



Escuela de Postgrado

TESIS

CARRERA: MAESTRÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL

CONDICIONES PARA LA APLICACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO Y HUELLA ECOLÓGICA:

**Análisis de su eficacia como mecanismos de transmisión de información
respecto del nivel de ecoeficiencia en contextos de asimetría informativa**

Nombre y Apellido del Alumno: Lic. Caetano de Campos Lopes

Nombre y Apellido del Tutor de tesis: Lic. Alfredo Rosso

Director de Carrera: Ing. Julio Torti

Lugar y fecha: Buenos Aires, 1° de noviembre de 2017.

Agradecimientos

A mi pareja Diana, por su amor incondicional, continuo apoyo y compañía.

A toda mi familia y amigos, que hacen más transitables los momentos arduos de la vida. En especial a mis padres, Armindo y Castálide, quienes fueron los arquitectos de mis principales valores y pilar seguro en el cual siempre pude apoyarme.

A Alfredo Rosso, por toda la orientación, la inspiración y el ánimo que dio a lo largo de mi trabajo.

A Clara S., Iris P., Luciana Z., Luís P., Martina U., Stefano B. y Silvia S., quienes me acompañaron en esta maestría y fueron esenciales a lo largo de estos años.

Resumen documental

La insistencia de diversas instituciones en utilizar a la huella de carbono o a la huella ecológica como parámetros para evaluar, clasificar y comparar el nivel de ecoeficiencia de los bienes y de los agentes sirve como motivación al presente trabajo, el cual busca tanto aportar un mayor sustento académico a la necesidad de limitar y de regular dichas comparaciones, como echar luz sobre cuales características deberían cumplirse para que las comparaciones puedan ser consideradas válidas. En su desarrollo, se verifica la eficacia de la huella de carbono y de la huella ecológica, con sus actuales metodologías de contabilización, como mecanismos de transmisión de información útil respecto del nivel de ecoeficiencia. Considerando, para su análisis, un contexto de asimetría informativa con un marco de selección adversa, en el cual el público y los decisores no comprendan las limitaciones de dichos indicadores.

Como resultado de dicho análisis, se concluye que la implementación de la huella de carbono o de la huella ecológica, por medio de sus actuales metodologías de contabilización, no permitiría que, basándose en ellas: los decisores (públicos o privados) puedan desarrollar políticas que efectivamente promuevan una producción más ecoeficiente; los consumidores puedan elegir una canasta de consumo más ecoeficiente. A su vez, se observa la posibilidad de que, aun cuando existan mejoras en los niveles de ecoeficiencia, ocurran efectos rebote psicológicos en el nivel de consumo. Por último, al subrayar la relevancia de la endogeneización del comportamiento de los agentes, al momento de evaluar la validez de la huella de carbono y de la huella ecológica, se evidencia la importancia de la implementación sistemática de la teoría de juegos al momento de elaborar, de concebir y de evaluar la utilidad de los indicadores ambientales.

Abstract

The persistence of various institutions on using the carbon footprint or the ecological footprint as parameters to evaluate, classify and compare the level of eco-efficiency of goods and agents serves as a motivation for the present work. It seeks both to increase the academic support for the necessity to limit and regulate such comparisons, as well as shed light on the characteristics that must be met in order to make valid comparisons. In its development, the work verifies, considering its current accounting methodologies, the effectiveness of the carbon footprint and the ecological footprint as transmission mechanisms of useful information regarding the level of eco-efficiency of goods and agents. The analysis considers a context of informational asymmetry with an adverse selection framework, in which the public and decision-makers do not fully comprehend the limitations of said indicators.

As a result of this analysis, it is concluded that the implementation of the carbon footprint or the ecological footprint, by means of its current accounting methodologies, would not allow: decision makers (from the public or the private sector) to develop policies that effectively promote a more eco-efficient production; consumers to choose a more eco-efficient consumption basket. Additionally, there is a possibility that, even when there actually are improvements in the levels of eco-efficiency due to the implementation of the indicators, psychological rebound effects occur on the consumption level, overshadowing its positive effects. Finally, while stressing the relevance of the endogenization of the agents' behavior, when assessing the validity of the carbon footprint and the ecological footprint, this work highlights the importance of the systematic implementation of game theory during the elaboration, conception and evaluation of environmental indicators.

Índice

Agradecimientos	2
Resumen documental.....	3
Abstract.....	4
1. Introducción.....	8
1.1 Necesidad de una gestión ambiental adecuada	10
1.1.1 Economía ecológica y las leyes de la termodinámica	12
1.2 Definición de indicador	17
1.3 Relevancia de los indicadores ambientales.....	20
1.3.1 Indicadores ambientales de contabilidad basada en el consumo versus de contabilidad basada en la producción	21
1.3.1.1 Definición de agente económico	24
1.3.1.2 Capacidad de informar al agente económico	25
1.3.2 Indicadores de la familia de las huellas.....	26
1.3.2.1 Huella de carbono.....	28
1.3.2.2 Huella ecológica	29
2. Estado del arte	33
2.1 Huella de carbono	33
2.1.1 Objetivos y aplicaciones.....	35
2.1.2 Metodología de cálculo	39
2.1.2.1 Flexibilidad metodológica y comparabilidad	47
2.1.2.2 Hipótesis de la importación.....	58
2.1.3 Dióxido de carbono equivalente.....	59

2.1.4	Críticas de otros autores a la huella de carbono	61
2.2	Huella ecológica	64
2.2.1	Objetivos y aplicaciones.....	65
2.2.2	Metodología de cálculo	79
2.2.2.1	Flexibilidad metodológica y comparabilidad	83
2.2.3	Hectárea global.....	91
2.2.4	Críticas de otros autores a la huella ecológica	94
2.3	Fallas de información y teoría de juegos	103
2.3.1	Información imperfecta e información incompleta	105
2.3.2	Información asimétrica.....	105
2.3.2.1	Concepto de riesgo moral.....	106
2.3.2.2	Concepto de selección adversa.....	108
2.4	Problemas compartidos entre las metodologías de cálculo de la huella de carbono y de la huella ecológica	111
2.4.1	Alcance 3.....	112
2.4.2	Asignación de valores no específicos.....	115
2.4.3	Errónea idea de análisis de ciclo de vida.....	118
2.4.4	Única unidad de medida ficticia.....	119
2.5	Posibles efectos secundarios de las actuales metodologías de contabilización de la huella de carbono y de la huella ecológica	121
2.5.1	Riesgo moral	124

2.5.1.1	Metodologías actuales de los indicadores ambientales de la familia de las huellas en un contexto de riesgo moral multitarea	129
2.5.2	Efecto rebote y paradoja de Jevons	142
3.	Métodos y materiales.....	149
3.1	Selección adversa.....	150
3.1.1	Akerlof: el mercado de limones	158
4.	Resultados y discusión	163
4.1	Aplicación de la huella de carbono o de la huella ecológica bajo asimetría informativa	163
4.1.1	Selección adversa y el consumo sustentable	163
4.1.2	Relación del modelo de Akerlof con la huella de carbono y la huella ecológica	171
4.1.2.1	Variaciones	197
4.2	Efectos secundarios.....	200
4.2.1	Incentivos a la desverticalización y exclusión indebida de agentes	200
4.2.2	Efectos rebote	203
4.2.3	Capacidad de comparación.....	209
4.3	Relación entre los escenarios de riesgo moral y selección adversa....	215
5.	Conclusiones.....	218
	Bibliografía	225

1. Introducción

En un mercado abierto los comerciantes de bienes podrían querer utilizar publicidades falsas sobre las cualidades y calidades de sus mercancías, para de este modo engañar a sus potenciales compradores. En este contexto, el uso de mecanismos que asignen una mala reputación a aquellas partes que informen de manera tendenciosa a las características de sus bienes sería un enfoque promisorio para mitigar a dichas amenazas. Estos mecanismos, conocidos como mecanismos de reputación, podrían mejorar la eficiencia general del sistema económico (y ambiental) en cuestión, reduciendo los incentivos por detrás de los anuncios engañosos. (Jurca, Faltings, Binder, Rastogi, & Clotet, 2006) Según Spagnolo y Dini, los mecanismos de reputación son herramientas capaces de llevar un registro y hacer pública la información sobre los comportamientos y las acciones relevantes que cada participante del mercado ha tenido al comercializar en el pasado. Para ello, las partes involucradas en el comercio son invitadas a publicar, al final de cualquier transacción, una evaluación de su contraparte comercial en lo relativo a las características que considere relevante. De esta manera, transacción tras transacción, el conjunto de evaluaciones recibidas por un determinado participante del mercado permitiría la elaboración de su perfil de reputación, el cual sería una medida de su historial en el mercado. (Spagnolo & Dini, 2005)

En otras palabras, los mecanismos de reputación son herramientas que, en base a características observadas en el pasado, permitirían comparar y clasificar a los participantes del mercado, aumentando la información útil disponible a las partes que se encuentren decidiendo con quienes realizar sus transacciones. Como consecuencia, los actores involucrados en un determinado mercado tendrían incentivos a comportarse mejor, ya que sus perfiles de reputación podrían tener un rol importante en la decisión futura de sus contrapartes en el momento de decidir si comercializar con ellos. De modo

general, cuando implementado de manera eficaz, dicho mecanismo promueve la eficiencia, mejora las condiciones del mercado y reduce los procedimientos y los costos legales resultantes de los malentendidos comerciales. (Spagnolo & Dini, 2005)

Esencialmente, los perfiles de reputación podrían conformar (y, a su vez, estar compuestos por) un indicador o un conjunto de indicadores, los cuales serían capaces de traducir informaciones de las ciencias físicas y sociales a unidades sencillamente manejables, que facilitarían los procesos de toma de decisión. De este modo, los mecanismos de reputación ayudarían a que los decisores (personas con una elevada jerarquía en una empresa, o en un Gobierno, que tienen la autoridad para tomar decisiones relevantes) midan y calibren el cumplimiento de ciertos aspectos económicos, sociales y ambientales asociados a la producción de un determinado bien (es decir, un producto o un servicio) de interés. (Shah, 2004)

Los mecanismos de reputación comercial, generalmente, elaboran los perfiles de cada actor en base al historial de información proveniente de sus actividades de compra y venta en el mercado. Sin embargo, en algunos contextos, el conjunto de información de interés – constituido por toda aquella información útil que podría afectar las decisiones de comercialización de las partes involucradas – podría no ser fácilmente observable, constatable o estimable. Ello podría ocurrir, por un lado, porque el oferente no tiene la capacidad de evaluar con precisión como sería utilizado su bien una vez que el haya sido adquirido por sus compradores. Por el otro, el comprador podría considerar importante contemplar en su evaluación a alguna característica de interés del bien que esté asociada a su proceso de producción, pero que no sea verificable ni en el momento del acto de compra y ni posteriormente a ello. En ambas situaciones tanto el vendedor como el comprador no serían capaces de hacer una valoración certera del bien basándose

solamente en sus características observables y en las experiencias comerciales pasadas de los actores que hayan participado del mercado.

Por este motivo, este trabajo considera que los mecanismos de reputación comerciales necesitan también estar alimentados de otras fuentes de información, que sean capaces de informar sobre otros contenidos relevantes a las decisiones de las partes que, por medio de las fuentes tradicionales (basadas en las características observables en el mercado), no estarían disponibles. Dichas fuentes de información deberían poder proveer información idónea, la cual pueda ser utilizada para construir de manera más completa el perfil de reputación de cada actor.

1.1 Necesidad de una gestión ambiental adecuada

“El medio ambiente (...) es el entorno vital: el sistema constituido por los elementos físicos, biológicos, económicos, sociales, culturales y estéticos que interactúan entre sí, con el individuo y con la comunidad en que vive, determinando la forma, el carácter, el comportamiento y la supervivencia de ambos”. (Orea & Villarino, 2013)

Desde siempre las personas han influido en su entorno y éste, a su vez, ha condicionado su modo de vida. Sin embargo, en las últimas décadas la intervención humana ha incrementado de forma descontrolada, lo que ha dado lugar a los problemas ambientales de carácter global y ha agravado a otros (de carácter no necesariamente ambiental) como la pobreza, el reparto injusto de la riqueza, la desigualdad en las relaciones entre los países, etc. (AEC, 2012) Según un estudio del Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF, por su denominación en inglés: *World Wildlife Fund*), en el año de 2010 la demanda mundial por áreas biológicamente productivas (bioproductivas, en adelante) ha alcanzado prácticamente el doble del nivel que tenía en la década de 1960. (WWF, 2010) Mientras que según el Programa de las Naciones Unidas para el Medio

Ambiente (PNUMA, en adelante), en el año de 2007 la humanidad demandó una capacidad bioproductiva (biocapacidad, en adelante) equivalente a más de 1,5 veces la que posee la Tierra, un déficit que se logra solamente a través del agotamiento de las reservas de recursos renovables o por medio de la acumulación de productos residuales, especialmente con la liberación de dióxido de carbono a la atmósfera. (PNUMA, 2012)

De manera más optimista, los autores Theodore y Theodore observaron que la comprensión de una amplia gama de cuestiones ambientales – de todas las fuentes: aire, tierra y agua – aumentó considerablemente desde los años setenta del siglo pasado. (Theodore & Theodore, 2010) Al tiempo que, en las últimas décadas, se ha tomado conciencia de que los problemas ambientales no solo impactan a la naturaleza sino que, sobre todo, afectan a los seres humanos. Por ello, para que los profesionales (y los ciudadanos) puedan abordar a los problemas que conciernen al medio ambiente natural e implementar soluciones, tanto de forma colectiva como individual, se hace cada vez más crucial la necesidad de promover su sensibilización y su capacitación en temas ambientales. (AEC, 2012) En una nota positiva, Theodore y Theodore afirman que es cada vez mayor la conciencia de la importancia de que los profesionales conozcan más sobre los temas ambientales y que tengan acceso a un conjunto de informaciones más completo y adecuado para la correcta ejecución de su trabajo. (Theodore & Theodore, 2010)

En dicho contexto, la gestión ambiental (en adelante: GA) aparece como un concepto clave, ya que se orienta a resolver, mitigar y prevenir los problemas ambientales, con el propósito de lograr un desarrollo sostenible, el cual le permita a la humanidad garantizar el desenvolvimiento de sus potencialidades y de su patrimonio biofísico y cultural, de manera perenne en el tiempo y en el espacio. (MinInterior, 2013) Según Vicente Conesa, la GA es el “*conjunto de acciones encaminadas a lograr la máxima*

racionalidad en el proceso de decisión relativo a la conservación, defensa, protección y mejoramiento del medio ambiente, basándose en una coordinada información multidisciplinaria y en la participación ciudadana". (Fernández-Vítora, 2003)

En su búsqueda por soluciones a los problemas prácticos que enfrentan los humanos en su relación con el medio físico-biológico que los envuelve, la GA combina ramas de las ciencias exactas, humanas y biológicas; fomentando, por medio de este carácter interdisciplinario, la formulación y el uso de nuevas tecnologías que limiten el nivel de alteración y de deterioro del entorno natural en el que vivimos. La GA, a su vez, también se ocupa de temas asociados a la distribución justa y equitativa de los recursos naturales y a la conservación de dichos recursos para las generaciones futuras. (NEC, 2011)

Debido a que, entre otros factores, el nivel actual de la demanda antrópica por servicios ecosistémicos esté por encima de la capacidad regenerativa y asimilativa de la biosfera, sumada a la realidad de que dicha demanda presenta hoy en día una tendencia de crecimiento sostenido, la gestión de los activos ecológicos del planeta se ha convertido en un tema central para los decisores de todo el mundo. (Best, y otros, 2008) En este sentido, la disciplina de la GA ocupa el importante rol de, por medio del suministro de soluciones de corto plazo y de largo plazo, proveer los medios y los mecanismos para que se pueda alcanzar y mantener un equilibrio más sostenible entre la humanidad y su entorno natural.

1.1.1 Economía ecológica y las leyes de la termodinámica

Desde de la década de setenta del siglo pasado la economía neoclásica comenzó a mostrar un renovado interés por el medio ambiente natural y ahora incluye dos importantes especializaciones: la economía ambiental y la economía de los recursos

naturales. La economía ambiental se ocupa principalmente de la inserción de la economía en el medio ambiente natural y de los problemas de asociados a su contaminación; la segunda, a su vez, se ocupa mayormente de las extracciones de recursos naturales por las actividades económicas humanas y de los problemas relacionados con el nivel de la demanda actual de dichos recursos. No obstante, si bien actualmente la economía neoclásica no ignora el entorno natural, cabe señalar que, en general, los departamentos de economía todavía no consideran que una mayor comprensión de las conexiones entre la economía y el medio ambiente natural sea una parte esencial de la educación de un economista. Como prueba de ello, basta observar que, prácticamente, los estudiantes de economía todavía pueden recibir su título de profesional sin haber estudiado sobre la economía ambiental o la economía de recursos naturales. (Common & Stagl, 2005)

La economía ecológica, inversamente, se define como el estudio de las distintas interacciones entre los sistemas económicos y los sistemas ecológicos. Según Common y Stagl, en cierto sentido, dado que los seres humanos son una especie animal, el campo de estudio de la economía es un subconjunto del campo de estudio de la ecología. Sin embargo, también se podría considerar a los seres humanos como animales de una clase especial, que se diferencia de las otras por su capacidad de interacción social entre los individuos que la componen y, en la actualidad, por su actividad económica singular. Por ello, en lugar de tratar la economía como un subconjunto de la ecología, los autores consideran que se debería clasificarlas como distintas disciplinas, cuyos temas de estudio se superponen. La superposición de dichas disciplinas representa el campo de interés de la economía ecológica. (Common & Stagl, 2005)

Según la economía ecológica, la economía se encuentra dentro del medio ambiente (en adelante medio ambiente y medio ambiente natural se usarán de manera análoga) e intercambia energía y materia con éste. Para subsistir, los seres humanos

extraen distintos tipos de elementos del medio ambiente natural y también introducen en él diversos tipos de residuos que surgen, inevitablemente, de sus procesos de subsistencia. Desde sus inicios, la actividad económica humana siempre ha involucrado intercambios de materia y de energía con el medio ambiente, ya que no sería posible realizar cualquier actividad económica sin interactuar con la naturaleza. Sin embargo, la escala global de las actividades económicas humanas actuales son tales que el nivel de extracción de elementos del medio ambiente, y de introducción de elementos (residuos, por ejemplo) en él, afectan de manera palpable la forma que éste funciona. Paralelamente, los cambios en la forma de funcionar del medio ambiente natural también afectan la capacidad de éste de prestar servicios a la actividad económica humana. (Common & Stagl, 2005)

Por lo tanto, los conceptos de economía y de medio ambiente natural son interdependientes, ya que lo que sucede en uno afecta al otro, y viceversa. Los economistas ecológicos piensan que tal comprensión es una parte esencial de la educación de un economista y asumen que el estudio apropiado de cómo los seres humanos utilizan los recursos disponibles (tema que básicamente define a la disciplina económica) debe incluir el estudio de las relaciones del animal humano con su ambiente orgánico e inorgánico, ya que toda actividad económica inevitablemente tendrá lugar dentro de dicho ambiente. (Common & Stagl, 2005)

Dado que para comprender el funcionamiento de los sistemas ambientales resulta fundamental estudiar el concepto de las leyes de la termodinámica, se deduce que dichas leyes también son esenciales para comprender el funcionamiento de los sistemas económicos. Según la primera ley de la termodinámica, una ley esencialmente de conservación, afirma que la energía puede ser convertida de una forma a otra, pero que no puede ser ni creada y ni destruida. De manera similar a dicha ley, existe una ley de conservación para la materia, conocida como el principio del equilibrio de los materiales,

la cual establece que la materia no puede ser ni creada y ni destruida. La segunda ley de la termodinámica, también conocida como "ley de entropía", establece que todos los intercambios de energía están sujetos a ineficiencias y pérdidas. Aplicando los principios de la termodinámica, se podría deducir, por ejemplo, que a medida que la actividad humana extrae más recursos del medio ambiente natural, necesariamente también insertará más desechos en él. Esto trae consigo la agravante consecuencia de que dichas inserciones de residuos, cuando realizadas en altas velocidades, podrían reducir la capacidad que el medio ambiente natural tiene para renovar los recursos conocidos como renovables. (Common & Stagl, 2005)

En lo que se refiere al crecimiento económico, Common y Stagl afirman que su relación con el entorno natural es compleja y multifacética. Por esta razón, los autores argumentan que no siempre es cierto que el crecimiento económico aumenta la degradación ambiental, así como sería incorrecto afirmar que, con el tiempo, dicha degradación necesariamente disminuiría, tal como lo prevería la Curva de Kuznets Ambiental. Para los autores, el resultado final dependerá de varios factores, como el tamaño de la población humana, su patrón de consumo y las tecnologías que se elijan para producir los bienes (en adelante "bienes" se utilizará cuando se desee expresar de manera indistinta a productos o servicios) demandados por ella. Sin embargo, afirman que, sin lugar a dudas, para lograr un desarrollo sostenible se deberá realizar importantes cambios en las tecnologías, los cuales requerirán sustanciales inversiones en investigación, desarrollo y en la renovación del capital existente. (Common & Stagl, 2005)

Otro concepto importante para la economía ecológica es el de la sostenibilidad, el cual requiere que la producción económica respete el principio de equidad intertemporal. Éste principio exige que la humanidad garantice para las futuras generaciones una realidad, en términos de recursos naturales, no peor que la actual. Según Common y Stagl

para que se alcance tal objetivo es necesario proteger el medio ambiente natural, incentivar la acumulación de capital y promover el progreso hacia tecnologías más eficientes. Los autores agregan que, para alcanzarse el desarrollo sostenible, no se puede confiar solamente en las fuerzas del mercado, ya que la intervención del Gobierno sería decisiva para el cumplimiento de objetivos que se encuentren más allá de la corrección de las fallas del mercado. (Common & Stagl, 2005)

No obstante, Common y Stagl manifiestan que el hecho de que el mercado no pueda garantizar el desarrollo sostenible no significa que no se pueda utilizar mecanismos del mercado en la búsqueda de tal objetivo. En particular, los autores destacan que la economía ecológica considera a los incentivos económicos, provistos por el mercado o no, como herramientas importantes, las cuales deberían ser contempladas a la hora de decidir los instrumentos de política adecuados para la promoción de la sustentabilidad. (Common & Stagl, 2005) En línea con lo argumentado por los autores, el presente trabajo considera importante la existencia de mecanismos que permitan aumentar la información disponible para el proceso de toma de decisiones de los participantes de cada mercado, principalmente en lo relativo a la información ambiental. Particularmente, la provisión de mayor información ambiental, de manera clara y ordenada, podría ayudar a proporcionar los incentivos adecuados para que cada actor cumpla cabalmente con las ambiciones de preservación del medio ambiente de las sociedades y de los gobiernos en cuyos ámbitos posea actividad económica.

1.2 Definición de indicador

El término ‘indicador’ proviene del latín *indicare*, el cual significa ‘anunciar’, ‘apuntar’ o ‘indicar’. (von Schirnding, 2002) La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, en adelante) ha definido como indicador a “*un parámetro o valor derivado de parámetros, que provee información sobre un fenómeno agregándoles una significancia que se extiende más allá de las propiedades directamente asociadas al valor del parámetro*”. (OECD, 1993) Según Parker y otros, los indicadores son “*una información, que es parte de un proceso específico de gestión y que puede ser comparada con los objetivos de éste, a la cual se le otorga una significancia más allá de su valor de cara*”. (Parker, y otros, 1994) A su vez, el *Scientific Committee on Problems of the Environment* (SCOPE, en adelante) atribuye a los indicadores dos características claves: la de cuantificar alguna información para que su significado sea más aparente; y la de simplificar la información sobre fenómenos complejos, a modo de promover la comunicación entre las partes interesadas. (Peterson, 1997)

Independientemente de cómo sean definidos, se podría consensuar que los indicadores forman parte de un sistema de información y que tienen la característica de poder diferenciarse de los estadísticos y de los datos primarios en tanto que podrían representar más que los datos a partir de los cuáles fueron calculados. Por ejemplo, medidas de varios aspectos de calidad ambiental culminan en datos crudos, como los niveles de contaminación del aire por hora, los cuales podrían ser agregados y resumidos para proveer estadísticas sobre el nivel de contaminación media diaria del aire. A su vez, estas estadísticas podrían ser analizadas, re-expresadas y combinadas en la forma de indicadores (como, por ejemplo, del número de días en los cuales la calidad del aire superó los valores de guía), algo que las podría convertir en un insumo útil para el proceso de toma de decisiones políticas. (von Schirnding, 2002)

La utilización de los indicadores actualmente se encuentra bien establecida y tiene una aplicación amplia en áreas como las ciencias económicas, las ciencias ecológicas y la salud pública. Además, su utilización puede darse a escala global, regional, nacional, local, o hasta al nivel de vecindades y hogares. (Woodward, Hammond, Adriaanse, Rodenburg, & Bryant, 1995) Algunos ejemplos de indicadores podrían ser el producto bruto interno (PBI) – el cual es una manera general de evaluar el desarrollo económico agregado de un país – y la mortalidad infantil – la cual podría considerarse como un indicador del nivel de salud de una comunidad. Por otro lado, el número de reclamos públicos (recibidos por una autoridad local, por ejemplo) podría considerarse como un indicador del nivel de satisfacción de los usuarios de los servicios a ellos proveídos; mientras que el aumento de los niveles de temperatura alrededor del mundo se ha utilizado como un indicador del potencial calentamiento global. (von Schirnding, 2002)

Una manera útil de clasificar a los indicadores es por medio de diferenciarlos entre simples, cuando su elaboración utiliza datos de solamente una variable, o compuestos, cuando condensan (en un solo índice) a una amplia variedad de información (correspondientes a fenómenos diferentes, pero relacionados). Un ejemplo de indicador compuesto es el índice de desarrollo humano (IDH), el cual combina información respecto al nivel de salud, nivel educacional y nivel de ingreso.

En la práctica, la construcción de indicadores compuestos resulta ser desafiadora, ya que exigiría importantes niveles de rigurosidad de medición y de análisis estadísticos para poder ponderar y combinar las estimaciones de los diferentes indicadores simples utilizados para su cómputo, y mantener, a la vez, un grado de precisión considerable para el valor final obtenido. Ello como consecuencia de que, al utilizar en sus cálculos a las estimaciones individuales de varios indicadores simples, el indicador compuesto podría aumentar de manera estadísticamente significativa la incertidumbre acerca del valor final

estimado. A su vez, también se debería tener cuidado con la elección de los componentes del indicador y la manera en la cual ellos están ponderados, dado que la elección de dichas características podría ser subjetiva. Otro aspecto desafiador de la utilización de indicadores compuestos es que, justamente por no se relacionaren con algo específico o medible, son difíciles de testear y de corroborar su eficacia. Adicionalmente, como consecuencia de que los cambios ocurridos en algunos de sus componentes podrían verse encubiertos por las variaciones percibidas por otros, existe la posibilidad de que surjan malentendidos al momento de interpretar los valores otorgados por esta clase de indicadores. Por consiguiente, estos indicadores pueden no estar del todo listos para la comprensión del público en general y de los decisores. (DETR, 1998)

El desarrollo de este trabajo se enfocará en el análisis de los potenciales efectos secundarios de la utilización de indicadores compuestos en un contexto en el cual la sociedad y los decisores no comprendan las limitaciones de dichos indicadores. Entre tales limitaciones se destacan, por un lado, aquellas de carácter semántico, provenientes de la posible confusión entre lo que el indicador efectivamente permite que se infiera a partir de su valor y aquello que un lector sin un conocimiento profundo podría (indebidamente) querer extrapolar. Por otro lado, se encuentran las limitaciones estadísticas y de contabilización, asociadas respectivamente a las posibles restricciones relativas al nivel de certidumbre de la estimación del indicador y al verdadero potencial para la comparación entre los valores alcanzados por distintos estudios.

1.3 Relevancia de los indicadores ambientales

Los gobiernos a menudo enfrentan la necesidad de llevar a cabo importantes reformas en dimensiones claves de su territorio y de su población, como en los sectores de la salud, de la economía y del medio ambiente. Para ello los decisores necesitan información para identificar los problemas existentes, establecer prioridades, desarrollar y evaluar políticas y planes, establecer estándares y valores guía, monitorear progresos e informar al público. Esta información, idealmente, debería ser presentada en un formato de fácil comprensión, que describa debidamente a las complejidades características de su elaboración y a las potenciales incertidumbres provenientes de la recolección de datos.

Los programas de monitoreo y de vigilancia frecuentemente ofrecen (especialmente en los países más avanzados tecnológicamente) información abundante y recopilada de manera sistemática. Sin embargo, esta información no siempre se presenta en una forma útil y de fácil interpretación, para que los decisores puedan comparar distintas políticas y elegir más adecuadas. Los indicadores compuestos, teóricamente, juegan un rol importante en la solución de dicha problemática, ya que serían capaces de convertir datos crudos en información relevante tanto para los decisores, como para el público en general. Particularmente, dichos indicadores ayudarían a: simplificar un conjunto variado de información; a mejorar la comunicación entre los especialistas, los decisores y el público; a contribuir para una mejor gestión y formulación de políticas.

Cualquier conjunto de indicadores comparte la característica general de constituir un sistema de señales, el cual podría ser utilizado para evaluar e informar sobre los avances alcanzados en la consecución de determinados objetivos y metas. Por esta razón, los indicadores ambientales (IA) podrían constituir una herramienta esencial para corroborar el progreso de las principales tendencias y dinámicas ambientales, así como para dar sustento a la elección de las políticas públicas y privadas.

1.3.1 Indicadores ambientales de contabilidad basada en el consumo versus de contabilidad basada en la producción

Los indicadores ambientales de contabilidad basada en el consumo (IA-CBC, en adelante) tienen como fin, teóricamente, identificar el impacto ambiental generado por una actividad de consumo de interés y promover la correcta asignación de responsabilidades a los agentes económicos (consumidores, corporaciones, gobiernos, instituciones o regiones), respecto de sus impactos ambientales negativos. Para ello, los IA-CBC realizan una importante distinción entre el impacto ambiental de un actor que produce un bien y el impacto ambiental de un actor que lo utiliza en sus procesos productivos o como elemento de consumo.

El criterio utilizado por los IA-CBC asigna la responsabilidad ambiental (es decir, la carga del impacto ambiental negativo) a los agentes económicos que, por medio de sus hábitos de consumo, impacten indirectamente al medio ambiente. Por lo tanto, los IA-CBC alivian el peso que tradicionalmente recaería solamente sobre los actores que producen los bienes y los servicios consumidos por toda la sociedad. En este sentido, una organización que elabore un insumo de producción utilizado en el proceso productivo de un bien, el cual no lo consume, debería derivar la presión ambiental que generó (al elaborar tal insumo) al actor que produzca el bien que lo utilizará. Así sucesivamente, hasta que se realice la producción del bien final, cuando, finalmente, el productor del bien final informaría al consumidor el nivel total del IA-CBC, incluyendo lo generado en los procesos de distribución y de suministro del bien.

Los indicadores ambientales de contabilidad basada en la producción (IA-CBP) – como, por ejemplo, la cuantificación de emisiones directas de gases de efecto invernadero (GEI en adelante), impuesta por el Protocolo de Kioto – podrían, por otro lado, generar

incentivos para que algunos países industrializados “tercericen” sus actividades, industriales o extractivas, de alto impacto ambiental negativo a países en vías de desarrollo. Ello ya que, por más que tales naciones industrializadas mantengan de manera agregada un igual patrón de consumo, al internacionalizar su producción lograrían reducir el nivel aparente de sus emisiones de GEI y, por lo tanto, obtendrían una mejor performance en dicho IA-CBP. (Galli, y otros, 2012) Además, éste fenómeno se vería agravado por la posibilidad de que, una vez en países con legislación más laxa, tales actividades se realicen de manera aún menos ecoeficiente (contracción de ecológico y eficiente, acuñada por Schmidheiny) que antes. (Schmidheiny, 1992)

En el contexto descrito arriba, tales IA no solo habrían fallado en promover la reducción de la presión de las actividades humanas sobre la biosfera, sino que hasta podrían haber generado el efecto contrario. Merece la pena señalar que la distinción entre los IA-CBC y los IA-CBP sería innecesaria caso las unidades económicas evaluadas (como los países y las regiones) produjeran exactamente a todos los bienes y servicios que consumen adentro de sus fronteras. (Galli, y otros, 2012) Sin embargo, debido al actual elevado nivel de comercio entre las naciones y las regiones, en un mundo progresivamente más conectado y globalizado, los resultados de estas dos distintas clases de IA podrían diferir significativamente.

Por esta razón, años de debate se destinaron a evaluar cómo mejor construir IA que permitan orientar a las políticas públicas y privadas y los procesos de toma de decisión. (Bastianoni, Pulselli, & Tiezzi, 2014; Lenzen, 2007; Peters & Hertwich, 2008) Como resultado de ello, los IA-CBC ganaron importancia como IA capaces de, supuestamente, alcanzar dichos objetivos. Según varios autores, tal clase de IA podría presentar una base cuantificable y racional para iniciar discusiones y desarrollar respuestas sobre la eficiencia de los procesos productivos, los límites al consumo de

recursos naturales y la mejor manera para promover el uso sostenible de los activos ecológicos del planeta. (Senbel, McDaniels, & Dowlatabadi, 2003; Galli, y otros, 2012)

Sin embargo, según la GHG Protocol – una asociación establecida entre el Instituto Mundial de Recursos (o WRI, por su denominación en inglés: *World Resources Institute*) y el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible (o WBCSD, por su denominación en inglés: *World Business Council for Sustainable Development*), la cual fue pionera en la publicación del primer estándar para la huella de carbono (HC, en adelante) – el costo y el tiempo requeridos para la realización de una evaluación exhaustiva de la HC podrían ser, en general, prohibitivos. (WRI & WBCSD, 2005) Por tal motivo, muchos estándares para la medición de los IA-CBC permiten que dichos indicadores se evalúen de manera menos profunda, ya que de esta manera más evaluaciones podrían ser hechas. Como consecuencia de esta flexibilidad, los IA-CBC podrían perder la capacidad de cumplir con su principal característica, la que justamente los diferencia de los IA-CBP.

Por esta razón, entre otros factores, en mi tesis de conclusión de la maestría en economía, presentada en junio de 2017 con el título “*Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual*” argumenté que, con sus actuales metodologías de contabilización, la HC y la huella ecológica (HE, en adelante) – salvo bajo circunstancias muy particulares – no permitirían que los decisores implementen (basándose en ellas) políticas de incentivos eficientes para la promoción de una producción que presione menos al medio ambiente. Adicionalmente, señalé que, actualmente, la HC y la HE, dos de los IA-CBC de más amplia utilización en el mundo, no serían capaces de orientar debidamente a los consumidores para que ellos puedan

realizar una correcta comparación entre el nivel de eficiencia ecológica (en adelante, ecoeficiencia) de los bienes y agentes presentes en el mercado. (Campos Lopes, 2017)

Tal trabajo de tesis, el cual será más profundamente descrito en la sección [2.5.1](#), se encuentra disponible en la biblioteca de la Universidad Torcuato di Tella (UTDT, en adelante) y puede ser accedido en línea por medio de la siguiente página virtual: <http://repositorio.utdt.edu/handle/utdt/6530>.

El presente trabajo constituye, por lo tanto, una segunda tesis que, a partir de la anterior, se propone a modo de hipótesis verificar la eficacia de la HC y de la HE como facilitadores de información útil a los consumidores sobre los verdaderos niveles de impacto ambiental de un bien, de un proceso o de un agente. Adicionalmente, se buscará verificar la eficacia de dichos IA-CBC como insumos para la elaboración de políticas ambientales o indicadores corporativos de relevante performance ambiental, que permitan asegurar el desarrollo sustentable.

1.3.1.1 Definición de agente económico

El concepto de IA-CBC está intrínsecamente relacionado con las actividades definidas como “procesos económicos” (como, por ejemplo, la transacción de bienes o de insumos), las cuales poseen la característica fundamental de generar vínculos entre distintos agentes económicos. Por esta razón, deviene esencial la definición de agente económico. En la disciplina económica, el concepto de agente económico se utiliza para referirse a una persona física o jurídica que juegue un rol activo en algún proceso económico. Por lo tanto, se podría considerar como un agente económico a un comprador individual que adquiere bienes y servicios, a una empresa que organiza factores de producción para generar ingresos, a un trabajador que ofrece sus horas de trabajo en un proceso productivo, a los gobiernos, etc. A su vez, cada uno de estos agentes individuales

podría ser agregado en sectores que representan agrupaciones de unidades institucionales como los gobiernos, las empresas, los hogares, etc. (Giovannini, 2008)

Un agente económico tiene la facultad de poseer bienes o activos por derecho propio, siendo capaz de intercambiar la propiedad de esos bienes o activos por medio de transacciones con otros agentes económicos. Además, cada agente puede tomar decisiones económicas y comprometerse en procesos económicos, para los cuales será considerado frente a la ley como responsable directo. Finalmente, el agente económico puede incurrir en deudas por su propia cuenta, comprometerse a obligaciones futuras y participar de contratos con terceros. (Giovannini, 2008) En síntesis, se podría interpretar como agente económico a cualquier objeto de estudio de una economía, desde individuos y hogares a empresas, vecindades, comunidades, municipios, provincias, estados, naciones, regiones y etc.

1.3.1.2 Capacidad de informar al agente económico

Los IA-CBC buscan estimar el impacto ambiental de un agente económico considerando todos sus impactos, directos e indirectos. Tal característica permitiría que los agentes conozcan mejor las dimensiones de sus respectivos impactos ambientales y puedan considerarlas como un insumo en sus procesos de decisión. Además, los IA-CBC, en teoría, por medio de orientar mejor a las políticas económicas, permitirían la promoción de la internalización de los impactos ambientales de tanto los agentes económicos que produzcan y como de los que comercialicen bienes o servicios. En definitiva, por medio de dichos indicadores, los consumidores y los decisores podrían tomar sus decisiones de manera mejor informada y, por ende, más estratégica.

El hecho de que exista una mayor información útil al alcance de los agentes económicos les daría la posibilidad de evaluar mejor a los productos que piensen adquirir

y, consecuentemente, de elegirlos de manera más concienzuda. En este sentido, aportar información pertinente respecto a algún bien siempre tendría, al menos, el potencial de mejorar la capacidad de decisión de los agentes, pero jamás los dejaría peor que en el contexto sin ella. Para comprender mejor esto obsérvese, en primer lugar, que cualquier bien suele tener múltiples características, tales como su precio, su valor nutricional, su durabilidad, su tamaño, etc. Caso los agentes económicos no tengan acceso a toda la información (multidimensional) de los productos, entonces solamente podrían evaluarlos en función de los valores que el bien haya obtenido en una parte de sus características. De ser así, al comparar distintos bienes, los agentes correrían el riesgo de elegir alguno que, a pesar de haber obtenido una mejor evaluación en ciertas características observables (públicas, visibles o fácilmente contrastables), no sería el elegido en un contexto donde toda la información relevante estuviera disponible.

1.3.2 Indicadores de la familia de las huellas

Los indicadores ambientales de la familia de las huellas pertenecen a la clase de los IA-CBC y, por lo tanto, tienen como objetivo informar el impacto ambiental de un determinado bien (o de un determinado agente económico, en un período dado) en base a todas las actividades de consumo de productos y de servicios intermedios o finales asociados a la elaboración, a la distribución, al consumo y a la disposición del bien en cuestión (o de los bienes relacionados con la actividad del agente económico). Tal como mencionado previamente en la sección [1.3.1](#), en teoría, dicha clase de indicadores presenta la ventaja de evitar la generación de incentivos perversos que motivarían los agentes económicos a tercerizar sus actividades industriales o extractivas de alto impacto ambiental negativo, para, de esta manera, aparentar ser más ecoeficientes. Los principales IA que constituyen la familia de las huellas son: la huella del agua (o huella hídrica; en adelante, HA), la HC y la HE. Dichos indicadores se diferencian debido a sus distintos

enfoques y metodologías que utilizan para medir el impacto ambiental del agente económico de interés. El presente trabajo se concentrará en el análisis de la HC y de la HE y, en línea con el trabajo de Campos Lopes, utilizará de ahora en más a la denominación genérica “los IA-H” cuando desee mencionar de manera indistinta a dichos indicadores ambientales de la familia de las huellas. (Campos Lopes, 2017)

Este trabajo parte de la premisa de que los IA-H, al menos en su concepto teórico, constituyen indicadores claves para la promoción de un consumo y de una producción más ecoeficientes. Sin embargo, como mencionado anteriormente en la sección [1.3.1](#), caso no existan actualmente las tecnologías, o los recursos, necesarios para que sea viable la evaluación integral de los componentes de dichos indicadores, entonces tales IA-CBC podrían no cumplir con su objetivo de posibilitar una mayor capacidad de comparación entre el nivel de impacto ambiental negativo de los bienes y de los agentes. Algo que, caso ocurriera debidamente, permitiría que los consumidores y los decisores, respectivamente, decidieran de manera más consciente cuáles y cuántos bienes consumir y cuáles y cuántos bienes promover.

A modo de síntesis, el presente trabajo expone la hipótesis de que, por medio de sus actuales metodologías de contabilización, los IA-H no serían capaces de permitir, por medio de la información provista por ellos, que: los decisores desarrollen políticas que efectivamente promuevan una producción más ecoeficiente; los consumidores comparen mejor el nivel de ecoeficiencia de los bienes que consumen (o el nivel de ecoeficiencia de los agentes que producen dichos bienes), posibilitando así una elección más responsable de cuáles y cuántos bienes consumir, para aquellos que así lo prefieran. Caso fallen en cumplir con tales cualidades, dichas deficiencias podrían, en el largo plazo, minar a la credibilidad (conquistada a través de décadas de debates y publicaciones) de los IA-H como fuentes de información válida para las decisiones de los consumidores, de

los gobiernos y de otras partes interesadas. Sumándose a ello la agravante, potencial, consecuencia de la desacreditación de la eficacia y de la capacidad informativa de todos los indicadores ambientales de la clase de los IA-CBC. Con la motivación de evitar a este importante y posible retroceso, el presente trabajo evalúa la necesidad de que la HC y la HE tengan a sus metodologías de contabilización revisadas, aunque esto implique disminuir a la cantidad de actores que utilicen dichos indicadores para evaluar a sus respectivos impactos ambientales.

1.3.2.1 Huella de carbono

El análisis de la HC es un campo de estudio relativamente nuevo. Según Selin, el concepto de HC surgió a partir de la idea de la HE, una medida del uso de los recursos naturales que determina cuánto área bioproductiva se requiere para mantener (por tiempo indefinido) a alguna demanda humana por biocapacidad. (Selin, 2010) Según Wiedmann y Minx el término HC apareció por primera vez en la literatura alrededor de 2005, (Wiedmann & Minx, 2008) cuando se acordó internacionalmente que las emisiones de GEI deberían ser menores para que, de esta forma, se pudiera reducir el aporte antrópico al calentamiento global. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013)

Si bien el término HC, en su concepción actual, podría considerarse como derivado de la HE, tal como mencionado por Selin, también sería posible encontrar sus raíces en los estudios de balances energéticos, los cuales preceden a la última. El balance energético, en síntesis, es un conjunto de relaciones de equilibrio que contabilizan los flujos energéticos de diferentes fuentes combustibles desde su producción hasta su consumo final. Esta contabilización se lleva a cabo para un determinado territorio y para un determinado período específico (un año, en general) y permite comparar los flujos de diferentes fuentes de energía. Para lograr dicha capacidad comparativa, se convierte a todas las diferentes medidas (específicas a cada fuente) en una unidad común

(usualmente, tonelada equivalente de petróleo), utilizando, para ello, factores de conversión de los poderes caloríficos de las distintas fuentes combustibles. En Argentina, el primer balance energético a nivel nacional fue realizado en el año de 1961, por la entonces Secretaría de Estado de Energía y Combustibles de la República Argentina, cuando se analizó los flujos energéticos correspondientes al año de 1960. (MINEM, 2016)

Paralelamente, también podría considerarse al análisis de ciclo de vida (en adelante ACV) como un predecesor de la HC, ya que dicho concepto originó la noción de evaluar de manera conjunta a los impactos de toda la cadena de valor de un bien. La literatura sobre los ACV se remonta a la década de los sesenta, cuando el análisis era utilizado fundamentalmente como un método para comparar conjuntos de productos similares en función de sus performances en algunas características de interés, tales como: costo de fabricación; consumo energético; consumo hídrico; etc. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013) De manera general, un ACV considera el ciclo de vida completo de un producto, desde la extracción y la adquisición de la materia prima, pasando por la producción de energía, la fabricación, el uso, la disposición y el tratamiento, al final de su vida útil. A través de esta perspectiva sistemática, se puede identificar, y posiblemente evitar, el desplazamiento de una carga ambiental potencial entre las etapas del ciclo de vida o los procesos individuales. El alcance de un ACV, incluyendo los límites del sistema y el nivel de detalle, depende del tema y del uso que se pretende dar al estudio. La profundidad y la amplitud del ACV pueden diferir considerablemente dependiendo del objetivo de un ACV en particular. (NTC & ISO, 2007)

1.3.2.2 Huella ecológica

La HE se concibió, a partir de la premisa de que es esencial poder estimar a qué ritmo se consumen (y se deberían consumir) a los recursos provistos por el medio

ambiente, como el primer indicador de la demanda general humana por dichos recursos. (Elhadi, 2013) En líneas generales, los estudios sobre la capacidad de carga de la Tierra, iniciados incipientemente a fines del siglo dieciocho por el economista Thomas Malthus, recibieron nuevo aliento a principios de los años setenta del siglo pasado con Meadows y otros, quienes afirmaban (por medio del modelo World III) que la Tierra enfrentaría en un futuro próximo una importante catástrofe socio-ambiental, debido al agotamiento de los recursos naturales, como consecuencia de los elevados niveles de consumo de la humanidad y de la sobrepoblación humana. (Malthus, 1798; Meadows, Meadows, Randers, & III, 1972)

Desde entonces, dicho debate se convirtió en algo recurrente, con las predicciones del modelo World III siendo apoyadas por algunos autores y refutadas por otros, como un grupo de científicos latinoamericanos quienes, a pesar de reconocer la importancia de reducir y de controlar los impactos humanos sobre el medio ambiente natural, afirmaron (por medio del Modelo Mundial Latinoamericano) que la Tierra poseería recursos para, todavía por un largo período de tiempo, mantener a una gran población humana y que ello se lograría de manera complementaria (y no rival, como propuesto por el modelo World III) con la mejora en los niveles de vida de la mayor parte de sus habitantes. Para ello, según este grupo de científicos latinoamericanos, bastaría que nuestras sociedades aprendieran a evitar el consumismo desenfrenado e innecesario. (Meadows, Meadows, Randers, & III, 1972; Ehrlich, 1982; Tiezzi, 2003 ; Tiezzi, 1996; Brown & Kane, 1994; Fundación Bariloche, 1976)

En respuesta al fértil debate, recién mencionado, el concepto de HE fue creado por Mathis Wackernagel y William Rees en la Universidad de British Columbia, al principio de los años noventa del siglo pasado. (Wackernagel M. , 1991a; Rees, 1992; Wackernagel M. , 1994; Wackernagel M. , 1991b; Wackernagel & Rees, 1996) Entre sus

principales objetivos, la contabilización por medio de la HE fue diseñada para representar al consumo de recursos biológicos y la generación de residuos en términos de un área ecosistémica apropiada, la cual podría entonces ser comparada con la capacidad bioproductiva total de alguna región de la biosfera (o de ella en su totalidad) en el período de un año dado. La HE, a diferencia de la HA y de la HC, se caracteriza por ser un indicador más generalista, el cual sirve como herramienta para cuantificar la magnitud de los recursos ambientales – en términos de áreas bioproductivas, terrestres o acuáticas – que se requieren para sostener el consumo de un agente económico de interés (Wackernagel, y otros, 2002; Wackernagel & Rees, 1996; Kitzes J. , y otros, 2009). Esta herramienta se ha convertido en un IA-CBC cada vez más notorio de las presiones humanas sobre el medio ambiente natural, a pesar de que su metodología y su aplicación siguen siendo objeto de debate (Best, y otros, 2008; Fiala, 2008a; Kitzes J. , y otros, 2009).

La HE se calcula de manera muy similar al cálculo de un consumo económico, es decir, sintetizando las varias formas de consumo de un agente en una única unidad de medida. Pero, a diferencia de este último consumo, tal IA tiene en consideración a los residuos generados por los agentes y transforma a la suma final en una unidad de medida común, ajustada por el nivel promedio de la productividad biológica (en adelante, bioproductividad) mundial en el periodo de análisis. (Goel, Patro, & Raj, 2011) Al final de cada estudio, los valores de la HE suelen categorizarse por medio de sus seis categorías de demanda (esquematisados por medio de la figura 1): huella de carbono, huella de productos forestales, huella de productos de pastoreo, huellas de tierras de cultivo, huella de suelos urbanizados, huella de zonas de pesca.



Figura 1 - Categorías de demanda de la Huella Ecológica. Fuente: (WWF, 2016a)

Adicionalmente, se informa el número total de HE de planetas Tierra (es decir, en términos de la biocapacidad total de la Tierra) que serían necesarios para sostener a la población actual del planeta con el nivel de consumo de HE per cápita (HE-PC, en adelante) del agente económico en cuestión. Este enfoque puede ser utilizado también para medir la demanda de biocapacidad de cualquier actividad, tales como: fabricar un producto, leer un libro, usar el aire acondicionado, manejar un automóvil o comer una feta de pan. (Goel, Patro, & Raj, 2011) Sin embargo, tal como señalado por la *Global Footprint Network* (GFN, en adelante), su aplicación se orienta más a ciudades, regiones y países. (GFN, 2010)

2. Estado del arte

2.1 Huella de carbono

Como mencionado en la sección [1.3.2.1](#), el análisis de la HC es un campo de estudio relativamente nuevo, el cual apareció por primera vez en la literatura alrededor de 2005, (Wiedmann & Minx, 2008) cuando se acordó mundialmente que las emisiones de GEI deberían reducirse para que se evitara el calentamiento global excesivo. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013) Según Safire, el concepto de la HC se originó a partir de la HE, la cual fue desarrollada por Rees y Wackernagel en los años noventa del siglo pasado. (Safire, 2008) Sin embargo, la HC es una herramienta más sencilla que la HE, ya que se concentra solamente en las emisiones de GEI antrópicas – mientras que la HE también considera, entre otros factores, a la capacidad de carga (es decir, la biocapacidad) de los ecosistemas.

El interés mundial por estudiar las emisiones de GEI se origina a partir de la preocupación por las consecuencias adversas del efecto invernadero y su relación con la quema de combustibles fósiles por parte de la humanidad. En este contexto, la HC se posicionó como un indicador internacionalmente reconocido por aquellos agentes económicos interesados en controlar, cuantificar, divulgar y comprender – elementos claves para la toma de decisión – las presiones ambientales consecuentes de sus emisiones directas e indirectas de GEI. (Schneider & Samaniego, 2009) En 2013, Barnett y otros señalaron algunos de los hitos más importantes para la concepción de la HC como IA-CBC. En primer lugar, observaron que en 1988 se formó el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, en adelante, por su denominación en inglés: *Intergovernmental Panel on Climate Change*) por medio de una alianza entre la Organización Meteorológica Mundial y el PNUMA. Con el objetivo de abordar la cuestión del cambio climático, el IPCC recopiló y evaluó la literatura disponible,

publicando en el año de 1990 su primer informe de evaluación, el cual fue un hito importante que manifestó el primer esfuerzo mundial para contemplar la necesidad de reducir las emisiones de GEI. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013)

Barnett y otros sostuvieron también que otro hito importante para la HC fue el Protocolo de Kioto, el cual determinó que seis GEI eran los principales contribuyentes al calentamiento global y estableció metas para la reducción de las emisiones de dichos GEI en varios países. Cada uno de los GEI tiene diferentes impactos, dependiendo de su composición química y de su tiempo de permanencia en la atmósfera. Para intentar estandarizar y hacer comparables a los informes sobre las emisiones de GEI, la cantidad de cada GEI se multiplica por su “potencial de calentamiento global”, el cual es expresado como la cantidad de dióxido de carbono que sería necesaria para que, durante un intervalo de tiempo especificado, se produjera un efecto invernadero equivalente. Sin embargo, a pesar de su popularidad en los medios de comunicación, el término HC no se encuentra bien definido y es común que los estudios utilicen definiciones y criterios ligeramente diferentes, en función del sector económico en el que se aplique y de la razón por la que se lo realiza. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013)

Por un lado, esa diferencia en la metodología utilizada para cada estudio ocurre debido a la existencia de más de un estándar internacionalmente aceptado para el cálculo de la HC. Por el otro un único estándar, en general, permite que distintos agentes al realizar sus respectivas evaluaciones utilicen diferentes criterios de contabilización de la HC, en función del tipo de actividad que lleve a cabo o del objetivo de su estudio. Ésta falta de homogenización en los criterios indefectiblemente reduciría la objetividad y la comparabilidad de cada estudio.

2.1.1 Objetivos y aplicaciones

Las partes interesadas en las actividades del mundo empresarial – los gobiernos, las organizaciones no gubernamentales (en adelante, las ONG), los inversionistas, los consumidores y otras – exigen, cada vez más, a medida que aumentan las preocupaciones por el cambio climático, una mayor divulgación de la información respecto de los niveles de GEI emitidos por las actividades de cada organización. A dichas partes interesadas les gustaría poder conocer a las acciones que las organizaciones toman para controlar sus emisiones de GEI, bien como les interesaría poder fiarse de algún parámetro que les permita comparar a distintas organizaciones en lo que se refiere a cuan bien posicionadas se encuentra cada una para hacer frente a las potenciales nuevas regulaciones orientadas a controlar las emisiones de GEI. (WRI & WBCSD, 2004)

A su vez, a la propia organización le resultaría útil saber si posee un importante nivel de emisiones de GEI en su cadena de valor ya que, en caso afirmativo y bajo la posibilidad de potenciales regulaciones futuras sobre el tema, podrían enfrentar tanto a un aumento de sus costos (aguas arriba), como a una reducción de sus ventas (aguas abajo), aun cuando las normativas que regulen a las emisiones de GEI no estén destinadas directamente al eslabón de la cadena de valor en el que se encuentre la organización. Por lo tanto, aún sin una importante presencia de regulaciones, en la actualidad, la constatación de un elevado nivel de emisiones indirectas de GEI podría ser vista, por parte de los inversores y de los accionistas de una organización, como posibles pasivos a mediano plazo, los cuales necesitarían ser gestionados y reducidos. (WRI & WBCSD, 2004)

En otras palabras, la realización de un inventario de GEI creíble le ayudaría a la organización a anticipar a cualquier potencial exposición a la aparición de regulaciones diseñadas para reducir a las emisiones de GEI, así como a un escrutinio más intenso por

parte del sector financiero, de la industria aseguradora, de los accionistas, de los consumidores y de otras partes interesadas. Dicho inventario, además, podría ayudar a asegurar el reconocimiento, en los futuros programas regulatorios que venga a participar, de los esfuerzos para reducir sus emisiones de GEI que la organización haya realizado de manera temprana y voluntaria. (WRI & WBCSD, 2004)

Si al realizar su inventario de GEI la organización sólo considerara el limitado enfoque de las emisiones directas – es decir, aquellas provenientes de sus propias operaciones –, ella podría dejar de contemplar grandes riesgos y oportunidades de reducción de GEI, al tiempo que (potencialmente) realizaría una interpretación errónea de su exposición a los GEI. Por otro lado, al compilar un inventario integral de GEI (que contemple a las emisiones directas e indirectas, tal como lo idealmente requerido por la HC), la organización podría comprender mejor su perfil de emisiones y elegir a las oportunidades más efectivas para la reducción de emisiones. Adicionalmente, el enfoque integral podría impulsar el aumento de la eficiencia en el uso de los materiales y de la energía, como el desarrollo de nuevos productos y servicios que reduzcan las emisiones de GEI de sus clientes o proveedores. Todo esto, según lo argumentado por la GHG Protocol, ayudaría a que la organización se diferencie y se posicione mejor en un mercado que es cada vez más consciente del medio ambiente natural. (WRI & WBCSD, 2004)

Cabe destacar que, para que las organizaciones alcancen esta potencial diferenciación, las partes interesadas deberían ser capaces de, por medio de las evaluaciones de la HC, comparar a los resultados de los estudios realizados por diferentes organizaciones y clasificarlas a partir de su performance.

En el caso específico de los inventarios de GEI del producto, las organizaciones podrían utilizarlos para comprender tanto a las oportunidades de reducciones de emisiones de GEI, como a las de ahorro de gastos energéticos, ya que las emisiones de

GEI generalmente se relacionan con el uso de energía y podrían ser utilizadas como un proxy de las ineficiencias generales en el sistema de un producto. Una organización también podría utilizar dicha información para formular sus estrategias para reducir la dependencia de los combustibles fósiles, tales como reducir la intensidad energética de sus productos o aumentar el uso del transporte intermodal para su distribución. (WRI & WBCSD, 2011a)

Además, dicho inventario podría ser utilizado desde una perspectiva proactiva, para evaluar los riesgos futuros relacionados con las emisiones de GEI del ciclo de vida de sus productos. En especial, la identificación de oportunidades de reducción de emisiones de GEI en el ciclo de vida de sus productos, el establecimiento de metas a alcanzarse en un futuro cercano y la presentación de informes periódicos sobre los progresos realizados permitirían que la organización posicionara mejor a sus productos en un mercado en el cual los consumidores son cada vez más conscientes y preocupados con la preservación del medio ambiente. A su vez, los esfuerzos de la organización para abordar a las emisiones de GEI podrían también considerarse como un mensaje efectivo para que sus empleados se enteren de su interés sobre el estado actual y futuro del medio ambiente, algo que podría aumentar el sentido de pertenencia de sus empleados y fortalecer a su imagen corporativa. (WRI & WBCSD, 2011a)

Desde una perspectiva más holística, la HC tiene como objetivo inmediato otorgar una estimación de las emisiones de GEI asociadas a una actividad de consumo o a las actividades (en general) de un agente económico de interés. Para ello, considera en su cómputo a las emisiones aproximadas de GEI ocurridas durante la confección, la distribución, el suministro y el acto de consumo de los bienes y de los servicios relacionados al objeto de estudio – es decir, a lo largo de todo el ciclo de vida. Por medio de ello, la HC busca transformar a una amplia variedad de información en una única

variable, que permita informar mejor a cada uno de los agentes sobre cuáles serían los impactos ambientales negativos (en términos de emisiones de GEI) asociados a sus decisiones de consumo y de producción. En el largo plazo, la HC podría pensarse como una herramienta cuyo objetivo es lograr que, por medio de una mejor información, la humanidad pueda reducir sus aportes de GEI a la atmósfera y, consecuentemente, disminuir su contribución al potencial calentamiento global.

Entre los ejemplos de aplicaciones actuales de la HC se podría mencionar que en 2010 se han aprobado en el Reino Unido leyes para la reducción de las emisiones de carbono, en forma de Compromisos de Reducción de Carbono (CRC, por su denominación en inglés). (CRC, 2010) El objetivo del Esquema de Eficiencia Energética CRC (*CRC Energy Efficiency Scheme*) de Reino Unido es mejorar el manejo de las emisiones de dióxido de carbono y otros GEI de las grandes organizaciones no-energético intensivas para ayudar a que su Gobierno cumpla con sus metas, legalmente vinculantes, de reducción de las emisiones de los gases de efecto invernadero. (NAO, 2012) Tal esquema exige que las organizaciones afectadas por la regulación informen sus emisiones indirectas de GEI asociadas a sus consumos eléctricos y, en algunos casos, de energía para la calefacción. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013)

En el año 2014 el Gobierno de España creó el Registro de Huella de Carbono, el cual es gratuito y voluntario, y es gestionado por la Oficina Española de Cambio Climático (OECC). (BOE, 2014) El registro se orienta mayormente a las pequeñas y a las medianas empresas y permite que sus participantes obtengan un sello oficial emitido por la OECC, el cual indica si la empresa ha calculado, reducido o compensado su HC. Para participar del registro, las empresas deben al menos indicar sus emisiones directas de GEI y aquellas asociadas a su consumo energético. Caso una empresa participante sea una gran empresa o bien desee incluir otros tipos de emisiones indirectas de GEI asociadas a

sus actividades, deberá además adjuntar un certificado de que sus emisiones hayan sido verificadas por una entidad certificadora acreditada. (Solid Forest)

En el año de 2007 la ciudad de Lynnwood (Washington, EEUU) utilizó a los niveles estimados de HC como criterio de decisión para que el Gobierno de la Ciudad eligiera cual plan energético desarrollar. (Mitra, CREÄ Affiliates, LLC) Mientras que en países como Francia, Estados Unidos y Japón se ha establecido medidas como los impuestos de carbono, programas de transacción de derechos de emisión de GEI y otras exigencias sobre los niveles de eficiencia energética que las empresas deben cumplir. Cabe señalar que, según Schneider y Samaniego, estas medidas podrían generar barreras técnicas que impactarían a las relaciones comerciales de dichos países con otros cuyas iniciativas en estos temas sean todavía incipientes, como sería el caso de la mayor parte de los países de América Latina y el Caribe. (Schneider & Samaniego, 2009)

2.1.2 Metodología de cálculo

En el año de 2009 los autores Schneider y Samaniego observaron que, a pesar de su amplia utilización, las metodologías utilizadas para la medición de la HC todavía no se habían ni estandarizado ni definido de manera clara. Para los autores, tal ausencia de un lenguaje común complejizaba su adopción masiva y permitió que países como Francia, Reino Unido, Alemania y Japón hayan elegido implementar diferentes metodologías, cada una de ellas con su propia definición de las características que tendría el indicador y del modo por el cual debería ser informado, para la contabilización de la HC. (Schneider & Samaniego, 2009)

En septiembre de 2014, en la Cumbre del Clima en Nueva York, se realizó el Acuerdo de Alcaldes, el cual fue diseñado para identificar y estimular la acción climática al nivel de comunidades. El acuerdo se logró con el apoyo de ONU-Hábitat y bajo el

liderazgo de las siguientes redes: C40, Iniciativa de Gobiernos Locales por la Sustentabilidad (ICLEI) y Unión de Ciudades y Gobiernos Locales (UCLG) – una coalición global y voluntaria de ciudades que desean comprometerse públicamente a reducir sus emisiones de GEI y reforzar su resiliencia a los efectos del cambio climático. (GCABA, 2015) En el sentido inverso a la falta de estandarización mencionada anteriormente, respecto de cual metodología utilizar, para comprometerse oficialmente con el Acuerdo de Alcaldes cada ciudad participante debió asumir la responsabilidad de evaluar los impactos negativos de su ciudad sobre el cambio climático (por medio de construcción del inventario de GEI para toda su comunidad) utilizando para ello un único estándar. En particular, se adoptó al estándar para Inventarios de Emisión de Gases de Efecto Invernadero a Escala Comunitaria (*Community-Scale Greenhouse Gas Emission Inventories*, en adelante: GPC) de la GHG Protocol. (Compact of Mayors, 2015)

Poco más de un año más tarde, en diciembre de 2015, se realiza la redacción del texto del Acuerdo de París, el cual establece que cada parte firmante debería proporcionar regularmente informes de su inventario nacional de las emisiones antrópicas (por tipo de fuente) y de la absorción (por los sumideros) de los GEI. Según el acuerdo, dichos informes deberán ser preparados utilizando las “buenas prácticas metodológicas” aceptadas por el IPCC. (UN, 2015) Por un lado, las exigencias impuestas por el Acuerdo de París y el Acuerdo de los Alcaldes, respecto de las metodologías de contabilización que pueden ser utilizadas para la evaluación de las emisiones de GEI, podrían considerarse como un paso importante en el camino de una mayor estandarización en el cálculo de la HC alrededor del mundo. Por el otro, todavía no existe un acuerdo multilateral (de magnitud similar a la de dichos acuerdos) que establezca la estandarización de las metodologías de contabilización para el cálculo del nivel de HC de las actividades privadas de una organización o de algún bien en particular.

Entre los principales estándares internacionales para el cálculo de la HC, se encuentran aquellos desarrollados por la iniciativa GHG Protocol. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013) Estos estándares buscan proveer una guía, paso a paso, tanto para las cuantificaciones de las HC, como también para la realización de los informes finales. Con ello, se ambiciona beneficiar a las organizaciones y a los gobiernos, reduciendo los costos relativos a la mala información, por medio de una mayor coherencia y transparencia en el seguimiento del progreso de la reducción de las emisiones de GEI a lo largo del tiempo. El desarrollo del primer estándar para la HC, por parte de la asociación GHG Protocol, estableció la base para la mayoría de las otras normas de HC. En sus estándares, la GHG Protocol establece tres diferentes “alcances” para los estudios: en el alcance 1 se encuentran las emisiones directas de GEI (provenientes, por ejemplo, de: gases utilizado en generadores *in situ* o combustibles consumidos por el transporte propio), en el alcance 2 se encuentran las emisiones indirectas de GEI (provenientes, por ejemplo, de: la electricidad y de la calefacción adquirida) y en el alcance 3 se encuentran las otras emisiones indirectas de GEI (provenientes, por ejemplo, de: productos adquiridos y transporte de propiedad de terceros). (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013) La sección [2.1.2.1](#) abordará con mayor detalle a la definición de dichos alcances.

Según Barnett y otros, la Organización Internacional de Normalización (ISO) ha desarrollado lo relativo a las emisiones de GEI de la serie ISO 14000 en base a los estándares de la GHG Protocol. Los estándares más relevantes para el cálculo de la HC, dentro de la serie, son la ISO 14040 (utilizada para los ACV) y la ISO 14064 (utilizada específicamente para estimaciones de GEI). La ISO 14040 establece un marco para el cálculo de la HC de un producto por medio de un criterio integral como el de un ACV, mientras que la ISO 14064 define la cuantificación de GEI a nivel de producto y a nivel

organización, así como proporciona métodos para verificar la calidad de los datos utilizados para calcular las emisiones. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013)

Antes de seguir, cabe aclarar que, en respuesta a la preocupación por la baja comparabilidad entre los estudios que involucran un ACV, se creó la Declaración Ambiental de Productos (DAP, en adelante), la cual, teóricamente, aumentaría la transparencia y haría más equiparable a las informaciones ambientales de productos y de servicios. Una DAP (que en inglés se denominan como Environmental Product Declaration, o EPD), conforme a la norma ISO 14025, se define por ser una compilación de datos ambientales cuantificados, por medio de un ACV, para un determinado bien, según las categorías y los parámetros especificados en la serie de normas ISO 14040. Las DAP se realizan y se registran, en el contexto del Programa de Eco-etiquetado Tipo III, bajo el Sistema Internacional EPD. (EPD Latin America, 2015a) Los requisitos para la DAP de una determinada categoría de producto se encuentran definidos por las Reglas de Categoría de Producto (RCP, en adelante), documentos que permiten, en teoría, la transparencia y la comparabilidad entre diferentes DAP que estén basadas en una única RCP. (EPD Latin America, 2015b)

Los documentos de la RCP se preparan en un proceso abierto y participativo, por empresas, por organizaciones en cooperación y por otros grupos de interés y organizaciones interprofesionales. (EPD Latin America, 2015b) La RCP identifica y documenta el objetivo y el alcance de la información del ciclo de vida para la categoría de producto. Adicionalmente, determina cuáles son las etapas del ciclo de vida que se deben incluir, los parámetros que se van a tratar y la manera en que se deben recopilar e informar a los parámetros. (ISO, 2006a) Según el Sistema Internacional EPD®, el principal objetivo de las DAP es ayudar y apoyar a las organizaciones en la comunicación, de manera creíble y comprensible, del desempeño ambiental de sus bienes. Para ello, el

sistema ofrece un programa completo para que cualquier organización interesada desarrolle y comunique su DAP de acuerdo con la ISO 14025 y la EN 15804. Particularmente, las informaciones sobre temas ambientales puntuales, como la HC, pueden ser informadas, según lo señalado por la ISO 14067, por medio de una "DAP de publicación única". (International EPD System, About The International EPD System, 2010)

En lo que se refiere a las reglas para la selección de los límites del sistema del ciclo de vida, a ser considerados en el análisis, tanto las Instrucciones Generales del Programa (del Sistema Internacional EPD®), como la ISO 14025, afirman que sus especificaciones se encuentran descriptas más detalladamente en la norma ISO 14044. (International EPD System, 2015; ISO, 2006a) Paralelamente, la ISO 14025 señala que para su aplicación es indispensable la utilización de la ISO 14040. (ISO, 2006a) Por lo tanto, resulta conveniente mencionar algunas características de las reglas impuestas para la definición de los límites del sistema en el ACV de un bien por la ISO 14040 y la ISO 14044. En primer lugar, en su texto, tanto la ISO 14040 como la ISO 14044 afirman que el alcance de un ACV, incluyendo el límite del sistema y su nivel de detalle, depende del sujeto que realice el análisis y del uso que se pretenda dar al estudio. (ISO, 2006b; ISO, 2006c) La ISO 14040, por su parte, detalla que la elección de los elementos del sistema físico que se va a modelar depende de: la definición del objetivo y del alcance del estudio; su aplicación prevista y su audiencia; los supuestos realizados; las restricciones de datos y de costos; y los criterios de corte. (ISO, 2006b) Por otro lado, la norma ISO 14044 afirma que distintos sistemas de ACV solo podrán compararse cuando ambos hayan utilizado una igual unidad funcional y métodos metodológicos (límites del sistema, calidad de los datos, procedimientos de asignación y normas de decisión sobre la evaluación de los insumos y de los resultados) equivalentes. (ISO, 2006c)

Según la ISO 14025, si los módulos de información combinados para desarrollar una declaración medioambiental de tipo III para un determinado bien no abarcan a todas las etapas de su ciclo de vida, entonces todas las etapas omitidas deberán ser correctamente declaradas (con su omisión debidamente justificada) en el documento de la RCP. Adicionalmente, la regla manifiesta que las DAP que no se basen en un ACV que abarque a todas las etapas del ciclo de vida son de comparabilidad limitada, al igual que la comparación entre bienes que se basen en diferentes RCP. (ISO, 2006a)

Más específicamente, Wu, Bo y Wang, en su artículo sobre las contribuciones de la ISO 14067 a la evolución de las metodologías de contabilización de los GEI, señalaron que cuatro límites del sistema son permitidos por la norma. El primer de ellos es el límite denominado como “de la cuna a la tumba”, el cual incluye a las emisiones y a las absorciones derivadas del ciclo de vida completo del bien. Su utilización, según la ISO 14067, es preferida y debe utilizarse cuando las fases relativas al fin de vida pueden simularse adecuadamente. En segundo de ellos es el límite “de la cuna a la puerta”, el cual incluye a las emisiones y a las remociones que surgen desde la extracción de las materias primas hasta el punto en el cual el bien deje la organización. En tercer lugar, se encuentra el límite “de la puerta a la puerta”, el cual incluye solamente a las emisiones y a las absorciones provenientes de algunas de las organizaciones de la cadena de suministro. El tercer criterio puede ser adoptado cuando son difíciles de obtener las informaciones respecto de las emisiones desde la cuna hacia la puerta de la organización receptora. Por último, se encuentra el criterio de la “HC parcial de bien”, el cual incluye a las emisiones y a las absorciones de un número restringido de etapas aisladas. (Wu, Bo, & Wang, 2015)

Para Wu, Bo y Wang, la introducción de los límites del sistema de tipo “puerta a puerta” y de “HC parcial de bien” aborda a los problemas cuando la información respecto

de la extracción y de la fabricación de materias primas no están disponibles ni en base de datos secundarias. Según los autores, otra contribución significativa de la ISO 14067, es que, por primera vez, se proporciona una orientación sobre la comparación de la HC de diferentes productos. En particular, las comparaciones sólo pueden realizarse si las HC a contrastar siguen idénticos requisitos de contabilización y de comunicación. Sin embargo, para los autores, que algunas fuentes de emisiones de GEI sean de inclusión voluntaria dificulta el cumplimiento del principio de coherencia. (Wu, Bo, & Wang, 2015)

Paralelamente, el hecho de que no todas las evaluaciones de la HC requieren un estudio que analice a todo el ciclo de vida podría reducir significativamente el aporte informativo de dichos indicadores. En particular, Barnett y otros afirman que, a pesar de que los esquemas de CRC de España y de Reino Unido (mencionados anteriormente, en la sección [2.1.1](#)) se centren principalmente en la reducción de las emisiones de alcance 1 y 2 (tal como definidos por la GHG Protocol), varios estudios han demostrado que el alcance 3 representa una cantidad significativa de emisiones de GEI. Por ejemplo, entre los años de 1990 y 2008 las emisiones del alcance 3 del Gobierno Central de Reino Unido incrementaron su proporción en relación a las emisiones totales, aumentando de un 65 % a un 77 % a lo largo del período de análisis (figura 2). Además, se estimó que en el año de 2010 el sector de compras públicas del Sistema Nacional de Salud del Reino Unido (el *National Health System*) representó el 65 % de las emisiones de GEI de dicho organismo. Esto demuestra claramente que las emisiones del alcance 3, las cuales no son consideradas por la legislación de los CRC para la contabilización de las emisiones de GEI, pueden constituir una porción significativa de las emisiones. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013)

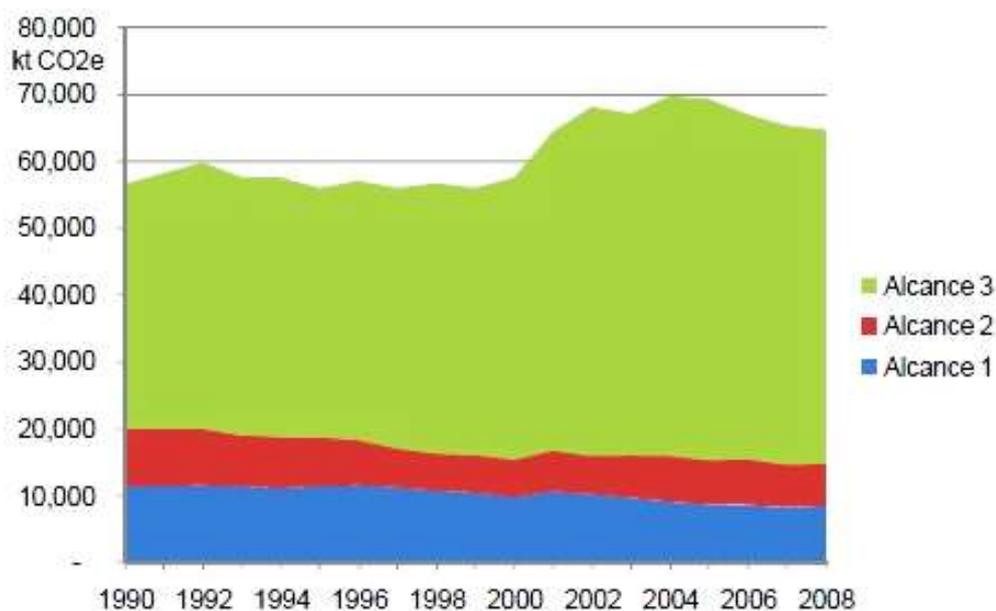


Figura 2 - HC del Gobierno Central de Reino Unido, por categoría, según la GHG Protocol (1990-2008). Fuente: (CenSA, 2010)

Adicionalmente, Barnett y otros señalan que en el año de 2008 ya se había demostrado que, si bien las metodologías de contabilización de la HC normalmente exigen solamente a la presentación de informes sobre las emisiones de GEI de los alcances 1 y 2, es muy importante informar sobre las emisiones de alcance 3. Agregando que, para la mayoría de los casos analizados (que hayan evaluado a los tres tipos de alcance), las emisiones de alcance 3 representaron aproximadamente el 74 % de las emisiones totales. Para los autores, tal valor permitiría inferir que un gran número de las metodologías vigentes para la contabilización de la HC sólo requieren que las organizaciones informen a una pequeña parte de sus emisiones reales. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013) Por lo tanto, tales metodologías podrían inducir a conclusiones erróneas respecto de cuales agentes, y cuales actividades de consumo, impactan más negativamente al medio ambiente natural. Como consecuencia de ello, los consumidores que se guíen por los valores publicados en las evaluaciones de HC (para la elección de sus patrones de consumo), así como los decisores que se basen en dichos

valores (para buscar promover o desalentar a alguna actividad económica), podrían (sin saberlo) no solo no alcanzar los objetivos deseados, sino que hasta promover efectos contrarios ellos.

2.1.2.1 Flexibilidad metodológica y comparabilidad

Los estándares internacionales para el cálculo de la HC se pueden agrupar en función de si la evaluación se hará a un agente económico o a un bien en particular. Los principales estándares para evaluar la HC de una organización (a lo largo de un periodo determinado) son: el Estándar Corporativo (*Corporate Accounting and Reporting Standard*) de la GHG Protocol y la ISO 14064-1 de la ISO. Para evaluar la HC de bienes (durante el ciclo de vida del bien analizado) los principales estándares son el PAS 2050 de la *Publicly Available Specifications* (PAS); la ISO 14067, con el apoyo de las normas ISO 14040 y ISO 14044; y el Estándar relativo a Productos (*Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*), de la GHG Protocol. Paralelamente, para la evaluación de la HC de una ciudad (o, de manera menos precisa, de alguna comunidad), a lo largo de un periodo determinado, el principal estándar es el GPC, de la GHG Protocol.

En términos generales, tal como señalado en la sección [2.1.2](#), los estándares antedichos clasifican tres alcances de contaminación, en función del grado de “responsabilidad” (en el sentido de obligación de rendir cuentas) de las organizaciones. El alcance 1 se refiere a las emisiones directas de GEI, ocurridas en los procesos internos de la propia organización. Los alcances 2 y 3 cubren a las emisiones indirectas de GEI, con el alcance 2 refiriéndose más específicamente a las emisiones incorporadas en la producción, en la compra, en la transmisión y en la distribución de la energía (eléctrica o térmica) utilizada por la organización. El alcance 3 tiende a cubrir todas las emisiones incorporadas dentro del límite operacional especificado por la organización evaluada. Sin embargo, el alcance 3 se ha definido vagamente y la mayoría de los estudios de HC se

limitan hasta el alcance 2, ya que podría ser demasiado complejo estimar con precisión a las HC que excedan al alcance 2. (Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011)

Según el Estándar Corporativo de la GHG Protocol, el siguiente ejemplo ilustra como las organizaciones podrían definir a su límite organizativo y determinar a los alcances que deberá evaluar. En primer lugar, supóngase que existe una organización X, la matriz, la cual tiene plena propiedad y control financiero de las operaciones de las empresas A y B, pero solamente una participación accionaria del 30 % (sin control accionario) de la empresa C. En tal contexto, la organización X, al establecer su límite organizativo, podría optar por contabilizar a las emisiones de GEI de manera proporcional a su participación accionaria en cada empresa, lo que llevaría a que contabilice el 100 % de las emisiones de A y B, y el 30 % de las emisiones de C. Alternativamente, la organización X también tendría la opción de elegir el enfoque de control accionario, el cual la llevaría a considerar como relevantes solamente a las emisiones de A y B. Por último, una vez que X haya definido su límite organizativo (basándose en el enfoque de consolidación elegido), tendría que decidir, en función de sus objetivos empresariales, si contabilizar únicamente a los alcances 1 y 2, o si incluir también a otras categorías, relevantes para sus operaciones, que sean consideradas de alcance 3. (WRI & WBCSD, 2004)

En las figuras 3, 4 y 5 se ilustran a las definiciones de los tres tipos de alcances según el GPC, el Estándar Corporativo, y el Estándar relativo a Productos, respectivamente. Cabe aclarar que en las figuras 4 y 5, las cuales se encuentran en inglés, la palabra “*scope*” se refiere a alcance.

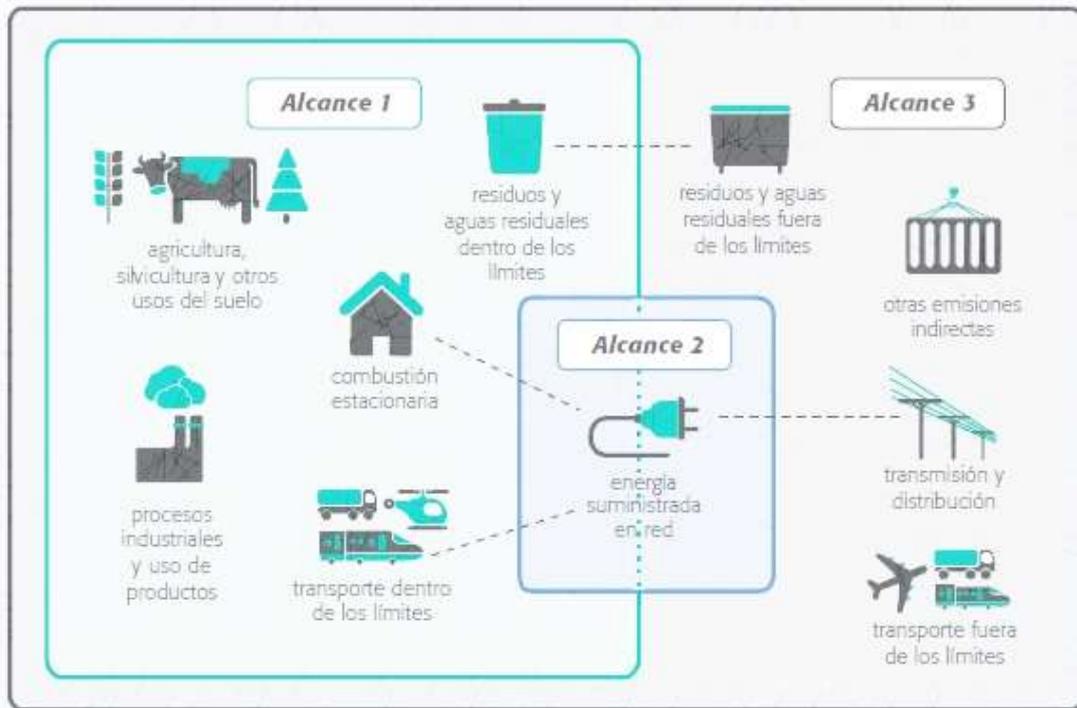


Figura 3 – Alcances 1, 2 y 3 según el GPC. Fuente: (WRI, C40, & ICLEI, 2014)

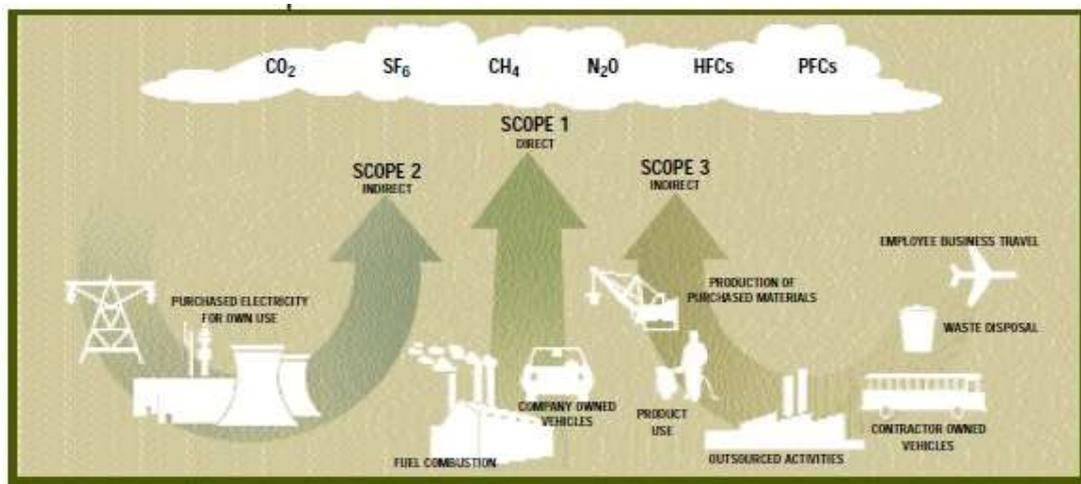


Figura 4 – Alcances 1, 2 y 3 según el Estándar Corporativo. Fuente: (WRI & WBCSD, 2004)

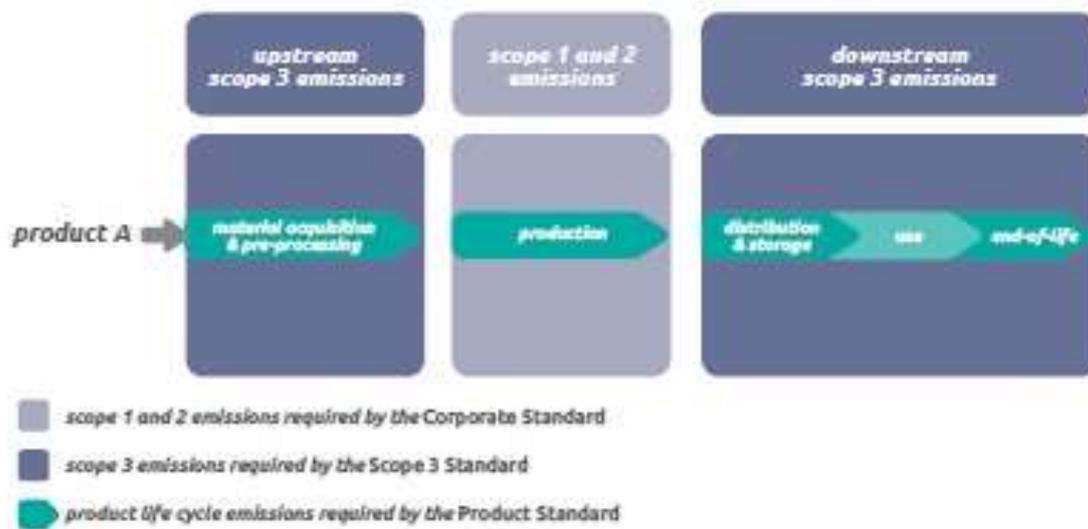


Figura 5 – Alcances 1, 2 y 3 según el Estándar relativo a Productos.

Fuente: (WRI & WBCSD, 2011a)

En su trabajo del año de 2011, Pandey, Agrawal y Pandey cuestionan en qué medida una organización que realice una evaluación de HC (suya, como un todo, o de alguno de sus bienes) debería rendir cuentas y buscar controlar a las emisiones de GEI que sean superiores a aquellas relativas al alcance 2, agregando que sería importante corroborar este tema. En línea con ello, la mayoría de los estándares para la contabilidad de las emisiones de GEI han mantenido al cálculo y el informe del nivel de HC de alcance 3 como facultativo. Lo que, a su vez, lleva a que una fracción pequeña de los evaluadores se preocupen por informar el monto de sus emisiones indirectas de alcance 3. (Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011)

Adicionalmente, para este alcance no suele haber potencial de comparabilidad entre los datos utilizados por los diferentes evaluadores, ya que para el alcance 3 los estándares generalmente no exigen coherencia entre las definiciones y las metodologías de cálculo de HC utilizadas en los estudios. En efecto, según la GHG Protocol, el cálculo del HC de una organización tiene como único fin la comparación entre sus emisiones actuales e históricas de GEI. (WRI & WBCSD, 2011b) A su vez, según el Estándar

Corporativo, las estimaciones de las emisiones de GEI relativas al alcance 3 serán aceptadas, independientemente de su criterio de contabilización, siempre y cuando se considere que el criterio sea adecuado para apoyar a los objetivos del estudio en cuestión (definidos por el agente) y haya transparencia con respecto al enfoque y a los datos utilizados para su estimación. (WRI & WBCSD, 2004)

Los autores Pandey, Agrawal y Pandey, presentaron en su artículo algunos ejemplos de evaluaciones de HC que analizaron también a las emisiones de alcance 3. En uno de los casos las emisiones directas (de alcance 1) cubrían a aquellas emisiones resultantes de activos y de otras operaciones bajo control del Gobierno de la Ciudad de Vancouver (Canadá), mientras que las emisiones indirectas de alcance 2 cubrían a las emisiones de GEI incorporadas en los consumos de electricidad, de calor y de vapor. Todas las demás emisiones indirectas de las actividades organizacionales fueron contempladas por el alcance 3. Este estudio concluyó que las emisiones cubiertas por el alcance 3 representaron la mayor parte de la HC del Gobierno de tal ciudad, a pesar de que su estimación obtuvo una menor precisión estadística que la de los primeros dos alcances. Los autores mencionan también otro importante estudio, con similares conclusiones, en el cual se evaluaron a las 475 mayores empresas del mundo y se concluyó que las emisiones totales de GEI de alcance 3 representaban a aproximadamente un 58 % del total de las emisiones evaluadas. Es decir, las emisiones del alcance 3 más que superaron a las emisiones de los alcances 1 y 2, aun cuando consideradas de manera conjunta. (Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011)

Para analizar mejor como los estándares definen al alcance 3, para las evaluaciones de organizaciones, y comprender mejor como recomiendan su utilización, se presentará a continuación una breve síntesis del Estándar relativo al Alcance 3 (*Scope 3 Standard*) de la GHG Protocol, el cual es un suplemento del Estándar Corporativo, y su

utilización debe darse en conjunto con él. (WRI & WBCSD, 2004; WRI & WBCSD, 2011b) Cabe mencionar que el Estándar Corporativo, lanzado por primera vez en el año de 2001 y revisado en 2004, ha sido ampliamente adoptado como el estándar internacional para desarrollar y reportar el inventario de GEI de las organizaciones de todo el mundo. (WRI & WBCSD, 2011b)

En primer lugar, la GHG Protocol afirma que, para una gestión eficaz e innovadora de los GEI, se debería establecer límites operativos que sean exhaustivos respecto de que se considerará como emisiones directas e indirectas de GEI. Ello ya que, según la asociación, esta delimitación ayudaría a que la organización evaluada pueda gestionar mejor el espectro completo de los riesgos y de las oportunidades de GEI a lo largo de su cadena de valor. En el Estándar Corporativo se define que las emisiones directas de GEI son aquellas emitidas por fuentes que sean de propiedad de (o controladas por) la organización; mientras que las emisiones indirectas de GEI son aquellas emitidas por consecuencia de las actividades de la organización, pero que se producen en fuentes cuya propiedad es de terceros. Sin embargo, la GHG Protocol reconoce que lo que se clasifica como emisiones directas e indirectas depende del enfoque de consolidación seleccionado por la organización en análisis para establecer los límites de la organización – el cual, como descripto anteriormente, puede basarse en la participación accionaria o en el control accionario. (WRI & WBCSD, 2004)

Después de explicar cómo se definen a las fuentes de emisión directa e indirecta, el Estándar Corporativo clasifica a las emisiones directas e indirectas de GEI de una organización según los tres diferentes alcances. Adicionalmente, según dicho estándar, los informes deberán reportar: (WRI & WBCSD, 2004)

- A todas las emisiones del alcance 1, es decir: emisiones directas de GEI (emitidas por fuentes propias o controladas por la organización). Por ejemplo: por el uso de combustibles fósiles en maquinaria o en vehículos de propiedad de la organización; por pérdidas de gases refrigerantes; o por reacciones químicas durante los procesos productivos de la organización;
- A todas las emisiones del alcance 2, es decir: todas las emisiones indirectas de GEI relativas a la generación de la energía consumida por la organización, pero no generadas por ella. Las emisiones de alcance 2 ocurren físicamente en las instalaciones donde se genera la electricidad y dependen tanto de la cantidad de energía demandada como de la matriz energética de las compañías eléctricas que proveen a la organización.

En sentido opuesto, el Estándar Corporativo brinda a las empresas flexibilidad con respecto a la decisión de cómo informar y cómo contabilizar a las emisiones del alcance 3, es decir: aquellas emisiones de GEI que ocurrirían como consecuencia de las actividades de la organización, pero que no hayan sido emitidas por fuentes poseídas o controladas por ella. Lo que, como mencionado anteriormente (en la sección [2.1.2](#)), podría llevar a que tanto los consumidores que se orienten por los valores publicados de las evaluaciones de HC para la elección de sus patrones de consumo, como los decisores que se basen en dichos valores para buscar promover o desalentar una actividad económica en particular, tomen decisiones no óptimas en la búsqueda por alcanzar sus objetivos.

Algunos ejemplos de actividades de alcance 3 son: la extracción y la producción de los insumos adquiridos de terceros; el transporte de los combustibles comprados; y el uso de los bienes vendidos por la organización. (WRI & WBCSD, 2004) En definitiva, este alcance incluye tanto a las emisiones atribuibles a los productos y a los servicios que la organización compró, como a aquellas atribuibles al acto de consumo de los bienes

proveídos por ella a sus clientes. En su texto oficial, el Estándar relativo al Alcance 3 reconoce que las emisiones de alcance 3 podrían constituir la mayor fuente de emisiones para las organizaciones y que, como tal, tienen el potencial de representar las oportunidades más significativas para influir en las reducciones de GEI. (WRI & WBCSD, 2011b) Paralelamente, el Estándar Corporativo asevera que el alcance 3 ofrece a las organizaciones la oportunidad de ser innovadoras en la gestión de las emisiones de GEI, ya que les permite contabilizar y reportar a otras actividades que se consideren relevantes para sus objetivos organizacionales. No obstante, dado que las organizaciones tienen la facultad de elegir cuales categorías informar para dicho alcance, el estándar afirma que el alcance 3 no prestaría para comparaciones entre las evaluaciones de distintas organizaciones. (WRI & WBCSD, 2004)

El Estándar relativo al Alcance 3 señala que la contabilización de las emisiones del alcance 3 no necesita involucrar un ACV completo de los GEI de todos los productos y operaciones de la organización. Según el estándar, cabe al agente evaluado determinar qué categorías de alcance 3 son relevantes, y elegir la cantidad de niveles arriba y abajo para incluir en este alcance. A su vez, el estándar argumenta que sólo algunos tipos de categorías de emisiones aguas arriba o aguas abajo podrían ser relevantes para la organización evaluada y que, por lo general, es valioso concentrarse en solamente una o dos actividades principales (las que se conjeture que generan más emisiones de GEI). En este sentido, la GHG Protocol argumenta que es útil evaluar algunas actividades de alcance 3 ya que ellas: (WRI & WBCSD, 2004)

- Podrían ser sustanciales en relación a las emisiones de GEI comprendidas en el alcance 1 y 2 de la organización;
- Podrían contribuir informacionalmente al análisis de la “exposición al riesgo de los GEI” (por su denominación en inglés: *GHG risk exposure*) de la organización;

- Podrían ser consideradas como cruciales por las principales partes interesadas (por ejemplo: clientes, proveedores, inversionistas o la sociedad civil);
- Podría existir oportunidades de grandes reducciones de emisiones de GEI, las cuales podrían ser emprendidas o influenciadas por la organización.

Según el uso del Estándar relativo al Alcance 3, el objetivo de las evaluaciones de HC de una organización es únicamente permitir la comparación entre sus emisiones actuales e históricas de GEI. Los inventarios de emisiones se referirán siempre a un "año base", indicando el aumento o la reducción de las emisiones de GEI del año de realización del informe en relación al año elegido como base. Cuando la organización realice un inventario por primera vez, ese será su año base. La GHG Protocol reconoce que el estándar relativo al Alcance 3 no está diseñado para viabilizar comparaciones entre las emisiones de alcance 3 de diferentes organizaciones, ya que las diferencias entre las emisiones reportadas por cada una de ellas podrían provenir de diferencias en la metodología de cálculo o de diferencias en el tamaño o estructura de la empresa. Por lo tanto, serían necesarias medidas adicionales para permitir comparaciones válidas entre organizaciones, como, por ejemplo: la consistencia entre la metodología y los datos utilizados por ambas para calcular el inventario; la presentación de informaciones adicionales, como las relaciones de intensidad o las métricas de rendimiento utilizadas por cada una. Una mayor coherencia podría ser proporcionada por medio de la utilización de programas de informe de GEI o de guías sector-específicas. (WRI & WBCSD, 2011b)

El Estándar relativo al Alcance 3, al igual que el Estándar relativo a Productos (*GHG Protocol Product Standard*), puede adoptar para la contabilidad de GEI un enfoque de cadena de valor o un enfoque de ciclo de vida. El Estándar relativo al Alcance 3 tiene en cuenta las emisiones de la cadena de valor a nivel organizacional, mientras que el estándar del producto tiene en cuenta las emisiones del ciclo de vida a nivel de producto

individual. (WRI & WBCSD, 2011b) Para calcular la HC, la cantidad de GEI (emitida, eliminada o incorporada en el ciclo de vida del bien) tiene que ser estimada y sumada. El ACV (a veces denominado “ACV ambiental”) provee una imagen completa de los insumos y de los productos con respecto a la generación de contaminantes del aire, el uso del agua, la generación de aguas residuales, el consumo de energía, los GEI emitidos o cualquier otro parámetro similar de interés. Para el propósito de la HC, el ACV estima los GEI emitidos o incorporados en cada una de las etapas analizadas del ciclo de vida del producto. (Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011)

Con respecto a la amplitud, por medio de un ACV completo de las emisiones de GEI, se debería considerar en el cálculo no solo a las emisiones de GEI asociadas a los insumos del producto de interés, sino que también se podría examinar a los insumos de estos insumos, y así sucesivamente a lo largo de la cadena de valor. No obstante, según la GHG, el costo y el tiempo requeridos para este tipo de análisis, en general, podrían ser prohibitivos. (WRI & WBCSD, 2005) En otras palabras, anticipando la posibilidad de que no todas las evaluaciones podrían ser realizadas con un elevado grado de profundidad, en términos de ACV, la asociación prefiere aumentar la flexibilidad de sus estándares para que, de esta manera, se realicen un mayor número de evaluaciones. Obviamente, otra política que el estándar podría tomar, opuesta a la anterior, sería la de que solamente un número reducido de evaluaciones podría ser hecha, pero con un elevado nivel de complejidad y un mayor grado de comparabilidad entre ellas. Más adelante se evaluará los efectos de la postura que el estándar ha optado.

Por otro lado, con respecto a la significación, la GHG Protocol sostiene que las emisiones de GEI que un ACV más completo podría incorporar serían relativamente pequeñas para muchos tipos de proyectos de GEI. Sin embargo, la asociación agrega que, a pesar de su poca relevancia para el valor final obtenido, se requeriría de las

organizaciones evaluadas mucho tiempo y dinero para estimar, monitorear y cuantificar estos efectos. (WRI & WBCSD, 2005) Adicionalmente, en lo que se refiere al cálculo del alcance 3 por parte de las organizaciones, la GHG Protocol afirma que no se espera que ellas estimen sus inventarios del ciclo de vida para productos individuales. (WRI & WBCSD, 2011b) Finalmente, la asociación argumenta que, en el momento de definir la amplitud del proyecto de contabilización de la HC, se debe evaluar el costo-beneficio entre la consideración de los HC indirectos y el tiempo y el esfuerzo requerido para hacerlo. Observando que, desde la perspectiva de los programas de GEI, requerir una contabilidad extensa y detallada ayudaría a garantizar la integridad ambiental, pero podría limitar la adhesión de participantes del programa, ya que estos requisitos pueden ser demasiado onerosos para algunos desarrolladores de proyectos. (WRI & WBCSD, 2005)

La guía proporcionada en el estándar tiene como objetivo ayudar a los desarrolladores de los proyectos de GEI a pensar sobre los HC indirectos (de alcance 3) de manera amplia. Sin embargo, la GHG Protocol manifiesta que no es necesario realizar un ACV completo, agregando que, para algunas actividades del proyecto, reducir la incertidumbre alrededor de la cuantificación de los HC directos (y de alcance 2) podría ser más importante que examinar exhaustivamente los efectos indirectos (de alcance 3). En particular, la GHG Protocol señala que el principio de relevancia puede utilizarse para orientar a las decisiones sobre el alcance de los efectos indirectos a considerar. Este principio, el cual tiene en cuenta el propósito del proyecto GEI y a las necesidades de toma de decisiones de los desarrolladores del proyecto, puede ayudarles a decidir hasta qué punto deben considerarse los efectos secundarios. (WRI & WBCSD, 2005)

Finalmente, cabe observar que el único de los estándares de la GHG Protocol que exige la contabilización algunas emisiones de GEI asociadas al alcance 3 es el GPC. Sin embargo, dicho estándar no exige la contabilización completa de tal alcance, sino que

solamente requiere que la comunidad evaluada considere en el cómputo final de sus emisiones de GEI a aquellas que sean provenientes de los residuos generados por sus habitantes y sus *commuters*. (WRI, C40, & ICLEI, 2014)

2.1.2.2 Hipótesis de la importación

Para el análisis de las HC de una nación se utiliza un modelo global multi-regional que considera que la producción de un determinado bien, en diferentes países, ocurre por medio de distintas intensidades. Por esta razón se atribuye una estimación de los promedios de emisión de GEI, para cada variedad de bien, en cada región del mundo, algo que presentaría el potencial problema de perjudicar a las empresas exportadoras que posean un nivel de emisiones de GEI por bien elaborado inferior al promedio de su región. A pesar de ello, Alemany y Lazilotta observan que, dada la ausencia de datos internacionalmente comparables, la mayoría de los estudios consideran como homogéneas (para un determinado bien) a la tecnología de producción doméstica y a la internacional, al menos en lo que se refiere a la intensidad de emisiones de GEI. Este último criterio, según las autoras, podría ser denominado como la hipótesis de la importación. (Alemany & Lanzilotta, 2011)

En particular, debido a que en la actualidad las importaciones generalmente se clasificarían como HC de alcance 3, tal como mencionado en la sección [2.1.2.1](#), las metodologías de contabilización de la HC no exigirían una coherencia entre las definiciones y las metodologías de cálculo utilizadas por los estudios en la estimación del nivel de HC de un bien importado. Por lo tanto, los agentes se encontrarían libres, al momento de realizar sus estudios de HC, para utilizar el criterio que consideren más conveniente para las evaluaciones de aquellos bienes que importen. A modo de ejemplo, la hipótesis de la importación, definida por Alemany y Lazilotta, sería una manera válida para estimar a los niveles de HC de un bien importado. Así como, según las metodologías

vigentes de contabilización, también sería válida la utilización de datos provenientes de bases de datos internacionales, que otorguen a un bien importado un nivel de HC en función del promedio estimado para su región de origen.

Una premisa similar también es utilizada por el IPCC al realizar el supuesto, simplificador, de que el ciclo de vida del producto importado es similar al de un producto doméstico. (IPCC, 2006) Adicionalmente, como se verá a lo largo de la sección [2.2](#), dicha simplificación se asemeja a la hecha por las evaluaciones de la HE, que asumen que la utilización de biocapacidad por una determinada actividad económica realizada en el exterior equivale al promedio a nivel mundial que se utilizaría de biocapacidad para llevar adelante a dicha actividad.

2.1.3 Dióxido de carbono equivalente

Ambos IA-CBC analizados en este trabajo (denominados como IA-H) expresan el nivel de impacto ambiental negativo generado por el bien, por la actividad o el agente evaluado por medio de una medida única y ficticia, la cual trata de sintetizar y de traducir a diversos tipos de impactos ambientales en un lenguaje único. Cabe aclarar que con única unidad de medida este trabajo se refiere a la característica unidimensional de los valores finales otorgados por las evaluaciones de la HC y de la HE. En el caso de la HC el impacto ambiental negativo es expresado en niveles de *dióxido de carbono equivalente* (CO_2e), mientras que en el caso de la HE se expresa en niveles de consumo de hectáreas globales (gha, en adelante). Dichas unidades buscan reducir a una simple métrica a la complejidad multidimensional y sistémica del medio ambiente natural, lo que hace que su interpretación sea, a la vez, mucho más simple y mucho más ambigua.

Por medio de este lenguaje universal los IA-H facilitarían la comparación de los impactos ambientales de las distintas actividades y de los distintos agentes económicos

evaluados. Sin embargo, esta simplificación, debido a potenciales correlaciones o efectos acumulados entre los diversos tipos de contaminación, agrega variabilidad a tales IA y, consecuentemente, los hace menos precisos. Adicionalmente, dichos IA también pierden capacidad explicativa como consecuencia de permitir que una performance baja en alguna de las dimensiones que considera el IA-H sea ocultada por una performance alta en otras.

El resultado final del cálculo de la HC, como dicho anteriormente, es un valor expresado en CO_2e , una unidad de medida ficticia, cuyo objetivo es expresar en una sola magnitud a la suma de los diferentes GEI emitidos por el agente de interés – cubriendo a los seis GEI considerados por el Protocolo de Kioto, es decir: dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos y hexafluoruro de azufre. (Ajero, y otros, 2012). Ésta unidad, genérica, expresa a los distintos GEI según el potencial de efecto invernadero de cada uno de ellos. Para su construcción se toma como parámetro a cuantas unidades de masa CO_2 – gas que ocurre de manera natural y que es un subproducto tanto de la combustión de biomasa de combustibles fósiles, como de otros procesos industriales; al tiempo que es también un insumo crucial para la generación de biocapacidad en el ciclo biogeoquímico del carbono (figura 6) – emitidas a la atmósfera serían necesarias para igualar al efecto invernadero de la emisión de una unidad de masa de cada uno de los seis GEI considerados. (Ajero, y otros, 2012)

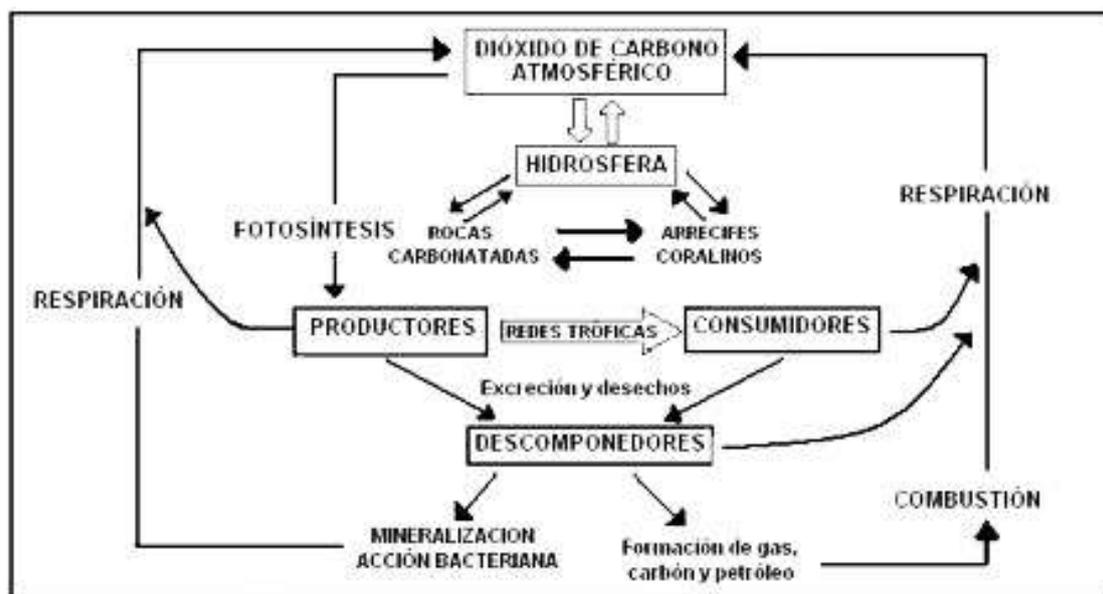


Figura 6 - Ciclo biogeoquímico del carbono. Fuente: (Limpio, 2014)

2.1.4 Críticas de otros autores a la huella de carbono

A continuación, se expondrán algunas críticas realizadas al concepto actual de la HC. Es importante notar que este no es un compendio exhaustivo de todas las críticas y busca solamente presentar a una selección de algunas de ellas.

En el año de 2011, Chambers señaló que, en general, los defensores de un solo indicador compuesto consideran que debería existir un IA que cumpla (para las cuestiones asociadas al medio ambiente natural) con un rol similar al del producto bruto interno (PBI, en adelante), el cual se utiliza como variable proxy del estándar de vida de una región y se utiliza comparar y clasificar a diferentes países bajo una jerarquía económica. Dado que (a pesar de sus limitaciones ampliamente conocidas) una buena performance en el PBI esté asociada al éxito económico (y general) de cada región, los decisores suelen encontrarse inclinados a formular políticas que permitan a su región quedar bien posicionadas en este indicador. Sin embargo, el autor señala que considerar que la formulación de las políticas económicas esté predominantemente dominada por un solo indicador (el PBI) significaría, fundamentalmente, una malinterpretación de la

formulación de tales políticas. Agregando que la toma de decisiones económicas utiliza muchos indicadores diferentes, entre ellos: la inflación, la tasa de desempleo, la tasa de cambio de la moneda y muchos otros. (Chambers, 2001)

Según Chambers, los argumentos en contra de los indicadores compuestos para la gestión ambiental podrían presentarse de las siguientes dos maneras. La primera es que existe la posibilidad de que los usuarios no técnicos de dichos indicadores (los consumidores y los decisores) no se encuentren lo suficientemente preparados para interpretar a un indicador que incorpore simultáneamente a una multiplicidad de variables distintas. La segunda es que, para ser calculados, los indicadores compuestos deben sumar a “peras” y “manzanas”, agregando cuestiones esencialmente irreconciliables en una única unidad de medida. Por ejemplo, al evaluar la HC de la extracción de agua se consideraría principalmente a la energía utilizada para el bombeo y para la purificación del agua, lo que hace que se pierda de vista los principales problemas ambientales asociados a la extracción de agua: la escasez de este recurso y el daño que se podría ocasionar a los ecosistemas acuáticos. Consecuentemente, el autor sostiene que cualquier indicador compuesto que pretenda incorporar el problema de la extracción de agua sería entonces engañoso y daría un falso sentido de completitud. (Chambers, 2001)

Finalmente, Chambers agrega que una tercera clase de queja en contra de los indicadores compuestos sería que, al considerar en una sola dimensión a las diferentes dimensiones de las preocupaciones ambientales, se estaría imponiendo restricciones inexistentes e innecesarias. Es decir, analizar a todas las dimensiones juntas en una sola medida implica un *trade-off* innecesario, el cual no debería existir. Ilustrándolo por medio de un caso extremo, ninguna mejora en la calidad del agua podría compensar los impactos negativos relacionados al aumento del agujero de la capa de ozono. (Chambers, 2001)

Por último, en el año de 2013, Barnett argumentó que el principal problema con la HC es la falta de disponibilidad de datos. Los datos utilizados para calcular la HC, especialmente cuando los procesos de fabricación se encuentran en países en vías de desarrollo, suelen ser limitados y proporcionan una evaluación de la HC incompleta o inexacta. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013) Dicho argumento va en línea con lo manifestado por la GHG Protocol, observado en la sección [1.3.1](#), de que en general el costo y el tiempo requeridos para la realización de una evaluación más integral de la HC (que incluya a las emisiones relativas al alcance 3) podrían ser prohibitivos. (WRI & WBCSD, 2005)

2.2 Huella ecológica

La primer publicación académica sobre la idea de la HE fue realizada por William Rees, en el año de 1992. (Rees, 1992) Sin embargo, su concepto y su metodología de cálculo fueron desarrollados entre los años de 1990 y 1994 por la tesis doctoral de Mathis Wackernagel, con tutoría de Rees, en la Universidad de British Columbia en la ciudad de Vancouver, Canadá. (Wackernagel M. , 1994) Originalmente, Wackernagel nombró al concepto de la HE como “capacidad de carga apropiada”. (Wackernagel M. , 1991a; Wackernagel M. , 1991b). Sin embargo, posteriormente, Rees sugirió el término HE, para hacerlo más accesible al público no científico. Al principio de 1996, Wackernagel y Rees publicaron conjuntamente el libro “Nuestra Huella Ecológica: Reduciendo el Impacto Humano sobre la Tierra”. (Wackernagel & Rees, 1996)

La HE es una medida de la demanda que la actividad humana coloca sobre la biosfera. Más precisamente, es la medida de la cantidad de áreas bioproductivas (terrestres o acuáticas) requeridas – dadas las tecnologías y las prácticas de gestión predominantes mundialmente – para que sea sostenible en el tiempo la producción de todos los insumos y bienes que un agente económico consume. Para su cómputo, final se consideran también a las áreas bioproductivas requeridas para la absorción de los residuos generados por tales consumos. El estudio de la HE determina la oferta (y la demanda) de áreas bioproductivas que se encuentran disponibles (y que se utilizan) para la generación de los bienes y para la absorción de los residuos. Las áreas bioproductivas son ajustadas en función de su bioproductividad, lo que permite comparar a ecosistemas de diferentes áreas del mundo (y con diferentes niveles de bioproductividad) bajo una sola expresión métrica, la gha. Una gha representa una hectárea hipotética, la cual contiene un nivel de bioproductividad igual a la media global en el período de análisis. (Ewing, y otros, 2010)

2.2.1 Objetivos y aplicaciones

Según la GFN, sin una manera de comparar la demanda de servicios ecológicos con su oferta disponible, los decisores podrían fácilmente ignorar a la amenaza del sobrepaso – situación en la cual la utilización de la bioproductividad de una región supera a su capacidad de carga (es decir, a su biocapacidad) – y permanecer enredados en los debates teóricos sobre la asequibilidad de la sostenibilidad. Con el fin de ayudar a transformar estos debates en discusiones basadas en hechos empíricos, la GFN considera necesaria la elaboración de mediciones claras que permitan una mejor comprensión de cuáles son los riesgos reales asociados al contexto de sobrepaso y la promoción de un consenso sobre cuáles serían las acciones necesarias para abordarlos. Con el afán de ayudar a proporcionar una medida que permitiera guiar a las acciones de los decisores, se desarrolló la HE, concluye la GFN. (GFN, 2010)

En la figura 7 se puede observar la estimación realizada por la GFN de la demanda humana por HE a escala mundial, y su respectiva oferta, desde el año de 1961 hasta el año de 2012. Según dicha figura, ya a principios de la década de setenta del siglo pasado, aproximadamente, nuestra demanda por HE viene superando con creces a la oferta de HE de la Tierra.

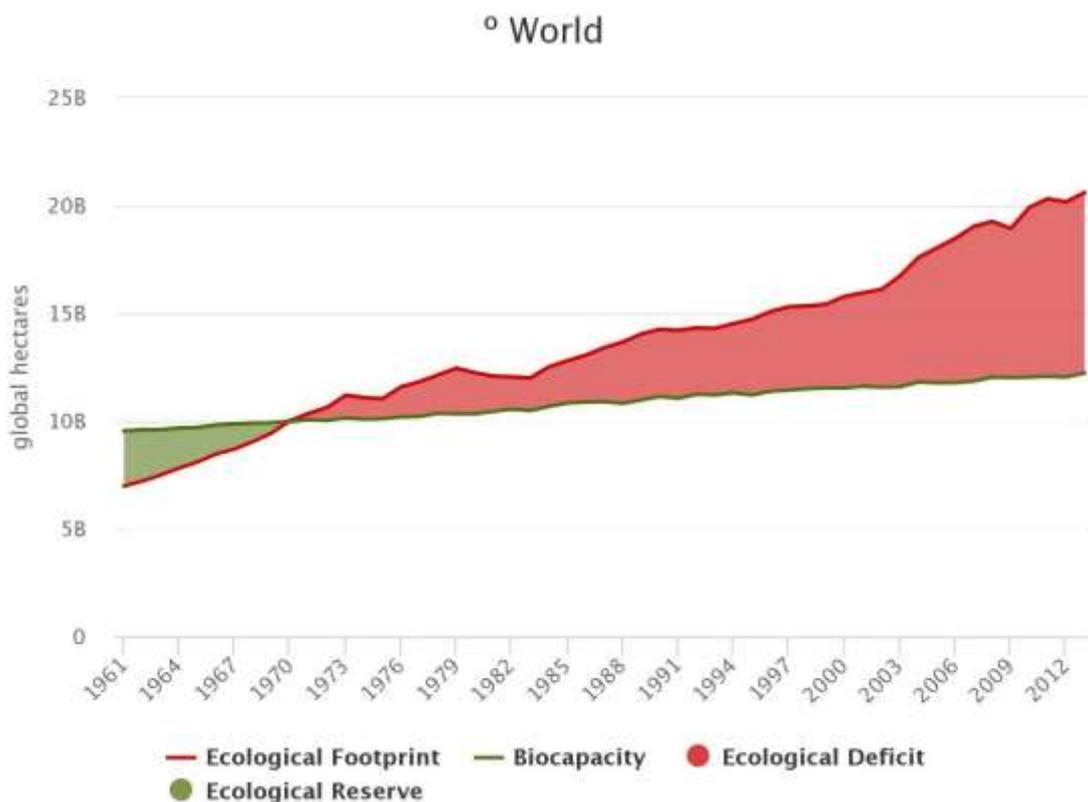


Figura 7 – Biocapacidad mundial y Huella Ecológica. Fuente: (GFN, 2017a)

La GFN afirma que las ciudades, las regiones o los países (referenciadas por este trabajo simplemente como “región” o “regiones”) que pospongan los cambios necesarios para enfrentar el contexto de sobrepaso (para algún momento en un futuro distante) no estarán preparadas para los retos de un mundo en el cual todo esté al límite de su biocapacidad. Por ello, según la asociación, invertir en políticas agresivas de sostenibilidad se va a convertir en un motor de competitividad cada vez más importante. Adicionalmente, la GFN afirma que ajustar las economías y sus infraestructuras a este nuevo contexto económico llevará tiempo, por lo que sería urgente comenzar tales cambios tan pronto como sea posible. Las regiones deberían poner en práctica, simultáneamente, a varias estrategias para mejorar la gestión y la protección de sus reservas ecológicas, al tiempo que deberían minimizar o reducir sus demandas sobre los servicios ecosistémicos. En un futuro con recursos limitados, las regiones que no sean

capaces de proporcionar el nivel ambicionado de calidad de vida, por medio de una baja HE, se encontrarán en clara desventaja. (GFN, 2010)

Según la GFN, los resultados verificados a nivel regional también podrían utilizarse para aprovechar a las oportunidades comerciales y crear una posición comercial fuerte para las exportaciones de la región, por medio de la diferenciación de sus bienes transados en el exterior, en un mercado cada vez más consciente del medio ambiente. Además, dichos resultados permitirían a la región crear una línea de base para establecer metas y monitorear el progreso hacia un desarrollo económico sostenible y orientar a la inversión en infraestructura para que ella sea tanto eficiente en su uso de recursos, como resiliente si se producen interrupciones del suministro. (GFN, 2010)

Desde una perspectiva más holística, la HE tiene como objetivo inmediato otorgar una estimación del impacto ambiental negativo (en un sentido amplio y genérico) de las decisiones de consumo y de producción de los agentes evaluados, para que, por medio de dicha información se pueda realizar una gestión más consciente y ambientalmente eficiente de los recursos ecológicos regenerables. Ello, a su vez, podría promover y posibilitar el accionar individual y colectivo a favor de un mundo más ecológicamente equilibrado. (Elhadi, 2013) A largo plazo, este trabajo considera que los objetivos de la HE son lograr que la humanidad equilibre mejor sus impactos ambientales (como la utilización, la contaminación y la depredación de los recursos naturales renovables) con la capacidad de autogeneración de la Tierra.

Recientemente, en el año de 2000, van den Bergh y Verbruggen afirmaron que la HE aparentaba ofrecer un concepto y una metodología que podrían constituir a uno de los IA más objetivos, insesgados, agregados y unidimensionales para la evaluación del nivel de sustentabilidad de un agente económico. (van den Bergh & Verbruggen, 1999) Sus creadores, Wackernagel y Rees, mencionan en su libro que: (Wackernagel & Rees, 1996)

“Por medio de colocar la sustentabilidad en términos simples, pero concretos, el concepto de la HE provee un marco intuitivo para la comprensión de la línea de fondo de la sostenibilidad. Esto, a su vez, estimula el debate público, construye un entendimiento común y sugiere un marco de acción. La HE hace que el desafío de la sostenibilidad sea más transparente: por medio de ella los decisores tienen un criterio físico para clasificar (y elegir) políticas, proyectos u opciones tecnológicas de acuerdo a sus impactos ecológicos.”

Según la *National Footprint Accounts* (en adelante, NFA) – una iniciativa desarrollada y mantenida por la GFN y sus 75 organizaciones asociadas, para rastrear el uso de los servicios y de los recursos ecológicos por parte de los países y estimar la biocapacidad disponible adentro de cada uno de ellos –, el cálculo de la HE a nivel nacional tiene los siguientes objetivos: (Ewing, y otros, 2010)

- Proveer un cálculo científicamente robusto y transparente de las demandas colocadas por las diferentes naciones sobre la capacidad regenerativa de la biosfera;
- Construir una metodología confiable y consistente que permita la comparación internacional de las demandas de HE de cada nación;
- Producir información en un formato útil para el desarrollo de políticas y estrategias que permitan (a las regiones) vivir adentro de sus límites biofísicos;
- Generar un conjunto de datos de referencia que pueda ser utilizado como base para los análisis sub-nacionales de la HE.

Ya en 1992, con la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, se reconoció la importante función que los IA podrían desempeñar para ayudar a los países a tomar decisiones sobre el desarrollo sostenible. Este reconocimiento se articula en el capítulo 40 del Programa 21, en el que se insta a los países y a las

organizaciones internacionales (gubernamentales o no) a que desarrollen e identifiquen indicadores de desarrollo sostenible que puedan proporcionar una base sólida para la toma de decisiones en todos los niveles. A su vez, el Programa 21 exige específicamente la armonización de los esfuerzos a nivel nacional, regional y mundial, para la elaboración de indicadores de desarrollo sostenible. El programa también requiere la utilización de un conjunto adecuado de estos indicadores en informes y bases de datos comunes, actualizados periódicamente y ampliamente accesibles. (Shah, 2004)

Se han realizado varios esfuerzos para elaborar indicadores compuestos, entre ellos la HE, que pudieran captar elementos claves del desarrollo sostenible. La mayoría de los indicadores compuestos se utilizan, principalmente, para sensibilizar al público y recibir una atención especial en los medios de comunicación. Asimismo, en lugar de ofrecer una visión global del desarrollo sostenible, muchos de estos indicadores se centran específicamente en la dimensión natural del desarrollo sostenible y de la gestión de los recursos. (UN DESA, 2007) En el año de 2003 el País de Gales adoptó la HE como su principal indicador de sustentabilidad, mientras que el Gobierno suizo ha adoptado a la HE en el plan de desarrollo sustentable de la nación y el Japón incluye a la HE en su plan medio ambiental. (Ewing, y otros, 2010) En la página web del Programa de las Naciones Unidas Para el Desarrollo se sostiene que: (PNUD, 2017)

“Para lograr un crecimiento económico acompañado de un desarrollo sostenible, es urgente reducir la HE mediante un cambio en los métodos de producción y de consumo de los bienes y de los recursos.”

Es importante observar que un gran número de agencias gubernamentales, organizaciones y comunidades ha adoptado a la HE como un indicador central del uso sustentable de los recursos renovables. Consecuentemente, debido al gran número de usuarios de las evaluaciones de HE, los diferentes enfoques para la conducción de

estudios de HE podrían llevar a la fragmentación y a la divergencia de la metodología. Según Ewing, Moore y otros, esto reduciría la habilidad de la HE de producir resultados consistentes y comparables (que permitan una correcta clasificación de diferentes políticas, por ejemplo) entre las evaluaciones. Para los autores, el valor de la HE (como una métrica de la sustentabilidad) depende no solo de la integridad científica de su metodología, pero también de la aplicación consistente de esta metodología entre todos los análisis que se realicen. Esto depende también de que los resultados de los análisis sean comunicados a las partes interesadas de una manera que no distorsione o mal interprete a sus conclusiones. (Ewing, y otros, 2010)

Paralelamente, Goel, Patro y Raj consideran el uso de la HE-PC más adecuado, por juzgarla como un indicador más riguroso desde la perspectiva de las inequidades y de la justicia social, ya que remueve al efecto (característico del consumo agregado) de la escala poblacional. Este indicador, según los autores, permite la comparación entre las demandas individuales de biocapacidad, subrayando a las substanciales disparidades entre los hábitos, los estilos de vida, y los niveles de consumo per cápita de las naciones. (Goel, Patro, & Raj, 2011) En las figuras 8, 9 y 11 se puede apreciar cómo cambia la dimensión y la composición de la HE-PC según el nivel económico de cada una de las regiones analizadas. A su vez, en la figura 10 se puede observar como el nivel agregado de HE hace que las 16 regiones analizadas en la figura 9 se relacionen en un orden completamente diferente.

The Ecological Footprint per income level

Grouping Ecological Footprints by national income level reveals the inequality in national demand for renewable resources and ecological services – as well as indicating how such inequality has changed over time (Figure 35). During the period 1961-2012, the average per capita Ecological Footprint increased from 5 gha to 6.2 gha, with a peak of 6.6 gha in 1985, in high-income countries; increased from 1.4 to 2.3 gha per capita in middle-income countries; and remained almost flat (at approximately 1 gha per capita) in low-income countries. The per capita Ecological Footprint for high-income countries in 2012 is lower than in 1985. Although there are quite some differences across this group of countries, the overall decline appears to be due to the effects of the economic crisis initiated in 2007-2008.

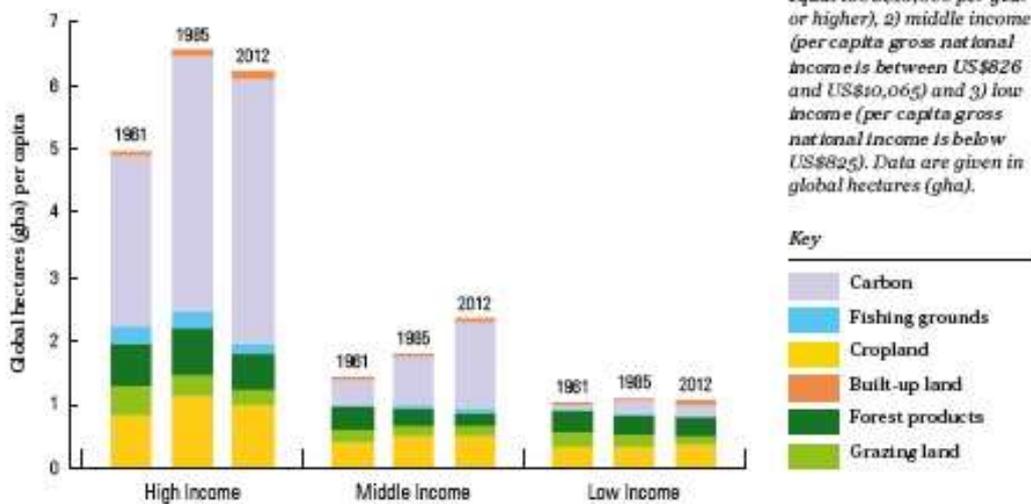


Figure 35: Per capita average Ecological Footprint for high-, middle- and low-income countries, by demand category, in 1961, 1985 and 2012. World countries are grouped in income groups according to relative GDP values in 2016. The World Bank classification is used here, grouping countries as 1) high income (per capita gross national income is equal to US\$10,066 per year or higher), 2) middle income (per capita gross national income is between US\$826 and US\$10,065) and 3) low income (per capita gross national income is below US\$825). Data are given in global hectares (gha).



Figura 8 – HE-PC de tres grupos de países, según nivel de ingreso. Fuente: (WWF, 2016b)

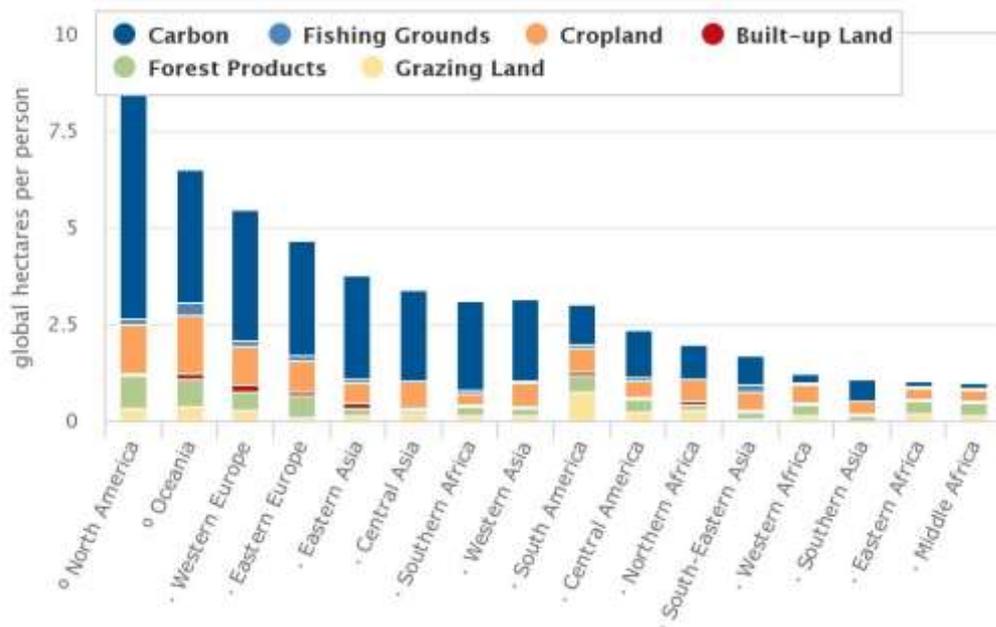


Figura 9 – HE-PC de 16 regiones seleccionadas (año de 2013). Fuente: (GFN, 2017a)

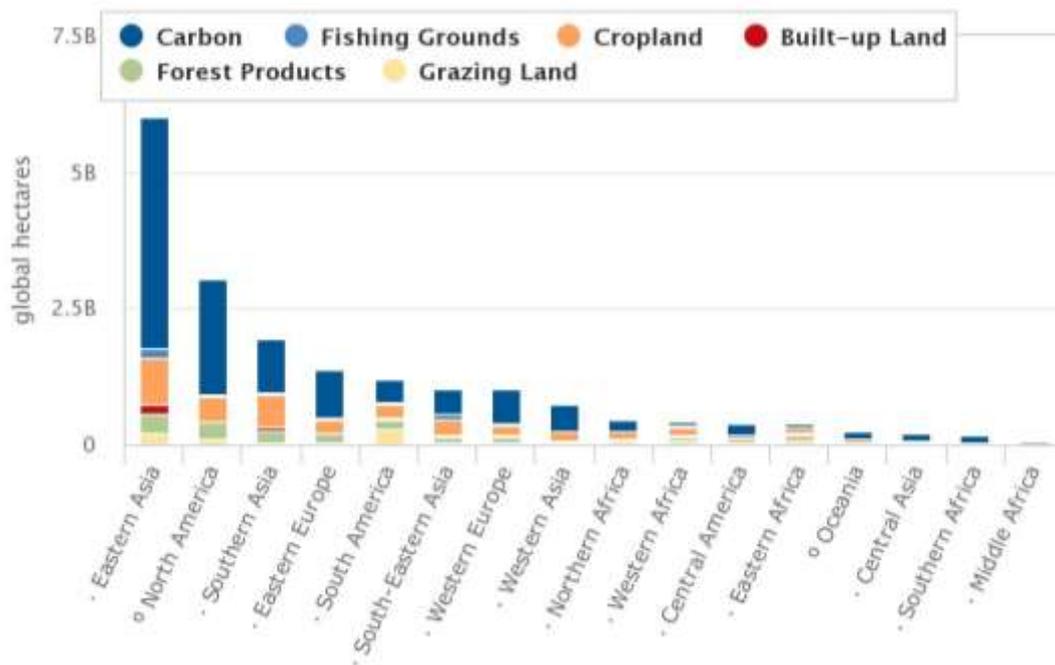


Figura 10 – HE de 16 regiones seleccionadas (año de 2013). Fuente: (GFN, 2017a)

Patterns of consumption per income level

Not only does overall demand for biocapacity vary by country, patterns of consumption vary as well (Figure 36). In low-income countries like Tanzania, for example, 94 per cent of the Ecological Footprint is determined by food and housing demand. As disposable income rises, consumption increases beyond basic needs, and categories such as mobility, goods and services account for a larger share of the population's Ecological Footprint, as is the case for the USA.

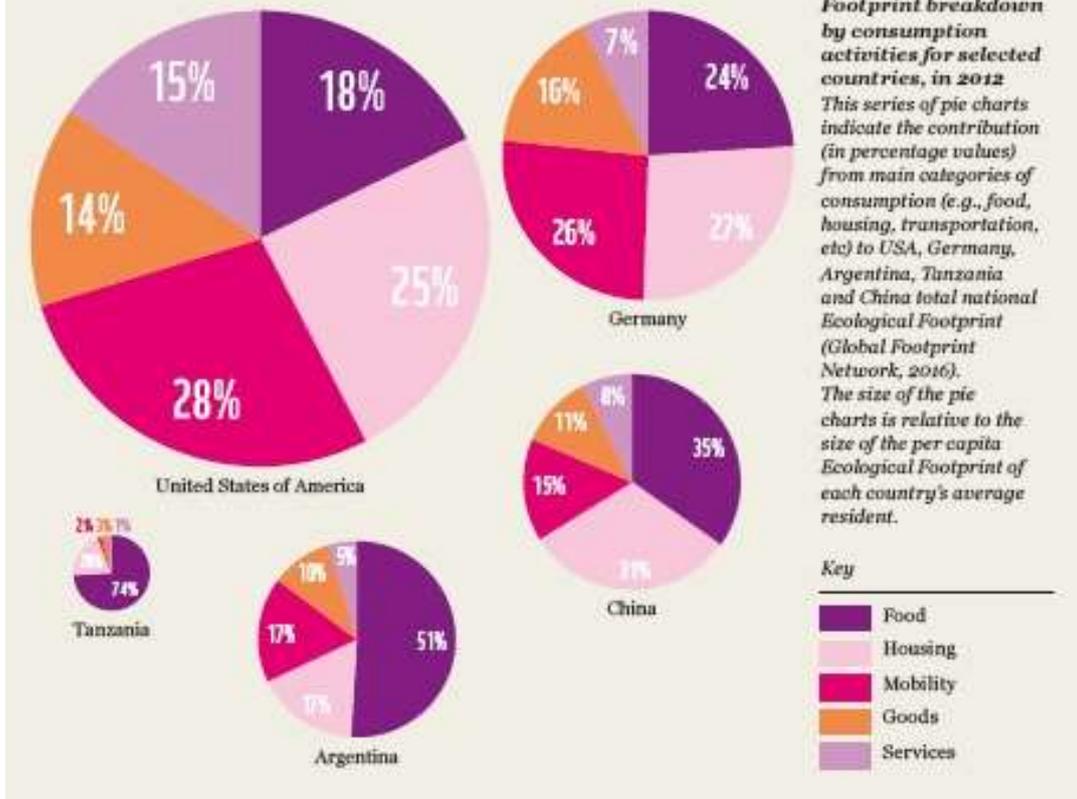


Figura 11 – HE-PC de Alemania, Argentina, China, EEUU y Tasmania.

Fuente: (WWF, 2016b)

Según Goel, Patro y Raj, la HE-PC podría servir de insumo para la formulación de políticas, ya que permitiría saber en qué medida un estilo de vida es replicable a nivel mundial. La HE-PC también podría ser un instrumento válido para concientizar a las personas sobre el sobreconsumo (o consumo excesivo), asociado a algunos estilos de vida, y como ello se relaciona con la situación de sobrepaso mundial. Por medio de la HE-PC también se puede argumentar que varios estilos de vida no serían sostenibles a nivel global (caso fuesen practicados por todos los habitantes del planeta); algo que, para los autores, acentúa la percepción de la desigual utilización de los recursos de la biosfera.

A modo de ejemplo, los autores señalan que mientras la HE-PC de India mantuvo una tendencia prácticamente constante de 1961 a 2003, la HE-PC de otras naciones creció varias veces. En particular, las de China, Japón y EEUU aproximadamente se duplicaron durante este período. (Goel, Patro, & Raj, 2011) A su vez, aparte de dichas diferentes tendencias de crecimiento, existe una substancial desigualdad entre los valores absolutos del indicador para el habitante promedio de cada país. En el año de 2003, la HE-PC de EEUU fue aproximadamente 6 veces mayor que la de China y 13 veces que la de India. (WHO, 2011) Con lo cual, según Goel, Patro y Raj, a pesar de que China e India tengan HE nacionales muy grandes, sería incorrecto clasificar al estilo de vida promedio de sus ciudadanos como insostenibles. (Goel, Patro, & Raj, 2011)

En el año de 2007 la demanda promedio, a nivel mundial, de áreas bioproductivas por habitante fue de 1,8 gha. En EEUU la HE-PC fue de 9,0 gha, en Suiza fue de 5,6 gha y en China fue de 1,8 gha. El WWF señala que ya en el año de 2006 la HE de la humanidad había excedido la biocapacidad del planeta en un 20 %. (BBC, 2006) Ello a pesar de que Wackernagel y Rees originalmente habían calculado, en su publicación del año de 1996, que la biocapacidad disponible para las 6 mil millones de personas que habitaban la Tierra en su momento era de 1,3 hectáreas globales por persona, un número considerablemente menor que las 1,8 gha estimadas para el año de 2006. (Wackernagel & Rees, 1996)

En el año de 2009, Kitzes y otros compararon la HE de determinadas regiones de globo con la biocapacidad disponible adentro de cada región. En América del Norte y en Europa Occidental la HE excede a sus respectivas biocapacidades en tal medida que si todas las personas del mundo demandaran una HE-PC equivalente a la de un habitante típico de América del Norte o de Europa Occidental, entonces la demanda global superaría la biocapacidad del planeta en, respectivamente, 3 o 4 veces. (Kitzes J. , y otros, 2009) En las figuras 12 y 13 se pueden ver comparaciones entre el nivel de demanda de

HE para el consumo y para la producción, respectivamente, de cada país del globo respecto de su propia biocapacidad. En las figuras 14 y 15 se pueden observar el nivel agregado y per cápita, respectivamente, de biocapacidad de cada país. A su vez, en las figuras 16 y 17 se aprecian el nivel agregado y per cápita, respectivamente, de demanda de HE cada país.

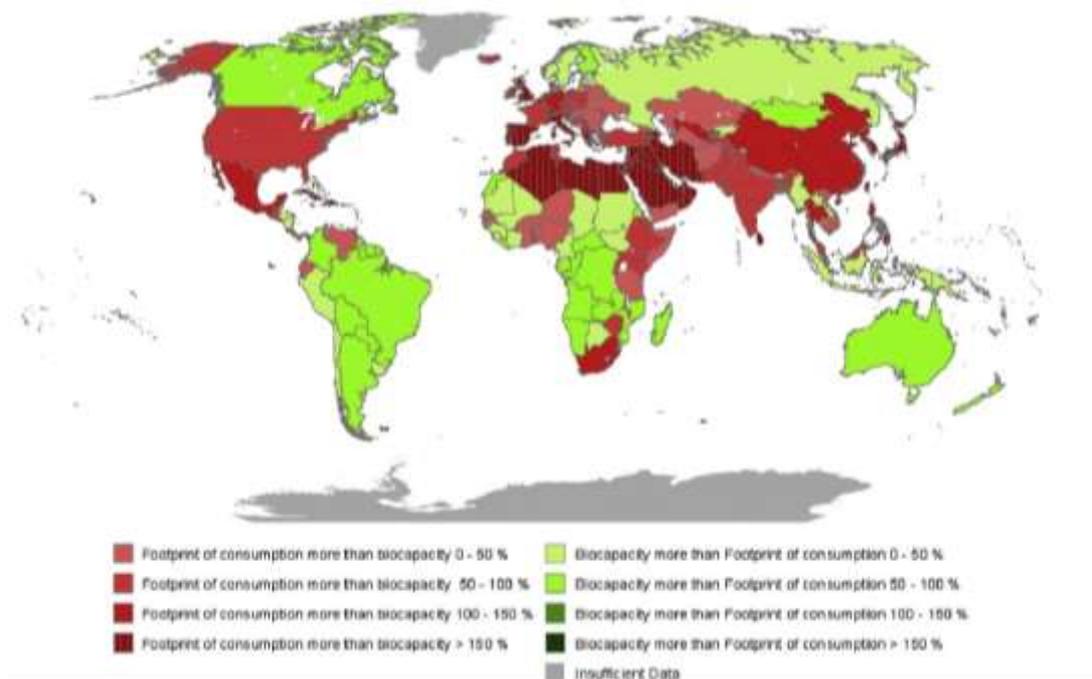


Figura 12 - Nivel de demanda nacional de HE destinada al consumo, respecto de la biocapacidad. Fuente: (Galli, Wackernagel, Iha, & Lazarus, 2014)

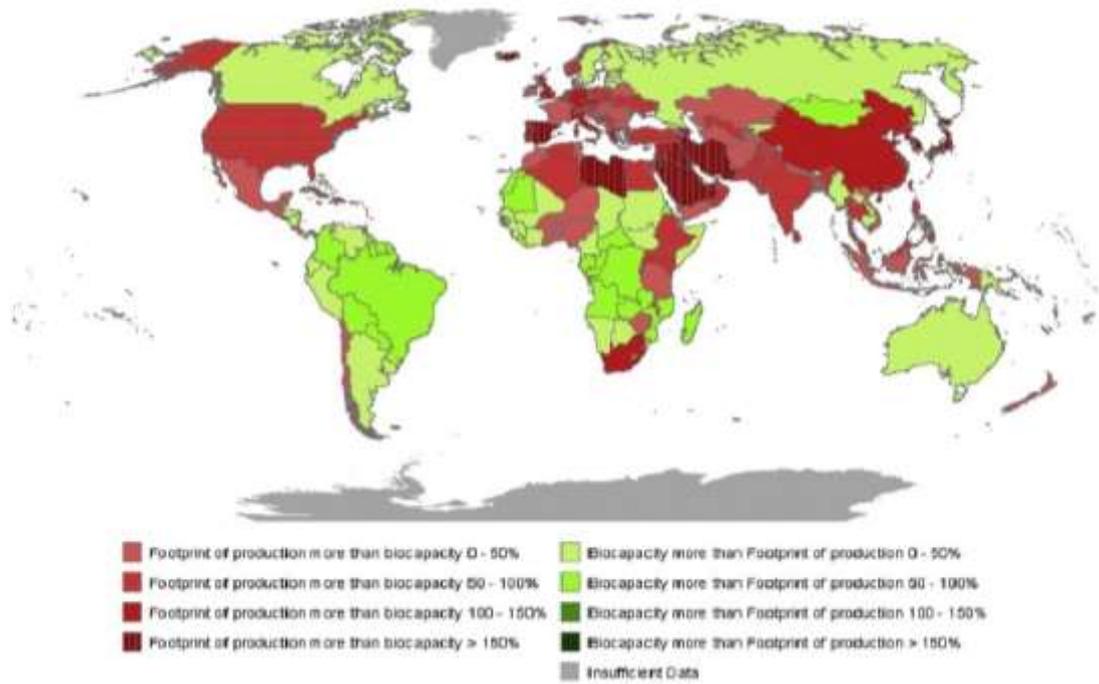


Figura 13 - Nivel nacional de HE destinada a la producción, respecto de la biocapacidad. Fuente: (Galli, Wackernagel, Iha, & Lazarus, 2014)



Figura 14 – Nivel agregado de biocapacidad de cada país. Fuente: (GFN, 2017b)

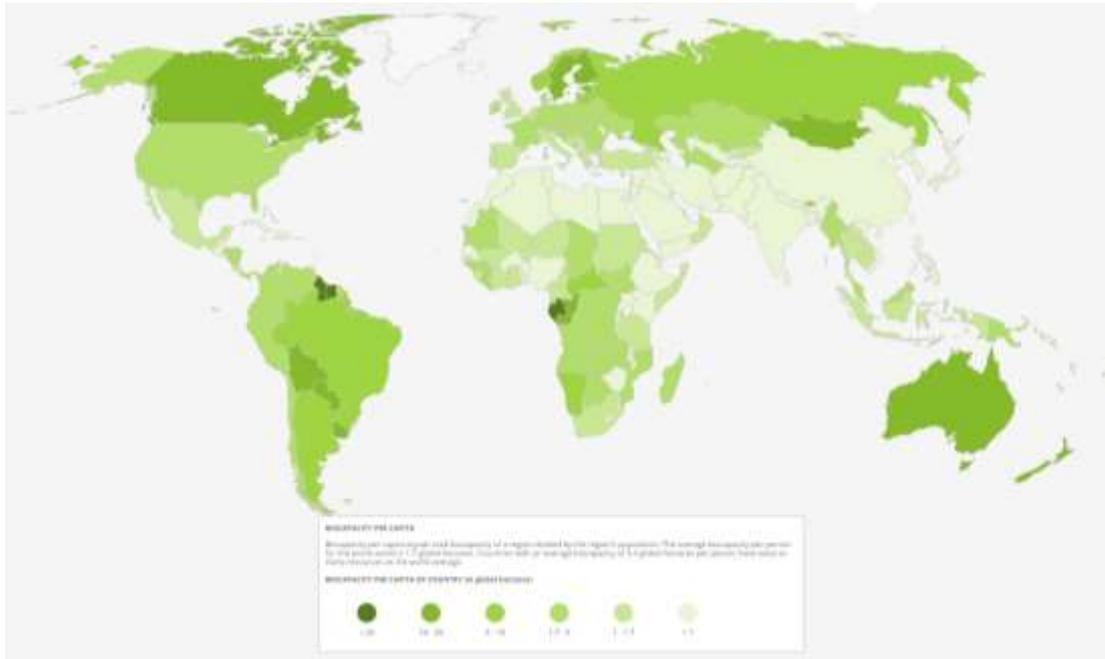


Figura 15 – Nivel per cápita de biocapacidad de cada país. Fuente: (GFN, 2017c)

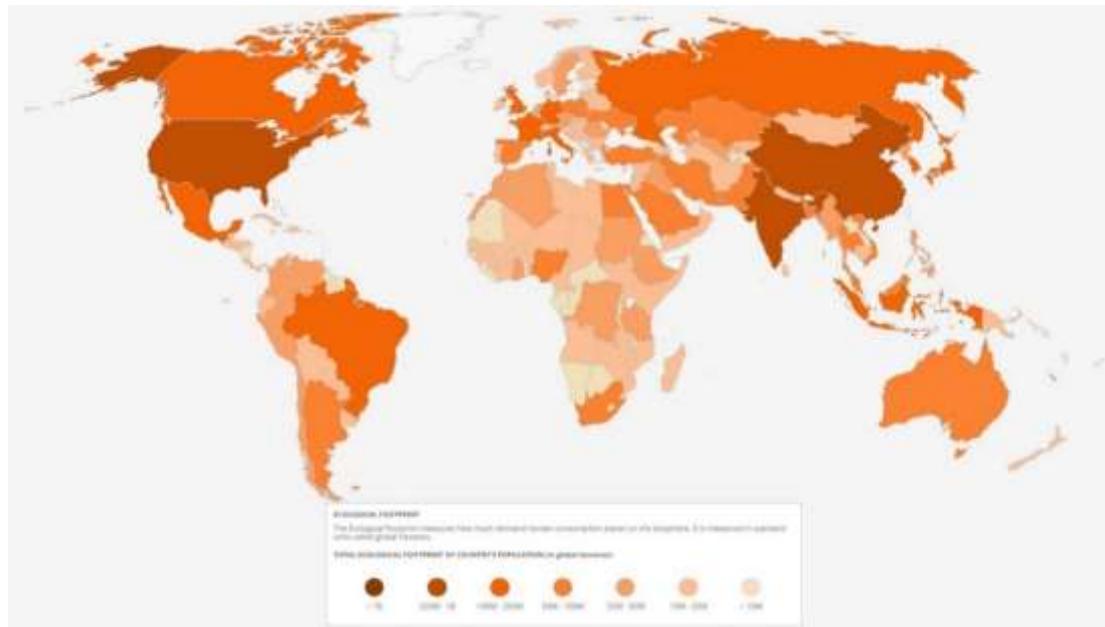


Figura 16 - Nivel agregado de demandas nacionales de HE para el consumo.

Fuente: (GFN, 2017d)

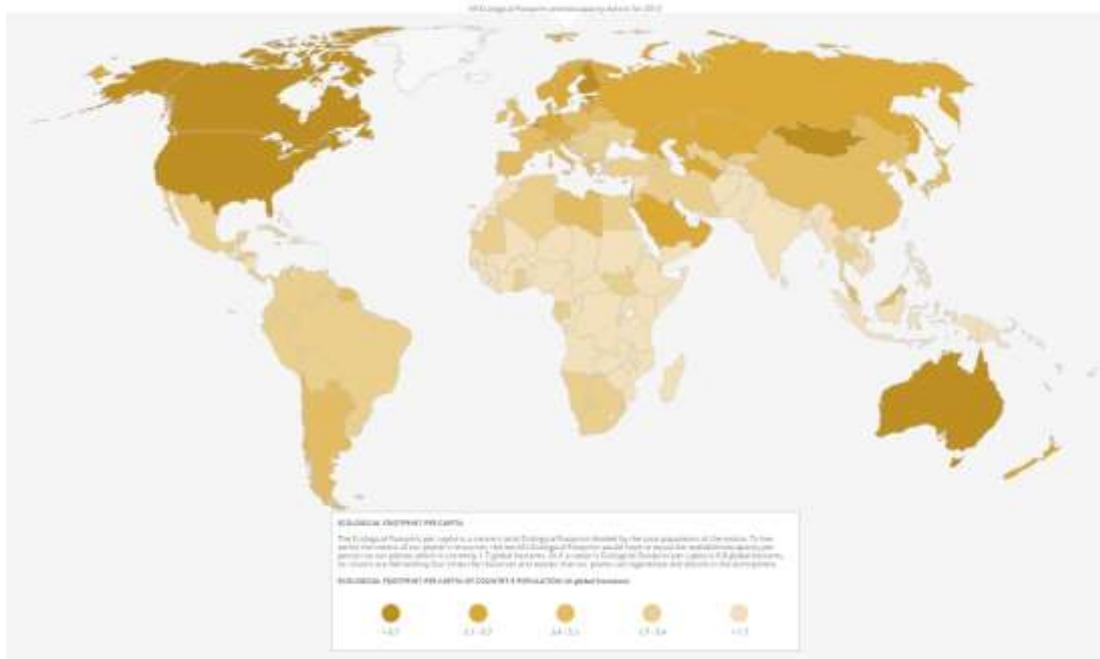


Figura 17 - Nivel de demanda per cápita de HE destinada al consumo. Fuente: (GFN, 2017e)

Cabe aclarar que, en el caso particular de la HE, se suele nombrar como una región con déficit ecológico local a aquella que no posea adentro de su territorio a la biocapacidad suficiente para satisfacer a sus niveles de consumo. Inversamente, si la región posee un exceso de biocapacidad, se le denominaría como región ecológicamente acreedora. Entre las pocas naciones del mundo que obtienen la calificación de ecológicamente acreedoras se encuentran: Australia, Brasil, Canadá, Finlandia, Nueva Zelanda y Rusia. (Goel, Patro, & Raj, 2011) Las regiones de Europa Central y Oriental, en conjunto, viven dentro de la biocapacidad disponible en estas regiones, pero con un nivel de consumo per cápita que no sería sostenible a escala global. Inversamente, la región de Asia-Pacífico es ecológicamente deficitaria, pero poseen un estilo de vida que resultaría en una HE-PC sostenible a nivel mundial. En promedio, los residentes de África son los que demandan menos biocapacidad por persona. (Ajero, y otros, 2012) La figura 18 señala cuales naciones poseen déficit ecológico local y cuales son

ecológicamente acreedoras, detallando también la magnitud del déficit o del excedente de cada una.

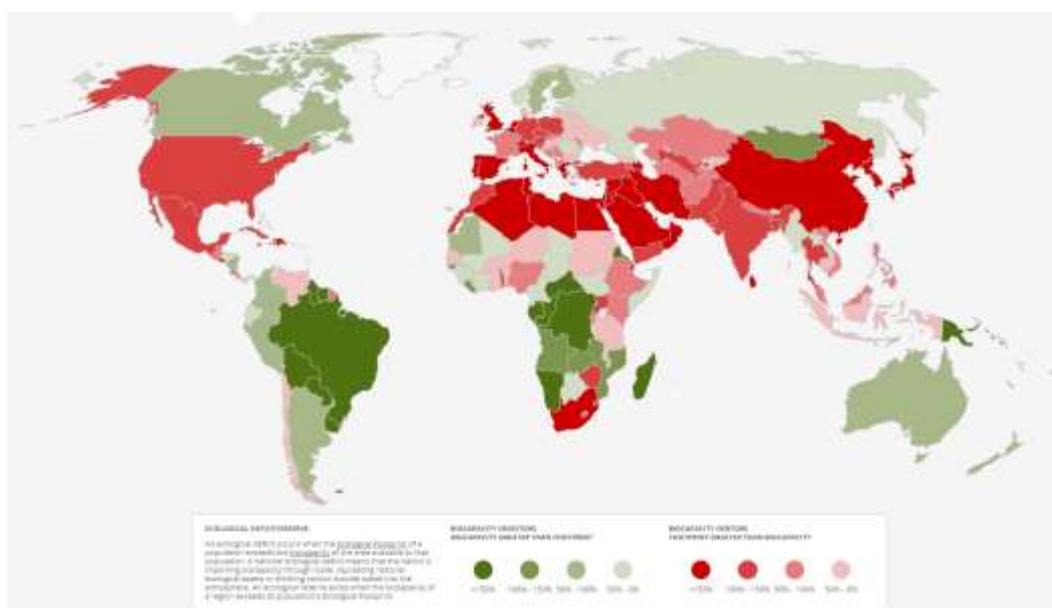


Figura 18 – Balanza comercial neta de HE de los países. Fuente: (GFN, 2017f)

2.2.2 Metodología de cálculo

La metodología más utilizada para la contabilidad nacional de las HE es la aplicada por la NFA, descrita en el *Footprint Atlas 2010* y en el “*Calculation Methodology for the National Footprint Accounts*”. (Kitzes J. , y otros, 2009; Ewing, y otros, 2010; Ewing, Reed, Galli, Kitzes, & Wackernagel, 2010) La contabilización de recursos para la estimación de una demanda de HE es similar a la utilizada para el ACV, ya que, teóricamente, busca considerar lo requerido por todo el proceso productivo y de distribución de un determinado bien, incluyendo hasta su acto de consumo (es decir, contemplando a todo su ciclo de vida). Sin embargo, la HE tiene la particularidad de que los consumos de energía, de biomasa (comida y fibras), de materiales de construcción, de cuerpos acuáticos y de otros recursos son todos convertidos y normalizados a una única unidad de medida (la gha). Tal como con la contabilización de cualquier recurso, la descripción de los resultados es estática y cuantitativa. Los diversos tipos de consumo de

los agentes económicos son generalmente convertidos a los nueve tipos de áreas bioproductivas consideradas por la HE para la agregación final de la demanda de gha, siendo ellas: (1) tierras de cultivo; (2) tierras de pastoreo; (3) bosques (excluyendo leña); (4) áreas acuáticas bioproductivas; (5) terrenos edificados; (6) el área de tierra necesaria para la absorción de las emisiones del dióxido de carbono provenientes de la que de combustibles fósiles; (7) madera combustible; (8) energía hidroeléctrica; y (9) energía nuclear. (Ewing, y otros, 2010)

La demanda anual por productos manufacturados o por productos derivados (como harina y pulpa de la madera) es convertida en sus equivalentes primarios (como trigo o madera en rollo, respectivamente) por medio de las tasas de extracción, las cuales expresan la cantidad de un producto madre necesarias para la elaboración de otro producto. Las cantidades de productos primarios equivalentes son entonces trasladadas a unidades de demanda de HE. Cabe mencionar que la HE incorpora también a la energía requerida para el proceso de fabricación del producto. A su vez, las agencias de la ONU (en especial la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, conocida mundialmente como FAO) recopilan y publican conjuntos de datos nacionales (como los presentes en FAOSTAT y en FAO FishStat), avanzando con normalizaciones de estos informes alrededor del mundo, que permitan aumentar la comparabilidad de los datos de diferentes países y regiones. Estos conjuntos de datos constituyen un insumo fundamental para todas las estimaciones realizadas por la NFA de las HE nacionales, lo que hace que los cálculos a nivel nacional sean más directamente comparables que las evaluaciones en otras escalas. Ello ya que, a modo de ejemplo, las estadísticas a nivel sub-nacional suelen no presentar una documentación sistemática y estandarizada de lo producido, importado y exportado por la región. (Ewing, y otros, 2010)

La NFA permite calcular la HE de una población a partir de varias perspectivas. La más comúnmente relatada es la HE del consumo de toda una población nacional, sencillamente denominada de HE. La HE de un país como un todo es la estimación de biocapacidad demandada por el consumo final agregado de todos los residentes del país. Esto incluye al consumo privado de los hogares y a los consumos colectivos que son provistos a los habitantes, pero que pueden no haber sido comprados directamente por ellos – como sería el caso de las escuelas, de las autovías, de las brigadas de incendio, etc. Inversamente, la HE de la producción primaria de un país es la suma de las HE de todos los recursos extraídos y de todos los residuos generados dentro de los límites geográficos del país. Esto incluye a todo tipo de área adentro del país que se necesita para mantener el nivel actual de extracción de productos primarios, de áreas construidas en el país (infraestructuras), y para absorber a las emisiones antrópicas de dióxido de carbono generadas en el país. La diferencia entre la HE producida en un país (la HE_P) y la HE consumida (la HE_C) se explica por el comercio internacional. Más específicamente, para medir la HE de las importaciones (HE_I) y la HE de las exportaciones (HE_E) es necesario conocer la cantidad comercializada y los recursos incorporados para todas las categorías. La ecuación 1 explica la relación entre cada una de las categorías de HE recién mencionadas: (Ewing, y otros, 2010)

$$HE_C = HE_P + (HE_I - HE_E) \quad (1)$$

En los cálculos de la NFA, la HE del comercio internacional asume que todos los bienes transados entre las naciones fueron obtenidos por medio de una demanda unitaria de HE igual al promedio mundial de las intensidades utilizadas para la elaboración de dicho bien. Consecuentemente, aquellos países dueños de eficiencias de transformación (para sus productos secundarios) por debajo (o por encima) del promedio mundial obtendrán una HE asignada a sus exportaciones subestimada (o sobrestimada) y

consecuentemente la HE del consumo nacional de este país será sobrestimada (o subestimada). (Ewing, y otros, 2010)

Por otro lado, el cálculo de la biocapacidad de una nación empieza con la estimación de la cantidad total de áreas bioproductivas disponibles. Considerando como bioproductivas a todas aquellas áreas que puedan proveer importantes niveles de actividades fotosintéticas y de acúmulo de biomásas, ignorando a aquellas de productividad baja (o dispersa). La biocapacidad es la medida del monto agregado de áreas terrestres y acuáticas disponibles, ponderadas por la bioproductividad de cada una. Para la HE, la biocapacidad representa la habilidad de los recursos naturales de producir cultivos, ganado (pasto), leña, pescado, y absorber dióxido de carbono; considerando también cuanto de esta capacidad regenerativa está ocupada por infraestructuras físicas relativas a la actividad humana. La metodología para la estimación de la biocapacidad de un país, para cualquier tipo de utilización de áreas (terrestres o acuáticas), usa a la ecuación 2 para su cómputo: (Ewing, y otros, 2010)

$$BC = A \times YF \times EQF \quad (2)$$

Donde BC se refiere a biocapacidad; el término A se refiere al área disponible para un tipo determinado de utilización del terreno; el término YF es el factor de rendimiento; y el término EQF es el factor de equivalencia del área, para un tipo de uso del país.

En el año de 2003 Jason Venetoulis, Carl Mas, Christopher Gaudet, Dahlia Chazan y John Talberth desarrollaron lo que se denominó como la HE 2.0, la cual ofreció una serie de mejoras teóricas y metodológicas con respecto al enfoque de la HE estándar. Los cuatros principales perfeccionamientos introducidos al cálculo de la HE fueron: (i) la inclusión de la superficie completa de la Tierra en las estimaciones de biocapacidad; (ii) la

asignación lugares para otras especies (es decir, no humanas); (iii) la actualización de las bases por las cuales se determinan los EQF (los cuales se detallarán en la sección [2.2.3](#)) de terrenos agrícolas para el cálculo de productividad primaria neta (NPP, del inglés: *net primary productivity*); (iv) y la refinación del componente de carbón de la HE basado en los últimos modelos disponibles (Venetoulis & Talberth, 2009; Venetoulis, Gaudet, Tupper, Chazan, & Cutil, 2000)

2.2.2.1 Flexibilidad metodológica y comparabilidad

En 1998 diversos autores señalaron la problemática de que las metodologías de cálculo de la HE de distintas regiones varían entre los estudios. Adicionalmente, afirmaron que: los datos usados también variaban entre los estudios; son comunes las variaciones entre las metodologías utilizadas para la inclusión del espacio para la biodiversidad y aquellas metodologías recurridas para el cómputo de importaciones y exportaciones. (Folke, Kautsky, Hákan, Asa, & Max, 1998; Wackernagel M. , 1998) Posteriormente, algunos estándares metodológicos para el cálculo de la HE empezaron a surgir para la promoción de resultados más comparables y consistentes. En el año de 2003, Jason Venetoulis y otros desarrollaron la *Footprint 2.0*, la cual es teórica y metodológicamente más avanzada que su antecesora. (Venetoulis, Gaudet, Tupper, Chazan, & Cutil, 2000; Venetoulis & Talberth, 2007; Goel, Patro, & Raj, 2011) Posteriormente, desde 2006, surgió un primer conjunto de estándares que detallan tanto a la metodología de cálculo que debería ser utilizada para computar la HE, como también los procedimientos que deberían ser utilizados para la confección de su informe y su correcta comunicación. (Elhadi, 2013) La GFN, en su publicación *Ecological Footprint Standards 2009* (EFS-09, en adelante), establece una lista de normas para el cálculo de la HE, entre ellas se considera a las siguientes como relevantes para los análisis realizados en el presente trabajo: (GFN, 2009)

- Norma A2.1: El informe deberá expresar sus resultados usando las hectáreas globales;
- Norma A2.4: La fuente de datos para la evaluación de la HE de una población sub-nacional, de un producto o una organización tienen que ser consistentes con el NFA. Lo que implica incluir a la demanda de HE de la producción, de las importaciones y exportaciones, del consumo y a la biocapacidad para cada tipo de terreno utilizado. Sin embargo, como mencionado en la sección [2.2.2](#), las estadísticas a nivel sub-nacional suelen no presentar una documentación sistemática y estandarizada de lo producido, importado y exportado por la región. Además, dichas estadísticas podrían incurrir en el riesgo de que las cuentas basadas en datos internacionales no reflejen la totalidad de las extracciones en la región de análisis, debido (por ejemplo) al comercio no registrado;
- Normas A3: La inclusión de un análisis que utilice una práctica no convencional – como una metodología o una base de datos alternativa – automáticamente descalificará el informe de los estándares de certificación. Sin embargo, la inclusión de elementos no convencionales será incentivada cuando ellos mejoren, extiendan o ajusten la metodología, o bien ayuden a los datos convencionales a promover una política mejor. Como, por ejemplo, la sustitución de los datos nacionales por datos locales (o de datos antiguos por datos más recientes) con el objetivo de alinear mejor los resultados con las fuentes utilizadas.

Las normas de A1 a A5 se aplican a todos los informes que presenten cálculos de la HE. A su vez, todos aquellos informes que analicen a la HE de productos deberían aplicar a los siguientes lineamientos generales y las normas de tipo Pr, los cuales establecen las premisas presentadas a continuación: (GFN, 2009)

- Lineamientos generales para la evaluación de la HE de un producto:

- La HE de un producto final se define como la suma de la HE de todas las actividades requeridas para la creación, uso y disposición final de este producto. La HE también puede ser calculada para un producto intermedio, lo que incluiría las actividades hasta cierto punto de la cadena de valor del producto. Sin embargo, si la HE que se calcula es la de un producto intermedio, será necesario manifestarlo (como, por ejemplo: “la HE de *pellets* de caucho”);
- Ya que los ciclos de producción y de uso son típicamente intrincados y largos, cualquier evaluación será una representación simplificada de estos ciclos. Por lo tanto, cada evaluación deberá incluir la definición de “ciclo de vida” considerada para el producto, incluyendo una lista de las actividades asociadas con a este ciclo de vida. Por ejemplo, la HE de un producto hasta el momento de la compra debería al menos incluir todas las actividades necesarias para extracción de las materias primas para el producto, para la fabricación del producto y para el transporte del producto hasta el punto de compra;
- Existen dos enfoques ampliamente utilizados para calcular la HE de un producto final complejo: el “análisis del ciclo de vida basado en procesos” (en adelante P-ACV, por su denominación en inglés: *process-based life-cycle assesment*) y el “ciclo de vida por medio de la evaluación insumo-producto ambientalmente extendida” (del inglés *environmentally extended input-output life-cycle assessment*, o EEIO-ACV). El P-ACV tiene la ventaja del detalle, ya que pueden ser analizados tipos individuales de productos y marcas; a pesar de su desventaja de no realizar una cobertura completa de la cadena de producción aguas arriba. La EEIO-ACV tiene la

ventaja de la cobertura completa aguas arriba; pero la desventaja de la generalidad, ya que las tablas de insumo-producto típicamente recurren al supuesto de la homogeneidad y no se desagregan hasta el nivel de los productos individuales;

- Norma Pr1, sobre las fronteras de la ACV: todas las definiciones de ciclo de vida de un producto están permitidas desde que sean debidamente declaradas;
- Norma Pr2.1: en el informe se deberá comunicar claramente a las fronteras de todas las actividades (por ejemplo, las fronteras de “ciclo de vida” del producto) que son incluidas en el análisis;
- Norma Pr2.2: si el análisis incluye alguna metodología de cálculo de la P-ACV que desagregue un producto primario en sus equivalentes, esta metodología deberá cumplir con las normas ISO para el cálculo de la ACV (normas ISO 14040 y ISO 14044);
- Norma Pr2.3: los productos primarios equivalentes incorporados en el producto final deben ser traducidos a los valores de HE (es decir, gha) usando a los factores de conversión primarios de la NFA. En el caso de que ningún factor de conversión primario relevante esté disponible para alguno de los productos primarios, un factor de conversión primario original (hecho a medida) podría ser calculado y sería tratado como un elemento no convencional (norma A3).

Las normas O1 se aplican a los informes que presentan al análisis de la HE de una organización. Para esta clase de informe se considera que: (GFN, 2009)

- Lineamientos generales para la evaluación de la HE de una organización:
 - Los productos y las organizaciones no poseen un único y ampliamente consensuado conjunto de actividades asociadas. El conjunto de actividades asociadas con la HE de una organización es determinado por

el alcance del ACV elegido para determinar la HE del producto. Las HE organizacionales pueden ser definidas de varias maneras diferentes;

- Cualquier estudio de HE para una organización debe definir cuidadosamente y explícitamente el alcance del análisis, es decir: cuáles actividades se definen como asociadas con la organización y tienen sus HE incorporadas en la evaluación;
- Norma O1.2: el informe deberá comunicar claramente las actividades específicas de la organización que fueron incluidas. El informe describe, en términos metodológicamente independientes, cuales actividades son incluidas en el análisis. Según las notas explicativas del Apéndice A, el informe deberá definir claramente a las fronteras de acuerdo con la actividad de consumo específica y las HE de los productos incluidos dentro de las fronteras de la organización (por ejemplo: todos los productos comprados según lo registrado por la oficina de finanzas; el uso directo de áreas construidas; las emisiones de carbono asociadas con la fábrica de la organización y su consumo de combustible; las HE del consumidor final asociadas al uso de productos de la organización; etc.). El informe deberá describir, en términos de metodologías independientes, cuáles actividades se considerarán;
- Norma O1.3: si hay alguna diferencia entre la lista ideal de actividades que deberían ser incluidas (como, por ejemplo, la HE de todos los productos comprados en el año anterior) y las actividades efectivamente incluidas (como, por ejemplo, si el análisis solo considera a las HE de alimentos y de la electricidad), ambas listas deberían ser informadas y las diferencias entre las dos deberían ser claramente explicitadas.

Adicionalmente, el EFS-09 establece una serie de conductas que deberán ser seguidas para la comunicación de los informes realizados, entre ellas: (GFN, 2009)

- Norma C6, sobre la comparación entre los diferentes informes de HE: los cálculos de la HE de dos regiones sub-nacionales, de productos o de organizaciones pueden ser comparados directamente desde que las fuentes de datos, los supuestos subyacentes y las metodologías de cálculo sean comparables. Las normas analíticas en el EFS-09 no requieren que todos los informes y análisis sigan un único conjunto de fuentes de datos más allá de las NFA, de los supuestos o de las metodologías y, por lo tanto, no puede garantizar que dos informes produzcan resultados comparables.

Según el EFS-09, la mayor parte de los análisis de HE definen las fronteras de los “ciclos de vida” como, por ejemplo, las actividades que son asignadas al producto – es decir: desde las actividades requeridas para crear el producto hasta el punto de compra. Otras posibilidades incluyen considerar solamente a: (i) compra y disposición final; (ii) compra más la HE de las actividades del consumidor que usa este producto (por ejemplo, la HE de crear un automóvil más el uso promedio de combustible de un consumidor promedio); (iii) la HE de la infraestructura social creada como resultado del uso de tal producto por los consumidores (por ejemplo, incluir la HE de la construcción de autopistas en la HE del automóvil). (GFN, 2009)

Es importante observar que el EFS-09 sugiere que el lector vea la sección “notas para la demarcación apropiada de fronteras” (“*Notes on Setting Appropriate Boundaries*”, Appendix A.ii) para comprender mejor como definir el alcance del ACV. Entre las observaciones de esta sección, se consideran a las siguientes como las más relevantes para

la realización de los análisis del presente trabajo: (GFN, Ecological Footprint Standards 2009, 2009)

- Sin lugar a dudas, el paso más difícil e importante en la evaluación de la HE de una organización es definir el propósito de un análisis de la HE organizacional y el conjunto apropiado de actividades que se incluirán. No existe una única y correcta perspectiva a considerarse;
- Existen varios objetivos y alcances por los cuáles evaluaciones de HE pueden ser realizadas por una organización. Ninguno de estos alcances es “cierto”, tal como ninguno de ellos es “incorrecto”. Los analistas deberán primero trabajar de cerca con los clientes y determinar qué tipos de preguntas son importantes para la organización y estructurar el análisis de acuerdo con las necesidades (y los motivos) del cliente.

El “alcance 2” (“*scope 2*”, *operations*) es quizás el más ampliamente utilizado: evalúa la HE de todos los productos y materiales consumidos adentro de las fábricas, oficinas y otras participaciones (necesarias para mantener la actividad en curso) de la organización. Un potencial motivo para que una organización evalúe su nivel de HC de “alcance 2” podría ser el interés por indicar vulnerabilidades de las operaciones internas, para identificar las oportunidades de mejora en el nivel de ecoeficiencia. (GFN, 2009)

“Alcance 4” (“*scope 4*”, *product*), producto: evalúa toda la HE requerida para que una organización pueda proveer el producto final a sus clientes. Algunos motivos organizacionales hipotéticos asociados al “alcance 4” podrían ser: determinar cuán grande es la HE del producto de la organización comparada con la de los competidores, o proveer de información útil para las estrategias de los sectores de innovación, de *branding* (posicionamiento de marca) y de negocios de la organización. (GFN, 2009)

La publicación *The Ecological Footprint Atlas 2008* afirma que la HE está diseñada para responder a una pregunta específica de investigación: ¿Cuánto de la capacidad regenerativa de la biosfera es utilizada por las actividades humanas? (Ewing, y otros, 2008) El método está limitado de tres maneras: algunos aspectos de la sostenibilidad están excluidos de su alcance; algunos aspectos de la demanda son difíciles de cuantificar; y, como cualquier otro método, los errores pueden ocurrir en su implementación. La GFN determina y reconoce en su publicación EFS-09 una serie de limitaciones relativas al cálculo de la HE, entre ellas: (GFN, 2009)

- Las normas C2 explican el vínculo entre sustentabilidad y la HE. En particular, la norma C2.1 determina que el informe no deberá aseverar o implicar que la HE es una medida completa de la sustentabilidad;
- Las normas C4 delimitan el alcance del estudio de las HE. La norma C4.2, por ejemplo, señala que el informe deberá comentar los factores que afecten a la exactitud y a la precisión de los resultados y señalar la dirección de cualquier potencial sesgo;
- La norma C4. g1 exige que los informes reconozcan específicamente que la HE no aborda directamente los siguientes temas relacionados con la sostenibilidad:
 - El agotamiento de los recursos no renovables, como las reservas de metales, minerales o combustibles fósiles;
 - La liberación de materiales tóxicos de larga vida en la biosfera;
 - GEI distintos del dióxido de carbono (podrían incluirse en ediciones futuras o como elementos no convencionales).

En línea con la norma C2.1, Herendeen en su publicación de 2000 recuerda que los indicadores que cuantifican impactos ambientales representan sólo una pata del trípode de la sostenibilidad (la sustentabilidad debe darse en las dimensiones ecológica,

social y económica). (Herendeen, 2000) La figura 19 presenta los ejes de la "triple cuenta de resultados", utilizada para definir las características que deben cumplir los negocios sustentables, que según Herendeen solo son abordados parcialmente por los IA.

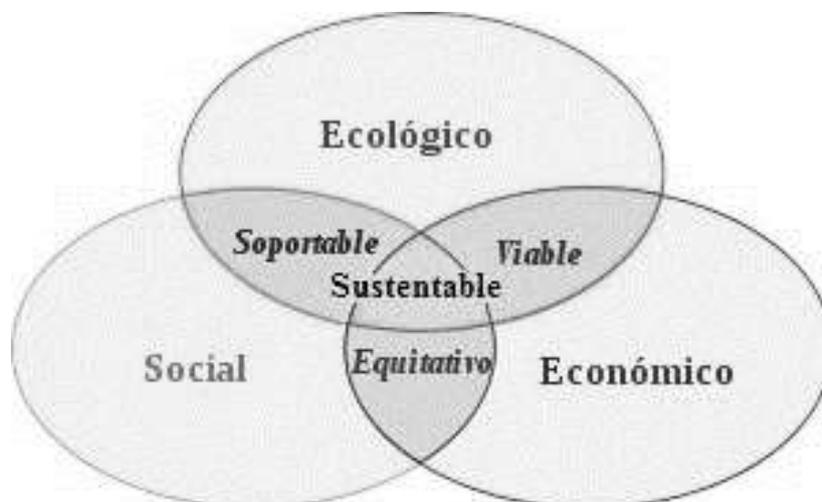


Figura 19 – El trípedo de la sustentabilidad. Fuente: (Lagos, 2012)

A su vez, Ewing, Steven y otros también señalan la importancia de que los estudios de HE especifiquen las limitaciones de la evaluación. Especialmente haciendo hincapié de que la HE no es un indicador completo de sostenibilidad, y debe complementarse con otras medidas. Con respecto a la evaluación de los resultados finales, Ewing, Steven y otros destacan que, como cualquier otra herramienta de medición científica, se deberá analizarlos en función de su fiabilidad y de su validez. Esto se convierte en una tarea más compleja en los casos en que se trabaje con cuentas que agregan una amplia gama de datos, como la información provista por la FAO, que no especifica ni los límites de confianza de la agregación. (Ewing, y otros, 2008)

2.2.3 Hectárea global

El área bioproductiva disponible en una región en particular constituye lo que se denomina como la *biocapacidad* de la región, es decir: la habilidad del ecosistema de esta región de enfrentar a los requerimientos (demandas) provenientes del consumo y de los

desechos generados por los agentes económicos que en ella habitan. Según la NFA, la HE en su cálculo de biocapacidad cubre seis diferentes tipos de terrenos: tierras agrícolas, tierras de pastoreo, regiones de pesca, bosques para madera y leña, tierra urbanizada (área construida) y bosques para la absorción de los residuos (especialmente para la captación de dióxido de carbono). (Ewing, y otros, 2010)

Es importante aclarar que las emisiones de dióxido de carbono antrópicas, fundamentalmente por la quema de combustibles fósiles, son los únicos residuos considerados por la NFA. La demanda la HE de carbono se calcula como la cantidad de tierra forestal requerida para absorber las emisiones de carbono, entendiéndose como tierra forestal a tanto aquellas nativas, como aquellas implantadas – sumideros de carbono implantados, con su correspondiente pérdida de áreas naturales para sostenimiento de biomasa no forestal, pero altamente necesaria para el sostenimiento del sistema. Dicha demanda de HE actualmente representa la porción más grande de toda la demanda mundial agregada de HE de la humanidad. (Ewing, y otros, 2010)

En el año de 2007 el mundo contaba con 3900 millones gha (en términos de biocapacidad) de tierras de cultivos agrícolas, en comparación con los 1600 millones de hectáreas realmente destinadas a este cultivo por ellas. Esta diferencia se debe a la productividad relativamente alta de las tierras de cultivo agrícola en comparación con los otros tipos de uso de la tierra. Dicho resultado no es sorprendente ya que las tierras de cultivo usan típicamente las áreas de tierra más adecuadas y productivas, a menos que estas hayan sido urbanizadas. (Ewing, y otros, 2010)

Los cálculos de la HE se expresan en una sola unidad de medida, la gha. Para lograr este objetivo, la contabilidad de la HE ajusta a las contribuciones de los diferentes tipos de áreas (terrestres o acuáticas), teniendo en cuenta los distintos grados de bioproductividad que los seis tipos de uso que el área podría tener. Los EQF y los YF

(descritos en la sección [2.2.2](#)) se utilizan para convertir las áreas reales, medidas en hectáreas, de diferentes tipos de uso a sus equivalentes magnitudes en términos de gha. Más específicamente, los EQF capturan la productividad relativa entre varios tipos de terrenos (acuáticos y terrestres), mientras que los YF comparan el promedio mundial de la productividad de un tipo de terreno respecto del valor del promedio mundial, considerando a todos los tipos de terreno. Los EQF y los YF se aplican tanto a los cálculos de las demandas de HE como a los de las biocapacidades. (Ewing, y otros, 2010)

Los YF dan cuenta de las diferencias entre los niveles de productividad que podrían existir para un determinado tipo de uso de áreas bioproductivas entre los diversos países del planeta. Estas diferencias podrían ser producidas tanto por los factores naturales de cada país (como el patrón de precipitaciones y la calidad del suelo), como por las distintas tecnologías y estrategias para la gestión de los recursos naturales. Para incorporar estas diferencias el YF compara la bioproductividad de un tipo específico de uso del suelo en un país con el promedio a nivel mundial, en términos de gha, de este tipo de uso del suelo. (Ewing, y otros, 2010)

A su vez, los EQF traducen un tipo específico de uso de la tierra (es decir: cultivos agrícolas, pastizales, bosques, zonas de pesca, etc.) a una unidad universal de área biológicamente productiva, la gha. En el año de 2007, por ejemplo, las tierras de cultivo agrícolas tenían un EQF de 2,51, lo que indicaba que los suelos de cultivos agrícolas alrededor del mundo poseían más que el doble de la bioproductividad media de todos los tipos de uso de tierras. En tal año las tierras de pastoreo tenían un EQF de 0,46, demostrando que las tierras de pastoreo presentaban, en promedio, la mitad de la bioproductividad promedio mundial. Los EQF se calculan para cada año y son idénticos para cada país en un año dado. (Ewing, y otros, 2010)

2.2.4 Críticas de otros autores a la huella ecológica

Si bien críticas importantes a la HE han existido desde finales de los años noventa, hay tres tendencias principales que subrayan que todavía existe la necesidad de realizar cambios significativos en la HE: (i) mayores demandas de HE en la investigación académica y como herramienta de evaluación de la sostenibilidad de las políticas públicas, de las prácticas empresariales y de los estilos de vida personales; (ii) la creciente abundancia de metodologías de cálculo modificadas, que oscurecen la distinción entre HE y otros tipos de análisis de sostenibilidad; (iii) intentos concertados de establecer normas internacionales para la HE basados en enfoques que todavía no han abordado substantivamente a las principales críticas históricas a la HE. (Venetoulis & Talberth, 2007)

Según George y Días, las principales críticas formuladas sobre los enfoques y los componentes de la HE pueden clasificarse en las siguientes categorías: (i) conceptos y supuestos; (ii) problemas metodológicos; (iii) interpretación y uso de los resultados. Para los autores, entre las críticas más importantes, se encuentran: (George & Dias, 2005)

- La exhaustividad del enfoque, en particular porque no incluye contaminantes distintos del CO_2 (no solo en lo que se refiere a GEI), lo que significa que la HE subestima la presión sobre el medio ambiente natural y no proporciona una imagen completa para ayudar en la toma de decisiones;
- La disponibilidad y el nivel de incertidumbre en los datos, lo que da lugar a diferencias en el alcance de los estudios (componentes) realizados en el Reino Unido hasta la fecha y las variaciones en los factores de conversión (EQF e YF) utilizados. Esto significa que es probable que las diferencias en las HE estimadas reflejen diferencias metodológicas (por ejemplo, el uso de datos indirectos,

variaciones en el alcance de los datos, etc.), bajando la comparabilidad de los datos;

- La calidad de los datos disponibles del ACV para calcular la energía incorporada de los bienes, que enmascara la evolución de la eficiencia energética de los procesos de producción en el tiempo y entre los países.

George y Días concluyen que los resultados de la HE todavía no se pueden recomendar como base para la formulación de políticas. Según los autores, la formulación de políticas requiere la consideración de una serie de factores distintos y, por lo tanto, no es necesaria la agregación de los datos de los varios tipos de consumo, característica clave de HE. (George & Dias, 2005)

Schaefer y otros señalan que la HE sufre de deficiencias importantes, es decir: puntos donde la metodología necesita mejoras. Algunas de ellas se enumeran en lo que sigue: (Schaefer, Luksch, Steinbach, Cabeça, & Hanauer, 2006)

- Mensaje de política no robusto: el uso de otras fuentes de datos, modificaciones en la elección de las variables utilizadas o en el sistema de ponderación puede cambiar el mensaje de forma significativa;
- Ingredientes heterogéneos: los cálculos de la HE agregan una variedad de subcomponentes (como consumo de alimentos, madera, energía y etc.) según su demanda estimada de biocapacidad. Sin embargo, el hecho de que se obtenga una sola cifra no garantiza que su interpretación sea directa;
- Limitación del alcance: el concepto HE no puede representar toda la gama de problemas ambientales ya que los recursos sin una capacidad regenerativa significativa no se incorporan en el concepto de área biológicamente productiva. Por ejemplo, la naturaleza no tiene capacidad de absorción significativa para

varios contaminantes importantes, como: metales pesados, materiales radiactivos o compuestos sintéticos persistentes. Esto significa que estas sustancias no podrían (y no lo son) ser cubiertas por la HE;

- Sensibilidad a los problemas de calidad de los datos: se necesita alta calidad para todas las variables utilizadas. A pesar de que el análisis supone el acceso a una base de datos ambiental fiable, las estadísticas disponibles generalmente contienen valores faltantes, que requieren algún tipo de técnica de imputación para estimarlos. A menudo, las brechas de datos se llenan bajo el uso de una variedad de fuentes diferentes y con diferentes estándares de calidad. El margen de error de las cuentas HE, basado en las deficiencias de las fuentes de datos, es difícil de cuantificar;
- “In-transparencia” de los supuestos y selecciones: la construcción del indicador compuesto implica una serie de etapas en las que el analista tiene que hacer juicios de valor. Por ejemplo, la selección y clasificación de la variable de entrada utilizada (consumo de recursos y generación de residuos), la elección de los factores de ponderación y el tratamiento de los valores faltantes (por medio de técnicas de imputación) requiere una serie de decisiones que no son transparentes, debido a la falta de documentación y estandarización detallada;
- Base científica de los factores de ponderación: la contabilidad de la HE incluye un conjunto enorme de variables para las cuales se deben aplicar factores de ponderación. Sin embargo, los procedimientos de estimación de estos factores no están adecuadamente documentados para permitir la realización de exámenes independientes. No está claro qué tipo de presión ambiental se incluye en los coeficientes de transferencia y cómo esto está científicamente justificado. Por ejemplo: en un estudio realizado por la WWF en el año de 2005, una unidad de

energía nuclear se considera igual a una unidad de energía fósil, este coeficiente de transferencia no refleja adecuadamente la presión ambiental de las actividades de energía nuclear.

En el año de 1999, Kooten y Butle manifiestan que la HE no podría considerarse como una medida científica, siendo más bien una medida diseñada para elevar la concientización pública e influenciar a los políticos (fines para los cuales podría considerársela exitosa). Para los autores la HE falló en aprender de las ciencias económicas las lecciones de la metrología, la cual señala el rigor necesario para la concepción de métricas útiles. (van Kooten & Butle, 1999)

Kooten y Butle manifiestan que Rees y Wackernagel definen a la HE de distintas maneras: (Wackernagel & Rees, 1996) siendo tanto “(...) *la carga impuesta por una población sobre la naturaleza*” como “(...) *una herramienta de contabilidad que nos permite estimar el consumo de recursos y la asimilación de residuos necesaria de una población humana o economía definida, en términos de un correspondiente área de terreno productivo*”. Sin embargo, según Kooten y Butle, posteriormente se agregó que la HE demuestra “*la cantidad de naturaleza (que los humanos) ocupamos para poder vivir*”. (van Kooten & Butle, 1999; Wackernagel, y otros, 1999)

Para Kooten y Butle, aparte de que en ningún lado de los documentos mencionados se presenta una clara (y científicamente rigurosa) definición de HE, (Wackernagel, y otros, 1999; Wackernagel & Rees, 1996) tampoco se encuentra en los documentos una explicación de que se entenderá por “naturaleza”. A su vez, indican que, a pesar de que la HE es elegida por su aparente simplicidad para agregar distintas informaciones sobre desarrollo sustentable, nada podría estar más distante de la verdad. Los autores sostienen que poco se sabe respecto a lo que sucede con los residuos cuando ellos entran en los ecosistemas (es decir: cómo ellos se descomponen; cuánto es su tiempo

de residencia; cuáles son los daños que podrían causar; etc.), y aún menos se sabe sobre cómo convertir flujos de recursos y de residuos a áreas de terrenos bioproductivos. Resultando evidente que la agregación propuesta por la HE para el cálculo de la gha presenta serios problemas. (van Kooten & Butle, 1999)

Kooten y Butle defienden, además, que maneras alternativas de agregar los datos, y con otros posibles supuestos, podrían llevar hasta a conclusiones opuestas sobre la sustentabilidad de una región. Con lo cual, la HE es una métrica altamente dependiente de cómo se haga la agregación. Para los autores la HE es tan arbitraria como reemplazar a las medidas típicamente utilizadas para medir de tiempo meteorológico (como humedad, temperatura y presión del aire) por una nueva y única medida, como por ejemplo la altitud (ya que las anteriores están, quizás imperfectamente, correlacionadas con la última). Claramente, esta estrategia llevaría a la utilización de un indicador menos informativo. De manera análoga, la HE sería un indicador menos útil del nivel de sustentabilidad que aquellos otros indicadores a los que sus creadores proponen reemplazar. Además, los autores manifiestan que las prerrogativas de que la HE evita los problemas de agregación y sustituibilidad (o también los de los descuentos temporales) son vacíos y no sobrevivirían a un escrutinio metrológico cuidadoso. (van Kooten & Butle, 1999)

Por último, Kooten y Butle también observan que la captura de carbono juega un rol importante en la construcción de la HE, contabilizando más que el 50 % de demanda total de gha. Apuntan también que los análisis de la HE concluyen que la demanda de la humanidad por biocapacidad ha excedido a la capacidad de carga del planeta. No obstante, según los autores, si bien la HE se utiliza para estimar el concepto de la “capacidad de carga ecológica”, la aplicación de este concepto a nivel global no deja de ser un ejercicio casi totalmente heurístico. (van Kooten & Butle, 1999)

En el año de 2000 Constanza describe a la HE como un dispositivo heurístico, eficaz y pedagógico para presentar el uso total actual de los recursos naturales por parte de los humanos, permitiendo así una comunicación más fácil de esta información. (Constanza, 2000) En su publicación el autor señala que el poder distintivo de la HE es su capacidad de agregar y convertir patrones de uso de recursos, típicamente complejos, a un solo número – el área equivalente (terrestre o acuático) requerido.

No obstante, Constanza observa que, como consecuencia de lo anterior, la HE comparte los costos y los beneficios típicos de todos los indicadores compuestos – como, por ejemplo: el producto nacional bruto (en adelante PNB) y el índice de bienestar económico sostenible (*index of sustainable economic welfare*, o ISEW). El beneficio obvio y sustancial de un indicador compuesto es su presentación final en un solo número, lo que hace relativamente más sencillo su uso en los procesos de toma de decisiones. Por ejemplo: si ISEW sube, los decisores y el público podrían interpretar este cambio como algo bueno; mientras que, si cae, podrán interpretarlo como algo malo. Por el otro lado, el principal costo de un indicador compuesto es que (si el usuario de la información elaborada no es lo suficientemente cuidadoso e informado) es posible que se ignore de dónde provienen los números, cómo fueron agregados, las incertidumbres en las estimaciones, las ponderaciones utilizadas, los supuestos involucrados, etc. (Constanza, 2000)

A lo observado por Constanza se podría sumar también el riesgo de que un lector no suficientemente instruido podría, de manera errónea, atribuir al indicador un significado mayor que el que realmente posee. Por ejemplo, el lector podría equivocadamente considerar que la HE incluye en su contabilización la demanda y la oferta de recursos no renovables, o bien suponer que dicho IA contempla a la contaminación del suelo con elementos no biodegradables. En línea con ello, Ayres

argumenta que, si bien el concepto HE tiene algún valor como indicador de la insostenibilidad global actual, tal IA es, a la vez, demasiado agregado y limitado para ser utilizado como una guía adecuada para los objetivos políticos de un país. (Ayres, 2000)

Constanza también comenta otro tema de importante discusión: la distinción entre autosuficiencia y sostenibilidad. Para el autor, los partidarios de la HE tienden a defender la idea de que la autosuficiencia es una condición necesaria para la sostenibilidad, (Wackernagel & Silverstein, 2000) mientras que los críticos del indicador sostienen que los dos conceptos no están necesariamente relacionados. (Ayres, 2000; van Kooten & Butle, 1999; Costanza, 2000)

En el año de 2000, Herendeen afirmó que existen muchos problemas con la HE, concerniéndole, en particular, el hecho que su metodología de cálculo considerara a las áreas terrestres destinados a la “agricultura sostenible y convencional” como insustentables. Ello ya que la agricultura sostenible y convencional requiere de mayor cantidad de área por unidad de alimento producido, generando así una mayor demanda de recursos terrestres (en términos de HE) para un igual nivel de producto. (Herendeen, 2000)

En su artículo de 2008, Fiala manifiesta que calcular cuantas HE de “Tierras” se necesitaría para mantener el nivel de consumo per cápita (o estilo de vida) de una nación (o región en general), caso este fuese el nivel de consumo per cápita de toda la humanidad, es un ejercicio erróneo. El autor argumenta que al multiplicar la población mundial por la HE-PC de un país (o región en general) se estaría perdiendo toda la variabilidad de la HE entre los habitantes de dicha nación y que, por lo tanto, se haría un supuesto muy fuerte y generalista respecto a cuál sería estilo de vida analizado. (Fiala, 2008b)

Por otro lado, Fiala observa que para el cálculo de la HE de un agente suele asumirse en los estudios como el nivel tecnológico utilizado – para la obtención de cualquiera de los bienes que consume, es decir: la eficiencia de transformación – tanto el promedio mundial de las tecnologías disponibles, como (más recientemente, por medio de la literatura de insumo-producto) un cálculo mixto de los datos de importaciones y de tecnologías locales. Además, el nivel tecnológico utilizado en el año de medición probablemente estaría sujeto a variaciones (potencialmente mejoras) en los años subsiguientes, lo que introduciría un nuevo factor de incertidumbre en los análisis de proyecciones basadas en el indicador. Paralelamente, el autor señala también, que para una mejor comprensión de la sustentabilidad se debería dejar de utilizar a los indicadores compuestos, aseverando que, en general, sería más útil observar directamente a indicadores de sustentabilidad específicos – como el nivel de degradación de los terrenos o las emisiones totales de GEI – que utilizar a la HE, que como mucho capturaría difusamente estos problemas. (Fiala, 2008b)

En su artículo, Fiala elabora una matriz de correlaciones en base a los valores individuales de cada país, para un determinado conjunto de países, de las siguientes variables: los valores de 2004 de las toneladas de carbono per cápita emitidas (en adelante, TC-PC), el IDH y la HE (estos dos últimos con valores del año de 2003, tal como aquellos utilizados por Morgan y otros) (Moran, Wackernagela, Kitzes, Goldfinger, & Boutaudc, 2008). El autor manifiesta que, por el hecho de que TC-PC representan una gran parte de la HE de muchos países, no resulta sorprendente que haya encontrado que esta variable se encuentra altamente correlacionada con los niveles obtenidos para la HE. A su vez, Fiala observa que el IDH presenta correlaciones elevadas (y muy similares) tanto con la HE, como con las TC-PC. Lo que, según el autor, sugiere que los estudios que utilizan las medidas de HE para realizar conjeturas sobre el desarrollo sustentable podrían estar

capturando básicamente los efectos provenientes de la quema de combustibles fósiles. Sin embargo, para ello (para medir la quema de los combustibles fósiles), Fiala observa que ya existen indicadores mejores, más informativos y políticamente más relevantes, como: tal como las agregaciones de GEI por medio de CO_2 equivalentes. (Fiala, 2008b)

Por último, Fiala observa que la HE es una medida de los recursos naturales necesarios para la elaboración de los bienes que un agente económico consume y que es, generalmente, utilizada como una medida de sustentabilidad. Sin embargo, años después del trabajo de Kooten y Butle, (van Kooten & Butle, 1999) el autor señala que, todavía, la evidencia empírica sugiere que la HE se queda corta en la consecución de este objetivo. (Fiala, 2008b)

2.3 Fallas de información y teoría de juegos

Las fallas de información representan una falla de mercado y pueden llegar a generar un contexto de mala asignación de recursos, en el cual, por ejemplo, los consumidores paguen un precio por encima (o por debajo) del eficiente y el nivel de producción de equilibrio sea inferior (o superior) al óptimo. Según el primer teorema fundamental de la economía del bienestar – el cual es válido bajo ciertas suposiciones sobre las características del mercado, como: mercados completos, agentes tomadores de precios y preferencias insaciables localmente –, los equilibrios económicos provenientes de un mercado no regulado corresponderían a situaciones eficientes en el sentido de Pareto (es decir: equilibrios en los cuales sería imposible mejorar el bienestar cualquiera de los agentes sin tener que, para ello, empeorar el bienestar de al menos algún otro). Inversamente, de manera general, se denominan como fallas de mercado las situaciones en las cuales los equilibrios económicos, provenientes de mercados no regulados, son ineficientes en el sentido de Pareto. Es decir, sería posible mejorar el bienestar de al menos un agente, sin que ningún otro agente se encuentre peor de lo que estaba antes.

En este sentido, vale la pena mencionar que la teoría utilizada para analizar contextos con comportamiento simultáneo de muchos agentes individualistas es la teoría de juegos. Una característica central de dicha interacción multipersonal es el potencial para la presencia de interdependencia estratégica, la cual implica que cada agente reconoce que el pago que recibe (en el sentido general de la utilidad o de la maximización de beneficios) depende no solo de sus propias acciones, sino que también de las acciones de los otros agentes. Es decir, los agentes son conscientes de que las mejores acciones que puedan tomar dependen de las acciones que los otros jugadores hayan tomado; de las acciones que espera que tomen en el presente; e incluso de las acciones futuras que podrían llegar a tomar, como resultado de sus acciones actuales. (Mas-Colell, Whinston,

& Green, 1995) Otra característica distintiva de la teoría de juegos es que en los juegos las expectativas que tienen los jugadores, respecto del accionar de los otros participantes, son formadas de manera endógena. (Fudenberg & Tirole, 1991)

La teoría de juegos representa de manera formal, por medio de un juego, una situación en la que varios agentes interactúan, en un entorno de interdependencia estratégica. Su estudio, por medio del análisis de modelos matemáticos, analiza situaciones de conflicto y de cooperación entre tomadores de decisión inteligentes y racionales. Cabe aclarar que, a pesar de que el término "juego" puede hacer que la teoría parezca menos seria, su utilización resalta correctamente la característica central de la herramienta: los agentes en estudio están preocupados por la estrategia y por la ganancia (en utilidad o en beneficios) de igual manera que los jugadores de la mayoría de los juegos de salón. (Mas-Colell, Whinston, & Green, 1995)

Algunas ciencias relacionadas con el estudio del medio ambiente, especialmente la economía ambiental, contemplan en sus análisis a la teoría de juegos. En particular, la teoría de juegos es utilizada para analizar temas relacionados con el uso de recursos naturales, entre los cuales se podría mencionar aquellos asociados a la pesca, al cambio climático, a la transferencia y la gestión del agua, a la asignación y la gestión de la tierra y a las respuestas de los ciudadanos a las disputas ambientales con gobiernos y corporaciones. (Dinar, Albiac, & Sánchez-Soriano, 2008) Sin embargo, en diversos casos, su enfoque se limita a modelos asociados con la tragedia de los comunes, en los cuales, debido a sus características de competencia perfecta (particularmente, la de agentes atomísticos), la naturaleza de la interacción estratégica es lo suficientemente mínima como para que su análisis no necesite hacer ningún uso formal de la teoría de juegos. (Mas-Colell, Whinston, & Green, 1995)

2.3.1 Información imperfecta e información incompleta

Una de las aplicaciones de la teoría de juegos en la disciplina económica es su utilización para evaluar como los agentes realizan sus transacciones en un contexto de falla de información. Para ello, se realiza una útil e importante distinción entre los contextos de información imperfecta y los de información incompleta. (LaValle, 2006) La distinción tiene como objetivo llamar la atención a la diferencia entre aquellas informaciones relacionadas a las decisiones propias de los agentes económicos involucrados en la transacción económica (es decir, informaciones endógenas) y aquellas reglas o características que definen al juego, pero que no podrían ser afectadas por los participantes (es decir, informaciones exógenas). (Phlips, 1988)

Caso los agentes posean información imperfecta, entonces en este juego algunos agentes (o todos) tendrían incertidumbre respecto del comportamiento (es decir, respecto de las acciones) que han elegido los otros agentes que participen del juego. Caso la información fuese incompleta, algunos agentes (o todos) no conocerían algunos elementos o reglas que definen a características importantes de su relación económica, tal como: (i) cuál es la dinámica cronológica del proceso económico; (ii) cuáles son las alternativas de decisión disponibles para cada agente presente en el juego; (iii) cuáles son los beneficios que percibiría cada participante en cada posible combinación de las decisiones. (Phlips, 1988)

2.3.2 Información asimétrica

La información asimétrica, subconjunto de los contextos con información incompleta, caracteriza a aquellas transacciones económicas en las cuales al menos una de las partes involucradas posee alguna información relevante sobre el producto (bien o servicio, utilizados de manera indistinta en este trabajo) transado, o sobre parte de su

proceso de producción, que los otros participantes del juego no la poseen. El fenómeno, suele estar asociado a una reducción en la calidad promedio de los bienes y de los servicios intercambiados. En contextos de asimetría informativa, la teoría de juegos examina dos problemas estrechamente relacionados: la selección adversa (asociados a información oculta) y el riesgo moral (asociados a acción oculta).

En aspectos generales, la selección adversa (la cual será mejor desarrollada en la sección [3.1](#)) caracteriza a todos aquellos mercados en los cuales una parte de los agentes involucrados posee menos información, que el resto de los agentes, respecto a las propiedades de los bienes y de los servicios intercambiados. Sin embargo, ninguna de las partes involucradas en el juego es capaz de afectar la calidad de los bienes o de los servicios comercializados. A su vez, el fenómeno del riesgo moral (el cual desarrollará mejor en las secciones [2.3.2.1](#) y [2.5.1](#)) ocurre cuando existe alguna acción, llevada a cabo por al menos alguno de los agentes involucrados en el juego, que es relevante para el proceso de elaboración del bien transado y para la determinación de la calidad de sus cualidades finales. Sin embargo, dicha acción no puede ser observada (o debidamente comprobada) por los otros participantes del juego (aquellos que no la llevaron a cabo), al menos no antes de que se realice la transacción final del bien. (Macho-Stadler & Pérez-Castrillo, 1995).

2.3.2.1 Concepto de riesgo moral

Muchos procesos económicos se pueden analizar con el marco teórico del “problema del principal y el agente” (también conocido como “problema de agencia”). El problema de agencia en contextos de riesgo moral se caracteriza por la presencia de un principal, quien ofrece al agente una cierta remuneración por realizar determinado conjunto de acciones (relevante para el proceso de elaboración de algún bien de interés), y de un agente, quien elegiría en qué medida cumplir con la solicitud del principal. El

principal quisiera inducir al agente a que realice las acciones que le sean más convenientes para la elaboración o comercialización del bien, con el objetivo de que éste posea ciertas cualidades (o niveles de calidad) deseadas.

Por ello, generalmente, el principal y el agente firman un contrato que busca promover el escenario deseado por el principal. Sin embargo, en muchos casos, es difícil, cuando no imposible, para el principal observar las acciones llevadas a cabo por el agente (o quizás las pueda observar, pero le resulte imposible comprobarlas ante una autoridad). Estos casos se clasifican como contextos de información asimétrica, ya que el agente sabe qué acción eligió, mientras que el principal no posee este conocimiento (resultando, por lo tanto, en una asimetría informativa entre las partes). Se plantea entonces el siguiente problema: ¿qué debería hacer el principal para inducir a que el agente efectivamente haga lo que le correspondería hacer?

Uno de los primeros modelos de agente-principal fue elaborado por Joseph Stiglitz, quien analizó la racionalidad económica de la medianería (una institución milenaria en la cual un cultivador, quien corre con los gastos de una plantación, divide a la mitad los frutos de su cosecha con el dueño de la tierra). (Stiglitz, 1974) Previamente, Berle y Means habían planteado el problema de que un sistema descentralizado de accionistas de una compañía no sería capaz de inducir efectivamente a que sus directores ejecutivos actúen a favor del mayor de la institución. (Berle & Means, 1932)

En esta situación ocurriría una separación entre la propiedad y el control del activo, algo que a menudo resulta en un conflicto de intereses entre el principal y el agente. Por ejemplo, los directores jerárquicos de una compañía (quienes controlan su actividad más directamente) podrían tener deseos oportunistas y estar más interesados en actuar para la satisfacción de sus propias ambiciones, en lugar de desarrollar y promover a las actividades que maximicen la ganancia de la empresa. Dicha incoherencia entre los

intereses del principal y del agente ha llevado al desarrollo de toda una literatura de mecanismos que buscan generar los incentivos adecuados para alinear los intereses privados de los directores con aquellos de la compañía y de los accionistas. Entre ellos se encuentra la elaboración, por parte del principal, de un contrato basado en incentivos (retribuciones o penalidades, por ejemplo) que induzcan al agente a tomar las decisiones a favor del interés del principal. Es importante recordar que, si monitorear a las acciones del agente no resultara muy costoso, en lugar de formular un contrato basado en incentivos remunerativos (o punitivos) el principal podría simplemente invertir en mejorar sus estrategias y tecnologías de monitoreo.

La idea subyacente de un contrato con incentivos es que cuanto mayor sea la remuneración fija que recibiría el agente por la elaboración del bien, menos incentivos existirían para que él realice aquellas acciones que realmente sean de interés para el principal (y más incentivos existirían para que realice aquellas relacionadas con su propio bienestar). Por lo tanto, para superar el problema del riesgo moral, el principal puede ofrecer algún tipo de remuneración contingente a ciertos resultados observables y deseables. Un ejemplo de ello es un contrato que posea una remuneración con un componente variable de mayor importancia, el cual podría estar asociado a las acciones a largo plazo del agente (como remuneraciones que incluyan acciones de la empresa). Las retribuciones contingentes a ciertos resultados, como la cantidad producida, también podrían ser usadas para ajustar los incentivos a corto plazo del agente.

2.3.2.2 Concepto de selección adversa

La selección adversa es un problema de identificación, que sucede cuando existe alguna información relativa a la calidad final alcanzada por el bien (o por sus distintas cualidades), la cual es distribuida asimétricamente. En su artículo, pionero, Akerlof considera un mercado en el que los compradores no pueden determinar la calidad de un

automóvil usado antes de la compra sea efectuada, mientras que los vendedores de dichos vehículos conocen de antemano a la verdadera calidad del bien. (Akerlof, 1970)

Akerlof, además, supone que no existe la posibilidad de que compradores y vendedores transmitan de manera confiable cualquier información sobre de la calidad del bien, la cual es unidimensional. (Akerlof, 1970) Bajo estas condiciones, es fácil demostrar que dicha incapacidad de transmitir informaciones creíbles puede impedir que se produzcan muchas potenciales transacciones mutuamente ventajosas. Como resultado de ello, en el caso de estudio del artículo de Akerlof, sólo los automóviles de menor calidad (denominados informalmente por el autor como "limones") logran ser comercializados. En términos más generales, los mercados conocidos como "mercados de limones" típicamente presentan graves ineficiencias económicas. (Bamberg & Spremann, 1987)

Otro ejemplo sería el caso de la contratación de obras, en el que uno de los primeros problemas que enfrenta el contratante es el de desconocer la confiabilidad y las habilidades de la empresa contratista. Conseguir esta clase de información requeriría tiempo y esta tarea sería sumamente costosa, e incluso imposible, si se deseara proceder con la búsqueda de información hasta que ella fuese completa. Lógicamente, un contratante podría considerar conveniente pagar más por los servicios de una empresa contratista más habilidosa; sin embargo, la cuestión problemática sería lograr un mecanismo para distinguir *ex ante* a las empresas confiables y de las que no lo son. En parte, esta dificultad de identificación de las habilidades de los contratistas se deriva de la dificultad de especificar en un contrato, con precisión, a todas las acciones que serían requeridas para la elaboración del bien final. Si las prestaciones del contrato estuvieran todas especificadas, claramente y exentas de cualquier ambigüedad, pudiendo ser verificadas a lo largo de la ejecución del contrato, la confiabilidad o habilidad de la empresa contratista no sería una cuestión importante. En este caso, podría ocurrir tanto

que las prestaciones comprometidas sean realizadas (demostrando que la empresa era poseedora de la habilidad deseada), como que no se lleven a cabo y que, debido a tal incumplimiento, la ausencia de calidad resultaría en una sanción (una multa, por ejemplo) especificada. (Dutto & Beltrán, 2010)

La selección adversa se presenta también cuando la información permanece oculta *ex post* y el contratante no puede diferenciar los servicios que ha recibido. Por ejemplo, supóngase que se diseña un contrato que establece que, si ciertas condiciones de la naturaleza (climatológicas, geológicas, etc.) se presentan, entonces el plazo de obra debería atrasarse y costos adicionales podrían ser especificados. Este tipo de contrato requiere que tanto el contratante como la empresa contratista coincidan en relación al estado de la naturaleza que realmente ocurrió. Caso contrario, si verificarlo adecuadamente resultara muy costoso a alguna de las partes (por no tener acceso al conocimiento o al nivel tecnológico requerido para ello), entonces la parte más informada tendría incentivos para informar que las condiciones que ocurrieron fueron las que le resultarían más convenientes a sus intereses. Una vez más, la información asimétrica sería la causa de los problemas para esta transacción económica. (Dutto & Beltrán, 2010)

2.4 Problemas compartidos entre las metodologías de cálculo de la huella de carbono y de la huella ecológica

Antes de avanzar, se observa que en lo que sigue de este trabajo cuando se mencione a “nivel de ecoeficiencia” se referirá a la capacidad de realizar una acción (o un conjunto de acciones) con un determinado nivel real de IA-H (el cual se considerará como la suma de todos los niveles de IA-H, relativos a un determinado bien o a una determinada organización, a lo largo de todo su ciclo de vida o de todas sus actividades directas e indirectas por un período determinado) asociado. En particular, cuanto mayor el nivel real de IA-H asociado a un conjunto de acciones, menor será su nivel de ecoeficiencia. A su vez, cuando se mencione a “impactos ambientales negativos” se referirá al monto de los niveles reales de IA-H asociados a un determinado conjunto de acciones. Es decir, cuanto más ecoeficiente sea la manera de realizar un conjunto de acciones, menor serán sus impactos ambientales negativos.

Hasta la fecha, tal como mencionado en las secciones [2.1.4](#) y [2.2.4](#), los autores que han criticado la incorporación facultativa del alcance 3 en la evaluación de los IA-H se concentraron en argumentar únicamente que, como consecuencia de ello, se disminuiría significativamente la capacidad de comparación (e informativa, en general) de los IA-H, debido a la gran importancia relativa de los niveles de IA-H de tal alcance. A diferencia de dichas críticas, este trabajo observa, por medio de la endogeneización del comportamiento de las partes, que el hecho de que las metodologías vigentes de contabilización de los IA-H otorguen a las organizaciones la posibilidad de afectar cuanto de sus niveles reales de IA-H deberían informar podría implicar que ellas realicen desviaciones significativas respecto del accionar ambicionado por las partes interesadas en conocer el nivel de ecoeficiencia de un determinado bien o de un determinado agente. Vale la pena señalar que, en lo que sigue del presente trabajo, se entenderá como partes

interesadas a los consumidores, a las organizaciones de consumidores, a los entes reguladores, a las organizaciones de comercio, a las ONG y a las otras instituciones relacionadas.

Por lo tanto, a diferencia de lo señalado hasta ahora por las críticas a los IA-H, este trabajo se concentra en el hecho de que las metodologías de contabilización vigentes de los IA-H no solo dejarían de considerar a una porción importante de los niveles reales de IA-H, sino que hasta podrían permitir que las organizaciones elijan cuán grande serían sus respectivas porciones no informadas. En tal caso, a pesar de aceptar el importante rol que visan cubrir los IA-H (de IA-CBC confiables, accesibles y exhaustivos, capaces de fomentar la concientización sobre importantes temáticas ambientales), el autor de este trabajo considera la hipótesis de que las actuales metodologías de contabilización de los IA-H podrían no ser lo suficientemente robustas como para garantizar la generación de la información adecuada para la toma de decisiones de consumo de los consumidores y para la correcta elección y categorización de políticas públicas por parte de los decisores.

Por lo que, podría ser errónea la expectativa de que, actualmente, los IA-H contribuyan a la reducción del impacto ambiental negativo de las organizaciones y de los bienes evaluados por tales indicadores. En lo que sigue de este trabajo, cuando se desee referir a alguna de las partes involucradas en la cadena de valor de algún determinado bien, o a alguna institución que haya realizado la evaluación de su nivel de IA-H (o de algún bien suyo), se utilizará indistintamente a los términos organización o agente.

2.4.1 Alcance 3

Como mencionado en la sección [2.1.2.1](#), considerar al alcance 3 en el cómputo de los IA-H podría ser muy complejo y estar asociado a una inversión prohibitiva de recursos financieros y de tiempo. (WRI & WBCSD, 2005) Por un lado, podría ser muy difícil

estimar a los niveles de IA-H aguas arriba del proceso. Ello ya que, en primer lugar, cuanto más alejado (aguas arriba) esté un determinado proceso productivo, más difícil sería la correcta determinación de la fracción del nivel total de IA-H generado por aquel eslabón de la cadena de valor que debería asignarse al cómputo del nivel real de IA-H del bien (o de la agente, como un todo) evaluado. Lo anterior debido a que, potencialmente, los agentes ubicados aguas arriba (tales como los proveedores de los insumos utilizados por el bien, o por el agente, evaluado) podrían producir un abanico de productos, de los cuales no todos serían necesariamente relevantes para el estudio en cuestión estudio. Con lo cual, salvo que dichos proveedores posean procesos de producción claramente diferenciables, sería muy difícil rastrear el nivel de IA-H correspondiente a cada bien elaborado.

Adicionalmente, en un caso más extremo, algunas de las etapas aguas arriba podrían ocurrir en otros países, con lo cual: o bien se debería utilizar datos generados en países que muchas veces no cuentan con la información necesaria para su estimación (o que simplemente no poseen la rigurosidad suficiente para su adecuada estimación); o se tendría que recurrir a la hipótesis de la importación (descrita en la sección [2.1.2.2](#)), la cual podría reducir sustancialmente la precisión de la evaluación, al otorgar un igual nivel de ecoeficiencia a los productos importados y aquellos de elaboración doméstica; o se debería utilizar datos provenientes de inventarios internacionales, los cuales otorgan valores promedios a los niveles de IA-H asociados a cada bien, según la región del mundo en la que fueron elaborados. Finalmente, cuanto más fragmentada esté la cadena de producción de un bien – es decir, cuantos más agentes y etapas estén involucradas –, mayor la probabilidad de que los errores de estimación (cuando considerados de manera conjunta) se potencien. Con lo cual, debido a la pequeña precisión asociada a la

estimación del alcance 3, podría resultar más viable que los agentes mal intencionados adulteren los datos que hayan estimado para dicho alcance.

Por otro lado, al estimar los niveles de IA-H de alcance 3 también se debería considerar a los niveles de IA-H asociados a acciones llevadas a cabo aguas abajo, como la logística de distribución del bien (o del total de bienes de un agente evaluado, en un determinado período) y a los actos de consumo de los consumidores. La evaluación de tales niveles de IA-H también estaría asociada a importantes dificultades de medición, ya que, por ejemplo, el proceso de distribución podría ser compartido con otros bienes (del agente evaluado o hasta de otros agentes). Paralelamente, el tiempo de vida de un bien y su intensidad de uso (por parte de los consumidores) podrían ser muy variados y de difícil proyección. Con lo cual, podría ocurrir que al calcular sus niveles de IA-H aguas abajo asociados a un bien (o a su organización, como un todo, en un período dado) el agente que lleve adelante dicha evaluación elija deliberadamente subestimar los impactos ambientales negativos relativos a la utilización de su bien (o de sus bienes, caso se evalúe la institución como un todo, en un período dado) por parte de los consumidores, logrando tal objetivo por medio de, por ejemplo, subestimar tanto a la frecuencia de uso y a la vida útil del bien (o de los bienes) por ejemplo.

En síntesis, debido a su complejidad, a su costo y a su menor precisión, asociaciones como la GHG Protocol argumentan que la evaluación del nivel de IA-H relativo al alcance 3 debe ser facultativa. Consecuentemente, el único aspecto común reflejado por todas las evaluaciones de los niveles IA-H es la información relativa al nivel de impacto ambiental negativo proveniente de los activos controlados por el agente evaluado – lo que, a su vez, podría variar según el criterio de consolidación utilizado por el agente (tal como mencionado en la sección [2.1.2.1](#)) – y del consumo energético realizado por tales activos. Vale la pena recordar que la decisión de hacer facultativa a la

contabilización de los niveles de IA-H relativos al alcance 3 es tomada a pesar de que, en base a los estudios mencionados en la sección [2.1.2.1](#), sería razonable esperar que los impactos ambientales negativos asociados a dicho alcance representen una importante proporción del nivel real total.

En particular, Pandey, Agrawal, Pandey, Barnett y otros concluyeron que, en el caso de la HC, las emisiones de GEI del alcance 3 más que superaron a las emisiones conjuntas de los alcances 1 y 2. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013; Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011) Consecuentemente, en la práctica, no considerar al cómputo del nivel de IA-H del alcance 3 podría reducir significativamente el aporte informativo de las evaluaciones actuales de los IA-H, al punto de que el valor informativo del análisis de dichos IA no sería mucho mayor que el de las evaluaciones provenientes de los IA-CBP tradicionales. Dicha hipótesis será discutida en mayor profundidad en la sección [4](#).

2.4.2 Asignación de valores no específicos

La intensidad del impacto ambiental negativo directo e indirecto proveniente de la elaboración de un bien (o del total de las actividades de un agente, en un periodo determinado) claramente varía según quien produzca el bien (o según cual sea el agente evaluado). En caso contrario, simplemente no habría la necesidad de evaluar a los niveles de IA-H de cada agente, ya que con evaluar el de uno se conocería el de todos. No obstante, debido a la ausencia de datos suficientes respecto de los impactos ambientales negativos de agentes de otros países, para la estimación de los niveles de IA-H de bienes o de insumos importados, los análisis de los IA-H podrían utilizar la denominada hipótesis de la importación (descrita en la sección [2.1.2.2](#)), la cual otorga a los productos importados un nivel de IA-H igual al que tendrían los productos equivalentes de elaboración doméstica.

Esta hipótesis, sumamente simplificadora, trae consigo una serie de problemas. Entre ellos se encuentra el riesgo de que se atribuya un grado de ecoeficiencia erróneo a la elaboración de un determinado producto (intermedio o final) y que, consecuentemente, esta mala calificación incentive la adquisición de productos que impacten más negativamente al medio ambiente. Por ejemplo, considérese el caso de que se podría elaborar un producto por medio de dos tecnologías: una de ellas muy ecoeficiente, pero cara, y otra poco ecoeficiente, pero barata. La asignación de un igual grado de ecoeficiencia a ambos productos implicaría que los consumidores solo podrían diferenciar a los bienes por su precio y, consecuentemente, elegirían comprar el bien vendido al menor precio, lo que podría resultar en la completa ausencia de productos muy ecoeficientes.

Es decir, la utilización de la hipótesis de la importación tendría la capacidad de mermar indebidamente los incentivos que los agentes exportadores tendrían por cambiar sus tecnologías a otras más ecoeficientes, ya que les quitarían la posibilidad de beneficiarse de un mejor posicionamiento de sus bienes en el mercado, debido a la potencial mejora tecnológica. Adicionalmente, esta limitación se vuelve aún más importante aun cuando se tiene en consideración que desde 2011 países como Inglaterra y Francia ya estudiaban la tasación impositiva de las emisiones de GEI relativas al consumo de productos domésticos e importados, al tiempo que Francia lideraba las presiones para que se implemente un impuesto sobre las emisiones de GEI para toda la Unión Europea. (CEPAL, 2011)

Paralelamente, hasta para el cálculo del alcance 2 se podría generar errores en el cómputo de los valores de los IA-H, asociados a la asignación de valores no específicos a las estimaciones realizadas por los agentes. A modo de ejemplo, ello podría ocurrir debido a que, según el GPC cuando las redes eléctricas utilizadas por las ciudades sean

regionales, la evaluación de las emisiones de GEI asociadas a su consumo eléctrico podría realizarse, teóricamente, por medio de dos métodos: el primero de ellos es basado en la localización, mientras que el segundo se basaría en el mercado. En particular, una evaluación que utilice el método basado en la ubicación utilizaría a los factores de emisión promedio de generación de energía para la región en cuestión.

Las ciudades que evalúen sus inventarios de carbono (para el cálculo de su HC) por medio del GPC deberán utilizar el método basado en la ubicación para los cálculos del alcance 2, pudiendo documentar por separado las emisiones del método basado en el mercado. Una consecuencia de eso es que, por ejemplo, muchas ciudades al estimar su inventario de carbono relacionado a su consumo eléctrico utilizan valores emisiones de GEI correspondientes a la composición de la matriz eléctrica nacional o regional, la cual puede poseer una importante participación de fuentes limpias (en términos de GEI) como serían la energía hidroeléctrica, y la nuclear. Ello debido a que la red, al ser interconectada, teóricamente permitiría que cualquier región del país consuma electricidad generada en cualquier otra región.

En particular, un caso llamativo sería que la Ciudad Autónoma de Buenos Aires emplee esta técnica, ya que esta ciudad genera electricidad (en su territorio) por aproximadamente 150 % del valor que consume anualmente, siendo que todas sus centrales son de tipo termoeléctrico, intensivas en el consumo de combustibles fósiles. (DGyEC, 2016) Por lo tanto, el hecho de que las estimaciones de los niveles de HC de alcance 2 se hagan a partir de una matriz eléctrica obtenida de una base de datos general, utilizada para toda la nación, haría difícil la correcta contabilización y asignación de responsabilidad, en lo relativo a las emisiones de GEI. Ello, en el corto plazo, debido a la asociación poco específica, tendría como consecuencia la disminución de los niveles aparentes de HC (por unidad de consumo eléctrico) de aquellas ciudades cuya producción

eléctrica local sea menos limpia (en términos de GEI) que la nacional. Adicionalmente, en el mediano y en el largo plazo, este criterio podría mermar los incentivos de las ciudades para migrar hacia una matriz eléctrica más limpia, ya que, debido a sus frecuentemente pequeñas escalas respecto de la generación eléctrica nacional, podría serles sumamente difícil mejorar su performance (en los niveles de HC consumo eléctrico) por medio de iniciativas propias.

2.4.3 Errónea idea de análisis de ciclo de vida

Cualquier indicador que transmita la idea de que en su estudio evaluará a todas las acciones de la cadena de producción y de consumo (como, por ejemplo, el ACV), pero que a la vez posibilite que dicho análisis no sea integral – es decir, que permita la consideración solo de algunos de los eslabones de la cadena de valor – transmitiría un mensaje erróneo a los consumidores y a los decisores, al tiempo que podrían influenciar indebidamente sus respectivas elecciones de cuáles y cuántos bienes consumir o promover. En particular, esta interpretación sesgada, por aquellas partes interesadas menos atentas o instruidas en el tema, podría ocurrir siempre que se evalúe a un IA-H de manera parcial (es decir, sin considerar a todos los alcances existentes), por más que su comunicación oficial haya aclarado (en algún lugar) el alcance y las limitaciones de la evaluación. Cabría mencionar que, teóricamente, cuanto más cerca del 100 % del ciclo de vida del bien cubra el análisis, más preciso debería ser su resultado. Sin embargo, resulta válido indagar si realmente sería factible que estos análisis cubran a los impactos ambientales negativos del 100 % (o casi el 100 %) de las actividades relativas a la cadena de valor y al consumo de los bienes.

Tal como observado por Campos Lopes, una consecuencia posible del hecho de que las actuales metodologías de contabilización de los IA-H adjudiquen al agente económico el poder de decidir cuán hacia atrás y cuán hacía adelante en la cadena de

valor se deberá considerar al realizar la evaluación a los impactos ambientales negativos del bien (o del agente como un todo), sería que en la práctica el cálculo de los IA-H se enfocaría principalmente en los últimos eslabones de la cadena de valor. Ello debido a que dichos eslabones son los usualmente controlados por los comercializadores del bien final, quienes en general son los agentes que llevan adelante las iniciativas de evaluaciones de los niveles de IA-H con el objetivo de informar sus resultados a los consumidores, decisores y otras partes interesadas. (Campos Lopes, 2017)

Por esta razón, podría ocurrir que actualmente las evaluaciones de los IA-H no aporten significativamente más información que los IA-CBP, tanto en lo que se refiere a los impactos ambientales negativos de los primeros eslabones de la cadena de valor, como tampoco en lo que concierne a las actividades relacionadas a la distribución y al consumo o uso del bien evaluado (o de los bienes evaluados, caso se evalúe un agente como un todo). Por lo tanto, debido a sus vigentes metodologías de contabilización, los IA-H transmitirían valores que se asociarían indebidamente al concepto de impacto de ambiental negativo integral de un bien (o de un agente, en un período dado). Consecuentemente, no lograrían cumplir con la característica distintiva de los IA-CBC de atribuir a los agentes consumidores, intermedios o finales, la carga del impacto ambiental negativo de la elaboración de los bienes que consumen.

2.4.4 Única unidad de medida ficticia

Con única unidad de medida este trabajo se refiere a la característica unidimensional del valor final del cálculo de los IA-H. En particular, ambos indicadores buscan reducir la complejidad multidimensional y sistémica del medio ambiente a una simple unidad – es decir, niveles de CO_2e , en el caso de la HC, y niveles de demanda de gha, en el caso de la HE – lo que hace que, a la vez, su lectura sea mucho más simple y

ambigua. Por otro lado, con ficticia se refiere al hecho de que es una medida no observable, no tangible y no fácilmente contrastable.

Por medio de este lenguaje universal estos IA-H buscan facilitar la comparación de los impactos ambientales de distintas actividades y de distintos agentes económicos. Sin embargo, esta simplificación, debido a potenciales correlaciones o efectos acumulados entre los diversos tipos de contaminación, agrega variabilidad al IA y como consecuencia de ello podría hacerlo menos preciso. Adicionalmente, el IA pierde su capacidad explicativa, ya que permitiría que una performance llamativamente baja en alguna de las dimensiones que evalúa sea ocultada por una performance buena en otras de ellas. A lo dicho anteriormente, cabría agregar que, según la ANEC, los resultados de la HC de un bien siempre tendrán una precisión limitada y, por lo tanto, su visualización en una única cifra (emisiones de CO₂e) es tramposa. (Quack, Griebhammer, & Teufel, 2010) A su vez, la norma ISO 14044 reconoce que no existe una base científica para reducir los resultados de ACV a una sola puntuación o número general. (ISO, 2006c) Mientras que, Wu, Bo y Wang señalan que el cambio climático es sólo uno de una variedad de impactos ambientales del ciclo de vida de los productos y que, por lo tanto, concentrarse en él podría significar la supresión de informaciones relevantes respecto de otros impactos ambientales negativos. Según los autores, tal característica podría promover acciones destinadas a, incorrectamente, mejorar a solamente una de las dimensiones del impacto ambiental negativo. (Wu, Bo, & Wang, 2015)

2.5 Posibles efectos secundarios de las actuales metodologías de contabilización de la huella de carbono y de la huella ecológica

Con el objetivo de estudiar los efectos secundarios de las actuales metodologías de contabilización de los IA-H, de manera fiel a la realidad, se podría considerar que a las partes interesadas sería inviable verificar los niveles de ecoeficiencia de un bien (o de un agente como un todo, en un período dado). Además, se podría considerar la existencia de un conflicto de interés por parte del agente evaluado – debido a que, entre otros aspectos, por un lado, él es quien decide cuan compleja e integral será la evaluación del nivel de IA-H de algún bien suyo (o de su institución como un todo, para un periodo determinado), mientras que por el otro lado le podría ser beneficioso informar que su nivel de IA-H no supera a determinado monto.

Consecuentemente, caso el agente sea capaz de afectar a sus niveles de ecoeficiencia, se podría sospechar de la existencia de un contexto de riesgo moral (ver sección [2.3.2.1](#)). Ello ya que el agente podría asumir el compromiso alcanzar un determinado nivel de ecoeficiencia para determinados procesos asociados a sus actividades comerciales, pero, aprovechándose de la información asimétrica (resultante de la imposibilidad de que las partes interesadas verifiquen su nivel de ecoeficiencia), elija simplemente no realizar todos los esfuerzos que debería afrontar para realmente alcanzar tal nivel de ecoeficiencia. Dicho contexto fue analizado por Campos Lopes, cuyo trabajo se expondrá en la sección [2.5.1](#). (Campos Lopes, 2017)

Alternativamente, todavía con el objetivo de retratar las posibles limitaciones de la realidad, se podría suponer que en el corto plazo los agentes no son capaces de alterar su nivel de ecoeficiencia. Para analizar tal contexto, considérese el caso en que simultáneamente ocurra que sea inviable a las partes interesadas verificar a los niveles de

ecoeficiencia de un bien (o de un agente como un todo, en un período dado); y que los agentes con bajos niveles de IA-H asociados a sus bienes (es decir, no necesariamente los niveles reales de IA-H) puedan posicionar a sus marcas y a sus bienes en una categoría diferenciada del mercado. Consecuentemente, los agentes tendrían incentivos para elegir el criterio de contabilización que les otorgue el menor nivel de IA-H (como, por ejemplo, la elección del enfoque de consolidación que resulte en una contabilización reducida de los niveles de IA-H; o la decisión de no contabilizar a los impactos ambientales negativos asociados al alcance 3, aun cuando éstos sean factibles de contabilizarse). En este caso, el cual será desarrollado en las secciones [3.1](#) y [4.1](#), el contexto recién descrito podría ser considerado como de selección adversa y permitiría intuir que los IA-H no estarían funcionando adecuadamente como mecanismos de transmisión de información útil.

En definitiva, se puede observar que tanto en el contexto de riesgo moral como en el de selección adversa los agentes que realicen evaluaciones de los niveles de IA-H de sus bienes (o de sus instituciones, como un todo) tienen incentivos para obtener en su evaluación el menor nivel de IA-H posible, así como, paralelamente, alcanzar los mayores ingresos posibles a partir de sus actividades comerciales. La diferencia entre el contexto de riesgo moral y el de selección adversa radica en que el primero cada agente podría realizar inversiones para efectivamente mejorar la ecoeficiencia de los procesos relacionados a sus actividades comerciales, mientras que en el segundo los agentes no podrían afectar a su nivel de ecoeficiencia. Sin embargo, en ambos contextos los agentes buscarían encontrar los "agujeros normativos" (en las actuales metodologías de contabilización) que les permitan eludir al cálculo de la real dimensión de sus niveles de IA-H.

Otra clase de efectos secundarios que ocurrirían como consecuencia de las vigentes metodologías de contabilización de los IA-H serían aquellos relacionados a la

paradoja de Jevons o, de manera más general, a los efectos rebote (los cuales serán mejor desarrolladas en la sección [3.1.3](#)). Según York, dicha paradoja postula que una mejora en la eficiencia del uso de un recurso natural estaría asociada a un incremento en el uso de este recurso, generando así un impacto ambiental que potencialmente sería más grande que el previo a la implementación de dicha mejora. Consecuentemente, el autor enfatiza que se debería evitar la difusión de informaciones no rigurosas respecto a la ecoeficiencia de un bien, dado que (según lo previsto por tal paradoja), aun cuando se informe correctamente, los consumidores se verían propensos a consumir el bien con menor responsabilidad y a, consecuentemente, generar un impacto ambiental más grande que el previo. (York, 2006)

Por lo tanto, caso las evaluaciones de los IA-H no se elaboren y se utilicen de manera escrupulosa, habría pocos motivos para aseverar que dichos IA-CBC realmente promueven reducciones en los impactos ambientales negativos de los agentes. En particular, las limitaciones relativas a la errónea idea de ciclo de vida y a la única unidad de medida ficticia (ambas mencionadas en la sección [2.4](#)) deberían ser tratadas con especial atención caso se deseara evitar a las posibles consecuencias adversas de la paradoja de Jevons. A su vez, el hecho de que las actuales metodologías de contabilización de los IA-H otorguen a los agentes tanto la facultad de elegir si considerar al alcance 3 (en las evaluaciones de los IA-H), como la posibilidad de asignar valores no específicos (genéricos) a los niveles de IA-H de algunos bienes (finales o intermedios) adquiridos, restringe la comparabilidad entre las evaluaciones realizadas por distintos agentes. Algo que, dependiendo del contexto, hasta podría inviabilizar la comparación de las evaluaciones de bienes homogéneos entre sí, o de agentes que pertenezcan a un igual sector económico.

2.5.1 Riesgo moral

Según el estudio “*Global Survey of Corporate Social Responsibility*”, (Nielsen G. S., 2014) una fracción relevante de los agentes económicos se encuentra interesada en tomar sus decisiones de consumo teniendo en consideración su impacto ambiental. Por lo tanto, resulta esencial suministrar a los consumidores la información necesaria para que puedan estimar sus respectivos impactos ambientales, asociados a sus respectivas actividades de consumo. En teoría, tal como argumentado por sus promotores, dicha información podría ser proveída por los informes de las evaluaciones de los niveles de IA-H de los agentes o de los bienes que comercializan.

Sin embargo, cabe observar que el informe publicado en el año de 2006 por la Asociación Europea de Consumidores (BEUC) en conjunto con la Asociación Europea para la Coordinación y la Representación del Consumidor en la Estandarización (ANEC), señaló que ambas asociaciones se demostraron aprehensivas a las formas alternativas de regulación en el ámbito medioambiental. Según la BEUC y la ANEC, a pesar de que los acuerdos ambientales voluntarios y otros medios de autorregulación de la industria presenten el aspecto positivo de poder proporcionar a los decisores soluciones más flexibles y rápidas (en comparación con los instrumentos legales tradicionales), tales medidas a menudo carecerían de transparencia, ambición, legitimidad y eficacia. (BEUC & ANEC, 2006)

Para dichas asociaciones, caso las autoridades públicas carezcan de los medios para supervisar y hacer cumplir eficazmente a las mencionadas formas alternativas de regulación, entonces no se podría ambicionar demasiado de su capacidad para promover la preservación del medioambiente. La BEUC y la ANEC agregan que, para poder estar de acuerdo con dichas medidas de autorregulación, ellas deberían ser aplicadas y supervisadas de manera estandarizada y con varias formas de sanciones previstas para los

agentes que eventualmente no cumplan con sus objetivos. Por último las asociaciones concluyen que las legislaciones de carácter vinculante deberían seguir siendo la fuente más importante de regulación ambiental. (BEUC & ANEC, 2006)

A partir de lo expuesto por la BEUC y la ANEC, Campos Lopes consideró, en su trabajo, que podría ser necesaria la implementación de una normativa oficial que regule la aplicación de los IA-H – los cuales actualmente son mayormente de evaluación voluntaria –, para que dichos IA-CBC logren promover la ecoeficiencia de manera más transparente, legítima y eficaz. Según el autor, a lo anterior se suma el hecho de que parte de los incentivos que motivan los agentes a evaluar (y, potencialmente, a reducir) sus niveles de IA-H provienen de los beneficios resultantes de una mejor percepción social de su imagen, o de la imagen de su bien, la cual no ocurriría si las evaluaciones los IA-H no fueran consideradas creíbles por la sociedad. Por lo tanto, el autor agrega que sería lógico cuestionarse: ¿qué se podría esperar de la aplicación de los IA-H si su evaluación fuese obligatoria? (Campos Lopes, 2017)

Con el objetivo de responder a tal pregunta, Campos Lopes observó que, por medio de la elección de un determinado enfoque de consolidación, el agente evaluado podría interferir en cuales de sus impactos ambientales negativos serían considerados como directos y cuales como indirectos. Por lo tanto, el agente sería capaz de afectar cuáles partes de su proceso productivo deberá considerar de manera obligatoria, dado que (como mencionado en las secciones [2.1.2.1](#) y [2.2.2.1](#)) tendría la facultad de elegir si evaluar e informar (y cuánto informar) respecto a sus niveles de IA-H relativos su alcance 3. Según el autor, dichas características, presentes en las vigentes metodologías de contabilización de los IA-H, podrían generar un contexto de asimetría informativa, en el cual los agentes evaluados sepan más sobre sus verdaderos impactos ambientales negativos que las otras partes interesadas. Como consecuencia de lo anterior, caso se

considere un contexto en el cual los agentes sean capaces de afectar su nivel de ecoeficiencia, al tiempo que tengan incentivos para realizar una subestimación de su nivel real de IA-H, entonces la interacción entre el agente y las partes interesadas (cuando ésta se dé por medio de alguna ley, o de algún contrato, el cual establezca a un determinado objetivo de ecoeficiencia para el agente) sería la típica de un problema de principal-agente. (Campos Lopes, 2017)

Para evaluar los efectos de la aplicación obligatoria de los IA-H (según sus actuales metodologías de contabilización), Campos Lopes analiza los resultados teóricos que algunas políticas de incentivos (propuestas por el principal, en el marco de un problema de agencia) podrían tener sobre el comportamiento estratégico de cada agente y sobre la promoción de la ecoeficiencia como un todo. En particular, el autor considera en su trabajo a un contexto de riesgo moral multitarea, en un marco de competencia en cantidades, el cual se profundizará mejor a continuación. (Campos Lopes, 2017)

En su trabajo, Campos Lopes señala que en el tratamiento económico estándar del problema de agencia, tal como mencionado en la sección [2.3.2.1](#), los sistemas de compensación cumplen la doble función de asignar riesgos y recompensar el trabajo productivo. Sin embargo, el autor observa que, tal como argumentado por Holmstrom y Milgrom, esta teoría no ha logrado descifrar el porqué de que algunos contratos, como los de trabajo, a menudo especifiquen remuneraciones fijas y porqué los incentivos variables dentro de las empresas, a menudo, no son muy expresivos. En respuesta a ello, tales autores introducen la teoría del problema de agencia multitarea, la cual analiza un escenario en el cual el principal desearía que el agente realice varias tareas diferentes (es decir: múltiples tareas), o bien que el agente realice una sola tarea que contenga a varias dimensiones (es decir: una tarea multidimensional). En ambas situaciones, el principal desearía que el agente realice una “multitarea”, es decir: múltiples tareas

unidimensionales o bien una sola tarea multidimensional. (Holmstrom & Milgrom, 1991; Campos Lopes, 2017)

Dicha teoría presenta dos características particulares, en relación a los modelos estándares y unidimensionales. En primer lugar, bajo esta teoría el incentivo no sirve sólo para asignar los riesgos entre las partes del contrato y motivar el esfuerzo del agente, sino que serviría también para direccionar la dedicación de cada agente entre sus diversos deberes. Según el modelo de Holmstrom y Milgrom, un aumento en la compensación de un agente en cualquiera de sus tareas (o en cualquiera de las dimensiones de su tarea) causaría alguna reasignación de su atención en desmedro de otras tareas (u de otras dimensiones de su tarea). En segundo lugar, si el principal pudiera dividir la responsabilidad de muchas pequeñas tareas entre dos agentes y, a su vez, determinar cómo compensar el desempeño en cada una de ellas, entonces cada tarea debería ser asignada a un solo agente. Esta división, en la que ninguna tarea es compartida entre los dos agentes, llevaría a un mejor control y una mayor eficacia de los incentivos. Los autores demuestran, además, que en un contexto de multitarea un contrato de incentivo óptimo podría incluso especificar el pago de un salario fijo, independiente del desempeño medido. De manera más general, la conveniencia de proporcionar incentivos para cualquier actividad disminuye a medida que se hace más difícil estimar el desempeño cualquier otra actividad que compita con la dedicación del agente. (Holmstrom & Milgrom, 1991)

En su artículo, Holmstrom y Milgrom indicaron que algunas cuestiones planteadas por su modelo se encuentran bien ilustradas por el entonces actual debate sobre la remuneración variable (basada en incentivos) para los maestros escolares, la cual se determinaría en función de las calificaciones obtenidas por sus alumnos en los exámenes que realicen. Los proponentes de dicho sistema, guiados por una concepción similar al

modelo estándar del problema de agencia, argumentaban que estos incentivos harían que los profesores trabajen más en la enseñanza y que se interesen más por el éxito de sus alumnos. Por otro lado, sus opositores manifestaban que el efecto primordial de la reforma sería que los maestros sacrificarían su dedicación a actividades como la promoción de la curiosidad y del pensamiento creativo de sus alumnos, para enfocarse en enseñarles solamente las “habilidades básicas” que se califiquen en los exámenes estandarizados. Según estos críticos, sería mejor pagar un salario fijo, sin ningún esquema de incentivos, que basar la compensación de los maestros solamente en las acotadas dimensiones medibles del logro estudiantil. (Holmstrom & Milgrom, 1991)

Holmstrom y Milgrom señalaron también que las tareas multidimensionales son frecuentes en el mundo de los negocios. A modo de ejemplo, mencionaron que una empresa podría desear que sus obreros: (i) elaboren un elevado volumen de producto y que estos sean de buena calidad; (ii) produzcan mucho y que, a su vez, cuiden de las máquinas que utilicen. Asumiendo que el volumen producido es fácilmente medible, pero que su calidad no lo es, entonces en el primer caso un sistema de premios por nivel de producción podría llevar a que los agentes aumenten la cantidad producida a expensas de su calidad. En el segundo ejemplo, los incentivos para una mayor producción podrían conducir a que los agentes cuiden indebidamente de los equipos que utilizan. (Holmstrom & Milgrom, 1991)

Según Campos Lopes, de manera similar al contexto analizado por Holmstrom y Milgrom, los incentivos asociados a una buena performance en los IA-H representan, por definición, un ejemplo claro del problema de recompensar esfuerzos múltiples y multidimensionales por medio de la performance obtenida en una medida unidimensional. Ello debido a que los IA-H, teóricamente, incorporan en su contabilización a esfuerzos múltiples, como los tres alcances que deben ser analizados,

los cuales podrían verse ampliados cuando se trate de evaluar al nivel de IA-H de un agente que produzca varios bienes. Otra característica, asociada a esfuerzos multidimensionales, sería el hecho de que para mejorar su ecoeficiencia el agente debería considerar a cada uno de los indicadores simples que son utilizados para la elaboración del indicador compuesto final. (Campos Lopes, 2017)

Sin embargo, tal como observado por Campos Lopes, es importante señalar que realizar un análisis de la relación agente-principal en la implementación de los IA-H es, actualmente, un ejercicio fundamentalmente teórico. Ello ya que todavía son pocos los gobiernos que obligan y regulan su evaluación, así como son raros los ejemplos de una política sostenida de incentivos asociada a los niveles de IA-H. No obstante, según el autor, considerar un modelo en el cual exista una figura clara de un principal y de un contrato de incentivos (establecido entre los agentes económicos y el principal) sería útil para evaluar las posibles consecuencias de la potencial implementación de normas que exijan que los agentes evalúen sus niveles de IA-H de manera obligatoria. (Campos Lopes, 2017)

2.5.1.1 Metodologías actuales de los indicadores ambientales de la familia de las huellas en un contexto de riesgo moral multitarea

A continuación, se expondrá una síntesis de los principales supuestos, resultados y conclusiones de las evaluaciones de las políticas de incentivo analizadas por el trabajo realizado por Campos Lopes. En primer lugar, el autor consideró que las entidades gubernamentales interesadas en regular el nivel de impacto ambiental de un sector económico, o de un agente o producto en particular, cumplirían el rol del principal del problema de agencia. Alternativamente, el autor señaló que, de manera más alineada con la realidad actual, se podría imaginar que el principal esté representado por una entidad

ficticia que personifique conjuntamente a: (i) los gobiernos interesados en la promoción de la ecoeficiencia; (ii) los consumidores interesados en regular su nivel de impacto ambiental; (iii) las ONG y otras partes interesadas en promover la ecoeficiencia. (Campos Lopes, 2017)

Según el autor, en el momento de elegir sus acciones, el principal podría considerar también a los costos no ambientales asociados a cada una de ellas, los cuales acá se mencionan a modo de ilustración. Entre ellos, Campos Lopes destaca la posibilidad de promover una economía menos competitiva, lo que podría ocurrir cuando competidores de regiones no reguladas por el principal no hayan realizado inversiones similares para mejorar su ecoeficiencia. Adicionalmente, en línea con lo analizado por Holmstrom y Milgrom, en su trabajo Campos Lopes consideró que cada agente tendría incentivos para alcanzar un determinado nivel de IA-H, al tiempo que buscaría maximizar su beneficio propio. Con lo cual, el autor afirma que cada agente optaría por realizar la menor inversión en ecoeficiencia que le permita obtener el nivel deseado de IA-H. Los costos de reducción (del inglés, *abatement costs*) de los agentes, según lo supuesto por el autor, estarían asociados a las inversiones necesarias para reducir el nivel de IA-H en un monto determinado. (Campos Lopes, 2017)

Dicha inversión, según Campos Lopes, tendría carácter de costo fijo (y, por ende, no afectaría al costo marginal de los productos), ya que si bien estaría asociada a un cambio tecnológico en todo el proceso productivo de la acción cuyos niveles de IA-H se desee reducir, no existen indicios de los costos operativos asociados a dicha nueva tecnología sean superiores. Por lo tanto, en un contexto de competencia en cantidades (con un potencial costo fijo), los agentes podrían anticipar que elegir realizar un cambio tecnológico (que no les permita diferenciarse en el mercado y ganar algún tipo de remuneración por dicha inversión), podría serles no beneficioso. Consecuentemente, dada

la no obligatoriedad de la evaluación de los niveles de IA-H relativos al alcance 3, podría esperarse que la inversión en costos de reducción de los niveles de IA-H de dicho alcance serían muy pequeñas o simplemente nulas. (Campos Lopes, 2017)

A diferencia del modelo de Holmstrom y Milgrom, Campos Lopes observa que la relación entre el agente y el principal en un modelo que busque ejemplificar la aplicación de los IA-H sería de carácter repetido, con intervalos de repetición determinados en función de la periodicidad requerida para las evaluaciones de los niveles de IA-H. Sin embargo, dado que los impactos ambientales resultantes de elevados niveles de IA-H son geográficamente dispersos y dilatados en el tiempo, la información que el principal podría obtener con la historia del juego sería insuficiente para que pueda actuar estratégicamente en base a ella. Adicionalmente, según el autor, debido al largo período que debería transcurrir entre la evaluación de los IA-H y la potencial verificación posterior de los impactos ambientales asociados a ellos, sería razonable también considerar que en este intervalo la figura del principal cambie y que con ello cambien algunas características de sus políticas de incentivo y de las metodologías utilizadas para la contabilización de los IA-H. Consecuentemente, sin pérdida de generalidad, el problema de agencia se analizó por medio de un modelo estático. (Campos Lopes, 2017)

En su trabajo, Campos Lopes, en línea con la actual aplicación de los IA-H, considera que se podría evaluar tanto los niveles de IA-H de todos los procesos asociados a las actividades comerciales de un agente, como también se podría evaluar solamente al nivel relativo a los procesos de un bien en particular. Caso el agente busque evaluar toda su IA-H, entonces podría elegir un conjunto de acciones $\{t_1; \dots; t_n\}$ que le permitiría reducir su nivel de IA-H. Más específicamente, cada acción t_j representaría el monto de reducción del nivel de IA-H, asociado a la operación j (la cual puede ser influenciada por el agente). (Campos Lopes, 2017)

Para el autor, dichas reducciones se agruparían en tres categorías. Las reducciones que tienen como objetivo disminuir los niveles de IA-H de las operaciones llevadas a cabo por medio de activos controlados por el agente, las cuales el autor las denomina como “reducciones de tipo 1” y estarían asociados al concepto de “alcance 1” de los IA-H. Las reducciones que tienen como objetivo disminuir los niveles de IA-H asociados al consumo energético de los activos del agente, considerando solamente el consumo de energía generada por fuentes de terceros, las cuales el autor las denomina como “reducciones de tipo 2” y estarían asociados al concepto de “alcance 2” de los IA-H. Mientras que aquellas reducciones que tienen como objetivo bajar a los niveles de IA-H asociados a la adquisición de insumos no energéticos y los actos de consumo de los bienes producidos por el agente el autor las denomina como “reducciones de tipo 3” y estarían asociados al concepto de “alcance 3” de los IA-H. (Campos Lopes, 2017)

Según Campos Lopes, es importante observar que el tercer tipo de reducciones no afectaría el nivel de IA-H del agente, cuando evaluado con las metodologías actuales de los IA-H – salvo que el agente posea considerables participaciones accionarias a lo largo de toda la cadena de valor de sus productos. Además, un supuesto fuerte realizado por el autor en su trabajo es el de que los agentes pueden afectar la ecoeficiencia de su fuente energética (por medio de la realización de reducciones de tipo 2). Sin embargo, tal reducción tendría sentido si, por ejemplo, se considera que los agentes podrían realizar reducciones por medio de mejorar su eficiencia energética. (Campos Lopes, 2017)

Para el autor, a pesar de que a primera vista resultaría poco verosímil que los agentes poco integrados puedan afectar el nivel de ecoeficiencia del eslabón que no controlan, ello sería factible si dichos agentes presionaran a que sus proveedores cumplan con ciertos niveles de ecoeficiencia, amenazando con cambiar de proveedores caso no lo hagan. Afirmando que, muy probablemente, dicha solución estaría asociada a un aumento

en el costo de sus operaciones de alcance 3, lo que podría equipararse con el costo de reducción. (Campos Lopes, 2017)

En el desarrollo de su trabajo, Campos Lopes denominó como beneficios de los agentes a las ganancias económicas extras de los agentes, no provenientes de su facturación convencional. Según el autor, dichos beneficios podrían ser interpretados como: el otorgamiento de incentivos por parte del Gobierno; la reducción de las multas asociadas a elevados niveles de contaminación; el otorgamiento de créditos a tasas diferenciadas, por las entidades financieras comprometidas con la promoción de la ecoeficiencia; una mejor reputación entre los consumidores; una mejor reputación con otras partes interesadas (como las ONG y los partidos políticos); y oportunidades para un mejor posicionamiento de su marca o de sus productos (caso se evalúe el nivel de IA-H de un producto). (Campos Lopes, 2017)

Para el autor, el beneficio del principal, el cual motivaría el beneficio otorgado al agente, podría provenir de una economía más ecoeficiente y más sustentable, debido a las reducciones en los niveles de IA-H. También podría considerarse beneficioso para el principal el hecho de que, en base a la información proveniente de las evaluaciones de los niveles de IA-H de varios agentes, sería posible tomar sus decisiones de manera más informada y objetiva. Por último, caso el agente evalúe el nivel de IA-H de un bien (o servicio), el principal podría beneficiarse adicionalmente de la posibilidad de poder elegir o promover mejor a una canasta de consumo que sea más ecoeficiente. A partir de dicho paralelismo presentado arriba, Campos Lopes argumenta que se podría sospechar, por medio de las conclusiones del artículo de Holmstrom y Milgrom, de que los efectos de la aplicación de los IA-H sobre el nivel de ecoeficiencia de un agente (o de un bien) podrían resultar ambiguos *a priori*. Por tal motivo, con el objetivo de estudiar más a fondo dichos efectos, el autor evaluó – a través de variaciones del modelo de Holmstrom y Milgrom –

a tres tipos de políticas de incentivo, que permitirían de manera inequívoca y por medio de criterios objetivos conocer los efectos de la utilización obligatoria de los IA-H con sus actuales metodologías de contabilización. (Campos Lopes, 2017)

Las políticas de incentivo analizadas en el trabajo del autor son evaluadas considerando un marco en el cual el proceso productivo del único bien final comercializado, el cual se supone ser perfectamente homogéneo, está compuesto por una cadena de valor conformada por tres eslabones. En el eslabón 1 se realiza la elaboración del bien final, en el eslabón 2 se produce la parte de la energía utilizada (para la elaboración del bien final) que no ha sido generada en el eslabón 1 y, por último, en el eslabón 3 se obtienen y se transportan los insumos no energéticos utilizados para la producción del bien final. (Campos Lopes, 2017)

Adicionalmente, Campos Lopes considera la existencia de $N_M + N_P$ jugadores capaces de producir el bien final, N_M agentes muy integrados verticalmente (en adelante denominados como agentes de tipo M) y N_P agentes poco integrados verticalmente (en adelante denominados como agentes de tipo P). Los agentes de tipo M controlan accionariamente a los eslabones 1 y 3 de su proceso productivo, mientras que los agentes de tipo P controlan solamente al eslabón 1 de su proceso productivo. Para ambos tipos de jugadores los niveles de IA-H asociados al eslabón 2 se contabilizarían como IA-H de alcance 2. Para un agente de tipo P el eslabón 3 representaría su alcance 3, mientras que para un agente de tipo M el alcance 3 no existiría. Simbólicamente el nivel de integración vertical de cada agente se expresará como θ^M para los agentes de tipo M y θ^P para los de tipo P. (Campos Lopes, 2017)

Los jugadores participan de un juego dividido en tres etapas. En la etapa 0, la primera de ellas, los $N_M + N_P$ agentes compiten en cantidad. El nivel de producción del

agente i se denota como q^i para $i \in \{1, \dots, N_M + N_P\}$. El vector de los niveles de producción de los agentes se denota como $q \equiv \{q^1; q^2; \dots; q^{N_M+N_P}\}$; el nivel de producto agregado de la industria se denomina como $Q \equiv \sum_{i=1}^{N_M+N_P} q^i$; y el vector q^{-i} de $(N_M + N_P - 1)$ elementos denotarán los niveles de producción elegidos por las rivales del agente i . Así, $\{q^{-i}; q^i\}$ constituirá un vector q de $N_M + N_P$ elementos. La demanda inversa del mercado sería una función del nivel de producción agregada y se denota como $P(Q) = a - bQ$. Por otra parte, el costo que el agente i paga para poder producir q^i es $\Phi^i(q^i) = \varphi q^i \quad \forall i$, con $\varphi > 0$. Por lo tanto, la función de ganancia neta del agente i se define como la $\Pi^i(q) \equiv P(Q)q^i - \varphi q^i$, sin que la forma de esta dependa del tipo del agente. En la etapa 0 el equilibrio correspondiente a la competencia en cantidad otorgaría: (Campos Lopes, 2017)

$$Q^{CE} \equiv \frac{(a-\varphi)(N_M+N_P)}{(N_M+N_P+1)b} \quad (3)$$

$$P(Q^{CE}) = \frac{a+(N_M+N_P)\varphi}{N_M+N_P+1} \equiv p^{CE} > 0 \quad (4)$$

$$q^{iCE} = \frac{a-\varphi}{(N_M+N_P+1)b} \quad \forall i \quad (5)$$

$$\Pi^i(q^{CE}) = \Pi^{CE} \equiv \left(\frac{a-\varphi}{N_M+N_P+1}\right)^2 \frac{1}{b} > 0 \quad (6)$$

$$\Pi^i(q^{CE}) > \Pi^i(q^{-iCE}; q^i) \quad \forall q^i \in \mathfrak{R}_+ \quad (7)$$

En su trabajo, Campos Lopes supone que el nivel de IA-H por unidad producida del bien final (en adelante, IA-H/u o bien IA-H unitaria) puede separarse entre el aporte de IA-H/u de cada eslabón del proceso productivo $j \in \{1; 2; 3\}$ de cada agente i . El autor denomina el aporte referente al eslabón j del agente i como μ_j^i , donde su valor estaría comprendido en el conjunto $[\underline{\mu}_j; \overline{\mu}_j] \subseteq \mathfrak{R}_+$, con $\underline{\mu}_j > 0$. Por lo tanto, cada agente tiene

asociado a su proceso productivo un conjunto $\mu^i = \{\mu_1^i; \mu_2^i; \mu_3^i\}$, el cual desagrega a los IA-H/u correspondientes a cada eslabón.

Según el autor, en línea con el modelo de Holmstrom y Milgrom, μ^i podría ser interpretado como el vector de señales del agente i , sin embargo, de acá en adelante cada μ_j^i estará asociada a una variable aleatoria degenerada $\varepsilon_j^i = 0$. En otras palabras, los agentes pueden medir e informar con precisión los niveles de IA-H/u asociados a cada uno de los eslabones de su cadena de valor. Por lo tanto, y en línea con lo mencionado en la sección 2.4, se denominará a la suma $\sum_{j=1}^3 \mu_j^i$ como el nivel real de IA-H/u del agente i , ya que tiene en consideración a la suma de los niveles de IA-H/u de todos los eslabones del proceso productivo de dicho agente. (Campos Lopes, 2017)

En las evaluaciones de las políticas de incentivo, Campos Lopes supuso la existencia de un principal interesado en promover una producción más ecoeficiente, el cual en la etapa 1 podría optar por dos tipos de rigurosidades metodológicas $\rho \in \{\rho_A; \rho_B\}$ para el cómputo del nivel de IA-H/u de cada agente. La rigurosidad metodológica ρ_A , también denominada como rigurosidad metodológica alta, y la rigurosidad metodológica ρ_B , denominada alternativamente de rigurosidad metodológica baja. Dichas rigurosidades metodológicas difieren en función de cuales eslabones de su proceso productivo un agente i debería considerar al evaluar su IA-H/u. Bajo ρ_A la contabilización del nivel de IA-H/u de un agente i sería: (Campos Lopes, 2017)

$$x^{i:\theta^M} = \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i:\theta^M} \quad (8)$$

$$x^{i:\theta^P} = \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i:\theta^P} \quad (9)$$

Bajo la rigurosidad metodológica ρ_B cada agente i , para la contabilizar su respectivo nivel de IA-H/u, tendría que considerar de manera obligatoria solamente a su eslabón 2 y a los otros eslabones que controle accionariamente. Según Campos Lopes,

las metodologías actuales de contabilización de los IA-H definen el cómputo de los niveles de IA-H de un agente i en línea con lo descrito por la rigurosidad metodológica ρ_B . Una posible manera de interpretar a la rigurosidad metodológica baja es considerar que efectivamente la medición del nivel de IA-H asociado al alcance 3 (es decir, relativo al eslabón 3 de los agentes de tipo P) estaría asociada a un costo de medición prohibitivo o a un enorme grado de imprecisión – en línea con lo argumentado por la GHG Protocol. (WRI & WBCSD, 2005) Con lo cual, el autor entiende que el principal podría elegir a la rigurosidad metodológica baja como solución al problema de la dificultad de medición de los niveles de IA-H de alcance 3, suponiendo, de manera errónea, que el nivel de IA-H del eslabón 3 de todos los agentes es nulo. (Campos Lopes, 2017)

Consecuentemente, cada agente i de tipo P optaría por no considerar a μ_3^i en su cómputo final, ya que de este modo podría aparentar ser más ecoeficiente, pero sin incurrir en costo alguno. Con lo cual, bajo ρ_B : (Campos Lopes, 2017)

$$x^{i:\theta^M} = \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i:\theta^M} \quad (10)$$

$$x^{i:\theta^P} = \sum_{j=1}^2 \mu_j^{i:\theta^P} \quad (11)$$

En otras palabras, el autor observa que en este escenario el nivel de integración de cada agente i afectaría la manera con la que mediría su respectivo nivel de IA-H/u, lo que permitiría que agentes con procesos productivos iguales, en términos de ecoeficiencia, obtengan valores diferentes de x_i . (Campos Lopes, 2017)

En su trabajo, Campos Lopes asume que cada agente i tiene a su disposición una tecnología que le permitiría reducir el aporte de IA-H/u de cada uno de sus eslabones en una magnitud t_j^i , la cual podría tomar valores en el intervalo $\left[0; \left(\overline{\mu}_j - \underline{\mu}_j\right)\right]$. Un agente i

se vería motivado a elegir un vector de reducciones del nivel de IA-H/u $\{t_1^{i*}; t_2^{i*}; t_3^{i*}\}$ no nulo solamente por el deseo de poder acceder al beneficio propuesto por el principal. Las inversiones asociadas a la elección de $t^i \equiv \{t_1^i; t_2^i; t_3^i\}$ se ven cuantificadas por la función de costos de reducción $C(t^i)$ – también denominada por el autor como función de “costos de inversión” (en ecoeficiencia) –, la cual se supondrá que tiene una igual forma para todos los agentes. (Campos Lopes, 2017)

Según Campos Lopes, el supuesto (a pesar de fuerte) de que $C(t^i)$ tiene una igual forma funcional para todos los agentes, se basa en que para cambiar sus niveles de ecoeficiencia todos los agentes tendrían a su alcance un igual portfolio de tecnologías disponibles. Cada una de ellas con su costo de inversión asociado. En su trabajo el autor supone también que: (Campos Lopes, 2017)

$$C(0^T) = 0^T; \frac{\partial C}{\partial t_j^i} > 0 \forall j; \frac{\partial^2 C}{\partial t_j^{i2}} > 0 \forall j \quad (12. a)$$

$$\lim_{t_j^i \rightarrow 0} \frac{\partial C}{\partial t_j^i} = 0 \forall j; \lim_{t_j^i \rightarrow +\infty} \frac{\partial C}{\partial t_j^i} = +\infty \forall j \quad (12. b)$$

Para el autor, dado que $C(t^i)$ no se ve afectada por el nivel de producción, las inversiones en mejoras de ecoeficiencia serán consideradas como un costo fijo para los agentes. Además, en su trabajo se supone que los insumos de producción provenientes de los eslabones 2 y 3 se consiguen en un mercado competitivo y a un precio igual al costo marginal, el cual se considera constante. Por lo tanto, Campos Lopes observa que, a pesar de que en una situación más realista los agentes verticalizados prefirieron integrarse en algún momento, en las evaluaciones de políticas de incentivo analizadas en este trabajo se considerará que los agentes de tipo M no perciben ninguna ventaja, o desventaja, asociada a su mayor integración vertical. Adicionalmente, el autor aclara que considerar que los costos relacionados a los eslabones 2 y 3 sea constante va en línea con lo supuesto

anteriormente por el autor, de que el costo unitario de producción φ es constante. (Campos Lopes, 2017)

Para analizar a la primera política de incentivos (basada en sanciones), Campos Lopes supuso que en la etapa 1 el principal exige que cada agente i que quiera estar activo en el mercado en la etapa 2 presente en dicha etapa un nivel de IA-H/u x_i que sea inferior a $\bar{x} \in \mathfrak{R}_+$, realizando para ello la amenaza creíble y totalmente ejecutable de que el agente i (activo en la etapa 2) que no cumpla con tal condición deberá pagar una sanción suficientemente prohibitiva (de $\frac{a-\varphi}{2b}$, por ejemplo). (Campos Lopes, 2017)

Además, el autor contempló una pequeña variación de la política de incentivos basada en sanciones mencionada arriba por medio de suponer que el principal podría alternativamente haber elegido el nivel de IA-H máxima de cada agente, independientemente de la IA-H/u que tenga asociada a cada bien que produzca. En dicho escenario, debido a la linealidad del modelo (salvo por $C(t_i)$) y por el hecho de que dicha condición no afectaría las decisiones de producción en el margen, con multiplicar a \bar{x} y a μ_j^i por q^{CE} se podría llegar a una forma reducida con similares conclusiones. Ello considerando que el nivel de inversión sería igual para cada elección de \bar{x} , ya que si para producir q^{CE} unidades con un nivel de IA-H/u $\leq \bar{x}$ cada agente tiene que invertir $C(t_i)$, entonces para producir IA-H $\leq \bar{x}q^{CE}$ se debería requerir de un igual nivel de inversión. (Campos Lopes, 2017)

Adicionalmente, Campos Lopes argumenta que dado el peso que el alcance 3 suele tener en las mediciones de IA-H – en línea con lo expuesto previamente de que, generalmente, $\mu_3 > \sum_{j=1}^2 \mu_j$ – (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013; Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011) no sería ilógico considerar la posibilidad de que $\underline{\mu}_3$ sea

superior a $\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$. Bajo este supuesto, los agentes de tipo P tendrían inicialmente x^{i^0} inferior a \bar{x} , para todos los posibles valores razonables de \bar{x} , y consecuentemente tendrían como elección óptima un vector de inversiones nulo. De hecho, el autor observa que simplemente con que se diera $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j - \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$ los agentes P ya no tendrían incentivos para realizar inversión alguna. Por otro lado, el autor también supone que el nivel de IA-H/u inicial de cada agente (el cual se define como $\mu^{i^0} \equiv \sum_{j=1}^3 \mu_j^{i^0}$), es tal que $\mu_j^{i^0} = \bar{\mu}_j \quad \forall i \forall j$. (Campos Lopes, 2017)

La segunda política de incentivos evaluada por Campos Lopes es la basada en subsidios, en la cual el principal en la etapa 1 propone otorgar un pago de $w(x) = w$, por unidad producida, a los agentes que presenten un nivel de IA-H/u menor a \bar{x} . Según el autor el pago w podría provenir del hecho de que el principal sustituya perfectamente entre los bienes producidos con un IA-H/u de x_{max} y de \bar{x} , sin embargo valore más a los bienes con un menor IA-H/u asociado. En particular, el autor agrega que se podría suponer que valora una unidad producida con \bar{x} de nivel de IA-H/u asociado en w a más que aquellas unidades producidas con x_{max} de nivel de IA-H/u. (Campos Lopes, 2017)

En su trabajo Campos Lopes observa que si el incentivo $w(x)$ se pagara en función de la cantidad total de IA-H emitida por cada agente, debido a la linealidad del modelo (salvo en $C(t^i)$), con multiplicar a \bar{x} por q^{CE} se podría llegar a resultados similares. Ello ya que, según el autor, el nivel de inversión no cambiaría ya que si para producirse con un nivel de IA-H/u $\leq \bar{x}$ se requiere $C(t^i)$, para producir IA-H $\leq \bar{x}q^{CE}$ se debería requerir de un igual nivel de inversión. (Campos Lopes, 2017)

Otro mecanismo evaluado por Campos Lopes, por el cual el principal podría instrumentar la política de incentivos para una producción más ecoeficiente, sería por

medio del pago de un premio fijo $w(x) = W$ a los agentes que alcancen a un nivel de IA-H/u menor o igual a un nivel \bar{x} deseado. Según el autor, dado que esta política no afecta las decisiones relativas al nivel de producción de cada agente, bajo todos los escenarios y en todos los casos analizados en este modelo todos los $N_M + N_P$ agentes estarían activos en la etapa 2 y competirían en cantidad, llegando a un equilibrio que no presentaría cambios respecto del ocurrido en la etapa 0 (en lo que concierne al precio y a las cantidades producidas). (Campos Lopes, 2017)

Sin embargo, la decisión de invertir en reducciones de los niveles de IA-H para alcanzar el nivel \bar{x} , al igual que en las otras políticas de incentivo, solamente ocurrirían cuando el dicho costo sea inferior al beneficio de lograr tal meta. Nuevamente, al igual que en las otras políticas, bajo las actuales metodologías de contabilización de los IA-H, los agentes de tipo M solo alcanzarían el nivel de impacto ambiental negativo \bar{x} cuando los agentes de tipo P también lo hayan hecho. Sin embargo, también al igual que en las otras políticas, cuando la rigurosidad metodológica sea la baja podría ocurrir que solamente los agentes de tipo P alcancen el nivel de impacto \bar{x} , ya que se beneficiarían de no tener que estimar (e informar) su nivel real de IA-H.

Entre las principales conclusiones de su trabajo, Campos Lopes observa que, dados los supuestos sobre las características funcionales de los costos de reducción, siempre que la rigurosidad metodológica elegida es la baja el monto gasto por los agentes poco integrados verticalmente para reducir sus niveles de IA-H, cuando positivo, es ineficiente. Más específicamente, el autor señala que el supuesto de que los costos de reducción sean convexos implica que promover una reducción en el nivel de IA-H unitaria considerando a los eslabones 1, 2 y 3 resultaría en un nivel de costos menor que aquel asociado a la inversión necesaria para realizar una igual reducción global que solo cambiando los niveles de IA-H asociados a los eslabones 1 y 2. (Campos Lopes, 2017)

Según lo evaluado en su trabajo, Campos Lopes concluye que la elección de la rigurosidad metodológica alta resultó siempre óptima (en todas las evaluaciones de las políticas de incentivo), ello dado que, cuando vigente, los agentes que decidan pagar el costo de inversión asociado a la reducción de su nivel de IA-H al nivel requerido por el principal elegirían un conjunto óptimo de montos de reducción, el cual estaría asociado a los menores costos de inversión para reducir el nivel de IA-H en un monto determinado. Por otro lado, el autor argumenta que cuando la rigurosidad metodológica es baja, en todas las políticas analizadas se estaría promoviendo disminuciones ineficientes en los niveles de IA-H, salvo cuando todos los agentes de la economía sean muy integrados verticalmente. (Campos Lopes, 2017)

2.5.2 Efecto rebote y paradoja de Jevons

La paradoja de Jevons, según Ramos Martín, tuvo sus inicios con la introducción de la máquina de vapor de James Watt, la cual hacía un menor uso de carbón por unidad producida (es decir, un uso más eficiente de tal recurso) y, por lo tanto, sería capaz de permitir la reducción del consumo de este insumo. Sin embargo, justamente por ser más rentable, señala el autor, esa máquina rápidamente se difundió por sectores industriales que antes no la usaban, lo que, a la larga, hizo que el invento de Watt condujera (paradójicamente) a un aumento notable en el consumo total del recurso carbón. William Stanley Jevons, en su libro publicado en el año de 1865, fue el primero en advertir este fenómeno, el cual desde entonces lleva su nombre. (Ramos Martín, 2012; Jevons, 1865)

En términos generales, la paradoja de Jevons se podría considerar como un caso particular del denominado efecto rebote, el cual ocurriría cuando las mejoras en la eficiencia del uso de un determinado recurso no resulten en una disminución proporcional en su consumo total. Particularmente, cuando el efecto rebote es tal que el consumo total del recurso sube, en vez de caer, entonces el fenómeno podría considerarse como el

característico de la paradoja de Jevons. Según Ramos Martín, la paradoja señala que al aumentar la eficiencia en el uso (o en la producción) de un determinado bien podría ocurrir una caída en el coste de su uso (o en su precio de adquisición), lo que induciría a un aumento en la demanda del uso de tal bien (o en un aumento de la cantidad de bienes adquiridos). A modo de ejemplo, el autor señala que el aumento en la eficiencia energética de los automóviles podría traducirse en un aumento de la distancia media recorrida por cada automóvil lo que, por lo tanto, no implicaría necesariamente una disminución del consumo de combustible y de las emisiones de GEI. (Ramos Martín, 2012)

Según Gillingham, Rapson y Wagner, la existencia del efecto rebote ha sido clara por mucho tiempo, sin embargo, el tamaño de dicho efecto es menos evidente. Para dichos autores, existe una gran variación en las estimaciones de cada caso en particular, la cual se deriva de diferencias en las definiciones del efecto de rebote, así como en la calidad de los datos y de las metodologías empíricas utilizadas para estimarlo. (Gillingham, Rapson, & Wagner, 2015) A su vez, para Freire-González y Puig-Ventosa los académicos han señalado que existe cierta confusión en los trabajos teóricos sobre el efecto de rebote y que la evidencia empírica es débil. (Greening, Greene, & Difiglio, 2000; Sorrell, 2007; Dimitropoulos, 2007) Para estos autores, es importante avanzar en el análisis teórico y empírico, para poder así proporcionar argumentos más robustos para los decisores y permitir un mejor diseño e implementación de los instrumentos económicos, legislativos y políticos. Por último, concluyen que la elaboración de políticas ambientales y económicas que tengan en cuenta el fenómeno del efecto rebote debería facilitar el logro efectivo de los objetivos deseados. (Freire-González & Puig-Ventosa, 2015)

Existen tres tipos de efectos rebote identificados en la literatura: los efectos microeconómicos directos; los efectos microeconómicos indirectos; los efectos macroeconómicos. En primer lugar, el efecto rebote microeconómico directo determina

que una caída en el consumo de un insumo, debido a ganancias de eficiencia, conduce a una caída en el costo marginal por unidad producida, lo que podría implicar un menor precio unitario y una consecuente mayor demanda absoluta de bienes o de los servicios prestados por dichos bienes. A modo ilustrativo, un automóvil podría utilizarse con más frecuencia, o para ir más lejos, debido a que el costo por cada kilómetro recorrido haya disminuido. La propuesta habitual para solucionar los efectos secundarios de esta clase de efecto rebote, por medio de políticas económico-ambientales, es aumentar el precio del insumo, de manera tal que se compense el aumento en la eficiencia y su respectiva caída en los costos marginales. En el caso del transporte, por ejemplo, esto podría significar la introducción de un impuesto sobre el combustible en respuesta a introducción de automóviles más eficientes. (Dumont, Mayor, & López-Gunn, 2013)

El segundo tipo de efecto rebote es el microeconómico indirecto, el cual ocurriría cuando los ahorros económicos provenientes de las ganancias de eficiencia en el uso de un determinado insumo permitirían que sus usuarios tengan más ingreso disponible para gastar en otros bienes y servicios. Por ejemplo, el dinero ahorrado debido a un transporte público más barato podría ser utilizado para ir de vacaciones en el extranjero. Por último, se encuentra el denominado efecto de rebote macroeconómico, o sobre toda la economía, el cual sostiene que el aumento de la eficiencia en el uso de un insumo impulsa la productividad y la actividad económica, las cuales, a su vez, provocarían un mayor crecimiento y un mayor consumo en la economía como un todo. (Dumont, Mayor, & López-Gunn, 2013)

Según Santarius, la paradoja descrita por Jevons fue, en gran medida, ignorada por la comunidad científica durante más de un siglo. Como resultado de ello, el pensamiento y el comportamiento de los decisores y de los consumidores continúa dominado por la idea de que un uso más eficiente de un determinado recurso resultaría

inequívocamente en una reducción absoluta en su consumo. Sin embargo, para el autor, lo que suena intuitivamente obvio, en relación a algún ejemplo específico, claramente no se aplica al consumo total de energía de las sociedades. En especial, cuando se observa que las sociedades industrializadas, cuyo progreso en productividad en los últimos siglos han sido los mayores que la humanidad ha conocido, han aumentado continuamente su consumo de energía y de otros recursos con el pasar del tiempo. Una comprensión de las causas y de los mecanismos de los efectos rebote no sólo explicaría esta aparente paradoja, sino que también haría totalmente lógico y plausible la correlación positiva entre el aumento de la productividad en la utilización de un recurso y el seguido aumento en su respectiva demanda. (Santarius, 2012)

Para Santarius, el debate científico relacionado a la paradoja de Jevons en disciplinas ajenas a las ciencias económicas ha sido escaso. No se han realizado estudios sociológicos, así como tampoco se ha estudiado la relación entre los efectos rebote y el comportamiento individual, o bien su relación como un todo, desde una perspectiva sistémica. A su vez, agrega el autor, ha habido un debate insuficiente desde la perspectiva de la ciencia política, sobre, por ejemplo, cuales políticas de incentivo deberían utilizarse para frenar los efectos rebotes. En resumen, a pesar de que el fenómeno haya sido identificado por Jevons, hace casi 150 años, sigue habiendo una gran necesidad de investigación sobre el tema, tanto en asuntos económicos, como en todas las demás disciplinas académicas. (Santarius, 2012)

Los efectos rebote, como se señaló anteriormente, se clasifican a menudo como directos, indirectos y macroeconómicos. Santarius sostiene que estos efectos podrían, alternativamente, ser clasificados según sus respectivas causas. En particular, el autor considera que entre los principales motivos que explican tales efectos se encuentran: las causas financieras, materiales, psicológicas y de factores cruzados. En lo que se refiere a

las causas psicológicas, el autor afirma que al ser cada vez más ecoeficientes, los productos y los servicios no sólo cambiarían frecuentemente sus propiedades técnicas, sino también su significado simbólico para los compradores, los cuales podrían concluir que, como resultado de mejoras en la ecoeficiencia, el uso de un bien previamente considerado perjudicial pasaría entonces a considerarse ambientalmente amigable. Con lo cual, debido a esta nueva percepción del bien, podría haber un aumento en su demanda y, consecuentemente, en su consumo. Según Santarius, en la psicología social esto se denominaría como efecto rebote psicológico de riesgo moral, el cual, cabe aclarar, que no es análogo al concepto de riesgo moral de la teoría de juegos, mencionado previamente en este trabajo. (Santarius, 2012)

El efecto rebote psicológico de riesgo moral, el cual contempla la posibilidad de que los consumidores podrían verse inclinados a utilizar más del bien simplemente por el hecho de que el producto se ha vuelto más ecoeficiente, proporcionaría una explicación adicional al fenómeno del efecto rebote directo. A modo de ejemplo, Santarius observa que, para sorpresa de los investigadores involucrados, una encuesta empírica en Japón demostró que los conductores que compraron un automóvil considerado ecoeficiente en el primer año de uso después de comprarlo condujeron por lo menos un 60 % más de lo que habían hecho con su vehículo anterior. (Santarius, 2012)

Según Santarius, una mayor demanda orientada hacia un producto más ecoeficiente no es necesariamente el resultado de una acción activa y racionalmente deseada por parte de los consumidores; también podría ser la consecuencia de un comportamiento no intencionado. Para el autor, la compra de un producto más ecoeficiente podría permitir que los consumidores tengan sus conciencias más protegidas y, consecuentemente, dejen de darle importancia a acciones que disminuyan el impacto ambiental de sus consumos (como, en lo que se refiere a ahorro energético, apagar a las

luces o cerrar las ventanas). A su vez, agrega que dicho efecto se podría acuñar como efecto rebote psicológico de fugas morales, y proporcionaría así otra explicación para el efecto de rebote directo. (Santarius, 2012)

Paralelamente, Santarius afirma que podría existir también el efecto rebote psicológico de la licencia moral, el cual serviría como posible explicación alternativa al efecto de rebote indirecto. Dicho efecto rebote psicológico postula que, debido a que se haya comprado un producto ecoeficiente, el consumidor se sentiría más propicio a aumentar su demanda de productos dañinos para el medio ambiente. Según el autor, algunos estudios empíricos han demostrado que la compra de productos "éticos" en algunas categorías de bienes (tales como alimentos clasificados como orgánicos o de comercio justo) podría dar lugar a que los consumidores se sientan justificados en hacer compras poco éticas en otras áreas. También se podría mencionar, a modo ilustrativo, que tal efecto rebote psicológico podría aplicarse al caso del consumo energético, ya que, por ejemplo, la gente que haya comprado un automóvil ecoeficiente podría sentirse más en el derecho de tomar más vacaciones por el aire, mientras que aquellos que hayan substituido sus bombillas por otras de menor consumo podrían justificar así la compra de nuevos electrodomésticos, mayores o menos ecoeficientes. (Santarius, 2012)

La promoción y el consumo de bienes con mayor eficiencia en sus procesos productivos no producirían necesariamente un ahorro en la cantidad total utilizada de insumos (o de recursos) para la elaboración de dichos bienes. Con lo cual, sería incorrecto afirmar que las tecnologías que aumentan la eficiencia en la utilización de algún determinado insumo (o recurso) generarían una reducción en los niveles reales absolutos de IA-H asociados a la utilización de tal insumo (o recurso). Según Freire-González y Puig-Ventosa, es necesario considerar las medidas de eficiencia productiva en un contexto más amplio, debiendo para ello definirse su rol dentro de la política ambiental y

económica y considerando la inclusión de medidas adicionales para minimizar los potenciales efectos rebote. (Freire-González & Puig-Ventosa, 2015). Según York, agregando a lo anterior, se debería evitar la difusión de informaciones no rigurosas respecto a la ecoeficiencia de un bien. Ello dado que, aun cuando se informe correctamente a los compradores respecto de la mayor ecoeficiencia de un determinado bien, podría ocurrir que (debido al potencial efecto rebote) ellos se encuentren más propensos a consumir el bien con menor responsabilidad y a, consecuentemente, generar un impacto ambiental más grande que el previo. (York, 2006)

Freire-González y Puig-Ventosa afirman en su trabajo que, para ser eficaces, las políticas ambientales y económicas deberían ir acompañadas de otras medidas, como una comunicación eficaz, instrumentos regulatorios y un sistema tributario adecuados y la concientización de los ciudadanos. Para los autores, una combinación entre medidas de eficiencia productiva y políticas orientadas a limitar el efecto de rebote podrían aumentar la probabilidad de que se alcance el objetivo de efectivamente reducir el consumo de un determinado recurso. En particular, señalan que entre los principales métodos para promover la conciencia de los compradores y guiar sus preferencias hacia un consumo consciente (el cual respete las limitaciones del medio ambiente) se podría destacar a las campañas publicitarias emprendidas por los gobiernos para modificar el comportamiento y los patrones de consumo de los ciudadanos. (Ehrhardt-Martinez & Laitner, 2008; Lutzenhiser, 2009; Meier, 2009; Freire-González & Puig-Ventosa, 2015)

3. Métodos y materiales

En su artículo de 1999 van den Bergh y Verbruggen afirmaron que los procedimientos de cálculo de cualquier indicador deberían cumplir idealmente con las siguientes cualidades: ser objetivos, científicamente válidos, estar relacionados con metas claras, tener una interpretación directa, ser comprensibles por los no científicos y estar basados en valores de parámetros confiables. (van den Bergh & Verbruggen, 1999) Alineadas con este criterio, las críticas habituales a los IA-H (mencionadas en las secciones [2.1.4](#) y [2.2.4](#) del presente trabajo) destacaron y cuestionaron, principalmente, a las características mencionadas a continuación. En primer lugar, argumentaron que se debería comprender, enfatizar y transmitir mejor lo que se podría interpretar (y lo que no) a partir de sus respectivos valores de cara. En segundo lugar, discutieron la validez estadística de los cálculos empleados en la contabilización de tales indicadores, debido a, especialmente, la gran cantidad de estimaciones que deben ser realizadas para cada uno de los valores incorporados en su cómputo y a la multiplicidad de fuentes utilizadas para la construcción de la base de datos utilizada. Finalmente, y de cierto modo en consonancia con la presente tesis, algunos autores cuestionaron la incorporación no obligatoria del análisis de los niveles de IA-H relativos al alcance 3 en las evaluaciones de dichos indicadores. (Ayres, 2000; Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013; Best, y otros, 2008; Chambers, 2001; Costanza, 2000; Fiala, 2008a; Fiala, 2008b; George & Dias, 2005; Kitzes J. , y otros, 2009)

El presente trabajo buscará identificar a los principales problemas de las vigentes metodologías de contabilización de los IA-H, que todavía no hayan sido destacados por las críticas destacadas en las secciones [2.1.4](#) y [2.2.4](#). Más específicamente, su análisis se concentrará en las características actuales de los IA-H que, directa o indirectamente, podrían generar condiciones opuestas a las necesarias para el cumplimiento de las

siguientes cualidades: estar relacionados con metas claras, tener una interpretación directa y estar basados en valores de parámetros confiables. Adicionalmente, se tendrá como objetivo evaluar, teóricamente, a los efectos secundarios que la ausencia de dichas características podría tener sobre los sectores económicos en los cuales la aplicación de los IA-H se lleve a cabo.

3.1 Selección adversa

Como mencionado en las secciones [2.1.1](#) y [2.2.1](#) del presente trabajo, un gran número de agencias gubernamentales, organizaciones y comunidades han adoptado a los IA-H como indicadores centrales en la medición del uso sustentable de los recursos naturales. Sin embargo, debido a las características actuales de las metodologías de contabilización de dichos IA-CBC (las cuales permiten que cada agente realice sus estudios utilizando criterios propios, caso-específicos, según lo que juzgue más adecuado o conveniente), a medida que se aumente el número de agentes y de bienes evaluados se aumentaría también la variedad de enfoques utilizados. Algo que, a su vez, podría ocasionar la fragmentación y la divergencia de las metodologías de contabilización de dichos IA. Tal fenómeno podría, por ejemplo, tener el efecto indeseado de imposibilitar que las evaluaciones de los niveles de IA-H produzcan resultados consistentes y comparables inter-bienes (entre agentes distintos) o inter-agentes (entre bienes distintos), por más que los primeros sean perfectamente homogéneos entre sí o que los segundos pertenezcan a un igual sector económico. Consecuentemente, las evaluaciones actuales de los niveles de IA-H solamente podrían llegar a permitir una comparación válida intra-agentes (entre un único agente) o intra-bienes (entre un único bien), las cuales (suponiendo que el criterio y el contexto de evaluación se mantuvieron estables) serían capaces de retratar la evolución del nivel de IA-H bajo escrutinio a lo largo del tiempo.

En lo que sigue de este trabajo se considerará que la utilidad de una métrica que otorgue un valor numérico a los impactos ambientales negativos de un determinado conjunto de actividades (como las actividades de un agente económico como un todo, o asociadas al ciclo de vida de algún bien en particular) está altamente relacionada con la capacidad de dicha métrica de permitir que los consumidores y que los decisores comparen el valor otorgado por ella con los resultados recibidos por otros conjuntos de actividades que también hayan sido evaluados.

En línea con ello, la utilidad de los IA-H no solo depende de la integridad científica de sus metodologías de contabilización, pero también de la aplicación consistente y criteriosa de tales metodologías por parte de los agentes que las utilicen en sus evaluaciones y de la posterior comunicación de los resultados de los análisis de una manera que no distorsione o mal interprete a las conclusiones obtenidas. Paralelamente, resulta útil definir también el concepto de calidad ambiental. En particular, en lo que sigue de este trabajo se utilizará dicho concepto siempre que se haga referencia al nivel de ecoeficiencia, en el sentido descrito al principio de la sección [2.4](#), de las actividades asociadas a algún agente o al ciclo de vida de un bien en particular. Dicha definición resultará útil más adelante, cuando se considere que los consumidores (o que los decisores) podrían estar interesados en conocer a la calidad ambiental de un determinado agente o de algún bien en particular.

En la sección [2.3.2](#) de este trabajo se señaló que la situación típica de incertidumbre acerca de la calidad está asociada a una dotación asimétrica de información, en la cual por lo menos una de las partes conoce más sobre la calidad de un determinado bien que al menos una de las otras partes involucradas. Cuando los vendedores tienen la capacidad de deliberadamente cambiar la calidad de sus bienes en respuesta al nivel de información de los consumidores (o de los decisores), se estaría

delante de un contexto de “riesgo moral”. Alternativamente, podría ocurrir que los vendedores conozcan la calidad del bien, pero los consumidores (o los decisores) no. Por ejemplo, se podría considerar que los consumidores (o que los decisores) sólo pueden juzgar la calidad del bien por medio de asignar a todos los bienes un nivel de calidad igual a la media existente en el mercado (o alguna aproximación de esta). En tal caso, los vendedores de bienes de calidad inferior podrían verse beneficiados, mientras que los de bienes de calidad superior podrían verse desalentados a comercializarlos. En este último caso, en el cual los vendedores no pueden alterar la calidad final del bien, el contexto sería el de la selección adversa. (Hirshleifer 1973)

En su trabajo, presentado en la sección [2.5.1.1](#), Campos Lopes constató que el problema de riesgo moral podría aplicarse a la utilización obligatoria de los IA-H y, haciendo uso de la teoría del riesgo moral multitarea, buscó evidenciar cuáles serían las principales características que las metodologías de contabilización de los IA-H deberían cumplir para evitar a los problemas de incentivos evidenciados en su trabajo. Para ello, el autor evaluó los efectos de distintas políticas de incentivo, permitiendo la endogeneización del comportamiento de los agentes que realizaran la evaluación de los niveles de IA-H de alguna de sus actividades (o de su institución como un todo, a lo largo de un período determinado). (Campos Lopes, 2017) En lo que sigue del presente trabajo se utilizará los conceptos de agente, de productor y de vendedor de manera indistinta.

Antes de avanzar, vale la pena repasar los principales supuestos realizados por Campos Lopes en su trabajo para la evaluación de los IA-H por medio del contexto de riesgo moral multitarea, a modo de evidenciar las diferencias entre el análisis realizado en dicho trabajo y el que se realizará en el presente. En primer lugar, el autor consideró la posibilidad de que los productores sean capaces de realizar inversiones para la reducción de los niveles de IA-H/u asociados a su producción, por medio de una infinidad

de posibles combinaciones. Tal conjetura podría considerarse más adecuada a contextos de largo plazo, ya que cambios tecnológicos importantes en la tecnología de producción de un agente podrían exigir un periodo largo para su implementación. Adicionalmente, dicho supuesto también resulta más plausible en regiones y en sectores económicos donde los beneficios de los agentes les permitan enfrentar a los costos de reducción asociados a las inversiones en la mejora en los niveles de ecoeficiencia. De manera complementaria a lo analizado por Campos Lopes, en el presente trabajo se buscará evaluar a los efectos de la aplicación de los IA-H cuando el nivel de ecoeficiencia asociado al ciclo de vida de los bienes y, por ende, de los agentes como un todo, es exógeno – es decir, no puede ser alterado por las acciones de los agentes en un horizonte próximo. (Campos Lopes, 2017) Para analizar dicho contexto, que podría considerarse como más de corto plazo, se considerará un marco de selección adversa, el cual sería válido siempre y cuando los consumidores (o los decisores) conozcan menos que el vendedor sobre la calidad ambiental del bien o del agente como un todo.

En segundo lugar, en su trabajo Campos Lopes asumió que los consumidores percibían a los bienes por medio de un solo tipo de calidad. A pesar de que no se puede obviar el hecho de que el autor consideró que uno de los factores que motivarían el principal a realizar sus políticas de promoción de la ecoeficiencia podría ser el reclamo social por bienes de mayor calidad ambiental, también es cierto que en su trabajo no realizó ningún tipo de supuesto sobre la demanda de los consumidores respecto a la percepción de distintas calidades de bienes. Por lo tanto, en su trabajo, el motivo más importante por detrás del interés de los agentes de poseer un mayor nivel de ecoeficiencia sería lograr cumplir con el estándar exigido por las políticas de incentivos propuestas por el principal. (Campos Lopes, 2017) Inversamente, con el objetivo de ampliar el análisis de la aplicación de los IA-H a nuevos contextos, el presente trabajo considerará que los

consumidores valoran de manera diferente a las distintas calidades ambientales de los bienes y que, como consecuencia directa de ello, poseen funciones de demanda particulares para cada variedad posible.

En tercer lugar, Campos Lopes consideró que, al menos inicialmente, todos los vendedores tenían iguales tecnologías de producción y que las potenciales inversiones que realicen para aumentar sus niveles de ecoeficiencia no cambiarían el costo marginal de producción de cada uno. En cuarto lugar, el autor argumentó que el problema de riesgo moral podría aplicarse a la utilización obligatoria de los IA-H, la cual hoy en día tendría un carácter esencialmente hipotético, dado que actualmente las evaluaciones de los IA-H se hacen (mayormente) a partir de una elección voluntaria por parte de los agentes. Con lo cual, analizar la implementación de las evaluaciones de los IA-H en un marco en el cual su aplicación sea de carácter facultativo sería una forma de conocer mejor sus consecuencias en el corto plazo. (Campos Lopes, 2017)

Por último, el autor supuso que los vendedores competían en cantidades, es decir: por medio de elegir a la cantidad que producen, pero sin capacidad de afectar de manera directa el precio al que venden sus productos. En el análisis realizado por este trabajo, similarmente, se supondrá que las tecnologías de producción son iguales para todos los vendedores que produzcan una igual variedad del bien, sin embargo, permitirá que ellas sean distintas entre los vendedores de que produzcan bienes de calidades diferentes. Paralelamente, y de manera complementaria a lo supuesto por Campos Lopes, dado que los vendedores considerados por Akerlof en su trabajo (el cual se toma como principal referencia para el presente) compiten en precio, cuando se analice el contexto de selección adversa se considerará un marco en el que los agentes compiten en precios por la demanda de los consumidores. (Campos Lopes, 2017; Akerlof, 1970)

Como mencionado en la sección [2.3.2.2](#), el artículo “el mercado de los limones”, de Akerlof, relaciona calidad e incertidumbre y afirma que la existencia de bienes de muchos niveles de calidad plantea problemas importantes para la teoría de los mercados. En particular, en esta clase de mercados, los óptimos globales (también conocidos como “óptimo sociales”) podrían diferenciarse de los óptimos privados y, en algunos casos, la intervención gubernamental podría aumentar el bienestar alcanzado por cada una de las partes. Alternativamente, como solución al problema de la asimetría informativa, el autor también observa que podrían surgir, espontáneamente, instituciones privadas que busquen equiparar el nivel de información de las partes, con el objetivo de, a partir de ello, aprovecharse de parte de los potenciales de aumento en el bienestar social. Sin embargo, Akerlof afirma que, por naturaleza, estas instituciones serían no-atómicas y que, por lo tanto, serían lógicas las concentraciones de poder, las cuales ocurrirían con sus respectivas consecuencias negativas. (Akerlof, 1970) Cabe observar que, según tal conjetura, sería natural esperar que las asociaciones que busquen evaluar los niveles de IA-H sean pocas, ya que de esta manera podrían disfrutar de los efectos positivos de una gran escala, como, por ejemplo, una mayor base datos y una mayor cantidad (y variedad) de evaluaciones analizadas.

En su trabajo, Akerlof analiza el mercado de la compraventa de automóviles usados y supone, en aras de la claridad en lugar de la realidad, que hay sólo cuatro tipos de automóviles: automóviles nuevos y automóviles usados; automóviles buenos y automóviles malos (los cuales también se denominarían como "limones"). Un automóvil, nuevo o usado, puede ser un automóvil bueno o un “limón”. A modo ilustrativo, el autor sugiere que se podría suponer que los individuos en este mercado compran un automóvil sin saber si compran un automóvil bueno o un limón, no obstante, saben que con probabilidad “ q ” será un buen automóvil y que con probabilidad “ $(1-q)$ ” será un limón.

Donde “q” es la proporción de automóviles buenos producidos y “(1-q)” es la proporción de limones. (Akerlof, 1970)

Según Akerlof, después de poseer un automóvil específico durante un período de determinado, el propietario del automóvil sería capaz de conocer mejor la calidad del vehículo; es decir: el propietario le asignaría una nueva probabilidad al evento de que su automóvil sea un limón. Esta estimación sería más acertada que la estimación original. No obstante, el autor señala que debido a ello se desarrollaría una asimetría en la información disponible en el mercado: ya que ahora los vendedores poseen más conocimiento sobre la calidad de los automóviles que los compradores. Sin embargo, los automóviles, sean ellos buenos o malos, deberían venderse a un igual precio, ya que los compradores no podrían distinguir *a priori* la diferencia entre un buen automóvil y un limón. (Akerlof, 1970)

En su artículo Akerlof argumenta que, consecuentemente, los automóviles buenos podrían ser expulsados del mercado (por los limones). Además, afirma que, si las diferentes variedades de mercancías comercializadas estuvieran definidas sobre un continuo de niveles de calidad, entonces podrían existir patologías incluso peores. Ello dado que sería posible tener a los automóviles malos conduciendo a los “no-tan-malos” hacia afuera del mercado, y que estos a su vez conduzcan a los automóviles de calidad media hacia afuera, y así sucesivamente en una secuencia de acontecimientos que terminaría por llevar a la inexistencia (en absoluto) de cualquier clase de mercado. Por último, el autor observa que tal modelo podría usarse para hacer algunos comentarios sobre los costos de la deshonestidad. Según él, si se considerara un mercado en el cual los bienes se venden honesta o deshonestamente, la calidad podría estar bien o mal representada. El problema del comprador, en particular, sería identificar a la calidad del bien. En tal contexto, el autor argumenta que la presencia de agentes en el mercado que

estén dispuestos a ofrecer bienes de calidades más bajas, aprovechándose del menor nivel informativo de los consumidores, tiende a hacer que el mercado deje de existir – tal como en su modelo del mercado de limones. (Akerlof, 1970)

Para Akerlof, esta es posibilidad que representa los mayores costos de la deshonestidad, ya que los negocios deshonestos tienden a conducir a los negocios honestos afuera del mercado. Podrían existir consumidores (o compradores, ambos referidos en el presente trabajo de forma equivalente) potenciales de productos de buena calidad y podrían existir vendedores potenciales de tales productos en el rango de precios apropiado. No obstante, según el autor, la presencia de personas que deseen comercializar bienes de mala calidad, como si fueran de buena calidad, tiende a expulsar del mercado a todos los negocios legítimos. El costo de la deshonestidad, por lo tanto, no se limita al monto pago por los compradores engañados; ya que también debería considerar a toda la pérdida proveniente de la eliminación de potenciales negocios legítimos. (Akerlof, 1970)

En el contexto de información simétrica propuesto por Akerlof, ambos grupos de comerciantes (compradores y vendedores) conocen a la función de distribución de la calidad, de manera más o menos precisa, pero desconocen el valor específico de la calidad de un bien en particular. Este concepto podría ser aplicable al análisis de los IA-H, si el agente que evalúe su nivel de IA-H (o de alguno de sus bienes) efectivamente desconociera su nivel real de IA-H. Ello podría ocurrir, por ejemplo, caso realmente fuera inviable tecnológicamente (o simplemente financieramente) llevar adelante la debida medición de los niveles de IA-H respectivos al alcance 3. Cabe señalar que, tal como considerado por Campos Lopes (sección [2.5.1.1](#)), en el presente trabajo se supondrá que los participantes del modelo juegan un juego que se repite diversas veces, con intervalos periódicos de repetición. Sin embargo, dado que los impactos ambientales negativos (lo cuales, después de algunas repeticiones del juego, podrían permitir al principal infiera el

nivel de ecoeficiencia de los agentes), son dispersos geográficamente y dilatados en el tiempo, la posibilidad de que la propiedad de juego repetido solucione el problema de información asimétrica se vería comprometida. (Campos Lopes, 2017) Por ello, debido a la poca información extra proveniente de las repeticiones del juego, se considerará, sin pérdida de generalidad, un juego de carácter estático.

Además, todavía en línea con el trabajo realizado por Campos Lopes, el presente trabajo considerará el problema de que las metodologías vigentes de los IA-H permitan que los agentes interesados en evaluar sus niveles de IA-H (o de alguno de sus bienes) omitan información relevante sobre su nivel de calidad ambiental. Ello debido a que, entre otras cosas, las actuales metodologías de contabilización de dichos IA-CBC no exigen la evaluación del nivel de ecoeficiencia relativo al alcance 3, el cual (como mencionado en la sección [2.4.1](#)) podría ser el más relevante. Sin embargo, como mencionado previamente en esta sección (y a diferencia de lo analizado por Campos Lopes), se considerará un contexto que no requerirá de la existencia de un contrato entre los agentes y de algún principal hipotético. Adicionalmente, también de manera distintiva, este trabajo se enfocará en un análisis más inmediato, el cual permitiría que en el corto plazo surjan contextos de selección adversa entre los vendedores y los consumidores, así como entre los primeros y los decisores. (Campos Lopes, 2017)

3.1.1 Akerlof: el mercado de limones

En su emblemático y premiado trabajo, Akerlof supone que la demanda de automóviles usados depende principalmente de dos variables: el precio del automóvil p y la calidad media de los automóviles usados μ . Con lo cual, la demanda sería una función de la siguiente forma $Q_d = D(p; \mu)$. A su vez, tanto la oferta de automóviles usados como la calidad media vigente en el mercado μ dependerían del precio p , es decir: $S = S(p)$ y $\mu = \mu(p)$, respectivamente. En equilibrio la oferta debería igualarse a la demanda de la

calidad media vigente, con lo cual $S(p) = D(p; \mu(p))$. A medida que el precio cae, como de costumbre, la calidad media también caería. No obstante, como se verá más adelante, es muy probable que ninguna mercancía logre comercializarse, independientemente de cual sea el nivel de precios vigente. (Akerlof, 1970)

En su trabajo el autor supone la existencia de dos tipos de comerciantes: los del grupo uno (denominados en el presente trabajo como vendedores) y los del grupo dos (denominados en el presente trabajo como compradores). Según el autor, los vendedores tienen una función de utilidad igual a: (Akerlof, 1970)

$$U_1 = M + \sum_{i=1}^N x_i, \quad (13)$$

donde M es la utilidad proveniente del consumo de bienes distintos de los automóviles (también denominados como “otras mercancías”), x_i es la calidad del i -ésimo automóvil poseído por el vendedor, y N es el número de automóviles que posee. (Akerlof, 1970)

Paralelamente, los compradores tendrían la siguiente función de utilidad igual a:

$$U_2 = M + \sum_{i=1}^N \frac{3}{2} x_i, \quad (14)$$

donde M , x_i y N están definidos como antes. (Akerlof, 1970) Consecuentemente, tanto los vendedores como los compradores son neutrales al riesgo, con un coeficiente de aversión absoluta al riesgo de Arrow y Pratt igual a cero.

Para el desarrollo de su trabajo, Akerlof destacó tres características importantes sobre la utilización de estas funciones de utilidad: con la utilización de una función de utilidad no lineal (como la utilidad logarítmica, por ejemplo), se obtendría una complicación algebraica innecesariamente más atascada; el uso de la utilidad lineal permite que el análisis se enfoque solamente en los efectos de la asimetría de información; debido a su forma lineal, sin embargo, U_1 y U_2 tienen la extraña característica de que la adición de un i -ésimo automóvil añade una cantidad de utilidad idéntica a la aportada por

el primero. Una vez más, el autor manifiesta que, en varios aspectos, en su trabajo se elige sacrificar el realismo, con el afán de, por medio de ello, evitar desviaciones innecesarias de su foco principal. (Akerlof, 1970)

Para continuar, el autor supone que: tanto los vendedores como los compradores son optimizadores von Neumann-Morgenstern; los vendedores tienen inicialmente N automóviles cada uno, con una calidad distribuida de la siguiente manera $x \sim U[0; 2]$, mientras que los compradores no poseen automóviles al principio; el precio de las "otras mercancías" M es la unidad. Los ingresos de todos los vendedores se denota como Y_1 , mientras que los ingresos de los compradores como Y_2 . Cabe señalar que, según Akerlof, en el escenario de información asimétrica los vendedores conocen perfectamente la calidad de sus bienes, mientras que los compradores consideran a todos los bienes como de calidad media. (Akerlof, 1970)

En el escenario de información asimétrica la demanda agregada de automóviles usados estará constituida por la suma de las demandas de ambos grupos. Ignorando a las indivisibilidades, la demanda de automóviles por los vendedores será: (Akerlof, 1970)

$$D_1 = \frac{Y_1}{p} \quad \mu \geq p \quad (15)$$

$$D_1 = 0 \quad \mu < p \quad (16)$$

Mientras que la oferta de automóviles proveída por los vendedores es:

$$S_1 = \frac{pN}{2} \quad p \leq 2, \quad (17)$$

con la calidad media de equilibrio siendo igual a:

$$\mu = \frac{p}{2} \quad (18)$$

Para la obtención de (17) y (18) se utiliza las propiedades de la distribución uniforme de la calidad de los automóviles.

Similarmente la demanda de los comerciantes de tipo dos es:

$$D_2 = \frac{Y_2}{p} \quad \mu > \frac{2}{3}p \quad (19)$$

$$D_2 = 0 \quad \mu < \frac{2}{3}p, \quad (20)$$

al tiempo que su oferta sería:

$$S_2 = 0, \quad (21)$$

Por lo tanto, la demanda agregada (total) de automóviles usados sería una función partida de la siguiente forma:

$$D(p; \mu) = \begin{cases} \frac{(Y_1+Y_2)}{p} & \text{si } p \leq \mu \\ \frac{Y_2}{p} & \text{si } \mu < p \leq \frac{3\mu}{2} \\ 0 & \text{si } \frac{3\mu}{2} < p \end{cases} \quad (22)$$

Sin embargo, el autor observa que con el precio p la calidad media es $\mu = \frac{p}{2}$, la cual necesariamente respetará que $\mu \leq 1$, ya que, como consecuencia de la competencia en precios entre los vendedores, el precio de equilibrio cumpliría con la siguiente desigualdad $p \leq 2$. Por esta razón, ningún comprador estaría dispuesto a pagar $p > \frac{3}{2}$, lo que implicaría que la calidad media vigente sería tal que $\mu \leq \frac{3}{4}$. Consecuentemente, repitiendo dicho raciocinio reiteradas veces, no existe un nivel de precio que permita la existencia de un comercio espontaneo: a pesar de que a cualquier precio $p \in [0; 3]$ habría comerciantes del grupo uno dispuestos a vender sus automóviles a un precio tal que los comerciantes del grupo dos estarían dispuestos a pagar. (Akerlof, 1970)

Lo anterior se contrasta con el caso observado bajo un contexto de información simétrica, en el cual ambos grupos de comerciantes desconocen la calidad de cualquier automóvil en particular. Sin embargo, ambos grupos de comerciantes estiman a la calidad de los automóviles de igual manera, considerando, en particular, que todos los

automóviles poseen una calidad igual a la media vigente en el mercado $\mu = E[x] = 1$. Por esta razón, dado que todo vendedor estima que la calidad de cualquiera de sus automóviles es $\mu = 1$, solamente aceptará venderlos a un precio unitario $p \geq 1$. A su vez, dado que con $p \geq 1$ la calidad media del mercado sigue siendo la máxima ($\mu = 1$), cualquier consumidor estaría dispuesto a pagar hasta $p \leq \frac{3}{2}$ por cualquier automóvil del mercado. Por lo tanto, las curvas de demanda (agregada) y de oferta se pueden escribir de la siguiente manera: (Akerlof, 1970)

$$S_1(p) = N \quad p \geq 1 \quad (23)$$

$$S_2(p) = 0 \quad p < 1 \quad (24)$$

$$D(p) = \begin{cases} \frac{(Y_1+Y_2)}{p} & \text{si } p < 1 \\ \frac{Y_2}{p} & \text{si } 1 < p < \frac{3}{2} \\ 0 & \text{si } \frac{3}{2} < p \end{cases} \quad (25)$$

En equilibrio:

$$p = 1 \quad \text{si } Y_2 < N \quad (26)$$

$$p = \frac{Y_2}{N} \quad \text{si } \frac{2Y_2}{3} < N \leq Y_2 \quad (27)$$

$$p = \frac{3}{2} \quad \text{si } N \leq \frac{2Y_2}{3} \quad (28)$$

Si $N < Y_2$ hay una ganancia en utilidad sobre el caso de información asimétrica equivalente a $\frac{N}{2}$. Inversamente, si $Y_2 < N$ los ingresos de los comerciantes de tipo 2 no son suficientes para comprar todos los automóviles N y la ganancia en la utilidad global sería de $\frac{Y_2}{2}$ unidades. (Akerlof, 1970)

4. Resultados y discusión

4.1 Aplicación de la huella de carbono o de la huella ecológica bajo asimetría informativa

4.1.1 Selección adversa y el consumo sustentable

A continuación, se introducirá y se analizará a una variación del modelo de Akerlof, adaptada al contexto de la aplicación de los IA-H y desarrollada específicamente para esta tesis. Para ello, primeramente, supóngase la existencia de un mercado donde el bien comercializado es perfectamente homogéneo, salvo en lo que se refiere a la ecoeficiencia con la cual es producido. Para los fines del presente trabajo, la homogeneidad de los bienes no requiere que sus características (a excepción de su nivel de ecoeficiencia) sean todas idénticas, simplemente sería necesario que los consumidores, dado un determinado nivel de ecoeficiencia, valoren dichos bienes de igual modo, sin discernir entre cada uno de ellos. Es decir, de manera menos restrictiva, se podría pensar que los bienes comercializados en el mercado, poseedores de una igual calidad ambiental, son considerados como sustitutos perfectos por los consumidores. En particular, se denominará como x a la calidad ambiental del bien, la cual tiene una correlación positiva con el nivel de ecoeficiencia relativo a su ciclo de vida y, por lo tanto, se correlaciona inversamente con su nivel real de IA-H/u (el nivel real de IA-H por unidad de bien, tal como definido en la sección [2.5.1.1](#)) correspondiente. En lo que sigue de este trabajo, se usará a los términos “calidad” y “calidad ambiental” de manera indistinta.

En dicho mercado, se considerará que existen $N_V \geq 4$ potenciales vendedores, los cuales serían todos monoprodutores – es decir, producirían y comercializarían solamente a un tipo de bien y de una sola calidad ambiental en particular. A modo de simplificación, se considerará que existen en el mercado solamente dos tecnologías disponibles. La

primera tecnología, denominada como la tecnología estándar, otorga la calidad ambiental estándar $x = \varphi_{STD} > 1$ a los bienes producidos por los vendedores de este tipo. La segunda tecnología, denominada como la ecoeficiente, otorga la calidad ambiental ecoeficiente $x = \varphi_{ECO} > \varphi_{STD}$ a los bienes comercializados por los vendedores que la utilicen. Adicionalmente, se supondrá que existen $N_{STD} \geq 2$ vendedores de tipo estándar y $N_{ECO} \geq 2$ vendedores de tipo ecoeficiente, de manera tal que el total de potenciales vendedores está conformado de la siguiente manera $N_V = N_{STD} + N_{ECO}$.

Se podría pensar, de manera ilustrativa, que en algún momento pasado todos los vendedores del mercado eran de tipo estándar. Sin embargo, debido a las elecciones de sus decisores corporativos, algunos de estos vendedores eligieron transitar a la tecnología ecoeficiente, quizás con la expectativa de que existiría algún medio de demostrar a los compradores que sus bienes pasaron a ser de una calidad ambiental superior a la previa. Por ejemplo, los decisores podrían haber considerado que serían capaces de (por medio de la implementación de indicadores integrales, como los IA-H) informar de manera confiable a los compradores sobre cuál sería la calidad de sus respectivos bienes. Alternativamente, se podría considerar que la mejora en el nivel de ecoeficiencia provendría de efectos indirectos, como: exigencias específicas de gobiernos regionales (municipales, provinciales, estatales, nacionales, etc.) respecto del nivel alcanzado por determinados IA-CBP; estándares impuestos por la casa matriz (en caso de que el agente sea una multinacional); estándares requeridos por entidades financieras para la aprobación de créditos blandos; la anticipación, preventiva, de potenciales futuras normativas.

Un vendedor que detiene la tecnología estándar sería capaz de elaborar cualquier cantidad $q_{STD} \in \mathfrak{R}_+$ de bienes, todos de calidad STD , debiendo incurrir para ello en un costo de producción $C_{STD}(q_{STD}) = c_{STD}q_{STD}$. Por otro lado, un vendedor que posee la

tecnología ecoeficiente podría producir la cantidad $q_{ECO} \in \mathfrak{R}_+$ de bienes, todos de calidad ECO , incurriendo para ello en el costo $C_{ECO}(q_{ECO}) = c_{ECO}q_{ECO}$. Por lo tanto, a diferencia del supuesto realizado por Campos Lopes, este trabajo permitirá que los costos de producción de los agentes sean diferentes, según cual sea su respectivo nivel de ecoeficiencia. (Campos Lopes, 2017) Tal distinción permitirá evaluar los posibles efectos secundarios de la aplicación de los IA-H en un contexto alternativo, en el cual, aumentando el contraste entre los dos marcos de análisis, se supondrá que los vendedores compiten en precio, en lugar de en cantidades.

Agregando al espíritu simplificador, se asumirá que el número de compradores existentes en el mercado es de $N_C \geq 2$, los cuales son todos idénticos, optimizadores von Neumann-Morgenstern y poseen a la siguiente función de utilidad $U_i = M + \sum_{j=1}^N x_j$. Donde x_j representa la calidad del j-ésimo bien consumido por el comprador (en adelante, cuando se utilice el término “bien” o “bienes” se estará haciendo referencia al bien que puede ser fabricado de manera estándar o de manera ecoeficiente) y M representa el consumo de otras mercancías (las cuales, a diferencia de los bienes, son todas producidas con igual calidad). Además, se considerará que: todos los compradores poseen un ingreso disponible exógeno $y = \frac{Y}{N_C} > 0$, igual para cada uno de ellos; los bienes son perfectamente divisibles; el precio de las "otras mercancías" es la unidad. En línea con lo descrito en las secciones [3.1](#) y [3.1.1](#), se utilizará el término comerciantes cuando se desee referir a los vendedores o a los compradores de manera indistinta.

Vale la pena observar que, bajo información simétrica (suponiendo que todos los grupos de comerciantes desconocen la calidad de cualquier bien comercializado), si c_{ECO} es inferior a c_{STD} , entonces solo se comercializarían los bienes ecoeficientes, ya que los productores estándares simplemente no serían capaces de competir con los ecoeficientes.

En efecto, en un contexto en el que todos los comerciantes conozcan las calidades de todos los bienes, bastaría que $p_{ECO} < p_{STD} \frac{\varphi_{ECO}}{\varphi_{STD}}$ (y que, a su vez, $\frac{p_{ECO}}{\varphi_{ECO}} < 1$) para que en un equilibrio competitivo cualquier comprador prefiera destinar todo su ingreso disponible solamente para la adquisición bienes de tipo ecoeficientes. Adicionalmente, aun cuando el contexto vigente sea uno de información asimétrica (en el cual los compradores no sean capaces de diferenciar a los bienes, pero los vendedores conozcan la calidad de los suyos), la desigualdad $c_{ECO} < c_{STD}$ también garantizaría que los vendedores de bienes estándares se abstengan del mercado, ya que una vez más no serían capaces de competir en precios. Por lo tanto, dado que si c_{ECO} es inferior a c_{STD} jamás se comercializarían bienes de calidad estándar (lo que seguramente sería incompatible con la realidad actual y haría redundante al problema propuesto por esta tesis), este trabajo se enfocará en el caso particular de que $c_{ECO} \geq c_{STD}$.

Antes de proceder con el análisis, cabe aclarar que se definirá como escenario con información simétrica a aquel en el cual todos los vendedores puedan informar de forma creíble (y efectivamente lo hagan) a los compradores sobre la calidad de sus bienes, de manera tal que tanto los vendedores como los compradores puedan conocer a la calidad de cualquier bien ofrecido en el mercado. En tal escenario, las funciones de demanda de los compradores dependerían del valor de $\min\left\{\frac{p_{STD}}{\varphi_{STD}}; \frac{p_{ECO}}{\varphi_{ECO}}; 1\right\}$. En particular, caso $\min\left\{\frac{p_{STD}}{\varphi_{STD}}; \frac{p_{ECO}}{\varphi_{ECO}}\right\} > 1$, entonces los compradores utilizarían todo su ingreso disponible para comprar “otras mercancías”; mientras que cuando $\min\left\{\frac{p_{STD}}{\varphi_{STD}}; \frac{p_{ECO}}{\varphi_{ECO}}\right\} = 1$ se encontrarían indiferentes entre consumir “otras mercancías” o cualquier variedad del bien. Por lo anterior, el presente trabajo se concentrará en el caso en que $\min\left\{\frac{p_{STD}}{\varphi_{STD}}; \frac{p_{ECO}}{\varphi_{ECO}}\right\} < 1$, en el cual los consumidores destinarían todo su ingreso disponible

a la compra de los bienes ecoeficientes y estándares según las siguientes funciones de demanda agregadas:

$$D^{STD}(p_{STD}; p_{ECO}; Y) = \begin{cases} \frac{Y}{p_{STD}} & \text{si } \frac{p_{STD}}{p_{ECO}} < \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}} \\ \left[0; \frac{Y}{p_{STD}}\right] & \text{si } \frac{p_{STD}}{p_{ECO}} = \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}} \\ 0 & \text{si } \frac{p_{STD}}{p_{ECO}} > \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}} \end{cases} \quad (29)$$

$$D^{ECO}(p_{STD}; p_{ECO}; Y) = \begin{cases} \frac{Y}{p_{ECO}} & \text{si } \frac{p_{STD}}{p_{ECO}} > \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}} \\ \left[0; \frac{Y}{p_{ECO}}\right] & \text{si } \frac{p_{STD}}{p_{ECO}} = \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}} \\ 0 & \text{si } \frac{p_{STD}}{p_{ECO}} < \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}} \end{cases} \quad (30)$$

Considerando un mercado perfectamente competitivo, en equilibrio sucedería que $p_{ECO} = c_{ECO}$ y $p_{STD} = c_{STD}$, debido a la competencia en precio, con lo cual la relación entre $\left\{\frac{c_{STD}}{\varphi_{STD}}; \frac{c_{ECO}}{\varphi_{ECO}}\right\}$ determinaría cuales bienes se comercializarían en el mercado. En particular, teóricamente, cuando ocurra que en equilibrio los bienes de tipo *ECO* sean exactamente $\frac{\varphi_{ECO}}{\varphi_{STD}}$ veces más caros que los bienes de tipo *STD* (lo que sucedería cuando $\frac{\varphi_{ECO}}{\varphi_{STD}} = \frac{c_{ECO}}{c_{STD}}$), ambos tipos de bienes se comercializarían, sin que haya preferencia alguna por cualquiera de ellos.

Alternativamente, para el escenario con información asimétrica este trabajo supondrá, en línea con el trabajo de Akerlof, que los compradores no tendrían como saber de antemano cual es la calidad del producto que están adquiriendo, mientras que los vendedores conocen perfectamente la calidad de sus bienes. Con lo cual, los compradores, debido a sus características de optimizadores von Neumann-Morgenstern, maximizarían la utilidad esperada otorgada por su elección de consumo. (Akerlof, 1970) Esto llevaría a que los compradores estimen la calidad de cada bien que compren en función de la calidad esperada en el mercado, la cual estaría comprendida en el conjunto $[\varphi_{STD}; \varphi_{ECO}]$.

En particular, se podría suponer que los compradores conocen (a partir de investigaciones proveídas por terceros) el hecho de que $N_V = N_{STD} + N_{ECO}$ y que, por esta razón, estimen que con probabilidad $\frac{N_{STD}}{N_V}$ comprarían el bien de un vendedor estándar y que con probabilidad $\frac{N_{ECO}}{N_V}$ comprarían de un vendedor de ecoeficiente. En dicho contexto, los compradores estimarían que (caso consideren que, al comprar un bien, el evento de que lo esté comprando de algún vendedor determinado sea equiprobable respecto de los demás) la calidad de cada bien que compren sería de $\frac{\varphi_{STD}N_{STD} + \varphi_{ECO}N_{ECO}}{N_V} \in (\varphi_{STD}; \varphi_{ECO})$. No obstante, para evitar supuestos innecesarios, se considerará genéricamente que los compradores asignarían la probabilidad $e \in [0; 1]$ a que un determinado vendedor sea de tipo ecoeficiente y la probabilidad complementaria “s” a que sea de tipo estándar. Por lo tanto, los compradores estimarían que el valor de cada bien que compren, en términos de utilidad, sería de $e\varphi_{ECO} + s\varphi_{STD} = \vartheta$, con ϑ cumpliendo que $\vartheta \in [\varphi_{STD}; \varphi_{ECO}]$. Consecuentemente, los compradores estarían dispuestos a pagar por cada unidad adquirida del bien un precio $p \leq \vartheta$. El cual, por definición, cumpliría con $\vartheta > 1$, ya que por definición $\varphi_{ECO} > \varphi_{STD} > 1$.

En primer lugar, cabría analizar el contexto en el cual los compradores no conozcan los valores de c_{ECO} y de c_{STD} . En dicho caso, el valor de ϑ podría pertenecer (para alguna combinación de φ_{STD} y φ_{ECO} , tal que, por ejemplo, $\varphi_{STD} \in [c_{STD}; c_{ECO}]$ y que φ_{ECO} no sea muy superior a c_{ECO}) al rango $[c_{STD}; c_{ECO})$, lo que implicaría que la asimetría informativa excluiría a los vendedores ecoeficientes, ya que solamente los de tipo estándar podrían competir en dicho mercado. Caso $\vartheta \geq c_{ECO}$ y $c_{ECO} = c_{STD}$, ambos tipos de vendedores estarían activos en el mercado, pero la distribución de las participaciones de mercado de los vendedores diferiría considerablemente del caso con información simétrica. Mientras que si $\vartheta < c_{STD}$, lo que implicaría que $\varphi_{STD} < c_{STD}$ y

que los vendedores estándares no hubiesen estado activos en un escenario con información simétrica, ningún vendedor optaría por participar del mercado de dicho bien. Ello a pesar de que $\vartheta < c_{STD}$ podría ser compatible con $c_{ECO} < \varphi_{ECO}$, lo que implicaría que algunas de las condiciones necesarias para la posibilidad de la existencia de un comercio mutuamente ventajoso entre los vendedores ecoeficientes y los compradores estarían dadas. Sin embargo, cabe observar que por más que $\vartheta \geq c_{ECO}$, en un equilibrio con información asimétrica (en el cual los compradores califican a todos los bienes de igual manera) los vendedores competirían en precio, lo que implicaría que el precio vigente sería c_{STD} . Ello, a su vez, garantizaría que los vendedores ecoeficientes no participarían del mercado para todo valor de c_{ECO} tal que $c_{ECO} > c_{STD}$.

Por lo tanto, la asimetría informativa reduciría, por un lado, el bienestar de los consumidores, que en los únicos casos en los cuales se comercializarían ambas calidades de bienes (cuando $\vartheta > c_{ECO}$ y $c_{ECO} = c_{STD}$) comprarían a los bienes sin que realmente conozcan sus respectivas calidades. Ello, a pesar de que, en promedio, significaría que los consumidores estarían recibiendo un valor no necesariamente por debajo del que pagarían, podría implicar en una distribución ineficiente de la facturación entre los vendedores. Por otro lado, la asimetría informativa generaría que, independientemente del valor de ϑ , siempre que $c_{ECO} > c_{STD}$ los vendedores ecoeficientes serían indebidamente excluidos del mercado.

Alternativamente, se podría suponer que los compradores conozcan los valores de c_{ECO} y de c_{STD} , a pesar de desconocer la calidad de cada bien en particular o el tipo de cada vendedor. En un primer caso, podría ocurrir que $\vartheta < c_{STD}$ y que, entonces, ningún tipo de vendedor estaría dispuesto a comercializar bienes en dicho mercado. En el segundo caso, si $\vartheta \in [c_{STD}; c_{ECO})$, solamente los vendedores de tipo estándar comercializarían bienes en dicho mercado. Sin embargo, anticipando dicho evento, los

compradores se limitarían a pagar como mucho φ_{STD} por cada unidad adquirida, ya que sabrían que la calidad media del mercado sería φ_{STD} . Por último, en el tercer caso, si ϑ es superior a c_{ECO} , entonces ambos tipos de vendedores estarían activos en el mercado.

En paralelo, se podría incluir la posibilidad de que los potenciales vendedores entrantes (es decir, aquellos que, jamás hayan participado de dicho mercado, pero que evalúen hacerlo), de ambos tipos, también contribuyan para al número total de vendedores N_V . En dicho caso, además de lo previamente señalado, la asimetría informativa podría llevar a la exclusión del mercado de los potenciales nuevos vendedores de tipo ecoeficiente, que teóricamente podrían pasar a estar activos en algún momento. Cabe señalar que contemplar esta posibilidad no implicaría una contradicción al carácter estático del juego, ya que, como mencionado en la [3.1](#), este juego podría considerarse como un juego dinámico repetido.

Se podría considerar también que, más en sintonía con en el mundo real, caso los compradores efectivamente conozcan los valores de c_{ECO} y de c_{STD} , entonces podrían observar que aquellos vendedores que alguna vez (en un marco de juego repetido) aceptaron comercializar al precio de equilibrio $p = c_{STD}$ serían inequívocamente de tipo estándar. Por lo tanto, en las futuras ocasiones que deseen comprar bienes en el mercado ya sabrían (en teoría), de antemano, como identificar a buena parte de los vendedores estándares. Sin embargo, existen algunos problemas relacionados a dicha línea de pensamiento. En primer lugar, dando continuidad dicho raciocinio, los vendedores estándares, anticipando la futura reacción de los compradores, podrían optar por no salir a vender cuando $p = c_{STD}$, dado que su costo de oportunidad sería nulo y podrían, de esta forma, aprovecharse del beneficio de en los períodos siguientes poder ser potencialmente clasificados (erróneamente) como ecoeficiente.

A modo de síntesis, se podría señalar que el factor más importante para garantizar la presencia activa de vendedores ecoeficientes en el mercado es por medio de posibilitar que dichos vendedores puedan convencer efectivamente a los compradores de que los bienes que comercializan son de calidad φ_{ECO} . Teóricamente, la implementación de los IA-H en dicho mercado debería ser capaz de solucionar a los problemas provenientes de la información asimétrica, ya que permitiría que los consumidores conozcan mejor a la calidad ambiental de los bienes que consideren adquirir. El presente trabajo buscará comprender si ello sería efectivamente así.

4.1.2 Relación del modelo de Akerlof con la huella de carbono y la huella ecológica

El presente desarrollo tiene como objetivo analizar la eficacia de la utilización de los IA-H como mecanismo de transmisión de información (respecto del nivel de ecoeficiencia asociado al ciclo de vida de bienes y a las actividades económicas, en un determinado período, de agentes) que permita subsanar el problema de selección adversa señalado en la sección [4.1.1](#), el cual ocurre como consecuencia de la asimetría informativa en un mercado con bienes de diferentes calidades ambientales. Adicionalmente, en línea con el elaborado por Campos Lopes, se buscará analizar a los potenciales efectos deseados y secundarios de la aplicación de los IA-H como tal mecanismo. (Campos Lopes, 2017) Para ello, a modo de simplificación, se reduce el universo de análisis a un solo bien, el cual sería elaborado y comercializado por agentes hipotéticos (los vendedores) que participen de un único sector económico y producirían solamente al bien analizado. De esta manera, el desarrollo de esta sección podrá concentrarse en las decisiones estratégicas que determinen las elecciones de los compradores. Tal como señalado en la sección [4.1.1](#), suponer un marco en el cual se elabore y comercialice a un

solo bien sería equivalente a conjeturar que $\min\left\{\frac{\varphi_{ECO}}{c_{ECO}}; \frac{\varphi_{STD}}{c_{STD}}\right\} > 1$, dado que dicha condición garantizaría que los compradores jamás demandarían cantidades positivas de otras mercancías. Cabe observar que con $\frac{\varphi_{STD}}{c_{STD}} > 1$ ya se garantizaría que los compradores no adquirirían cantidades positivas de otras mercancías, sin embargo no sería suficiente para garantizar a la posibilidad de comercio espontaneo de bienes de calidad ecoeficiente si $c_{ECO} > c_{STD}$.

En este marco, donde todos los agentes son (por definición) similares y comparables, se buscará determinar si los IA-H efectivamente lograrían informar mejor a las partes interesadas sobre la calidad ambiental de los bienes transados (y de los agentes) y, como consecuencia de ello, promover una mayor ecoeficiencia en su producción, transporte y consumo. A su vez, y a diferencia de lo desarrollado por Campos Lopes, en el presente análisis los vendedores poseen un determinado nivel de ecoeficiencia definido exógenamente, el cual no puede ser afectado en el horizonte temporal bajo análisis. Inversamente, en su trabajo, Campos Lopes supuso que la implementación de los IA-H serviría como herramienta para que los decisores promuevan inversiones tecnológicas que permitirían a los productores mejorar sus respectivos niveles de ecoeficiencia, lo que, dada la unión de la asimetría informativa con el problema de agencia, generaría un escenario de riesgo moral. (Campos Lopes, 2017)

Campos Lopes, en su trabajo, supuso también que la las evaluaciones de los niveles de IA-H de los vendedores se haría de manera obligatoria y a un costo despreciable. (Campos Lopes, 2017) Particularmente, el primero de estos supuestos resultaba lógico en el contexto analizado en su trabajo, el cual buscaba evaluar la relación entre un principal y los agentes, posterior al establecimiento de un contrato entre las partes. El segundo supuesto, a pesar de útil y simplificador, podría ser dispensable. No

obstante, dado que no existen indicios de que los costos de las evaluaciones de los niveles de IA-H estén relacionadas con las decisiones marginales de cantidades a producir de los vendedores (a pesar de que podrían estar relacionadas con las escalas de producción elegidas, o bien con el sector económico del agente), éstos podrían ser consideradas como fijos respecto del nivel de producción y, por lo tanto, no afectarían a las elecciones de producción en el margen. Adicionalmente, cuando suficientemente bajos, dichos costos fijos tampoco afectarían las decisiones de los agentes de participar en los mercados.

Otra diferencia, respecto de lo analizado por Campos Lopes, es que el presente trabajo no supone la existencia de un contrato entre los agentes y un principal, permitiendo, consecuentemente, que las evaluaciones de los niveles de IA-H sean facultativas. (Campos Lopes, 2017) Sin embargo, como consecuencia de relajar dicho supuesto, resulta necesario especificar qué sucedería con aquellos vendedores que no realicen dicha evaluación. Una posible alternativa sería asumir que los vendedores que no evalúen a sus niveles de IA-H tengan a sus bienes considerados como de la peor calidad ambiental posible, lo que implicaría que un vendedor solamente realizaría dicha evaluación caso considere que por medio de ella pueda posicionar a sus productos de manera estrictamente mejor que la peor calidad ambiental posible.

Con el objetivo de simplificar el análisis, y suponiendo que el costo para la realización de dichas evaluaciones es lo suficientemente chico y fijo (respecto de la elección de la cantidad producida), este trabajo considerará, sin pérdida de generalidad, que las evaluaciones de los niveles de IA-H se realizarían de manera obligatoria. Ello dado que, en un contexto donde estas evaluaciones sean facultativas, todos los vendedores cuyos bienes recibirían una percepción de ecoeficiencia mejor que la mínima elegirían, indiscutiblemente, realizar la evaluación de sus niveles de IA-H; mientras que aquellos vendedores cuyos bienes hubieran sido clasificados como de calidad ambiental igual a la

mínima se encontrarían indiferentes entre realizar dicha evaluación y no hacerlo. Con lo cual, dado los supuestos de este trabajo, los beneficios de los vendedores y la clasificación ambiental de sus bienes no cambiaría entre los contextos con evaluaciones obligatorias o facultativas.

A continuación, se considerará que a las características descritas en el modelo presentado en la sección [4.1.1](#) se agrega el hecho de que todos los vendedores realizan la evaluación de sus respectivos niveles de IA-H, informando sus resultados a todas las partes interesadas. En particular, se supondrá que tal evaluación se realiza a un costo nulo y que los consumidores depositan plena confianza en los resultados otorgados por dichas evaluaciones. Adicionalmente, en línea con lo propuesto por Campos Lopes y con el afán de permitir una mayor similitud con la realidad, en esta sección se supondrá que ambos tipos de vendedores pueden ser de sub-tipo muy integrado verticalmente (M, en adelante) o de sub-tipo poco integrado verticalmente (P, en adelante). (Campos Lopes, 2017) Por lo tanto, existen cuatro variedades de vendedores: los de tipo estándar y sub-tipo M; los de tipo estándar y sub-tipo P; los de tipo ecoeficiente y sub-tipo P; los de tipo ecoeficiente y sub-tipo M. Vale la pena señalar que, en línea con lo supuesto por Campos Lopes, a pesar de que en una situación más realista los vendedores con mayor nivel de integración vertical hayan preferido integrarse en algún momento del pasado, en este trabajo se considerará que los agentes de sub-tipo M no perciben ninguna ventaja, o desventaja, productiva (en lo relativo a sus costos para adquisición de insumos, por ejemplo) proveniente de su mayor integración vertical. (Campos Lopes, 2017)

En lo que sigue de la presente sección, se considerará que existen $N_{ECO}^M \geq 2$ vendedores ecoeficientes de sub-tipo M y $N_{ECO}^P \geq 2$ de sub-tipo P; a la vez que existen $N_{STD}^M \geq 2$ vendedores estándares de sub-tipo M y $N_{STD}^P \geq 2$ de sub-tipo P. La suma de los vendedores ecoeficientes es N_{ECO} y la de los vendedores estándares es N_{STD} . Además,

tal como supuesto por Campos Lopes, se conjeturará que el proceso productivo del único bien final comercializado está compuesto por una cadena de valor conformada por tres eslabones. En el eslabón 1 se realiza la elaboración del bien final, en el eslabón 2 se produce la energía utilizada en la elaboración del bien final y, por último, en el eslabón 3 se obtienen y se transportan los insumos no energéticos utilizados para la producción del bien final. El eslabón 3 incluye también a los niveles de IA-H asociados al consumo energético de la obtención y del transporte de los materiales utilizados para la producción del bien final. Los vendedores de sub-tipo M controlan accionariamente a los eslabones 1 y 3 de su proceso productivo, mientras que los de sub-tipo P controlan solamente a su eslabón 1. (Campos Lopes, 2017)

Por lo tanto, tal como observado por Campos Lopes, dada las vigentes metodologías de contabilización de los IA-H, los niveles de IA-H asociados al eslabón 2 se clasificarían (para todas las variedades de vendedores) como niveles de IA-H de alcance 2 y se deberían contabilizar de manera obligatoria. Sin embargo, para un agente de sub-tipo P el eslabón 3 se clasificaría como de alcance 3 (el cual se contabilizaría de manera facultativa), mientras que para un agente de sub-tipo M el eslabón 3 sería clasificado como de alcance 2 (el cual se contabilizaría de forma obligatoria). Como resultado de ello, se considerará que los agentes de sub-tipo M contabilizarían los niveles de IA-H de todos los tres eslabones de la cadena de valor, mientras que los de sub-tipo P no contabilizarían a sus respectivos niveles del eslabón 3. (Campos Lopes, 2017) Adicionalmente, se supondrá, de manera simplificadora, que los niveles de IA-H relativos al acto de consumo de un bien, los cuales serían considerados como de alcance 3 por ambos tipos de vendedores, independientemente de su sub-tipo, son exógenos e iguales para ambas calidades de bienes y que no hay nada que los vendedores puedan hacer (en el horizonte temporal de los juegos analizados en el presente trabajo) para modificarlo.

Por esta razón, en el análisis desarrollado a continuación, no se estudiará los niveles de IA-H relativos a los actos de consumo.

Por último, manteniendo el paralelismo con el trabajo Campos Lopes, se supondrá que un vendedor de tipo estándar poseería un nivel de IA-H/u asociado al eslabón j igual a $\overline{\mu}_j \in \mathfrak{R}_+$, de manera que el conjunto de niveles de IA-H/u por cada eslabón de su proceso productivo sería $\{\overline{\mu}_1; \overline{\mu}_2; \overline{\mu}_3\}$. A su vez, un vendedor de tipo ecoeficiente poseería un nivel de IA-H/u asociado al eslabón j igual a $\underline{\mu}_j > 0$, de manera que el conjunto de niveles de IA-H/u por cada eslabón de su proceso productivo sería $\{\underline{\mu}_1; \underline{\mu}_2; \underline{\mu}_3\}$. Además, se considerará que $\underline{\mu}_j < \overline{\mu}_j \forall j$ y que, debido a los hallazgos de la literatura, son válidas las siguientes desigualdades: $\overline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j$ y $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$. (Barnett, Barraclough, Becerra, & Nasuto, 2013; Pandey, Agrawal, & Pandey, 2011; Campos Lopes, 2017)

Por lo anterior, el nivel real de IA-H/u de un vendedor de tipo estándar es $\sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$, mientras que el nivel real de IA-H/u de un vendedor de tipo ecoeficiente es $\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$. Sin embargo, debido a las actuales metodologías de contabilización, sucedería que el nivel de IA-H/u resultante de una evaluación (el cual, en lo que sigue de este trabajo, se denominará como nivel de IA-H/u informado y se identificará por medio de ξ) cambiaría según el sub-tipo de cada vendedor, por más que sean de un igual tipo. Los compradores, a su vez, en función del valor ξ alcanzado por cada uno, clasificarían a los vendedores dicotómicamente como comerciantes de bienes de calidad estándares o como comerciantes de bienes de calidad ecoeficiente. En particular, para realizar tal clasificación este trabajo supondrá que los compradores utilizarían un criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien, el cual (en función de su rigurosidad) estaría asociado a un umbral χ , cuyo valor cumple con $\chi \in \mathfrak{R}_+$. Si un determinado

vendedor posee su valor de ξ no superior al umbral χ , entonces es considerado por todos los compradores (incuestionablemente) como un vendedor ecoeficiente, mientras que, en caso contrario, será considerado indudablemente como de tipo estándar.

Dado los supuestos de este trabajo, un vendedor de tipo estándar y sub-tipo M obtendría un nivel de IA-H/u informado igual a:

$$\xi_{STD}^M = \sum_{j=1}^3 \overline{\mu_j}, \quad (31)$$

Un vendedor de tipo estándar y sub-tipo P obtendría un nivel de IA-H/u informado igual a:

$$\xi_{STD}^P = \sum_{j=1}^2 \overline{\mu_j}, \quad (32)$$

Un vendedor de tipo ecoeficiente y sub-tipo M obtendría un nivel de IA-H/u informado igual a:

$$\xi_{ECO}^M = \sum_{j=1}^3 \underline{\mu_j}, \quad (33)$$

Por último, un vendedor de tipo ecoeficiente y sub-tipo P obtendría un nivel de IA-H/u informado igual a:

$$\xi_{ECO}^P = \sum_{j=1}^2 \underline{\mu_j}. \quad (34)$$

En la comparación del nivel de IA-H/u informado de cada tipo de vendedor, se puede observar que dado un igual sub-tipo, ocurriría que los vendedores de tipo ecoeficiente obtendrían un menor nivel de IA-H/u asociado que los de tipo estándar (es decir, $\xi_{ECO}^M < \xi_{STD}^M$ y $\xi_{ECO}^P < \xi_{STD}^P$). A su vez, al comparar el nivel de IA-H/u resultante de los distintos sub-tipos de un igual tipo de vendedor se puede observar que, a pesar de poseer idénticos niveles reales de IA-H/u, los de sub-tipo P siempre obtienen menor nivel de IA-H/u resultante que los de sub-tipo M ($\xi_{ECO}^P < \xi_{ECO}^M$ y $\xi_{STD}^P < \xi_{STD}^M$). Adicionalmente, si, como mencionado en la sección [2.4.1](#), el peso de los niveles de IA-H

asociados al alcance 3 (en este trabajo relacionados con el del eslabón 3, al menos para los vendedores de sub-tipo P) es superior a la suma de los niveles relativos a los eslabones 1 y 2, ello implicaría que $\bar{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j$ y que $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$.

Con lo cual, dado el peso que suele tener el alcance 3, no sería ilógico realizar el siguiente supuesto simplificador $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j$. Alternativamente, se podría considerar válida la conjetura, menos exigente, de que $\underline{\mu}_3 > \left(\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j - \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j \right)$, ya que (dado el supuesto de que $\underline{\mu}_3 > \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$) para que ello ocurra bastaría suponer que los niveles de IA-H/u conjuntos de los eslabones 1 y 2 de un vendedor de tipo ecoeficiente sean superiores a la mitad de los niveles de IA-H/u provenientes de la suma dichos eslabones para un vendedor ecoeficiente (es decir, que: $\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j > \frac{1}{2} \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j$). Como consecuencia de cualquiera de dichos supuestos, debido a que $\sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j < \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j = \underline{\mu}_3 + \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$, se obtendría que $\xi_{STD}^P < \xi_{ECO}^M$.

De manera general, por lo tanto, los niveles de IA-H/u provenientes de las evaluaciones realizadas por los vendedores serían clasificados de la siguiente manera:

$$\xi_{ECO}^P < \xi_{STD}^P < \xi_{ECO}^M < \xi_{STD}^M \quad (35)$$

Antes de analizar los efectos de la elección de χ por parte de los compradores, cabe recordar que (en línea con lo argumentado en la sección 4.1.1) este trabajo se enfocará en el caso particular de que el costo marginal de producción de los vendedores (el cual, debido al supuesto de ausencia de costos fijos, es igual al costo unitario) es constante y respeta la siguiente desigualdad $c_{ECO} \geq c_{STD}$. Es importante señalar también que, teniendo en cuenta a los niveles de IA-H/u considerados en esta sección para los bienes de cada tipo de vendedor, las demandas agregadas correspondientes al escenario simétrico descrito en las ecuaciones 29 y 30 (sección 4.1.1) serían tales que cuando

$\frac{c_{STD}}{c_{ECO}} < \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$ la cantidad de bienes comercializada, en equilibrio, es la máxima y su

elaboración se realiza con el mayor nivel real de IA-H/u posible. Inversamente, cuando

$\frac{c_{STD}}{c_{ECO}} > \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$, entonces la cantidad de bienes transada en el equilibrio simétrico es la mínima

y con el menor nivel real de IA-H/u posible. Cuando la razón entre c_{STD} y c_{ECO} es igual

a la entre φ_{STD} y φ_{ECO} , entonces, en equilibrio, la cantidad de bienes vendidos en el

mercado y el correspondiente nivel real de IA-H/u promedio serían una combinación

convexa entre aquellos de las dos situaciones descriptas anteriormente.

Paralelamente, en el equilibrio correspondiente al escenario asimétrico de la sección [4.1.1](#), caso los compradores desconozcan los valores de c_{STD} y c_{ECO} , se generarían

las siguientes cantidades demandadas para cada calidad del bien:

$$D^{STD} = \begin{cases} \frac{Y}{c_{STD}} & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} < c_{ECO} \\ \left[0; \frac{Y}{c_{STD}}\right] & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} = c_{ECO} \\ 0 & \text{si } \vartheta \in [0; c_{STD}) \text{ y } c_{STD} \leq c_{ECO} \end{cases} \quad (36)$$

$$D^{ECO} = \begin{cases} 0 & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} < c_{ECO} \\ \left[0; \frac{Y}{c_{STD}}\right] & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} = c_{ECO} \\ 0 & \text{si } \vartheta \in [0; c_{STD}) \text{ y } c_{STD} \leq c_{ECO} \end{cases} \quad (37)$$

Inversamente, caso los compradores conozcan los valores de c_{STD} y c_{ECO} , entonces serían capaces de identificar correctamente (cuando $c_{STD} < c_{ECO}$) a un vendedor

que venda a un precio inferior a c_{ECO} como de tipo estándar. Por esta razón, en este caso,

cuando $\vartheta \in [c_{ECO}; \varphi_{ECO}]$ los vendedores de tipo estándar jamás venderían al precio c_{STD}

(ya que, por más que al realizar este desvío potencialmente podrían vender una mayor

cantidad de bienes y obtener una mayor participación de mercado, su beneficio por unidad

vendida, al igual que su beneficio total, sería nulo). En este caso, las cantidades

demandadas por los compradores, de manera agregada y en equilibrio, serían:

$$D^{STD} = \begin{cases} \left[0; \frac{Y}{c_{ECO}}\right] & \text{si } \vartheta \in [c_{ECO}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} < c_{ECO} \\ \frac{Y}{c_{STD}} & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; c_{ECO}) \text{ y } c_{STD} < c_{ECO} \\ \left[0; \frac{Y}{c_{STD}}\right] & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} = c_{ECO} \\ 0 & \text{si } \vartheta \in [0; c_{STD}) \text{ y } c_{STD} \leq c_{ECO} \end{cases} \quad (38)$$

$$D^{ECO} = \begin{cases} \left[0; \frac{Y}{c_{ECO}}\right] & \text{si } \vartheta \in [c_{ECO}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} < c_{ECO} \\ 0 & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; c_{ECO}) \text{ y } c_{STD} < c_{ECO} \\ \left[0; \frac{Y}{c_{STD}}\right] & \text{si } \vartheta \in [c_{STD}; \varphi_{ECO}] \text{ y } c_{STD} = c_{ECO} \\ 0 & \text{si } \vartheta \in [0; c_{STD}) \text{ y } c_{STD} \leq c_{ECO} \end{cases} \quad (39)$$

Una diferencia fundamental entre ambos casos ocurre cuando ϑ pertenece al intervalo $[c_{ECO}; \varphi_{ECO}]$ y $c_{STD} < c_{ECO}$. En tal caso, cuando los valores de c_{STD} y c_{ECO} no son conocidos, en equilibrio se venden un total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes, todos de calidad estándar; mientras que, cuando son conocidos, se vende $\frac{Y}{c_{ECO}}$ bienes, cuya calidad se distribuiría aleatoriamente entre estándar y ecoeficiente. Por lo tanto, la cantidad total vendida en equilibrio habría disminuido, al tiempo que el nivel real de IA-H/u promedio también podría haber bajado.

A continuación, en las tablas 1 y 2, se detallan las cantidades y los niveles reales de IA-H/u promedio de equilibrio relativos a los escenarios de información asimétrica analizados en la sección [4.1.1](#), para los casos en los cuales la cantidad comercializada de bienes, en equilibrio, sea superior a cero. En la tabla 1 los resultados son los relativos al caso en que los valores de c_{ECO} y c_{STD} no son conocidos por los compradores, mientras que en la tabla 2 dichos valores se suponen conocidos.

Tabla 1: Cantidades y niveles reales promedio de IA-H/u de equilibrio sin la utilización de los IA-H, con asimetría informativa y con c_{ECO} y c_{STD} no conocidos.

Costos \ Rango de ϑ	$c_{ECO} = c_{STD}$	$c_{STD} < c_{ECO}$
$[c_{ECO}; \varphi_{ECO}]$	$\frac{Y}{c_{STD}} ; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$	$\frac{Y}{c_{STD}} ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$
$[c_{STD} ; c_{ECO})$	-	$\frac{Y}{c_{STD}} ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$

Tabla 2: Cantidades y niveles reales de IA-H/u promedio de equilibrio sin la utilización de los IA-H, con asimetría informativa y con c_{ECO} y c_{STD} conocidos.

Costos \ Rango de ϑ	$c_{ECO} = c_{STD}$	$c_{STD} < c_{ECO}$
$[c_{ECO}; \varphi_{ECO})$	$\frac{Y}{c_{STD}} ; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$	$\frac{Y}{c_{ECO}} ; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$
$[c_{STD} ; c_{ECO})$	-	$\frac{Y}{c_{STD}} ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$

También, a modo de comparación, en la tabla 3 se expondrán las cantidades y los niveles reales de IA-H/u promedio de equilibrio (cuando las cantidades comercializadas sean superiores a cero) relativos al escenario de información simétrica analizado en la sección [4.1.1](#), en el cual todos los comerciantes conocen a la calidad de todos los bienes.

Tabla 3: Cantidades y niveles reales de IA-H/u promedio de equilibrio sin la utilización de los IA-H, con simetría informativa respecto a la calidad ambiental.

Costos	$c_{ECO} = c_{STD}$	$c_{ECO} > c_{STD}$
	$\frac{Y}{c_{STD}}; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$	$\left[\frac{Y}{c_{ECO}}; \frac{Y}{c_{STD}} \right]; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$

Donde, en la tabla 3, al igual que posteriormente en la tabla 4, los resultados de tipo $\left[\frac{Y}{c_{ECO}}; \frac{Y}{c_{STD}} \right]; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$ corresponden al caso en el cual los compradores elegirían entre el bien ecoeficiente o el bien estándar según cual sea la relación entre el precio relativo $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}}$ y la tasa marginal de sustitución $\frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$. Es decir, el resultado podría ser tanto el de menor nivel real de IA-H agregado (cuando $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}} > \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$), o bien el de mayor nivel real de IA-H agregado (cuando $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}} < \frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$), o alguna combinación convexa de ambos casos (cuando la razón $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}}$ sea igual a $\frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$).

En lo que sigue de este trabajo se supondrá que cuando los compradores crean (y clasifiquen, por medio de los valores informados a partir de las evaluaciones de IA-H) que un bien es de alguna determinada calidad ambiental, entonces ello sería suficiente para que al consumirlo perciban (al menos imaginen percibir, en el corto plazo) la utilidad correspondiente a la calidad que creen haber adquirido. Es decir, los compradores que compren bienes con calidad ambiental diferente a la que habían considerado no serían capaces de percatarse, por medio de su acto de consumo (al menos en el corto plazo), que tal bien no era de la calidad percibida (es decir, aquella calidad que creían ser la correspondiente, según el IA-H/u informado y el umbral χ del criterio de determinación de la calidad ambiental). Dicha condición podría explicarse por el carácter estático del juego, el cual implica asumir que tanto el acto de compra como el de consumo ocurren en

un único instante, lo que impide que los compradores aprendan con las repeticiones del juego que el bien adquirido no es de la calidad considerada. A su vez, cabe recordar que, como mencionado en la sección 3.1, los impactos ambientales negativos relativos a los niveles de IA-H son dispersos geográficamente y dilatados en el tiempo, lo que hace que difícil su identificación y su atribución a alguna actividad de producción o de consumo en particular.

Paralelamente, sin pérdida de generalidad, se podría considerar que existe la posibilidad de que los compradores, eventualmente, se percaten (en un futuro no cercano y por medio de algún análisis todavía no disponible en el presente) que en realidad habían consumido un bien de calidad inferior a la que consideraban; en tal caso, cuando se enteren de ello, podrían percibir una desutilidad que corrija a la incorrecta utilidad que habían ganado. Sin embargo, es clave el supuesto de que, en el momento que adquirir sus bienes, todos los compradores (indebidamente) están totalmente seguros de que su criterio de identificación es infalible.

Procediendo con verificar los efectos de la elección de χ por parte de los compradores, se puede observar que caso elijan $\chi \in \left[0; \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j\right)$, entonces ningún vendedor sería clasificado como de tipo ecoeficiente, ya que χ sería menor que ξ_{ECO}^P , el menor nivel de IA-H/u informado posible. Consecuentemente, debido a la clasificación idéntica otorgada a todos los bienes, solamente si $c_{ECO} = c_{STD}$ (y ambos no superiores a φ_{STD}) los vendedores de tipo ecoeficientes serían capaces de competir en precio con los de tipo estándar; en cuyo caso, ambos bienes se venderían en el mercado a un precio igual a c_{STD} , lo que en equilibrio implicaría una cantidad total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes comercializados, con respectivas calidades distribuidas aleatoriamente entre estándares y ecoeficientes, y un nivel real de IA-H/u promedio perteneciente al rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j\right]$. Por otro

lado, caso $c_{ECO} > c_{STD}$ (y $c_{STD} \leq \varphi_{STD}$, condición garantizada por las conjeturas previas), entonces en equilibrio solamente los bienes de calidad estándar serían vendidos, a un precio igual a c_{STD} . Ello último significaría que, en equilibrio, se venderían $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes (la mayor cantidad factible, dada la restricción presupuestaria de los compradores) y todos asociados al máximo nivel real de IA-H/u posible (es decir, $\sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j$).

Similarmente, caso los compradores elijan $\chi \in [\sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j; \infty)$, entonces simplemente todos los vendedores serían clasificados como de tipo ecoeficiente, ya que χ sería mayor que ξ_{STD}^M , el mayor nivel de IA-H/u informado. En dicho contexto, nuevamente debido a la clasificación indistinta otorgada a los bienes de diferentes calidades, los vendedores de tipo ecoeficientes elegirían producir cantidades no nulas solamente si $c_{ECO} = c_{STD}$ (dado que ambos, según las conjeturas realizados previamente, no superan el valor de φ_{ECO}). En tal caso, competirían en precio con los vendedores de tipo estándar, y en equilibrio ambos tipos de vendedores comercializarían sus bienes en el mercado a un precio $p = c_{STD}$, lo que se traduciría en una cantidad total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes comercializados, con respectivas calidades distribuidas aleatoriamente entre estándares y ecoeficientes, otorgando un nivel real de IA-H/u promedio en rango $[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j]$. Caso $c_{ECO} > c_{STD}$, los vendedores de calidad estándar ganarían la competencia en precios y expulsarían del mercado a los de calidad ecoeficiente, con lo cual, se vendería en equilibrio una cantidad total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes (la mayor factible), cada uno de ellos con el máximo nivel real de IA-H/u posible (es decir, igual a $\sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j$).

Vale la pena señalar que, en ambos casos observados arriba (en los cuales no existe diferenciación entre los bienes comercializados en el mercado), los compradores pierden la capacidad comprar a los bienes de calidad ecoeficiente, salvo cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, por

más que esta hubiese sido su única elección lógica si $\frac{\varphi_{ECO}}{c_{ECO}} > \frac{\varphi_{STD}}{c_{STD}}$. En particular, cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, en el contexto de información simétrica descrito en la sección 4.1.1, claramente ningún comprador elegiría comprar un bien de calidad estándar (ecuaciones 29 y 30), dado que sería posible adquirir, pagando un igual precio, un bien con calidad más apreciada. A su vez, en los casos mencionados arriba, cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, los vendedores de tipo ecoeficiente, a pesar de participar del mercado, se verían obligados a dividir su cuota de ventas con los de tipo estándar, que se aprovecharían de la información asimétrica para vender cantidades estrictamente positivas. Algo que, por más que no afecte la cantidad final de bienes comercializados, aumentaría a los niveles reales totales de IA-H del mercado en un orden comprendido en el rango $\left[0; \frac{Y}{c_{STD}} \left(\sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j - \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j \right) \right]$. Por último, y más llamativo aun, cuando $c_{ECO} > c_{STD}$, siempre ocurriría que los vendedores de tipo ecoeficiente serían excluidos del mercado, perjudicando a todos los comercios espontáneos que podrían haber existido entre ellos y los compradores.

Los casos en los cuales los compradores elijan el umbral del criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien en el rango $\chi \in \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \bar{\mu}_j \right)$ resultarían ser los más elaborados, ya que permitirían que los compradores clasifiquen a los bienes comercializados en el mercado por medio de diferentes niveles de calidad. A continuación, se detallarán los resultados de cada caso en particular.

En primer lugar, cuando la elección del umbral del criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien es tal que $\chi \in \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \bar{\mu}_j \right)$, el equilibrio presentaría ciertas similitudes con el desarrollado para el escenario de información simétrica descrito en la sección 4.1.1. Como consecuencia del valor elegido para el umbral, solamente los vendedores de tipo ecoeficiente y sub-tipo P tendrían sus bienes

clasificados como de calidad ecoeficiente, los cuales, como resultado de la competencia en precios entre ellos, en equilibrio venderían el bien clasificado como ecoeficiente a un precio igual a c_{ECO} . Por otro lado, los bienes proveídos por los otros vendedores, los cuales habrían sido considerados como de calidad estándar (incluidos entre ellos los vendedores de tipo ecoeficiente y sub-tipo M), serían vendidos en equilibrio a un precio igual a c_{STD} . Por lo tanto, cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, todos los vendedores encasillados en el sub-mercado de bienes considerados estándares no serían capaces de comercializar sus bienes, ya que $\varphi_{STD} < \varphi_{ECO}$ y ambos bienes se venderían a un precio igual. En este caso, en equilibrio, la cantidad de bienes comercializada sería $\frac{Y}{c_{STD}}$ (la menor factible), siendo que todos tendrían un nivel real de IA-H/u igual al mínimo posible (es decir, igual a $\underline{\sum_{j=1}^3 \mu_j}$). Consecuentemente, desde una perspectiva ambiental la situación sería inmejorable, ya que estaría asociada al mínimo nivel posible de IA-H total (agregada).

Caso la relación entre los costos sea $c_{ECO} > c_{STD}$, el equilibrio dependería de condiciones similares a las de las ecuaciones 29 y 30 de la sección 4.1.1. Los compradores elegirían entre el bien clasificado como ecoeficiente o el clasificado como estándar según cual sea la relación entre el precio relativo $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}}$ y la tasa marginal de sustitución $\frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$. Sin embargo, independientemente de cual sea dicha relación, los vendedores de tipo ecoeficiente y sub-tipo M nunca venderían cantidades positivas, ya que no podrían competir en precio con los otros vendedores cuyos bienes hayan sido considerados como estándares caso los compradores decidan comprar a esta clase de bienes. En equilibrio, la cantidad vendida sería un valor estaría comprendido en el intervalo $\left[\frac{Y}{c_{ECO}}; \frac{Y}{c_{STD}} \right]$ y el nivel real de IA-H/u promedio sería algún valor del rango $\left[\underline{\sum_{j=1}^3 \mu_j}; \overline{\sum_{j=1}^3 \mu_j} \right]$.

En segundo lugar, caso la elección del umbral del criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien sea tal que $\chi \in \left[\sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j \right)$, entonces tanto los bienes proveídos por los vendedores ecoeficientes de sub-tipo P, así como los ofrecidos por los estándares de tipo sub-P, serían considerados como de calidad ecoeficiente. A su vez, los bienes proveídos por los otros vendedores serían considerados como de calidad estándar. Consecuentemente, en equilibrio, cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, ambos sub-mercados (el de los bienes considerados ecoeficientes y el de aquellos considerados estándares) tendrían un precio idéntico e igual a c_{STD} , con lo cual solamente los vendedores cuyos bienes hayan sido clasificados como ecoeficientes serían capaces de comercializar en el mercado, ya que sus bienes obtendrían una mejor percepción en la relación costo-beneficio. En dicho caso, en equilibrio, se comercializarían un total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes, todos clasificados como de calidad ecoeficiente, y se obtendría algún nivel real de IA-H/u promedio comprendido en el rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$.

Por otro lado, cuando $c_{ECO} > c_{STD}$, en equilibrio, debido a la competencia en precios, todos los vendedores ecoeficientes (de sub-tipo P, clasificados correctamente como ecoeficientes; y de sub-tipo M, clasificados erróneamente como estándares) no venderían cantidades positivas. Ello ya que, en equilibrio, tanto los bienes clasificados como ecoeficientes, como los clasificados como estándares, se venderían a un precio igual a c_{STD} . A su vez, ello implicaría que los compradores solamente adquirirían los bienes comercializados por los vendedores de tipo estándar y sub-tipo P, ya que serían los más baratos y, a la vez, los mejor valorados en el mercado. Consecuentemente, en equilibrio, se venderían $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes, la mayor cantidad factible, y cada uno de ellos con un nivel real de IA-H/u asociado de $\sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$, el máximo posible.

En tercer lugar, caso la elección del umbral del criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien sea tal que $\chi \in \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right)$, entonces solamente los vendedores de tipo estándar y sub-tipo M tendrían sus bienes considerado como de calidad estándar, los cuales serían comercializados a un precio igual c_{STD} . Paralelamente, en el sub-mercado de los bienes considerados ecoeficientes, el precio de equilibrio, resultante de la competencia en precios, también sería c_{STD} . Por lo tanto, en este caso (al igual que en el caso anterior), los compradores jamás comprarían bienes considerados de calidad estándar, ya que podrían adquirir a un igual precio bienes de calidad más valorada. Si $c_{ECO} = c_{STD}$, en el sub-mercado de bienes considerados ecoeficientes, se comercializarían (sin que los compradores lo sepan) tanto bienes ecoeficientes como bienes estándares. Fenómeno que resultaría, en equilibrio, en la comercialización de un total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ bienes y en la obtención de un nivel real de IA-H/u promedio perteneciente al rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$.

Sin embargo, si en realidad $c_{ECO} > c_{STD}$, entonces la única variedad de bienes realmente comercializada es la de estándar, ya que ninguno de los vendedores ecoeficientes sería capaz de competir en precios con los vendedores estándares de sub-tipo P, quienes venderían bienes también considerados ecoeficientes, pero a un precio menor. Este caso, en equilibrio, implicaría la transacción de un total de $\frac{Y}{c_{STD}}$ unidades de bienes, asociadas a un nivel real de IA-H/u promedio igual a $\sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$ (el máximo posible).

En la tabla 4 se presenta una breve síntesis de las cantidades comercializadas y de los niveles reales de IA-H/u promedio de los equilibrios recién descritos, en función del umbral del criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien (es decir, en

función de χ) y de la relación entre los costos unitarios de producción de los distintos tipos de agentes.

Tabla 4: Cantidades y niveles reales de IA-H/u promedio de equilibrio, con la utilización de los IA-H, con asimetría informativa.

Costos \ Rango de χ	$c_{ECO} = c_{STD}$	$c_{ECO} > c_{STD}$
$\left[0; \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j\right)$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$
$\left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j\right)$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$	$\left[\frac{Y}{c_{ECO}}; \frac{Y}{c_{STD}}\right]; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$
$\left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right)$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$
$\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right)$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$
$\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \infty\right)$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$	$\frac{Y}{c_{STD}}; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$

Cabe observar que, cuando el nivel real de IA-H/u promedio resultante es $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$, su significado puede variar. En algunos casos quiere decir que el nivel real de IA-H/u promedio podría llegar a tomar valores en el rango $\left(\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right)$, cuando, por ejemplo, los compradores estén indecisos (indiferentes) entre adquirir bienes cuya verdadera calidad es estándar o ecoeficiente. Por otro lado, podría ocurrir también que el rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j\right]$ signifique que el nivel real de IA-H/u promedio dependerá de otros factores, como de la relación entre el precio relativo de las distintas calidades percibidas de los bienes y de su respectiva tasa marginal de sustitución. Este

último resultado, por lo general, estaría acompañado de una cantidad total de bienes comercializados, en equilibrio, perteneciente al rango $\left[\frac{Y}{c_{ECO}}; \frac{Y}{c_{STD}}\right]$.

Para evaluar a las posibles diferencias en los resultados, relativos a la cantidad producida y a los niveles reales de IA-H/u promedio, del caso con implementación de los IA-H como mecanismo de transmisión de información (respecto del nivel de ecoeficiencia) en comparación con los escenarios con información asimétrica sin el uso de los IA-H (en ambos casos, con los valores de c_{ECO} y c_{STD} desconocidos por los compradores), resulta conveniente comparar a la tabla 1 con la tabla 4. En particular, se puede observar que ambas tablas se dividen en dos posibles relaciones entre los costos de ambos tipos de agentes, la primera de ellas correspondiente a cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, y la segunda a cuando $c_{ECO} > c_{STD}$. Por lo tanto, los resultados de ambas tablas se compararán para cada uno de estos casos.

Caso $c_{ECO} = c_{STD}$, tanto en la tabla 1 como en la tabla 4, la producción agregada es siempre igual a $\frac{Y}{c_{STD}}$, la máxima factible. Por lo tanto, para comparar los niveles reales de IA-H agregado basta con verificar sus respectivos niveles promedio por unidad comercializada. Para dicho caso, el nivel real de IA-H/u promedio en la tabla 1 es un valor aleatorio en el rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j\right]$. A su vez, los resultados relativos a la tabla 4 indican que cuando $c_{ECO} = c_{STD}$ el nivel real de IA-H/u se encontrará en el rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j\right]$, salvo cuando $\chi \in \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j\right)$, ya que en tal caso el nivel correspondiente sería igual a $\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$, el menor posible. Alternativamente, cuando la relación de costos sea tal que $c_{ECO} > c_{STD}$, los resultados observados en la tabla 1 son siempre los peores posibles, desde una perspectiva ambiental, con un nivel de producción agregada igual a la máxima factible $\frac{Y}{c_{STD}}$ y un nivel real de IA-H/u promedio igual a

$\sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$, el máximo posible. Por su parte, los resultados de la tabla 4 también serían los peores posibles, salvo cuando $\chi \in \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j \right)$, ya que en dicho caso las cantidades serían algún valor del rango $\left[\frac{Y}{c_{ECO}} ; \frac{Y}{c_{STD}} \right]$, mientras que el nivel real de IA-H/u promedio sería algún valor en el rango $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$.

Por lo tanto, a pesar de no garantizar una disminución en el nivel real de IA-H/u promedio, la implementación de los IA-H como mecanismo de transmisión de información (respecto del nivel de ecoeficiencia) que busque solucionar el problema de selección adversa, sería al menos débilmente preferible respecto del escenario con información asimétrica sin su utilización, desde una perspectiva de ambiental. Ello ya que permitiría la posibilidad de situaciones con menores niveles reales de IA-H agregado. Sin embargo, es evidente que la implementación de los IA-H no es capaz de garantizar de manera inequívoca (e independiente de los niveles de χ) ni un mejor nivel de ecoeficiencia productiva, ni un menor nivel de impacto ambiental negativo agregado. Cabe señalar también que, en comparación con el escenario simétrico (sintetizado en la tabla 3), el cual se toma como marco de referencia más eficiente de todos, los resultados relativos a la implementación de los IA-H como mecanismo de transmisión de información (respecto del nivel de ecoeficiencia), para disminuir la asimetría informativa y el potencial problema de selección adversa (expuestos en la tabla 4), siempre presentarían un nivel de ecoeficiencia resultante inferior (en términos del nivel real de IA-H agregado), salvo cuando el valor del umbral χ pertenezca al rango $\left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j \right)$.

En particular, se puede notar que, si $\chi \notin \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j \right)$ y se cumple la desigualdad $c_{ECO} > c_{STD}$, el nivel de contaminación verificado en la tabla 4 (el cual es el

producto entre la cantidad producida y el nivel real de IA-H/u relativo a cada cantidad) es inequívocamente siempre el máximo posible, al tiempo que en la tabla 3 resulta ser algún valor entre $\frac{Y}{c_{ECO}} \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$ y $\frac{Y}{c_{STD}} \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j$, en función de la relación entre el precio relativo $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}}$ y la tasa marginal de sustitución $\frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$. A su vez, cuando c_{ECO} y c_{STD} sean iguales, los resultados expuestos en la tabla 3 son siempre los más ecoeficientes posibles, mientras que los de la tabla 4, salvo cuando el valor del umbral χ pertenezca al rango $\left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j \right)$, serían siempre potencialmente superiores a ello.

Es importante observar también que, cuando $\chi \in \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j \right)$, solamente los vendedores de tipo ecoeficiente y sub-tipo P tendrían sus bienes clasificados como de calidad ecoeficiente, lo que implicaría que la aplicación de los IA-H permitiría que los compradores jamás compren un bien de calidad ambiental inferior a la que creerían comprar. Adicionalmente, dado que los vendedores calificados como ecoeficientes podrían comercializar eficientemente sus bienes $p_{ECO} = c_{ECO}$, estaría garantizada su posibilidad de participar en el mercado. Sin embargo, cabe realizar la salvedad de que, a pesar de lucir bien, dicho contexto, siempre que $c_{ECO} > c_{STD}$, excluiría del mercado a todos los vendedores de tipo ecoeficiente y sub-tipo M, por más que sus niveles reales de IA-H/u y sus costos de producción sean, en realidad, idénticos a los de los vendedores de tipo ecoeficiente y sub-tipo P. Ello ocurriría como consecuencia de los criterios empleados por las actuales metodologías de contabilización de los IA-H.

Alternativamente, cuando $\chi \notin \left[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j \right)$ y $c_{ECO} > c_{STD}$, todos los vendedores ecoeficientes serían excluidos del mercado, por no poder competir en precio con los de tipo estándar, aun cuando χ les permita su correcta clasificación. A su vez, cuando c_{ECO} y c_{STD} sean iguales, se estaría en un caso en el que existirían vendedores de

ambos tipos activos en el mercado, pero sin poder diferenciar la calidad de sus respectivos bienes, algo que en cierto modo se asemejaría al caso de que $\vartheta \geq c_{ECO} = c_{STD}$ desarrollado en la sección [4.1.1](#).

Por lo tanto, similarmente a lo ocurrido en el trabajo de Campos Lopes en el escenario con elección, por parte del principal, de la rigurosidad baja para la metodología de contabilización de los IA-H (y a diferencia del escenario con elección de rigurosidad alta) la determinación de un valor óptimo para el umbral χ , tal como podría llegar a ser $\chi^* = \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j$, resultaría en un equilibrio ineficiente con, potencialmente, solamente bienes de calidad estándar siendo comercializados, en función de la relación entre c_{ECO} y c_{STD} . (Campos Lopes, 2017) Por lo tanto, parecería lógico (y óptimo) que el valor del umbral χ elegido por los compradores pertenezca al rango $[\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j]$, ya que de esta forma se garantizaría los mejores resultados posibles (equivalentes a los del caso de información simétrica), respecto tanto del nivel de ecoeficiencia productiva, como del impacto ambiental negativo.

Sin embargo, es importante señalar que para realizar la elección de χ perteneciente a este rango, debería ocurrir que, de antemano, los compradores conozcan los valores reales de $\{\underline{\mu}_1; \underline{\mu}_2; \overline{\mu}_1; \overline{\mu}_2\}$. A su vez, tendría que ser cierto que (tal como supuesto a lo largo de esta sección, respecto a la existencia de solamente dos tipos de vendedores) los vendedores que poseen niveles reales de IA-H/u relativos a los eslabones 1 y 2 iguales a $\{\overline{\mu}_1; \overline{\mu}_2\}$ posean, a su vez, un nivel relativo al eslabón 3 igual a $\{\overline{\mu}_3\}$; al tiempo que, aquellos vendedores que poseen niveles reales de IA-H/u relativos a los eslabones 1 y 2 iguales a $\{\underline{\mu}_1; \underline{\mu}_2\}$ posean, a su vez, un nivel relativo al eslabón 3 igual a $\{\underline{\mu}_3\}$. Ello ya que, de no ser así, solamente con clasificar como ecoeficientes a los vendedores con

niveles de IA-H/u informados igual a $\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j$ no necesariamente se lograría que los vendedores con el máximo nivel de ecoeficiencia, y solamente ellos, sean clasificados como tales. Por lo tanto, lograr que la implementación de los IA-H sea tal que sus resultados sean los más ecoeficientes posibles, asociados al menor nivel de impacto ambiental negativo, podría ser algo difícil, improbable y poco práctico.

A modo ilustrativo, se podría suponer también que los compradores determinan el valor de χ en función de la mediana o del promedio (entre vendedores) de los niveles de IA-H/u informados que se hayan observado en el mercado. En tal caso, seguramente se elegiría un valor de χ en el rango $(\sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j)$, lo que implicaría la división de los bienes en dos calidades. Más específicamente, caso las cantidades de vendedores de cada tipo y de cada sub-tipo sean idénticas (es decir, N_{ECO}^P , N_{STD}^P , N_{ECO}^M y N_{STD}^M sean iguales a $\frac{N_V}{4}$), entonces la mediana de sería un valor $\frac{(\xi_{STD}^P + \xi_{ECO}^M)}{2}$, lo que implicaría la elección de un χ en el rango $[\sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j)$. A su vez, bajo dicho supuesto, la media otorgaría un valor seguramente más grande que la mediana (dado que $\xi_{ECO}^P < \frac{\xi_{ECO}^M}{2}$ y que $\xi_{STD}^P < \frac{\xi_{STD}^M}{2}$), el cual podría pertenecer a $[\sum_{j=1}^2 \overline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j)$, o a $[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j)$.

El caso de la presente sección también se distinguiría del caso con información asimétrica de la sección [4.1.1](#) en tanto que, cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, sería suficiente que se cumpla que $\varphi_{ECO} \geq c_{ECO} = c_{STD}$ para que los vendedores clasificados como ecoeficientes (sean ellos, en realidad, de tipos estándares o ecoeficientes) participen del mercado. Ello ya que todos sus bienes serían percibidos como de calidad ecoeficiente, no como ϑ , el cual representaba una combinación convexa entre las diferentes calidades. Vale la pena observar también que los vendedores de calidad estándar jamás percibirían

desventaja alguna por la asimetría informativa, ya que en equilibrio siempre cobrarían al menos el valor de c_{STD} por cada unidad de bien comercializada.

Siguiendo con el paralelismo con la sección [4.1.1](#), resulta válido contemplar el caso en el cual los compradores conozcan los valores de c_{ECO} y de c_{STD} . Conocer estos valores podría ser útil a los compradores, ya que, en el equilibrio, el precio de un bien considerado ecoeficiente sería c_{ECO} , mientras que el de un bien considerado estándar sería c_{STD} . Por lo tanto, por medio de observar el precio al que venden sus bienes, los compradores podrían intuir el tipo del vendedor, dado que cualquier vendedor nunca aceptaría vender un bien por debajo de su costo marginal de producción. Consecuentemente, los únicos vendedores que podrían llegar a tener incentivos para engañar al comprador, por medio del precio que cobran, son los de calidad estándar, tanto por el hecho de que $c_{ECO} \geq c_{STD}$, como por el hecho de que serían los únicos que se beneficiarían de una percepción errónea de sus bienes.

No obstante, dado el marco considerado en esta sección, los únicos efectos de que los compradores conozcan los valores de c_{ECO} y de c_{STD} serían los siguientes. En primer lugar, cualquier variedad de vendedor que sea clasificado como ecoeficiente siempre elegiría vender sus bienes a un precio unitario igual a c_{ECO} . En segundo lugar, dado que los bienes clasificados como ecoeficientes podrían, en equilibrio, ser más caros (cuando $c_{ECO} > c_{STD}$), podrían existir casos (en función de la relación entre los ratios $\frac{p_{STD}}{p_{ECO}}$ y $\frac{\varphi_{STD}}{\varphi_{ECO}}$) en los cuales los compradores prefieran comprar bienes clasificados como de calidad estándar, cuando antes no lo hubiesen hecho. En tercer lugar, también como consecuencia de que los bienes ecoeficientes se venderían a un precio c_{ECO} , cuando $c_{ECO} > c_{STD}$ los vendedores ecoeficientes (correctamente calificados como tales) no serían automáticamente excluidos del mercado ante la presencia de vendedores de tipo estándar

clasificados (erróneamente) como ecoeficientes, lo que podría resultar (cuando los compradores elijan comprar los bienes considerados de calidad ecoeficiente), en equilibrio, en una cantidad total vendida igual a $\frac{Y}{c_{ECO}}$ bienes y a un nivel real de IA-H/u promedio en el rango de $\left[\sum_{j=1}^3 \underline{\mu}_j ; \sum_{j=1}^3 \overline{\mu}_j \right]$. Por último, merece la pena observar que, al igual que antes, un vendedor ecoeficiente considerado como estándar jamás podría vender sus bienes en escenarios con más de un tipo de calidad percibida, por más que c_{ECO} y c_{STD} sean iguales, ya que en este último caso solo se venderían los bienes clasificados como ecoeficientes.

Es útil manifestar también que, en el modelo desarrollado a lo largo de la presente sección, caso ambos grupos de comerciantes conocieran de antemano la calidad ambiental del bien, entonces se estaría en un contexto similar al de información simétrica analizado en la sección [4.1.1](#). Es decir, la particular clasificación de los vendedores en sub-tipo M o P no afectaría a los resultados del caso con información simétrica, los cuales seguirían siendo idénticas a los de la sección [4.1.1](#). Ello debido a que los sub-tipos de los vendedores no guardan relación con sus costos de producción y tampoco con la calidad de sus bienes, de manera que la competencia intra-tipos de vendedores sería trivial, mientras que la competencia inter-tipos no se vería afectada. Esta situación, equivalente al contexto de información simétrica, podría ser alcanzada si las metodologías de contabilización de los IA-H consideraran obligatoria, para todos los vendedores, la evaluación y el informe de los niveles reales de IA-H. Tal característica correspondería a la denominada rigurosidad alta, descrita por Campos Lopes en su trabajo (sección [2.5.1.1](#)). (Campos Lopes, 2017)

4.1.2.1 Variaciones

De manera alternativa, se podría haber supuesto que los $N_C \geq 2$ compradores existentes en el mercado también se dividan en dos tipos. En particular, denótese el primero de ellos como de tipo PGA, el cual se caracterizaría por preocuparse únicamente con el gasto y por no percibir o valorar la diferencia en la calidad ambiental de los bienes. A su vez, denótese como de tipo PMA al segundo tipo de compradores, los cuales se preocuparían tanto con el gasto, como con el impacto ambiental negativo de sus elecciones de consumo, y tendrían una función de utilidad similar a las utilizadas en las secciones [4.1.1](#) y [4.1.2](#), la cual valora más a los bienes de mayor calidad ambiental. Por lo tanto, el número total de compradores está conformado como $N_C = N_{PGA} + N_{PMA}$.

Más específicamente, supóngase que ambos compradores poseen la siguiente función de utilidad $U_i = y_i^{STD} + \varphi_i y_i^{ECO}$, siendo que $\varphi_{PGA} = 1$ y $\varphi_{PMA} > 1$. Consecuentemente, los consumidores PGA siempre comprarían el bien menos caro, sin que les importe el nivel de ecoeficiencia del bien. Mientras que, de manera inversa, los compradores de tipo PMA preferirían comprar un bien de calidad ecoeficiente siempre y cuando ocurra que $p_{ECO} < p_{STD} \varphi_{PMA}$. Por lo tanto, podría existir un mercado en el cual ambos productos se comercialicen en equilibrio. Realizando un paralelismo con la sección [4.1.2](#), las decisiones de compra de los consumidores de tipo PGA serían equivalentes a las tomadas por compradores que siempre elijan a un valor para el umbral χ en el rango $\left[0; \sum_{j=1}^2 \underline{\mu}_j\right)$, el cual induce a la conclusión de que todos los bienes deben ser considerados como de calidad estándar. A su vez, los consumidores de tipo PMA tendrían un comportamiento idéntico al de los consumidores de la sección [4.1.2](#).

Dejando hacia un lado la variación recién hecha sobre el lado de la demanda, también se podría conjeturar que hubiese pasado si los vendedores competieran en

cantidad, en lugar de en precio. Para ello, en primer lugar, habría que reformular a los supuestos hechos sobre las funciones de utilidad de los compradores, dado que (salvo cuando $\varphi_{STD} = c_{STD}$ y $\varphi_{ECO} = c_{ECO}$) sería necesario que las demandas de los bienes tengan pendiente negativa para garantizar la existencia del equilibrio en el mercado. Adicionalmente, se considerará que $N_{ECO}^M = N_{ECO}^P = N_{STD}^M = N_{STD}^P = 1/4N_V$ (y $N_V \geq 8$), ya que de esta manera se podría obviar los efectos relativos a las cantidades de vendedores de cada tipo y sub-tipo. Una vez realizadas esas salvedades, se podría señalar que, como una primera diferencia básica, los precios de equilibrio nunca serían iguales a los costos marginales, sino que siempre se cobraría un margen monetario por encima de ellos.

En segundo lugar se puede observar que cuando los bienes de vendedores estándares sean considerados de igual calidad que los ecoeficientes, el hecho de que $c_{ECO} > c_{STD}$ les permitiría vender más bienes y obtener un mayor beneficio que los de tipo ecoeficiente. Sin embargo, que se cumpla la desigualdad $c_{ECO} > c_{STD}$ no haría *per se* que los vendedores ecoeficientes fueran incapaces de competir en el mercado. Alternativamente, cuando la competencia por bienes considerados de una determinada calidad involucre únicamente a vendedores de un solo tipo, entonces tales vendedores estarían todos activos y venderían el bien a un precio no inferior a sus costos unitarios. Cuando $c_{ECO} = c_{STD}$, solamente los vendedores clasificados como ecoeficientes lograrían vender sus bienes, y competirían bajo el marco de un oligopolio de *Cournot*.

A su vez, también vale la pena comentar qué pasaría si, dadas las cuatro variedades de niveles informados de IA-H/u, los compradores, en lugar de utilizar al criterio de determinación de la calidad ambiental de un bien, considerarán correcto clasificar a los bienes por medio de cuatro calidades distintas. Por un lado, suponer que los consumidores valoran los bienes según cuatro calidades distintas sería inconsistente con el supuesto inicial de que las utilidades de los compradores contemplan solamente la existencia de

dos tipos de calidades. Sin embargo, se podría considerar que los compradores, los cuales son optimizadores von Neumann-Morgenstern, formen creencias de que, por ejemplo, la probabilidad de que cada bien del mercado sea de calidad alta se relaciona de manera inversa con el nivel informado de IA-H/u por cada vendedor.

Particularmente, los compradores podrían conjeturar que los niveles mínimos de IA-H/u informados se asociarían con probabilidad 1 a que el bien sea ecoeficiente, mientras que los niveles máximos de IA-H/u informados serían con probabilidad 1 de vendedores de tipo estándar. Cuando los compradores posean creencias que asignen una distribución probabilística dicotómica a los vendedores y los clasifique como de calidad ecoeficiente siempre que su nivel informado de IA-H/u sea menor que un valor $\chi \in \mathfrak{R}_+$, entonces se estaría en una situación equivalente a la descrita en la sección [4.1.2](#).

Caso la función de distribución asignada por los compradores sea menos tajante, entonces se obtendría situaciones donde los grupos de vendedores podrían vender sus bienes a valores que representen, como mucho, una combinación convexa entre los valores de φ_{ECO} y de φ_{STD} , con mayor ponderación a φ_{STD} a medida que suba el nivel de IA-H/u informado de tales vendedores. Dado el marco considerado en la sección [4.1.2](#), los vendedores ecoeficientes de sub-tipo P tendrían a sus bienes considerados como seguramente de calidad ecoeficiente, algo que les podría otorgar una mayor chance de competir con los vendedores estándares de sub-tipo P, aun cuando $c_{ECO} > c_{STD}$. En especial, cuando $c_{ECO} = c_{STD}$ solamente vendedores ecoeficientes de sub-tipo P venderían cantidades estrictamente positivas, resultado que sería el más eficiente posible (equivalente al del caso de información simétrica). A pesar de que, los vendedores de sub-tipo M, tanto de tipo ecoeficiente como estándar, serían (incorrectamente, en el caso de los ecoeficientes) excluidos del mercado.

4.2 Efectos secundarios

4.2.1 Incentivos a la desverticalización y exclusión indebida de agentes

En su análisis sobre la implementación de los IA-H en un contexto de riesgo moral (descrito en la sección [2.5.1.1](#)), Campos Lopes observa que, siempre que la rigurosidad metodológica es alta, las evaluaciones de las políticas de incentivo tuvieron como resultado que todos los agentes tomarían decisiones idénticas, las cuáles serían óptimas desde una perspectiva de asignación de recursos. Inversamente, cuando baja, podrían existir equilibrios en los cuales las decisiones óptimas de los agentes dependerían de sus respectivos niveles de integración vertical. En síntesis, el autor observó que los equilibrios asociados a la elección de la rigurosidad metodológica baja (la cual más se asemejaría a las actuales metodologías de contabilización de los IA-H, tal como mencionado en la sección [2.5.1.1](#)) podrían ser agrupados en dos clases. En la primera de ellas, los agentes poco integrados verticalmente serían los únicos a invertir en la reducción de sus respectivos niveles de IA-H/u, pero jamás alcanzarían los niveles reales solicitados por el principal. En la segunda de ellas, los agentes de tipo M también invertirían en reducir sus respectivos niveles de IA-H y alcanzarían, a diferencia de los poco integrados verticalmente, un nivel de IA-H/u informado (que para esta variedad de agentes siempre coincide con el nivel real) igual al requerido por el principal. (Campos Lopes, 2017)

Sin embargo, como señalado por Campos Lopes, cuando la rigurosidad metodológica elegida es baja, en ambas clases de equilibrios los agentes poco integrados verticalmente presentarían un nivel real de IA-H/u superior al requerido por el principal, a pesar de que, según el juicio del principal, tales agentes habrían cumplido con el nivel requerido. Ello ocurriría ya que la rigurosidad metodológica baja permite que los agentes poco integrados verticalmente opten por no tener en consideración a los niveles de IA-H asociados a sus respectivos eslabones 3. Según el autor, bajo dicha rigurosidad ambas

variedades de agentes solo tomarían decisiones idénticas cuando consideren óptimo no realizar inversión alguna – algo que Campos Lopes considera que podría estar asociado a una elección no óptima del nivel de IA-H/u requerido. (Campos Lopes, 2017) Por lo tanto, bajo sus actuales metodologías de contabilización, los IA-H no serían herramientas válidas para la toma de decisiones de políticas públicas.

Según Campos Lopes, otro factor problemático con la evaluación de los IA-H, por medio de sus metodologías de contabilización vigentes, sería el hecho de que ellos transmitirían valores que se asociarían indebidamente al concepto de impacto de ambiental negativo integral (en el sentido descrito en la sección [2.4.3](#)) del bien o del agente evaluado. Ello ya que, tal como mencionado en las secciones [2.1.2.1](#) y [2.2.2.1](#), debido a la incorporación facultativa de los niveles de IA-H referentes al alcance 3 y a las flexibilidades referentes a la contabilización de los niveles de IA-H provenientes de activos con participación no mayoritarias, las actuales metodologías de contabilización de los IA-H adjudican al agente económico el poder de decidir, tanto directa como indirectamente, cuán hacia atrás y cuán hacía adelante en la cadena de valor deberá considerar al realizar la evaluación de los impactos ambientales negativos de alguno de sus bienes (o de su actividad como un todo, en un período determinado). (Campos Lopes, 2017)

A su vez, el hecho de que, tal como señalado en la sección [2.4.1](#), las metodologías de contabilización vigentes no exijan la evaluación de la ecoeficiencia relativa al alcance 3, la cual sería, en la mayoría de los casos, la de mayor importancia, implica que dichas metodologías ofrecen la posibilidad de que los agentes utilicen este alcance para ocultar bajos niveles de ecoeficiencia. Por lo tanto, actualmente, los IA-H no cumplen eficazmente con su objetivo de informar a las partes interesadas respecto de los niveles de ecoeficiencia (reales) de los agentes evaluados. Lo que implicaría que, tal como

demostrado en la sección [4.1.2](#), a pesar de su amplia implementación, se seguiría en una situación de asimetría informativa en la que los agentes podrían conocer la calidad de sus bienes mejor que los consumidores. Al tiempo que, los vendedores que posean una calidad ambiental más elevada no serían capaces de diferenciarse de los “limones”.

En línea con lo mencionado por Campos Lopes, la presente tesis refuerza la idea de que las actuales metodologías de contabilización de los IA-H podrían generar, como otro efecto secundario, el incentivo a la desintegración vertical (también conocida como desverticalización), al menos parcial, por parte de los agentes muy integrados verticalmente. Ello debido a que a los agentes les bastaría pasar a tener menos que la mitad del capital accionario de sus activos considerados como de eslabón 3 para que puedan dejar de considerarlos en el cálculo de sus niveles de IA-H. Para el autor, de cierto modo, tales incentivos también podrían interpretarse como incentivos a la externalización o, aún más, a la internacionalización de las actividades de mayor impacto ambiental. Dicho resultado, argumenta, se contradiría con la supuesta ventaja de los IA-CBC sobre los IA-CBP, la cual, tal como señalado en la sección [1.3.1](#), postula que los primeros, a diferencia de los segundos, no generarían incentivos para que los agentes “tercericen” sus actividades, industriales o extractivas, de alto-impacto ambiental. (Campos Lopes, 2017)

Tal como mencionado en la sección [2.4.3](#), otro potencial efecto de las flexibilidades para el cálculo de los niveles de IA-H de alcance 3 sería que el cálculo de los IA-H se enfocaría principalmente en los últimos eslabones de la cadena de valor, ya que dichos eslabones son, típicamente, los controlados por los comercializadores del bien final, quienes, en general, son los agentes que llevan adelante las evaluaciones de los niveles de IA-H. Como resultado de ello, los IA-H no lograrían cumplir con la característica, distintiva de los IA-CBC, de atribuir a los consumidores (intermedios o finales) la carga del impacto ambiental negativo de la elaboración de los bienes que

consumen. Adicionalmente, pondría en cuestión su verdadera conveniencia respecto de la utilización de los tradicionales IA-CBP.

En línea con lo argumentado por Akerlof, en la sección [4.1.1](#) se observó que los bienes de calidad ecoeficiente podrían ser indebidamente excluidos del mercado. (Akerlof, 1970) Dicho resultado, sumado al análisis realizado por Campos Lopes (sobre la implementación de los IA-H en un contexto de riesgo moral), aporta a la conclusión de que la aplicación dichos indicadores ambientales por medio de sus vigentes metodologías de contabilización – las cuales permitan solamente una transferencia parcial del conocimiento sobre el nivel real de IA-H/u de un agente (y por ende, a pesar de generar una asignación informativa diferente, mantendría un escenario de información asimétrica) – podría no solo fallar en el objetivo de la promoción de la ecoeficiencia, sino que incluso sería capaz de generar un efecto opuesto a ello. (Campos Lopes, 2017) En particular, los resultados fallidos de la aplicación de los IA-H – tanto bajo contextos de riesgo moral multitarea (en la sección [2.5.1.1](#)), como de selección adversa (en la sección [4.1.2](#)) – podrían verse amplificadas por la potencial ocurrencia de efectos rebote asociados a la implementación de dichos indicadores, como se comentará en la siguiente sección.

4.2.2 Efectos rebote

Tal como señalado por Santarius (en la sección [2.5.2](#)), no siempre los efectos rebote estarían relacionados a alguna ventaja financiera, ya que podrían ocurrir simplemente como consecuencia de que los compradores sientan que un consumo impacta menos negativamente al medio ambiente. Por esta razón, para lograr un menor impacto ambiental negativo por parte de la sociedad, es importante que los cambios tecnológicos hacia una producción más ecoeficiente vengan de la mano con un cambio en el comportamiento de todos los actores activos en la economía, como, por ejemplo, el

aumento de la consciencia ambiental por parte de los compradores, a favor de un consumo más ambientalmente responsable. Para ello, es menester que, acompañados de una mejor educación ambiental, los compradores reciban el suministro de información clara y fiable respecto del nivel de calidad ambiental (en términos de ecoeficiencia) de las mercancías disponibles en el mercado.

Frecuentemente, los efectos rebote se encuentran asociados con la posibilidad de que la producción más ecoeficiente esté asociada a un menor uso de insumo para la elaboración del bien final, lo que, a su vez, permitiría que la producción de los bienes se realice por medio de un menor costo marginal asociado. Ello, por su parte, también parecería encontrar sentido en la termodinámica, ya que de cierto modo esto implicaría que los productores ecoeficientes (por producir menores niveles reales de IA-H) deberían utilizar menos insumos en sus procesos productivos. Sin embargo, por Santarius observa que, debido a la existencia de los efectos rebote psicológicos, los efectos rebote no dependen únicamente de la existencia de algún excedente de dinero, como resultado de los ahorros de gastos, provenientes de las medidas de ecoeficiencia. Para el autor, el grupo particular de efectos rebote originados como consecuencia de un ahorro monetario se denomina como efectos rebote financieros y representan a solamente una parte de dicha clase de efectos secundarios. (Santarius, 2012)

A la par de los efectos rebote de carácter psicológico o financiero, según la definición utilizada por Santarius, podrían ocurrir también otras categorías de efectos rebote. (Santarius, 2012) Entre ellas, tanto el presente trabajo (en la sección [4.1.2](#)), como en el de Campos Lopes (expuesto en la sección [2.5.1](#)), presentaron una nueva clase de efecto rebote, la cual no se encuentra explicada ni por un incentivo monetario (asociado a un menor costo de adquisición o de utilización de un bien), ni por motivos psicológicos en los términos descritos por Santarius. Los resultados de ambos trabajos presentan un

efecto rebote que ocurre como respuesta a la falsa percepción del nivel de ecoeficiencia de los bienes presentes en el mercado, por parte de los consumidores y de los decisores políticos, originada a partir de la implementación de los IA-H (con sus actuales metodologías de contabilización) como mecanismos de transmisión de información respecto del nivel de ecoeficiencia.

Tal como mencionado en la sección [4.1.2](#), los resultados de la aplicación de los IA-H, como solución al problema de la selección adversa, demostraron que dichos IA, en agregado, no garantizan un impacto ambiental negativo inferior al del escenario original (sin tales IA-CBC y con información asimétrica), a la vez que presentarían equilibrios claramente peores a los del escenario con información simétrica. Paralelamente, Campos Lopes identificó en su trabajo situaciones típicas de la paradoja de Jevons (tal como señalado en la sección [2.5.2](#)), en las cuales la implementación de los IA-H (como instrumento para avalar mejoras tecnológicas, en lo referente a ecoeficiencia) podría ocasionar efectos rebote capaces de hacer que el impacto ambiental negativo, posterior a su implementación, sea superior a la que ocurría previamente. (Campos Lopes, 2017)

A su vez, debido a que los efectos rebote psicológicos podrían ocurrir aun cuando no exista una reducción en el costo de adquisición o de utilización del bien, entonces los informes resultantes de las evaluaciones de IA-H tendrían el potencial de transmitir informaciones que, por lo mencionado previamente, podrían ocasionar un efecto rebote en los niveles absolutos de IA-H (algo no considerado en la sección [4.1.2](#) de la presente tesis, así como tampoco en el análisis realizado por Campos Lopes). (Santarius, 2012; Campos Lopes, 2017) Por esta razón, las evaluaciones de los IA-H, y sus respectivas comunicaciones de resultados, deberían realizarse de manera escrupulosa, caso efectivamente se desee cumplir con el objetivo de promover reducciones en los impactos ambientales negativos de los agentes y de los compradores. Por ejemplo, parecería

sensato enfatizar que todos los indicadores ambientales integrales – es decir, que transmitan la idea de que en su estudio se contemplan y se evalúan a todas las acciones a lo largo de la cadena de valor y de consumo – que permitan que sus análisis no sean integrales transmitirían un mensaje incorrecto a los consumidores y a los decisores sobre su real nivel de ecoeficiencia, el cual podría generar efectos rebote psicológicos en el consumo del bien (o de los bienes del agente) evaluado.

Consecuentemente, esta información errónea, indefectiblemente, influenciaría de manera indebida a las elecciones de los actores de la sociedad (consumidores y decisores) sobre cuáles y cuántos bienes consumir o promover, algo que, sumado a los efectos psicológicos mencionados por Santarius, podría ocasionar efectos rebote en el consumo del bien evaluado (o de los bienes del agente) por los IA-H. De todos modos, cabría señalar que, en teoría, cuanto más cerca del 100 % del ciclo de vida del bien cubra el análisis, más preciso (y menos sesgado) debería ser su resultado. Sin embargo, seguramente es dable cuestionar si sería realmente factible que estos análisis cubran, sin la utilización de valores no específicos (como promedios del mercado), a los impactos ambientales negativos del 100 % (o de casi el 100 %) de las actividades relativas a la cadena de valor y al consumo de los bienes.

Los efectos rebote, adicionalmente, podrían ocurrir como consecuencia de las únicas unidades de medida de los IA-H, las cuales, por medio de su lenguaje universal, buscan facilitar la comparación de los impactos ambientales de distintas actividades y de distintos agentes económicos. Sin embargo, esta simplificación, debido a las potenciales correlaciones o a los efectos acumulados entre los diversos tipos de contaminación, agrega variabilidad al indicador ambiental y, como consecuencia, podría hacerlos menos precisos. Además, por lo anterior, tales IA-CBC perderían su capacidad explicativa, ya

que permitirían que una performance baja en alguna de sus dimensiones evaluadas sea ocultada por una buena performance en otras de sus características.

En particular, podría ocurrir que el bien bajo análisis solamente se vuelva atractivo (en un análisis de costo-beneficio) cuando sea considerado como de calidad ecoeficiente y perciba, por ello, una mejor valoración por parte de los compradores, los cuales, en caso contrario, hubiesen preferido adquirir otras mercancías. De ser así, debido a la multiplicidad de factores ambientales contemplados por los IA-H, el hecho de que se aumente el consumo del bien (en desmedro del consumo de otras mercancías), como consecuencia de su supuesta ecoeficiencia, podría ocasionar que se aumente el nivel de alguno de los componentes de los IA-H (por ejemplo, del nivel de aquel componente que no estaba tan asociado a la producción de otras mercancías, pero que si esté muy asociado con la producción del bien considerado ecoeficiente). Dicha posibilidad es real, ya que los procesos productivos y las composiciones de los insumos asociados al bien identificado como ecoeficiente podrían diferir significativamente de los de las otras mercancías y, por lo tanto, implicar que ambas categorías de bienes posean niveles considerablemente distintos para cada uno de los componentes considerados para el cómputo de los IA-H.

Por último, cabe señalar que el presente trabajo asumió que los costos marginales de los productores guardarían la siguiente relación $c_{ECO} \geq c_{STD}$, la cual iría en sentido opuesto a lo argumentado por la teoría del efecto rebote financiero. Sin embargo, ello podría ocurrir como consecuencia de que, con el objetivo de derrochar menos insumos y de efectivamente realizar una producción con menor impacto ambiental, los productores ecoeficientes se verían obligados a utilizar los recursos y los insumos empleados en sus procesos productivos con mayor perfección. Algo que, a su vez, podría implicar más etapas en los procesos de producción y, por lo tanto, una producción más exhaustiva,

demorada y capital intensiva. Paralelamente, podría ocurrir también que, para lograr esta elevada perfección, se haga necesaria la contratación de un personal mejor calificado y capacitado, el cual sea capaz de, con un igual nivel de insumos, lograr un mayor nivel de producción. Todos estos factores aportarían a que el costo marginal de la producción de los productores ecoeficientes sea superior al de los de tipo estándar.

A su vez, una de las consecuencias de suponer $c_{ECO} \geq c_{STD}$ es que, para los bienes analizados en este trabajo, no habría razones para preocuparse con el efecto rebote financiero, ya que, al tener que pagar más por el bien ecoeficiente, los compradores no tendrían incentivos presupuestarios para comprar más bienes. Por otro lado, caso se considerara que los bienes con menor nivel de IA-H/u podrían, adicionalmente, estar asociados a un menor nivel de IA-H/u relativo a sus actos de consumo, y un consecuente menor costo de utilización, entonces ello podría resultar en un incentivo extra para que los compradores compren un bien de calidad ecoeficiente. Sin embargo, en tal caso, la calidad de los bienes sería más fácilmente identificada a medida que el juego se repita. Ello ya que, si un comprador percibe que el bien que adquirió no tiene un menor costo de utilización, entonces lo clasificaría como de calidad estándar y sabría que el vendedor que le vendió no es ecoeficiente. Por lo tanto, cabe remarcar el supuesto realizado en la sección [4.1.2](#) de que este trabajo se enfoca en el análisis de bienes con igual aporte de niveles de IA-H/u posterior a su adquisición. Entre los bienes con dicha característica, se podría destacar a la mayor parte de los bienes cuya utilización no resulte en significantes niveles de consumo energético. Alternativamente, vale recordar también que, en su trabajo sobre los efectos de la aplicación de los IA-H en un contexto de riesgo moral, Campos Lopes consideró que todos los productores poseían una estructura de costos idéntica. (Campos Lopes, 2017)

Finalmente, merece la pena destacar que este trabajo buscó retratar de manera simplificada, a partir de contextos hipotéticos, a los potenciales efectos secundarios que podrían ocurrir a partir de la implementación de los IA-H. Empero, dicha simplificación no reduce la probabilidad de que sus resultados sean acertados, más bien implica que en la realidad los efectos secundarios podrían ser aún más diversos, menos claros, menos predecibles y, por ende, más difícilmente identificables. A modo de ejemplo, se podría observar que raramente todas las empresas de algún sector económico poseen idénticos niveles de integración vertical, o igual participación accionaria en otras empresas que participen en su cadena de valor, algo que haría a los efectos secundarios de los IA-H mucho más complejos y menos claros que los señalados en este trabajo.

4.2.3 Capacidad de comparación

Tal como mencionado por Vicente Conesa en la sección [1.1](#), la gestión ambiental es el “*conjunto de acciones encaminadas a lograr la máxima racionalidad en el proceso de decisión relativo a la conservación, defensa, protección y mejoramiento del medio ambiente, basándose en una coordinada información multidisciplinaria y en la participación ciudadana*”. (Fernández-Vítora, 2003) Por lo tanto, según Conesa, se deberá considerar como parte de la GA a toda clase de acciones políticas (gubernamentales o privadas) destinadas a la disminución de los impactos ambientales negativos, entre ellas las políticas destinadas a la promoción de la utilización de tecnologías de producción más ecoeficientes. A su vez, también resulta necesario considerar como GA a las acciones orientadas a una mejor concientización ambiental y destinadas a fomentar un consumo más responsable por parte de los actores activos en la sociedad.

Paralelamente, el presente trabajo considera a las siguientes premisas: es imposible gestionar a aquello que no se mide; para medir hace falta partir de alguna

unidad de medida estandarizada, la cual permita la comparación entre los valores obtenidos en una medición con los obtenidos en otra; el ejercicio de medir podría carecer de sentido si no fuera por la posibilidad de su potencial comparación con alguna otra medición; los indicadores, los cuales para su constitución utilizan valores obtenidos a partir de mediciones, podrían tampoco tener sentido caso los valores que otorgan no sean comparables con los que hubiesen sido generados por resultados diferentes, obtenidos a partir de otros estudios.

Tanto desde de la perspectiva empresarial, como desde la gubernamental, es razonable esperar que la formulación de políticas ambientales esté acompañada de indicadores ambientales que sirvan como medios para evaluar, comparar y clasificar el cumplimiento de los objetivos estipulados para cada actor y para cada acción afectada por la política, así como sus avances y performances a lo largo del tiempo. Por lo tanto, la elección de indicadores ambientales fehacientes, de interpretación no ambigua, que sirvan de manera clara y confiable como mecanismos de transmisión de información útil para la toma de decisiones, es esencial para que se evite el derroche de los recursos de las empresas, o el despilfarro de los presupuestos estatales.

Como la contabilización de los IA-H no permite su comparación con los valores obtenidos por mediciones de otros bienes (o de otros agentes, por ejemplo), sus resultados no serían capaces de aportar ni a la toma de decisiones de los políticos ni a la de los consumidores. Adicionalmente, en lo que se refiere a las mediciones de IA-H, cabe observar que los impactos ambientales negativos indirectos de cada agente económico (o bien) se encuentran susceptibles a cambios abruptos, no siempre controlados o considerados por el agente económico evaluado – por ejemplo, como consecuencia de potenciales alteraciones en: la matriz energética; la estructura accionaria de un agente; la composición de la cadena de valor, debido a posibles contratos con nuevos proveedores.

Por lo tanto, la incertidumbre por detrás de cada estimación y la variabilidad inter-evaluaciones de las contabilizaciones de alcance 2 y 3 podrían afectar críticamente el potencial de comparabilidad asociado a estos alcances. Por lo tanto, caso las características del agente evaluado y de su cadena de valor a lo largo de una determinada medición no sean prácticamente idénticas a las existentes durante las otras mediciones, entonces los resultados obtenidos por la contabilización de los IA-H, incluso para un igual bien (o un igual agente), tampoco garantizarían comparaciones fieles.

Paralelamente, tal como sugerido en la sección [1.3](#), los IA-H poseen la ventaja de lograr presentar la información ambiental en un formato fácilmente comprensible, el cual permite que su utilización sea más visible y su comprensión más palpable. Ello, por su parte, hace que su empleo permita la inclusión efectiva en la agenda política de conceptos ambientales que, de otra manera, podrían ser considerados muy técnicos. Sin embargo, debido a sus actuales metodologías de contabilización, la capacidad de utilización de estos indicadores como medios de comparación de performance ambientales entre distintos bienes y agentes es actualmente muy limitada. Por lo tanto, para que su utilización realmente sea útil, sería necesario especificar y limitar los tipos de comparaciones que serían válidas. Por ejemplo, se podría considerar que los IA-H servirían como herramienta útil solamente para la comparación y la clasificación de bienes homogéneos (pero de diferente calidad ambiental) y de vendedores pertenecientes a un igual sector económico.

En línea con eso, la GHG Protocol reconoce que las evaluaciones de HC que busquen permitir comparaciones entre la performance de distintos bienes (es decir, más allá del seguimiento de un único bien o de un único agente, a lo largo del tiempo) necesitan especificaciones adicionales, que aseguren la aplicación consistente de esta norma para una clase de bien o una categoría de bienes. Según la asociación, en lo relativo a la evaluación de bienes, estas especificaciones podrían ser proporcionadas (cuando el

agente evaluado lo considere pertinente) por medio de una RCP (concepto explicado en la sección [2.1.2](#)). (WRI & WBCSD, 2011a) No obstante, cabe observar que el WBCSD y el WSI informaron en 2010 que, entre las conclusiones clave originadas en un taller sobre el ACV de bienes realizado en dicho año, se encuentra la necesidad de una mayor orientación sobre el papel de las guías sector-específicas y de las RCP. Dichas orientaciones deberían delimitar más claramente cuándo y cómo usar a cada una de ellas, y cómo crearlas de acuerdo con las normas de la GHG Protocol. (WRI & WBCSD, 2010)

A su vez, la ANEC, argumenta que es esencial incluir a las RCP como elementos obligatorios en las evaluaciones de la HC de un bien, ya que permitirían lograr, hasta cierto punto, resultados comparables dentro de todo un grupo de bienes. Sin embargo, la Agencia argumenta que los sistemas de benchmarking o de escalamiento de los EPD no se encuentran disponibles y que, consecuentemente, no sería posible juzgar el desempeño ambiental de un bien en comparación con el de otro, por más que ambos pertenezcan a un igual grupo de bienes. Adicionalmente, esto conlleva el riesgo de que un bien podría aparentar ser más ecoeficiente solamente por tener su impacto ambiental disponible por medio de una DAP, algo que podría inducir a que los consumidores elijan un bien en base a un criterio erróneo (tal como desarrollado en la sección [4.2.2](#)). (Quack, Griebhammer, & Teufel, 2010)

Wu, Bo y Wang, por su parte, manifiestan que, dado que los límites del sistema entre diferentes productos pueden variar significativamente, las comparaciones entre los niveles HC de diferentes productos podrían no ser válidas. Según los autores, incluso los menores cambios en los requisitos de cuantificación y de comunicación serían capaces de prevenir que las comparaciones válidas entre los estudios de la HC. Por último, agregan que, incluso cuando los bienes tengan su HC evaluada por medio de idénticos requisitos de cuantificación y de comunicación, no necesariamente los productos con menor HC

tendrían un rendimiento medioambiental superior. (Wu, Bo, & Wang, 2015) Es decir, por más que la comparación del nivel de HC sea válida, habría que ser conscientes de las restricciones inherentes al limitado significado del indicador (secciones [2.4.3](#) y [2.4.4](#)).

Merece la pena destacar también que, aun cuando se utilice las RCP y las DAP, en ninguna circunstancia se defiende como válida a la comparación entre los niveles de impacto ambiental negativo (o, inversamente, de ecoeficiencia) obtenidos por bienes de distintas categorías. A su vez, en el contexto del presente trabajo y en del trabajo de Campos Lopes, las RCP no serían capaces de solucionar cabalmente al problema de la distinta asignación de niveles de IA-H a agentes poseedores de características idénticas (entre ellas, iguales niveles reales de IA-H/u), salvo por su nivel de integración vertical. Ello ya que, a pesar de exigir una igual cantidad de eslabones contabilizados a los agentes de un igual sector económico, la autorización para la utilización de datos secundarios (en general, promedios de la industria) para la estimación de los niveles de IA-H relativos al alcance 3 permitiría que, similarmente a lo analizado en este trabajo (y en el de Campos Lopes), los agentes menos integrados verticalmente oculten a sus niveles reales de IA-H (cuando lo juzguen conveniente), alegando no poseer medios de estimarlos de forma más precisa. (Campos Lopes, 2017)

Ello, a su vez, aportaría al cuestionamiento de la conveniencia de los IA-H respecto de los tradicionales IA-CBP. En particular, considérese a un IA-CBP hipotético, el cual estime el impacto ambiental de un bien o de un agente con una metodología igual a la de la HC (o de la HE), pero que solamente considere en su contabilización a los niveles relativos del alcance 1. A su vez, supóngase que dos agentes poseen equivalentes tecnologías de producción relativas al alcance 1 y que consumen energía a partir de la matriz energética regional (es decir, debido a sus tecnologías equivalentes, también poseerían iguales niveles de ecoeficiencia relativa al alcance 2). En dicho caso, por un

lado, los IA-CBP otorgarían iguales valores para ambos agentes, por más que sus niveles de ecoeficiencia de alcance 3 difieran. Sin embargo, aun cuando dichos agentes evalúen sus niveles de ecoeficiencia por medio de los IA-H, las potenciales diferencias en sus niveles relativos al alcance 3 podrían verse encubiertas por la utilización de datos secundarios para su contabilización. Por lo tanto, en tal caso, los resultados de los IA-H (los cuales considerarían a los alcances 1 y 2 y podrían llegar a considerar al alcance 3) serían solamente la suma de un monto fijo, igual para ambos agentes, respecto de sus niveles de IA-CBP, algo que no solucionaría ni al contexto de asimetría informativa ni al problema de la selección adversa.

Cabe observar que el análisis realizado por el presente trabajo es potencialmente extrapolable a toda clase de metodologías de contabilización de impactos ambientales integrales (con carácter de ACV), pero que no incluyan de manera obligatoria en su contabilización a todos los impactos ambientales relativos a toda la cadena de valor del bien o del agente evaluado. Adicionalmente, también podría ser válida su extrapolación a las metodologías que permitan, cuando los agentes evaluados aleguen falta de información o de conocimiento suficiente, la utilización de valores genéricos (como, por ejemplo, promedios de la industria) en su evaluación. Por lo tanto, a modo de ejemplo, el presente trabajo recomienda que tantos los indicadores de performance ambiental relativos a la construcción de edificios – como el *Leadership in Energy and Environmental Design* (o LEED), de la United States Green Building Council (o USGBC); o el *Excellence in Design for Greater Efficiencies* (o EDGE), de la Corporación Financiera Internacional (o CFI) –, como los relativos a las normas ISO (de las familias ISO 14.000 y ISO 51.000, etc.) tengan sus metodologías revisadas y analizadas por medio de la teoría de juegos, en contextos de asimetría informativa, por medio de un análisis similar al de la presente tesis. (USGBC, 2017; EDGE, 2017; ISO, 2017)

4.3 Relación entre los escenarios de riesgo moral y selección adversa

Cabría subrayar que el escenario de selección adversa, analizado en el presente trabajo, y el de riesgo moral, analizado en el trabajo de Campos Lopes, podrían no ser necesariamente mutuamente excluyentes. (Campos Lopes, 2017) En efecto, ambos escenarios parten de una situación inicial de asimetría informativa, la cual se busca corregir por medio de la implementación de los IA-H. Por un lado, cuando la asimetría informativa está asociada a la posibilidad de que los agentes evaluados, con el pasar del tiempo, mejoren su ecoeficiencia productiva, al tiempo que exista un principal que (utilizándose de criterios basados en los niveles de IA-H informados) desee fomentar la mejora en el nivel de ecoeficiencia de los agentes, entonces el escenario analizado podría considerarse como de riesgo moral. En este escenario, como resultado de la implementación de los IA-H, algunas empresas podrían ser clasificadas como ecoeficientes cuando en realidad no lo son, algo que, a la larga, podría implicar algún tipo de selección adversa.

De hecho, uno de los efectos secundarios identificados por Campos Lopes, respecto a la implementación de los IA-H con sus actuales metodologías de contabilización, sería la exclusión del mercado de los agentes más ecoeficientes. En su trabajo, el autor considera, a modo de ejemplo, que previo a la intervención del principal, podría existir algún agente (vendedor) que fuera “interesado por el medio ambiente”, el cual, debido a sus características idiosincráticas (como, por ejemplo, su cultura o política ambiental empresarial), poseería desde antes un nivel real de IA-H inferior al que cualquier agente poco integrado verticalmente jamás elegiría alcanzar. Considerando esta posibilidad, las políticas del principal podrían perjudicar a esta clase de agentes “interesados por el medio ambiente”, principalmente a aquellos que sean muy integrados verticalmente. Ello ya que, postula el autor, si se aplicara la rigurosidad metodológica

baja, posiblemente la inversión necesaria para que un agente “interesado por el medio ambiente” muy integrado verticalmente reduzca su nivel de IA-H al nivel requerido por el principal podría ser no menor a aquella que cualquier otro agente poco integrados verticalmente tendría que realizar. (Campos Lopes, 2017) Por lo tanto, debido a su potencial de seleccionar desfavorablemente a los agentes, la utilización de los IA-H, como solución a contextos de riesgo moral, podría, adicionalmente, proporcionar una selección adversa de los vendedores activos en el mercado.

Por otro lado, cuando la asimetría informativa ocurre en un escenario estático, en el cual no exista posibilidad de cambios tecnológicos por parte de los agentes, al tiempo que la calidad ambiental de los bienes comercializados no sea idéntica y que los consumidores valoren de manera distinta a dichas calidades, entonces el escenario analizado es el de selección adversa. Sin embargo, caso los agentes tengan la posibilidad de (en un horizonte próximo) realizar cambios tecnológicos respecto de su nivel de ecoeficiencia y, a su vez, exista un principal (con las características presentadas en la sección [2.5.1](#)) interesado en promover dichos cambios, entonces el escenario, inicialmente de selección adversa, podría convertirse en uno de riesgo moral. Ello por más que *a priori*, a diferencia de lo supuesto por Campos Lopes, los agentes tengan distintos niveles de ecoeficiencia. (Campos Lopes, 2017)

De cierto modo, se podría concluir que el escenario de selección adversa está relacionado a una mayor inhabilidad por parte de los consumidores, en sus actos de compra y de consumo, de juzgar la verdadera calidad ambiental de los bienes del mercado; mientras que en el escenario de riesgo moral estaría más asociado con los desafíos enfrentados por un principal (como una agencia gubernamental, por ejemplo) en el momento de implementar políticas para la promoción de la ecoeficiencia. Estas conclusiones podrían, en principio, inducir a la idea de que el primer escenario estaría

asociado a la relación entre los vendedores de bienes y sus compradores, al tiempo que el segundo describe la relación entre los vendedores y las autoridades estatales.

Sin embargo, es importante manifestar que dicha conclusión no sería del todo acertada, ya que, por un lado, el escenario de selección adversa podría ocurrir con el comprador del bien siendo el propio Gobierno, mientras que el escenario de riesgo moral podría ocurrir con el principal siendo algún actor del ámbito privado, como grandes instituciones u organizaciones de consumidores.

5. Conclusiones

Las principales metodologías de contabilización de la huella de carbono y de la huella ecológica, así como las instituciones por detrás de ellas, consensuan en el hecho de que dichos indicadores ambientales no deberían utilizarse para la comparación entre bienes de distintas categorías y entre agentes provenientes de diferentes sectores económicos. A su vez, la comparación entre bienes de una igual categoría, o entre agentes de un igual sector económico, sería válida solamente bajo ciertas condiciones particulares. Por lo tanto, la utilidad principal de tales indicadores sería la de comparar la evolución de los niveles de huella de carbono (o de huella ecológica) alcanzados por un determinado bien (o agente) a lo largo del tiempo. Sin embargo, dada la necesidad de los decisores de utilizar indicadores ambientales complejos, de fácil interpretación y basados en el consumo, la huella de carbono y la huella ecológica son frecuentemente utilizadas (de forma impropia) para la comparación del nivel de ecoeficiencia de bienes y de agentes. Ello ocurre como consecuencia también de la errónea difusión de la idea de que tales indicadores permiten comparar mejor el impacto ambiental negativo de distintos actores de la sociedad, como consecuencia de su característica de indicadores ambientales de contabilidad basada en el consumo, la cual, en teoría, responsabiliza a los consumidores por sus impactos ambientales generados.

Por esta razón, debido al consenso mencionado anteriormente, mi análisis crítico a la utilización incorrecta de la huella de carbono y de la huella ecológica como mecanismos de transmisión de información para la comparación del nivel de ecoeficiencia de distintos bienes (o de distintos agentes) podría considerarse como no novedosa. No obstante, la insistencia de diversas instituciones gubernamentales y no gubernamentales en utilizar a la huella de carbono y a la huella ecológica como parámetros para evaluar y para clasificar a distintos impactos ambientales negativos,

confiere relevancia a este trabajo de tesis, ya que por medio de él se busca dar un mayor sustento académico a la necesidad de restringir y de regular a las comparaciones realizadas por medio de dichos indicadores. Además, en este sentido, el presente trabajo permite delimitar algunas características que deberían existir para que ciertas comparaciones puedan ser consideradas válidas, al tiempo que esboza algunas de las posibles consecuencias de la indebida utilización de la huella de carbono y de la huella ecológica.

El presente trabajo tuvo como premisa que los tradicionales mecanismos de reputación comerciales deberían alimentarse también de otras fuentes de información, para que de esta forma puedan informar a los consumidores y a los decisores sobre otros aspectos relevantes para sus elecciones, tal como el nivel de impacto ambiental de sus decisiones. Dichas fuentes de información podrían, por ejemplo, incluir a indicadores ambientales, los cuales contribuirían con construir de manera más completa al perfil de reputación de cada actor. Entre los candidatos a retratar el nivel de calidad ambiental de los bienes y de los agentes presentes en el mercado se encuentran la huella de carbono y la huella ecológica, las cuales presentan a la información ambiental en un formato fácilmente comprensible y conforman indicadores ambientales más visibles, con una comprensión más palpable. En teoría, dichos indicadores serían capaces de incluir de manera efectiva en la agenda política a conceptos ambientales que de otra forma podrían ser considerados demasiado técnicos.

A lo largo de su desarrollo, el trabajo señaló que, debido a sus actuales metodologías de contabilización, la capacidad de la huella de carbono y de la huella ecológica como medios de comparación de la performance ambiental de distintos bienes (y de distintos agentes) podría ser, actualmente, muy reducida. Por esta razón, se consideró importante identificar a las características actuales de dichos indicadores

ambientales que, directa o indirectamente, podrían generar condiciones opuestas a las necesarias para el cumplimiento de las siguientes cualidades: estar relacionados con metas claras, tener una interpretación directa y estar basados en valores de parámetros confiables. En particular, al considerar a la huella de carbono y a la huella ecológica como potenciales indicadores de la calidad ambiental de un bien, resultó menester observar que, al no requerir de manera obligatoria el cómputo del nivel de huella de carbono del alcance 3 (o de su equivalente para la huella ecológica), las evaluaciones actuales de dichos indicadores podrían tener su aporte informativo reducido de manera significativa, al punto de que el valor de los análisis realizados por medio de dichos indicadores no sea mucho mayor que el de las evaluaciones provenientes de los tradicionales indicadores ambientales de contabilidad basada en la producción.

En efecto, las evaluaciones de la huella de carbono y de la huella ecológica, actualmente, podrían no aportar de manera significativa más información que los IA-CBP, tanto en lo que se refiere a los impactos ambientales negativos de los primeros eslabones de la cadena de valor, como tampoco en lo que concierne a las actividades relacionadas a la distribución y al consumo (o uso) del bien evaluado (o de los bienes evaluados conjuntamente, caso se evalúe a un agente). Es decir, debido a sus vigentes metodologías de contabilización, la huella de carbono y la huella ecológica podrían transmitir valores que indebidamente se asocian al concepto de impacto ambiental negativo integral de un bien (o de un agente, en un período dado). Por lo tanto, tales indicadores fallarían en cumplir con la característica distintiva de los indicadores de contabilidad basada en el consumo, la cual, teóricamente, atribuiría a los consumidores la carga del impacto ambiental negativo asociado a los bienes que consumen.

En su desarrollo, el presente trabajo verificó, además, los potenciales efectos deseados y secundarios de la aplicación de la huella de carbono y de la huella ecológica

como mecanismos de transmisión de información útil a los compradores respecto del nivel de ecoeficiencia (asociado a la producción y a la comercialización de los bienes de cada agente) y como insumos para la elaboración de políticas ambientales e indicadores corporativos de performance ambiental. Considerando, para ello, un contexto de asimetría informativa con un marco de selección adversa, en el cual los agentes comercializan en un mercado con bienes de diferentes calidades ambientales (es decir, con distintos niveles de ecoeficiencia) y los compradores no conocen a la calidad ambiental de cada bien, ni la respectiva calidad ambiental de los vendedores presentes en el mercado.

Como resultado de dicho análisis, esta tesis concluye que la implementación de la huella de carbono y de la huella ecológica, por medio de sus actuales metodologías de contabilización, no permitiría que los consumidores conozcan mejor a la calidad ambiental de los bienes transados, siendo, por lo tanto, incapaz de subsanar al potencial problema de la selección adversa, relativo a la asimetría informativa presente en el mercado. A su vez, de manera más general, se concluye que las actuales metodologías de contabilización de la huella de carbono y de la huella ecológica podrían no ser lo suficientemente robustas como para garantizar la generación de la información adecuada para la toma de decisiones de consumo de los consumidores y para la correcta elección y categorización de políticas públicas o corporativas por parte de los decisores. Como consecuencia, considerando un contexto en el que la huella de carbono y la huella ecológica sean utilizados masivamente para la toma de decisión, se podría concluir que la interpretación de los resultados proveídos por tales indicadores ambientales debería ser cuidadosa y consciente de la posibilidad de que, en realidad, el valor informado por algunos de los agentes sea una sobrestimación (significativa) del valor real de sus niveles de ecoeficiencia. Paralelamente, la presente tesis observa la posibilidad de que, aun cuando las mejoras en los niveles de ecoeficiencia relativos al ciclo de vida de los bienes

(o a las actividades asociadas a la operación de un agente) sean reales, existan efectos rebote psicológicos como consecuencia de la utilización de la huella de carbono y de la huella ecológica.

Por lo que, actualmente, los motivos mencionados arriba pondrían en duda a la expectativa de que la implementación de la huella de carbono o de la huella ecológica contribuya a la reducción del impacto ambiental negativo de los bienes y de los agentes evaluados por tales indicadores, ya que, incluso, podrían generar efectos contrarios a ello. Consecuentemente, y a modo de síntesis, el presente trabajo afirma que, actualmente, debido a sus vigentes metodologías de contabilización, la huella de carbono y la huella ecológica no serían capaces de permitir que, basándose en ellas: los decisores puedan desarrollar políticas que efectivamente promuevan una producción más ecoeficiente; los consumidores puedan comparar mejor el nivel de ecoeficiencia de los bienes que consumen, o el nivel de ecoeficiencia de los agentes que producen dichos bienes. Por lo tanto, la implementación de la huella de carbono y de la huella ecológica no posibilitaría que los consumidores, que así lo prefieran, realicen una elección más responsable de cuáles bienes consumir y de cuánto consumir de cada uno de ellos. Como consecuencia, su implementación, por medio de sus criterios actuales, podría, en el largo plazo, minar la credibilidad de tales indicadores como fuentes de información válida para las decisiones de los consumidores, de los gobiernos y de otras partes interesadas. Con la agravante consecuencia, potencial, de la desacreditación de la eficacia y de la capacidad informativa de toda la clase de los indicadores ambientales de contabilidad basada en el consumo.

Como solución a ello, para que su utilización realmente sea útil y válida, este trabajo considera necesario determinar, especificar y delimitar mejor a los tipos de comparaciones, que utilicen a los resultados de evaluaciones de los niveles de huella de

carbono (o de huella ecológica), que serían admisibles y válidas. Por ejemplo, se podría considerar que tales indicadores ambientales servirían como herramientas útiles para la clasificación de bienes homogéneos (pero de diferentes calidades ambientales) y de agentes pertenecientes a un igual sector económico (siempre y cuando estimen próvidamente a sus respectivas huellas relativas al alcance 3). Sin embargo, caso el costo y el tiempo requeridos para que los agentes de algún determinado sector económico estimen correctamente a sus respectivas huellas de carbono (o ecológicas) asociada al alcance 3 sean prohibitivos, entonces sería razonable considerar que la aplicación y la comparación de dichos indicadores en tal sector económico se restrinja a solamente aquellos agentes que cumplan con ciertas características específicas (como de poseer equiparables niveles de integración vertical y horizontal).

A su vez, se debería considerar la posibilidad de abandonar las evaluaciones de los niveles de huella de carbono (o ecológica) de los agentes que, por ser menos integrados verticalmente, no conozcan los niveles reales de huella de carbono (o ecológica) asociados a su cadena de valor. En mercados con presencia significativa de esta clase de agentes se debería priorizar la promoción de regulaciones que busquen incentivar mejoras puntuales, en cada uno de los eslabones de la cadena de valor (por separado), tal como aquellas que utilicen valores de indicadores ambientales de contabilidad basada en la producción como criterios de calidad ambiental.

Por último, al subrayar la importancia de la endogeneización del comportamiento de los agentes al momento de evaluar la validez de la huella de carbono y de la huella ecológica, el presente trabajo también permitiría concluir que debería ser regla la implementación sistemática de la teoría de juegos al momento de elaborar, de concebir y de evaluar la utilidad de los indicadores ambientales. Si bien es cierto que la teoría de juegos ya se encuentra presente en algunos campos de la gestión ambiental, el presente

trabajo considera necesario una mayor formación y capacitación de los profesionales de tal área (más específicamente de aquellos que trabajen con la información ambiental) en otras áreas de la teoría de juegos. Particularmente, se debería consolidar una disciplina, obligatoria, en las carreras de ciencias ambientales, de gestión ambiental y afines a temas ambientales, destinada a formar profesionales capaces de interpretar correctamente a las virtudes, a las debilidades y a las limitaciones de cada indicador ambiental, principalmente de aquellos cuya contabilidad es basada en el consumo. En especial, dada la posible asimetría informativa (respecto del nivel de ecoeficiencia de los bienes y de los agentes presentes en el mercado), es menester que se considere la existencia potencial de contextos de selección adversa y de riesgo moral en los mercados en los se apliquen a tal clase de indicadores ambientales, los cuales habrían de ser debidamente analizados por medio de un análisis que endogeneice el comportamiento de los agentes.

Bibliografía

- AEC. (2012). *Introducción a la gestión ambiental*. Madrid: Asociación Española para la Calidad (AEC).
- Ajero, M. A., Armenteras, D., Barr, J., Barra, R., Baste, I., Dobrowolski, J., . . . Huang, Y. (2012). *GEO 5, Perspectivas del Medio Ambiente Mundial, Medio ambiente para el futuro que queremos*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Akerlof, G. A. (08 de 1970). The Market for "Lemons": Quality Uncertainty and the Market Mechanism. *he Quarterly Journal of Economics*, págs. 488-500.
- Alcott, B. (2005). Jevons' paradox. *Ecological Economics*, 9-21.
- Aleman, C., & Lanzilotta, B. (2011). *Eficiencia en el uso de recursos de América Latina: Perspectivas e implicancias económicas*. Montevideo, Uruguay: PNUMA, Red Mercosur.
- Andersen, H. C. (1837). *El traje nuevo del emperador*. Madrid: RinconCastellano.
- Ayres, R. U. (2000). Commentary on the utility of the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, págs. 347–349.
- Bamberg, G., & Spremann, K. (1987). *Agency Theory, Information and Incentives*. Berlin: Springer-Verlag.
- Barnett, A., Barraclough, R. W., Becerra, V., & Nasuto, S. (2013). *A history of product carbon footprinting*. echnologies for Sustainable Built Environments (TSBE).

- Bastianoni, S., Pulselli, F. M., & Tiezzi, E. (2014). . The problem of assigning responsibility for Greenhouse Gas Emissions. *Ecological Economy*, 49, 253–257.
- BBC. (24 de 10 de 2006). *BBC NEWS | Science/Nature | Global ecosystems 'face collapse'*. Recuperado el 18 de 01 de 2017, de <http://news.bbc.co.uk/2/hi/science/nature/6077798.stm>
- Berle, A. A., & Means, G. C. (1932). *The Modern Corporation and Private Property*, *Harcourt, Brace & World*. New Brunswick (U.S.A.) and London (U.K.): Transaction Publishers.
- Best, A., Giljum, S., Simmons, C., Blobel, D., Lewis, K., Hammer, M., . . . Maguire, C. (2008). *Potential of the Ecol. Footprint for monitoring environmental impacts from natural resource use: analysis of the potential of the Ecol. Footprint and related assessment tools for use in the EU's Thematic Strategy on the Sustainable Use of Nat. Resources*. DG Environment - Report to the European Commission.
- BEUC, & ANEC. (2006). *Voluntary Environmental Agreements*. Brussels, Belgium: Bureau Européen des Unions de Consommateurs (BEUC); European Consumer Voice in Standardisation (ANEC).
- BOE. (29 de 03 de 2014). Disposición 3379, Real Decreto 163/2014: Creación del Registro de huella de carbono. *Boletín Oficial del Estado (Reino de España) - Número 77*.
- Bolton, P., & Dewatripont, M. (2005). *Contract Theory*. Cambridge, Massachusetts: Massachusetts Institute of Technology.

- Brown, L. R., & Kane, H. (1994). *Full House: Reassessing the Earth's Population Carrying Capacity*. Earthscan Publications.
- Butchart, S., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J., Almond, R., . . . Dentener, F. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328, 1164-1168.
- Campos Lopes, C. d. (2017). *Limitaciones para la aplicación de la huella de carbono y huella ecológica: Análisis de la inclusión opcional del alcance 3 en contextos de asimetría informativa post contractual*. Buenos Aires: UTDT. Obtenido de <http://repositorio.utdt.edu/handle/utdt/6530>
- CenSA, C. f. (2010). *A Greenhouse Gas Footprint Analysis of UK Central Government 1990-2008*. London: Department for Environment, Food and Rural Affairs (defra).
- CEPAL, C. E. (2011). *Metodologías de cálculo de la Huella de Carbono y sus potenciales implicaciones para América Latina*.
- Chambers, G. (2001). *Ecological Footprinting*. Birmingham, UK: European Parliament.
- Chidiak, M., Filipello, C., Fuchs, M., & Gutman, V. (2011). *Eficiencia en el uso de los recursos en América Latina: Perspectivas e implicancias económicas*. PNUMA, Red Mercosur.
- Common, M., & Stagl, S. (2005). *Ecological Economics: An Introduction*. Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo: Cambridge University Press.
- Compact of Mayors. (2015). *Compact of Mayors - Full Guide*. Compact of Mayors.

- Costanza, R. (2000). The dynamics of the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, págs. 341–345.
- CRC. (2010). *The CRC Energy Efficiency Scheme Order 2010 - Order 2010 No. 768*. London: Statutory Instruments.
- DETR. (1998). *Sustainability Counts: Consultation Paper*. London, United Kingdom: U.K. Department of the Environment, Transport and the Regions.
- DGyEC. (2016). *Anuario Estadístico - Ciudad de Buenos Aires (2015)*. Ciudad de Buenos Aires, Argentina: Dirección General de Estadística y Censos. (Ministerio de Hacienda GCBA).
- Dimitropoulos, J. (2007). Energy productivity improvements and the rebound effect: An overview of the state of knowledge. *Energy Policy*, 6354-6363.
- Dinar, A., Albiac, J., & Sánchez-Soriano, J. (2008). *Game Theory and Policymaking in Natural Resources and the Environment*. New York, USA: Routledge.
- Dumont, A., Mayor, B., & López-Gunn, E. (2013). Is the rebound effect or Jevons paradox a useful concept for better management of water resources? Insights from the Irrigation Modernisation Process in Spain. *Aquatic Procedia*, 64-76.
- Dutto, M. L., & Beltrán, C. (2010). La selección adversa y el riesgo moral en los contratos de obras. *Ciencias Económicas*, 9-19.
- Economics Online, L. (15 de enero de 2016). *Economics Online*. Recuperado el 15 de enero de 2016, de http://www.economicsonline.co.uk/Market_failures/Information_failure.html
- EDGE. (2017). *EDGE Buildings | Build and Brand Green*. Recuperado el 17 de 10 de 2017, de <https://www.edgebuildings.com/?lang=es>

- Ehrhardt-Martinez, K., & Laitner, J. (2008). *The Size of the U.S. Energy Efficiency Market: Generating a More Complete Picture*. Washington, DC: American Council for a More Energy- Efficient Economy.
- Ehrlich, P. R. (May de 1982). Human Carrying Capacity, Extinctions, and Nature Reserves. *Bioscience*, págs. 331-333.
- Elhadi, Y. A. (2013). *Ecological Footprint*. Nairobi: Department of Land Resource Management and Agricultural Technology, University of Nairobi.
- EPD Latin America. (2015a). *EPD-LatinAmerica*. Recuperado el 29 de 09 de 2017, de <https://www.epd-americalatina.com/epd->
- EPD Latin America. (2015b). *EPD-LatinAmerica*. Recuperado el 29 de 09 de 2017, de [view-source:https://www.epd-americalatina.com/pcr](https://www.epd-americalatina.com/pcr)
- Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., Gingrich, S., Bondeau, A., Fischer-Kowalski, M., & Haber, H. (2009). Analyzing the global human appropriation of net primary production — processes, trajectories, implications. An introduction. *Elsevier, Ecological Economics*, 250–259.
- Ercin, A. E., & Hoekstra, A. Y. (2012). *Carbon and Water Footprints Concepts - Methodologies and Policy Responses*. UNESCO.
- Ewing, B., Moore, D., Goldfinger, S., Oursler, A., Reed, A., & Wackernagel, M. (2010). *The Ecological Footprint Atlas 2010*. Oakland, California: Global Footprint Network.
- Ewing, B., Reed, A., Galli, A., Kitzes, J., & Wackernagel, M. (2010). *Calculation Methodology for the National Footprint Accounts*. Oakland:: Global Footprint Network.

- Ewing, B., Steven, G., Wackernagel, M., Stechbart, M., Rizk, S. M., Reed, A., & Kitzes, J. (2008). *The Ecological Footprint Atlas 2008*. Oakland: Global Footprint Network, Research and Standards Department.
- FAO, O. d. (2015). *La FAO y los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Roma, Italia.
- Fernández-Vítora, V. C. (2003). *Guía Metodológica para la Evaluación del Impacto Ambiental*. Madrid, Barcelona, México: Ediciones Mundi-Prensa.
- Fiala, N. (2008a). Meeting the demand: an estimation of potential future greenhouse gas emissions from meat production. *Ecological Economics*, 67(3), 412-419.
- Fiala, N. (29 de 08 de 2008b). Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *ELSEVIER, Ecological Economics*, 67, págs. 519-525.
- Fischer-Kowalski, Haberl, H., Erb, K., Krausmann, F., Gaube, V., Bondeau, A., . . . M., W. L. (2007). *Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems*. The National Academy of Sciences of the USA.
- Folke, C., Kautsky, N., Hákan, B., Asa, J., & Max, T. (1998). The Ecological Footprint concept for sustainable seafood production: A review. *Ecological Applications*, 8, págs. 63-71.
- Freire-González, J., & Puig-Ventosa, I. (2015). Energy Efficiency Policies and the Jevons Paradox. *International Journal of Energy Economics and Policy*, 69-79.
- Fudenberg, D., & Tirole, J. (1991). *Game Theory*. London, England: The MIT Press-.
- Fundación Bariloche. (1976). Modelo mundial latinoamericano. *Nueva Sociedad*, 16-29.

- Galli, A., Wackernagel, M., Iha, K., & Lazarus, E. (4 de 12 de 2014). Ecological Footprint: Implications for biodiversity. *Biological Conservation (173)*, págs. 121-132.
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B., & Giljum, S. (2012). Integrating Ecological, Carbon and Water footprint into a “Footprint Family” of indicators: Definition and role in tracking human pressure on the planet. *Ecological Indicators, 16*, 100–112.
- GCABA. (2015). *Plan de Acción frente al Cambio Climático 2020*. Buenos Aires: Buenos Aires Ciudad.
- George, C., & Dias, S. (2005). *Sustainable Consumption and Production - Development of an Evidence Base: Study of Ecological Footprinting*. Loddon, UK: Risk & Policy Analysts Limited.
- GFN. (2009). *Ecological Footprint Standards 2009*. Oakland, California: Global Footprint Network (GFN).
- GFN. (2010). *Ecological Footprint Atlas 2010*. Oakland: Global Footprint Network (GFN).
- GFN. (2017a). *Open Data Platform*. Recuperado el 24 de 10 de 2017, de <http://data.footprintnetwork.org/#/>
- GFN. (2017b). *Global Footprint Network: Ecological Wealth Of Nations*. Recuperado el 14 de 10 de 2017, de http://www.footprintnetwork.org/content/documents/ecological_footprint_nations/biicapacity.html

- GFN. (2017c). *Global Footprint Network: Ecological Wealth Of Nations*. Recuperado el 14 de 10 de 2017, de http://www.footprintnetwork.org/content/documents/ecological_footprint_nations/biocupacity_per_capita.html
- GFN. (2017d). *Global Footprint Network: Ecological Wealth Of Nations*. Recuperado el 14 de 10 de 2017, de http://www.footprintnetwork.org/content/documents/ecological_footprint_nations/ecological.html
- GFN. (2017e). *Global Footprint Network: Ecological Wealth Of Nations*. Recuperado el 14 de 10 de 2017, de http://www.footprintnetwork.org/content/documents/ecological_footprint_nations/ecological_per_capita.html
- GFN. (2017f). *Global Footprint Network: Ecological Wealth Of Nations*. Recuperado el 14 de 10 de 2017, de http://www.footprintnetwork.org/content/documents/ecological_footprint_nations/index.html
- Gillingham, K., Rapson, D., & Wagner, G. (2015). The Rebound Effect and Energy Efficiency Policy. *Journal of Economic Literature*.
- Giovannini, E. (2008). *Understanding Economic Statistics: An OECD Perspective*. OECD.
- Goel, S., Patro, B., & Raj, S. G. (09 de 2011). Ecological Footprint: A tool for measuring Sustainable development. *International Journal Of Environmental Sciences*, págs. Volume 2, No 1, 140-144.

- Greening, L. A., Greene, D. L., & Difiglio, C. (2000). Energy efficiency and consumption - the rebound effect - a survey. *Energy Policy*, 389–401.
- Herendeen, R. A. (2000). Ecological footprint is a vivid indicator of indirect effects. *Ecological Economics*, págs. 357–358.
- Hertwich, E., van der Voet, E., Suh, S., Tukker, A., M., H., Kazmierczyk, P., . . . Moriguchi, Y. (2010). *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials, A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management*. UNEP.
- Holmstrom, B., & Milgrom, P. (1991). Multitask Principal-Agent Analyses: Incentive Contracts, Asset Ownership, and Job Design. *Journal of Law, Economics, & Organization*, 24-52.
- International EPD System, T. (2010). *About The International EPD System*. Recuperado el 29 de 09 de 2017, de <http://www.environdec.com/en/The-International-EPD-System/>
- International EPD System, T. (2015). *General Programme Instructions for the International EPD® System - v2.5*.
- IPCC. (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IRP, I. R. (2010). *Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials*. UNEP.

- ISO. (2006a). *ISO 14025: Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures*. International Organization for Standardization.
- ISO. (2006b). *ISO 14040: Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*. Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO. (2006c). *ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. Geneva: International Standard Organisation.
- ISO. (2017). *Popular Standards*. Recuperado el 18 de 10 de 2017, de <https://www.iso.org/popular-standards.html>
- Jevons, W. S. (1865). *The Coal Question*. Macmillan Publishers.
- Johnson, E. (2008). Disagreement over carbon footprints: A comparison of electric and LPG forklifts. *ELSEVIER, Energy Policy*, 36, 1569–1573.
- Johnson, E. (2008). Goodbye to carbon neutral: Getting biomass footprints right. *Environmental Impact Assessment Review*.
- Jurca, R., Faltings, B., Binder, W., Rastogi, S., & Clotet, D. P. (2006). *Reputation Mechanisms*. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Kitzes, J., Galli, A., Bagliani, M., Barrett, J., Dige, G., Ede, S., . . . Milne, K. (2009). A Research Agenda for Improving National Ecological Footprint Accounts. *Ecological Economics*, 1991-2007.
- Kitzes, J., Galli, A., Bagliani, M., Barrett, J., Dige, G., Ede, S., . . . Wiedmann, T. (2009). A research agenda for improving national ecological. *Ecological Economics*, 68(7), 1991-2007.

- Krugman, P., & Wells, R. (2013). *Microeconomics* (Third ed.). New York, NY: Worth Publishers.
- Lagos, E. (18 de 04 de 2012). *ambiente y sociedad: Rachel Carson y su libro "La Primavera silenciosa"*. Recuperado el 24 de 10 de 2017, de <http://ambienteysociedadenvicentelopez.blogspot.com.ar/2012/04/rachel-carson-y-su-libro-la-primavera.html>
- LaValle, S. (2006). *Planning Algorithms*. Cambridge University Press.
- Lenzen, M. M. (2007). Shared producer and consumer responsibility: theory and practice. *Ecological Economy*, 61, 27–42.
- Limpio, M. (2014). *CICLOS BIOGEOQUÍMICOS :: Mundo Limpio*. Recuperado el 24 de 10 de 2017, de <http://mundo-limpio3.webnode.es/ciclos-biogequimicos/>
- Lutzenhiser, L. (2009). *Behavioral Assumptions Underlying California Residential Sector Energy Efficiency Programs*. Oakland, CA: Prepared to: CIEE Behavior and Energy Program. .
- Macho-Stadler, I., & Pérez-Castrillo, J. (1995). *An Introduction to The Economics of Information - Incentives and Contracts*. Oxford University Press.
- Malthus, T. (1798). *An Essay on the Principle of Population*. London: J. Johnson.
- Mas-Colell, A., Whinston, M. D., & Green, J. R. (1995). *Microeconomic theory*. New York: Oxford University Press.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & III, W. W. (1972). *The Limits to Growth*. New York: Universe Books.

- Meier, A. (2009). *How one city cut its electricity use over 30% in six weeks*. European Council for an Energy-Efficient Economy Summer Study.
- MINEM. (2016). *Balance Energético Nacional 2015*. Buenos Aires, Argentina.: Ministerio de Energía y Minería.
- MinInterior. (2013). *Guía de lineamientos generales para la gestión ambiental*. Bogotá: Ministerio del Interior (Colombia).
- Mirowski, P. (Abril de 1992). Looking for Those Natural Numbers: Dimensionless Constants and the Idea of Natural Measurement. *Science in Context*, págs. 165-168.
- Mitra, A. (CREA Affiliates, LLC). *City of Lynwood - Energy Plan 2007*. Seattle.
- Moran, D. D., Wackernagel, M., Kitzes, J. A., Goldfinger, S. H., & Boutaud, A. (2008). Measuring sustainable development - Nation by nation. *Ecological Economic*, 64, págs. 470-474.
- NAO. (2012). *The CRC Energy Efficiency Scheme - Briefing for the House of Commons Energy and Climate Change Committee*. London: Department of Energy and Climate Change - National Audit Office (NAO).
- NEC. (2011). *Environmental Management Tools and Techniques: National Capacity Self Assessment Project*. Thimphu, Bhutan: National Environment Commission - Royal Government of Bhutan.
- Nielsen, G. S. (2014). *Doing well by Doing Good*. The Nielsen Company.
- NTC, & ISO. (2007). *ISO 14040: Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida. Principios y marco de referencia*. Bogotá: Norma Técnica Colombiana.

- OECD. (1993). *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A synthesis report by the Group on the State of the Environment*. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Orea, D. G., & Villarino, M. T. (2013). *Evaluacion de impacto ambiental*. Madrid: Mundi-Prensa Libros.
- Pandey, D., Agrawal, M., & Pandey, J. S. (2011). Carbon footprint: current methods of estimation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135–160.
- Parker, J., Bakkes, J., Born, v. G., Helder, J., Swart, R., & Hope, C. (1994). *An Overview of Environmental Indicators: State of the art and perspectives*. Nairobi, Kenya.: UNEP/RIVM.
- Peters, G., & Hertwich, E. (2008). Post-Kyoto greenhouse gas inventories: production versus consumption. *Climate Change*, 86, 51–66.
- Peterson, P. (1997). *Sustainable development indicators for rapidly industrialising countries, From Concepts to Actions*. Kuala Lumpur: Lestari.
- Phlips, L. (1988). *The Economics of Imperfect Information*. New York: Cambridge University Press.
- PNUD. (2017). *Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Objetivos de Desarrollo Sostenible*. Recuperado el 10 de 01 de 2017, de <http://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals/goal-12-responsible-consumption-and-production.html>
- PNUMA. (2012). *Perspectivas del Medio Ambiente Mundial (GEO-5)*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

- Quack, D., Griebhammer, R., & Teufel, J. (2010). *Requirements on Consumer Information about Product Carbon Footprint*. Brussels, Belgium: ANEC.
- Quiroga Martínez, R. (2007). *Indicadores ambientales y de desarrollo sostenible: avances y perspectivas para América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Ramos Martín, J. (2012). Economía biofísica - El flujo metabólico y otros conceptos procedentes de la ecología y la termodinámica ayudan a valorar si un sistema económico es o no viable. *Investigación y Ciencia*, 68-75.
- Rees, W. E. (1 de October de 1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanisation*., págs. 121–130.
- Robinson, J. A., Torvik, R., & Verdier, T. (2006). Political foundations of the resource curse. *Journal of Development Economics*, 79, 447 – 468.
- Safire, W. (17 de February de 2008). Footprint. *New York Times Magazine*, *On Language*.
- Santarius, T. (2012). *Green Growth Unravelling - How rebound effects baffle sustainability targets when the economy keeps growing*. Berlin: Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy.
- Schaefer, F., Luksch, U., Steinbach, N., Cabeça, J., & Hanauer, J. (2006). *Ecological Footprint and Biocapacity - The world's ability to regenerate resources and absorb waste in a limited time period*. European Communities: European Communities.

- Schmidheiny, S. (1992). *Changing Course: a global business perspective on development and the environment*. Cambridge, MA: MIT Press.
- Schneider, H., & Samaniego, J. (2009). *La huella del carbono en la producción, distribución y consumo de bienes y servicios*. Nueva York, Estados Unidos: Naciones Unidas, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).
- Selin, N. E. (25 de 05 de 2010). *Encyclopædia Britannica*. Recuperado el 23 de 07 de 2017, de <https://www.britannica.com/science/carbon-footprint>
- Senbel, M., McDaniels, T., & Dowlatabadi, H. (2003). The ecological footprint: a non-monetary metric of human consumption applied to North America. *Global Environmental Change*, 13, 83 – 100.
- Shah, R. (2004). *CSD Indicators of Sustainable Development - recent developments and activities*. Prague, Czech Republic: Assessment of Sustainability Indicators (ASI).
- Solid Forest, S. (s.f.). *Consigue el sello del registro nacional de huella de carbono para tu empresa*. Recuperado el 20 de 01 de 2017, de <http://www.registrohuelladecarbono.es/>
- Sorrell, S. (2007). *The rebound effect: an assessment of the evidence for economy-wide energy savings from improved energy efficiency*. UK Energy Research Centre.
- Spagnolo, G., & Dini, F. (2005). Chapter 12 - Reputation mechanisms and electronic markets: economic issues and proposals for public procurement. En K. V. Thai, A. Araujo, R. Y. Carter, G. Callender, D. Drabkin, R. Grimm, . . . J. Telgen., *“Reputation Mechanisms and Electronic Markets: Economic Issues and*

- Proposals for Public Procurement* (págs. 228-229). New York: Academic Press.
- Steele, K., & Stefánsson, H. O. (16 de 12 de 2015). *Decision Theory*. Recuperado el 30 de 01 de 2017, de <https://plato.stanford.edu/archives/win2015/entries/decision-theory/>
- Stiglitz, J. E. (1974). Incentives and Risk-sharing in Sharecropping. *Review of Economic Studies*, 219-255.
- Theodore, M. K., & Theodore, L. (2010). *Introduction to Environmental Management*. Boca Raton: CRC Press.
- Tiezzi, E. (1996). *Fermare il tempo. Un'interpretazione estetico-scientifica della natura*. Napoli, Italia: Raffaello Cortina.
- Tiezzi, E. (2003). *The End of Time*. WIT Press.
- Turner, G. (2007). Political foundations of the resource curse. Canberra: CSIRO Sustainable Ecosystems.
- UN. (2015). *Paris Agreement*. París: United Nations (UN).
- UN DESA, D. o. (2007). *Indicators of Sustainable Development: Guidelines and Methodologies*. New York: United Nations publication.
- USGBC. (2017). *LEED / USGBC*. Recuperado el 10 de 18 de 2017, de <https://new.usgbc.org/leed>
- Van den Bergh, J. (2010). Energy conservation more effective with rebound policy. *Environmental and Resource Economics*, 43-58.

- van den Bergh, J. C., & Verbruggen, H. (1999). Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. *Ecological Economics*, págs. 61–72.
- van Kooten, G. C., & Butle, E. H. (1999). *The ecological footprint: Useful science or politics?* Edmonton, Alberta: Sustainable Forest Management Network.
- Venetoulis, & Talberth. (2009). *World in Motion: The Globalization and the Environment Reader*.
- Venetoulis, J., & Talberth, J. (05 de 01 de 2007). Redefining the ecological footprint. *Environment, Development and Sustainability*, págs. 441–469.
- Venetoulis, J., Gaudet, C., Tupper, K., Chazan, D., & Cutil, C. (2000). *Redefining the Footprint (footprint 2.0) in Sustainable Development: Principles, Frameworks, and Case Studies*. Routledge New Society.
- von Schirnding, Y. (2002). *Health in Sustainable Development Planning: The Role of Indicators*. Geneva: World Health Organization (WHO).
- Wackernagel, M. (1991). *Land Use: Measuring a Community's Appropriated Carrying Capacity as an Indicator for Sustainability*. Vancouver: UBC Task Force on Healthy and Sustainable Communities.
- Wackernagel, M. (1991a). *Using Appropriated Carrying Capacity as an Indicator: Measuring the Sustainability of a Community*. Vancouver: UBC Task Force on Healthy and Sustainable Communities.
- Wackernagel, M. (1991b). *Land Use: Measuring a Community's Appropriated Carrying Capacity as an Indicator for Sustainability*. Vancouver: UBC Task Force on Healthy and Sustainable Communities.

- Wackernagel, M. (1994). *Ecological Footprint and Appropriated Carrying Capacity: A Tool for Planning Toward Sustainability*. Vancouver, Canada: School of Community and Regional Planning. The University of British Columbia.
- Wackernagel, M. (1998). The Ecological Footprint of Santiago de Chile. *Local Environment, The International Journal of Justice and Sustainability*, págs. 7-25.
- Wackernagel, M., & Rees, W. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers.
- Wackernagel, M., & Silverstein, J. (2000). Big things first: focusing on the scale imperative with the ecological footprint. *Ecological Economics*, 391–394.
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A., Falfan, I. S., Garcia, J. M., . . . Guerrero, M. (1999). National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, 375–390.
- Wackernagel, M., Rees, W., & G., I. (1996). *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers.
- Wackernagel, M., Schulz N., B., Deumling, D., Linares A., C., Jenkins, M., Kapos, V., . . . Randers, J. (2002). *Tracking the Ecological Overshoot of the Human Economy*, pp. 9266–71. Proceedings of the National Academy of Sciences.
- WHO. (2011). *Global Ecological Integrity and "Sustainable Development": Cornerstones of Public Health, Rome Division*. Roma: World Health Organization, European Centre for Environmental Kuznetz Curve.

- Wiedmann, T., & Minx, J. (2008). A definition of carbon footprint. En C. C. Pertsova, *Ecological Economics Research Trends* (págs. 1-11). Hauppauge NY, USA: Nova Science Publishers.
- Wikipedia. (23 de 01 de 2017). *Carbon footprint - Wikipedia*. Recuperado el 04 de 02 de 2017, de https://en.wikipedia.org/wiki/Carbon_footprint
- Woodward, R., Hammond, A., Adriaanse, A., Rodenburg, E., & Bryant, D. (1995). *Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. Washington D.C.: World Resources Institute.
- WRI, & WBCSD. (2004). *The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard - Revised Edition*. USA: World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development.
- WRI, & WBCSD. (2005). *The GHG Protocol for Project Accounting*. USA: World Resources Institute and World Business.
- WRI, & WBCSD. (2010). *Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard Summary of the Product Standard Road Testing Workshop May 18 and 19, 2010*. WRI & WBCSD.
- WRI, & WBCSD. (2011a). *Product Life Cycle Accounting Reporting Standard*. GHG Protocol.
- WRI, & WBCSD. (2011b). *Greenhouse Gas Protocol. Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting and Reporting Standard – Supplement to the GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard*. USA: World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development.

WRI, C40, & ICLEI, L. G. (2014). *Global Protocol for Community-Scale (GPC). GHG Protocol* .

Wu, P., B. X., & Wang, X. (02 de 2015). The contribution of ISO 14067 to the evolution of global greenhouse gas standards-A review. *RenewableandSustainableEnergyReviews*, págs. 142–150.

WWF. (2010). *Living Planet Report*. Gland, Switzerland.

WWF. (2016a). *Planeta Vivo Informe 2016: Riesgo y resiliencia en una nueva era*. Gland, Suiza: WWF International.

WWF. (2016b). *Living Planet Report 2016: Risk and resilience in a new era*. Gland, Switzerland: WWF International.

York, R. (2006). Ecological Paradoxes: William Stanley Jevons and the Paperless Office. *Human Ecology Review*, 13, 143-147.

York, R., & McGee, J. A. (2015). Understanding the Jevons paradox. *Environmental Sociology*.