

Comentarios al documento: ¿Cuál es el costo de la contaminación ambiental minera sobre los recursos hídricos en el Perú?

ALFREDO DAMMERT LIRA*
ARTURO VÁSQUEZ CORDANO**
RAÚL GARCÍA CARPIO***
VICTOR ZURITA SALDAÑA***
HUMBERTO ORTIZ RUÍZ***
ERIX RUIZ MONDACA***

Este trabajo realiza comentarios y observaciones a la investigación de Herrera y Millones (2011).¹ En primer lugar, se analiza este estudio desde la perspectiva metodológica considerando los siguientes puntos: a) el cálculo del valor del daño ambiental minero utilizando precios sombra, b) el tratamiento de la información y las posibles limitaciones de los resultados y c) el análisis de algunos detalles técnicos que se deben tener en cuenta al realizar estimaciones econométricas de segunda etapa utilizando los resultados del análisis de fronteras productivas de eficiencia.

En segundo lugar, se formulan comentarios sobre la teoría económica de la ejecución pública de las leyes, marco de análisis del sistema sancionador del Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería del Perú (Osinergrmin). Por último, se realizan precisiones sobre el marco normativo de sanciones que aplica Osinergrmin, el cual ha introducido criterios económicos en diferentes sectores bajo su jurisdicción, incluyendo al sector minero.

Los comentarios señalan que algunos elementos presentados en el estudio deben tomarse con cautela y que las conclusiones del trabajo no han tomado en cuenta que

* Presidente del Consejo Directivo del Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería del Perú (Osinergrmin) y profesor del Departamento de Economía de la Pontificia Universidad Católica del Perú (PUCP).

** Gerente de la Oficina de Estudios Económicos del Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería del Perú (Osinergrmin).

*** Especialistas de la Oficina de Estudios Económicos del Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería del Perú (Osinergrmin).

¹ Herrera, Pedro y Oscar Millones (2011), *¿Cuál es el costo de la contaminación ambiental minera sobre los recursos hídricos en el Perú?* Documento de Trabajo 321, Departamento de Economía de la Pontificia Universidad Católica del Perú.

dentro de las funciones asignadas a Osinergmin no está el recaudar fondos para la remediación de los daños ambientales mineros. Bajo la legislación actual, la remediación corresponde a las empresas que ocasionaron daños ambientales. Además, es importante destacar que Osinergmin aplicó originalmente el esquema de sanciones administrativas transferido por el Ministerio de Energía y Minas del Perú (Minem) en el año 2007, pero que luego modificó la escala de sanciones heredada para hacerla más consistente con un régimen sancionador óptimo.

1. LOS APORTES DEL DOCUMENTO DE HERRERA Y MILLONES

El trabajo de Herrera y Millones, en adelante el «Documento», tiene dos objetivos: cuantificar el costo de la contaminación minera sobre los recursos hídricos del país durante los años 2008 y 2009, así como analizar los determinantes institucionales, espaciales y operacionales de dicho costo.

En el Documento, se construye una frontera de posibilidades de producción entre «bienes deseables», la producción minera, y «bienes no deseables», los efluentes y contaminantes, que son resultado del proceso productivo de los productos deseables. A partir de la estimación de la frontera se obtiene el precio sombra de la contaminación ambiental.²

El análisis realizado en el Documento consideró la base de datos de la Campaña Nacional de Monitoreo Ambiental de Efluentes y Recursos Hídricos realizados por Osinergmin durante los años 2008 y 2009. Esta campaña realizó muestreos inopinados a los efluentes de las unidades mineras pertenecientes a la mediana y gran minería para la fiscalización del cumplimiento de la normatividad sobre Límites Máximos Permisibles (LMP). En 2008 y 2009 se tomaron muestras en 28 y 37 unidades mineras, respectivamente. En lo referente al precio sombra, en el Documento se calcula el valor de la producción minera utilizando los «precios de las cotizaciones internacionales» considerando la «producción de dichos minerales en cada unidad productiva». El costo de los insumos se estima como un porcentaje asociado al valor de la producción total. Este porcentaje, a su vez, se calcula como el valor promedio de los costos de los insumos que se obtienen de los estados contables de las empresas que cotizan en la bolsa de valores de Lima. La estimación arroja que el valor promedio de los costos de los insumos es 33 % del valor de la producción minera para una muestra de 16 empresas.

Respecto al análisis de los determinantes del costo económico de la contaminación ambiental, en el Documento se utiliza el método de Análisis de Varianza (ANOVA) para la identificación de las diferencias promedio en las variables explicativas, y luego se emplea un modelo de regresión Tobit para la estimación de los coeficientes. Las variables

² En particular, la tasa marginal de sustitución en cada punto de la frontera, monetizada a los precios de los bienes involucrados, define el precio sombra de la contaminación ambiental.

explicativas se dividen en las de «estado» (origen del capital, altitud, y región) y variables «operacionales» (tecnología, método de explotación, diversificación productiva y escala de producción). Asimismo, en el Documento se presentan estimaciones de carácter paramétrico y no paramétrico.

Con las estimaciones de los precios sombra, se estima el monto de sanciones «ambientalmente eficientes» multiplicando las diferencias entre los valores muestrales y los límites máximos permitidos para cada parámetro, por el valor del precio sombra estimado. Se concluye que para los años 2008 y 2009, el Osinergmin aplicó el 1,1% del valor de las multas calculadas mediante el modelo expuesto.

A continuación, se presentan los principales comentarios al Documento. En la sección 2 se desarrollan los conceptos de la valoración de servicios ambientales (daño ambiental), fronteras de eficiencia, precios sombra y disponibilidad a pagar precisando las limitaciones que presenta el Documento. Asimismo, se discuten los principales criterios que deben ser tomados en el diseño de un sistema de multas a la luz de la teoría de la regulación y los esquemas de sanciones óptimas.

En la sección 3 se detallan algunos aspectos omitidos en el Documento a la hora de realizar la estimación. En particular, se discuten las limitaciones en el tratamiento de la información económica, en el cálculo de las fronteras de eficiencia y en el análisis de regresión de la segunda etapa. Por último, en la sección 4, se realizan precisiones al marco normativo vigente de sanciones en el sector minero descrito en el Documento y sobre el esquema de sanciones que aplica actualmente Osinergmin, el cual está basado en criterios económicos.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1. VALORIZACIÓN DEL DAÑO AMBIENTAL

En la sección 5.5 del Documento se introducen los conceptos de valoración económica del daño ambiental como punto de partida para estudiar la regulación ambiental de las actividades mineras. Es bien conocido, en la literatura sobre economía ambiental, que medir el valor de las externalidades ambientales (el daño ambiental) resulta crítico para el diseño de esquemas regulatorios óptimos que incentiven a las empresas contaminadoras a invertir en tecnologías de control de emisiones (Hanley *et al.*, 1997). El cálculo de este valor es importante para determinar sanciones óptimas.

La valoración del daño ambiental producido por la contaminación minera requiere emplear los conceptos de valor de uso (relacionado con los servicios derivados del uso actual y futuro del recurso) y de no uso (que incluye aquellos beneficios que no requieren uso alguno del medio ambiente) que se pierden por la polución generada por el vertimiento de efluentes mineros (Pearce, Markandya y Barbier, 1992). La suma de ambos componentes permite obtener el valor económico total del daño ambiental

de la actividad minera. La literatura establece que el cálculo de este valor se realiza utilizando la teoría neoclásica de la demanda, la cual señala que la disposición a pagar (DAP) de los individuos por los servicios ambientales afectados y la disposición a aceptar (DAA) compensación por el daño ambiental son las medidas correctas. Calcular la DAP y la DAA requiere estimar el cambio en el bienestar de los individuos entre una situación donde ocurre contaminación y una situación donde no se genera polución, tal como detalla Freeman (2003).

El Documento no considera el tema de la valoración del daño ambiental desde el punto de vista de la teoría de la demanda. El análisis se focaliza en el cálculo, desde el punto de vista de la teoría de la producción (Coelli *et al.*, 2005), de las fronteras tecnológicas de producción que permiten analizar la sustitución de la producción minera por la emisión de efluentes contaminantes en el proceso productivo de las empresas mineras. La medición del costo de oportunidad, de sustituir producción por contaminación, que se obtiene con el método utilizado en el Documento, no se relaciona, necesariamente, con la medición del daño ambiental de la contaminación minera, debido a que no incorpora aspectos relacionados a los cambios en el bienestar de los individuos ante eventos de contaminación. Por lo tanto, los resultados del Documento pueden no constituir medidas del valor de los daños ambientales originados por la contaminación minera.

En las siguientes secciones se explica el valor que estaría, efectivamente, aproximando los precios sombra calculados en el Documento, se profundiza la explicación de la DAP y se discute por qué las estimaciones presentadas en el Documento no podrían utilizarse en la regulación ambiental de las actividades mineras.

2.1.1. Fronteras de eficiencia y precios sombra

El análisis de la eficiencia y productividad sigue siendo un área de desarrollo importante desde la aparición del trabajo pionero de Farrell (1957). La propuesta de Farrell, la cual se ha seguido desde entonces a través de distintas aproximaciones, es utilizar información muestral para determinar qué unidades bajo análisis son las más eficientes, es decir, cuáles se encuentran en la frontera eficiente (de producción o de costos). Esta frontera construida a partir de la información muestral determina, de manera empírica, cuáles son las mejores prácticas relativas a la muestra analizada. A partir de esta frontera se pueden determinar índices de eficiencia (y medidas derivadas de estos índices) para las unidades bajo análisis.³

³ Farrell (1957) propone dos formas de estimar la frontera eficiente. Una basada en el uso de la información muestral para construir una frontera no paramétrica lineal por tramos, mientras que la segunda está relacionada con la estimación de fronteras a través de métodos econométricos. La primera aproximación fue desarrollada por Charnes *et al.* (1978) y Banker *et al.* (1984), lo que derivó en el Análisis Envolvente de Datos (DEA). La segunda fue seguida por Aigner y Chu (1968) y posteriormente por Aigner, Lovell y Schmidt (1977), así como Meeusen y van den Broeck (1977), lo que dio origen al desarrollo del análisis de fronteras estocásticas.

La literatura sobre fronteras de eficiencia es amplia e incluye aplicaciones empíricas en muchos sectores e industrias. Fried *et al.* (2008) ofrecen una revisión de distintos estudios sobre la materia. Una de las aplicaciones más interesantes, relacionadas con el análisis de fronteras, es la de la eficiencia medioambiental (Pittman 1981, 1983; Färe *et al.* 1989, 1993, 2003). Esto implica la introducción de variables que miden distintos tipos de emisiones contaminantes, las cuales son tratadas como productos no deseables resultantes del proceso productivo con el objetivo de calcular medidas de eficiencia medioambientales (Zhou *et al.*, 2008).

El análisis de eficiencia medioambiental también se ha aplicado para el cálculo de los costos de contaminación a través de los precios sombra de los productos no deseables. Estos precios sombra son calculados a partir de las funciones distancia de Shephard (1970) direccionales (Chung *et al.*, 1997) que son una representación dual de la referencia tecnológica, a través de las cuales se puede estimar la eficiencia medioambiental de una unidad como la distancia a la frontera eficiente. Luego, los precios sombra se determinan a partir de la estimación de la tasa marginal de sustitución técnica de los productos deseables y no deseables de la proyección de una unidad de análisis sobre la frontera eficiente. Este es el enfoque aplicado en el Documento.

Tal como lo muestran Lee *et al.* (2002), la derivación de los precios sombra proviene de un problema de maximización de beneficios por parte de las empresas. En esa medida, los precios sombra representan el valor de las unidades que se deben renunciar del producto deseable para reducir en una unidad el producto no deseable manteniendo constante el nivel de eficiencia.

Así, el cálculo de los precios sombra, a partir del análisis de fronteras de eficiencia, reporta información sobre la valoración, por parte de las empresas, de los productos no deseables. En esa medida, estos valores son referenciales para la toma de decisiones a nivel privado. El uso de dicho enfoque en el establecimiento de políticas regulatorias no puede asumirse de manera directa debido a que, como se señaló en la sección previa, ignora la valorización desde el punto de vista de la demanda (aspecto que recoge de manera adecuada la DAP y la DAA).

2.1.2. Disposición a pagar (DAP) y disposición a aceptar (DAA)

El concepto de valor económico se relaciona al de bienestar. El valor económico de un cambio de un servicio ambiental, es decir, el valor del daño de la contaminación, se puede aproximar mediante las variaciones en el bienestar de los individuos. A su vez, el valor que los individuos de una sociedad otorgan a los servicios ambientales está relacionado tanto a los usos que estos le dan como al valor de no uso de los recursos, como se explicó con anterioridad.

Existen dos tipos de métodos para valorar el cambio de los servicios ambientales: el método de preferencias reveladas (indirecto) y el método de preferencias declaradas

(directo)⁴. El método de preferencias reveladas parte del supuesto que el comportamiento actual del individuo proporciona información sobre la maximización de la utilidad y valora los servicios ambientales a partir de cambios en la elección de otros bienes⁵ ⁶. El método de preferencias declaradas, a diferencia de las preferencias reveladas, estima el valor del daño ambiental a partir de las valoraciones que el individuo declara a través de preguntas formuladas de manera directa a través del diseño de un mercado hipotético⁷.

Es así que, bajo el supuesto de que el valor de no uso resulta no observable a partir del comportamiento de los agentes económicos, el enfoque de preferencias declaradas permite obtener tanto el valor de uso como el de no uso del daño ambiental⁸. Dentro del enfoque de preferencias declaradas el método más utilizado es la valoración contingente, que aproxima el cambio en el bienestar del individuo a través de la estimación de la DAP o la DAA, siendo la primera medida preferida a la segunda⁹. Luego, mediante la estimación de la DAP se consideran todos los aspectos relevantes de la valoración de un bien.

A pesar que no existe un consenso con respecto a la validez de los resultados del análisis de valoración contingente (Diamond y Hausman 1994), dicho método de valoración es ampliamente referenciado en la literatura. En efecto, varios estudios han utilizado la valoración contingente para obtener el valor del daño ambiental, siendo una herramienta útil en la evaluación de grandes desastres ambientales¹⁰. Asimismo, varios autores indican que el método de valoración contingente puede proveer de estimadores confiables del valor de un bien sin mercado si el diseño y la implementación de la encuesta son adecuados (Carson *et al.*, 2001).

⁴ Mitchell y Carson (1989) indican que los métodos de valorización de cambios ambientales se diferencian, principalmente, por el tipo de datos que utilizan (Bockstael y Freeman, 2005).

⁵ Los recursos ambientales se clasifican como bienes que no poseen mercado. El enfoque de preferencias reveladas busca aproximar la valoración de bienes sin mercado a partir de bienes que sí lo tienen.

⁶ Hay una serie de modelos que forman parte del enfoque de preferencias reveladas entre los cuales se encuentran los modelos de producción del hogar, costo de viaje y los modelos hedónicos (Bockstael y Freeman, 2005).

⁷ Hay varios métodos que utilizan el enfoque de preferencias declaradas siendo el más utilizado la valoración contingente. Otros métodos incluyen el ordenamiento o *ranking* contingente, preguntas sobre comportamiento contingente y el análisis conjunto o elección declarada basada en atributos (Freeman, 2003).

⁸ El enfoque de preferencias declaradas, también denominado valoración contingente, es el único enfoque que permite incluir el valor de existencia (no uso) de un recurso (Carson y Hanemann, 2005).

⁹ Hay una serie de razones por las que se prefiere utilizar la disposición a pagar. La teoría económica proporciona un soporte a la disposición a pagar como medida de valoración (Hanemann, 1991). Asimismo, las preferencias declaradas no pueden ser utilizadas para medir la disposición a aceptar debido a que no serían incentivo-compatibles para la medición. La elección de la disposición a pagar como medida ha sido justificada por el panel *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, por sus siglas en inglés) como parte de sus recomendaciones (Haab y McConnell, 2002).

¹⁰ Un ejemplo de ello lo constituye el caso del derrame de petróleo en el estado de Alaska por parte de la empresa Exxon Valdez en el año 1989. Años más tarde, en 1992, el personal de la NOAA emitió unos lineamientos a ser considerados en la elaboración de estudios de valoración contingente para evaluar desastres naturales.

Es así que la valoración de un servicio ambiental se aproxima adecuadamente mediante las técnicas de preferencias declaradas, siendo el precio del servicio la DAP. El método utilizado en el Documento no captura todo el valor económico del servicio ambiental obteniendo un estimador sesgado al ignorar los aspectos asociados a la teoría de la demanda. Por ello, los precios sombra calculados en el Documento no aproximan el valor total del daño ambiental de las actividades mineras.

2.2. REGULACIÓN Y SANCIONES ÓPTIMAS

Respecto al tema de la regulación ambiental de las actividades mineras introducido en el Documento, debe mencionarse que la literatura económica sobre la regulación de los aspectos ambientales en las actividades extractivas, tales como la minería, es entendida como un problema de asimetría de información entre el Estado y la empresa regulada (Cohen, 1987; Vasquez, 2011). La asimetría informativa se genera porque la empresa minera posee mayor información sobre su nivel de esfuerzo para cumplir con las regulaciones ambientales que el Estado, debido a que este no puede observar el comportamiento de la empresa directamente. Ello explica que la empresa tenga incentivos para reducir el esfuerzo en cumplir las regulaciones ambientales. Este problema, conocido también como *riesgo moral*,¹¹ justifica que el Estado delegue a una agencia reguladora especializada la función de obtener información sobre el desempeño ambiental de las empresas con el objeto de focalizar su supervisión y regulación para hacerla más efectiva. De esta manera, la agencia reguladora se constituye como un intermediario que administra la información sobre el nivel de esfuerzo de la empresa para cumplir las normas ambientales mediante la aplicación de políticas de supervisión y fiscalización; también se constituye como un ente ejecutor de las normas mediante el uso de sanciones (Shavell 2004, Polinsky y Shavell, 2007).

De acuerdo con Vásquez (2011), el problema de riesgo moral en la regulación ambiental se puede formalizar mediante un modelo de principal-agente. Este modelo explica la relación entre una empresa minera (el *agente* sujeto a regulación) y la agencia reguladora (el *principal* que, por encargo del Estado, ejecuta la función reguladora y supervisora). La empresa minera realiza una actividad riesgosa (por ejemplo, minado, procesamiento de minerales, almacenamiento de relaves), la cual no es directamente observable por el regulador pero afecta la probabilidad de ocurrencia de la contaminación ambiental. Un mayor esfuerzo de la empresa en la aplicación de medidas de seguridad y control contribuye a reducir la ocurrencia de la contaminación. En este contexto, el regulador tiene que diseñar mecanismos de incentivos para inducir que la empresa realice el esfuerzo necesario para cumplir con las normas y estándares ambientales. Instrumentos de comando y control, como las sanciones monetarias y no monetarias, han sido

¹¹ Véase Hart y Holmstrom (1987) para ver una revisión de los conceptos asociados al problema del riesgo moral.

usualmente sugeridos en la literatura de la ejecución pública de las leyes como mecanismos de incentivos para la regulación ambiental de situaciones donde existen relaciones bilaterales, como en el caso del regulador y la empresa minera bajo análisis (Becker, 1968; Cohen, 1987; Baumol y Oates, 1988; Polinsky y Shavell, 2007).

La teoría económica establece que las sanciones óptimas que el Estado debe aplicar a la empresa para que cumpla las normas ambientales se determinan resolviendo el problema del regulador, el cual busca maximizar el bienestar social esperado (que es el objetivo de un Estado benevolente) sujeto a las restricciones de presupuesto; las restricciones de información, asociadas a garantizar que la empresa participe en el esquema regulatorio y que sus incentivos sean compatibles con los objetivos del regulador (Holmstrom, 1979); la restricción de responsabilidad limitada que establece las normas ambientales; las restricciones políticas asociadas al entorno institucional (Laffont, 2005); y las restricciones que garantizan que el sistema regulatorio está protegido contra la captura regulatoria (Tirole, 1986; Hiriart *et al.*, 2009, Vásquez, 2011). En un contexto de primer mejor, donde las restricciones de información no afectan el sistema regulatorio, la literatura demuestra que las sanciones óptimas que se obtienen de la solución de este problema dependen de la probabilidad de detección de la empresa infractora y la probabilidad de aplicar las sanciones en el Poder Judicial, el beneficio ilícito que los infractores obtienen al infringir las normas ambientales en un escenario *ex ante* la ocurrencia de un evento de contaminación y el daño ambiental asociado a la ocurrencia de contaminación en un escenario *ex post* el suceso de un evento de contaminación.

El Documento propone el uso directo de los precios sombra obtenidos del modelo de fronteras de eficiencia para el cálculo de sanciones sin considerar los fundamentos microeconómicos de un diseño de mecanismo de incentivos óptimo bajo un entorno regulatorio que considere la relación de agencia entre la empresa minera regulada y el regulador, como se explica líneas arriba. El modelo utilizado en el Documento no toma en cuenta los fundamentos básicos de diseño regulatorio óptimo tales como la función de bienestar social (que es el elemento clave de partida para todo estudio sobre ejecución pública de la ley y sanciones óptimas) y las restricciones que afectan el entorno institucional donde se aplican las regulaciones. En otras palabras, el Documento no presenta un marco de regulación basado en la teoría microeconómica que fundamente el uso de los precios sombra como mecanismo disuasivo.

Una sanción será disuasiva si incorpora el beneficio ilícito de la infracción y/o el costo evitado, el daño social ambiental y la probabilidad de ejecutar la sanción en una situación de primer mejor. No existen referentes en la literatura que demuestren, teóricamente, que los precios sombra constituyen mecanismos de incentivos con algún tipo de potencial disuasivo. Los precios sombra calculados en el Documento solo son una medida del costo de oportunidad privado de sustituir productos deseables (minerales y sus concentrados) por productos no deseables (efluentes contaminantes), constituyendo únicamente valores referenciales para las empresas y los reguladores, como se menciona

líneas arriba. Los precios sombra no constituyen señales que incentiven óptimamente a las empresas mineras a cumplir con los estándares ambientales (es decir, los límites máximos permisibles). Por tanto, la recomendación de política, descrita en el Documento, de utilizar los precios sombra para determinar las sanciones ambientales para las empresas mineras, no está fundamentada en la teoría de la regulación económica ni en el estado del arte sobre economía ambiental.

3. IMPLEMENTACIÓN EMPÍRICA

El tratamiento de la información es un aspecto importante, ya que los resultados obtenidos pueden ser sensibles a los datos utilizados. En el caso de los modelos de fronteras de eficiencia, el tratamiento de los datos es un factor determinante. A continuación, se describen algunos problemas que pueden generar sesgos en los resultados del Documento. Asimismo, se describen detalles técnicos que se deben tener en cuenta a la hora de realizar una segunda etapa utilizando las estimaciones de fronteras de eficiencia.

3.1. TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

3.1.1. Heterogeneidad de las unidades mineras

La naturaleza de la información debe ser considerada en el planteamiento de la metodología de estimación. En particular, las metodologías utilizadas para aproximar las medidas de eficiencia, como la propuesta en el Documento, requieren el cumplimiento de una serie de requisitos. Uno de ellos, como señala Ramanathan (2003), es que las observaciones sean homogéneas en el sentido que los productos e insumos usados sean similares. En efecto, Sengupta (2005) indica que cuando se tienen grupos de observaciones heterogéneas se pueden generar problemas estadísticos en la estimación¹².

Al respecto, en la tabla 14 del Documento (sección 6.2) se presentan las principales estadísticas de la producción de minerales, del costo de producción y de los productos no deseables. Dicha tabla indica que los datos utilizados en la estimación son bastante heterogéneos. En efecto, la desviación estándar del nivel de producción fue más de dos veces el valor del promedio para los dos años analizados, mientras que la unidad productiva de mayor tamaño¹³ tuvo un nivel de producción 180 y 590 veces mayor que la de menor nivel de producción para el 2008 y el 2009, respectivamente. Un patrón similar se observa respecto al costo de producción. Con relación a los productos no deseables,

¹² Sengupta (1996) indica que en el caso de modelos estocásticos aplicados bajo el enfoque DEA la heterogeneidad de las observaciones genera errores estándar elevados.

¹³ Se asume que la empresa de mayor tamaño es aquella que tiene una escala de producción mayor medida en términos del valor de ventas.

en la mayoría de casos, las observaciones tienen una elevada dispersión, en particular la desviación estándar supera al promedio en más de dos veces¹⁴.

Lo señalado anteriormente induce a pensar que las unidades utilizadas en el análisis de eficiencia son heterogéneas, lo que generaría limitaciones en la estimación y en los resultados obtenidos y podría invalidar las conclusiones del Documento.

3.1.2. Tratamiento de las variables económicas

Un aspecto importante de los métodos de eficiencia tiene que ver con la elección de las variables de producto e insumo. La selección de las variables económicas tiene un impacto directo en la medición estimada de eficiencia (Ramanathan, 2003). De manera análoga, la forma como se aproximan las variables tiene un impacto importante en los resultados.

El Documento utiliza como variable *proxy* del costo de los insumos productivos el 33% de la producción total debido a la falta de información a nivel de unidades mineras. Dicho porcentaje es calculado a partir de los estados financieros auditados de las empresas que cotizaron en la bolsa.

Considerar la información de los estados financieros podría generar un sesgo en la estimación. Ello se debe a que la información de costos a nivel de plantas mineras no refleja, necesariamente, los costos a nivel de empresa en el caso de compañías mineras multinacionales. Esto ocurre debido a que la asignación de los costos a cada línea de negocio puede ser arbitraria. Asimismo, las empresas pueden tener incentivos de incrementar el precio de un determinado insumo con el objetivo de obtener mayores beneficios (menores costos) tributarios (Schmalensee, 1989).

En relación con la información de los precios que se utilizan para valorizar los montos de producción minera, en el Documento se menciona el uso de cotizaciones internacionales. Sin embargo, algunas minas producen concentrados, los cuales no necesariamente tienen un marcador internacional de referencia. En el Documento no se hace explícito el tratamiento de los precios para el caso de minas que producen concentrados, por lo cual, en caso de haber utilizado cotizaciones internacionales de metales para valorizar la producción de concentrados, se estaría sobrevaluando el valor de la producción minera.

3.2. ESTIMACIÓN DE LAS FRONTERAS DE EFICIENCIA

3.2.1. Naturaleza multiproducto de las unidades de análisis

Una de las principales ventajas del análisis de eficiencia a través del método del Análisis Envoltente de Datos (DEA por sus siglas en inglés) es que permite el análisis en industrias que son multiproducto y multiinsumo. Precisamente, esta es una característica de

¹⁴ Con excepción del potencial de hidrógeno, sólidos suspendidos y plomo. Para el 2009 la desviación estándar del arsénico supera a la media en 1,71 veces.

la industria minera polimetálica. En el Documento, se clasifica a las empresas según la diversificación de sus productos mostrando que, para 2008 y 2009, trece empresas (46,5%) y dieciséis empresas (43,2%), respectivamente, producían cuatro tipos de minerales. A pesar del reconocimiento de esta característica, en el Documento se agregan los valores de producción así como el valor de los costos, además de considerar trece contaminantes¹⁵, con lo cual omiten una serie de aspectos que son relevantes en el análisis DEA. Uno de ellos es que se requiere que las unidades a considerar sean relativamente comparables en términos de proceso productivo y de escala de operación. Los trabajos aplicados que utilizan metodologías no paramétricas y paramétricas reconocen la importancia de que las unidades de análisis puedan ser comparables. Un estudio reciente aplicado a la industria minera, que toma en cuenta estos aspectos a la hora de evaluar la eficiencia medioambiental, es el realizado por Tsolas (2011).

3.2.2. Agregación y sensibilidad de resultados

Un aspecto a tomar en cuenta para el uso de metodologías no paramétricas como el DEA, es que este es particularmente sensible a una serie de factores. Al respecto, Pedraja-Chaparro *et al.* (1999) identifican factores que afectan la calidad del análisis realizado mediante el DEA. Los que identifican estos autores son: a) el número de unidades analizadas, b) el número de insumos y productos incluidos en el análisis y c) el grado de correlación entre los insumos (o productos). El número de unidades analizadas es de central importancia para permitir al método DEA discriminar entre un desempeño adecuado y un desempeño pobre¹⁶. Con relación al número de insumos y productos, si este se incrementa, se puede generar un problema entre las necesidades de información y la escasez de datos¹⁷. En lo que respecta a la correlación entre insumos (o productos), es usual que pares de insumos se encuentren correlacionados positivamente, en la medida en que dependan de la escala de la unidad analizada. Si dos insumos se encuentran positivamente correlacionados, entonces contribuyen con menos información en el análisis DEA que si no estuvieran correlacionados¹⁸. Estos puntos no son tomados en cuenta en el Documento a la hora de determinar las características de su aplicación, por lo que los resultados no estarían reflejando el estado real de las unidades mineras analizadas.

¹⁵ Los contaminantes considerados son potencial de hidrógeno, sólidos suspendidos, plomo, cobre, zinc, arsénico, cadmio, mercurio, cromo, níquel, selenio, hierro y cianuro.

¹⁶ Un mayor número de unidades, manteniendo otros factores constantes, reduce el problema de la escasez de los datos e incrementa la probabilidad de que la muestra pueda incluir unidades relativamente eficientes con las cuales una unidad que no es eficiente puede ser comparada.

¹⁷ Reconociendo estos problemas, Banker *et al.* (1984) sugieren que el número de unidades analizadas debe ser al menos tres veces el número de variables utilizadas en el análisis DEA.

¹⁸ En caso extremo, bajo el supuesto de retornos constantes a escala, el agregar a un modelo DEA un insumo que tiene una correlación de 1 con otro insumo no cambia los resultados del análisis.

3.2.3. Método paramétricos y formas funcionales

En la sección 5.4.2. del Documento se detalla que en el enfoque paramétrico se especifica, a priori, una función translogarítmica para la función de distancia direccional. La literatura sobre fronteras de eficiencia señala que las formas funcionales especificadas pueden afectar las estimaciones. Por ello, es recomendable realizar el análisis de sensibilidad especificando distintas formas funcionales. De manera análoga, este aspecto podría ser considerado a la hora de especificar la función de distancia direccional para evaluar la robustez de los estimadores obtenidos en el Documento.

3.2.4. Determinación del *benchmark* y límites máximos permisibles

La evaluación de las políticas de gestión de recursos ambientales debe considerar niveles óptimos de producción de dichos bienes. En el caso de la contaminación ambiental, ello implica considerar los beneficios netos de las empresas que contaminan el medio ambiente y de los consumidores que se ven afectados por la degradación de los servicios ambientales.

El Documento, como lo señala expresamente, no considera la producción óptima de la contaminación. El cálculo solo hace referencia al costo de la contaminación ambiental desde el punto de vista privado. Dicho estimador puede no ser un buen indicador para la toma de decisiones políticas, como se detalló en la sección 1.1.

El valor calculado en el Documento estaría sobrestimando el precio sombra de la contaminación, dado que no incorpora la información de la DAP por parte de los consumidores del recurso y criterios de asignación óptima. Una forma de considerar este aspecto sería introduciendo en el proceso de estimación los LMP de los productos no deseables una restricción adicional¹⁹. Sin embargo, el Documento no incluye este aspecto.

3.3. ANÁLISIS DE SEGUNDA ETAPA

3.3.1. DEA y el análisis de segunda etapa

El DEA ha sido aplicado en muchas industrias con el objetivo de evaluar la eficiencia técnica y asignativa²⁰. Al respecto, muchos de estos estudios han propuesto un análisis en dos etapas donde la eficiencia es estimada en una primera etapa. En una segunda etapa, las eficiencias estimadas (o en algunos casos, medidas basadas en estas²¹) tratan de ser

¹⁹ En el caso que los LMP sean los niveles correspondientes a la contaminación óptima desde el punto de vista social, el precio sombra calculado será el asociado a dicho nivel.

²⁰ Emrouznejad *et al.* (2008) hacen una evaluación de la difusión del método a los 30 años de haber sido propuesto por Charnes *et al.* (1978). Al respecto, entre 1995 y 2003, el número de publicaciones relevantes (excluyen documentos de trabajo, documentos de conferencias y disertaciones doctorales) por año fue de alrededor de 226, mientras que en el período 2004-2006, el número promedio de publicaciones relevantes por año fue de 360.

²¹ En ocasiones, las variables dependientes son ratios de las medidas de eficiencia, índices de Malmquist, medidas de holgura o precios sombra (este último es el empleado en el Documento).

explicadas a través de modelos de regresión donde se incorporan una serie de variables distintas a las utilizadas en la primera etapa. A pesar que en estos estudios no se describe el proceso generador de los datos, estos utilizan modelos censurados (Tobit) estimados mediante el método de máxima verosimilitud o modelos lineales estimados usando el método de mínimos cuadrados ordinarios²². Simar y Wilson (2007) identifican un serio problema en los estudios que utilizan estas aproximaciones. El problema radica en que las medidas de eficiencia estimadas a través del método DEA (y las medidas construidas a partir de estas) están correlacionadas serialmente, con lo cual todas las inferencias estándar basadas en este tipo de análisis de segunda etapa son inválidas. Al respecto, dichos autores proponen un proceso generador de datos consistente con la regresión, en una segunda etapa, de las medidas de eficiencia estimadas mediante DEA y demuestran, a través de simulaciones de Monte Carlo, que los métodos de inferencia convencionales son inadecuados en el análisis de segunda etapa, por lo cual los autores proponen dos algoritmos que hacen posible hacer inferencia de manera consistente²³.

El Documento no analiza este aspecto que es importante en el análisis de la segunda etapa, debido a que la naturaleza de este tipo de análisis consiste en identificar los factores que podrían explicar las diferencias en eficiencia o en los costos de contaminación (precios sombra) observados en las empresas analizadas.

3.3.2. Análisis ANOVA, omisión de variables e inferencia

Los problemas mencionados en las secciones previas también se aplican al análisis de varianza propuesto en el Documento, por lo que los resultados derivados de este análisis no contribuyen a la explicación de las diferencias en los costos de contaminación.

Por otro lado, el modelo Tobit utilizado en el Documento no considera variables de carácter institucional, las cuales solo se tratan de capturar a través de variables categóricas relacionadas con la procedencia del capital de la empresa y la región donde opera²⁴.

En relación con los resultados mostrados en el Documento, el análisis de varianza muestra que solo las variables «región» y «diversificación de producto» resultaron significativas para explicar los costos de la contaminación. Por otro lado, en cuanto a los resultados de los modelos Tobit, se puede observar que para el año 2008 solo la variable *dummy* relacionada con la tecnología de lixiviación es significativa, mientras que para el año 2009, ninguna de las variables es significativa en las regresiones realizadas²⁵.

²² Los argumentos para estas aproximaciones es que las medidas de eficiencia (y las medidas basadas en estas) se encuentran censuradas. En el caso de modelos lineales, se utilizan transformaciones de las medidas de eficiencia usando logaritmos o transformaciones logísticas o log-normales.

²³ Los autores comparan el desempeño de los algoritmos propuestos con un modelo Tobit, concluyendo que el uso de este último en un análisis de segunda etapa resulta inapropiado en términos inferenciales.

²⁴ Por ejemplo, un conjunto de variables institucionales a considerar podrían estar relacionadas con algunas características de las concesiones mineras.

²⁵ Resulta anecdótico que en el Documento no se reporte los coeficientes estimados y que consideren que los coeficientes con un p-value menor a 25% podrían ser denominados «medianamente significativos».

4. MARCO NORMATIVO Y SISTEMA DE SANCIONES DEL OSINERGMIN

En el Documento se describe el marco normativo de sanciones en el sector minero. Al respecto, es pertinente realizar algunas precisiones. Adicionalmente, se detalla el sistema de sanciones aplicado por el Osinergmin, el cual incorpora criterios económicos y sanciones óptimas tal como se describió en la sección 2.1.

4.1. PRECISIONES SOBRE EL MARCO NORMATIVO

En la tabla 11 del Documento se describe una parte de la «escala de multas y sanciones en el sector minero...». Sin embargo, esta descripción no toma en cuenta que las infracciones cometidas en los LMP se sancionaban con la escala establecida en la RM 353-2000-EM/VMM. Esta escala contempla para la mediana y gran minería sanciones entre 10, 50 y 600 UIT dependiendo de la gravedad de la infracción.

El segundo aspecto legal que vale la pena mencionar es el hecho que las sanciones por incumplimientos de los LMP se establecían por la descarga de efluentes a cuerpos de agua desde antes de enero de 2007. En cambio, en el Documento se utiliza una estimación por parámetro, lo cual, evidentemente, eleva el monto de las sanciones a aplicarse. Sin embargo, es preciso considerar que las sanciones de efluentes no se establecen por parámetro, lo cual debe tomarse en cuenta al momento de estimar los costos de oportunidad de la reducción de la contaminación.

Entre 2007 y 2010, Osinergmin realizó un proceso gradual de actualización del sistema sancionador. Ello implicó la tipificación de infracciones generales para las actividades mineras; el reglamento de supervisión de la actividades energéticas y mineras; la escala de multas coercitivas para las actividades mineras; la tipificación y sanciones de las actividades de exploración minera; la tipificación de infracciones y la escala de sanciones por el incumplimiento referidas a remediación ambiental; y la tipificación y escala de multas y sanciones para las actividades de explotación, beneficio, transporte y depósito de almacenamiento de concentrados de mineral (que fue enviada a la Presidencia del Consejo de Ministros y al Ministerio del Ambiente debido la transferencia de las atribuciones de supervisión y fiscalización ambiental ordenada por la ley 29325 que crea el Sistema Nacional de Evaluación y Fiscalización Ambiental).

4.2. ANÁLISIS SOBRE LOS SISTEMAS DE SANCIONES

Como se comentó en la sección 2.2, la literatura sobre la ejecución pública de las leyes (*Public Enforcement of Law*) sugiere una serie de elementos a tener en cuenta en la

Los niveles de significación estadística recomendados por la teoría de la estadística inferencial son 10%, 5% y 1%. Un valor de 25% indica que las variables en los modelos econométricos presentados en el Documento no son significativas para los niveles de confianza estándares sugeridos en la literatura, por lo cual las recomendaciones de política pública a partir de los resultados presentados no tendrían soporte empírico.

determinación de sanciones óptimas como el valor del daño social, la relación entre el esfuerzo de fiscalización y la probabilidad de detección, los tipos de sanciones (pecuniarias y no pecuniarias) y los costos administrativos de implementarlas. Estos elementos han sido utilizados en la determinación de esquemas sancionadores basados en principios económicos en el caso peruano y, específicamente, en los sectores bajo la supervisión de Osinergmin, como las industrias de hidrocarburos líquidos, de gas natural y de electricidad. En los últimos años se ha estudiado la aplicación de sanciones óptimas para fiscalizar la industria minera desde que Osinergmin asumió funciones de supervisión en el sector minero en el año 2007.

En particular, los estudios de Osinergmin determinaron que la aplicación de los esquemas de sanciones de primer mejor, tal como se derivan de los modelos de Polinsky y Shavell (2000, 2007), no son implementables en el caso peruano por diferentes motivos. En primer lugar, dado el ordenamiento legal y las restricciones institucionales vigentes, multar a las empresas sobre la base del daño causado no es viable debido a que estas realizan acciones de remediación, además de que las compensaciones a los afectados se realizan a través de demandas en el Poder Judicial por la vía civil, por lo que Osinergmin no puede irrogarse la potestad de representar a los perjudicados y crear un mecanismo de transferencia de las compensaciones dada la naturaleza administrativa de sus funciones. Un segundo aspecto a tener en cuenta, es que los costos administrativos del seguimiento de los procesos no pueden considerarse como parte de la multa debido a que ellos están financiados por el aporte de regulación que el Osinergmin recibe de las empresas reguladas anualmente. En este contexto, y teniendo en cuenta que la actividad de Osinergmin tiene como fin último la disuasión, se consideró el uso de un esquema de multas de primer mejor adaptado considerando las restricciones institucionales del marco normativo peruano para los sectores de energía y minería. Este esquema está basado en el cálculo de multas que se aplican *ex ante* la ocurrencia de contaminación. Estas multas buscan fomentar el cumplimiento de las normas por parte de las empresas considerando aspectos como los costos evitados, beneficios ilícitos y probabilidades de detección. Este esquema ha sido ampliamente aplicado en los diferentes procedimientos sancionadores del Osinergmin. Por ejemplo, se han establecido indicadores de cumplimiento y sus respectivas escalas de multas tanto en el sector eléctrico (Dammert, Gallardo y Quiso, 2005) como en el sector hidrocarburos (Vásquez y Gallardo, 2005).

Para el caso de actividades que generan riesgo en la seguridad o impactos ambientales, Osinergmin ha diseñado un esquema que introduce un pequeño componente de agravación de las multas basado en el valor del daño social, el cual es una aproximación lineal de las multas teóricas de primer mejor sugerido por la literatura especializada sobre la ejecución pública de la leyes. Este factor de agravación tiene el propósito de enviar una señal a las empresas reguladas, la cual indica que las externalidades que generan sus actividades se consideran en el proceso sancionador (Vásquez, 2006a). Este esquema se ha aplicado en las multas correspondientes a infracciones legales asociadas a las rupturas en los ductos

de gas natural, derrames de petróleo en la selva peruana e incluso a los daños sociales generados por la construcción de centrales hidroeléctricas. También se ha usado para sancionar casos de infracciones legales que han producido accidentes fatales, lo cual ha requerido estimar el valor de la vida estadística (Vásquez, 2006b). Por último, el esquema se ha utilizado para determinar los rangos máximos que las multas pueden alcanzar y que están especificados en las escalas de multas y sanciones para la industria del gas natural, electricidad, hidrocarburos líquidos y minería.

En el Documento no se mencionan los avances regulatorios que Osinergmin ha liderado en el caso peruano sobre el uso de sanciones óptimas basadas en criterios económicos. El Documento da a entender que Osinergmin no ha tenido una política sobre el uso de sanciones óptimas basadas en principios económicos en los sectores bajo su ámbito, cuando en realidad Osinergmin ha sido el líder en la administración pública peruana en la introducción y aplicación de herramientas económicas sancionadoras.

5. CONCLUSIONES

El Documento propone una estimación del costo de la contaminación ambiental minera a partir del precio sombra bajo un esquema de fronteras de eficiencia. Como se ha señalado anteriormente, la estimación no estaría aproximando el valor económico total del daño ambiental, indicando únicamente el costo privado de las empresas. El enfoque adecuado para calcular el valor total del daño ambiental producido por las actividades de minería sería estimar la DAP que incorpora el valor total de uso y no uso ambiental.

En el Documento se calculan las multas por contaminación de la actividad minera de los recursos hídricos a partir de los precios sombra y los LMP. Sin embargo, como se ha discutido líneas arriba, el Documento no considera elementos conceptuales importantes a la hora de determinar sanciones óptimas que busquen disuadir el incumplimiento de las normas ambientales por parte de las empresas mineras. En particular, no se consideran los aspectos de la demanda y las características institucionales del sector minero. Asimismo, el Documento no incorpora elementos de la teoría de regulación ambiental que son fundamentales para diseñar esquemas óptimos de sanciones. Por ello, las recomendaciones del Documento con relación al esquema de sanciones a aplicar en el sector minero deben tomarse con cautela.

Por último, en el Documento no se realiza un análisis extensivo del marco normativo bajo el cual el Osinergmin tuvo que desarrollar sus actividades; tampoco considera el proceso de adaptación del sistema sancionador minero al esquema basado en sanciones óptimas que se ha venido aplicando a otros sectores supervisados por el Osinergmin desde el año 2005 para regular los riesgos a la seguridad y los riesgos de generación de impactos ambientales.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aigner, D. J. y S.-F. Chu (1968). On Estimating the Industry Production Function. *American Economic Review*, 58(4), 826-839.
- Aigner, D. J., C. A. K. Lovell y P. Schimdt (1977). Formulation and Estimation of Stochastic Frontier Production Function Models. *Journal of Econometrics*, 6(1), 21-37.
- Banker, R. D., Charnes A. y W. W. Cooper (1984). Some Models for Estimating Technical and Scale Inefficiencies in Data Envelopment Analysis. *Management Science*, 30(9), 262-280.
- Baumol, W. y W. Oates (1988). *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Becker, G. S. (1968). Crime and punishment: An economic approach. *Journal of Political Economy*, 76(2), 169-217.
- Bockstael, N. E. y A. M. Freeman III (2005). Welfare Theory and Valuation. En K. G. Mäler y J. R. Vincent (eds.), *Handbook of Environmental Economics. Valuing Environmental Changes* (vol. 2, cap. 12, pp. 517-570). Ámsterdam: Elsevier.
- Carson, R. T., N. E. Flores y N. F. Meade (2001). Contingent valuation: controversies and evidence. *Environmental and Resource Economics*, 19(2), 173-210.
- Carson, R. T. y W. M. Hanemann (2005). Contingent Valuation. En K. G. Mäler y J. R. Vincent (eds.), *Handbook of Environmental Economics. Valuing Environmental Changes* (vol. 2, cap. 17, pp. 821-936). Ámsterdam: Elsevier.
- Charnes, A., W. W. Cooper y E. Rhodes (1978). Measuring the Efficiency of Decision-Making Units. *European Journal of Operational Research*, 2(6), 429-444.
- Chung, Y. H., R. Färe y S. Grosskopf (1997). Productivity and Undesirable Outputs: A directional Distance Function Approach. *Journal of Environmental Management*, 51(3), 229-240.
- Coelli, T. J., D. S. P. Rao, C.J. O'Donnell y G.E. Battese (2005). *An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis*. Segunda edición. Nueva York: Springer.
- Cohen, M. A. (1987). Optimal enforcement strategy to prevent oil spills: An application of a principal-agent model with moral hazard. *Journal of Law and Economics*, 30(1), 23-51.
- Dammert, A., J. Gallardo y L. Quiso (2005). *Problemática de la Calidad del Servicio Eléctrico en el Perú*. Documento de Trabajo 6. Lima: Oficina de Estudios Económicos – Osinermin.
- Diamond, P. y J. Hausman (1994). Contingent valuation: Is some number better than no number? *Journal of Economic Perspectives*, 8(4), 45-64.
- Emrouznejad, A., B. R. Parke y G. Tabares (2008). Evaluation of research in efficiency and productivity: A survey and analysis of the 30 first years of scholarly literature in DEA. *Socio-Economic Planning Science*, 42(3), 151-157.
- Farrell, M. J. (1957). The Measurement of Productive Efficiency. *Journal of the Royal Statistical Society. Series A (General)*, 120(3), 253-282.

- Färe, R., S. Grosskopf, C. A. K. Lovell, y S. Yaisawarng (1993). Derivation of Shadow Prices for Undesirable Outputs: A Distance Function Approach. *Review of Economics and Statistics*, 75 (2), 374-380.
- Freeman III, A. M. (2003). *The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and Methods*. Segunda edición. Washington D. C.: Resource for the Future.
- Fried, H. O., C. A. K. Lovell y S. Schmidt (2008). *The Measurement of Productive Efficiency and Productivity Growth*. Oxford: Oxford University Press.
- Haab, Timothy C. y K. E. McConnell (2002). *Valuing Environmental and Natural Resources: The Econometrics of Non-market Valuation*. Londres: Edward Elgar Publishing.
- Hanemann, W. M. (1991). Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ? *American Economic Review*, 81(3), 635-647.
- Hanley, N., J. Shogren y B. White (1997). *Environmental Economics in Theory and Practice*. Oxford: Oxford University Press.
- Hart, O. y B. Holmstrom (1987). The Theory of Contracts. En T. F. Bewley (ed.). *Advances in Economic Theory: Fifth World Congress*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hiriart, Yolande, D. Martimort, y J. Pouyet (2009). *The public management of risk: Separating ex ante and ex post monitors*. Working Paper, Toulouse School of Economics.
- Holmstrom, Bengt (1979). Moral hazard and observability. *The Bell Journal of Economics*, 10(1), 74-91.
- Lee J.D., J. B. Park y T. Y. Kim (2002). Estimation of the shadow prices of pollutants with production/environmental inefficiency taken into account: a nonparametric directional distance function approach. *Journal of Environmental Management*, 64(4), 365-375.
- Laffont, J. J. (2005). *Regulation and Development*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Meeusen, W. y J. van den Broeck (1977). Efficiency Estimation from Cobb-Douglas Production Functions with Composed Error. *International Economic Review*, 18(2), 435-444.
- Mitchell, R. y R. Carson (1989). *Using surveys to value public goods*. Washington D. C.: Resources for the Future.
- Pearce, D., A. Markandya y E. Barbier (1992). *Blueprint for a Green Economy*. Segunda edición. London: Earthscan Publications.
- Pedraja-Chaparro, F., Salinas-Jiménez, J. y P. Smith (1999). On the quality of the data envelopment analysis. *Journal of the Operational Research Society*, 50(6), 636-644.
- Pittman, R. W. (1981). Issue in pollution control: Interplant cost differences and economies of scale. *Land Economics*, 57, 1-17.
- Polinsky, A. M., y S. Shavell (2000). The fairness of sanctions: Some implication for optimal enforcement policy. *American Law and Economics Review*, 2(2), 223-237.
- Polinsky, A. M., y S. Shavell (2007). The theory of public enforcement of law. En M. Polinsky y S. Shavell (eds.), *Handbook of Law and Economics* (vol. 1, cap. 6, pp. 403-454). Reino Unido: North-Holland.

- Ramanathan, R. (2003). *An Introduction to Data Envelopment Analysis. A Tool for Performance Measurement*. Londres: Sage Publications India Pvt. Ltd.
- Shavell, S. (2004). *Foundations of Economic Analysis of Law*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Schmalensee, R. (1989). Inter-industry studies of structure and performance. En R. Schmalensee y R. Willing (eds.). *Handbook of Industrial Organization* (vol. 2, cap. 16, pp. 952-1009).
- Sengupta, J. K. (1996). Stochastic Efficiency Measurement: A New Approach. *Applied Economics Letters*, 4(2), 125-128.
- Sengupta, J. K. (2005). Data Envelopment Analysis with Heterogeneous Data: An Application. *The Journal of the Operational Research Society*, 56(6), 676-686.
- Shepard, R.W. (1970). *Theory of cost and production functions*. Princeton: Princeton University Press.
- Simar, L. y P. Wilson (2007). Estimation and inference in two-stage, semi-parametric models of production processes. *Journal of Econometrics*, 136(1), 31-64.
- Tirole, J. (1986). Hierarchies and bureaucracies: On the role of collusion in organizations. *Journal of Law, Economics and Organization*, 2(2), 181-214.
- Tsolas, I. E. (2011). Performance assessment of mining operations using nonparametrics production analysis: A bootstrapping approach in DEA. *Resources Policy*, 36(2), 159-167.
- Vásquez, A. L. (2006a). *Sistemas de Sanciones por Daños Ambientales para la Fiscalización de la Industria de Hidrocarburos en el Perú*. Documento de Trabajo 20. Lima: Oficina de Estudios Económicos – Osinergmin.
- Vásquez, A. L. (2006b). *El Valor de la Vida Estadística y sus aplicaciones a la Fiscalización de la Industria de Hidrocarburos*. Documento de Trabajo 18. Lima: Oficina de Estudios Económicos – Osinergmin.
- Vásquez, A. L. (2011). *The Optimal Regulation of Accidental Pollution and Market Power in the Mineral and Energy Industries: Policy Implications for the U.S.A. and Peru*. Ph.D. Dissertation, Colorado School of Mines. Mimeo.
- Vásquez, A. L. y J. Gallardo (2005). *Sistemas de Supervisión y Esquemas de Sanciones para el Sector Hidrocarburos*. Documento de Trabajo 10. Lima: Oficina de Estudios Económicos – Osinergmin.
- Zhou, P., B. W. Ang y K. L. Poh (2008). Measuring environmental performance under different DEA technologies. *Energy Economics*, 30(1), 1-14.

Documento recibido el 5 de setiembre de 2012.