammadi, H. (2012) Corporate Governance and Capital Structure: Evidence From Tehran Stock Exchange. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 11(4), 531-535).
- Alviar, M. (2006). La curva ambiental de Kusnetz para la calidad del agua: un análisis de su validez mediante raíces unitarias y cointegración. *Borradores del CIE*. Universidad de Antioquia: 39.
- Baumol, W. & Oates, W. (1979). *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*, EE.UU: Prentice-Hall.
- Baumol, W. & Oates, W. (1971). The use of standards and prices for protection of the environment. *Swedish Journal of Economics*, 73(1), 42-54.
- Becerra, M. (2007). *Hacia la insostenibilidad ambiental, Un balance de la política ambiental 2002 - 2006*. Colombia: Universidad de los Andes.
- Coria, L. (2007). El rol de la autoridades locales para el desarrollo sostenible: la experiencia de los municipios de la microregión andalgalá pomán (Argentina). DELOS: *Desarrollo Local Sostenible*, 1, 2 (octubre).
- CGR-Contraloría General de la República-. (2012). *Estado de los Recursos Naturales y del Ambiente 2012-2013*. Bogotá: Contraloría General de la República.
- Cohen, M. (1972). A Garbage Can Model of Organizational Choice. *Administrative Science Quarterly*, 17(1), 1-25.
- Correa, F. (2005). La curva mediambiental de Kuznets: Evidencia empírica para Colombia. *Semestre Económico*, 8(15), 14-30.
- Cortés, R. & Sinisterra, M. (2009). *Colombia: capital social, movilización social y desarrollo sostenible*. Colombia: Universidad del Cauca.
- Delamaza, G. (2002). Sociedad Civil y Construcción de Capital Social en América Latina: ¿Hacia dónde va la investigación? *Polis* 2, 1-18.

- DNP-Departamento Nacional de Planeación-.(2014). **Política para el Suministro de Agua Potable y Saneamiento Básico en la Zona Rural**. Bogotá: Departamento Nacional de Planeación.
- Easley, D. y Kleinberg, J. (2010.). **Strong and Weak Ties. Networks, Crowds, and Markets: Reasoning about a Highly Connected World**. EE.UU: Massachusset Cambridge University Press.
- Galarza, M. (2009). **Análisis de la efectividad de las tasas retributivas en Colombia. Estudio de caso**. Tesis. Universidad Javeriana. Bogotá.
- Galvis, M. & Rojas, J. (2011). Asociatividad, capital social y redes de innovación en la economía rural. **Gestión Social** 4 (1), 27-41.
- Gergel, S; Bennett, E; Greenfield, B; King, S; Overdevest, C & Stumborg, B.(2004). A Test Of The Environmental Kuznets Curve Using Long-Term Watershed Inputs.**Ecological Applications**,14(2), 555-570
- Greene, William. (1999). **Análisis Econométrico**. España: Prentice Hall.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of the Commons. **Science New Series**, 162 (3859), 1243-1248.
- Hardin, G. (1968). The Tragedy of Commons. **Science**, 162, pp. 1243-1248.
- Isard, W .(1971). **Métodos de análisis regional. Una introducción a la ciencia regional**. España: Ediciones Aries.
- Judge, G; Griffiths, W; Carter Hill, R; & Tsoung-Chao, L. (1994). Using Panel Data to Estimate the Effects of Events. **Sociological Methods & Research**, 23; 174-199.
- Kossinets, G. & Watts, D. (2006). Empirical Analysis of an Evolving Social Network. **Science**, 311 (5757), 88-90.
- Krugman, P. (1997). **Desarrollo, geografía y teoría económica**. Madrid: Antoni Bosch.
- Kuks, S. (2004). **Water Governance and Institutional Change**. Netherlands: Twente
- Kuzdas, C; Wiek, A; Warner, B; Vignola, R; & Ricardo Moratayad. (2014). Integrated and Participatory Analysis of Water Governance Regimes: The Case of the Costa Rican Dry Tropics. **World Development**, 66, 254–268.
- Kuznets, S. (1955). Economic Growth and Income Inequality. **American Economic Review**, XLV, 1-30.
- Ladley, J. (2012). **Data Governance**. United States: Morgan Kaufmann Publishers.
- Longo, A; Hoyos, D y Markandya, A. (2015). Sequence Effects in the Valuation of Multiple Environmental Programs Using the Contingent Valuation Method. **Land Economics**, 91 (1): 20–35.

- Miller, A; Gómez, M. (2011). Analisis socioeconómico de las denominadas "pirámides" en el departamento del Cauca, 2006-2009. **Semestre Económico**, 14 (28), 11-34.
- MINAMBIENTE-Ministerio del Medio Ambiente-. (2002). **Evaluación nacional al programa de tasas retributivas por vertimientos puntuales**. Bogotá: Minambiente.
- MMAV-Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial-. (2010). Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico. Bogotá: Viceministerio de Ambiente
- Mora, J. & Durán, J. (2006). **Impacto de La Ley Páez sobre el Medio Ambiente**. Colombia: ICESI.
- O'Connor, M. (1994). El mercado de la naturaleza: sobre los infortunios de la naturaleza capitalista. **Ecología Política**, 7, 15-34.
- Ostrom, E. (1999). Governing the commons. Cambridge: Cambridge University Press.
- Pérez, César. (2006). **Problemas Resueltos de Econometría**. España: Thompson.
- Pérez, C. La dinámica del subdesarrollo y su relación con el deterioro ambiental. **Economía, Sociedad y territorio**, 12 (38), 81-105.
- Restrepo, F. (2007). Regulación ambiental en Colombia: el caso de la tasa retributiva para el control de la contaminación hídrica. **Semestre Económico**, 10 (19), 27-46.
- Salazar, B. (2013). Teoría de los grafos y las redes sociales. **Notas de Clase**, Universidad del Valle: 1-15.
- Sánchez, A. (2011). Reformas Fiscales Verdes y la Hipótesis del Doble Dividendo: Un ejercicio aplicado a la economía colombiana. **Documentos de Trabajo sobre Economía Regional**, 147, 1-49.
- Sayago, J. & Escolar, H. (2012). La racionalidad limitada de los agentes contaminadores y sus efectos sobre la eficiencia económica en el control de vertimientos: el caso de las tasas retributivas. **Producción + Limpia**, 7(1), 32-47.
- Sayago, J. & Sayago, A. (2010). El Sistema de Permisos Negociables para el Control de la Contaminación de Empresas con Vertimientos a la Red de Alcantarillados. **Sociedad y Economía**(18), 241-267.
- Sehring, J. (2009). **The politics of water institutional reform in neopatrimonial states. A comparative analysis of Kyrgyzstan and Tajikistan. Sozialwissenschaften de 2009**. Germany: VsVerlag.
- Stern, D. I. (2004). The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. **World Development**, 32(8), 1419–1439.
- Stiglitz, J. (2002). Globalization and Its Discontents. W.W. Norton & Co.

- Sala I Martin, Xavier (1999). Apuntes de crecimiento económico. Segunda edición. Antoni Bosch editor. Barcelona.
- Tortajada, C. (2014). **Water Resources: An Evolving Landscape**. England: Oxford Press.
- Triviño, G., et al. (2010). **Lineamientos metodológicos para un marco jurídico que permita evaluar la incidencia de la normatividad ambiental en la protección del medio ambiente**. Bogotá: Fondo de Publicaciones.
- Tumboa, S.; Mutabazia,K.; Masukib,K; Rwehumbizaa, F; Mahooa,H; Nindic,S; Mowob, J. (2013). Social capital and diffusion of water system innovations in the Makanya watershed, Tanzania. **The Journal of Socio-Economics**,43, 24–36.
- Villegas, C. (2006). El programa de tasas retributivas en Colombia y el fortalecimiento institucional de las Corporaciones Autónomas Regionales. **Gestión y Ambiente**, 9(1), 7-24.
- Wang H; Yuan, S; Kimic, Y & Kamatac (2013). Valuing water quality improvement in China: A case study of Lake Puzhehei in Yunnan Province. **Ecological Economics**, 94, 56–65.
- Weisner, E. (1999). La economía neoinstitucional, la descentralización y la gobernabilidad local. Chile: CINDE
- Wong, Y & Lewis, L. (2013). The disappearing Environmental Kuznets Curve: A study of water quality in the Lower Mekong Basin (LMB).**Journal of Environmental Management**, 131,415-425.
- Wololdrige, Jeffrey. (2010). **Introducción a la econometría: un enfoque moderno**. Cuarta Edición. Cengage Learning Editores. México.

-
1. Economista, Universidad del Valle, Cali. Especialista en Gestión Ambiental, Universidad Autónoma de Occidente, Cali. Magíster en Estudios Políticos, Universidad Javeriana, Cali. Doctorante en Economía de los Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible (UNAM-UNALM). Docente Asociado del Departamento de Ciencias Económicas (F.C.C.E.A). Universidad del Cauca. Grupo de investigación POLINOMÍA. Universidad del Cauca. Dirección: Calle 5 No. 4-70, Universidad del Cauca, Popayán, Colombia. Correo electrónico: rcortes@unicauca.edu.co
 2. Economista, Universidad del Valle. Especialista, Gerencia de Proyectos, Universidad del Cauca, Popayán. Magíster En Economía Aplicada, Universidad del Valle, Cali. Doctorante en Economía Industrial de la Universidad de Valencia, España. Docente Titular del Departamento de Economía, Universidad del Cauca. Miembro del Grupo de Investigación ENTROPÍA, Universidad del Cauca. Dirección: Calle 5 No. 4-70, Universidad del Cauca, Popayán, Colombia. Correo electrónico:amgomez@unicauca.edu.co

3. Como ya se había adelantado, los dos problemas básicos que surgen de las relaciones de agencia tienen que ver con: a) la divergencia entre los objetivos del principal y los del agente; y, b) las dificultades que afronta, o los costos en los que debe incurrir el principal para verificar la cantidad, la calidad o el nivel de esfuerzo del agente para la consecución de los resultados pactados en el “contrato”.
4. La tragedia de los comunes hace referencia a un dilema introducido por Hardin (1968), donde un grupo de individuos, siguiendo su propia racionalidad, termina destruyendo un bien que les es común a todos y que lo necesitan.
5. Por su parte, la **gobernanza del agua** se refiere a la gama de sistemas políticos, sociales, económicos y administrativos, que existen para regular el desarrollo y la gestión de los recursos hídricos junto a las disposiciones de los servicios de agua en los diferentes niveles de la sociedad. Por tanto, un reto importante es entender cómo caracterizar los diferentes procesos de estos sistemas, toda vez que en conjunto determinan ciertos resultados de las políticas en ciertas condiciones estructurales. Igualmente, identificar cómo cambian los regímenes de gobierno cuando esto se produce.
6. Con el decreto 2667 de 2012 que deroga los decretos 3100 de 2003 y 3440 de 2004; la autoridad ambiental competente cobrará la tarifa de la tasa retributiva evaluando anualmente a partir de finalizado el primer año, el cumplimiento de la meta global del cuerpo de agua o tramo del mismo, así como las metas individuales. De otro lado, se establecen los ajustes al factor regional hasta alcanzar las condiciones de calidad del cuerpo de agua para las cuales fue definida la meta.
7. Los municipios y empresas de servicios públicos (ESP) vertieron a los ríos de la nación 190 mil 16 toneladas de DBO y 193 mil 17 toneladas de SST por semestre durante 2001, más el interés.
8. Estas 27 agendas fueron concertadas con los actores ambientales más importantes en cada región (más de treinta gremios), las ESP, ONG, y universidades, permitiendo el primer concurso de entes privados y sector oficial en un proceso de definición de metas de descontaminación hídrica por regiones y por cuencas.
9. Para la elaboración del modelo se tomaron las empresas de las 3 corporaciones que contaran con registros de emisiones y facturación para los diez semestres del período de evaluación 1998 – 2002. El número de empresas utilizadas en la estimación del modelo ascendió a 261, que corresponden al 32.38% del total de empresas (806) de las cuales se tenía algún nivel de información. En los modelos utilizados la variable dependiente fue el índice de emisiones de DBO INDBO (logaritmo de INDBO) o INSST (logaritmo de INSST) de cada una de las firmas

para los diferentes períodos, y las variables explicativas son la variación porcentual del factor regional (o logaritmo de la variación porcentual del factor regional) al que se ve enfrentada cada firma en el respectivo semestre, el índice de valor de producción del sector al cual pertenece el usuario, tomando como base el valor del primer semestre INPIB (logaritmo de INPIB), la proporción del valor total acumulado de la cartera por cobrar sobre el valor total facturado para cada una de las corporaciones por año CAR (logaritmo de CAR)', y por último, una variable dummy que toma valores de 1 en caso que sea un municipio y 0 en cualquier otro caso.

10. Se realizaron encuestas a funcionarios del departamento de gestión ambiental de una muestra de 50 empresas generadoras de vertimientos durante 2010.
11. En términos más precisos es lograr transformar una matriz X de información construida con las variables relevantes, en otra que se pueda proyectar en k , donde $k < p$, es decir, reducir la dimensionalidad de X desde p hasta k , y que por tanto, las $k-p$ variables fuesen irrelevantes. Si F es la nueva matriz proveniente de la transformación de la matriz X , los coeficientes de F deben ser ortogonales, es decir, no deben tener ningún tipo de relación lineal, por tanto no debe existir multicolinealidad (Miller y Gómez, 2011).
12. Además, supone que en cada país la desvinculación entre los ingresos y la contaminación en la parte baja de la curva medioambiental de Kuznets (CAK); es menos probable que tenga lugar cuando (i) los impactos más perniciosos de contaminación son experimentados por las personas que residen en los territorios y unidades administrativas fuera de aquel en el que la contaminación tiene, colocan o (ii) los beneficios de control de la contaminación tienen más probabilidades de acumulación a las personas y comunidades en territorios fuera de donde se imponen los controles. (Pérez, 2012).
13. Los resultados del test de Hausman se muestran en el anexo 2.
14. Frente a las restantes variables no se puede comentar sus resultados, debido a que sus signos son contrarios o los parámetros resultan ser no significativos.
15. Los resultados se muestran en el anexo 3.
16. Cabe mencionar que los modelos ANOVA solo deben contener variables dicotómicas, pues su interés es mostrar el comportamiento de la varianza.
17. De manera que, Si i es amigo de j y de k ; la teoría supone que la probabilidad de que j sea amigo de k es más alta que la probabilidad asociada a que cualquiera de ellos sea amigo de un individuo cualquiera, es decir, de alguien sin ninguna relación con i . A esto, se denomina cierre triádico porque al entrar en contacto los dos individuos conectados a i , el triángulo potencial que formaban los tres se hace realidad, cerrando lo que podría haber ocurrido.

18. En términos precisos se deben estimar 21 parámetros de efectos temporales, y 9 del modelo para un total de 30 parámetros. Como los datos totales ascienden a 44, solo quedarían 14 grados de libertad. La situación se complicaría aún más si se consideran efectos diferenciadores y cruzados entre variables dicotómicas, pues el número de parámetros a estimar pasaría de 100, y como $k > n$ no se podría realizar la estimación de ningún modelo.
19. Los resultados de manera ampliada se referencian en el anexo 4 y 5.
20. En el anexo 6, siguiente cuadro, se muestran los componentes principales y las cargas factoriales de las diferentes medidas de contaminación del agua. Como se observa, existen 7 valores propios, donde el primero condensa un 48% de la variación, y los tres primeros en conjunto ya el 80%.
21. Los resultados de manera ampliada se referencian en el anexo 7.
22. Los resultados de manera ampliada se referencian en el anexo 8.
23. Se define homofilia o "el amor hacia lo similar" como la tendencia de los individuos a asociarse y relacionarse con los semejantes (concepto de carácter sociológico). El concepto, se vincula al de capital social interno (**bonding**) que en ocasiones estanca la posibilidad de realizar acción colectiva en sentido fuerte.

Anexos

Anexo 1. Modelo de pronóstico ARIMA para DBO

Dependent Variable: D(X)				
Method: Least Squares				
Date: 06/18/14 Time: 08:55				
Sample (adjusted): 1991 2010				
Included observations: 20 after adjustments				
Failure to improve SSR after 15 iterations				
MA Backcast: 1989 1990				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	-0.18401186	0.22239098	-0.82742499	0.419460
MA(1)	-0.92035381	0.15465581	5.96185417	0.000071
MA(2)	-0.7784933	0.12612832	-6.17223259	0.000010
R-squared	0.61427015	Mean dependent var		-1.48053527
Adjusted R-squared	0.56889017	S.D. dependent var		8.46407868
S.E. of regression	5.55742558	Akaike info criterion		6.40562809
Sum squared resid	525.044645	Schwarz criterion		6.55498793
Log likelihood	-61.0562809	Hannan-Quinn criter.		6.4347847
F-statistic	13.5361478	Durbin-Watson stat		2.32239722
Prob(F-statistic)	0.00030437			
Inverted MA Roots	1	-0.78		

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 2. Test de Hausman

Test: Ho: difference in coefficients not systematic	
$\chi^2(2) = (b-B)'[(V_b - V_B)^{-1}](b-B)$	
= 17.28	
Prob>chi2 = 0.0445	

Anexo 3. Prueba de exogeneidad

	AASS	MIN	OPA	REC	PC	TCPOB
RESID	0.0838	-0.0210	0.0019	0.1493	0.0054	-0.0989
P-valor	0.593	0.894	0.990	0.339	0.973	0.528

Anexo 4. Estimación por coeficientes fijos entre agentes. SS y DBO.

Dependent Variable: SS				
Method: Panel EGLS (Cross-section weights)				
Date: 10/11/14 Time: 09:40				
Sample: 1990 2011				
Periods included: 22				
Cross-sections included: 2				
Total panel (balanced) observations: 44				
Linear estimation after one-step weighting matrix				
White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	1593.90614	86.4273855	18.4421423	3.67E-21
DGOB1	-74.7825106	130.151665	-0.57457974	0.56879321
DENORG	-5350.01673	5070.55079	-1.0551155	0.29770403
Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)				
Weighted Statistics				
R-squared	0.66128856	Mean dependent var	1580.01746	
Adjusted R-s	0.6358852	S.D. dependent var	790.44523	
S.E. of regres	755.820411	Sum squared resid	22850579.8	
F-statistic	26.0315414	Durbin-Watson stat	1.81692298	
Prob(F-stat)	1.67E-09			
Unweighted Statistics				
R-squared	0.61971875	Mean dependent var	1522.06455	
Sum squared	27319106.9	Durbin-Watson stat	1.86813446	

Dependent Variable: DBO				
Method: Panel EGLS (Cross-section weights)				
Date: 10/08/14 Time: 11:44				
Sample: 1990 2011				
Periods included: 22				
Cross-sections included: 2				
Total panel (balanced) observations: 44				
Linear estimation after one-step weighting matrix				
White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	32.1093541	3.26457819	9.83568236	3.11E-12
DGOB1	13.1215122	4.24118361	3.09833261	0.00359659
DENORG	-394.525586	182.207582	-2.1652534	0.03638954
Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)				
Weighted Statistics				
R-squared	0.77902703	Mean dependent var	30.576591	
Adjusted R-s	0.76245406	S.D. dependent var	20.3562951	
S.E. of regres	11.9284794	Sum squared resid	5691.54487	
F-statistic	47.0058711	Durbin-Watson stat	1.09962022	
Prob(F-stat)	3.52E-13			
Unweighted Statistics				
R-squared	0.77715192	Mean dependent var	32.7412455	
Sum squared	6083.30631	Durbin-Watson stat	1.09252922	

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 5. Estimación por coeficientes fijos entre agentes. DQO y OD.

Dependent Variable: DQO					Dependent Variable: OD				
Method: Panel EGLS (Cross-section weights)					Method: Panel EGLS (Cross-section weights)				
Date: 10/08/14 Time: 11:45					Date: 10/11/14 Time: 09:42				
Sample: 1990 2011					Sample: 1990 2011				
Periods Included: 22					Periods Included: 22				
Cross-sections Included: 2					Cross-sections Included: 2				
Total panel (balanced) observations: 44					Total panel (balanced) observations: 44				
Linear estimation after one-step weighting matrix					Linear estimation after one-step weighting matrix				
White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)					White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.	Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	248.184083	10.7992891	22.9515204	1.16E-24	C	38.0576885	3.58633293	10.6118689	3.39E-13
DGOB1	17.9608408	12.1288863	1.48083182	0.14648603	DGOB1	-3.19716766	3.09663428	-1.03246537	0.30806654
DENORG	-2900.55644	554.710543	-5.22895495	5.69E-06	DENORG	75.6583303	210.608152	0.35923743	0.72130688
Effects Specification					Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)					Cross-section fixed (dummy variables)				
Weighted Statistics					Weighted Statistics				
R-squared	0.77973816	Mean dependent var	235.462632		R-squared	0.07875644	Mean dependent var	38.5407771	
Adjusted R-s	0.76324002	S.D. dependent var	92.8113543		Adjusted R-s	0.00966317	S.D. dependent var	11.1260228	
S.E. of regress	76.7786294	Sum squared resid	235798.317		S.E. of regress	9.48191867	Sum squared resid	3596.27127	
F-statistic	47.2061768	Durbin-Watson stat	1.55056199		F-statistic	1.13856888	Durbin-Watson stat	1.54187651	
Prob(F-stat)	3.29E-13				Prob(F-stat)	0.34465507			
Unweighted Statistics					Unweighted Statistics				
R-squared	0.72823872	Mean dependent var	227.848727		R-squared	0.06945886	Mean dependent var	37.7198864	
Sum squared	285068.556	Durbin-Watson stat	1.2855287		Sum squared	3602.94292	Durbin-Watson stat	1.5638187	

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 6. Valores propios. Modelo de componentes principales.

Principal Components Analysis					
Date: 10/08/14 Time: 12:05					
Sample: 1990 2011					
Included observations: 44					
Computed using: Ordinary correlations					
Extracting 7 of 7 possible components					
Eigenvalues: (Sum = 7, Average = 1)					
Number	Value	Difference	Proportion	Cumulative Value	Cumulative Proportion
1	3.3690371	2.16035404	0.48129101	3.3690371	0.48129101
2	1.20868306	0.1185782	0.17266901	4.57772016	0.65396002
3	1.09010487	0.41855806	0.15572927	5.66782502	0.80968929
4	0.67154681	0.19140604	0.09593526	6.33937183	0.90562455
5	0.48014077	0.3188964	0.06859154	6.8195126	0.97421609
6	0.16124437	0.14200133	0.02303491	6.98075696	0.99725099
7	0.01924304		0.00274901	7	1

Fuente: Los autores

Anexo 7. Modelo componentes principales variables de contaminación.

Dependent Variable: CP_CA				
Method: Panel EGLS (Cross-section weights)				
Date: 10/08/14 Time: 11:55				
Sample: 1990-2011				
Periods included: 22				
Cross-sections included: 2				
Total panel (balanced) observations: 44				
Linear estimation after one-step weighting matrix				
White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)				
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	0.16158754	0.21776376	0.74203136	0.46240345
DGOB1	0.10092174	0.176327	0.57235555	0.57028429
DENORG	-21.5682462	11.1133817	-1.94074557	0.05935949
Effects Specification				
Cross-section fixed (dummy variables)				
Weighted Statistics				
R-squared	0.79118392	Mean dependent var	-0.40983472	
Adjusted R-s	0.77552271	S.D. dependent var	1.74207508	
S.E. of regres	0.75872497	Sum squared resid	23.0265431	
F-statistic	50.5187093	Durbin-Watson stat	1.6748104	
Prob(F-statistic)	1.14E-13			
Unweighted Statistics				
R-squared	0.78906877	Mean dependent var	4.55E-11	
Sum squared	23.2457433	Durbin-Watson stat	1.7145595	

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 8. Componentes principales variables económicas.

Efectos fijos y aleatorios

Dependent Variable: INV_N					Dependent Variable: INV_N				
Method: Panel EGLS (Cross-section weights)					Method: Panel EGLS (Period random effects)				
Date: 10/08/14 Time: 12:07					Date: 10/11/14 Time: 11:20				
Sample: 1990 2011					Sample: 1990 2011				
Periods included: 22					Periods included: 22				
Cross-sections included: 2					Cross-sections included: 2				
Total panel (balanced) observations: 44					Total panel (balanced) observations: 44				
Linear estimation after one-step weighting matrix					Swamy and Arora estimator of component variances				
White cross-section standard errors & covariance (d.f. corrected)					White period standard errors & covariance (d.f. corrected)				
WARNING: estimated coefficient covariance matrix is of reduced rank									
Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.	Variable	Coefficient	Std. Error	t-Statistic	Prob.
C	4.55E-11	0.14047722	3.24E-10	1	C	4.55E-11	0.10536448	4.31E-10	1
CP_EXP	0.70496392	0.14147572	4.9829322	1.18E-05	CP_EXP	0.07337613	0.02362151	3.1063265	0.00338968
Effects Specification					Effects Specification				
					S.D.				
Cross-section fixed (dummy variables)					Period random				
					Idiosyncratic random				
Weighted Statistics					Weighted Statistics				
R-squared	0.23807782	Mean dependent var	4.40E-11		R-squared	0.02243135	Mean dependent var	3.92E-11	
Adjusted R-s	0.20091089	S.D. dependent var	0.99068105		Adjusted R-s	-0.0008441	S.D. dependent var	0.89908048	
S.E. of regres	0.88558747	Sum squared resid	32.1548717		S.E. of regres	0.89945986	Sum squared resid	33.9791775	
F-statistic	6.40563504	Durbin-Watson stat	1.16965285		F-statistic	0.96373436	Durbin-Watson stat	0.91780453	
Prob(F-statist	0.00379461				Prob(F-statist	0.33186923			
Unweighted Statistics					Unweighted Statistics				
R-squared	0.2342811	Mean dependent var	4.55E-11		R-squared	0.0289889	Mean dependent var	4.55E-11	
Sum squared	32.1601936	Durbin-Watson stat	1.164106		Sum squared	40.782466	Durbin-Watson stat	0.88285552	

Fuente: Elaboración propia.

***Magíster en Estudios Políticos. Docente Asociado del Departamento de Economía, Grupo de investigación POLINOMÍA, Universidad del Cauca. Popayán. Colombia. ORCID ID: 0000-0003-2923-0523. rcortes@unicauca.edu.co

***Magíster en Economía Aplicada. Docente Titular del Departamento de Economía, Grupo de Investigación ENTROPÍA, Universidad del Cauca. Popayán. Colombia. ORCID ID: 0000-0002-6582-4129. amgomez@unicauca.edu.co

Para citar este artículo: Cortés-Landázury, R. & Gómez-Sánchez, A. M. (2017). De la degradación hídrica y las innovaciones institucionales, a la sociedad civil ambientalizada: un análisis de la problemática de la calidad del agua en la cuenta alta del río Cauca, Colombia. *Revista Luna Azul*, 45, 71-106. DOI: 10.17151/luaz.2017.45.6

Esta obra está bajo una [Licencia de Creative Commons Reconocimiento CC BY](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

