

***Valoración económica de recursos medioambientales, regulación y efecto dotación:  
Retos y –una– solución***

---

*Economic valuation of environmental resources, regulation, and endowment effect:  
Some challenges and –one– solution*

---

Daniel A. Monroy C.<sup>§</sup>

**Resumen:**

La teoría económica pretende informar al regulador cómo maximizar el bienestar social incluso a través de la regulación ambiental; para cumplir este objetivo, el regulador requiere a veces valorar los recursos medioambientales a partir del uso de metodologías económicas que permitan identificar las preferencias individuales, específicamente, conocer la manera cómo las personas valoran económicamente cada una de las posibles asignaciones de los derechos sobre dichos recursos. Sin embargo, en ocasiones suele olvidarse que en presencia del “efecto dotación” las preferencias individuales y por tanto la manera cómo las personas valoran los recursos, cambian sensiblemente una vez son asignados los derechos sobre dichos recursos. En este orden, el presente artículo pretende: (i) sintetizar la manera cómo el “efecto dotación” afecta los resultados a los que conduce cualquier asignación de derechos en el contexto de la regulación ambiental; (ii) perfilar algunos retos derivados del “efecto dotación” que debe enfrentar el regulador en el contexto de la valoración económica de los recursos medioambientales, y finalmente (iii) delinear una propuesta de orden normativo dirigida a enfrentar –parcialmente– los retos previamente señalados.

**Palabras claves:** efecto dotación, regulación ambiental, economía del medio ambiente

**Keywords:** *endowment effect, environmental law, Environmental Economics,*  
**Jel Codes:** D03, K32, Q50

---

<sup>§</sup> Abogado Universidad de Los Andes (99'), Especialista en Derecho Contractual de la Universidad Externado de Colombia (01'), Maestría en Derecho Económico de la Universidad de Chile (04') y estudiante de Doctorado en Derecho de la Universidad Externado de Colombia (12'). Docente Investigador del Departamento de Derecho Económico de la Universidad Externado de Colombia (10') en temas de Análisis Económico del Derecho y *Behavioral Law and Economics*. [Otros trabajos disponibles en [http://works.bepress.com/daniel\\_monroy/](http://works.bepress.com/daniel_monroy/)]

Comentarios son bienvenidos: [daniel.monroy@uexternado.edu.co](mailto:daniel.monroy@uexternado.edu.co)



*“Una cosa que hayas disfrutado y utilizado como propia durante mucho tiempo, ya sea una propiedad o una opinión, siembra raíces en tu propio ser y por tanto no puede ser removida sin que te resientas del acto y trates entonces de defenderte a ti mismo, sin embargo a eso vienes. El Derecho no puede pedirte entonces ninguna justificación diferente a la que se encuentre en los más profundos instintos de un hombre.” Oliver W. Holmes (1897)*

## 1. - EFECTO DOTACIÓN, ANÁLISIS ECONÓMICO Y REGULACIÓN: ¿DE QUÉ ESTAMOS HABLANDO?

En *“Thinking, Fast and Slow”* (2011, pág. 284 y ss) el premio Nobel de economía Daniel Kahneman explica el “efecto dotación” a través de la anécdota de su colega el profesor Richard Roset; un defensor de la teoría económica neoclásica y simultáneamente, un reconocido amante de los vinos de alta calidad. Se dice que Roset confesaba entre sus compañeros no estar dispuesto a vender una botella de su colección incluso en un precio de \$100, pero decía tampoco estar dispuesto a pagar más de \$35 por un vino de la misma calidad. Según el propio Kahneman, esta divergencia entre lo máximo que Roset estaba dispuesto a aceptar para vender una botella de vino (*willingness to accept – WTA*) y lo mínimo que estaba dispuesto a pagar para comprar una botella similar (*willingness to pay – WTP*) resulta incompatible con la teoría económica convencional –aquella que el mismo Roset defendía en sus clases–. En efecto, si se afirma que Roset valúa una botella de vino en particular en \$50, entonces, se supone que debería estar dispuesto a venderla en cualquier precio mayor a \$50, y simultáneamente debería estar dispuesto a pagar cualquier precio menor a \$50 para comprarla. En términos más generales, la teoría económica asume que el mínimo precio de venta aceptable (*WTA, en adelante disposición a aceptar – DAA*) de algo y el máximo precio de compra aceptable (*WTP, en adelante disposición a pagar – DAP*) del mismo algo, tienden a igualarse cuando se trata de una misma persona<sup>1</sup>. Empero, como se infiere de la anécdota del profesor Roset, nótese que su *DAA* es casi tres veces su *DAP*. En este caso, pareciera que el solo hecho de poseer algo (*vgr.* que la botella de vino sea parte de la colección de Roset) produce que el valor de este algo se incremente, ello en comparación a cuando este mismo algo no se posee. De esto se trata el “efecto dotación”.

Más allá de la anécdota de Roset<sup>2</sup>, lo cierto es que el “efecto dotación” es una anomalía en la toma de decisión<sup>3</sup> cuya prevalencia está basada en múltiples pruebas de orden experimental<sup>4</sup>; la más conocida de ellas, la realizada por Kahneman, Knetsch y Thaler (1991) en la cual, a la mitad de los estudiantes de una clase se les entregó inicialmente (llamémoslos asignatarios iniciales) un  *mug* (taza decorativa) y seguidamente se le solicitó a la otra mitad de estudiantes (llamémoslos no-

<sup>1</sup> Una explicación y demostración teórica más amplia de esta asunción comúnmente utilizada en la literatura económica puede consultarse en Willig (1976)

<sup>2</sup> No obstante lo anecdótico, existen evidencias de la prevalencia del “efecto dotación” en el mercado de vinos de alta calidad tal y como lo corroboran van Dijk & van Knippenberg (1998).

<sup>3</sup> Hacemos uso del término “anomalía” con el alcance dado originalmente por Richard Thaler quien entre 1987 y 1991 publicó en el *Journal of Economic Perspectives* una serie de artículos a cuyos títulos se antepuso el término “anomalía” para con ello referirse a varios comportamientos individuales –entre ellos el efecto dotación (Kahneman, Knetsch, & Thaler, 1991)– que se desvían sistemática pero predeciblemente de las hipótesis comportamentales deducibles de la Teoría de la Acción Racional.

<sup>4</sup> Una síntesis de la literatura que referencia las pruebas experimentales que demuestran la prevalencia del efecto dotación en varios contextos se puede verificar en Horowitz & McConnell (2002).

asignatarios) que examinaran el *mug* que se había asignado a sus compañeros. Posteriormente tanto a asignatarios iniciales como a no-asignatarios se les entregó un formulario en el que se les preguntaba respectivamente “En cada uno de los siguientes precios, indique si estaría dispuesto a (i) renunciar a su *mug* / (ii) comprar un *mug*” (Sunstein & Thaler, 2008, p.33). Los resultados de este experimento demostraron que los asignatarios iniciales –de los *mugs*– exigían en promedio el doble del precio por renunciar al *mug* en comparación a lo que los no-asignatarios estaban dispuestos a pagar por recibirla<sup>5</sup>. Dicho de manera más “técnica”, el experimento demostró que el promedio de lo que los asignatarios iniciales están dispuestos a aceptar por renunciar a la asignación inicial de algo (*DAA*) duplicaba la media de lo que los no-asignatarios iniciales están dispuestos a pagar (*DAP*) por adquirir ese mismo algo.

Más allá de los experimentos, existen además pruebas de campo –en mercados reales– que corroboran la prevalencia del “efecto dotación” en la realidad<sup>6</sup>. A manera de ilustración sobre este punto, Ariely y Carmon (2000) analizaron el comportamiento de los estudiantes-aficionados del equipo de baloncesto de la Universidad de Duke, ello en un momento en el que casualmente el equipo se encontraba disputando las finales de la liga nacional de baloncesto universitario. Dado que se esperaba una sobre-demanda de entradas para el juego final y que no todos los aficionados podrían ingresar al pequeño estadio que existía, entonces la propia Universidad decidió asignar las entradas a través de un peculiar sistema. En concreto, los aficionados debían primero hacer una cola frente a la taquilla para adquirir una entrada para el juego (lo cual originó que la cola iniciara incluso varias semanas antes). El día de apertura de la taquilla, fueron repartidos entre los primeros que se encontraban la cola, unos tickets que les permitirían participar en una lotería en la que se sortearía las entradas para el juego. Realizado el sorteo quedaron entonces aficionados con entradas (llamémoslos asignatarios iniciales) y aficionados sin entradas (llamémoslos no-asignatarios). En este preciso momento Ariely y Carmon identificaron aleatoriamente algunos asignatarios iniciales (de entradas) y les preguntaron acerca del precio mínimo al que estaban dispuestos a vender su entrada (*DAA*), y también preguntaron a los no-asignatarios el precio máximo al que comprarían la misma entrada (*DAP*). Consistente con las pruebas experimentales del efecto dotación, el resultado de esta prueba fue que la *DAA* para los asignatarios iniciales de entradas era en promedio diez veces la *DAP* de los no-asignatarios, y de hecho, no se encontró ningún asignatario inicial cuya *DAA* coincidiera con la *DAP* de algún otro no-asignatario (Ariely, 2008, pág. 132).

Con todo, en un trabajo anterior <sup>7</sup> definimos el efecto dotación como una anomalía cognitiva derivada de la denominada “Teoría Prospectiva”<sup>8</sup>, según la cual, existe una tendencia sistemática y generalizada de las personas a sobrevalorar una “titularidad” (es decir, un incremento de la *DAA*) por el hecho de que ésta es parte de la dotación individual y una correlativa tendencia a subvalorar la misma “titularidad” (disminución de la *DAP*) cuando ésta no es parte de la dotación. En otras palabras, el efecto dotación señala que las personas modifican sus preferencias en el sentido de que

<sup>5</sup> Mientras la media del precio de venta revelada por los asignatarios iniciales de *mugs* era de \$5.75, la media del precio de compra de los no-asignatarios era de \$2.75 (Kahneman, Knetsch, & Thaler, 1991, pág. 196)

<sup>6</sup> Respecto de los estudios dirigidos a evidenciar la formación del efecto dotación a través de pruebas de campo y en mercados reales, véase List (2003) quien analiza la existencia de esta anomalía en el mercado de tarjetas deportivas; también véase Furche & Johnstone (2006) quienes encuentran evidencias del efecto dotación entre los “traders” que participan en la bolsa de valores de Australia.

<sup>7</sup> Véase Monroy (2011, pág. 170)

<sup>8</sup> Respecto del efecto dotación como fenómeno derivado de la Teoría Prospectiva formulada originalmente por Kahneman y Tversky (1979), véase Kahneman, Knetsch, & Thaler (1990); List (2004) y Camerer (2004).

desde un punto de vista económico, tienden a valorar más una cosa –o una titularidad– cuando ya la poseen en comparación a cuando –aún– no la poseen.

Aunque no pareciera inicialmente evidente, lo cierto es que el contexto del Derecho (como disciplina) el efecto dotación posee importantes y peculiares implicaciones. De hecho, algunos autores defienden que la síntesis de esta anomalía cognitiva constituye el aporte más relevante de la corriente del “*Behavioral Economics*” (BE)<sup>9</sup> al análisis de las instituciones jurídicas y por lo mismo, es el detonante principal de la aparición del subcampo de intersección entre el BE y el Análisis Económico del Derecho (AED), denominado comúnmente como “*Behavioral Law & Economics*” (BL&E)<sup>10</sup>. La razón de esto obedece a que de tomarse seriamente la prevalencia en la realidad del efecto dotación, ello supone una aminorada fortaleza predictiva (análisis descriptivo) así como profundas inconsistencias prácticas de las recomendaciones (análisis normativo) que los *iuseconomistas* convencionales derivan del Teorema de Coase, pieza fundacional del AED clásico<sup>11</sup>.

Por supuesto, los (*ius*)economistas convencionales –defensores del Teorema y del AED clásico– objetan al efecto dotación que, (i) esta anomalía ha sido sintetizada en ambientes experimentales, razón por la cual *prima facie* los resultados de estos ambientes no pueden ser objeto de validación y generalización hacia otros contextos más complejos y “reales”, como los que al Derecho se refieren (Arlen, 1998, pág. 1769). También se objeta, (ii) incluso las pruebas de campo del efecto dotación se refieren es a asignaciones y reasignaciones de objetos comunes (para los que existen mercados con precios explícitos) tales como *mugs*, bolígrafos, chocolates (Knetsch J. L., 1989) (Kahneman, Knetsch, & Thaler, 1990) (Kahneman, Knetsch, & Thaler, 1991) (Shogren, Shin, Hayes, & Kliebenstein, 1994) o títulos valores (Furche & Johnstone, 2006), lo cual marca una diferencia relevante respecto de las titularidades a la que se refiere originalmente Coase (1960); en concreto, recuérdese que el “*El problema del costo social*”, y el Teorema se dirigen a describir y proponer un tratamiento sobre la asignación de titularidades asociadas a las externalidades negativas, estas últimas las cuales tienen incluso un tratamiento que es conceptualmente, casi que opuesto, a cuando nos referimos a la asignación de titularidades sobre objetos comunes tales como *mugs*, bolígrafos o títulos valores.

En primer lugar, en respuesta anticipada a estas objeciones, y restringiendo el análisis a que el Teorema posee implicaciones concretas en el tratamiento de las externalidades negativas, vale decir que: (i) En la literatura económica estas externalidades se explican –casi que por antonomasia– a través del problema de la contaminación, lo que incluso en el contexto del Teorema (en un escenario de costos de transacción positivos) supone afrontar la cuestión de la valoración económica de los recursos medioambientales (*vgr.* el valor de contar con un ecosistema libre de contaminación). Empero, dado que estos recursos carecen normalmente de un mercado explícito (como el de *mugs*, bolígrafos o títulos valores), entonces los propios economistas convencionales suelen recomendar el uso del método de “valoración contingente”, en el cual las preferencias individuales y agregadas respecto del recurso se infieren de monitorear las respuestas explícitas y las reacciones de un grupo de personas en un ambiente controlado en el cual se pretende simular

---

<sup>9</sup> En términos de Mullainathan y Thaler (2000), el BE se define como “...[el análisis resultado de] la combinación entre la psicología y la economía con el fin de investigar lo que sucede en los mercados en los cuales alguno de los agentes presenta una limitación o complicación [cognitiva]” (pág. 2).

<sup>10</sup> Sobre este punto, véase Issacharoff (1998, pág. 1735); Korobkin & Ulen (2000, pág. 1107); Korobkin (2003, pág. 1229) y Jolls (2007, pág. 4).

<sup>11</sup> Para un análisis de cómo el efecto dotación compromete el diagnóstico de orden descriptivo y las recomendaciones de orden normativo derivables del Teorema de Coase, véase Korobkin (2003) y (2014); Jones & Brosnan (2008); Arlen & Talley (2008, pág. xl y ss) y Monroy (2011).

un mercado de dichos recursos. Concretamente, la “valoración contingente” en materia ambiental requiere que las personas declaren explícitamente sus preferencias, por ejemplo, indagando a través de encuestas acerca de lo máximo que estarían dispuestas a pagar (esto es identificar la *DAP*) por evitar la contaminación, o lo mínimo que estarían dispuestas a aceptar (identificar la *DAA*) por permitirla (Rutherford, Knetsch, & Brown, 1998, pág. 66) (Azqueta, 2007, pág. 121 y ss) (Xu, Yu, & Li, 2015, págs. 58-59). Así las cosas, si los (*ius*)economistas tradicionales objetan la prevalencia en la “realidad” del efecto dotación dado que este ha sido evidenciado en ambientes controlados, por la misma razón debieran objetar el uso del método de “valoración contingente” como herramienta para resolver el problema de las externalidades negativas, máxime cuando estas están relacionadas con la valoración económica de recursos medioambientales.

En segundo lugar –y concentrándonos para efectos de este trabajo en el problema de la valoración y la regulación de los recursos medioambientales– vale decir, que la identificación de las preferencias de las personas a través del método de “valoración contingente” requiere de la inexistencia de diferencias significativas en la valoración económica cuando se indaga con las personas por la *DAP* o por la *DAA* respecto de un mismo recurso (Freeman, 1979, pág. 3) (Knetsch & Sinden, 1984, pág. 508). Sin embargo, aunque la formación del efecto dotación respecto de objetos comunes que se observa en ambientes experimentales pueden ser contrastado y corroborado con lo que sucede en el mercado “real” de estos mismos objetos, rara vez es posible hacer lo propio si se trata de identificar las preferencias respecto de recursos para los cuales no existe un mercado “real”, y entre estos los recursos medioambientales. Al respecto (y como se ampliará más adelante), si bien las primeras evidencias de la prevalencia del efecto dotación se refirieron efectivamente a objetos comunes, progresivamente los estudios se han dirigido a demostrar la formación –incluso más fuerte– del mismo efecto cuando se trata de recursos respecto de los cuales no existen mercados, y donde los precios y los derechos de propiedad son relativamente difusos tales como los bienes públicos (Brookshire & Coursey, 1987) (Hovenkamp, 1991, págs. 227-228) (Sell & Son, 1997) (Bischoff, 2008) y recursos medioambientales (Knetsch J. , 1994) (Knetsch J. , 2010) (Rutherford, Knetsch, & Brown, 1998).

Ahora, más allá de las objeciones y contraobjeciones acerca de la incidencia del efecto dotación en el contexto del Derecho en general y en la regulación ambiental en específico, es necesario destacar para efectos del trabajo que la identificación de las preferencias individuales sobre los recursos medioambientales, esto es, la determinación objetiva de la manera cómo las personas valúan diferentes asignaciones de derechos sobre dichos recursos, es una de las cuestiones fundamentales a las que se refiere tanto el AED como la teoría de la regulación. En efecto, por un lado, y desde una perspectiva coaseana, se defiende la tesis de que en un escenario de altos costos de transacción la titularidad sobre los recursos –incluso ambientales– debe ser siempre asignada a quien más la valore<sup>12</sup>. En concordancia con esta idea, Posner (1979) y (1985) defiende la tesis de que el criterio normativo y eficientista que él mismo denomina como “la maximización del bienestar social” se satisface siempre que se asignen las titularidades a las personas que, según sus propias preferencias, maximicen la utilidad individual esperada, esto es –según el mismo autor– debe asignarse la titularidad a quienes muestren la mayor disposición a pagar (*DAP*) por adquirirla si es

---

<sup>12</sup> En una de las afinaciones del Teorema desarrollada por Cooter (1982, pág. 18) (que él denomina como el Teorema Normativo de Hobbes), advierte que una de las funciones del derecho es la de asignar las titularidades a la parte que más lo valora dado que esto hace innecesario un intercambio *a posteriori* entre las partes, lo cual es eficiente. En el mismo sentido véase Mercurio (1997, pág. 173) quien defiende esta misma aproximación incluso para el contexto restringido de la regulación ambiental.

que no la poseen, o la menor disposición a desprenderse de ella (DAA), si es que sí la poseen<sup>13</sup>. Por otro lado, y en lo referente a la teoría de la regulación, vale mencionar que en este campo, una de las tesis que defiende Sunstein (1986, pág. 1129) es que las preferencias individuales suelen concebirse por dicha teoría como una base adecuada para determinar la elección social (*social choice*) en el sentido que el Estado funciona como un mecanismo, que a través de la regulación, busca reflejar en esta las preferencias individuales en términos agregados<sup>14</sup>.

Con todo, y basados en esta breve contextualización, los objetivos del presente trabajo se dirigen a: (i) describir y justificar la manera cómo el “efecto dotación” puede afectar la valoración de los recursos medioambientales, la regulación de estos, y el resultado al que dicha anomalía conduce en el contexto de la asignación de titularidades sobre recursos ambientales; (ii) perfilar algunas problemáticas relevantes que se desprenden del efecto dotación en el contexto de la misma regulación medioambiental, y finalmente (iii) delinear una propuestas de orden normativo a fin de enfrentar –parcialmente– las problemáticas resaltadas.

Para efectos de cumplir los objetivos señalados, el presente trabajo se divide en cinco secciones incluyendo esta introducción. En la segunda sección delimitaremos nuestro objeto de estudio, el efecto dotación, resaltando su ubicación dentro el contexto –mucho más general– acerca de la valoración económica de los recursos medioambientales y los métodos aplicables a esta valoración. Esto con el fin de evidenciar que pese a la complejidad de la discusión, el efecto dotación ocupa un lugar relativamente discreto, pero no por ello irrelevante en tal discusión. En la tercera parte nos concentraremos en algunas cuestiones de orden descriptivo acerca de la manera cómo el efecto dotación afecta los resultados a los que conduce diferentes formas de asignar las titularidades en materia medioambiental. En esta sección se defenderá principalmente la tesis de que en presencia del efecto dotación, la satisfacción del criterio de “maximización del bienestar social” (defendida por el AED) se torna una cuestión particularmente ambigua. En la cuarta sección referiremos algunas consideraciones de orden normativo acerca del diseño de la regulación que se derivan de aceptar la prevalencia del efecto dotación respecto de titularidades relacionadas con recursos ambientales. En esta sección centraremos la atención sobre la siguiente cuestión: Si el efecto dotación *per se* impide conocer cuál asignación de titularidades maximiza el bienestar social, entonces el regulador podría optar por diseñar la regulación –en materia ambiental– de forma tal que se mitigue la incidencia de dicha anomalía. En la quinta sección, también desde una perspectiva normativa, nos dirigiremos a defender la idea de implementar “regulaciones temporales” como una estrategia regulatoria (incluso previa a la regulación definida) dirigida a mitigar la incidencia del efecto dotación en ciertos contextos relevantes en materia medioambiental. En esta misma sección describiremos subrepticamente dos casos (aplicaciones) en los que la estrategia de una regulación temporal pueden ser particularmente conveniente a saber: el mercado de aguas y los cargos por congestión vehicular. El artículo culmina con unas breves conclusiones.

---

<sup>13</sup> Según Posner (1985, pág. 86), el término “bienestar” en su criterio de “maximización del bienestar” no se refiere necesariamente a dinero o riqueza *stricto sensu*, más bien se refiere a la ponderación de las preferencias de las personas sobre las cosas que quieren, según lo que están dispuestas a sacrificar por tenerlas o lo que están dispuestas a aceptar por renunciar a las mismas. Sobre la noción de eficiencia entendida como “maximización del bienestar” véase también Kronman (1980), Margolis (1987) y Rowley (1998, pág. 990 y ss.)

<sup>14</sup> Para una visión crítica acerca de las dificultades teóricas y prácticas relacionadas con la regulación y el derecho en general como un mecanismo de agregación de preferencias, véase Kaplow & Shavell (2001, pág. 1329 y ss)

## 2. - DELIMITACIÓN DEL PROBLEMA: LA VALORACIÓN CONTINGENTE, EL EFECTO DOTACIÓN Y LOS RECURSOS MEDIOAMBIENTALES.

La valoración económica de los recursos medioambientales ha sido un problema recurrente en el contexto de las ciencias sociales en general y en el de la denominada “economía ambiental” en específico, la razón de ello se halla principalmente en la inexistencia de mercados explícitos que permitan establecer tal valoración, o cuando menos, parece que los mercados en si mismos realizan una valoración objetivamente inadecuada, o incluso perjudicial de tales recursos (Azqueta, 2007, pág. 88 y ss) (Siebert, 2008, pág. 70). Así las cosas, la literatura económica suele referir un sinnúmero de alternativas y métodos dirigidos a establecer de forma no arbitraria la valoración de tales recursos. Sin embargo, a la fecha incluso entre expertos persisten desacuerdos acerca de cuáles métodos de valoración resultan más apropiados que otros, e incluso persisten diferencias acerca de qué método aplicar dependiendo del contexto o el tipo de recurso medioambiental a valorar, por ejemplo, metodológicamente, la forma de valorar económicamente una playa contaminada por un derrame de petróleo es bien diferente a la forma como debiera valorarse la preservación del hábitat de cierta especie de ave silvestre.

Al margen de lo señalado, y sin pretender ser exhaustivos, existen varias maneras de clasificar tanto los valores económicos como los métodos de valoración de los recursos medioambientales. En cuanto a aquellos, una forma de clasificarlos consiste en afirmar que el valor económico de tales recursos es el resultado de la sumatoria de tres tipos de valores a saber: (i) el valor de uso, (ii) el valor de la opción, y (iii) el valor del no-uso. En su orden, el valor de uso se refiere al valor que las personas derivan del uso directo del recurso, por ejemplo, considérese en este caso las ganancias (en dinero) que deriva un pescador de su actividad de pesca en el mar. Por su parte, el valor de la opción se refiere a lo que las personas están dispuestas a pagar para mantener la oportunidad –la opción– de usar el recurso en el futuro (Diamond & Hausman, 1993, pág. 7), por ejemplo, alguien puede no estar interesado de ir a las costas del pacífico colombiano a apreciar las ballenas jorobadas en las próximas vacaciones, pero estaría interesado –es decir, estaría dispuesto a pagar– por preservar la opción de ir en el futuro. Finalmente, el valor de no-uso se refiere al valor que dan las personas a preservar, es decir, no usar el recurso (Schkade & Payne, 1993, pág. 272), por ejemplo, el valor que tiene el glaciar Perito Moreno para una persona que no tiene intención de visitar, es decir, no pretende usar nunca ese glaciar.

De otro lado, y en lo que corresponde a la clasificación de los métodos de valoración, existen dos grandes categorías, por un lado, los métodos indirectos basados en las “preferencias reveladas” y por otro lado, los métodos directos basados en las “preferencias declaradas”. Los primeros son aquellos métodos en los que la valoración se infiere a partir de la observación del comportamiento de las personas en mercados reales<sup>15</sup>, por ejemplo, para determinar cuánto pierde una empresa de pesca por un derrame de crudo en el mar –y por tanto calcular el valor del recurso medioambiental– es suficiente calcular la menor producción que la empresa soporta a causa del derrame. Por su parte, los métodos basados en las “preferencias declaradas” se suelen utilizar cuando los comportamientos de las personas no son observables en un mercado real, luego la valoración se estima directamente a partir de lo que las mismas personas responden explícitamente en el marco de una encuesta o en un ambiente experimental (Hanemann & Kanninen, 1999, pág.

<sup>15</sup> Entre los métodos indirectos basados en las “preferencias reveladas” se encuentran, el método de coste de viaje, el método de precios hedónicos, el método basado en los costes de reposición, entre otros (Azqueta, 2007, pág. 100 y ss) (Tietenberg & Lewis, 2012, pág. 90 y ss)

409)<sup>16</sup>, por ejemplo, en el mismo caso del derrame de crudo ¿Cómo estimar el valor económico que las personas de una ciudad le adjudican al hecho que a causa de un derrame futuro puedan morir 400 aves silvestres? ¿Existe una mejor manera de establecer este valor si no es preguntándole directamente a las personas lo que están dispuestas a aceptar (DAA) por permitir que mueran estas aves o lo que están dispuestas a pagar (DAP) por evitarlo?

Ahora, es fácil evidenciar que en lo que corresponde a los diferentes tipos de valores económicos asociados a los recursos medioambientales, una parte de ellos (normalmente el valor de uso) suelen poderse determinar a través de métodos indirectos basados en las “preferencias reveladas”, por ejemplo, para determinar parcialmente el valor de la polución en una ciudad es posible calcularlo a partir de las diferencias en los precios de las viviendas en sectores de la ciudad que soportan mayores cantidades de polución en comparación a los precios de las viviendas que se encuentran en sectores menos afectados por la misma polución. Empero, existen valores que aunque “reales” (lo cual es más frecuente cuando se trata del valor de no-uso y el valor de la opción) no pueden determinarse a través de métodos indirectos basados en las “preferencias reveladas”; de ahí que existan casos en los que es necesario complementar el análisis mediante la aplicación de métodos basados en las “preferencias declaradas” (Kemp & Maxwell, 1993, pág. 217) (Adamowicz, Louviere, & Williams, 1994), por ejemplo, en el mismo caso de la polución, es difícil determinar en cuánto valoran los habitantes de la ciudad el saber que sus hijos vivirán en una ciudad con menos polución sino es indagando directamente con ellas mismas, es decir que declaren explícitamente sus preferencias, acerca de lo que están dispuestas a pagar (DAP) por evitar o reducir los niveles actuales de polución.

Así las cosas, puede decirse que el valor total económico de los recursos medioambientales, mas precisamente la disposición total a pagar (DAP) por estos recursos, es posible construirlo a partir del resultado agregado de diferentes dimensiones económicas asociadas a dichos recursos tales como el valor de uso, el valor de la opción y el valor de no-uso del recurso (Tietenberg & Lewis, 2012, pág. 80)<sup>17</sup>. Para determinar científicamente estas dimensiones suele recomendarse la aplicación de métodos indirectos basados en las “preferencias reveladas”, a los cuales es necesario adicionar en ocasiones métodos directos basados en las “preferencias declaradas” a fin de determinar en suma el valor total del recurso (List, 2005, pág. 40).

Lo anterior, para resaltar que pese a que consideramos que en efecto, el valor económico de los recursos medioambientales es el resultado de la combinación de la aplicación de los métodos mencionados, y que cada uno de ellos independientemente poseen tanto ventajas como desventajas<sup>18</sup>, los problemas de valoración a los que se refiere el presente documento se ubican específicamente en la aplicación de los métodos directos basados en las “preferencias declaradas” (excluyendo del análisis los métodos indirectos basados en las “preferencias reveladas”). Ahora, respecto de los problemas asociados a los métodos objeto de análisis, es menester hacer una delimitación incluso más precisa para efectos del presente trabajo, ello tal como se procede a exponer.

<sup>16</sup> Además del método de valoración contingente (al cual nos referimos con algo de detalle mas adelante) se encuentran también los métodos basados en atributos de los bienes, el método de comparación pareada, entre otros (Brown, 2003, pág. 101 y ss)

<sup>17</sup> Sobre este mismo punto Turner (1999, pág. 35) indica que el valor total del medio ambiente es el resultado de sumar el valor de uso directo e indirecto, el valor de la opción y los valores de no uso (incluyendo acá el valor de existencia).

<sup>18</sup> Para una explicación de las ventajas y desventajas asociadas a cada uno de estos métodos, cfr. (Adamowicz, Louviere, & Williams (1994, págs. 271-272)

En efecto, en lo que se refiere a los métodos directos basados en las “preferencias declaradas” en el contexto de los recursos medioambientales, y tal como se sugirió subrepticamente en la sección introductoria, la literatura suele recomendar generalmente y como primera opción la utilización del denominado método de “valoración contingente” (Turner, 1999, pág. 32) (Shogren, Parkhurst, & Banerjee, 2010, pág. 236) (Tietenberg & Lewis, 2012, pág. 83). La versión más sencilla de este método consiste en preguntarle directamente a las personas lo que están dispuestas a pagar (DAP) o lo que están dispuestas a aceptar (DAA) por evitar o producir cierto cambio en el medio ambiente. Sin embargo, la misma literatura también ha advertido que los valores que pretenden identificarse con este método, son valores menos tangibles, es decir, más difíciles de objetivizar en comparación a cuando se aplica un método basado en las “preferencias reveladas”; ello por cuanto si la estimación del valor en este caso, depende de lo que las personas declaren en el marco de una encuesta o de un experimento, entonces, sus respuestas pueden ser particularmente sensibles a las motivaciones y sobre todo, a las percepciones de las personas acerca del recurso (Tietenberg & Lewis, 2012, págs. 80, 83). De ahí que exista una notoria preocupación de los expertos –y una abundante literatura– acerca de los sesgos, las anomalías cognitivas que pueden afectar las decisiones de las personas cuando se trata de identificar sus preferencias a través del método de “valoración contingente” en el contexto de los recursos medioambientales. Entre estas anomalías se destacan por ejemplo, el sesgo estratégico, el sesgo hipotético, el sesgo de punto de partida, el efecto marco (Shogren, Parkhurst, & Banerjee, 2010, pág. 236)<sup>19</sup>, y –de particular interés para efectos del presente trabajo– los sesgos asociados a la existencia de preferencias dependientes de la referencia (*Reference-Dependent Preferences*)<sup>20</sup>, y dentro de estos, concretamente el “efecto dotación”.

Ahora, delimitado nuestro objeto de estudio y previo a nuestro análisis de las consideraciones tanto de orden positivo como normativo derivadas del “efecto dotación” en el contexto de la valoración –contingente– de los recursos medioambientales (a lo cual nos referiremos en las posteriores secciones), consideramos sin embargo pertinente hacer unos comentarios un tanto más generales acerca de las problemáticas asociadas a la persistencia de los sesgos cognitivos en lo que se refiere a la valoración de los recursos medioambientales, y algunas eventuales propuestas alternativas dirigidas a afrontar aquellas.

## **2.1.- (Algunos) enfoques alternativos a los métodos convencionales de valoración de recursos medioambientales**

Por un lado, algunos expertos (incluso premios Nobel de economía) han considerado que la persistencia de los sesgos cognitivos en lo que se refiere a la valoración de los recursos medioambientales cuando se hace uso de métodos como el de “valoración contingente”, puede interpretarse como un síntoma de que las personas en general parecen no comprender *prima facie* la complejidad de las relaciones que se tienden entre ellos y el medio ambiente; de ahí que hagan –entre otras– especiales recomendaciones acerca de (i) cómo diseñar y cómo aplicar los cuestionarios a fin de identificar más objetivamente la DAP por los recursos medioambientales; (ii) la necesidad

---

<sup>19</sup> A manera de ilustración, parece que cuestiones tan sutiles como el color de las imágenes que se presentan en los cuestionarios afectan (sesgan) la manera como las personas valoran los recursos, por ejemplo, se ha encontrado que cuando las personas se les cuestiona acerca de su DAP por conservar una especie animal, estas tienden a dar valoraciones más altas cuando la imagen del animal se presenta en color, en contraste a cuando la misma imagen se presenta en blanco y negro (Harder, Labao, & Ivy, 2008, pág. 98 y ss).

<sup>20</sup> Nota *infra* 30

de incluso preparar y entrenar los encuestados previo a la aplicación de encuestas; y (iii) contrastar y complementar estas encuestas con opiniones de expertos. Según los mismos expertos, estas recomendaciones tienen como fin reducir a niveles aceptables la incidencia de los sesgos cognitivos en la determinación del valor económico en caso de utilización del método de “valoración contingente” (Arrow, Solow, Portney, Leamer, Radner, & Schuman, 1993). Empero, nótese acá que pese a las objeciones respecto de la utilización del método de “valoración contingente” en el contexto de los recursos medioambientales y el reconocimiento de las distorsiones que generan los sesgos cognitivos (*vgr.* el efecto dotación), lo que recomiendan los expertos es dirigir los esfuerzos no a descartar la aplicación de este método sino a ajustar su metodología a fin de reducir dichas distorsiones.

Por otro lado, más recientemente, otros autores han propuesto métodos alternativos de valoración de los recursos medioambientales que marcan una distancia importante respecto de los métodos convencionales a los que hemos hecho mención. Dentro de estas alternativas metodológicas, consideramos destacable el enfoque de los “servicios ecosistémicos”, el cual ha recibido un importante respaldo tanto a nivel académico (Costanza, y otros, 1997) (Daily, 1997) (de Groot, Wilson, & Boumans, 2002) (Costanza, y otros, 2014) como a nivel de organizaciones ambientales internacionales y políticas, incluso Naciones Unidas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) (TEEB Foundations, 2010).

En breve, el enfoque de los “servicios ecosistémicos” se presenta como una alternativa de valoración de los recursos medioambientales que hace especial énfasis en las relaciones que se extienden entre la población y la naturaleza, poniendo el acento sobre los beneficios económicos que directa o indirectamente deriva la población de utilizar recursos presentes en el medio ambiente, mas concretamente de los ecosistemas, incluyendo beneficios relacionados con el aprovisionamiento de bienes (alimento, materias primas, agua); servicios de regulación (almacenamiento de carbono, polinización, prevención de erosión); hábitat (de especies o biodiversidad genética); y servicios culturales (recreación, turismo) (Costanza, y otros, 1997, pág. 253) (TEEB Foundations, 2010, pág. 43). Este enfoque defiende que la valoración de los ecosistemas puede establecerse a partir de las ventajas y desventajas derivadas de realizar intercambios entre el ecosistema (o una parte de él) y la consecución de un objetivo. Así, dado que para realizar cualquier intercambio (en general) es necesario tener claro cuando menos el objetivo de este, entonces puede decirse, el valor de los “servicios ecosistémicos” es básicamente el resultado de evaluar la contribución relativa de los ecosistemas para la consecución del objetivo (Costanza, y otros, 1998, pág. 69).

Ahora, pese al creciente respaldo que este enfoque alternativo, como mecanismo de valoración, este, incluso desde su concepción advierte que posee ciertos límites, y dentro de estos, sus propios defensores destacan el hecho de que parte de los resultados de las valoraciones por ellos mismos presentadas, en ocasiones, incluyen efectivamente evaluaciones acerca de las preferencias declaradas, es decir lo que las personas están dispuestas a pagar por los “servicios ecosistémicos” (Costanza, y otros, 2014, pág. 153). De hecho, valga decirlo, algunos estudios basados en este enfoque recomiendan y hacen uso explícito del método de “valoración contingente” (de Groot, y otros, 2012, pág. 58)<sup>21</sup> (Loomis, Kent, Strange, Fausch, & Covich, 2000)<sup>22</sup> (Tao, Yan, & Zhan, 2012)<sup>23</sup>.

---

<sup>21</sup> Acá, los autores sugieren que en ocasiones la determinación de los valores de los servicios ecosistémicos de hábitat (de especies o biodiversidad genética) pueden establecerse a través del método de “valoración contingente”

Lo anterior, pese a que los defensores del enfoque acepten que cuando se indaga acerca de las percepciones, las preferencias individuales, estas no suelen incorporar completamente elementos tales como la equidad social, la sostenibilidad ambiental y otros objetivos que se consideran socialmente importantes (Costanza & Folke, 1997) (Costanza, y otros, 1997, pág. 258)<sup>24</sup>; además, también dicen que elementos tales como el “bienestar humano” no suele poder ser capturado completamente por las percepciones individuales dado que estas tienden a ser limitadas y susceptibles a los sesgos cognitivos; y en definitiva que se considera poco realista asumir que las personas en general comprendan las complejas conexiones que se extienden entre ellas y los ecosistemas de los que se sirven y que pretende valorarse, de ahí que sea necesario complementar las evaluaciones basadas en las “preferencias declaradas”, con información adicional y no relacionada con las opiniones o percepciones de las personas, ello con el fin de establecer de mejor manera el valor de los “servicios ecosistémicos” (Costanza, y otros, 2014, pág. 153).

Con todo, lo que pretendemos evidenciar es que algunas propuestas metodológicas alternativas dirigidas a establecer los valores económicos de los recursos medioambientales efectivamente se erigen como una crítica a la utilización de los métodos directos basados en las “preferencias declaradas”, ello por cuanto consideran que tales preferencias suelen no capturar completamente los valores económicos asociados a los recursos y porque además aquellas son susceptibles de estar distorsionadas por efecto de sesgos cognitivos. Sin embargo, como se puede constatar, más que descartar la utilización de métodos convencionales como el de “valoración contingente”, los defensores de metodologías alternativas (por ejemplo, los defensores del enfoque de los servicios ecosistémicos) parecen más bien hacer un llamado a que dichos métodos convencionales sean aplicados con cierta cautela (*vgr.* si de lo que se trata es de indagar con las personas acerca de su DAP por restaurar un servicio ecosistémico) y que además, dicha aplicación esté preferiblemente acompañada de otro tipo de evaluaciones (por ejemplo, que incluyan además opiniones de expertos). Dicho de otra manera, pese a las objeciones que enfoques alternativos de valoración de recursos medioambientales presentan a la aplicación de métodos convencionales como el de valoración contingente (dados los problemas asociados incluso a los sesgos cognitivos que afectan su aplicación), aquellos enfoques no logran, tampoco buscan sustituir completamente, más bien pretenden introducir ajustes y complementos a estos métodos convencionales.

### **3.- EFECTO DOTACIÓN Y RECURSOS MEDIOAMBIENTALES: –ALGUNAS– CONSIDERACIONES POSITIVAS.**

Delimitado nuestro objeto de estudio, es menester recordar–tal como lo indicamos en la sección introductoria– que el efecto dotación se entiende como una anomalía cognitiva, según la cual, las

---

<sup>22</sup> En este caso, los investigadores se aproximan al valor económico de la restauración de los servicios ecosistémicos que puede prestar el río Platte en Nebraska (*vgr.* tratamiento natural de aguas residuales, control de erosión, hábitat de especies, recreación), esto mediante la aplicación de una encuesta que basada en el método de “valoración contingente”, indagará con los ribereños lo que estaban dispuestos a pagar (DAP) adicional en sus facturas de acueducto a cambio de restaurar dichos servicios ecosistémicos.

<sup>23</sup> En este caso, los autores presentan la valoración de los servicios ecosistémicos asociados a los procesos de deforestación y reforestación de un bosque ubicado en la cuenca Heshui en la provincia de Jiangxi en China, basándose principalmente en el método de “valoración contingente”, esto, mediante la aplicación de una encuesta a 200 personas a fin de establecer la DAP por la reforestación del bosque.

<sup>24</sup> Según los mismos defensores, de poderse incluir esta serie de elementos (*vgr.* la equidad social y la sostenibilidad ambiental) en las preferencias y percepciones de las personas, ello generaría como resultado que quizá incluso el valor económico actual de los “servicios ecosistémicos” sea mayor al estimado (Costanza, y otros, 1997, pág. 258)

personas tienden a modificar sus preferencias en el sentido que valoran más una titularidad cuando ya la poseen en comparación a cuando –aún– no la poseen. Ahora, para nuestros efectos, hacemos uso del término “titularidad” (*entitlement*) con el mismo alcance que Calabresi y Melamed (2011) le otorgan a este. Concretamente, si bien los autores no proponen una definición en específico, de su trabajo se infiere que la noción de “titularidad” es bastante amplia e incluye otras nociones más restringidas como el derecho que se teje entre las personas y las cosas (el derecho de propiedad *stricto sensu*), pero también incluye otros derechos más difusos como el derecho a dañar la reputación ajena, el derecho a golpear a otras personas, el derecho a contaminar o el derecho –contrario– a mantener el ambiente libre de contaminación (Ayres & Balkin, 1996, pág. 704).

Este punto es relevante para nuestros efectos por varias razones a saber: (i) Que los mismos Calabresi y Melamed (2011, pág. 364) indican que, en presencia de un conflicto entre dos o más individuos, la primera función del regulador se dirige a decidir cuál será la parte inicialmente favorecida, esto es lo que se denomina comúnmente en la literatura como el problema de la “asignación inicial de la titularidad” (*vgr.* decidir si se asignará inicialmente el derecho a contaminar o la asignación contraria de mantener el ambiente libre de contaminación)<sup>25</sup>. (ii) Que como anotamos inicialmente, desde la perspectiva normativa-eficientista propia del AED, el criterio para determinar la asignación inicial correcta es la maximización del bienestar social (Posner R. , 1979) (Posner R. , 1985) y (Kronman, 1980), esto es, asignar la titularidad de manera tal que el valor de esta, según la *DAP*, se maximice al compararse con todas las demás asignaciones alternativas (Margolis, 1987, págs. 473-474). (iii) Que cuando el regulador efectúa cualquier asignación inicial, inevitablemente está decidiendo el contenido de la dotación (*endowment*) de uno o de varios individuos; en palabras de Sunstein (1993) “... lo que la gente “posee” es parcialmente consecuencia de lo que el derecho protege...” (pág. 224). Finalmente que, (iv) como se anticipó en la sección introductoria –y como se ampliará en la siguiente subsección–, el efecto dotación tiende a formarse respecto de objetos comunes, pero también respecto de cualquier tipo de titularidad, y es especialmente fuerte cuando la asignación se expresa en fórmulas como el derecho de una empresa a contaminar o la asignación del derecho –en contrario– a que el resto de la sociedad cuente con un ambiente libre de contaminación.

### 3.1.- Prevalencia del efecto dotación respecto de recursos medioambientales

En un importante estudio de recopilación adelantado por Horowitz & McConnell (2002) se referencian más de 200 experimentos dirigidos a demostrar la existencia de importantes divergencias entre la *DAA* y la *DAP* respecto de diferentes tipos de objetos, recursos y titularidades. En concreto, basados en una muestra de 59 experimentos, los autores encontraron que cuando se trata de objetos comunes –para los que existen mercados explícitos–, la razón promedio entre la *DAA* y la *DAP* era de 2.92, es decir, que en estos casos las personas tienden a demandar casi tres veces más por el mismo objeto cuando lo poseen inicialmente en comparación a cuando no lo poseen. Empero, los autores también encontraron que a medida que los recursos son más difíciles

---

<sup>25</sup> Recuérdese que desde la óptica de Calabresi y Melamed (2011, pág. 367) incluso una “regla de responsabilidad” que obligue a mantener el ambiente libre de contaminación no debe entenderse *stricto sensu* como una regla que prohíba contaminar, sino más bien como una regla que le permite al potencial contaminador violar el derecho a mantener el ambiente libre de contaminación en caso de estar dispuesto a pagar por ello un valor objetivamente determinado. De manera que, según los autores, la asignación inicial puede ser modificada *a posteriori* incluso por los contaminadores si es que los beneficios por contaminar compensen efectivamente los costos objetivos (externalidades) que su actividad produzca.

de sustituir en el mercado, la divergencia entre la *DAA* y la *DAP* tiende a expandirse<sup>26</sup>. Así por ejemplo, respecto de recursos tales como la salud o la seguridad, de una muestra de 32 experimentos, se encontró que la razón promedio entre *DAA* y *DAP* es de 10.06.

Ahora, en lo relacionado específicamente con recursos medioambientales, el estudio referenciado indica que en lo que respecta a las preferencias individuales (declaradas), concretamente la valoración económica que las personas hacen de la tierra para preservación ambiental, la razón promedio entre la *DAA* y la *DAP* es de siete; esto significa que si la titularidad inicialmente asignada por el regulador se expresa en el derecho de preservación de la tierra, entonces la cantidad de tierra que se preservaría sería siete veces la que las personas decidirían también preservar si se fuese a adquirir de manos de un propietario individual el mismo derecho (Horowitz & McConnell, 2002, pág. 428). En similar sentido, otro estudio dirigido a determinar el valor del aire limpio encontró que las personas estaban dispuestas a pagar (*DAP*) U\$4.75 mensuales en promedio a cambio de aumentar la visibilidad en el aire de 50 a 75 millas, pero simultáneamente estaban dispuestas a recibir no menos de U\$24.47 mensuales (*DAA*) a cambio de aceptar una reducción en la visibilidad de 75 a 50 millas (Rowe, D'Arge, & Brookshire, 1980). Estas divergencias en las valoraciones concuerdan con los de otro estudio –basado como el anterior en una valoración contingente– según el cual, las personas exigían cinco veces más dinero por permitir la tala de unos árboles en un parque urbano que lo que estaban dispuestas a pagar por evitar la tala de los mismos árboles en el mismo parque (Brookshire & Coursey, 1987).

En este orden, puede decirse que en presencia del efecto dotación, la satisfacción del criterio de maximización del bienestar social –al que apunta el AED normativo– se torna una cuestión particularmente ambigua (Jolls, 2007, pág. 118). Cualquiera que sea la asignación inicial de la titularidad sobre el recurso medioambiental, esta afecta, sesga por sí misma las preferencias, la valuación (*DAA* y *DAP*) de los individuos respecto del mismo recurso (Sunstein, 2002, pág. 109); o dicho de otra manera, incluso si el regulador pretende hacer una asignación inicial eficiente de la titularidad sobre el recurso, su decisión –sin importar su contenido– puede ser simultáneamente eficiente en un sentido e ineficiente en otro<sup>27</sup>. Así por ejemplo, si la asignación inicial se expresa en el derecho de no-contaminación, en este caso, el efecto dotación provocará que los potenciales afectados por la contaminación (asignatarios iniciales) tiendan a demandar compensaciones (expresión concreta de la *DAA*) particularmente altas de parte del contaminador si es que este pretende contaminar, o lo que es lo mismo, que los individuos otorgan un mayor valor relativo a la ausencia de contaminación, por tanto, podría decirse que el derecho de no-contaminación se considera una asignación eficiente. Pero simultáneamente, si la asignación toma la forma del derecho a contaminar, entonces el mismo efecto dotación provocará que los afectados por la contaminación tiendan a ofrecer compensaciones (expresión concreta de la *DAP*) particularmente bajas al contaminador (asignatario inicial) por evitar que este contamine, es decir, en este caso, la simple asignación sesga por sí misma las preferencias en el sentido que las personas otorgaran un

<sup>26</sup> Esta hipótesis fue expuesta inicialmente por Hanemann (1991) quien demuestra teóricamente que la divergencia entre la *DAA* y la *DAP* puede variar de cero hasta infinito según el grado de sustitución entre los recursos que se valoran. En concreto, el autor argumenta que la *DAP* y la *DPP* tienden a converger cuando el recurso posee un sustituto cercano, pero la divergencia entre estos valores tiende a expandirse a medida que decrece el grado de sustitución. Una prueba experimental de esta hipótesis se verifica en Shogren, *et al.* (1994)

<sup>27</sup> Este resultado corresponde a una situación de equilibrios múltiples, en la que consecución de cada equilibrio depende de la manera en que se asignaron inicialmente las titularidades. Cuestión que reabordaremos con más detalle en la sección 4 *infra*

mayor valor relativo a la posibilidad de contaminar, lo que hace que el derecho de contaminación también se considere como una solución eficiente (Venkatachalam, 2008, pág. 641).

### **3.2.- Por qué de la “fuerte” prevalencia del efecto dotación respecto de recursos medioambientales.**

Ahora, existen varias hipótesis de por qué el efecto dotación parece ser particularmente fuerte en el caso de titularidades relacionadas con recursos medioambientales. Una primera hipótesis general está relacionada con el hecho de que la sola asignación inicial de cualquier titularidad (incluso fuera del contexto medioambiental) determina un punto de referencia a partir del cual los individuos y el colectivo en general, se forman un juicio acerca de lo que se considera una situación justa o correcta (*fair*); en este orden, cualquier propuesta de negociación dirigida a modificar la asignación inicial suele considerarse como injusta o incorrecta (*unfair*). Consecuente con el efecto dotación, en este caso, los asignatarios iniciales de la titularidad –sin importar la manera como esta se expresen– tenderán a demandar compensaciones particularmente altas por modificar el *status quo* determinado inicialmente por el regulador<sup>28</sup>.

Adicionalmente, existe una segunda hipótesis más específica y restringida al contexto de la regulación ambiental según la cual, existe un sesgo de las personas a sobrevalorar los recursos ambientales dado que la idea de preservarlos suele percibirse por las mismas personas como algo más justo (*fair*) en contraste con la percepción individual respecto de permitir la afectación del recurso (*unfair*); así las cosas, las personas tenderían entonces a ser relativamente más reacias a modificar la asignación inicial cuando esta se expresa como un derecho de preservación, en comparación a si la titularidad inicial se expresase en un derecho de afectación del recurso (Boyce, Brown, McClelland, Peterson, & Schulze, 1992).

Vale decir, esta tendencia sistemática de los individuos a mantener el *status quo* por el solo hecho de representar la asignación inicial de la titularidad, se asocia con el denominado “sesgo de *status quo*”<sup>29</sup>; una anomalía del comportamiento que suele tratarse incluso simultáneamente con el “efecto dotación” (Korobkin R. B., 1998, pág. 612) (Korobkin & Ulen, 2000, pág. 1107). En el contexto de los recursos medioambientales el sesgo de *status quo* puede definirse como la tendencia de los individuos a mantener cualquier asignación inicial efectuada por el regulador sobre tales recursos, y una correlativa tendencia a rechazar *a posteriori* cualquier medida o acuerdo que suponga un cambio de dicha asignación (Venkatachalam, 2008, pág. 643).

Así las cosas, la prevalencia del “efecto dotación” y el sesgo de *status quo* suponen que la titularidad sobre un recurso ambiental –sin importar su contenido sustancial– tenderá a quedarse adherida (*stickiness*), a permanecer en cabeza del asignatario inicial. El problema que se deriva de cara a la valoración de los recursos medioambientales y respecto del diseño de la regulación parece inicialmente insalvable, pues si asumimos –como se dijo– que la regulación debe diseñarse de forma que se asigne la titularidad a aquellas personas que muestren una mayor disposición a pagar (*DAP*) si es que no la poseen, o la menor disposición a renunciar a ella (*DAA*), si es que sí la poseen

<sup>28</sup> La noción de “hacer lo correcto” (*fair*) ciertamente afecta las preferencias de los individuos, incluso llevándolos a renunciar a la consecución de ganancias seguras *cfr.* Kahneman, Knetsch, & Thaler (1986a), (1986b) y Monroy (2014). En lo referente a la idea de que la asignación inicial (incluso en materia medioambiental) genera un referencia a partir de lo cual las personas estiman lo que se consideran correcto (*fair*), véase Sunstein (1993, pág. 227).

<sup>29</sup> véase Samuelson y Zeckhauser (1988, pág. 8) quienes definen el sesgo de status quo como “...[la tendencia a] no hacer nada o a mantener la decisión actual o anterior...”.

(Posner, 1979) (Posner, 1985), pero, la sola asignación distorsiona por sí misma la valoración económica del recurso, entonces, lo que se está diciendo es que no es posible que el regulador determinase *ex ante* cuál alternativa de asignación conlleva a una maximización del bienestar social. En términos más generales, lo que se dice es que, –contrario a lo que defiende la teoría económica convencional–, el efecto dotación señala que las preferencias individuales, incluso respecto de recursos medioambientales, no pueden tratarse como “dadas” en el sentido de que *ex ante* a efectuar la asignación aquellas sean estables, se encuentren claramente definidas, y por tanto que sean cognoscibles previo a efectuar tal asignación.

Lo indicado nos permite inferir que (incluso más allá de la regulación y la valoración de recursos medioambientales) el efecto dotación implica que las preferencias individuales dependen sensiblemente de la manera como se asigna inicialmente la titularidad, es decir de la manera cómo la regulación predetermina o define el *status quo* (Sunstein, 1998). Como se sugirió subrepticamente en la sección precedente, lo anterior constituye una expresión concreta de un supuesto comportamental –mas general– expresable en la idea de que las preferencias no pueden tratarse como exógenas y previas a la decisión, sino que en realidad dependen sensiblemente de la manera como se asigna la titularidad; en términos generales se dice que la valoración individual, las preferencias individuales deben tratarse teóricamente como dependientes del punto de referencia (*reference-dependent preferences*)<sup>30</sup>.

#### 4.- EFECTO DOTACIÓN Y RECURSOS MEDIOAMBIENTALES: (ALGUNAS) CONSIDERACIONES NORMATIVAS

De las ideas resaltadas en las secciones precedentes se derivan una serie de consideraciones de orden normativo acerca del diseño de la regulación ambiental a saber: Si la asignación inicial de la titularidad determina por sí misma la manera cómo las personas valoran *a posteriori* el recurso medioambiental, es decir que lo que las personas están dispuestas a pagar (DAP) o lo que están dispuestas a aceptar (DAA) por evitar o producir cierto cambio en el medio ambiente cambia dependiendo de la manera como se asigna inicialmente la titularidad, entonces vale preguntarse: (i) previo a dicha asignación inicial y en presencia del efecto dotación ¿Qué sentido práctico tiene –si es que lo tiene– que el regulador trate de identificar las preferencias relativas de los individuos respecto de la preservación o la afectación del recurso medioambiental? dicho de manera mas precisa ¿Qué sentido tiene que previo a la asignación se trate de indagar mediante una “valoración contingente” la DAP o la DAA de las personas si es que una vez efectuada la asignación estos valores cambian inmediatamente? y alternativamente (ii) ¿Existe alguna manera de que el regulador mitigue el efecto dotación, y de esta manera, pueda entonces monitorear las preferencias individuales de una manera más neutral? Estas preguntas serán abordadas en su orden tal y como sigue:

##### 4.1.- Regulación ambiental y análisis costo-beneficio

La primera pregunta recién formulada es abordada por Sunstein (1993, pág. 221) quien afirma que en el contexto de la regulación ambiental a veces no es posible tratar consistentemente las preferencias individuales de forma acontextual y apriorística, y ello porque –como lo hemos dicho–

<sup>30</sup> Hargreaves (2013) define el supuesto de la “dependencia de la referencia” como el hecho de que en ciertos casos las preferencias individuales son sensibles a la manera como está el definido el *status quo*. Sobre el mismo punto también véase Bateman *et al.* (1997); Sugden (1999, pág. 163 y ss); Congdon, Kling, & Mullainathan (2011, pág. 34) y Monroy (2015).

la asignación inicial de la titularidad, suele determinar el punto de referencia que *a posteriori* determina tales preferencias.

“...a menudo la asignación inicial da forma a las preferencias y ningún sistema jurídico puede funcionar sin efectuar tales asignaciones. Si ello es así, entonces no puede identificarse una “preferencia” acontextual en la cual apoyar una aproximación regulatoria ni de política. Cuando el Estado decide acerca de una cuestión ambiental no puede actuar neutralmente respecto del conjunto de preferencias –y esta es la clave fundamental– si solo puede conocer tales preferencias después de que actúa...” (Sunstein, 1993, pág. 229)

De cara al diseño de la regulación medioambiental, el problema derivado de la tesis transcrita no es menor pues supone, (i) que desde una perspectiva científica no tiene sentido tratar de identificar las preferencias, mas precisamente la DAP o la DAA a partir de la aplicación de un método valoración contingente, y (ii) que desde la perspectiva regulatoria es inútil que el regulador trate de identificar *a priori* las preferencias individuales y del colectivo sobre las cuales basar la decisión acerca de lo que debe ser *a posteriori* la regulación ambiental y ello porque cualquiera que sea la decisión del regulador, esta funciona como una “profecía auto-cumplida” en el sentido que una vez establecida, y sin importar su contenido, la regulación demarca la referencia a partir de la cual se pueden identificar las preferencias acerca de lo que *ex ante* debió ser y lo que *ex post* debe ser la regulación ambiental.

Algunas consideraciones de orden normativo se derivan de la tesis recién expuesta, entre ellas: Si *a priori*, carece de sentido que el *lawmaker* tome las preferencias individuales como base para el diseño de la propia regulación ambiental, entonces (i) aquel podría optar por despreocuparse de tratar de satisfacer tales preferencias al momento de diseñar la regulación, y en su lugar, basar la regulación en otro tipo de objetivos, por ejemplo, basar la decisión en un análisis costo-beneficio más amplio (Sunstein & Reisch, 2014, pág. 132). Adicionalmente, (ii) si las preferencias son una función del *status quo* señalado en la asignación inicial, entonces, en lugar de tratar de satisfacer ciertas preferencias como algo “dado”, el regulador podría dirigirse a establecer entonces “cuáles” preferencias deberían formarse los individuos.

En desarrollo de las consideraciones normativas resaltadas vale decir que existen casos como el de la generación de energía eléctrica en el que la utilización de fuentes no contaminantes, si bien suele imponer mayores costos adicionales a los usuarios del servicio; estos costos suelen ser compensados con mayores beneficios sociales (consecuencia por ejemplo de la menor contaminación). En este caso, aunque *ex ante* no sean identificables las preferencias de los usuarios acerca de la opción contaminante o la no contaminante, un análisis costo-beneficio más amplio parece sugerir esta última, y por tanto, sería recomendable que el regulador establezca “cuáles” preferencias debieran formarse los usuarios. Consistente con el pronóstico del “efecto dotación” y el sesgo de *status quo*, existen evidencias empíricas de que cuando la elección por defecto (*default*) es que el usuario obtendrá la energía inicialmente de una fuente no contaminante, este último rara vez modifica la elección hacia la opción contaminante, ello aun cuando esta última esté disponible y sea más barata que la primera (Picherta & Katsikopoulos, 2008). Dicho de otra manera, cuando el regulador establece inicialmente que los usuarios elijan fuentes de energías alternativas no contaminantes, en este caso, las preferencias de los usuarios *ex post*, efectivamente tienden a dirigirse hacia el uso de las mismas.

#### **4.2.- ¿Cómo mitigar la incidencia del efecto dotación en materia ambiental?**

Ahora, respecto de la segunda pregunta, y partiendo incluso de la tesis normativa de Sunstein (1986) y (1993), Korobkin (2014, pág. 319 y ss) sugiere una consideración adicional a saber: Existen casos en los que no es fácil evaluar los costos y beneficios asociados a cada una de las alternativas de asignación de titularidades y en los que por tanto no sería claro definir “cuáles” preferencias debieran formarse los individuos (por ejemplo, considérese la decisión de establecer qué actividades se permiten al interior de un área natural protegida). En estos casos quizá el regulador no tenga alternativa diferente a tratar de mitigar la incidencia del efecto dotación para así poder monitorear de manera más objetiva las preferencias acerca de lo que debe ser la regulación. Sin embargo, dado que la asignación inicial señala el punto de referencia a partir del cual se moldean las preferencias individuales acerca de lo que debe ser la regulación ambiental, entonces sugiere Korobkin, el regulador podría entonces tratar de hacer más incierto, es decir “obscurecer” tal punto de referencia, a fin de poder monitorear las preferencias individuales y colectivas de una forma más neutral.

Dos posibles estrategias se erigen a fin de “obscurecer” la asignación inicial de la titularidad, que de esta forma, mitigue la incidencia del efecto dotación: (i) Establecer en la regulación “estándares” de comportamiento en lugar de “reglas”, o (ii) Establecer regulaciones ambientales “temporales”. La primera de estas estrategias será abordada brevemente tal como sigue, la segunda –por su relativa mayor importancia– será abordada con mayor detalle en sección aparte.

##### **3.2.1.- ¿Cuándo preferir “estándares” sobre “reglas” en materia ambiental?**

Para evitar ambigüedades, entiéndase por “regla” aquella norma en la que la verificación de un conjunto restringido de hechos conlleva necesariamente a una determinada consecuencia jurídica al punto de que es suficiente verificar la ocurrencia de los hechos, dejándose de lado consideraciones subjetivas acerca de los principios de fondo que soportan la norma. En contraste, un “estándar” alude a aquella norma cuya aplicación requiere que se considere un conjunto de principios de fondo aplicable a un conjunto general de hechos con el fin de determinar una eventual consecuencia jurídica<sup>31</sup>. De acuerdo a estas definiciones, y conforme el AED, una “regla” tiende entonces a definir la titularidad de manera más clara la asignación, mientras un “estándar” la define de una manera relativamente más incierta.

Dadas estas definiciones y en desarrollo de la propuesta regulatoria de Korobkin, una forma entonces de “obscurecer” el sentido de la asignación inicial de la titularidad –y por tanto, mitigar el efecto dotación en materia medioambiental– es precisamente favoreciendo el establecimiento de “estándares” sobre “reglas”. La consistencia de esta tesis se soporta en el argumento de que si el efecto dotación supone –por definición– que la asignación de la titularidad por sí misma provoca sensibles divergencias entre la DAA del asignatario inicial y la DAP del no-asignatario, entonces, cuando la asignación no está claramente definida, esto es, cuando aquella se establece a través de un “estándar”, no habría razón para que se provocase tal divergencia (Korobkin R. , 2000, pág. 51).

En este orden, una “regla” que establezca que una empresa deberá indemnizar los perjuicios que su contaminación produzca conllevará a que –según el efecto dotación– los afectados por la contaminación sobrevaloren el monto de los perjuicios (DAA) si es que la empresa optase por contaminar, ello en comparación a lo que aquellos estarían dispuestos a pagar (DAP) si es que la

---

<sup>31</sup> Respecto de las similitudes y diferencias entre “estándares” y “reglas” en el sentido anotado, véase Sullivan (1992, pág. 58) y Korobkin (2000, pág. 23)

regulación establece la “regla” –contraria– según la cual, los afectados pueden detener la contaminación que causa la empresa, a cambio de una compensación<sup>32</sup>. Para prevenir estas divergencias entre la DAA y la DAP, el regulador podría establecer mas bien un “estándar” según el cual se permite un nivel “razonable” de contaminación, lo cual ciertamente “obscorece” el sentido de la asignación inicial de la titularidad, y por tanto, según Korobkin (2000, pág. 52) y (2014, pág. 320) se mitigaría la incidencia del efecto dotación, luego se incentiva a que las partes negocien entre ellas, *vgr.* que acuerden quién entre ellas puede mitigar los efectos de la contaminación a menor costo<sup>33</sup>.

Vale decir sin embargo que esta estrategia regulatoria adolece de una importante limitación: Conforme el Teorema de Coase, si la asignación de la titularidad no está claramente definida (y a esto se refiere “obscorecer” el punto de referencia) ello impacta negativamente los costos de transacción<sup>34</sup>; luego al optarse por un “estándar” que admita por ejemplo un nivel “razonable” de contaminación, ello requiere que las partes lleguen a un acuerdo adicional –evitable en el caso de la “regla”– acerca de lo que se considera “razonable” lo cual supone mayores costos asociados a la negociación<sup>35</sup>. Sin embargo, téngase en cuenta que, (i) la indefinición en la asignación es solo uno de múltiples determinantes de los costos de transacción, y (ii) que según el mismo Teorema la definición “clara” del derecho es relevante solo cuando tales costos son relativamente bajos<sup>36</sup>. Por tanto, la adopción de un “estándar” es preferible a la adopción de una “regla”, incluso en materia ambiental, pero solo en contextos de bajos costos de transacción (Korobkin R. , 2000, pág. 52).

Con todo, y a título de síntesis de esta cuarta sección, puede decirse: Existe un grupo de casos en materia ambiental en los que un análisis costo-beneficio bien puede informar al regulador acerca de la manera en que debe asignarse cierta titularidad. Consecuente con el efecto dotación, esta forma de regulación tenderá a moldear *a posteriori* las preferencias y la manera como los individuos valúan ciertos recursos medioambientales. A su turno, existe un segundo grupo de casos en los que existen dificultades para realizar un análisis costo-beneficio (circunstancia común en materia ambiental); en estos casos quizá el regulador deba más bien tratar de mitigar el efecto dotación, para así poder monitorear de manera objetiva las preferencias individuales acerca de lo que debe ser la regulación. En este caso, una estrategia regulatoria plausible consiste en hacer mas incierta, es decir “obscorecer” el sentido de la asignación inicial estableciendo “estándares” de comportamientos en lugar de “reglas”. Empero, esta estrategia regulatoria resulta apropiada y se restringe solo a aquellos contextos en que los costos de transacción son relativamente bajos (lo cual es más bien excepcional en materia ambiental).

---

<sup>32</sup> Nótese que estas dos opciones de reglas coinciden con las dos mismas que evalúan Calabresi y Melamed (2011, pág. 392 y ss) a efectos de determinar cuál de ellas es más eficiente para controlar la contaminación.

<sup>33</sup> Un argumento adicional que ofrece el mismo Korobkin (2014, págs. 319-320) y que apoya el establecimiento de “estándares” sobre reglas se basa en el hecho de que la existencia de una disputa legal entre dos partes supone por definición que la titularidad no está claramente definida. En estos casos, existen evidencias empíricas (Farnsworth, 1999) que señalan que, previo a someter tal disputa a la decisión de un juez, las partes suelen llegar fácilmente a acuerdos, ello en comparación a lo que sucede cuando el juez ya ha resuelto la disputa, es decir, cuando la titularidad queda claramente definida, en este caso (contrario al pronóstico del Teorema Coase) las partes raramente reasignan la titularidad a través de una negociación.

<sup>34</sup> Según una de las definiciones del “costo de transacción” este se entiende como el costo asociado a la definición (y al mantenimiento) de los derechos de propiedad (Allen, 1999, pág. 898)

<sup>35</sup> Para un análisis económico general –en clave de costos de transacción– acerca de la manera como la mayor o menor claridad de la asignación inicial, esto es, si se asigna la titularidad a través de una regla o un estándar, véase Scott (1995)

<sup>36</sup> “Si las transacciones de mercado no son costosas, todo lo que importa es que los derechos de las partes estén bien definidos...” (Coase, 1960, pág. 1960)

Así las cosas, resta abordar un tercer grupo de casos en los que existen dificultades para basar la regulación en un análisis costo-beneficio y en donde los costos de transacción son relativamente altos. Es en este contexto en que consideramos apropiada otra estrategia regulatoria sugerida subrepticamente por el mismo Korobkin (2014, pág. 320) según la cual las titularidades se asignan a través de “reglas” que señalen puntos de referencia claramente definidos, pero condicionados en el tiempo que, por el hecho de ser asignaciones “temporales”, eviten que los individuos se formen una preferencia estable, una expectativa clara acerca de cuál será la trayectoria *a posteriori* de la regulación definitiva.

Esta estrategia la consideramos particularmente relevante para nuestros efectos pues, además de que Korobkin no presenta un desarrollo específico para el contexto ambiental, esta se considera pertinente en la medida que, además de mitigar la incidencia del efecto dotación, permite al regulador obtener información objetiva acerca de la valoración económica, es decir, las preferencias de los individuos acerca de la regulación medioambiental incluso en escenarios de altos costos de transacción. Por su relativa importancia, a esta estrategia regulatoria nos referimos con detalle en la sección que prosigue.

#### **5.- REGULACIONES TEMPORALES: UNA ALTERNATIVA DE REGULACIÓN EN EL CONTEXTO MEDIOAMBIENTAL.**

Como se ha señalado, cada asignación inicial de cualquier titularidad, sin importar su contenido sustancial, señala un punto de referencia (*status quo*) a partir del cual se moldean *ex-post* las preferencias individuales y por lo mismo, el efecto agregado de las mismas; de suerte que si otra hubiese sido la asignación inicial, de otra manera se hubiesen moldeado las preferencias, y por tanto, otro también hubiese sido el resultado final.

Sobre el particular, y como se infiere de lo indicado en la sección 3.2, la noción de la “*dependencia de la referencia*”, supone que el resultado final, es decir, el equilibrio hacia el que tiende una situación social no solo depende de los costos y los beneficios totales que se generan en una situación en comparación con otra, sino que, según el efecto dotación, dicho equilibrio dependen también de la manera cómo se asigna inicialmente la titularidad. A su turno, y como se señaló en la sección 3.1., en presencia del efecto dotación, la satisfacción del criterio de maximización del bienestar – defendido por el AED– a partir de cierta asignación inicial de las titularidades se torna en una cuestión más bien ambigua en el sentido que el resultado final al que conduce determinada asignación puede considerarse simultáneamente eficiente en un sentido pero ineficiente en otro.

Puede decirse entonces, cada asignación inicial contiene su propio resultado final que tiende a gravitar en torno a un punto de equilibrio<sup>37</sup>, pero independientemente, cada resultado final difiere de aquel otro que se habría alcanzado si la asignación inicial hubiese sido diferente. De manera que existen situaciones sociales que admiten varios resultados finales y la consecución de cada uno de estos depende de la manera cómo se ha asignado inicialmente la titularidad. De esta situación de “equilibrios múltiples” dependientes de la asignación inicial se derivan profundas y problemáticas

---

<sup>37</sup> Según Ginsburg, Masur, & McAdams (2014) un punto de equilibrio se define en este caso como “...el resultado al que conlleva un patrón de comportamiento que es estable en el sentido que ningún individuo mejora su situación cambiando su comportamiento, dado lo que los demás individuos hacen.” (pág. 293)

implicaciones incluso en el contexto de las ciencias sociales en general (Medina, 2011), y en la valoración de los recursos ambientales en específico.

*“Algunas situaciones [sociales] suponen equilibrios múltiples: múltiples patrones de comportamiento que una vez alcanzados, tienden a estabilizarse. Cuando esto es así, no hay razón para afirmar que el resultado al que conduce la competencia en el mercado será necesariamente el mejor, es decir, el “óptimo social global”. En lugar de ello, puede tratarse simplemente de un “óptimo local”. En cualquier caso, el resultado final depende arbitrariamente del punto de partida [la asignación inicial]; por tanto, no todos estos puntos conducen necesariamente a la eficiencia.” (Ginsburg, Masur, & McAdams, 2014, pág. 293) (subrayas fuera de texto)*

Conforme la cita transcrita, una situación social de “equilibrios múltiples” dependientes de la asignación inicial, implica entonces que cada asignación conduce a su propio resultado, este es, puede denominarse como un “óptimo social local” que puede o no ser simultáneamente el “óptimo social global”, de suerte que, y esta es la clave, en ocasiones es necesario que el regulador –desde un punto de vista normativo– identifique cuál de los diferentes “óptimos locales” corresponde (al menos con mayor probabilidad) al “óptimo social global”.

A título ilustrativo, y más allá de lo que sucede en el contexto de la regulación medioambiental, uno de los casos paradigmáticos que evidencia la existencia de situaciones de “equilibrios múltiples” dependientes de la asignación inicial es el de los disimiles resultados a los que arriban diferentes ordenamientos según el tipo de reglas que cada uno establece sobre presunción de donación de órganos *post-mortem*. En breve, algunos países como Dinamarca, Países Bajos, Reino Unido y EE.UU, establecen un sistema *opt-in choice*, según el cual en ausencia de consentimiento expreso de la persona (en vida) se presume que esta decidió “no” ser donante; empero, en caso de querer ser donante, basta con la manifestación individual y explícita de la voluntad en este sentido. Otros países como España, Bélgica, Francia y Hungría, han establecido un sistema *opt-out choice*, que en contraste con el primero, supone que en ausencia de consentimiento se presume la voluntad de “sí” ser donante<sup>38</sup>.

Ahora, al contemplarse los resultados finales, es decir, los puntos de equilibrio a los que conduce cada sistema (el *opt-in choice* y el *opt-out choice*), se observan importantes diferencias entre uno y otro, es decir, se trata de una situación de “equilibrios múltiples” dependientes de la asignación inicial. De manera consecuente con el efecto dotación y el sesgo de *status quo*, mientras que en países *opt-in choice*, solo entre el 4.3% y el 27.5% de las personas modifican la asignación inicial (*status quo*) y por tanto optan por ser donantes, en países *opt-out choice*, entre el 86% y el 99.9% de las personas mantienen la asignación inicial, y por tanto también optan por ser donantes (Johnson & Goldstein, 2003), (Johnson & Goldstein, 2004) y (Abadie & Gay, 2006).

Considerados independientemente, el resultado agregado al que llega cada sistema puede considerarse un “óptimo local”. Sin embargo, en este caso un análisis costo-beneficio llevaría a recomendar aquel sistema que maximice la tasa de donantes de órganos (Whitinga, Kiberdb, Kaloc, Keownd, Roelse, & Kjerulf, 2004). Así las cosas, el resultado al que conduce el sistema *opt-out choice*

---

<sup>38</sup> Un resumen sobre los diferentes sistemas de consentimiento presunto *opt-in choice* y *opt-out choice* en Europa sobre donación de órganos *post-mortem*, se puede consultar en Gevers, Janssen, & Friele (2004)

puede considerarse un “óptimo social global”. En este orden, y desde una perspectiva normativa es clara la manera como el regulador debe asignar inicialmente las titularidades en este caso<sup>39</sup>.

Empero, si bien en el caso de las reglas sobre donación de órganos un análisis costos-beneficio permite determinar fácilmente cuál asignación inicial de titularidades conduce a un “equilibrio local” que puede considerarse además como el “óptimo social global”, lo cierto es que en contextos de equilibrios múltiples, este tipo de análisis es –lastimosamente– excepcional. En general no es fácil determinar a través de un análisis costo-beneficio cuál de los resultados finales a los que conduce cada asignación inicial de derechos puede considerarse el “óptimo social global”.

Así, como se defendió a lo largo del texto, en el caso de la regulación medioambiental, la asignación inicial de una titularidad expresable en un derecho de no-contaminación, conducirá a la sociedad a un punto de equilibrio, que como consecuencia del efecto dotación, diferirá del equilibrio que se alcanzaría si se asigna la titularidad bajo un derecho de contaminación. Sin embargo, aunque pueda conjeturarse que un derecho de no-contaminación puede conducir a la sociedad al “óptimo social global”, y que por tanto, la asignación contraria conduciría a la sociedad a un equilibrio sub-óptimo, lo cierto es que es que existen múltiples dificultades que impiden establecer con precisión cuál de los diferentes resultados alcanzables a través de diferentes asignaciones puede considerarse como el “óptimo social global”.

En efecto, además de los ya conocidos problemas asociados a la valoración de recursos medioambientales mencionados en la primera y segunda parte de texto, entre ellos, la presencia de sesgos cognitivos y la manera como estos distorsionan los resultados a los que conducen la aplicación de métodos de valoración económica de los recursos medioambientales tales como el método de “valoración contingente”; lo cierto es que la drástica divergencia entre la DAA y la DAP respecto de titularidades relacionadas con recursos medioambientales –consecuencia del efecto dotación–, genera obstáculos para desarrollar un análisis costo-beneficio que permita identificar cuál de las diferentes formas de asignación inicial (*vgr.* el derecho a preservar o el derecho a contaminar) genera una situación de equilibrio que pueda considerarse –al menos mas probablemente– como un “óptimo social global”.

Sin embargo, a título de hipótesis, dado que en el contexto medioambiental suelen existir dificultades para basar la regulación en un análisis costo-beneficio, resulta recomendable optar entonces por “regulaciones temporales” en contraste a la tradicional estrategia de establecer “regulaciones definitivas”, ello con el fin de que el regulador pueda obtener información objetiva acerca de las preferencias y las valoraciones económicas de los individuos acerca de lo que debe ser *a posteriori* la regulación medioambiental, ello incluso en escenarios de altos costos de transacción.

Para efectos de defender esta hipótesis, vale mencionar una reciente investigación de Ginsburg, Masur, & McAdams (2014) en la que se toma el caso de las políticas regulatorias sobre el consumo de cigarrillos en los bares en diferentes ciudades. En concreto, en este caso quizá el enfoque económico convencional tienda a favorecer una política de “no regulación”, pues, dado que entre la población existen fumadores y no fumadores entonces –se supone que– la libre competencia en el

---

<sup>39</sup>Johnson & Goldstein (2003, pág. 1339) y Abadie & Gay (2006, pág. 613) recomiendan –también desde una perspectiva normativa– la implementación de un sistema *opt-out choice* en EE.UU y en el Reino Unido, ello dados los mayores beneficios –expresado en el mayor cantidad de vidas salvadas– que este sistema produce en comparación con la alternativa *opt-in choice*.

mercado tenderá a producir una cantidad óptima de bares que satisfaga las preferencias individuales tanto de unos como de otros tipos de consumidores. Sin embargo, a través de una prueba empírica, los investigadores encontraron que en aquellas ciudades carentes de regulación anti-tabaco y en las que por tanto no existen restricciones para el consumo de cigarrillos, el resultado final, el “óptimo local” es que el 100% de los bares permiten fumar, es decir, virtualmente el mercado no produce ninguna opción que se adecúe a las preferencias de los no fumadores (Ginsburg, Masur, & McAdams, 2014, pág. 341 y ss). En contraste, un enfoque más paternalista quizá tienda a favorecer la prohibición del consumo de cigarrillos; en consecuencia, en este caso el resultado predecible será que el 0% de los bares permitiría fumar, es decir, en este segundo caso, el mercado no produce ninguna opción que se adecue a las preferencias de los fumadores, sin embargo, *stricto sensu* este segundo resultado no es más que la consecuencia de la prohibición por lo que no hay razones para afirmar que corresponde a un “óptimo local”, y con más razón tampoco podría asegurarse que se trata de un “óptimo social global”.

Ahora, si cada forma de regular el consumo de tabaco en bares conduce a un punto de equilibrio diferente ¿Cuál de estos puede considerarse el “óptimo social global”? ¿Acaso dicho equilibrio óptimo no podría estar en un estado intermedio, digamos 60% de bares para fumadores y 40% de bares para no-fumadores? ¿De qué herramientas puede valerse el regulador para determinar dicho óptimo? Si en este caso existen dificultades para basar la regulación en un análisis costo-beneficio o en una valoración contingente (*vgr.* ¿Cuál es la magnitud de los beneficios que derivan los fumadores de poder fumar en un bar? ¿Cuál es la DAP de los no-fumadores por contar con bares que no permitan fumar?), y además pareciera que existen altos costos de transacción (*vgr.* ¿Por qué en ausencia de regulación anti-tabaco los no-fumadores no encuentran ningún bar en el que no se permita fumar?) entonces ¿Cómo puede monitorearse a partir de la regulación y de forma más objetiva, las preferencias de los individuos acerca de lo que debe ser *a posteriori* la misma regulación?

Para resolver estas cuestiones, lo primero es que los mismos Ginsburg, Masur & McAdams (2014, pág. 315 y ss) explican la disimilitud entre los resultados finales observados como una consecuencia de lo que ellos mismos denominan como “*dependencia de la trayectoria*”, la cual se define como un proceso en el cual una situación inicial (*status quo*) tiende a modificar las preferencias y los comportamientos de los individuos y por esta vía, puede conducir a la sociedad a quedar atrapada en un equilibrio sub-óptimo, esto último, incluso cuando un mejor resultado, un “óptimo social global” es alcanzable. Vale decir, dentro de los determinantes de la “*dependencia de la trayectoria*” y de los múltiples equilibrios alcanzables, los autores refieren factores comportamentales tales como los efectos red (*network effects*), mecanismos de señales (*signalling*), así como anomalías cognitivas como el efecto dotación y sesgo de *status quo*.

Como se puede constatar, la noción de la mencionada “*dependencia de la trayectoria*” es bastante similar a la definición de la “*dependencia de la referencia*” a la que nos referimos previamente. Concretamente, nótese que en una y otra definición, el efecto dotación y el sesgo de *status quo* se presentan como factores explicativos de los diferentes resultados sociales que eventualmente pueden tratarse de equilibrios sub-óptimos; nótese también que en cualquiera de las definiciones, tales anomalías generan obstáculos –barreras informativas– que le impiden al regulador monitorear las preferencias individuales de una manera objetiva, y por lo mismo, no le permiten identificar con claridad cuál es el “óptimo social global”, y por tanto, tampoco el sentido que debería tener la regulación.

Con todo, es en casos como el reseñado en el que resulta recomendable la implementación de “regulaciones temporales” como un paso previo al establecimiento de “regulaciones definitivas”. Esto es, cuando se presente las siguientes condiciones fácticas: (i) que se trate de un contexto de altos costos de transacción; (ii) que existan dificultades para que el regulador base la regulación en un análisis costo-beneficio; y (iii) que la manera cómo se asigne inicialmente la titularidad –y consecuencia del efecto dotación y el sesgo de *status quo*– pueda conducir eventualmente a la sociedad a un equilibrio sub-óptimo.

Para demostrar la utilidad de esta propuesta normativa, vale referir nuevamente el estudio de Ginsburg, Masur, & McAdams (2014, pág. 341 y ss), quienes analizan el caso concreto de dos ciudades cercanas (Champaign y Urbana) ubicadas ambas cerca de la Universidad de Illinois en EE.UU. Hasta mediados del año 2006, ninguna de estas ciudades había introducido ninguna regulación sobre el consumo de cigarrillo en bares; este primer momento (primera asignación), llevó a que ningún bar prohibiese privadamente el consumo de cigarrillos (primer óptimo local). Después, en enero de 2007 y por diferentes razones, los gobiernos de cada ciudad establecieron la prohibición del consumo (segunda asignación), lo que llevó a que ya no se pudiese fumar en ningún bar (segundo óptimo local). Posteriormente, en mayo de 2007, el gobierno de la ciudad de Champaign retiró la prohibición (es decir, retornó a la primera asignación) mientras que Urbana continuó con ella. Sin embargo, en contra del pronóstico de la economía convencional, en Champaign no se retornó al primer “equilibrio local”, sino que ocurrió una tercera situación de equilibrio en la cual, el 40% de los bares mantuvieron privadamente la prohibición, mientras el 60% restante efectivamente la levantó.

Según los investigadores, la distribución de bares 60-40% que ocurrió en Champaign (tercer “equilibrio local”) es al menos más probable que se acerque al “equilibrio social global”. En su opinión, tanto el primero como el segundo equilibrio local eran en realidad equilibrios sub-óptimos, pero fue la implementación de una regulación temporal lo que permitió descubrir cuál era más probablemente el “equilibrio social global”. Adicionalmente, la regulación “temporal” en Champaign, permitió descubrir una cantidad importante de información acerca las preferencias de las personas que no podría haberse conocido de otra forma, y que bien pudo haber sido utilizada por el *lawmaker* para diseñar *a posteriori* la regulación definitiva. Al respecto, los investigadores tuvieron la oportunidad de entrevistar a varios de los administradores de bares en Champaign y Urbana. Hasta 2006 (antes de la prohibición) aquellos tendían a afirmar que permitían fumar en sus respectivos bares pues –en su opinión– así lograban atraer a una mayor cantidad de clientes; también decían que nunca habían contemplado seriamente la idea de no permitirlo, y que una eventual prohibición les parecía una vulneración a su propia libertad y la de sus clientes. Sin embargo, posterior al retiro de la prohibición en Champaign, aquellos administradores que decidieron mantenerla privadamente argumentaban por ejemplo, que durante la prohibición habían aprendido lo placentero que era contar con un ambiente libre de humo; también adujeron que no habían vuelto a permitir que se fumara en su bar porque percibían el ambiente como más favorable para su actividad; y otros afirmaron que algunos de sus clientes regulares habían dado un mayor valor relativo, es decir, habían mostrado una mayor preferencia por mantener la prohibición.

Ahora, existe una importante identidad conceptual entre el caso de la regulación del consumo de cigarrillos en bares u otros sitios públicos por un lado, y la mayoría de problemas relacionados con la valoración económica y la regulación sobre recursos medioambientales a saber: (i) En uno y otro caso se trata de un típico problema de definición y asignación de titularidades sobre externalidades, *vgr.* los costos externos que la acción de los fumadores o de los contaminadores imponen sobre los

no fumadores o sobre quienes no desean la contaminación; además (ii) en uno y otro caso existen múltiples dificultades para valorar económicamente los intereses en conflicto (*vgr.* el derecho de los fumadores o de los contaminadores *vs.* el derecho de los no fumadores o de quienes prefieren un ambiente libre de contaminación) y por tanto basar la regulación en un análisis costo-beneficio; finalmente (iii) en uno y otro caso, el efecto dotación y el sesgo de *status quo* predicen que la asignación inicial moldeará las preferencias de los individuos, de suerte que se puede conducir a la sociedad a un resultado final que eventualmente puede tratarse de un equilibrio sub-óptimo.

Esta identidad entre los problemas indicados permite especular que varios contextos concretos relacionados con la gestión y asignación de titularidades sobre recursos medioambientales bien pudieran abordarse desde la óptica de las “regulaciones temporales”, ello con el fin de mitigar la incidencia del efecto dotación, y de esta manera, poder monitorear las preferencias individuales respecto de los recursos medioambientales de una manera más neutral. En lo que resta de esta sección del trabajo, proponemos someramente dos posibles aplicaciones concretas de este tipo de regulación:

#### **4.1.- Aplicación: Mercados temporales de agua:**

Uno de los problemas más recurrentes en el contexto de los recursos medioambientales es el relacionado con la gestión y el uso eficiente de los recursos hídricos (ríos, aguas subterráneas, cuencas hidrográficas, etc.). Sobre el particular, en varios ordenamientos se suele considerar el recurso hídrico como un recurso público en el sentido que su titularidad está en cabeza del gobierno, quien con base en unos objetivos predeterminados (*vgr.* maximizar la producción de energía o fortalecer los ecosistemas), gestiona el uso del recurso a través de diferentes mecanismos regulatorios como otorgar concesiones a agentes privados o prohibiciones al uso. Sin embargo, es evidente la creciente escasez del recurso a nivel global, situación determinada por múltiples factores, entre ellos, por ejemplo el sobreuso y subvaloración del recurso, circunstancia incentivada por la despreocupación y falta de herramientas para una efectiva gestión gubernamental, así como también por la implementación de políticas de subsidios en algunos países (United Nations, 2006, pág. 3).

Para afrontar tales problemas de escasez, algunos países (*vgr.* Chile, Australia, España) han optado por implementar “mercados de agua” en los cuales el gobierno delimita el contenido de unas titularidades iniciales sobre el recurso, las asigna a diferentes agentes –en ocasiones a través de una subasta– y posteriormente permite que estos negocien con la titularidad, lo cual tenderá a generar una situación de equilibrio, en la cual los recursos gravitan “supuestamente” alrededor de los usos económicos más valiosos. Sin embargo, este tipo de soluciones suelen criticarse por sus efectos negativos en materia de distribución y de equidad (Hadjigeorgalis, 2009, pág. 61), que en ocasiones suelen corregirse mediante la aplicación de subsidios a la demanda del recurso.

De otra parte, también se ha objetado que al agua se le asocia un “valor social” el cual impide que esta pueda ser tratada como un producto (*commodity*) más, pues además se trata de un presupuesto necesario para el desarrollo y mantenimiento de la sociedad, que incluso la hace factible. Como se indicó en la sección segunda del trabajo, este “valor social” no logra ser capturado completamente por las preferencias individuales, lo que afecta sensiblemente la eficiencia de los intercambios, y por tanto, ello permitiría cuestionar la implementación de un mercado como mecanismo de gestión del recurso (Brajer & Martin, 1990).

Así las cosas, cuando el agua se gestiona como un recurso público (primera asignación), se suelen presentar como resultado, problemas de sobreuso y subvaloración del recurso (primer “equilibrio local”), los cuales en ocasiones tratan de solucionarse a través de la implementación de mercados del agua (segundo asignación), mediante los cuales los recursos tienden a dirigirse “supuestamente” hacia los usos más valiosos (segundo “equilibrio local”), pero aparentemente, las transacciones que se realizan en el mercado no logran captar las diferentes connotaciones, los diferentes valores asociados al recurso. El problema al que se enfrenta el regulador en este caso no es menor, pues ni una ni otra situación le transmiten información consistente acerca del valor económico objetivo del agua para los diferentes miembros de la sociedad.

En este contexto parece entonces recomendable optar por un mercado “temporal” de agua, en el cual por ejemplo, el gobierno podría adjudicar mediante una subasta algunas titularidades temporales de uso sobre el recurso (5 años), y además permitir que los diversos agentes negocien con dichas titularidades durante el término de vigencia de estas; simultáneamente el regulador podría monitorear y obtener información de cómo se reasignan las titularidades en el mercado, y una vez finalizado el término preestablecido, el mismo regulador contaría con mayor y mejor información para efectos de diseñar una política regulatoria definitiva, en la cual podría por ejemplo, mantener el mercado, pero incluyendo subsidios dirigidos a quienes por condiciones económicas (*vgr.* pequeños agricultores) se verificó que en su momento no pudieron acceder al mercado temporal.

#### **4.2.- Aplicación: Cargos-temporales-por congestión vehicular:**

Otro de los problemas recurrentes en materia medioambiental es el de la congestión y contaminación del aire producida por el uso excesivo de vehículos automotores. Para controlar este problema, algunas ciudades han implementado políticas de aplicación de “cargos por congestión” mediante los cuales se cobra a los usuarios de vehículos por el acceso a ciertos sectores de la ciudad<sup>40</sup>. La idea de fondo es que dichos cargos desincentiven el uso de los vehículos particulares y que simultáneamente, incentiven el uso de soluciones más limpias como el transporte público.

Por supuesto, este tipo de medidas suelen ser bastante impopulares y tienden a ser rechazadas por la ciudadanía incluso antes de su implementación. Así por ejemplo, a mediados de la década anterior, el gobierno de la ciudad de Edimburgo (Escocia) realizó un plebiscito a través del cual preguntó a los ciudadanos si estaban de acuerdo con la implementación de cargos por congestión en la ciudad. En este caso, solamente la cuarta parte de los votantes estuvieron de acuerdo, por lo que la medida no pudo ser implementada en la ciudad. Sin embargo, el caso de Edimburgo contrasta con el de Estocolmo, ciudad que en Septiembre de 2006 efectuó un referendo en el que también se le preguntó a la ciudadanía si estaban de acuerdo con la implementación de cargos por congestión; en este caso, el 54% de los votantes aprobaron la medida, la cual por tanto fue introducida y hoy día continua vigente (Hårsman & Quigley, 2010, pág. 855 y ss) y (Ginsburg, Masur, & McAdams, 2014, pág. 354).

Ahora, quizá la razón fundamental que determinó el apoyo de la medida entre los habitantes de Estocolmo, es que en esta ciudad (a diferencia de lo que ocurrió en Edimburgo) previo al referendo, los cargos de congestión se implementaron como una “regulación temporal” como paso previo a la

---

<sup>40</sup> Entre las ciudades que han implementado esta medida se encuentran por ejemplo, Londres, Singapur, San Diego, Estocolmo, Oslo, entre otras.

“regulación definitiva”. Concretamente, previo a la realización del referendo, entre enero y julio de 2006 se “probó” temporalmente la medida en la ciudad. Más allá de los eventuales efectos que tuvo esta durante este periodo de prueba<sup>41</sup>, lo cierto es que antes de ella, en 2002, solo el 47% de los holmienses estaban de acuerdo con la medida (Hårsman & Quigley, 2010, pág. 859), pero posterior a ella, el apoyo ascendió a más de la mitad.

Ginsburg, Masur, & McAdams (2014, pág. 354) intuyen que las razones por las cuales el apoyo ciudadano al cargo por congestión se incrementó, hasta lograr la mayoría es que durante el periodo de prueba de la medida, las personas pudieron probar los beneficios de tener menos congestión y demoras en sus trayectos; también tuvieron la oportunidad de probar y ajustar sus patrones de conducción, o simplemente pudieron disfrutar los menores precios asociados al uso del transporte público.

Con todo, la experiencia de Estocolmo demuestra los potenciales beneficios de la implementación de regulaciones temporales para (i) recabar información de la que se puede valer el regulador para determinar de manera no arbitraria el valor económico de los recursos medioambientales, lo que a lo postre permite diseñar de mejor manera la regulación definitiva<sup>42</sup>; (ii) la determinación del que se puede considerarse el “óptimo social global” en una situación de equilibrios múltiples dependientes de la referencia, e incluso, (iii) esta experiencia denota que las regulaciones temporales pueden dotar a la regulación definitiva de mayor legitimidad. De hecho, hoy día Estocolmo es la única ciudad en el mundo que ha logrado implementar los cargos por congestión vehicular con el apoyo de un mecanismo formal y democrático de participación ciudadana.

## CONCLUSIONES

Los defensores del AED suelen defender una serie de tesis acerca de la forma en que, (i) desde una perspectiva descriptiva se supone que las normas jurídicas, así como los precios, moldean el comportamiento de las personas (que se suponen racionales), y por otro lado, (ii) desde una perspectiva normativa, el AED pretende además recomendar al regulador la manera en que este debiera diseñar dichas normas a fin de obtener un resultado que se requiere que sea eficiente. Este par de tesis poseen múltiples expresiones y estrechas relaciones entre si. Así, una de las matizaciones del criterio eficientista al que apunta el AED, defiende que la norma debe diseñarse de manera que se “maximice el bienestar social”, esto es, asignar las titularidades de forma tal que se maximice la diferencia entre lo máximo que las personas están dispuestas a pagar por obtener algo (lo que en lenguaje de economistas se denomina “disposición a pagar”- DAP), y lo mínimo que están dispuestas a recibir por renunciar a lo mismo (que se denomina como “disposición a aceptar” DAA). Como se ha defendido por los *iuseconomistas*, el criterio de eficiencia entendido de esta manera permite al regulador ampararse en el AED para definir la asignación correcta de titularidades respecto de las cuales no existe incluso un mercado explícito, y en los que eventualmente los precios no permiten capturar adecuadamente el nivel de bienestar alcanzable (Rowley, 1998, pág. 991).

---

<sup>41</sup> Por ejemplo, una reducción de la congestión vehicular del 22%. cfr. reporte nota *infra* 42

<sup>42</sup> Una reporte sobre los resultados de la medida temporal, que incluso fue redactado y puesto a disposición del público antes del referendo puede consultarse en <http://www.stockholmsforsknet.se/upload/The%20Stockholm%20Trial,%20facts%20and%20results%20Expert%20Group%20Summary%20June%202006.pdf> (consultado el 5 de mayo de 2016)

Ahora, uno de los casos específicos en los que el regulador posee dificultades para acudir a un mercado explícito y en el que los precios pueden dar señales equívocas acerca de las preferencias agregadas de los individuos es precisamente el de las titularidades relacionadas con recursos ambientales. En estos casos, los economistas suelen recomendar el uso de métodos dirigidos a establecer de manera no arbitraria el valor económico de los recursos ambientales. Dentro de estos métodos se encuentran aquellos basados en las “preferencias declaradas”, y dentro de estos, destaca concretamente el método de “valoración contingente”, en el cual se busca identificar lo que las personas están dispuestas a pagar (DAP) o lo que están dispuestas a aceptar (DAA) por evitar o producir cierto cambio en el medio ambiente, esto último, conforme lo que las mismas personas declaran explícitamente en una encuesta o en un ambiente controlado.

Sin embargo, es en estos mismos casos de ausencia de mercados explícitos y en los que por tanto la valoración de los recursos ambientales requiere identificar las preferencias a partir de lo que estas mismas declaren, en los que hay mayor incidencia de sesgos cognitivos tales como “efecto dotación”, lo cual incluso profundiza las dificultades para que el regulador determine cuál asignación se considera como maximizadora del bienestar. Así, si conforme el “efecto dotación” las preferencias de los individuos dependen sensiblemente de la manera como se asigne inicialmente la titularidad (*vgr.* que la diferencia entre la DAA de los asignatarios iniciales y la DAP de los no-asignatarios tiende a expandirse una vez efectuada la asignación) entonces, tiene poco sentido que el regulador trate de identificar *ex ante* a la asignación tales preferencias. De hecho, como se indicó en el trabajo, a la luz del “efecto dotación”, no es posible para el regulador identificar apriorísticamente y acontextualmente el contenido de las preferencias individuales y agregadas en las cuales poder basar entonces el diseño (eficiente) de la regulación, máxime cuando esta última se refiere a cuestiones ambientales.

Ante el difícil panorama descrito, el presente trabajo pretendió perfilar algunas alternativas de solución a saber: (i) Existen casos en los que pese a la manera como el “efecto dotación” moldea el contenido de las preferencias individuales acerca de la regulación ambiental, es factible sin embargo insistir en un análisis costo-beneficio (en sentido amplio) que informe al regulador la manera en que debe diseñarse dicha regulación. Existen otros casos en los que existen dificultades para adelantar dicho análisis costo-beneficio (algo bastante común en materia ambiental), y en los que por tanto, el regulador no cuenta con una opción diferente a mitigar la incidencia del efecto dotación obscureciendo, incrementado la incertidumbre respecto del sentido de la asignación inicial, ello con el fin de monitorear de manera más objetiva las preferencias individuales acerca de lo que debe ser la regulación ambiental. En concreto, (ii) cuando los costos de transacción son relativamente reducidos, consideramos recomendable asignar la titularidad sobre el recurso ambiental mediante “estándares” de comportamientos, normas estas que por definición definen los derechos de manera más incierta en comparación a las “reglas”. Por otro lado, (iii) cuando los costos de transacción son relativamente altos, recomendamos la posibilidad de implementar “regulaciones temporales” como un paso previo al establecimiento de la “regulaciones definitivas”, que por su propia naturaleza temporal impidan que los individuos se formen una preferencia estable acerca de cuál será la trayectoria *a posteriori* de la regulación ambiental definitiva.

## BIBLIOGRAFÍA

Abadie, A., & Gay, S. (Julio de 2006). The impact of presumed consent legislation on cadaveric organ donation: A cross-country study. *Journal of Health Economics*, 25(4), 599-620.

- Adamowicz, W., Louviere, J., & Williams, M. (1994). Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. *Journal of Environmental Economics and Management*, 26(3), 271-292.
- Allen, D. (1999). *Transaction Costs*. Recuperado el Junio de 2016, de Encyclopedia of Law and Economics Online: <http://encyclo.findlaw.com/0740book.pdf>
- Ariely, D. (2008). *Predictably irrational*. New York: Harper Collins Publishers.
- Arlen, J. (Noviembre de 1998). Comment: The Future of Behavioral Economic Analysis of Law. *Vanderbilt Law Review*, 51(6), 1765-1788.
- Arlen, J., & Talley, E. (2008). Introduction. En J. Arlen, & E. Talley, *Experimental Law and Economics* (págs. xv-lxi). Cheltenham: Edward Elgar Pub.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., & Schuman, H. (1993). *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation*.
- Ayres, I., & Balkin, J. M. (Diciembre de 1996). Legal Entitlements as Auctions: Property Rules, Liability Rules, and beyond. *The Yale Law Journal*, 106(3), 703-750.
- Azqueta, D. (2007). *Introducción a la economía ambiental* (Segunda edición ed.). Madrid, España: McGraw-Hill.
- Bateman, I., Munro, A., Rhodes, B., Starmer, C., & Sugden, R. (Mayo de 1997). A Test of the Theory of Reference-Dependent Preferences. *The Quarterly Journal of Economics*, 112(2), 479-505.
- Bischoff, I. (Marzo de 2008). Endowment effect theory, prediction bias and publicly provided goods: an experimental study. *Environmental and Resource Economics*, 39(3), 283-296.
- Boyce, R., Brown, T., McClelland, G., Peterson, G., & Schulze, W. (Diciembre de 1992). An Experimental Examination of Intrinsic Values as a Source of the WTA-WTP Disparity. *The American Economic Review*, 82(5), 1366-1373.
- Brajer, V., & Martin, W. (Enero de 1990). Water Rights Markets: Social and Legal Considerations: Resource's 'Community' Value, Legal. *American Journal of Economics and Sociology*, 49(1), 35-44.
- Brookshire, D., & Coursey, D. (Septiembre de 1987). Measuring the Value of a Public Good: An Empirical Comparison of Elicitation Procedures. *The American Economic Review*, 77(4), 554-566.
- Brown, T. (2003). Introduction to Stated Preference Methods. En P. Champ, K. Boyle, & T. Brown, *A Primer on Nonmarket Valuation* (págs. 99-110). New York: Springer.
- Calabresi, G., & Melamed, D. (invierno de 2011). Reglas de propiedad, reglas de responsabilidad y reglas de inalienabilidad: Un vistazo a la catedral. En G. Calabresi, *Un vistazo a la catedral* (págs. 363-404). Lima: Palestra.
- Camerer, C. (2004). Prospect Theory in the Wild: Evidence from the Field. En C. Camerer, G. Loewenstein, & M. Rabin, *Advances in Behavioral Economics* (págs. 148-161). New Jersey: Russell Sage Foundation.
- Carmon, Z., & Ariely, D. (Diciembre de 2000). Focusing on the forgone: How value can appear so different to buyers and sellers. *Journal of Consumer Research*, 27(3), 360-370.
- Coase, R. (Octubre de 1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1-44.
- Congdon, W., Kling, J., & Mullainathan, S. (2011). *Policy and choice: public finance through the lens of behavioral economics*. Washington, D.C: The Brookings Institution Press.
- Cooter, R. (Enero de 1982). The Cost of Coase. *The Journal of Legal Studies*, 11(1), 1-33.

- Costanza, R., & Folke, C. (1997). Valuing ecosystem services with efficiency, fairness, and sustainability as goals. En G. Daily, *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems* (págs. 49-70). Washington: Island Press.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., y otros. (1998). The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics*, 25(1), 67-72.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., y otros. (Mayo de 1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*(387), 253-260.
- Costanza, R., de Groot, R., Sutton, P., van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., y otros. (Mayo de 2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152-158.
- Daily, G. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Systems*. Washington: Island Press.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., y otros. (Julio de 2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50-61.
- de Groot, R., Wilson, M., & Boumans, R. M. (Junio de 2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393-408.
- Diamond, P., & Hausman, J. (1993). On Contingent Valuation Measurement of Nonuse Values. En J. Hausman, *Contingent Valuation: A Critical Assessment* (págs. 3-38). Amsterdam: North-Holland.
- Farnsworth, W. (Primavera de 1999). Do Parties to Nuisance Cases Bargain after Judgment? A Glimpse inside the Cathedral. *The University of Chicago Law Review*, 66(2), 373-436.
- Freeman, M. (1979). *The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Furche, A., & Johnstone, D. (2006). Evidence of the Endowment Effect in Stock Market Order Placement. *Journal of Behavioral Finance*, 7(3), 145-154.
- Ginsburg, T., Masur, J., & McAdams, R. (Invierno de 2014). Libertarian Paternalism, Path Dependence, and Temporary Law. *The University of Chicago Law Review*, 81(1), 291-359.
- Hadjiorgalis, E. (Primavera de 2009). A Place for Water Markets: Performance and Challenges. *Review of Agricultural Economics*, 31(1), 50-67.
- Hanemann, M., & Kanninen, B. (1999). The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data. En I. Bateman, & K. Willis, *Valuing Environmental Preferences* (págs. 302-441). New York: Oxford University Press.
- Hanemann, W. M. (Junio de 1991). Willingness to Pay and Willingness to Accept: How Much Can They Differ? *The American Economic Review*, 81(3), 635-647.
- Harder, D., Labao, R., & Ivy, F. (2008). Saving the Philippine Eagle: How Much Would It Cost and Are Filipinos Willing to Pay for It? En Varios, *Willingness to Pay for the Conservation of Endangered Species In Four Asian Countries* (págs. 77-120). Singapore: Economy and Environment Program for Southeast Asia.
- Hargreaves, S. (Mayo de 2013). What is the meaning of behavioural economics? *Cambridge Journal of Economics*, 37, 985-1000.
- Hårsman, B., & Quigley, J. (2010). Political and Public Acceptability of Congestion Pricing: Ideology and Self Interest. *Journal of Policy Analysis and Management*, 29(4), 854-874.
- Holmes, O. W. (1897). The Path of the Law. *Harvard Law Review*, 10, 457-469.

- Horowitz, J. K., & McConnell, K. (Noviembre de 2002). A Review of WTA/WTP Studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 44(3), 426-447.
- Hovenkamp, H. (1991). Legal Policy and the Endowment Effect. *The Journal of Legal Studies*, 20(2), 225-247.
- Issacharoff, S. (1998). Can There Be a Behavioral Law and Economics? *Vanderbilt Law Review*, 51(6), 1729-1745.
- Johnson, E., & Goldstein, D. (Noviembre de 2003). Do Defaults Save Lives? *Science*, 302(5649), 1338-1339.
- Johnson, E., & Goldstein, D. (Diciembre de 2004). Defaults and donation decisions. *Transplantation*, 78(12), 1713-1716.
- Jolls, C. (2007). Behavioral Law and Economics. En P. Diamond, & H. Vartiainen, *Behavioral Economics and Its Applications* (págs. 115-156). New Jersey: Princeton University Press.
- Jones, O., & Brosnan, S. (2008). Law, Biology, and Property: A New Theory of the Endowment Effect. *William & Mary Law Review*, 49(6), 1935-1990.
- Kahneman, D. (2011). *Thinking, Fast and Slow*. New York: Farrar, Straus and Giroux.
- Kahneman, D., & Tversky, A. (Marzo de 1979). Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica*, 47(2), 263-292.
- Kahneman, D., Knetsch, J. L., & Thaler, R. H. (Diciembre de 1990). Experimental Tests of the Endowment Effect and the Coase Theorem. *The Journal of Political Economy*, 98(6), 1325-1348.
- Kahneman, D., Knetsch, J. L., & Thaler, R. H. (Invierno de 1991). Anomalies: The Endowment Effect, Loss Aversion, and Status Quo Bias. *The Journal of Economic Perspectives*, 5(1), 193-206.
- Kahneman, D., Knetsch, J., & Thaler, R. (Octubre de 1986a). Fairness and the Assumptions of Economics. *The Journal of Business*, 59(4 Part 2: The Behavioral Foundations of Economic Theory), S285-S300.
- Kahneman, D., Knetsch, J., & Thaler, R. (Septiembre de 1986b). Fairness as a Constraint on Profit Seeking: Entitlements in the Market. *The American Economic Review*, 76(4), 728-741.
- Kaplow, L., & Shavell, S. (Febrero de 2001). Fairness versus Welfare. *Harvard Law Review*, 114(4), 961-1388.
- Kemp, M., & Maxwell, C. (1993). Exploring a budget context for contingent valuation estimates. En J. Hausman, *Contingent Valuation: A Critical Assessment* (págs. 217-265). Amsterdam: North Holland.
- Knetsch, J. (Invierno de 1994). Environmental Valuation: Some Problems of Wrong Questions and Misleading Answers. *Environmental Values*, 3(4), 351-368.
- Knetsch, J. (Junio de 2010). Values of Gains and Losses: Reference States and Choice of Measure. *Environmental and Resource Economics*, 46(2), 179-188.
- Knetsch, J. L. (Diciembre de 1989). The Endowment Effect and Evidence of Nonreversible Indifference Curves. *American Economic Review*, 79(5), 1277-1284.
- Knetsch, J., & Sinden, J. A. (Agosto de 1984). Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value. *The Quarterly Journal of Economics*, 99(3), 507-521.
- Korobkin, R. (2000). Behavioral Analysis and Legal Form: Rules vs. Standards Revisited. *Oregon Law Review*, 79(1), 23-60.

- Korobkin, R. (2003). The Endowment Effect and Legal Analysis. *Northwestern University Law Review*, 97(3), 1227-1291.
- Korobkin, R. (2014). Wrestling with the Endowment Effect, or How to Do Law and Economics without the Coase Theorem. En E. Zamir, & D. Teichman, *The Oxford Handbook of Behavioral Economics and the Law* (págs. 300-334). Oxford: Oxford University Press.
- Korobkin, R. B. (Marzo de 1998). The Status Quo Bias and Contract Default Rules. *Cornell Law Review*, 83, 608-687.
- Korobkin, R., & Ulen, T. (2000). Law and Behavioral Science: Removing the Rationality Assumption from Law and Economics. *California Law Review*, 88(4), 1051-1144.
- Kronman, A. (Marzo de 1980). Wealth Maximization as a Normative Principle. *The Journal of Legal Studies*, 9(2), 227-242.
- List, J. (Febrero de 2003). Does Market Experience Eliminate Market Anomalies? *The Quarterly Journal of Economics*, 118(1), 41-71.
- List, J. (Marzo de 2004). Neoclassical Theory versus Prospect Theory: Evidence from the Marketplace. *Econometrica*, 72(2), 615-625.
- List, J. (Septiembre de 2005). Scientific Numerology, Preference Anomalies, and Environmental Policymaking. *Environmental and Resource Economics*, 32(1), 35-53.
- Loomis, J., Kent, P., Strange, L., Fausch, K., & Covich, A. (2000). Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey. *Ecological Economics*, 33, 103-117.
- Margolis, S. (Junio de 1987). Two Definitions of Efficiency in Law and Economics. *The Journal of Legal Studies*, 16(2), 471-482.
- Medina, L. (Primer semestre de 2011). El concepto de equilibrios múltiples en ciencias sociales. *Economía Institucional*, 13(24), 237-252.
- Mercuro, N. (1997). *Ecology, Law and Economics: The Simple Analytics of Natural Resource and Environmental Economics*. Boston: University Press of America.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington D.C.: Island Press.
- Monroy, D. (2011). Más vale malo conocido que...: El efecto dotación y los pronósticos teóricos del Teorema de Coase. En Varios, *Colección Enrique Low Murtra - Derecho Económico* (págs. 151-211). Bogotá: Universidad Externado de Colombia.
- Monroy, D. (Febrero de 2014). El homo [no tan] economicus y el derecho: Una crítica a la teoría positiva de la elección racional en el Derecho. *Working paper*, 1-29.
- Monroy, D. (2015). ¡Las preferencias dependen del punto de referencia!: Un desafío al Análisis Económico –y coaseano– del Derecho. *Working Paper*, 1-35.
- Mullainathan, S., & Thaler, R. (Septiembre de 2000). Behavioral Economics. *Working Paper MIT*(00-27), 1-13.
- Pichert, D., & Katsikopoulos, K. (2008). Green defaults: Information presentation and pro-environmental behaviour. *Journal of Environmental Psychology*, 28, 63-73.
- Posner, R. (Enero de 1979). Utilitarianism, Economics, and Legal Theory. *The Journal of Legal Studies*, 8(1), 103-140.
- Posner, R. (1985). Wealth Maximization Revisited. *Notre Dame Journal of Law, Ethics and Public Policy*(2), 85-105.

- Rowe, R., D'Arge, R., & Brookshire, D. (Marzo de 1980). An experiment on the economic value of visibility. *Journal of Environmental Economics and Management*, 7(1), 1-19.
- Rowley, C. (Verano de 1998). Wealth maximization in normative law and economics: a social choice analysis. *George Mason Law Review*, 6(4), 971-996.
- Rutherford, M., Knetsch, J., & Brown, T. (1998). Assessing environmental losses: judgments of importance and damage schedules. *Harvard Environmental Law Review*, 22, 51-101.
- Rutherford, M., Knetsch, J., & Brown, T. (1998). Assessing Environmental Losses: Judgments of Importance and Damage Schedules. *Harvard Environmental Law Review*, 22(1), 51-102.
- Schkade, D., & Payne, J. (1993). Where Do The Numbers Come From? How People Respond to Contingent Valuation Questions. En H. Jerry, *Contingent Valuation: A Critical Assessment* (págs. 271-293). Amsterdam: North-Holland.
- Scott, J. (Octubre de 1995). Bargaining under Rules versus Standards. *Journal of Law, Economics, & Organization*, 11(2), 256-281.
- Sell, J., & Son, Y. (Junio de 1997). Comparing Public Goods with Common Pool Resources: Three Experiments. *Social Psychology Quarterly*, 60(2), 118-137.
- Shogren, J., Parkhurst, G., & Banerjee, P. (Junio de 2010). Two Cheers and a Qualm for Behavioral Environmental Economics. *Environmental and Resource Economics*, 46(2), 235-247.
- Shogren, J., Shin, S., Hayes, D., & Kliebenstein, J. (Marzo de 1994). Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness to Accept. *The American Economic Review*, 84(1), 255-270.
- Siebert, H. (2008). *Economics of the Environment* (séptima ed.). Berlin, Alemania: Springer.
- Sugden, R. (1999). Alternatives to the Neo-Classical Theory of Choice. En I. Bateman, & K. Willis, *Valuing Environmental Preferences* (págs. 152-180). Oxford: Oxford University Press.
- Sullivan, K. (Noviembre de 1992). The Justices of Rules and Standards. *Harvard Law Review*, 106, 22-123.
- Sunstein, C. (otoño de 1986). Legal Interference with Private Preferences. *The University of Chicago Law Review*, 53(4), 1129-1174.
- Sunstein, C. (Junio de 1993). Endogenous Preferences, Environmental Law. *The Journal of Legal Studies*, 22(2), 217-254.
- Sunstein, C. (1998). How law constructs preferences. *Georgetown Law Journal*, 68(7), 2637-2652.
- Sunstein, C. (Abril de 2002). Switching the Default Rule. *New York University Law Review Symposium On Behavioral Economics & Labor Law*, 77, 106-134.
- Sunstein, C., & Reisch, L. (2014). Automatically Green: Behavioral Economics and Environmental Protection. *Harvard Environmental Law Review*, 38(1), 127-158.
- Sunstein, C., & Thaler, R. (2008). *Nudge : improving decisions about health, wealth, and happiness*. New Haven: Yale University Press.
- Tao, Z., Yan, H., & Zhan, J. (2012). Economic Valuation of Forest Ecosystem Services in Heshui Watershed using Contingent Valuation Method. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 2445 – 2450.
- TEEB Foundations. (2010). *La economía de los ecosistemas y la diversidad: incorporación de los aspectos económicos de la naturaleza*. Londres y Washington.: Earthscan.
- Tietenberg, T., & Lewis, L. (2012). *Environmental & natural resource economics*. Boston, EE.UU.: Pearson.

- Turner, K. (1999). The Place of Economic Values in Environmental Valuation. En I. Bateman, & K. Willis, *Valuing Environmental Preferences* (págs. 17-41). Oxford: Oxford University Press.
- United Nations. (2006). *Human Development Report 2006*. United Nations Development Programme. New York: Palgrave Macmillan.
- van Dijk, E., & van Knippenberg, D. (Agosto de 1998). Trading wine: On the endowment effect, loss aversion, and the comparability of consumer goods. *Journal of Economic Psychology*, 19(4), 485-495.
- Venkatachalam, L. (Noviembre de 2008). Behavioral economics for environmental policy. *Ecological Economics*, 67(4), 640-645.
- Whitinga, J., Kiberdb, B., Kaloc, Z., Keownd, P., Roelse, L., & Kjerulf, M. (2004). Cost-Effectiveness of Organ Donation: Evaluating Investment into Donor Action and Other Donor Initiatives. *American Journal of Transplantation*, 4, 569-573.
- Willig, R. (Septiembre de 1976). Consumer's Surplus Without Apology. *The American Economic Review*, 66(4), 589-597.
- Xu, L., Yu, B., & Li, Y. (Febrero de 2015). Ecological compensation based on willingness to accept for conservation of drinking water sources. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 9(1), 58-65.