



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Incorporación de externalidades en el análisis Insumo-Producto

Pedro Andrés Bohórquez Pulido

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias Económicas, Área Curricular de Economía
Bogotá, Colombia
2018

Incorporación de externalidades en el análisis Insumo-Producto

Pedro Andrés Bohórquez Pulido

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:

Magister en Ciencias Económicas

Directora:

Mg. Jennifer Lorena Gómez Contreras

Codirectora:

Dra. Olga Lucía Manrique Chaparro

Línea de Investigación:

Desarrollo Económico

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ciencias Económicas, Área Curricular de Economía

Bogotá, Colombia

2018

*“La verdadera generosidad para con el futuro
consiste en entregarlo todo al presente”
Albert Camus*

Agradecimientos

Han sido muchos quienes han contribuido a mi vida, a mis logros y retos. A todos ellos les debo gratitud porque me han dado sueños y la energía para alcanzarlos. En particular quiero agradecer:

A mi hermana Luisa Fernanda Bohórquez Pulido, quien con sus consejos e infinito amor siempre me ha motivado a ser mejor persona. También ha sido la mejor compañía en los ires y venires de la vida.

A mi mamá Blanca Nieves Pulido y mi papá Gustavo Bohórquez Arango, quienes invirtieron su tiempo, esfuerzo y amor para hacer de nosotros (mi hermana y yo) perseverantes y honestos; siempre han sido un ejemplo de la responsabilidad.

A Dennis Fabián Bejarano, quien con sus consejos me ha mantenido enfocado en mis metas y es testigo de los esfuerzos invertidos para lograrlas. Su apoyo ha funcionado como un polo a tierra.

A mi directora Jennifer Lorena Gómez, quien desde varios años atrás me ha dado su constante apoyo; con su admirable recorrido y entusiasmo ha sabido orientarme en el camino de la academia y de la amistad. A mi codirectora Olga Lucía Manrique y los jurados de esta tesis Gloria Milena Valero, Javier Sabogal Aguilar y Alexander Rincón Ruiz, sus aportes dieron a esta investigación mayor rigurosidad, haciéndola una fuente útil para futuras investigaciones.

A mis amigos y seres más queridos, quienes hacen felices los días.

Finalmente, a la Universidad Nacional de Colombia-Sede Bogotá, mi alma máter, refugio de utopías y hacedora de pensamientos críticos transformadores.

Resumen

La Matriz Insumo-Producto (MIP) representa los flujos de bienes y servicios intermedios consumidos para generar los productos finales en una economía, en un periodo dado; sin embargo, en su análisis omite los efectos colaterales sobre las contribuciones de la naturaleza, derivados del proceso productivo. De allí que de la MIP se hayan desprendido transformaciones al modelo con aplicaciones ecológicas y ambientales, centrándose en aspectos físicos, contaminantes y afectaciones específicas del ambiente, quedando rezagados aspectos culturales, de la salud, del paisaje, entre otros. Para encontrar solución a esa carencia, esta tesis propone un modelo que integra las externalidades a través de una extensión lineal de la MIP, basado en la medición en precios.

Palabras clave: Insumo-Producto, Externalidad, Modelación económica-ambiental.

Abstract

The Input-Output Matrix (IOM) represents the flows of intermediate goods and services consumed to generate the final products in an economy, in a given period; however, in its analysis it omits the collateral effects on the ecosystem services, derived from the productive process. Hence, from the IOM, changes have been made to the model with ecological and environmental applications, focusing on physical aspects, pollutants and specific environmental effects, leaving behind cultural, health and landscape issues, among others. To find a solution to this lack, this thesis proposes a model that integrates externalities through a linear extension of the IOM, based on the measurement of prices.

Keywords: Input-Output, Externality, Environmental-Economic Modelling.

Contenido

	P.
Agradecimientos	VII
Resumen	IX
Abstract.....	X
Contenido	XI
Lista de figuras.....	XIII
Lista de tablas	XIV
Lista de símbolos y abreviaturas	XV
Introducción	1
1. Uso de la matriz Insumo-Producto para el análisis económico y ecológico	4
1.1 Análisis económico del modelo de Leontief	4
1.1.1 Descripción del modelo original de Leontief	5
1.2 Críticas frente a las aplicaciones de la Matriz Insumo Producto (MIP).....	9
1.2.1 Agrupación de productos en un sector.....	10
1.2.2 Uso de precios para el análisis insumo-producto	11
1.2.3 El uso del álgebra lineal en el análisis insumo-producto	14
1.2.4 Críticas al respecto del análisis ambiental en la MIP:	15
1.3 Aplicaciones ecológicas y ambientales del modelo de Leontief	16
1.3.1 Transformaciones del modelo original del Leontief	17
1.3.2 Principales aproximaciones al estudio social-ambiental.....	25
2. Contribuciones de la naturaleza y externalidades	31
2.1 Definición y medición de las contribuciones de la naturaleza	31
2.1.1 Definición de las contribuciones de la naturaleza.....	32
2.1.2 Medición de las contribuciones de la naturaleza	36
2.2 Definición teórica de las externalidades	47
2.3 Identificación de externalidades en las contribuciones de la naturaleza	55
2.3.1 Origen de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza	55
2.3.2 Origen de la información y clasificación de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza	60
3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP ..	63
3.1 ¿Se está hablando de un modelo?	63

3.2	Descripción de la propuesta de modelo	65
3.3	Alcance de la propuesta.....	69
4.	Conclusiones y recomendaciones	73
4.1	Conclusiones	73
4.2	Recomendaciones	76
A.	Anexo: Descripción matemática del modelo básico de Leontief	77
B.	Anexo: Análisis matemático de la MIP integrando las externalidades vía precios.....	80
	Demostración de cumplimiento del supuesto de invertibilidad de la matriz	80
	Descripción del análisis ronda por ronda	80
C.	Anexo: Extensiones de la MIP al análisis ambiental y ecológico.....	83
D.	Anexo: Ejemplos y mitigación de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza	92
	Ejemplos aplicados de externalidades	92
	Mitigación de las externalidades	96
	Bibliografía	101

Lista de figuras

	P.
Figura 1-1: Modelo abierto de la MIP.....	8
Figura 1-2: Modelos de análisis ambiental.....	17
Figura 1-3: Diagrama circular de flujos económicos	26
Figura 1-4: Estructura de una MCS	27
Figura 2-1: Identificación de servicios ecosistémicos para el MA.....	33
Figura 2-2: Métodos de valoración económica ambiental	41
Figura 2-3: Medición de las contribuciones de la naturaleza.....	43
Figura 3-1: Integración de las externalidades a la MIP	67

Lista de tablas

P.

Tabla 1-1: Transformaciones del modelo de Leontief aplicadas al estudio ambiental.....	18
Tabla 1-2: Comparación de modelos.....	23
Tabla 2-1: Objeto de estudio del IPBES	35
Tabla 2-2: Interpretaciones del término externalidad	48
Tabla C-1: Principales aplicaciones ambientales de la MIP	83

Lista de símbolos y abreviaturas

Abreviaturas

Abreviatura	Término
<i>ALAF</i>	Asociación Latinoamericana de Ferrocarriles
<i>APAD</i>	Agencia para la Protección Ambiental de Dinamarca
<i>CBD</i>	Convention on Biological Diversity
<i>DANE</i>	Departamento Administrativo Nacional de Estadística
<i>IPBES</i>	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
<i>MA</i>	Millennium Ecosystem Assessment Board
<i>MCS</i>	Matriz de Contabilidad Social
<i>MIP</i>	Matriz Insumo-Producto
<i>NU</i>	Naciones Unidas
<i>SCAEI</i>	Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada
<i>SCN</i>	Sistema de Cuentas Nacionales
<i>WIOD</i>	World Input-Output Association Database

Introducción

En la Matriz Insumo-Producto (en adelante MIP) se refleja cómo los sectores demandan bienes y servicios para utilizarlos como insumos; así mismo, cada sector oferta los bienes y servicios terminados a otros sectores y a consumidores finales tales como los hogares, el gobierno, para exportaciones, etc (Miller y Blair, 2009). El origen del análisis insumo-producto data del siglo XVIII con François Quesnay y su Tabla Económica, hasta los desarrollos de Wassily Leontief, con la teoría insumo-producto cuya primera aplicación data del año 1941 (Clark, 1956). Para el 2011 la Base de Datos Mundial sobre Insumo-Producto registraba 27 países europeos y 13 del resto del mundo que construyeron sus matrices ininterrumpidamente desde 1995 (WIOD, 2015).

Este modelo también ha sido utilizado como base para el análisis ecológico y ambiental-económico, encontrándose: modelos de análisis generalizado de insumo-producto, de los que se desprenden los modelos con enfoque en los impactos y en la planeación; modelos basados en el modelo ampliado de Leontief, en particular los de generación y eliminación de contaminantes; modelos económico-ecológicos, a donde pertenecen el modelo integrado y el modelo limitado económico-ecológico; y los modelos de dispersión de contaminantes, basados en los modelos de dispersión gaussianos (Miller y Blair, 2009). En cuanto a aproximaciones que parten de matrices para abordar aspectos socio-ambientales existen la Matriz de Contabilidad Social (MCS, o SAM por sus siglas en inglés) y el estudio de los precios sombra.

En contraste a la difusión que el modelo de la MIP ha tenido y las aplicaciones al análisis económico-ambiental, algunos autores han ressaltado críticas argumentando, entre otros aspectos, que: la MIP agrupa en un producto promedio numerosos productos pertenecientes a un mismo sector y la existencia del supuesto de que los flujos monetarios que la matriz de Leontief representa, son equivalentes a los flujos físicos de bienes y servicios (Schuschny, 2005); que existe una tendencia a utilizar la matriz de precios,

ignorando que existen aplicaciones para valuación en bienes físicos y energéticos (Duchin, 2004); que los modelos de la MIP ambiental no incorporan la complejidad de los sistemas económico y ecológico (Daly, 1968); que las externalidades no están incluidas en el precio de los bienes y servicios, así como tampoco se incluye el consumo de servicios ecosistémicos (Cárdenas, 2009).

Al respecto de las críticas mencionadas, la economía convencional expone que los precios dan una señal clara de las características de los bienes y servicios, en particular, los precios suben en la medida que la oferta disminuye, lo que sería equivalente al agotamiento del bien. Sin embargo, cuando los bienes o servicios no son excluyentes o cuando no hay instituciones que demanden la revelación de los costos originados en el impacto sobre los mismos –como la salud de los trabajadores o la pérdida de biodiversidad– no es posible incluir en el precio el impacto que la producción genera. Nuevamente, los precios no dan evidencia de todos los costos incurridos en la producción. Estos costos excluidos (impactos sobre el ecosistema) son denominados fallas del mercado, que surgen del uso de bienes no excluyentes o no rivales, como es el caso de los servicios ecosistémicos; en la medida en que los impactos no son compensados, se convierten en externalidades. (Daly & Farley, 2004).

El término externalidad ha sufrido múltiples cambios a lo largo del tiempo, centrándose inicialmente en aspectos económicos e incluyendo paulatinamente aspectos ambientales y sociales. El enfoque tomado en esta tesis adopta el término externalidad y se basa en las definiciones dadas por Daly y Farley (2004) y el IPBES (2015), además de concordar con la extensión hecha en el análisis de E P&L; esto en cuanto son definiciones que amplían el impacto de las externalidades más allá de la existencia de equilibrios paretianos (como es señalado por Mishan (1971) respecto de los textos de Coase (1960) y Buchanan y Stubblebine (1962)). En este sentido, una externalidad es una falla del mercado que surge cuando la producción de un bien o servicio causa de manera involuntaria una pérdida o una ganancia en el beneficio de otro agente sin que este sea compensado, es decir cuando el costo social marginal de la producción supera el beneficio que esta genera (Daly y Farley, 2004), o cuando la distribución de las contribuciones a la naturaleza no es eficiente, generando costos sociales derivados del uso de la biodiversidad (IPBES, 2015); estos impactos pueden ser medidos a través del deterioro que las organizaciones (y la cadena de valor de sus productos) generan al consumir contribuciones de la naturaleza a

una tasa superior a la de su regeneración y el valor de su provisión, absorción, limpieza u otros métodos para reponerlos (definición del análisis E P&L del APAD, 2014).

Por lo dicho, el objetivo general de esta tesis es incluir el valor monetario de las externalidades en el análisis insumo producto. Para esto, esta tesis de maestría se propone: a) identificar los aportes y las limitaciones de las teorías y los modelos más relevantes en donde se incorpora el análisis económico-ambiental a la MIP; b) analizar el concepto de externalidades y cómo estas se identifican en las contribuciones de la naturaleza; y c) proponer un modelo que incorpore las externalidades en la producción de bienes y servicios de cada sector de la economía en la MIP.

Sin perjuicio del aporte de esta tesis, el modelo propuesto adolece las críticas relacionadas con la linealidad del análisis y la medición monetaria de las variables sociales y ambientales. Adicionalmente, aquí solo se plantea la propuesta de modelo, con la expectativa que pueda ser aplicado en futuras investigaciones.

En este documento primero se exploran los referentes teóricos al respecto del modelo básico de insumo-producto de Leontief y los modelos aplicados al análisis ambiental que de este se han derivado, así como las críticas que han surgido sobre los modelos que utilizan la MIP; segundo, se define el concepto de externalidades partiendo de la identificación y medición de las contribuciones de la naturaleza; tercero, se incorporan las externalidades generadas en la producción de bienes y servicios de cada sector de la economía en la MIP a través de la propuesta de un modelo; finalmente, se concluye y proponen futuros alcances de esta investigación.

Con base en el método seguido, esta es una tesis de investigación documental (Muñoz, 1998), de corte cualitativo (Hernández, Fernández-Collado y Baptista, 2006). En esta investigación se llevó a cabo una exploración bibliográfica, con un diseño longitudinal, analizando documentos en idioma español e inglés, en revistas indexadas, libros e informes de instituciones públicas colombianas, encontrados en las bases Academic Search Complete (EBSCO), Jstor, Science Direct, Redalyc, Econlite y Scielo, así como en las bibliotecas de la Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá y la Biblioteca Luis Ángel Arango de Bogotá.

1. Uso de la matriz Insumo-Producto para el análisis económico y ecológico

El objetivo de este capítulo es explorar los referentes teóricos al respecto del modelo básico de insumo-producto de Leontief y los modelos aplicados al análisis ambiental que de este se han derivado; adicionalmente, se detallan las críticas que han surgido sobre los modelos que utilizan la MIP. Esto con el fin de dar a conocer los avances que se han logrado en materia ambiental utilizando la MIP en la elaboración de la propuesta de modelo que persigue esta tesis.

1.1 Análisis económico del modelo de Leontief

El origen del análisis insumo-producto data del siglo XVIII con François Quesnay y su “Tableau économique” (Tabla Económica), la cual reconoce la existencia de un proceso de producción, un sistema de precios, requerimientos de insumos y distribución del ingreso en la economía a través de la generación de productos; posteriormente, Leon Walras incluye el análisis de coeficientes constantes de producción para explicar el consumo intersectorial (DANE 2013). Finalmente, Wassily Leontief creó la teoría insumo-producto (Clark, 1956), que fue inicialmente construida para describir la relación de un sector (la agricultura), pero fue desarrollada hasta explicar la interdependencia sectorial en toda una economía (DANE, 2013), generando en 1941 la primera aplicación a la economía estadounidense entre 1919-1939, aporte que hizo a Leontief merecedor del Premio Nobel de Economía en el año 1973.¹

¹ Para ver una descripción más detallada sobre la vida y modelos de Leontief se recomienda ver Clark (1956) y Monsalve (2010).

El modelo creado por Leontief explica las demandas entre industrias en la economía, es decir, como los productos terminados de un sector de la economía pueden convertirse en los insumos de otro sector (ver Figura 1-1: Modelo abierto de la MIP y observar el Anexo A. Descripción matemática del modelo de Leontief). Para esto, en la matriz se ubican los sectores de una economía en filas y columnas, siendo las intersecciones entre estas, las demandas intersectoriales.

El modelo se ha aplicado a diversos países: para el 2011 la Base de Datos Mundial sobre Insumo-Producto registraba 27 países europeos y 13 del resto del mundo que construyeron sus matrices ininterrumpidamente desde 1995 (WIOD, 2015). Colombia dispone de las matrices para 2005 y 2010 según el DANE (2012). El modelo también ha sido aplicado a interacciones intra-regionales e inter-regiones (Miller y Blair, 2009); e incluso se han hecho aproximaciones a una matriz a nivel mundial, como lo hecho por Timmer, Dietzenbacher, Los, Stehrer y de Vries, (2015).

La frecuencia en su uso, la sencillez de implementación y las múltiples aplicaciones del modelo de Leontief, fueron los principales motivos para tomarlo como base para la propuesta de modelo de esta tesis.

1.1.1 Descripción del modelo original de Leontief

En la matriz se ubican los sectores de la economía en filas y columnas (los mismos sectores tanto en las filas, como en las columnas), así que cada elemento de la matriz muestra cuanto demanda el sector A del sector B, C, D...Z y de su mismo sector. Para conocer la explicación matemática del modelo ver Anexo A. Descripción matemática del modelo básico de Leontief.

De esta forma, el modelo puede ser visto como la expresión de una serie de funciones de producción, tantas como la cantidad de sectores que hay en la economía de cada país o región analizados². Estas funciones de producción, que contienen coeficientes técnicos

² El modelo Insumo-Producto es aplicable, en general, a cualquier sociedad que haga intercambios entre sectores, por lo que el modelo básico –que inicialmente fue aplicado en países- puede

fijos (explicados en el Anexo A), tienen forma lineal y pueden explicarse desde el análisis microeconómico con isocuantas con la forma de bienes complementarios, donde, para un nivel dado de producto, existen planes de producción donde interactúan diversos insumos con rendimientos constantes de escala (Varian, 1978).

Este modelo es útil en cuanto explica la proporción en que un incremento en la demanda del producto final de un sector incrementa la demanda de todos los sectores que proveen de insumos a dicho sector (Miller y Blair, 2009). Sin embargo, puede distar de la realidad, tanto como se agreguen productos de la economía entre los sectores, ya que los productos generados en cada sector de la economía puede demandar insumos diferentes en cantidades diferentes; por ejemplo, en el sector 7 de la economía colombiana se agrupan petróleo crudo, gas natural y minerales de uranio y torio, los cuales son similares en su origen, pero no cuentan con técnicas homogéneas de explotación. Partiendo del mismo argumento, tampoco es viable la sustitución perfecta de factores al interior de cada sector o la sustitución nula entre sectores, críticas recogidas por Schuschny (2005). Otras críticas pueden verse en la sección 1.3 Críticas en contraste a las aplicaciones de la Matriz Insumo Producto (MIP).

La matriz, además de incluir las demandas intersectoriales (o consumo intermedio), también se compone de las secciones de: demanda final, representada por los consumidores finales (hogares y gobierno) y la inversión; valor agregado, que comprende la remuneración a los asalariados, los tributos netos pagados por la producción³, el ingreso mixto y el excedente bruto de explotación; y comercio internacional, incluyendo las exportaciones ajustadas por los costos de exportación y las importaciones ajustadas por las compras directas en el territorio nacional por no residentes (DANE, 2012)⁴.

extenderse al análisis regional e incluso global. Para ver más información sobre este último tema, ver el sitio web de la Base de Datos de Análisis Insumo-Producto Mundial (WIOD http://www.wiod.org/new_site/home.htm)

³ El valor neto surge de los impuestos pagados por las empresas en cada uno de los sectores, menos las subvenciones o subsidios del gobierno recibidos como estímulo para la producción.

⁴ La información sobre valor agregado, demanda final y comercio exterior fue descrita con base en la Matriz Insumo-Producto para Colombia. Para conocer más sobre los términos que la componen, ver DANE (2012)

La información para construir estas matrices surge de tablas de demanda y oferta intersectoriales y encuestas de hogares. En el caso colombiano, el DANE genera esta información mediante matrices de oferta y utilización con base en las cuales se obtienen los coeficientes de la MIP, como es explicado por Hernández (2011) y la Gran encuesta integrada de hogares, como se indica en Haddad, Faria y otros (2016), quienes incluyeron el análisis laboral en su análisis de la MIP interregional para Colombia.

Finalmente, el modelo de la MIP puede entenderse como abierto cuando incluye aspectos de la demanda final y del trabajo como variables exógenas (cuyos cambios no impactan la economía en su conjunto) o como cerrado en la medida en que estas variables son incluidas dentro del análisis de los coeficientes técnicos, haciéndolas parte de las variables endógenas (es decir, tomándolas como sectores de la economía). Para cerrar un modelo con base en una variable exógena como el consumo final de los hogares sería necesario disponer de información sobre el insumo para la economía (el factor trabajo en forma de salarios), como el producto (las compras finales) (Miller y Blair, 2009).

Una descripción gráfica del modelo puede ser vista en la Figura 1-1: Modelo abierto de la MIP:

Figura 1-1: Modelo abierto de la MIP

		Productores como consumidores			Demanda final			
		Sector 1	Sector j	Sector n	Consumo público	Consumo privado	Inversiones	Exportaciones
Productores	Sector 1	X_{11}	X_{1j}	X_{1n}				
	Sector i	X_{i1}	X_{ij}	X_{in}				
	Sector n	X_{n1}	X_{nj}	X_{nn}				
Importaciones					PIB			
Valor agregado	Salarios							
	Capital							
	Subsidios							
		-----> Distribución del productcto final ----->						

→ Función de producción ----->

Fuente: Elaboración propia con base en Hernández (2011) y Miller y Blair (2009)

Derivado de la demanda intersectorial, se desprende el análisis de multiplicadores, los cuales se definen como la magnitud en la que un cambio en la demanda final de un sector impacta o estimula la producción de otros sectores en la economía. Para obtener los multiplicadores se parte de los coeficientes técnicos, que son la relación entre la demanda de un insumo por un sector y el producto total generado en ese sector (como puede verse en el Anexo A), para luego ser hallados a través de transformaciones lineales. Esta información permite hacer el análisis de impacto.

El análisis de impacto explica de manera global los cambios que se espera que ocurran en la economía dado un cambio exógeno en el comportamiento de oferta o demanda de los agentes; estos cambios pueden ser analizados en el corto plazo (análisis de impacto) o en el largo plazo (que involucra predicciones y proyecciones, normalmente utilizando herramientas econométricas)⁵. La información encontrada en términos monetarios corrientes puede no ser comparable entre múltiples periodos, dado que las condiciones del contexto social y económico pueden impactar los precios utilizados para medir las

⁵ Para ver críticas sobre la dificultad de predicción con base en el modelo básico de Leontief, ver (Duchin y Steenge, 2007)

demandas intersectoriales y del factor humano. Por esto, la MIP en moneda corriente debe ser deflactada⁶.

Los efectos en el análisis de impacto pueden ser definidos como directos e indirectos: los efectos directos son los cambios iniciales en la economía por el cambio en la demanda de uno de los sectores; los efectos indirectos son los cambios secundarios que tienen como consecuencia los cambios iniciales (los directos). La suma de los impactos resulta en los multiplicadores totales (Miller y Blair, 2009).

Del análisis de los multiplicadores totales se desprende el hallazgo de sectores claves en la economía (key sectors). Estos sectores clave serán aquellos en los que se identifique mayor nivel de demanda de ciertos sectores; por ejemplo, será de particular atención aquellos sectores que demanden en mayor medida recursos naturales no renovables. Los sectores clave puede analizarse desde el punto de vista de los impactos; por ejemplo, será importante observar aquellos sectores que generan mayor cantidad de contaminantes.

La metodología para extraer los multiplicadores totales puede verse en el Anexo B. Análisis matemático de la MIP integrando las externalidades vía precios, en particular la sección Descripción del análisis ronda por ronda.

1.2 Críticas frente a las aplicaciones de la Matriz Insumo Producto (MIP)

El uso de la MIP ha sido extenso y variado; de esta matriz se han derivado múltiples modelos agrupados según las variables que utilizan y el objetivo que persiguen, como puede verse en la sección 1.3 Aplicaciones ecológicas y ambientales del modelo de Leontief. De lo puede concluirse que constituye una herramienta útil para el análisis económico y ambiental.

⁶ Para conocer la definición del término, ver <http://www.banrep.gov.co/es/contenidos/page/qu-deflaci-n>

Sin embargo, existen debilidades en el uso de la MIP, enmarcados en las herramientas matemáticas aplicadas, las variables utilizadas, su capacidad de análisis, entre otros, las cuales han animado la creación de nuevos modelos.

A continuación se exponen algunas debilidades que presenta el uso de la MIP, acompañados de críticas y desarrollos de autores:

1.2.1 Agrupación de productos en un sector

Cuando se sectoriza una economía necesariamente se agrupan productos que comparten una características en común, bien sea su origen, su uso, sus características físicas, etc., de lo contrario, existirían tantos sectores como bienes o servicios hay en una economía.

De allí que Schuschny (2005) argumente que la MIP agrupa en un producto promedio numerosos productos pertenecientes a un mismo sector. Para el autor, esta limitación implica que los diferentes productos dentro del sector funcionan como sustitutos perfectos en las funciones de producción donde existen coeficientes técnicos mayores a cero; lo cual desconoce la variedad y características de los productos y el ciclo de vida de cada uno de ellos. Esto coincide con lo expuesto por Gutmanis (1975), quien afirma que los efectos negativos en el análisis insumo-producto pueden surgir de un exceso de agregación sectorial, es decir, los sectores contienen muchos productores y productos diferenciados, lo que sobre-simplifica la realidad económica.

Ayres (1995) plantea que en la matriz insumo-producto se agrupa inapropiadamente, lo que impone una limitación en el análisis sectorial de una economía, ejemplificando cómo se introduce en una especie de caja negra el complejo proceso de la extracción y concentración de los minerales, distribuyendo los desperdicios generados en el ecosistema, pero no en el mismo sector. El ejemplo expuesto por el autor es la principal preocupación de esta tesis, la no incorporación del daño ambiental generado en la producción, por eso se propone revelar el impacto negativo con la esperanza de que futuras investigaciones propongan resarcir el daño.

Para la aplicación del análisis insumo-producto del año 2005 en Colombia la economía se dividió en 61 sectores, mientras que el cálculo aplicado por la WIOD para Austria, Rusia,

Irlanda, China y 36 países más, tomaron 35 sectores. En el estudio de la WIOD uno de los sectores agrupa toda la maquinaria consumida y ofertada en un país, en otro sector agrupaba los servicios de electricidad, agua y gas. Un sector puede incluir elementos diferentes entre sí y analizarlos como si fueran indistintos; lo cual aleja las conclusiones de la realidad subyacente a los bienes analizados.

Para Miller y Blair (2009) esto más que una limitación, constituye una ventaja del modelo para el análisis económico, en cuanto se omite la complejidad de la variedad de productos y sus características diferenciales, reduciendo la producción sectorial a precios y facilitando la comparación intersectorial.

Otro problema expuesto por Schuschny (2005) es el supuesto de sustitución al interior de cada sector, dando a entender que la variedad de productos dentro de un sector tiene las mismas características y son sustitutos, aspecto que no se cumple en la economía y aleja el análisis de la realidad.

La limitación de la cual se habla en las críticas, también es aplicable a la propuesta de modelo y se acentúa según exista información por sectores o productos, con mayor o menor nivel de desagregación. Por este motivo, se recomienda aplicar el modelo utilizando matrices que tomen como insumo la información de oferta y demanda de bienes y servicios individuales, no agrupados. Para lograrlo, es necesario robustecer el sistema de cuentas nacionales de los países, para que se documente el uso de bienes y servicios en la economía.

1.2.2 Uso de precios para el análisis insumo-producto

Duchin (2004) argumenta que se identifica una tendencia a utilizar la matriz de precios, ignorando que existen aplicaciones para valuación en bienes físicos y energéticos que dan una descripción más precisa de los flujos de materiales.

Ante esta crítica, se pueden mencionar algunos modelos que derivan del uso de la MIP, tales como la aplicación de Jacobson (2005) en donde se explica la dispersión de contaminantes integrando aspectos de límites y condiciones del aire a través de la dispersión Gaussiana; o Ayres (1995) y obras posteriores donde se utilizan variables de

calor para medir los flujos de factores en una economía, aplicando las leyes de la termodinámica para explicar los impactos de la producción de bienes y servicios. Las aplicaciones expuestas comprueban que en análisis insumo-producto puede utilizarse variables que describan de manera más real y completa la interacción económica. Sin embargo, estas aplicaciones tienen la desventaja de la disponibilidad de información.

Otros avances que integran la visión física en el análisis de Insumo-Producto son los relacionados con la generación y eliminación de contaminantes, el primer estudio que data al respecto es el de Leontief (1970), que fue reformulado por Qayum (1991) y posteriormente sintetizado por Arrous (1994); este modelo hace transformaciones lineales a la matriz para incluir vectores que describan la generación de contaminantes y el precio de la eliminación de los mismos, descritos como sectores limpiadores; aunque existen diferencias entre los modelos que solo describen la contaminación frente a los que endogenizan la generación de esta, como se afirma en Allan y otros (2007).

Por su parte, Schuschny (2005) menciona:

La forma en que las tablas están valuadas, en términos monetarios, puede también ser una fuente de importantes errores: se supone que los flujos monetarios que la matriz de Leontief representa, son equivalentes a los flujos físicos de bienes y servicios. Esto supone que el sistema de precios es perfectamente homogéneo, lo cual no sucede en la práctica (Schuschny, 2005, p. 26)

Los precios se basan en la interacción de la oferta y la demanda, por lo que su estimación obedece a dinámicas políticas y económicas que dan cuenta de los costos que la producción de los bienes genera; además los precios no son homogéneos, existen precios diferenciados en la medida que existe variedad de productos dentro de cada sector, por lo que esta crítica se complementa con la primera crítica descrita en esta sección. Esta crítica es mencionada por Cárdenas (2009) en el contexto de la definición de las externalidades que no están incluidas en el precio de los bienes y servicios.

Esta simplificación de la interacción economía-ecología dista de la realidad de los sistemas, en cuanto los modelos de la MIP ambiental no incorporan la complejidad de los

sistemas económico y ecológico, crítica a la que Daly (1968) hizo una aproximación teórica de respuesta⁷.

En el modelo propuesto en esta tesis se parte de la medición monetaria por ser una unidad de medida que permite comparar hechos económicos, no la única, como se demuestra en los mencionados trabajos. Se seleccionó esta medición porque se hizo necesario partir de una base con la que se pudiera medir todas las variables de una sola manera y poder analizarlas en un solo modelo, ya que la MIP parte de demandas intersectoriales de bienes y servicios con unidades físicas de medida diferentes y al incorporar las externalidades se encontraron unidades de medida aún más variadas.

Esto sin desconocer que la medición monetaria reduce el uso de un recurso a una transacción entre agentes, imponiendo subjetividades en el establecimiento de un valor e ignorando el impacto que esto tiene en un sistema complejo. Frente a este inconveniente, la manera de reducir la brecha puede ser incluir en el valor todas las variables posibles en el hecho a medir, coincidiendo con la idea planteada en Munda, Nijkamp y Rietveld (1994). Adicionalmente, este valor se debe establecer partiendo de un análisis que no obedece solamente a un sistema económico, sino a la interacción en un sistema social (en el que se incluye el sistema económico), que coexiste con un sistema biológico, como se afirma en Leff (2008).

Es posible describir el origen de los valores a incorporar a la MIP con la ampliación aquí propuesta: por ejemplo, el valor de una demanda por el impacto en la salud de los trabajadores de una mina de carbón, podría describirse como los daños a la salud descubiertos y el costo del tratamiento más la compensación dada a los trabajadores; de esta manera es posible dar a entender al tomador de decisiones (que puede ser el Gobierno) información más completa.

⁷ El modelo desarrollado por Daly (1968) se encuentra descrito en el Anexo C. Análisis ecológico con el uso de la MIP

1.2.3 El uso del álgebra lineal en el análisis insumo-producto

Al respecto, se puede agregar que el uso del álgebra lineal impide incluir en el análisis insumo-producto la existencia de rendimientos decrecientes o crecientes de escala⁸, reduciendo la realidad productiva a rendimientos constantes, lo cual no necesariamente se cumple en la realidad.

Las críticas a la linealidad del modelo original de Leontief pueden ser contrastadas con los modelos dinámicos de la MIP, desarrollados por autores como Carter (1974), Duchin (1992), Sonis y Hewings (1998), Barker (1998), Idenburg y Wilting (2000), Duchin y aye (2004), entre otros, descritos en la sección 1.3.2 Análisis ecológico con el uso de la MIP.

En el modelo propuesto se utilizan herramientas de la matemática lineal, por lo que se debe prevenir sobre el limitado alcance que tienen las conclusiones extraídas en futuras aplicaciones. Si el modelo se aplica en año en particular, las conclusiones serán útiles para explicar el comportamiento en ese año, no en años posteriores, a menos que se analicen múltiples años y luego se puedan encontrar tendencias o comportamientos en común.

Cordier, Uehara, Hamaide y Weih (2015) identifican dos orígenes de la complejidad: la respuesta del ecosistema ante el uso humano no es lineal, predecible, ni controlable; y los elementos dentro del ambiente también interactúan en el ecosistema. Al respecto, representar la interacción entre las personas y de estas con el ecosistema de manera lineal, excluye información para los análisis que de allí se desprendan, lo que implica una gran debilidad del uso de modelos lineales; ante esto, podría adicionarse al análisis información adicional, de tipo cuantitativo y cualitativo, donde se expongan los efectos que tiene el accionar humano sobre el ecosistema, aun cuando estos efectos se hagan evidentes en el largo plazo.

Suh (2005) da respuesta a algunas de las críticas sobre el uso de la matemática lineal en el análisis de la MIP:

⁸ Para ver una descripción del término, revisar Varian (1978)

a) Debe haber precaución en la implementación del modelo para efectos de predicciones dado que este tipo de modelos toman las relaciones que describen como fijas, lo cual dista de la realidad; sin embargo, el modelo captura una realidad y la describe, de tal manera que ofrece información útil para la toma de decisiones de esa realidad en específico.

b) El modelo recoge información que, una vez es debidamente contabilizada, permite hacer análisis futuros y predecir con modelos más sofisticados; el sistema lineal es una manera eficiente y bien definida de presentar información fundamental.

c) El modelo lineal permite aplicar una estructura común, proveyendo un número de indicadores universales que pueden ser aplicados a diferentes sistemas, lo que permite una mejor comparación entre sistemas.

1.2.4 Críticas al respecto del análisis ambiental en la MIP:

Brink e Idenburg (2007) exponen: a) La contaminación (sobre todo los gases) una vez en la atmósfera, es difícil identificarla y eliminarla. Por lo que incluir aspectos de contaminación generada en la producción de bienes y servicios está limitada.

b) en el modelo de Leontief se asume que solo existe un proceso para cada producto y solo una actividad de eliminación para cada contaminante, lo que difiere de la realidad, donde existen múltiples opciones de reducción de contaminantes a diferente costo, se aplican múltiples métodos para eliminar un contaminante, o un solo método puede usarse para eliminar varios contaminantes.

c) En el modelo básico se parte de que el grado de eliminación es exógeno al modelo, por lo que la reducción del contaminante sería la misma para todos los sectores, esto aplica para los contaminantes gaseosos por la dispersión de los gases en la atmósfera.

Al respecto de estas críticas, se coincide con el autor sobre la dificultad para medir la contaminación o identificar descontaminantes que den alcance a las diferentes fuentes del problema; razón por la cual, en esta tesis se aborda la inclusión de las externalidades, utilizando métodos de valoración económica ambiental, lo cual transforma la MIP para incluir en su análisis el valor calculado del daño causado por la producción, más que un volumen del daño.

Adicionalmente, según la Comisión Europea (2005), por un lado, las tablas de contaminantes existentes no siguen la estructura de las MIP; por otro lado, la información existente en los países europeos se centra en la contaminación del aire, dejando atrás la contaminación de suelos, del agua o cualquier otra externalidad, como lo fue mencionado por Barker (1998), quien resaltaba que el tratamiento que los modelos neoclásicos dan al equilibrio usualmente omite costos sociales centrales en el gravamen a la contaminación, por ejemplo, los costos sociales del desempleo voluntario o involuntario.

Derivado de esto, se identifica la importancia de incluir una gama de externalidades mayor en el análisis insumo-producto, para no centrar la atención solamente en la contaminación. Si bien, el impacto de la producción económica se ha medido en la contaminación en el aire, esta no es la única consecuencia negativa.

De lo anterior también puede extraerse como limitación, la falta de información; lo que ratifica la necesidad de fortalecer la información de las cuentas nacionales en cada país.

Frente a las críticas observadas, la novedad que se persigue con el modelo propuesto en esta tesis es la revelación del valor de las externalidades, esto sin afirmar que el valor pagado por el contaminante necesariamente recompensa al tomador de la externalidad. Fuera de este aporte, el modelo propuesto adolece las críticas y bondades relacionadas con la linealidad del análisis, la medición monetaria de las variables sociales y ambientales, y demás aspectos que se expondrán en la Sección 3.3: Alcance de la propuesta, del Capítulo 3.

1.3 Aplicaciones ecológicas y ambientales del modelo de Leontief

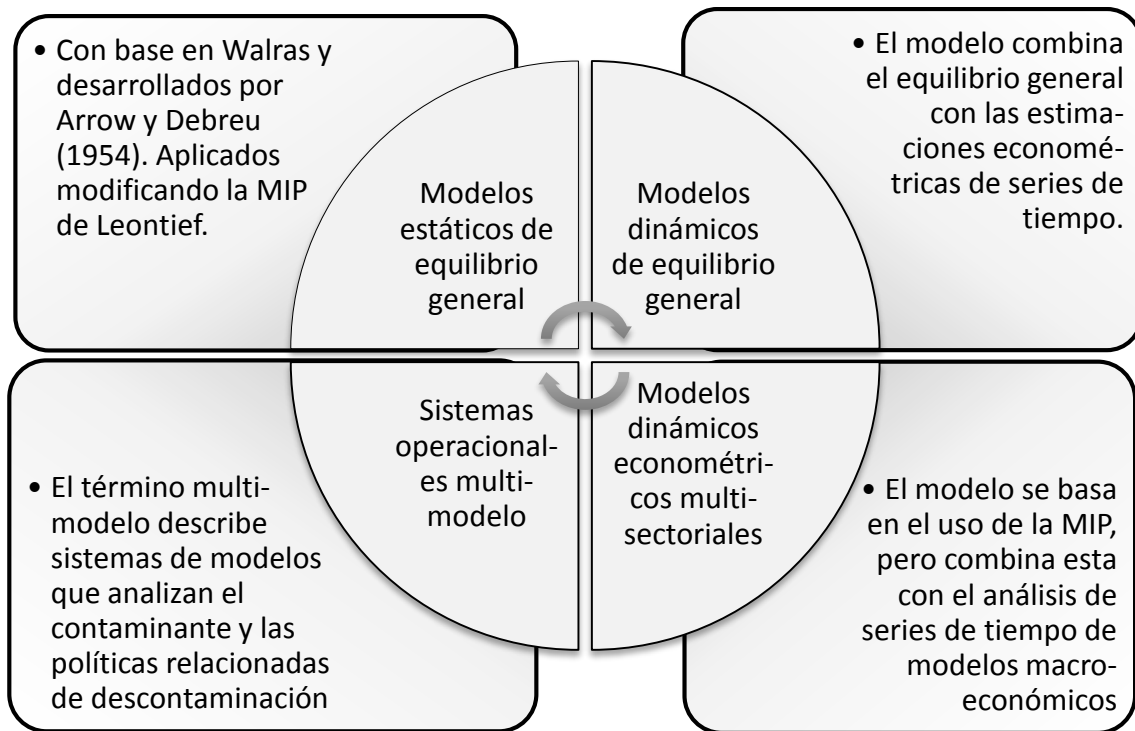
El modelo de la Matriz Insumo-Producto (MIP) ha sido utilizado como base para el análisis ecológico y ambiental-económico. Sin embargo, para aproximar el análisis de la realidad del ecosistema, el modelo ha debido ser ajustado a través de la inclusión de variables o de transformaciones matemáticas que difieren del modelo original. Una síntesis de las diversas transformaciones del modelo puede verse en Miller y Blair (2009), mientras que una clasificación alternativa de estos modelos puede verse en Barker (1998).

A continuación, se expondrán los principales modelos derivados de la MIP original de análisis económico direccionados hacia el análisis ecológico y ambiental-económico; también, se mencionarán trabajos acerca de aspectos del ecosistema con el uso de la MIP. Esto con el fin de explorar los avances logrados hasta el momento y comparar estos avances con la propuesta de modelo expuesta en esta tesis.

1.3.1 Transformaciones del modelo original del Leontief

Inicialmente podría observarse la clasificación que Barker (1998) hace de las metodologías que siguen los modelos económicos que describen la dinámica de los contaminantes en el ambiente:

Figura 1-2: Modelos de análisis ambiental



Fuente: Elaboración propia con base en Barker (1998)

Los modelos para medir contaminantes con base en la MIP del modelo de Leontief pueden ser de tipo estático o dinámico. La diferencia entre estos enfoques radica inicialmente en

el origen de los datos para el análisis, en cuanto los modelos estáticos parten de datos tomados en el momento de hacer el análisis y permiten concluir al respecto de una realidad específica; en contraste, los modelos dinámicos que integran series de tiempo permiten proyectar las variables analizadas con base en los hechos pasados, permitiendo predecir hechos futuros.

Otra diferencia entre los modelos estáticos y dinámicos radica en la linealidad del análisis, en cuanto los modelos estáticos se basan en la relación lineal entre insumos y productos partiendo de funciones de producción que no varían en el tiempo y de tecnologías de producción constantes; en cambio, los modelos dinámicos se basan en funciones de producción variables, permitiendo un análisis más amplio (Duchin, 2004).

Por otro lado, Miller y Blair (2009) clasifican los modelos según las similitudes y diferencias entre los modelos creados con base en la MIP. Estas clasificaciones no son mutuamente excluyentes, sino complementarias, ya que los modelos descritos por Miller y Blair (2009) podrían ubicarse en la clasificación más general que hace Barker (1998) de Modelos estáticos de equilibrio general. Estos modelos se describen a continuación:

Tabla 1-1: Transformaciones del modelo de Leontief aplicadas al estudio ambiental

Marco de referencia		Modelo	Descripción
<i>Análisis generalizado de insumo-producto</i>	<i>Enfoque de los impactos</i>	Contabilidad para los impactos	Incluye aplicaciones en las que el objetivo ha sido contabilizar la generación de contaminación por la producción de las industrias a través de la construcción de matrices de producción de polución o de coeficientes de efectos directos sobre el ecosistema.
		Modelo generalizado de impactos	Incluye aplicaciones que miden cualquier impacto de las industrias integrando vectores a la MIP que describen el consumo de insumos o de energía y la generación de contaminantes, desperdicios o cualquier otro factor que varía linealmente con la producción. En estos modelos cabe la posibilidad de explicar la generación de contaminantes en función de la cantidad total de producto final, es decir, por el aumento en 1 unidad monetaria de producto final, existe una cantidad de contaminante generado que es linealmente proporcional a ese aumento; otra manera de verlo sería analizando la generación de contaminantes de cada sector y

Marco de referencia		Modelo	Descripción
	<i>Enfoque de la planeación</i>		evaluar los impactos directos e indirectos dado un nivel de producción.
		Programación de objetivos	Para este modelo se imponen objetivos de demanda final de contaminantes y se halla la producción sectorial eficiente que coincide con aquellos límites a través de la minimización de las funciones de producción que se desprenden de la MIP; este análisis puede incluir una o múltiples restricciones a la producción de sectores en particular, utilizando el análisis generalizado de impactos en el hallazgo de producciones eficientes. El modelo se puede representar a través de la combinación de funciones de producción que buscan hallar una producción eficiente por sector dados unos niveles de producto final establecidos.
		Programación de políticas	En este enfoque se definen una serie de escenarios futuros en términos de producción sectorial, consumo de energía, emisiones y empleo regional; estos escenarios satisfacen matrices de Insumo-producto específicas con coeficientes de impacto directo. Los escenarios preferidos se definen usando el método de análisis de jerarquías (desarrollado por Saaty en 1980). Este análisis fue revisado y complementado por el mismo autor en posteriores años (para ver la compilación de su trabajo, ver Saaty (2008)) y persigue el objetivo de tomar decisiones con base en información de múltiples criterios: inicialmente se establece una serie de alternativas, para luego relacionar una a una y definir un coeficiente de preferencia de manera subjetiva; finalmente se debe tomar una decisión mediante el análisis conjunto de preferencias.
		Insumos ecológicos	Partiendo del modelo generalizado de impactos, se agregan nuevas filas y columnas al modelo básico de la MIP; las nuevas columnas representan la producción de desechos factibles a ser arrojados al ecosistema (como emisiones y desechos) y las nuevas filas representan los insumos ecológicos a utilizarse (como agua o tierra). Este enfoque incluye mercancías de no mercado (bienes y servicios ecológicos sin precio) medidos en diversas unidades (como litros, toneladas, hectáreas, etc.). Este modelo puede asociarse a los trabajos sobre flujos atmosféricos desarrollados por Jacobson (2005). El autor describe la historia y aplicaciones de la ciencia de la contaminación del aire, de lo que se desprenden modelos atmosféricos que simulan

Marco de referencia	Modelo	Descripción
		varios procesos y los efectos que causan, como el diagrama de procesos simulados en un modelo climático de contaminación del aire.
<i>Modelo ampliado de Leontief</i>	<i>Generación y eliminación de contaminantes</i>	Este modelo incorpora a los contaminantes como una nueva mercancía con su respectiva producción y demanda, así como a un “sector de limpieza” que demanda recursos de otros sectores de la economía y representa el costo de limpiar la contaminación. Este modelo busca endogenizar comportamientos de recuperación ambiental. Para aplicar este modelo es necesario darle un precio tanto a la contaminación como a su limpieza.
<i>Modelos económico-ecológicos</i>	<i>Modelo integrado</i>	Este modelo se basa en los desarrollos de Daly (1968) e Isard y otros (1968) y tiene como objetivo incorporar actividades ambientales en el marco de la matriz insumo-producto a través de la relación entre actividades económicas y procesos ambientales. La versión de Daly usa cuatro submatrices (cuadrantes de una matriz 2X2) de flujos. Por otro lado, Isard y otros adicionan el enfoque de mercancías por industria, el cual permite agregar múltiples mercancías y generadores-eliminadores de contaminación.
	<i>Modelo limitado económico-ecológico</i>	Fue inspirado en Isard y otros (1968) y desarrollado por Victor (1972) (citado en Miller y Blair, 2009), y plantea una limitación que restringe el uso de insumos ecológicos y la generación de desechos por la industria; de esta manera la información necesaria se tiene disponible y la aplicación del modelo se hace más fácil que en el caso del modelo integrado.
<i>Dispersión de contaminantes</i>	<i>Modelos de dispersión gaussianos</i>	El modelo estudia la manera en que la contaminación generada por las industrias se dispersa en el ambiente. Específicamente, la dispersión gaussiana asume que los contaminantes se dispersan simétricamente de forma horizontal y vertical con base en un centro. Este modelo puede acoplarse con el modelo de la MIP agregando una columna de contaminación dispersada y una fila de concentración de contaminación captada en lugares específicos. La dispersión de contaminantes puede ser descrita con coeficientes de generación de contaminación, mientras que los coeficientes de receptores de la contaminación pueden hallarse con el modelo de dispersión gaussiana.

Fuente: Modificado de Miller y Blair (2009)

En el **Análisis generalizado de insumo-producto: Enfoque de los impactos**, es posible encontrar aplicaciones tanto en precios como en variables físicas o energéticas, sin embargo, las conclusiones no distan a pesar de las diferencias en la escala de las unidades de medición. De este modelo se abstrae la posibilidad de integrar múltiples variables que inciden en el ambiente a través de la extensión de la MIP.

De la manera en que este enfoque ha sido utilizado para integrar contaminantes o impactos por el consumo a través del análisis de múltiples variables, se puede aprender sobre la integración de dichas variables, en particular en lo realizado en los modelos de contabilidad para los impactos.

A este enfoque se puede agregar el análisis de diversos ámbitos en los que puede haber impactos, adicionales a los servicios ecosistémicos y bienes tomados por los mencionados autores, tales como aspectos culturales, de la salud humana y de la afectación del paisaje; es decir, podría implementarse el enfoque planteado por el IPBES de contribuciones del ambiente para las personas (que se explica en la sección 2.1). Por otro lado, este enfoque presta su atención a la afectación posterior a la producción, aspecto que se mejora en el enfoque de la planeación.

En cuanto al **Análisis generalizado de insumo-producto: Enfoque de la planeación** el punto en común es el planteamiento de objetivos ambientales, económicos y políticos. En este tipo de modelos se parte inicialmente de un objetivo para crear el modelo y luego se concluye al respecto del alcance del objetivo planteado. A pesar de que los modelos permiten incluir variables físicas o en precios, las aplicaciones que utilizan variables en precios son más, adicionalmente siguen enfoques estáticos en el alcance de objetivos.

Este enfoque da respuesta al inconveniente presentado por el enfoque anterior, en cuanto busca un consumo objetivo para llegar a un punto sostenible de contaminación; sin embargo, de manera similar al anterior enfoque, es posible complementar los estudios realizados con el análisis de aspectos sociales y del paisaje.

Es importante planear antes que corregir en el estudio del impacto ambiental y social de la producción. Sin detrimento de lo anterior, este enfoque no se adopta en el modelo

propuesto en esta tesis, pero es deseable que en un estudio posterior pueda extenderse el análisis a plantear objetivos del volumen de impacto en la economía colombiana.

Por otra parte, en el **Modelo ampliado de Leontief** se utiliza la MIP extendida a aspectos ambientales, conservando las características de linealidad, y haciendo cambios o adiciones relacionadas con los coeficientes técnicos o integrando modificaciones necesarias para lograr mayor alcance del modelo.

Si bien este modelo puede construirse en múltiples unidades de medida (tales como precios, unidades físicas o unidades energéticas), la unidad de mayor uso es la de precios, lo cual reduce la realidad de las variables a la lógica de la medición monetaria (ver la Sección 1.3 Críticas en contraste a las aplicaciones de la MIP).

Finalmente, los **Modelos económico-ecológicos y modelos dinámicos**, clasificación tomada con base en Barker (1998), son de variada índole y buscan analizar el cambio de variables a través del tiempo; de los cuales se desprenden aplicaciones con enfoque económico-ecológico. De estos modelos se desprende la inclusión del análisis intertemporal de variables, lo cual ha sido aplicado a los enfoques económico-ecológicos.

Los modelos dinámicos aportan al incremento del alcance del análisis de la MIP, son útiles para efectos de proyectar y permiten integrar tantas variables como sea necesario. En la propuesta de modelo de esta tesis no se incluye el análisis dinámico, aspecto que puede integrarse en futuros estudios.

En el Anexo C. Extensiones de la MIP al análisis ambiental y ecológico, se describen múltiples documentos elaborados sobre aplicaciones de la MIP en el estudio ambiental y ecológico, clasificados entre los diferentes enfoques mencionados previamente. De esta exploración se concluye que no se ha encontrado un modelo que integre el concepto de externalidades, solamente el planteamiento hecho por Barker (1998) en el que se resalta la importancia de lograr esa inclusión.

Comparación de los enfoques

A partir de lo descrito previamente, a pesar de que los modelos explican la interacción entre los aspectos productivos y ambientales en una economía, ellos se diferencian entre

sí en las variables, las herramientas matemáticas y estadísticas utilizadas. Para visualizar claramente la diferencia entre los modelos se expone la siguiente tabla:

Tabla 1-2: Comparación de modelos

Marco de referencia A	Marco de referencia B
Análisis generalizado-Enfoque de la planeación	<p style="text-align: center;">Análisis generalizado-Enfoque de los impactos</p> <p>La principal diferencia entre estos marcos es el momento en el que se analiza la generación de impactos. Si el análisis se hace previo al impacto, se habla de planeación y se utilizan metodologías basadas en escenarios y límites (restricciones) a la generación de impactos; por el otro lado, si se mide el impacto que un sector genera, entonces se parte de hechos ya ocurridos y se habla de análisis de impactos. El análisis de impactos tiende al análisis lineal basado en la MIP del modelo original en precios de Leontief, mientras que en el enfoque de la planeación se usan múltiples criterios tanto para la medición, como para el análisis y la toma de decisiones.</p>
Modelo ampliado de Leontief	<p>El modelo ampliado de Leontief es un modelo específico que da origen a modelos y aplicaciones posteriores. Por lo que los modelos de contabilidad de impactos y de impactos generalizados tuvieron origen en este modelo ampliado de Leontief.</p>
Modelos económico-ecológicos	<p>Estos modelos distan en aspectos de medición y metodología. Los modelos económico-ecológicos se basan en unidades físicas más que en precios, caso contrario del enfoque de impactos. Además, en este último, el análisis se limita al análisis lineal, mientras el primero integra modelos dinámicos. Una similitud es la integración de variables económicas y ecológicas, aunque en el marco de modelos económico-ecológicos se incluye la interacción al interior de los ecosistemas, aspecto ignorado por el enfoque de los impactos.</p>
Dispersión de contaminantes	<p>El modelo de dispersión de contaminantes se centra en el análisis espacial, explicado a través de la MIP relacionando generación y captación de contaminantes. A pesar de que el tema es el mismo, contaminantes, la metodología es completamente diferente.</p>
	<p style="text-align: center;">Análisis generalizado-Enfoque de la planeación</p>
Modelo ampliado de Leontief	<p>El modelo ampliado de Leontief sigue un enfoque de medición de impactos, más que de la planeación del uso de insumos o de cambios en la producción de los sectores, como sucede en los modelos con enfoque de planeación; aunque, a través del análisis backward es posible integrar el enfoque de la planeación en el modelo ampliado, como lo elaborado por Shmelev (2012).</p>
Modelos económico-ecológicos	<p>El enfoque de los modelos económico-ecológicos es la medición del impacto en las variables ecológicas, por lo que el enfoque de la planeación sería complementario en aquellos modelos que permitan la integración de variables medidas en términos físicos, más que los modelos de precios. Por ejemplo, de los modelos económico-</p>

Marco de referencia A	Marco de referencia B
	ecológicos partirían los insumos de información para el modelo de planeación de políticas y la aplicación del modelo de jerarquías.
Dispersión de contaminantes	De manera similar a la relación con los modelos económico-ecológicos, la relación con el enfoque de dispersión de contaminantes se basaría en aquellos modelos del enfoque de la planeación que tomaran variables diferentes a precios, como la información sobre distancias y volumen de contaminación generada en los modelos de dispersión.
	Modelo ampliado de Leontief
Modelos económico-ecológicos	Los modelos económico-ecológicos son extensiones del modelo ampliado de Leontief que integran variables no monetarias, dadas las críticas a las restricciones de análisis que tiene el modelo básico de Leontief ampliado, añadiendo la complejidad a los usos de la MIP.
Dispersión de contaminantes	Estos enfoques no tienen coincidencias en los insumos de información, en la metodología o en la medición de variables. Esto dado que el modelo de dispersión de contaminantes parte de variables físicas y de distancia, no contempla el uso de precios, como sí lo hace el modelo ampliado de Leontief. Así que los análisis siguen dos direcciones diferentes partiendo de la misma aplicación del modelo de la MIP a componentes del ecosistema.
	Modelos económico-ecológicos
Dispersión de contaminantes	Los modelos económico-ecológicos desconocen los escenarios donde los contaminantes afectan zonas donde estos no se han generado, enfoque que enriquece en análisis de los flujos intercambiados entre el sistema económico y el ecosistema.

Fuente: Elaboración propia

Estos modelos no son excluyentes entre sí, sino complementarios; explican la realidad desde múltiples enfoques. Todos son tan extensos como variables permitan incluir, y son limitados a causa de la disponibilidad de información para aplicarlos.

A pesar de que los modelos parten del modelo matricial y que buscan explicar los impactos ambientales que tiene la producción de una economía, estos se diferencian entre sí en cuanto a las variables integradas y al manejo que se le da a las mismas. Así mismo, existen diferencias en cuanto a las aplicaciones que se han logrado a partir de los modelos, siendo el modelo ampliado de Leontief el de mayor difusión, en cuanto es la base de los modelos de análisis generalizado (tanto el enfoque de los impactos, como el de la planeación) y los modelos económicos-ecológicos.

El objetivo de exponer los enfoques de los modelos es enmarcar en uno de ellos la propuesta de modelo de esta tesis; concluyendo que el enfoque del Modelo ampliado de

Leontief es el que mejor la describe, sin que la propuesta se ajuste en su totalidad al enfoque: la propuesta aquí presentada incluye nuevas variables en el análisis lineal del modelo original, tomando como referente el estudio de las externalidades para incluir estas en la matriz utilizando herramientas del álgebra lineal (ver Anexos A y B); sin embargo, en los modelos estudiados que parten de la matriz ampliada, se han utilizado filas y columnas adicionales para mantener la simetría de la matriz, lo cual es diferente a la propuesta de esta tesis, porque en esta se adiciona una matriz completa que no necesariamente es cuadrada, sin que esto afecte las transformaciones lineales necesarias para el análisis (como se demuestra en el Anexo B, en particular en la demostración de cumplimiento del supuesto de invertibilidad de la matriz).

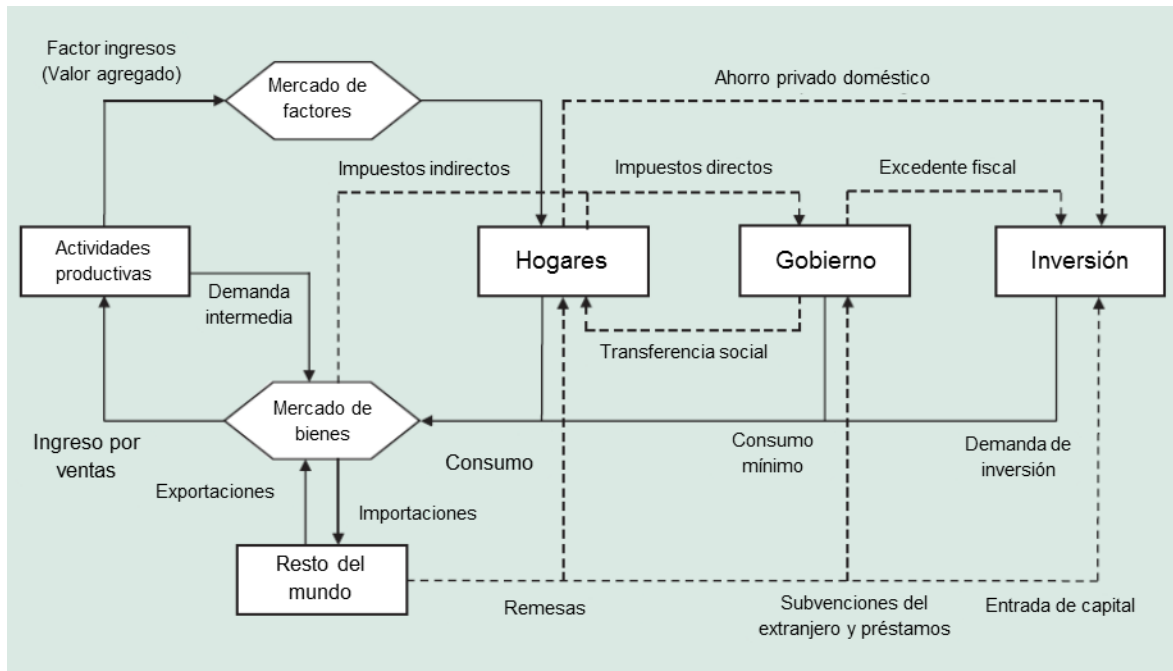
1.3.2 Principales aproximaciones al estudio social-ambiental

Adicional a los estudios previamente expuestos, existen aproximaciones que agregan variables sociales al estudio de la relación entre el ambiente y la producción sectorial en la economía. Su importancia radica en la vinculación del impacto social sin que este se aísle del impacto ambiental.

Las aproximaciones a exponer son la Matriz de Contabilidad Social (MCS, o SAM por sus siglas en inglés) y los precios sombra:

La matriz de contabilidad social

La Matriz de Contabilidad Social (MCS) es definida por Breisinger, Thomas y Thurlow (2009) como una representación de los flujos económicos, asignando valores a las diversas operaciones en una economía; la MCS se asimila a un sistema contable, en el que cada fila y columna contiene las mismas actividades, bienes y agentes que componen el sistema económico; de esta manera, el cruce de los rubros explica cuáles son los flujos al interior de una economía. Los autores plantean que la MCS puede ser vista como un diagrama, acorde con la Figura 1-3: Diagrama circular de flujos económicos.

Figura 1-3: Diagrama circular de flujos económicos

Fuente: Traducido de Breisinger, Thomas y Thurlow (2009, p. 1)⁹

La construcción matricial para este diagrama es como se ve en la Figura 1-4: Estructura de una MCS:

⁹ Este diagrama fue construido de manera similar para explicar la MCS por Round (2003, pág. 314), adaptado de Chung-I Li (2002)

Figura 1-4: Estructura de una MCS

		Columnas del gasto							Total
		C1: Actividades	C2: Bienes	C3: Factores	C4: Hogares	C5: Gobierno	C6: Ahorro e inversión	C7: Resto del mundo	
Filas de ingreso	F1: Actividades		Oferta doméstica						Ingreso por las actividades
	F2: Bienes	Demanda intermedia			Consumo	Consumo mínimo	Demanda de inversión	Exportaciones	Demanda total
	F3: Factores	Valor agregado							Ingreso total de los factores
	F4: Hogares			Pago de los factores de los hogares		Transferencias sociales		Remesas	Ingreso total de los hogares
	F5: Gobierno		Impuesto a las ventas y las importaciones		Impuestos directos			Subvenciones del extranjero y préstamos	Ingreso del Gobierno
	F6: Ahorro e inversión				Ahorros privados	Excedente fiscal		Balanza corriente	Ahorro total
	F7: Resto del mundo		Importaciones						Salida de divisas
	Total	Producción bruta	Oferta total	Consumo total de factores	Consumo total de los hogares	Gasto del Gobierno	Consumo total de inversión	Entrada de divisas	

Fuente: Traducido de Breisinger, Thomas y Thurlow (2009, p. 2)

Según Pyatt y Round (1985) y Reinert y Roland-Holst (1997) (citados en Round, 2003, p. 301) la MCS es “una representación particular de las cuentas macro y meso económicas de un sistema económico-social, el cual captura las transacciones entre todos los agentes económicos en el sistema”¹⁰. Según Round (2003), cuando la MCS se desagrega, se convierte en una representación matricial de las cuentas nacionales, caso en el cual se denomina macro-MCS.

La MCS sigue la estructura planteada por la MIP, pero amplía la información de la economía, en cuanto toma múltiples orígenes y destinos de los recursos. Mientras la MIP toma como fuentes de información la producción y el uso de los bienes y servicios intermedios y finales de la economía, la MCS, en cambio, toma además la información de los hogares, las empresas y el gobierno. En consecuencia, la MIP de consumo intermedio es un insumo de la MCS. Un ejemplo de la Matriz se puede ver en la Figura 1-4: Estructura

¹⁰ Texto original en inglés: “a particular representation of the macro and meso economic accounts of a socio-economic system, which capture the transactions and transfers between all economic agents in the system”

de una MCS; y la parte correspondiente a la matriz de consumo intermedio de los sectores económicos de la MIP en el ejemplo sería la celda F2-C1.

La MIP ampliada contiene información sobre el consumo público y privado, la inversión, el valor agregado (compuesto por la renta del trabajo-salarios, del capital-rendimientos financieros y los subsidios) y lo referente a exportaciones e importaciones. Esta información es recogida en la fila de bienes, que incluye las celdas de consumo de los hogares F2-C4, consumo del gobierno F2-C5, demanda de inversión F2-C6 y exportaciones F2-C7; además, la columna de bienes (C2) comprende la suma de la demanda intermedia y el pago de las rentas de los factores (u oferta doméstica de factores), los impuestos y los aranceles.

La información obtenida de la MIP puede ser ampliada en la MCS en la medida en que se desagreguen los rubros de las filas y columnas. Como ejemplifican Breisinger, Thomas y Thurlow (2009), dividir la renta de los salarios entre renta urbana y rural, permite evaluar el impacto de las políticas públicas a nivel social. En las celdas F4-C5 y F5-C4 se incluye información de otros hechos económicos como la relación entre el gobierno y los hogares, tal como son los subsidios y los impuestos; la relación entre los hogares y el resto del mundo, como son las remesas internacionales en la celda F4-C7; la desagregación del ahorro y la inversión, separando la fuente de los hogares, del gobierno y de otros países; y demás información que se desee presentar.

Round (2003) expone cómo la MCS no es en sí mismo un modelo, sino una representación de información, sin embargo, de la matriz, se pueden derivar modelos en la medida que a esta se agreguen transformaciones de índole lineal para llegar a análisis económicos. Las transformaciones necesarias inician por la determinación de variables endógenas y exógenas, una vez se han elegido las variables endógenas, se sigue con una metodología similar a la aplicada a la MIP, explicada en el Anexo A. Descripción matemática del modelo básico de Leontief.

La MCS como una representación de información o como modelo, dista de la propuesta de representación y propuesta de modelo de esta tesis, en cuanto, a pesar de ser potencialmente útil para indicar información social, no incluye las externalidades, ya que

estas son de origen diverso y mayormente distinto a la información de las cuentas nacionales y abarcan aspectos ambientales y de salud, además de los aspectos sociales.

Análisis de precios sombra

Los precios sombra se definen como los costos adicionales de disponer de una unidad adicional de un recurso que hace parte de la producción de un bien o servicio. Estos costos adicionales pueden ser interpretados como la medición de las externalidades generadas en la producción del recurso a utilizar. La definición se complementa adicionando un límite, definido como el valor máximo que el productor aceptaría pagar por tener disponible la unidad adicional del recurso (Zabalza, 1974).

El análisis de precios sombra permite integrar el efecto de incrementar la producción del bien o servicio a los costos en los que el productor incurre; lo que significa, que el productor podría incorporar a su función de producción los costos adicionales que su actividad genera, es decir, endogenizar las externalidades. Sin embargo, este enfoque adolece de la simplificación de las dinámicas ecosistémicas, en cuanto la identificación de externalidades podría ceñirse a la interpretación de que los recursos naturales son recursos disponibles para la economía, observando el efecto de la producción de manera aislada (Zabalza, 1974).

El análisis de los precios sombra podría enriquecerse en la medida en que se identifiquen las externalidades de la manera más completa posible. Este enfoque complementa el análisis realizado en esta tesis, en cuanto este documento persigue el mismo objetivo de identificar las externalidades en la producción económica.

Como valor agregado, en la propuesta de modelo que se hace en esta tesis, se estructuran las externalidades de manera matricial, de tal manera que el análisis de impacto realizado a través de la MIP pueda tener eco en el impacto generado por las externalidades, lo cual, en su conjunto, analiza por otra vía lo que los precios sombra identifican como costos adicionales.

Así mismo, el modelo aquí propuesto podría verse como una simplificación del análisis de los precios sombra, ya que no se parte de la función objetivo para llegar a calcular el

importe generado por las externalidades, sino que se parte de la valoración de las externalidades para analizar lo que un cambio en la demanda de un sector en específico (o varios) generaría en la sumatoria de la externalidad, sin medir el mayor valor a pagar por el productor si se incluyera el costo de la externalidad en su función de producción.

Como se ha evidenciado, el análisis de la MIP se ha extendido a través de múltiples transformaciones, tomando como base de estudio diversas variables. Lo que se ha trabajado puede contrastarse con el desarrollo de la propuesta de modelo de esta tesis, como se ha indicado con posterioridad a la explicación de cada modelo.

De este capítulo se concluye que el modelo planteado en esta tesis parte de la matriz ampliada de Leontief, integrando filas y columnas a la MIP para el análisis lineal de las externalidades, tomando como referente el enfoque de los impactos.

A raíz de la descripción y comparación de los modelos, se encontró que los marcos de referencia de aplicación de la MIP a aspectos ambientales se centran en aspectos físicos, tomando como base, contaminantes específicos (tales como gases o desechos sólidos) y productos de los ecosistemas (como el agua y el aire) y, si bien esto aporta al análisis ambiental-ecológico, quedan rezagados aspectos culturales, de la salud, del paisaje, entre otros, en los cuales la producción económica genera daños. Partiendo de esto, se identificó que el modelo propuesto en esta tesis aporta a los análisis hasta ahora realizados al adoptar un enfoque más amplio, el de la integración de las externalidades, el cual incluye las variables sociales y del paisaje faltantes en otros modelos.

En el siguiente capítulo se desarrollará la teoría de las externalidades con el fin de exponer las variables que incluye la propuesta de modelo.

2. Contribuciones de la naturaleza y externalidades

Una vez explorados los múltiples enfoques ambientales y ecológicos existentes en relación con la MIP, como se concluyó, no existe un modelo que integre en la MIP las externalidades generadas por la producción de bienes y servicios en la economía; por lo que, para incluirlas, primero es necesario definir qué son las externalidades y donde se originan.

En este capítulo se definirán los conceptos de contribuciones de la naturaleza¹¹ y externalidades; se concluirá cuáles son las externalidades a incorporar en la propuesta de modelo explicada en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP.

2.1 Definición y medición de las contribuciones de la naturaleza

En esta sección se definirá el origen del término “contribuciones de la naturaleza” sugerido por el IPBES en el año 2017, el cual complementa el término “servicios ecosistémicos”. Una vez definido, se procede a exponer el avance del término “externalidades” y cómo estas surgen de la sobre-utilización de dichas contribuciones de la naturaleza. Esto con el fin de definir en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la análisis MIP, a qué hace referencia este documento con la integración de este concepto en el análisis insumo-producto.

¹¹ En la literatura sobre bienes y servicios suministrados por los ecosistemas, es más frecuente encontrar el término “servicios ecosistémicos”, sin embargo, como se expondrá en la Sección 2.1. Definición y medición de las contribuciones de la naturaleza, este concepto se ha enriquecido con un análisis plural e incluyente y se ha cambiado al concepto de “contribuciones de la naturaleza”, el cual será utilizado en adelante excepto cuando los autores citados mencionen un término diferente.

2.1.1 Definición de las contribuciones de la naturaleza

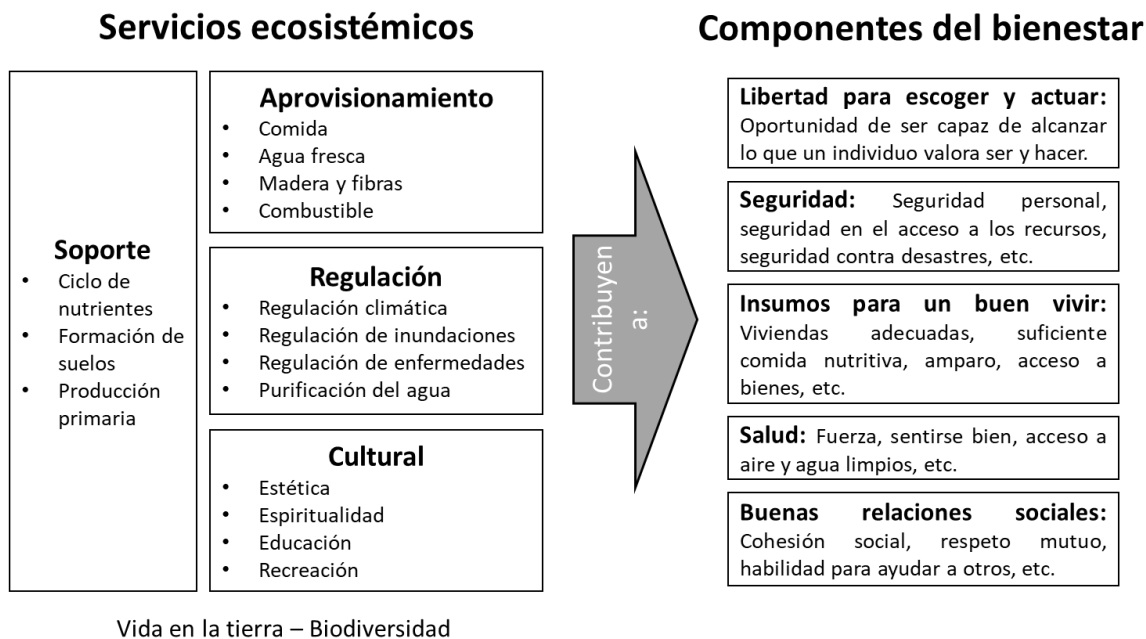
Inicialmente, Odum (1975) indica que un ecosistema es la unidad básica funcional que incluye tanto organismos bióticos, como el ambiente abiótico, donde cada uno influencia las propiedades del otro y ambos son necesarios para mantener la vida como la conocemos sobre la tierra. El autor mide la interacción de los organismos en flujos de calor, donde “las funciones de “depósito de suministros” y el “espacio vital” de un ecosistema están interrelacionados, son mutuamente restrictivos, y no ilimitados en su capacidad” (1975, p. 204).

Odum (1975) expone que en un ecosistema se generan bienes que funcionan como insumos, tales como recursos energéticos (luz solar, combustibles o energía nuclear), comida y fibras, o recursos minerales; así como bienes que perjudican al mismo, como son los desechos degradables, no degradables y envenenantes¹².

Según argumentos expuestos por el Millennium Ecosystem Assessment Board (MA, 2005), es posible extraer del ecosistema los bienes y servicios necesarios para la humanidad para vivir con bienestar, tales como alimento, insumos para la industria, recreación y demás, identificados como servicios ecosistémicos y clasificados en cuatro categorías de servicios: de aprovisionamiento, de regulación, de soporte y culturales (ver Figura 2-1: Identificación de servicios ecosistémicos para el MA)

¹² Odum (1975) indica que es imposible evitar la contaminación porque la pérdida de calor en los procesos de la naturaleza es inevitable; Georgescu-Roegen (1996) indica que además es irreversible, en cuanto obedece la ley de la entropía, porque en cada transformación de calor (sea por acción de la naturaleza o del ser humano) se transforma el calor en energía que no está disponible para el trabajo. La explicación física de los procesos de transformación en la naturaleza y en la economía (que según Georgescu-Roegen (1996) desplazó el paradigma mecanicista económico), es tan apasionante como extensa, por lo cual no puede ampliarse en este documento.

Figura 2-1: Identificación de servicios ecosistémicos para el MA



Fuente: Modificado de MA (2005)

Para el MA, los servicios ecosistémicos son beneficios otorgados por el ambiente a las personas, los servicios de soporte son aquellos necesarios para la producción de todos los demás servicios ecosistémicos, los servicios de aprovisionamiento son productos que el hombre obtiene de la naturaleza, los servicios de regulación son los beneficios obtenidos de la regulación del procesos ecosistémico, y los servicios culturales son los beneficios inmateriales obtenidos.

De la Figura 2-1: Identificación de servicios ecosistémicos para el MA, se lee que el ecosistema es esencial para el bienestar humano a través de sus servicios de provisionamiento, regulación, cultura y soporte; adicionalmente, la intervención humana puede hacer que los beneficios que estos servicios prestan se amplíen (cuando se transforman los servicios en seguridad, acceso a material básico para la calidad de vida, salud, buenas relaciones sociales o libertad para que las personas sean libres en su elegir o actuar) o reduzcan (cuando la influencia humana deteriora el ecosistema, reduciendo los beneficios que de este se desprenden).

Muchos de estos servicios se generan en la biodiversidad del ecosistema. La definición de biodiversidad del MA es tomada de la Convención sobre Diversidad Biológica (Convention on Biological Diversity-CBD). Para el CBD la biodiversidad se define como:

La variabilidad entre los organismos vivos de todos los orígenes, incluyendo, entre otros, el terrestre, el marino y los otros ecosistemas acuáticos, además de las complejidades del ecosistemas de las cuales estos forman parte; esto incluye diversidad en cada especie, entre especies y de los ecosistemas.¹³ (CBD, 2018)

Para el MA, los productos de la biodiversidad incluyen muchos de los servicios ecosistémicos y los cambios en esta pueden influenciar todos los demás servicios.

Un enfoque opuesto es el que abandona la postura de la humanidad como centro y no se ve el ecosistema al servicio de la economía, como es indicado por Leff (2008), quien argumenta que el hombre hace parte de un sistema complejo -que es el ecosistema- y que su actuar depende de las interacciones existentes dentro de ese sistema, por lo que más que servicios ecosistémicos, existe un sistema funcional con dinámicas propias.

Otra postura existente frente al tema es la indicada por la Plataforma Intergubernamental sobre Servicios Ecosistémicos y Biodiversidad (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services-IPBES), donde se adopta el término “contribuciones de la naturaleza para las personas”¹⁴, por ser el conducto entre la naturaleza y la buena calidad de vida, y se componen por “todas las contribuciones positivas, o beneficios, y ocasionalmente las contribuciones negativas, pérdidas o detrimentos, que las personas obtienen de la naturaleza” (Pascual et al., 2017, p. 9). Los autores afirman que este concepto hace eco del concepto utilizado por el MA (2005) y lo complementa incluyendo visiones y conocimientos de los indígenas y locales sobre la

¹³ Texto original en inglés: variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems.

¹⁴ Texto original en inglés: Nature's contributions to people

relación entre los humanos y la naturaleza¹⁵, como puede verse en la Tabla 2-1: Objeto de estudio del IPBES.

Tabla 2-1: Objeto de estudio del IPBES

		Enfoques de estudio	
		Economía ambiental	Otros enfoques del conocimiento
Categorías de estudio	Buena calidad de vida	Bienestar humano	- Vivir en armonía con la naturaleza - Estar-bien, en balance y armonía con la Mare Tierra
	Beneficios de la naturaleza para las personas	Servicios y bienes ecosistémicos	Beneficios de la naturaleza
	Naturaleza	Biodiversidad y ecosistemas	- Madre Tierra - Sistemas de vida - Valor intrínseco

Fuente: Modificado de Díaz et al. (2015)

Díaz y otros (2015) indican que la integración de conocimientos alternativos ofrece un panorama más completo de la interacción del hombre como parte de un ecosistema: múltiples conocimientos fluyen en la identificación y medición del ecosistema, cada uno se origina en la interacción que el hombre ha logrado con lo que lo rodea, cómo valora lo que tiene y en función de qué identifica la importancia de su existencia. De allí que no se utilice el término “servicios ecosistémicos”, ya que esta visión excluye otros enfoques del conocimiento, tales como los portes de las comunidades locales y las indígenas.

En la obra de Pascual et al. (2017), quienes también hacen parte del IPBES, se menciona que el término “beneficio”, que fue originalmente usado en Díaz et al. (2015), fue posteriormente reemplazado por “contribución” por ser más comprensible y neutro (2017, p. 9), sin que su definición haya cambiado.

Una vez explorado el avance que ha tenido la definición que reciben los bienes y servicios que se desprenden de un ecosistema, esta tesis adopta el término dado por el IPBES

¹⁵ En párrafos posteriores se retoma la visión del IPBES respecto de las contribuciones de la naturaleza para las personas.

(2015, 2017) de “contribuciones de la naturaleza para las personas” (en adelante solo se mencionará “contribuciones de la naturaleza”), el cual amplía el concepto de “servicios ecosistémicos” al incluir un conocimiento plural que contempla el conocimiento indígena y local. A pesar de que el término “servicios ecosistémicos” es utilizado con mayor frecuencia, en este documento se utilizará en adelante el término “contribuciones de la naturaleza”.

Finalmente, el enfoque del SCAEI (NU, 2002, 2014a y 2014b) definen las contribuciones desde tres grupos de funciones de la naturaleza:

- a. Suministro de recursos: espacio para la actividad humana.
- b. Absorción de desechos: neutralización, dispersión o reciclaje de los desechos.
- c. Servicios ambientales: mantenimientos de la biosfera y suministro de servicios para el esparcimiento, la recreación y la apreciación estética (NU, 2002)

Estas funciones pueden contribuir al bienestar humano de manera directa (a través de la producción de bienes y servicios) o indirecta (sustento de la vida y calidad de vida). Los aportes de la naturaleza se agregan en tres grupos NU (2014b):

- a. Servicios de aprovisionamiento
- b. Servicios de regulación
- c. Servicios culturales

Retomando las definiciones explicadas en la Sección 2.1.1. Definición de las contribuciones de la naturaleza y sintetizadas en la Figura 2-1, dadas por el MA (2005).

2.1.2 Medición de las contribuciones de la naturaleza

Para incluir el efecto de las externalidades en el análisis de la producción de bienes y servicios en la economía, es necesario dar a estas una medición que, en algunos casos, resultará comparable con la de los bienes y servicios intercambiados en una economía, en otros casos, será inviable medirlas monetariamente. De allí que, para lograr el objetivo de esta tesis se incluyan las posibles vías para medir las externalidades partiendo del análisis de las contribuciones de la naturaleza.

En la evaluación ambiental surgen visiones provenientes de diversas disciplinas, más visiblemente dos: la economía ecológica y la economía ambiental. Según Daly y Farley, (2004), la economía ecológica se puede definir como una ciencia “transdisciplinar” construida con metodologías y herramientas de varias disciplinas tales como la biología, la física, la química, la economía, la contabilidad, entre otras; tiene enfoque integrador y complejo, tomando al ecosistema y sus dinámicas como una matriz de subsistemas (como el económico, el cultural o el animal) que interactúan, generando externalidades. Por otro lado, está la economía ambiental, que se basa en la economía para explicar los fenómenos de la naturaleza, de lo que se deriva la valoración ambiental en el marco del mercado, haciéndose necesario tener un mercado activo para los bienes y servicios a evaluar; cuando este mercado no se tiene, existe la necesidad de hacer la evaluación ambiental con múltiples criterios.

Por un lado, visiones puramente ecológicas podrían no ser comparables y no tener viabilidad en sociedades económico-dependientes; pero visiones estrictamente económico-ambientales podrían no ser sostenibles (Daly & Farley, 2004). Para la valoración económica ambiental se debe integrar tanto las visiones económicas ecológicas como las ambientales ya que tanto la economía ecológica, como la ambiental, aportan a la toma de decisiones (referente a los ecosistemas y alternativas financieras); ambas disciplinas no pueden trabajar de manera aislada, en cuanto ambas sesgan la visión del decisor y dirigen el proceso de la toma de decisiones a cometer errores.

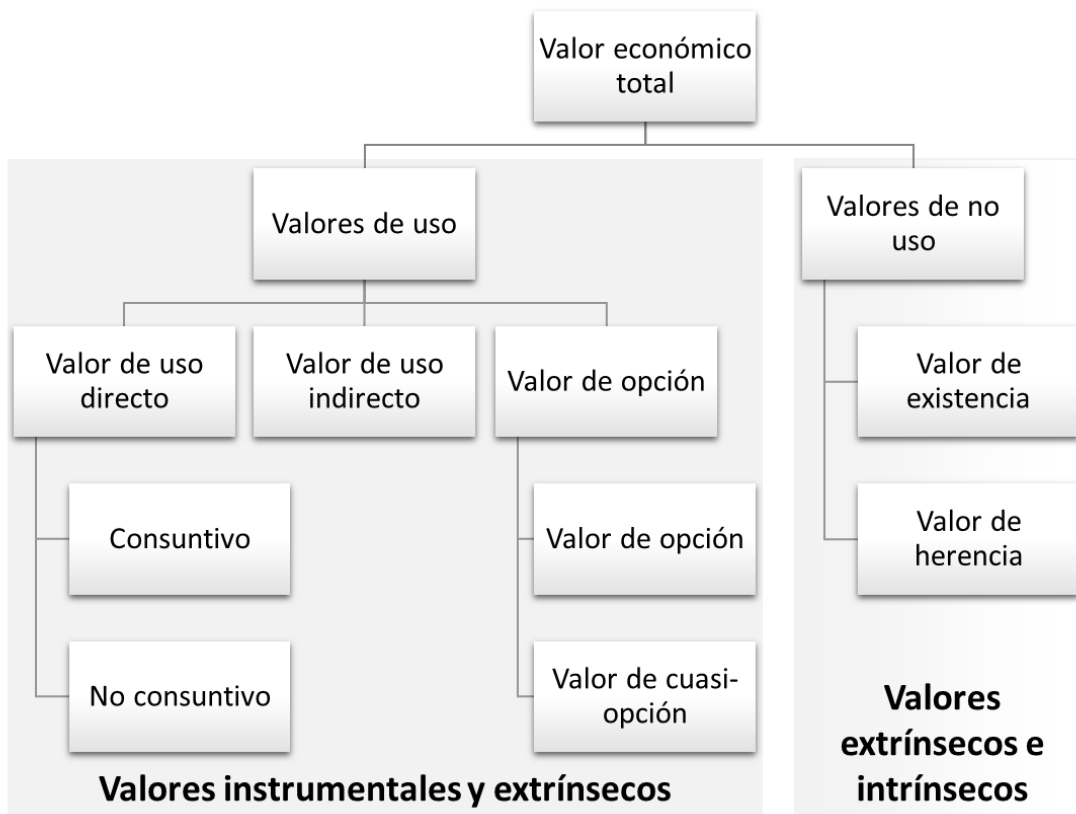
Costanza et al. (1997), quienes parten de la definición de servicios ecosistémicos, resaltan la complejidad para identificar el valor monetario de aquello que el ecosistema ofrece, en cuanto existe incertidumbre al respecto del potencial que cada servicio tiene en particular; de igual manera, existe la dificultad de que haya objetividad en el criterio al valorar un servicio ecosistémico.

Para Constanza et al. (1997), en la valoración coexisten alternativas de medición coherentes con la información disponible, aunque esta medición no necesariamente es de corte económico; tampoco esta valoración está dada de manera explícita en todos los casos. Constanza y otros (2014) afirman que el valorar un servicio ecosistémico requiere plantear intercambios o sacrificios para alcanzar un objetivo; luego, el valor del servicio será la contribución que este haga para alcanzar ese objetivo. Se interpreta que este

análisis parte del costo de oportunidad, definiendo el valor de un servicio ecosistémico en función del valor de a lo que se tendría que renunciar para que este existiera.

En Azqueta (2007) se plantean múltiples alternativas de medición, partiendo de: valores de uso, los cuales valoran los atributos de la naturaleza por su utilidad; y valores de no uso, cuyo cálculo no está relacionado con el consumo humano. Estos valores se desagregan como puede verse en la Figura 2-2: Medición ambiental

Figura 2-2: Valor económico total



Fuente: Modificado de Azqueta (2007, p. 88)

De los valores de uso se desprende:

- Valor de uso directo: Se calcula con base en la generación directa de utilidades.
 - Valor consuntivo: bienes y servicios de consumo.
 - Valor no consuntivo: bienes y servicios de no consumo.

- Valor de uso indirecto: bienes y servicios necesarios para obtener los valores de uso directo.
- Valor de opción: Lo define como el valor que se le da al atributo de la naturaleza en su opción de su uso en el futuro.
 - Valor de opción: hace referencia a la opción de uso individual o al valor que tiene no cerrar la posibilidad de la utilización futura de un bien.
 - Valor de cuasi opción: este valor categoriza la incertidumbre en el tomador de decisiones, la cual tiene inmerso el desconocimiento del tomador de decisiones en el aspecto científico y de los procesos económicos que se generan, lo que se agrava con el principio de irreversibilidad. Por lo tanto, el beneficio de este valor será la toma de decisiones con la mayor cantidad de información disponible.

Los valores de no uso incluyen:

- Valor de existencia: este valor se atribuye al valor que tiene un bien o servicio del atributo de la naturaleza por su existencia, sin que este se consuma. Este valor incluye el deseo porque otros seres queridos disfruten el bien (benevolencia), la empatía por aquellos que no pueden disfrutar el bien o servicio (simpatía), el valor que recibe un bien para una cultura o identidad colectiva particular (valor simbólico), la creencia del derecho de que existan otros seres vivos no humanos y el valor de herencia.
- Valor de herencia: este valor se calcula según el deseo de preservar el bien para futuras generaciones.

Estos valores se agrupan entre valores extrínsecos e intrínsecos:

- Valores extrínsecos: expresados en la Figura 2-2 con un fondo color gris, representan la valoración de una contribución de la naturaleza con base en el valor dado a algo distinto a la misma contribución (como el bienestar propio o el de los demás)
- Valores intrínsecos: o valores de orden superior, es un subconjunto de los valores extrínsecos que no consideran las contribuciones de la naturaleza como mercancías. El valor está dado, entonces, por las características del bien, siendo un valor esencial e íntimo dado por un sujeto por su percepción del mismo.

Finalmente, estos valores pueden ser instrumentales o no instrumentales. Una medición instrumental se refiere al cálculo del valor de una contribución de la naturaleza cuando esta es medida por su contribución para alcanzar un fin particular (por ejemplo, la calidad de vida); ergo, las mediciones no instrumentales tendrían en cuenta solamente las características propias de aquello que hace parte de un ecosistema.¹⁶

Una visión que se acerca a la medición no instrumental es aquella que se aleja de posturas antropocéntricas y se acerca a los derechos de los seres vivos, por su simple derecho de existir. Como el adoptado por Aldo Leopold, naturalista, ingeniero forestal y profesor de la Universidad de Madisson (citado en Azqueta, 2007). Leopold seguía un enfoque “decididamente “preservacionista” (conservar la naturaleza per se, sin necesidad de consideraciones utilitaristas)” (2007, p. 75) sin que la ética de cuidar la naturaleza impida la gestión y uso de los recursos que ofrece el ecosistema desde que estos sigan existiendo en lo posible, en estado natural.

Debido a la existencia de mediciones realizadas tomando como referente, la (in)existencia de mercados, de enfoques extrínsecos o intrínsecos, y la posibilidad de realizar mediciones instrumentales o no instrumentales, Azqueta y Sotelsek (2007) proponen un enfoque híbrido en el que se utilicen múltiples unidades de medición, además de los precios, tales como aspectos físicos, por ejemplo, hectáreas de suelo disponible o mililitros de agua potable, o aspectos sociales y de la salud.

Adicionalmente, Azqueta y Sotelsek (2007) argumentan que existen dificultades en la medición en precios del ambiente ya que no es factible valorar elementos individuales y luego sumarlos, ya que estos tienen diferentes dinámicas e interrelaciones con otros elementos de la naturaleza. La primera limitación es el problema de la sustitución, en cuanto pueden existir múltiples sustitutos fácilmente disponibles; la segunda limitación es la interrelación entre un bien de la naturaleza (como un río), el valor de ecosistemas relacionados y el valor de otros bienes naturales (como un bosque que provee agua al río).

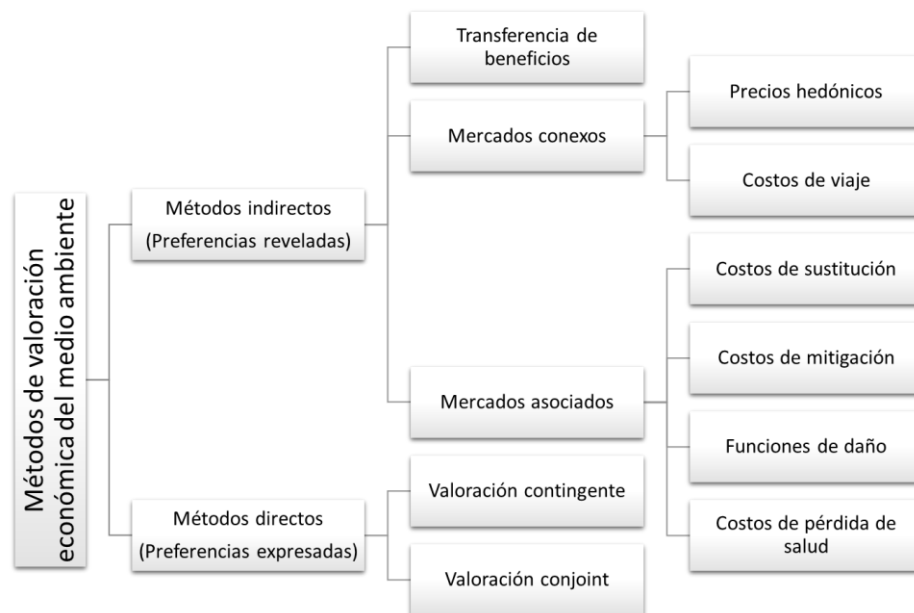
¹⁶ En este documento se opina que no tiene sentido hablar de una contribución de la naturaleza cuando la medición no se hace según el fin que persiga aquello que se va a medir (es decir, no se busca identificar a qué contribuye).

Las limitaciones se hacen evidentes cuando se utiliza la valoración económica ambiental para tomar decisiones.

Finalmente, el autor plantea que el valor de los servicios ecosistémicos varía según la demanda y el avance de la sociedad, en cuanto la percepción social sobre el valor de un bien puede cambiar según el uso que se le dé, por ejemplo, el valor cambiante de una montaña que inicialmente puede ser explorada para extraer minerales y luego ser un recinto sagrado.

León, Castiblanco, Toro et al. (2012) exponen que existen métodos directos e indirectos para hacer valoración económica ambiental; los primeros se basan en la percepción de los directamente afectados, obteniendo a través de encuestas (y otras herramientas de consulta) el valor que dichos afectados dan a las contribuciones de la naturaleza; en contraste, los métodos indirectos simulan mercados para otorgar valor a las contribuciones que no tienen uno (León, Castiblanco, Toro et al., 2012). Una síntesis se puede observar en la ¡Error! No se encuentra el origen de la referencia. ambiental.

Figura 2-3: Métodos de valoración económica ambiental



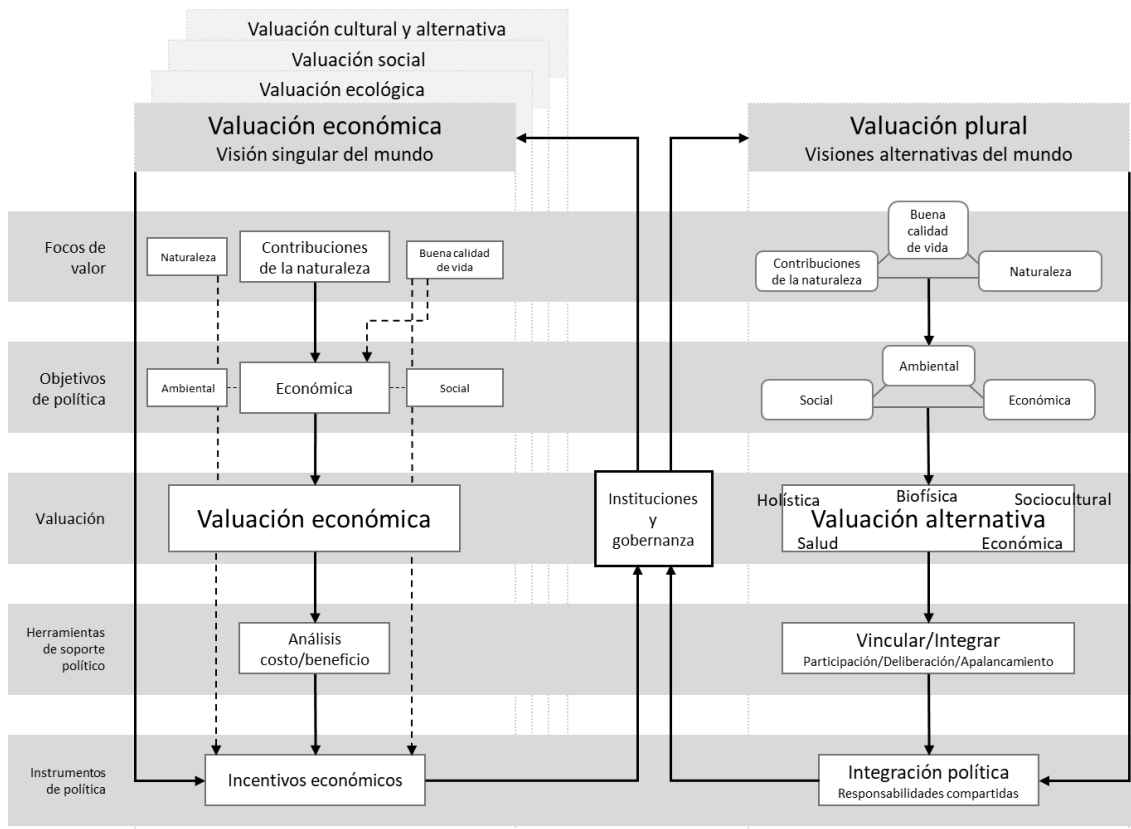
Fuente: León, Castiblanco, Toro et al. (2012, p. 54)

Coincidiendo con lo denominado como “métodos de valoración de la calidad ambiental” por Azqueta (2007, p. 99-147), León, Castiblanco, Toro et al. (2012) definen los métodos de valoración económica ambiental en dos ramas principales, los métodos directos y los indirectos, los cuales se diferencian por la existencia de un mercado para valorar el poder disfrutar un beneficio u obtener una compensación al asumir un perjuicio. Las fuentes de información de los métodos directos, donde no existe un mercado, son las encuestas (en el método de valoración contingente) y las decisiones de consumo de los individuos (en la valoración conjoint); en cambio, los métodos indirectos, donde existen mercados de referencia, se basan en cuánto un daño ambiental afecta a la producción (función de daño) o la salud (costos de pérdida de salud), así como el costo de reemplazar un bien o servicio perdido (costo de sustitución), prevenir que estos sean impactados negativamente (costos preventivos y costos evitados) o el costo asumido por elegir una opción y no otra (costo de oportunidad). Otras alternativas son los costos en los que incurriría una persona por visitar un lugar (costos de viaje), o el mayor valor dado a un bien por sus características propias y las de aquellos otros bienes que lo rodean (precios hedónicos). Finalmente, el método de transferencia de beneficios parte de ajustar la medición de los componentes que conforman un ecosistema para obtener su valor económico.

El uso de estas técnicas puede ser aplicado a la toma de decisiones. De allí que los mencionados autores ilustren algunas técnicas de evaluación económica tales como: el costo-beneficio, el cual consiste en “determinar la rentabilidad económica y social de cada una de las alternativas de estudio” (León, Castiblanco, Toro et al., 2012, p. 87).

Una visión complementaria sobre el valor dado a la naturaleza surge del IPBES, cuyo enfoque, como se explicó previamente, integra en categorías de estudio el conocimiento científico de la economía ambiental, y el conocimiento alternativo (el indígena y el local) para dar valor a las contribuciones de la naturaleza para las personas, ilustrado en la Figura 2-3: Medición de las contribuciones de la naturaleza:

Figura 2-4: Medición de las contribuciones de la naturaleza



Fuente: Modificado de Pascual et al. (2017, p. 10)

Para Pascual et al. (2017), es posible identificar dos visiones respecto de la interacción entre la humanidad y el ecosistema, las visiones singular y alternativa del mundo: la primera analiza desde enfoques individuales de valor (valuación económica, ecológica, social, cultural y alternativa), mientras la segunda integra las posibles dimensiones de valor. De estas visiones se desprenden focos de valor u objetos (la naturaleza, las contribuciones de la naturaleza o la obtención de buena calidad de vida) para determinar objetivos de política (que, partiendo de los focos de valor, son la política ambiental, económica y social); estos objetos deben ser valuados con el fin de tomar decisiones que soportan la creación e instrumentos de las políticas públicas a cargo de las múltiples instituciones que las impulsan. Para el caso de este documento, nos centramos en las maneras de valorar estos focos de valor.

Los autores afirman que “los discursos y enfoques dominantes tienden a enfatizar la dicotomía entre dimensiones de la naturaleza instrumentales ... e intrínsecas...” (2017, p.

9), definiendo la valuación instrumental como aquella basada en juicios de valor de mercado, y la valuación intrínseca como aquella que depende de las características de la naturaleza y es independiente de juicios humanos.

La valuación instrumental de la medición económica ambiental estaría reflejada en el primer cuadro de los autores, donde las contribuciones de la naturaleza son medidas con base en mercados donde se transen estas contribuciones (lo que León, Castiblanco, Toro et al (2012) denominan métodos indirectos), ignorando las externalidades negativas que el crecimiento económico genera; en este enfoque también se incluye la medición de las externalidades a través de herramientas que no están basadas en mercados (lo que León, Castiblanco, Toro et al (2012) denominan métodos directos). Acompañando a las contribuciones a la naturaleza, este enfoque mide también los componentes de la naturaleza y la calidad de vida de las personas, partiendo de que la naturaleza provee servicios ecosistémicos¹⁷ para generar bienestar (o calidad de vida) a las personas (MA, 2005).

El lado izquierdo de la Figura 2-2 no necesariamente excluye el valor intrínseco de la naturaleza, así como el derecho no excluye el valor instrumental; de hecho, Pascual et al. (2017) afirman que en la toma de decisiones es necesario utilizar ambos enfoques de medición. La diferencia entre ambos lados de la figura radica en la integración de conocimientos que incluye el lado derecho, donde la calidad de vida, las contribuciones de la naturaleza y la naturaleza interactúan de manera interdependiente (Díaz et al., 2015, citado en Pascual et al., 2017)¹⁸ y las múltiples fuentes de información y análisis confluyen simultáneamente para una toma de decisiones con base en valores (no necesariamente

¹⁷ Recuérdese que el MA parte del término “servicios ecosistémicos”, pero el IPBES parte del término “contribuciones de la naturaleza”. Para efectos de este documento, este último término fue adoptado, según lo explicado en la primera parte de esta sección de Definición y medición de las contribuciones de la naturaleza. Adicionalmente, se recuerda que la postura del IPBES parte de lo definido por el MA, complementando dicho enfoque con la integración de conocimientos, incluyendo el conocimiento indígena y local.

¹⁸ El argumento de que los tres focos de valor son interdependientes es la postura de la institución (el IPBES). En este documento se opina que no existe interdependencia entre los tres focos, dado que la calidad de vida y las contribuciones de la naturaleza dependen de la naturaleza, pero la naturaleza no depende de los otros dos focos; la naturaleza existe por un proceso evolutivo independiente de la existencia de la humanidad y solo se ve afectada por el uso que se le da a la misma en la obtención de contribuciones para lograr una calidad de vida.

monetarios) calculados teniendo en cuenta aspectos económicos, de la salud, socio-culturales, holísticos y biofísicos; en cambio en el lado izquierdo se dibujan posturas donde la naturaleza, sus contribuciones y la calidad de vida se evalúan de manera aislada, y la valuación parte de posturas individuales de conocimientos originados en la economía ambiental, la ecología, el estudio de la sociedad y los conocimientos alternativos.

Desde la postura del SCAEI (2002), la inclusión de las variables ambientales y su medición es necesaria para incorporar al PIB el valor de la producción económica de bienes y servicios, en la medida que este indicador omite el costo de las contribuciones de la naturaleza agotadas. En este sistema, así como en el Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), la medición monetaria es viable cuando las contribuciones de la naturaleza tienen un mercado. La medición de aquellas contribuciones sin valor de mercado se mide en términos físicos incluyendo todos los activos existentes en la naturaleza (DANE, 2012).

Desde el marco del SCAEI, la medición del agotamiento de los recursos naturales se puede lograr desde la medición individual de los recursos naturales (o capital naturales) de uso directo; posteriormente, el valor del agotamiento estará dado por la variación en los stock de capital natural que genera el uso de los recursos.

Una vez medido el agotamiento, este puede integrarse en el PIB de los países, restando a este el valor de lo agotado (UN, 2002). La medición se aborda en términos generales desde la interacción económica entre agentes de un país y otros países, y de ese sistema económico y el ambiente; esto se mide desde 3 aspectos:

- a. Los flujos físicos de materiales y energía dentro de la economía y entre la economía y el ambiente
- b. Los stocks de activos ambientales y cambios en los stocks
- c. Las actividades económicas y las transacciones relacionadas con el ambiente. (DANE, 2012)

Una vez explorada la evolución del concepto de contribuciones de la naturaleza (o servicios ecosistémicos, como es llamado en la mayor parte de la literatura) y cómo medir estas contribuciones, en este documento se adopta el concepto de “contribuciones de la naturaleza” en la medida que este incorpora el conocimiento plural en la identificación de los aportes brindados por la naturaleza. Sin embargo, para aspecto de su identificación y

medición, se considera adecuado adoptar la categorización y medición propuestas por el SCAEI (NU 2002, 2014a y 2014b) en la medida que este enfoque parte de la identificación de estas contribuciones para clasificarlas, medir la cantidad disponible y luego identificar sus variaciones (más adelante, en la Sección 2.3 Identificación de externalidades en las contribuciones de la naturaleza, se relacionará el agotamiento de las contribuciones y las externalidades), lo que coincide con el objetivo de esta tesis de incorporar de manera matricial estas variaciones.

Para el objetivo de este documento, la identificación, clasificación y registro de las variaciones en las contribuciones de la naturaleza se relaciona con un fin macro-contable¹⁹ en la medida que el análisis hasta aquí logrado abarca la incorporación de las externalidades medidas monetariamente en el análisis insumo-producto a través de una propuesta de modelo que adiciona una matriz de cuentas económicas y ambientales a la MIP (ver el alcance de la propuesta de modelo en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP).

Enfoques integradores para la medición de las contribuciones de la naturaleza, tales como el del IPBES, pueden aplicarse en la medición de externalidades en términos físicos, información que puede incorporarse dentro de la propuesta de modelo a través de notas adjuntas de tipo cualitativo, en cuanto aportan una información valiosa para el análisis insumo-producto y las decisiones que sobre este análisis puedan tomarse.

se procede a exponer cómo se define el término “externalidades”, analizando su evolución y tomando una postura frente a su definición; para posteriormente exponer cómo identificar externalidades cuando estas contribuciones son demandadas en exceso. Todo esto para lograr definir en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de externalidades en la MIP, cuáles son las externalidades a integrar y cuál es la medición propuesta para su integración.

¹⁹ La macro-contabilidad es la rama de la contabilidad que estudia los flujos de los recursos a nivel macroeconómico y se divide en contabilidad de la balanza de pagos, de los flujos de fondos y de la renta nacional (Cañibano, 1999)

2.2 Definición teórica de las externalidades

En esta sección se expondrán algunos aportes hechos a través del tiempo al respecto de la definición de las externalidades, para finalmente concluir sobre el término de externalidad a adoptar en este documento y el cual define aquello que se desea integrar en la MIP en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP. La elección de las referencias se hizo con base en la frecuencia con que los textos que tratan el tema de las externalidades citan a los autores y sus definiciones. A continuación se hace un análisis de las posturas de los autores:

Tabla 2-2: Interpretaciones del término externalidad

Autor	Definición
Pigou (1920)	<p>El autor aproxima la definición del término como la desigualdad generada entre el mayor producto marginal neto individual frente a un menor producto marginal neto social a causa de la existencia de servicios no compensados o des-servicios no cobrados (incluyendo el contexto de la desigualdad social). Del texto analizado no se puede obtener una definición de externalidad, solamente puede inferirse.</p> <p>Dahlma (1979) interpreta del texto de Pigou que la mencionada desigualdad genera diferencias entre el costo privado y el social, donde el gobierno puede tomar el costo social mejor que el mercado.</p>
Coase (1960)	<p>Adicional a lo indicado por Pigou (1920), el autor incluye en su análisis el factor del costo de oportunidad frente al pago por compensación de las externalidades negativas, indicando que, si bien el que causa el daño tuviera que pagar, o si el afectado pagara el costo de oportunidad del causante de la externalidad por reducir su producción, en el equilibrio de mercado (con costos de transacción nulos) el valor pagado sería el mismo.</p> <p>El autor afirma que la inexistencia de costos de transacción es irreal, por lo cual entran en consideración la limitación de derechos, la reducción de negociaciones, el análisis individual con base en la dinámica del precio con la demanda y con la oferta, entre otros.</p>
Buchanan y Stubblebine (1962)	<p>De manera muy similar, para Buchanan y Stubblebine (1962) las externalidades se definen como el costo o beneficio que afecta a un agente cuando este no decidió si beneficiarse o incurrir en el costo; es decir, la externalidad ocurre cuando existe un efecto colateral en la producción de un bien o servicio y esto afecta o beneficia a otros agentes sin que estos hayan hecho alguna acción para recibir el efecto. Las externalidades pueden ser positivas cuando de la acción de un agente se desprende beneficio colateral, por ejemplo, la importación de bienes puede también importar nuevas tecnologías que contribuyen a la formación académica de los ingenieros; así mismo, las externalidades son negativas cuando existe una afectación colateral, por ejemplo, la demanda de madera causa la tala de árboles, lo que erosiona los suelos y los hace menos fértiles en el tiempo.</p>

Autor	Definición
Mishan (1971)	<p>El autor expresa que el efecto externo sobre las firmas o externalidades (como son ahora inelegantemente definidas²⁰) aparece desde la definición de Marshall como economías externas a las firmas, pero internas a la economía. Estas son excepciones a la ecuación de la optimización con competencia perfecta y se entienden como la reacción, ante la producción de una firma o la utilidad de una persona, que tienen otras firmas o personas. El autor no está de acuerdo con el término externalidad, ya que afirma que en un sistema interdependiente un cambio exógeno en el comportamiento de los individuos puede cambiar el punto de equilibrio de los productos y el precio de los factores, afectando los niveles de utilidad de las personas o la producción de las firmas sin necesidad de efectos externos; finalmente la economía siempre termina en un equilibrio óptimo paretiano para efectos de la maximización del beneficio, mas no del bienestar social.</p>
Dahlman (1979)	<p>Dahlman (1979) argumenta que la única razón por la que el mercado no reconoce las externalidades es porque el costo de llevar a cabo una transacción podría en un fin ser mayor que el ingreso que genera. De tal manera, que la ganancia (el ingreso generado por las ventas, menos los costos de producción) se vería reducida por el incremento de los costos, así que, en consecuencia, los productores pagarían una mayor cantidad de costos posibles y reducirían su beneficio.</p> <p>Por otro lado, existen las restricciones relacionadas con el costo de evitar el origen de la externalidad, si el costo de informar, medir y mitigar la externalidad es muy alto, entonces la solución más económica, eficiente y eficaz es asumirla; bien sea que se asuma la externalidad o que se compense, desde que esto corresponda a una opción que responda eficientemente a la lógica beneficio-costos, siempre se llegará a un punto óptimo, similar a lo concluido por Coase (1960). (Dahlman, 1979)</p>
Mas-Colell, Whinston y Green (1995)	<p>Para los autores, una externalidad existe siempre que el bienestar de un consumidor o la posibilidad de producción de una firma sean afectados por otro agente en la economía y esta afectación no depende de la variación en el precio de otros bienes o servicios, sino de acciones concretas. Este análisis implica ver la solución a las externalidades como un acuerdo entre ambas partes del problema, el generador de la externalidad –fruto de la producción de su propio beneficio- y el agente afectado por la externalidad.</p>

²⁰ En su idioma original el autor dice: “External effects on firms-or externalities, as they are now inelegantly refered to...” (Mishan (1971, p. 1)

Autor	Definición
Daly y Farley (2004)	<p>Daly y Farley (2004) plantean que las externalidades, al igual que la creación de monopolios y los efectos de las ineficiencias en el uso de los bienes públicos²¹, son fallas del mercado. Para los autores, las externalidades surgen cuando la producción de un bien o servicio causa de manera involuntaria una pérdida o una ganancia en el beneficio de otro agente sin que este sea compensado (o deba compensar, en el caso de una externalidad positiva) por el cambio en su bienestar. El costo marginal de la externalidad es entonces el costo social a causa del incremento de una unidad adicional de producto final, el cual no es tenido en cuenta en la decisión de producir de los agentes.</p> <p>Los autores plantean que todas las actividades económicas generan, inevitablemente, externalidades, en cuanto estas demandan recursos naturales, por lo que generan desechos y afectan el ecosistema. Por lo mismo, Daly y Farley (2004) argumentan que el término “externalidades” es inadecuado, en cuanto hay un enlace directo entre el desgaste de los recursos naturales, la producción y los desechos, por lo que los efectos son enteramente parte del proceso económico. De igual manera, si una transacción genera externalidades a nivel local, nacional y global, o afecta a generaciones futuras, los costos de transacción serían bastante altos (o infinitos en el caso de afectación a futuras generaciones) y el mercado no podría solucionar el problema de las externalidades. De igual manera, obtener información perfecta cuando se afecta el ecosistema es imposible y la aplicación de las teorías que involucran equilibrios son impracticables.</p>
IPBES (2015)	<p>En el Marco Conceptual de la Institución se parte de que las externalidades son:</p> <p>“fallas en el mercado, las cuales ocurren cuando la distribución de bienes y servicios a través de las señales del mercado no es eficiente, generando costos externos, especialmente en la distribución de bienes y servicios públicos. En estos casos, los precios de mercado generalmente fallan al reflejar los verdaderos costos sociales y los beneficios del uso de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos relacionados”^{22, 23} (2015, p. 118).</p> <p>Para ellos las externalidades también pueden ser de índole social y ambiental.</p>

Fuente: Elaboración propia

²¹ Normalmente el término *ineficiencia* hace referencia a fallas del mercado; sin embargo, los bienes públicos se caracterizan precisamente por no tener un mercado ya que no son rivales ni excluyentes. Por lo que el término *ineficiencia* es aquí mencionado desde el punto de vista de la administración, de lograr un objetivo con el mejor (y menor) uso de recursos.

²² Texto original: Market failures occur when the allocation of goods and services by market price signaling is not efficient, leading to external costs, especially in the allocation of public goods and services. In these cases, market prices generally fail to reflect the true social costs and benefits of the use of biodiversity and associated ecosystem services.

²³ En el momento de emitirse este documento no se había hecho el ajuste al término “servicios ecosistémicos” a “contribuciones de la naturaleza a las personas”, el cual fue adoptado por la institución en el 2017.

El término externalidad puede verse entonces como las fallas que presenta un mercado donde la interacción entre su oferta y demanda cambia a raíz de causas externas a las decisiones individuales de los productores o demandantes (Buchanan y Stubblebine, 1962); el efecto surge de manera positiva o negativa cuando un tercero es beneficiado o perjudicado por el actuar de uno o varios agentes.

El concepto de externalidad es transversal en la postura de los autores, sin embargo, no todos están de acuerdo con el uso del término. La diferencia se debe principalmente a que no es viable relacionar el impacto sobre terceros a aspectos externos al sistema económico, en cuanto su origen puede estar dado en comportamientos de los agentes que cambien sus decisiones (Mishan, 1971); otro argumento en contra del término surge en la concepción de que la afectación surge de la producción generada dentro de la misma economía (Daly y Farley, 2004), lo cual es soportado por Ayres (1995) ya que en la producción de bienes y servicios, desde su construcción hasta su des-utilización, se generan desechos que son depositados en el ecosistema en forma sólida, líquida, gaseosa o de maneras menos visibles como el desgaste de la salud mental o física de los seres vivos; los impactos de la producción no se reducen solamente a los desechos, también la extracción de recursos genera daños colaterales en la medida que se agotan componentes que hacen parte del ecosistema (Ayres, 1995).

Las externalidades ocurren por el uso de bienes o servicios, provistos por el ecosistema en el que se desenvuelve la actividad económica (IPBES, 2015); si la región donde se encuentra pertenece a un agente individual, este aprovechará su porción de tierra hasta su saciedad; pero, si esta área pertenece a una comunidad, los bienes y servicios provistos deben dar abastecimiento a cada individuo que en la comunidad tendría derecho, limitando su acceso a solo una parte de los recursos disponibles (Daly y Farley, 2004)

Cárdenas (2009) estudia las posibles consecuencias de la existencia de servicios ecosistémicos de propiedad colectiva a través del estudio de tierras en Colombia, cuyos dueños son comunidades indígenas. Principalmente, se necesita de un sistema de reglas que excluya el comportamiento egoísta de agentes individuales que utilicen los servicios para su propio beneficio, dado que cuando cada individuo incrementa su uso, el beneficio colectivo disminuye al existir menor disponibilidad de recursos para el grupo:

Cuando aparece un espacio colectivo y un grupo de individuos que puede interactuar y derivar su bienestar de su uso y aprovechamiento, se abre la posibilidad del dilema social entre los beneficios privados del aprovechamiento y los beneficios sociales de su conservación. Este dilema fue popularizado por Hardin (1968) como la denominada “Tragedia de los Comunes”. (Cárdenas, 2009, p. 6)

Al comportamiento individual en el que se aprovechan los servicios ecosistémicos más que proporcionalmente al uso que da el resto de la comunidad se le conoce como abuso en la libertad de la toma de decisiones²⁴ (Daly y Farley, 2004)

Incluir los costos de transacción de comunicar y vigilar el cumplimiento de normas que restrinjan el comportamiento, puede hacer que esta alternativa sea inviable y sea más económico dejar que los agentes no cooperen (Dahlman, 1979). De otro lado, de existir instituciones gubernamentales que controlen la existencia de abuso en la libertad de la toma de decisiones, estas no lograrían solucionar el problema del uso excesivo de servicios ecosistémicos en propiedades colectivas, en cuanto existirán asimetrías en la información necesaria para lograr identificar preferencias sociales, causas y efectos de cada una de las decisiones individuales. (Cárdenas, 2009)

Para el IPBES (2015), una de las razones principales para la pérdida de biodiversidad y la degradación del ecosistema es la existencia de fallas de mercado (o externalidades) en el uso de bienes y servicios públicos²⁵. Por este motivo, es necesario internalizar los costos sociales que generan las externalidades, lo que implica incorporar el valor de las contribuciones de la naturaleza en los precios; esto se logra a través de instrumentos gubernamentales como impuestos, subsidios o adecuada distribución de los derechos de explotación o acceso. La institución también aclara que para aplicar estos mecanismos es necesario observar el contexto en el que se enmarca el problema a internalizar, en cuanto existen características culturales que impiden la efectividad de los mencionados mecanismos como es el caso de los territorios de tribus indígenas.

²⁴ El término original usado por el autor es “free riding”

²⁵ Las otras causas son: fallas en la regulación y en las políticas públicas, fallas en la administración de las empresas y fallas en la información institucional.

Ampliando el concepto de externalidades, han emergido corrientes que integran aspectos sociales y ambientales, tales como la Agencia para la Protección Ambiental de Dinamarca (en adelante se utilizarán las siglas APAD) (APAD, 2014), o incluso en empresas, tales como Puma (PUMA, 2018). El análisis consiste en aplicar la metodología de Cuentas Ambientales de Pérdidas y Ganancias E P&L²⁶, la cual parte de valorar en términos monetarios el impacto ambiental de una organización y la cadena de valor de sus productos, midiendo las contribuciones de la naturaleza consumidas a través de su provisión, absorción, limpieza, entre otros métodos para reponerlos (APAD, 2014). Esta metodología coincide con la internalización de una externalidad²⁷, ya que mide el impacto que causa un agente, pero no implica que exista compensación.

El enfoque tomado en esta tesis adopta el término externalidad y se basa en las definiciones dadas por Daly y Farley (2004) y el IPBES (2015), además de concordar con la extensión hecha en el análisis de E P&L; esto en cuanto son definiciones que amplían el impacto de las externalidades más allá de la existencia de equilibrios paretianos (como es señalado por Mishan (1971) respecto de los textos de Coase (1960) y Buchanan y Stubblebine (1962)). Los referentes escogidos precisan que las externalidades (o las fallas de mercado, o los costos externos y otros términos utilizados) no necesariamente deben ser causadas hacia las personas para que puedan ser medidas, en cuanto existen métodos de valoración que logran identificar información para dar valor monetario o no monetario a las contribuciones de la naturaleza (como se expuso en la Sección 2.1.2. Medición de las contribuciones de la naturaleza).

Recuérdese, como se dijo en el Capítulo 1, que dada la integración de las externalidades (según lo dicho en el último párrafo) con la MIP en precios, solo aquellas que sean valoradas monetariamente podrán incorporarse en el análisis de la MIP dentro de la propuesta de modelo aquí realizada, aquellas otras que no tengan referentes de precios, solo podrán mencionarse como notas de carácter cualitativo para informar a quien tome decisiones con base en el análisis. Para ver aproximaciones a la medición de

²⁶ Traducción de Environmental Profit and Loss Account, también conocido por sus siglas E P&L

²⁷ El término "internalizar" se utiliza según la definición dada por el IPBES (2015), indicada en la Sección 2.1. Definición teórica de las externalidades.

contribuciones de la naturaleza, ver la sección 2.1.2. Medición de las contribuciones de la naturaleza.

Adicional a lo dicho, el término externalidades debe ser diferenciado y complementado con la definición de tasa de intercambio²⁸, lo que se detalla a continuación.

Tasas de intercambio en los servicios ecosistémicos

Partiendo de los óptimos paretianos, mencionados previamente, la tasa de intercambio puede definirse como el cambio en un criterio para lograr el incremento en otro criterio. (Soto, 2008)

Como indican Ayres y Kneese (1969), se consumen bienes y servicios desde la fabricación hasta el desecho de los bienes, se generan contaminantes sólidos, líquidos y gaseosos durante la fabricación; cuando los residuos son desechados, se generan des-servicios; los residuos son expulsados al ecosistema, que presta sus servicios de sumidero²⁹. El inconveniente surge cuando se desecha más de lo que el ecosistema puede sumir.

Ayres y Kneese (1969) también plantean que en la producción económica, inevitablemente habrá un impacto sobre los servicios ecosistémicos, bien sea vía consumo o vía depósito de desechos, ya que no es posible destruir la materia, ni regular vía mercado la distribución de los derechos a usar los bienes de uso público. Por lo que la solución no está en eliminar el consumo de bienes y servicios ecosistémicos, sino en buscar las alternativas para reducir su uso.

De esto se concluye que el consumo de contribuciones de la naturaleza es inevitable, ya que es indispensable consumir bienes y servicios dados por la naturaleza para producir bienes y servicios a utilizar por el hombre, que luego se convierten en desechos que terminarán en el mismo ecosistema. Incluso la misma naturaleza genera desechos (Odum, 1975). Este consumo puede verse como las tasas de intercambio; sin embargo, cuando la

²⁸ Traducción sugerida para el término trade off

²⁹ Ante esto, los autores plantean que, adicional a medir los costos externos resultantes de depositar los desechos en el ambiente, se deben crear mejores métodos para predecir estas emisiones, mejorar las tasas de intercambio con el ambiente e incrementar el reciclaje de estos desechos.

demanda por los bienes y servicios ecosistémicos supera lo que el ecosistema puede prestar, se empieza a deteriorar la fuente de recursos, afectando su futura (o inmediata) disponibilidad, generando externalidades, como podrá leerse en la Sección 2.3. Identificación de externalidades en las contribuciones de la naturaleza; por esto se desean incorporar las externalidades en la MIP, más allá que incorporar los intercambios entre el ecosistema y el consumo que de este se hace.

2.3 Identificación de externalidades en las contribuciones de la naturaleza

2.3.1 Origen de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza

A pesar de la diferencia de percepción en el concepto de ecosistema como sistema complejo o como oferente de bienes y servicios, se requiere plantear modelos que integren la preocupación por el agotamiento de los recursos naturales, ya que la vida depende de la existencia de estos. Para lograrlo es posible partir de un análisis híbrido donde se midan los impactos que la producción económica genera a los recursos naturales y el impacto que causa el agotamiento de dichos recursos.

Daly (1991) ya había mencionado a manera de paradoja, que partiendo de la definición neoclásica de equilibrio, el punto óptimo se alcanza cuando el ingreso marginal iguala el costo marginal, lo que se extrapola a que el crecimiento marginal alcanza su punto óptimo (el autor lo denomina “madurez”) una vez se alcanza el costo marginal que el mismo produce. En su texto se citan visiones ortodoxas que apoyan la premisa de que el crecimiento es bueno, y que la creciente riqueza permitirá limpiar el efecto negativo sobre los ecosistemas; el autor en cambio propone una crecimiento igual a cero, económico y de consumo.

De lo último se puede interpretar que el punto en el que los costos marginales sobre los ecosistemas superan los beneficios marginales, es cuando empiezan a generarse las externalidades sobre las contribuciones de la naturaleza.

Riechmann (2003) explica el problema que enfrenta la sociedad moderna, la cual demanda recursos naturales en exceso, frente a stocks limitados de estos; o consume servicios ecosistémicos a una tasa mayor que la capacidad de regeneración del ambiente frente a los impactos o el consumo (como los sumideros naturales o la tasa de regeneración de los suelos dispuestos para la explotación petrolera).

Existen recursos limitados frente a una demanda ilimitada de factores (que persigue fines de crecimiento ilimitado). La postura de que los recursos naturales son limitados es algo que no se discute, pero la posibilidad de la sustitución entre factores (con apoyo de la tecnología) es la llave del candado propuesta por la economía neoclásica y premisa indispensable para la medición económica de los recursos naturales (según Constanza y otros, 2014), que tal vez no sea posible de hallar. Los servicios ecosistémicos se están degradando a causa de la sobreexplotación, impidiendo su uso futuro (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005).

Frente a esta postura, Riechmann (2003) expone que el sistema económico y el ecosistema funcionan en escalas distintas de tiempo; puede que el tiempo que tome el suelo o el agua para regenerarse sea de siglos, frene al acelerado funcionamiento del sistema económico, que puede durar décadas en multiplicarse, lo cual impone una limitación porque la demanda de recursos siempre crecerá más que la oferta de estos.

Riechmann (2003) también expone que un factor degradante del ecosistema es la ocupación de un servicio ecosistémico en la disposición de otro servicio, por ejemplo, utilizar suelos de bosque nativo para sembrar cierto alimento; el bosque nativo prestará más servicios de soporte y regulación; sin embargo, los servicios de aprovisionamiento también son necesarios, creándose un dilema en cuanto a la tasa de intercambio (como fue explicado en la sección 2.1 Definición teórica de las externalidades). El reemplazo de servicios ecosistémicos por la disposición de servicios de aprovisionamiento, puede generar desequilibrios irreversibles en el ecosistema (Riechmann, 2003).

El mal uso de las contribuciones de la naturaleza es explicada por Daly y Farley (2004) al indicar cómo estas contribuciones son blanco de ineficiencias del mercado. Esta visión obedece a la lógica antropocéntrica de disponer de lo hallado en un ecosistema como recursos disponibles para usufructo del hombre, para su vida y su economía; reduciendo

la lógica compleja del funcionamiento del ecosistema a recursos factibles de ser medidos instrumentalmente.

Daly y Farley (2004) indican que las contribuciones de la naturaleza pueden ser definidas según su uso (o restricción de su uso) y la propiedad sobre los recursos que las generan (o la falta de la misma); definiendo a la mayoría de bienes y servicios como no rivales y no excluyentes: son no rivales en la medida en que el uso que un individuo da al bien o servicio, no inhibe a otro individuo de usarlo (por ejemplo, el aire, el paisaje, el uso de recursos renovables, entre otros) y no genera un impacto significativo en la cantidad disponible y su calidad; tampoco son excluyentes en cuanto no existe la posibilidad de poseer exclusivamente el bien o servicio, por ejemplo, nadie puede ser dueño único de la luz solar o del agua o aire sobre los que nadie ha determinado propiedad privada. Estos recursos se denominan bienes públicos puros (Daly y Farley, 2004).

Por otro lado, las contribuciones de la naturaleza pueden no ser propiedad de individuos en particular, pero su uso sí puede privar a otros de usarlo, es el caso de los bienes de acceso abierto, de donde surge la paradoja de la “tragedia de los comunes” (Cárdenas, 2009), donde el uso desmedido genera escasez y afecta el beneficio social; tal es el caso del uso de animales o plantas para el beneficio de las personas (alimentación, generación de energía, venta, diversión, etcétera) que llevan a especies completas a su extinción, o la emisión de desechos gaseosos, sólidos o líquidos que deterioran la calidad del aire, del agua y los suelos.

Los autores exponen que la falta de regulación sobre bienes y servicios de tipo público puros o de acceso abierto dan cabida al abuso de las contribuciones de la naturaleza, como el caso del abuso en la libertad de la toma de decisiones³⁰ donde los individuos sobrepasan el uso del servicio de tipo público puro, aprovechando la cooperación de los otros agentes por conservarlo, obteniendo mayores beneficios individuales a costillas de un mayor costo social. La carencia de regulación puede deberse a la falta de propiedad privada que proteja el derecho al uso de los servicios o, a falta de observancia de reglas establecidas por las comunidades que utilizan los servicios.

³⁰ El término original usado por el autor es “free riding”

Los casos aquí descritos coinciden con la primera aproximación al término de externalidad, propuesta por Pigou (1920) (que puede verse en la Tabla 2-2: Interpretaciones del término externalidad), donde se hablaba de la desigualdad generada entre el mayor producto marginal neto individual frente a un menor producto marginal neto social, que se ve agravado por la desigualdad.

La regulación de los bienes públicos o de acceso abierto no puede ser dejada al mercado, porque no existe un precio que mida fielmente la realidad de estos bienes (por ejemplo, características como el agotamiento de los recursos naturales o la amenaza al equilibrio ecosistémico) y, por ende, no existe límites al acceso a estos bienes por la vía del mercado (Daly y Farley, 2004 y Cárdenas, 2009).

Además, con base en lo afirmado por Dahlman (1979), si el costo de generar información sobre los servicios ecosistémicos y su agotamiento, el costo de tener acceso a la información, el costo de organizar la sociedad para facilitar la creación de información, de lograr hacer participar las diversas comunidades, de generar y auditar los procesos de regulación, de medir el impacto del uso o la extracción, entre otros, son muy altos, esto impedirá que se creen soluciones socialmente equitativas; limitando las decisiones a óptimos que obedecen a necesidades más visibles, como la generación de flujos financieros; conllevando que no se internalicen las externalidades. Tampoco en el mercado se hace uso de la información o simplemente esta no existe, habiendo distorsión de los precios e ineficiencia en la distribución de los recursos.

Como complemento de lo previamente mencionado, se sugiere ver el Anexo D. Ejemplos y mitigación de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza.

Para concluir, se retoma la definición de externalidad adoptada en este documento, estructurada con base en definiciones previamente establecidas (las posturas que se han dado sobre el término se encuentran en la Sección 2.2. Definición teórica de las externalidades): una externalidad es una falla del mercado que surge cuando la producción de un bien o servicio causa de manera involuntaria una pérdida o una ganancia en el beneficio de otro agente sin que este sea compensado, es decir cuando el costo social marginal de la producción supera el beneficio que esta genera (Daly y Farley, 2004),

o cuando la distribución de las contribuciones a la naturaleza no es eficiente, generando costos sociales derivados del uso de la biodiversidad (IPBES, 2015); estos impactos pueden ser medidos a través del deterioro que las organizaciones (y la cadena de valor de sus productos) generan al consumir contribuciones de la naturaleza a una tasa superior a la de su regeneración y el valor de su provisión, absorción, limpieza u otros métodos para reponerlos (definición del análisis E P&L del APAD, 2014).

La medición de las externalidades estaría dada por el valor extrínseco (con base en la medición instrumental que dé valor a la contribución según su aporte a lograr algo diferente como la calidad de vida o la salud) o intrínseco (independiente de juicios humanos y asociado a las características propias de la contribución o a su derecho de existir) del deterioro de las contribuciones de la naturaleza o de los objetivos a lograr a través de su uso a través de métodos de valoración integradores que incorporen enfoques económicos, ecológicos, de la salud, holísticos, biofísicos y socioculturales y donde confluyan conocimientos científicos y alternativos (como los aportados por los indígenas y comunidades locales).

El reto principal que enfrenta la medición de externalidades es la disponibilidad de información sobre el deterioro de las contribuciones de la naturaleza por la producción económica; de igual manera, de la afectación sobre la calidad de vida de las personas o sobre la existencia de seres vivos no humanos. Retomando el argumento de Dahlma (1979), el alto costo de identificar y medir las externalidades impiden que estas sean internalizadas. Frente a esta preocupación se divisa una esperanza en el análisis E P&L adelantado a nivel territorial (APAD, 2014) o empresarial (PUMA, 2011).

La diversidad de criterios puede hacer que una externalidad pueda o no ser medida, o que su medición sea cercana o lejana de la realidad, esto en cuanto las mediciones subjetivas pueden ser permeadas por intereses particulares y manipulación de la información. De allí que en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP, en la Sección 3.1. ¿Se está hablando de un modelo?, se haga alusión a la aproximación a la realidad como algo deseable, mas no cierto. Finalmente, se sugiere revisar el Anexo D. Ejemplos y mitigación de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza, con el fin de observar posturas frente a mecanismos para reducir las externalidades.

2.3.2 Origen de la información y clasificación de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza

Una fuente de información para medir las externalidades generadas en las contribuciones de la naturaleza es el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica Integrada (SCAEI), adoptado por la Comisión de Estadística de las Naciones Unidas, este es “un marco conceptual multipropósito que describe las interacciones entre la economía y el ambiente, y así como el stock de activos ambientales y sus variaciones” (NU, 2014a, p. 1), tanto en flujos físicos como monetarios.

Este sistema se origina en la Comisión Brundtland de 1987, “Nuestro futuro común”, “donde se evidenció las vinculaciones entre el desarrollo económico y social y la capacidad del ambiente” (2014a, p. 2), para dar respuesta a esta necesidad, se desarrollaron sistemas de contabilidad que evolucionaron hasta el aquí citado, el cual se acerca a los conceptos, la estructura, las reglas y los principios contables del Sistema de Cuentas Nacionales (SCN), pero difiere en que toma los flujos intermedios, además de la valoración de la producción por cuenta propia y auxiliar (2014a).

Al respecto de los flujos monetarios, en el SCAEI y en el SCN se incluye el valor de la frontera (o stock) de los bienes que tengan una valoración de mercado, sin que exista diferencia entre los dos sistemas; por el contrario, en términos físicos, el SCAEI comprende todos los recursos naturales (incluyendo la tierra en una categoría separada) de un territorio económico, desde que estos puedan contribuir a las personas para sus actividades económicas, diferente al SCN que incluye un menor rango de flujos físicos. (NU, 2014a)

El sistema se aplicó de modo experimental en múltiples países, entre ellos Colombia, logrando crear solo algunos componentes del SCAEI debido a la falta de información (UN, 2002) Esta metodología es incorporado en Colombia por el DANE a través de la creación de la cuenta satélite ambiental (DANE, 2012).

Para efectos de este documento, el principal aporte que se encuentra en el SCAEI es la medición física del agotamiento de los recursos naturales como un costo de la producción, entendiendo el agotamiento como la extracción de recursos a una tasa superior a la de su regeneración, proponiendo múltiples metodologías de valoración como las expuestas en

la Sección 2.1.2 Medición de las contribuciones de la naturaleza. Este análisis coincide con lo definido en este documento como el origen de las externalidades generadas en las contribuciones de la naturaleza, que sumadas a la afectación a la calidad de vida y la regeneración de la existencia de seres vivos no humanos (medida por su valor intrínseco y no instrumental, es decir que su valor está dado por sus características propias o por el derecho de existir y no por su aporte para lograr un objetivo), representan las externalidades que se desea incluir en el análisis de la MIP.

Como se indica en NU (2014b) el SCAEI toma el consumo de contribuciones de la naturaleza como tasas de intercambio (trade-off) entre la producción económica y los ecosistemas; aunque, con base en lo indicado en la Sección 2.2. Definición teórica de las externalidades, en este documento se prefirió distinguir las “tasas de intercambio” de las “externalidades” cuando este intercambio deteriora las contribuciones de la naturaleza una vez el consumo sobrepasa la tasa de regeneración (lo que en el SCAEI se denomina agotamiento). El SCAEI emplea tres categorías para clasificar las contribuciones a medir según su aporte (retomando las definiciones explicadas en la Sección 2.1.1. Definición de las contribuciones de la naturaleza y sintetizadas en la Figura 2-1, dadas por el MA, 2005):

- a. Servicios de aprovisionamiento
- b. Servicios de regulación
- c. Servicios culturales

Adicional a la clasificación de las contribuciones de la naturaleza³¹, existe otro enfoque para clasificarlas según su origen (privado o público) (NU, 2014b):

- a. De origen público o privado que contribuyen a los beneficios privados (por ejemplo, la agricultura)
- b. De origen privado que contribuyen a la generación de beneficios públicos, adicionales a los beneficios privados (por ejemplo, la absorción de dióxido de carbono por una plantación privada)

³¹ Se insiste en utilizar el término “contribuciones de la naturaleza”, a pesar de que los autores utilizan el término “servicios ecosistémicos” adelantándose a la actualización de los documentos del SCAEI, en cuanto la actualización del término “contribuciones” se publicó en el año 2017.

- c. De origen público que contribuyen a la generación de beneficios públicos (por ejemplo, contribuciones de áreas públicas como parques nacionales o cuerpos de agua públicos)

En ambas clasificaciones (por el tipo de servicio y por el origen público o privado) las categorías b y c no se incluyen en el SCN.

Para efectos de la propuesta de modelo desarrollada en este documento, se adoptará la clasificación de las contribuciones de la naturaleza según su aporte indicada el SCAEI (UN, 2014b), agregando dos categorías adicionales para efectos de incorporar las externalidades en el análisis de la MIP:

- a. Servicios de aprovisionamiento: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios de aprovisionamiento.
- b. Servicios de regulación: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios de regulación.
- c. Servicios culturales: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios culturales.
- d. Calidad de vida: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre la calidad de vida de los seres humanos.
- e. Regeneración de la existencia de seres vivos no humanos: es el valor intrínseco (no instrumental) de la regeneración de las especies vivas no humanas (animales y plantas) destruidas por la producción económica.

De las categorías propuestas se desprende la posibilidad de que exista información sobre las tres primeras categorías, mas no sobre la cuarta y la quinta dado que aun no pertenecen al enfoque de estudio del SCAEI.

3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP

Una vez descritas las aplicaciones derivadas de la MIP para el análisis ecológico y ambiental, e el avance de los términos “contribuciones de la naturaleza” y “externalidades” para definir las definiciones que coinciden con el objetivo de este documento, este capítulo tiene como objetivo exponer una propuesta de modelo que integre el análisis de las externalidades en la MIP, tomando como referente la matriz ampliada de Leontief y la definición de externalidad adoptada en el Capítulo 2. Contribuciones de la naturaleza y externalidades. Para esto, inicialmente se definirá el desarrollo de la propuesta en el contexto de la definición de modelo; posteriormente, se expondrá la propuesta de modelo; finalmente, se describirá el alcance de la propuesta y se propondrán futuras aplicaciones.

3.1 ¿Se está hablando de un modelo?

En palabras de Gibbard y Varian (1978), un modelo teórico es una historia con una estructura específica, dada por una forma lógica y matemática de un grupo de postulados. Un modelo puede ser general o aplicado: el primero es informal, vago o implícito, mientras el segundo parte de afirmaciones (o premisas) específicas que necesariamente son verdaderas o falsas. Un modelo teórico puede ser descriptivo o ideal: los primeros describen la realidad económica de manera aproximada o caricaturesca, mientras los segundos describen casos ideales que son interesantes por sí mismos o por su comparación con la realidad económica. Finalmente, un modelo puede partir de la estructura de un modelo previamente creado, agregando su estructura propia.

Con base en lo dicho, la propuesta que se hace en esta tesis parte del modelo inicialmente desarrollado por Leontief, la matriz insumo-producto. Según Miller y Blair (2009) el modelo consiste en un “sistema de ecuaciones lineales, cada una de las cuales describe la

distribución del producto de una industria en la economía” (2009, p.1). Según los autores, este modelo incluye los siguientes supuestos (para tener una descripción de la notación utilizada, ver Anexo A. Descripción matemática del modelo básico de Leontief):

- a) Los flujos interindustriales, para un periodo específico, de un sector x a un sector y , corresponden al total de producto del sector y para el mismo periodo.
- b) Rendimientos constantes de escala: la multiplicación de $z_{1,j}, z_{2,j}, \dots, z_{n,j}$ por una constante cualquiera, multiplicará x_j por la misma constante.
- c) Las funciones de producción planteadas en el modelo requieren de insumos en proporciones fijas. Lo cual puede entenderse del supuesto de rendimientos constantes de escala.³²
- d) Todos los productos de la economía consumen por lo menos un insumo.³³

Estos supuestos son heredados en el modelo propuesto en esta tesis, además de los siguientes supuestos:

- a) No hay un total de externalidades: solamente es posible sumar el volumen de externalidades identificadas.
- b) Una externalidad no genera otra externalidad: solamente la producción en un sector dado puede generar estas.
- c) Una externalidad no consume producto final de los sectores de la economía.
- d) Es posible medir en términos monetarios todas las contribuciones de la naturaleza.

Algunos supuestos que se integran a la matriz de externalidades, pero toman una connotación diferente, son (para tener una descripción de la notación utilizada, ver Anexo B. Análisis matemático de la MIP integrando las externalidades vía precios):

³² Este planteamiento puede verse como un reemplazo del supuesto de sustitución perfecta entre factores, ya que en el modelo de Leontief no tiene sentido reemplazar la cantidad de un insumo por otro de diferentes características.

³³ Esta es una condición necesaria para que la matriz identidad menos la matriz de coeficientes sea invertible (es decir, que exista $(I - A)^{-1}$)

- a) La cantidad de externalidad y generada en un periodo específico, a causa de la producción de un sector x de la economía, corresponde al total de externalidad y para el mismo periodo.
- b) Generación de externalidades constante de escala: la multiplicación de $z_{1,j}, z_{2,j}, \dots, z_{n,j}$ por una constante cualquiera, multiplicará x_j por la misma constante.
- c) Todas las externalidades integradas en la matriz de análisis para un periodo, son diferentes a cero.³⁴

Finalmente, la propuesta de modelo aquí realizada puede entenderse como de corte descriptivo, en cuanto describe la realidad económica de manera tan aproximada como sea viable (ver Sección 2.3. Identificación de externalidades en las contribuciones de la naturaleza); el modelo podrá aplicarse en futuros estudios y la interpretación de sus resultados se acercará a la realidad en la medida de la fiabilidad alcanzada en la información introducida en el modelo.

3.2 Descripción de la propuesta de modelo

Partiendo de los flujos intersectoriales de la MIP, en la parte inferior se adiciona una matriz cuyas entradas en las columnas son los sectores de la economía de la MIP y las entradas de las filas son las externalidades, representadas mediante los servicios ecosistémicos consumidos.

Recuérdese que las externalidades a involucrar coinciden con la definición descrita en el Capítulo 2, donde se definieron: la identificación y medición de las contribuciones de la naturaleza; el concepto de externalidad y la definición del enfoque adoptado en este documento; para, finalmente, definir el origen de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza. De allí que concluyó que:

Una externalidad es una falla del mercado que surge cuando la producción de un bien o servicio causa de manera involuntaria una pérdida o una ganancia en el beneficio de otro

³⁴ Esta es una condición necesaria para que la matriz identidad menos la matriz de coeficientes de las externalidades sea invertible (es decir, que exista $(I - A_s)^{-1}$)

agente sin que este sea compensado, es decir cuando el costo social marginal de la producción supera el beneficio que esta genera (Daly y Farley, 2004), o cuando la distribución de las contribuciones a la naturaleza no es eficiente, generando costos sociales derivados del uso de la biodiversidad (IPBES, 2015); estos impactos pueden ser medidos a través del deterioro que las organizaciones (y la cadena de valor de sus productos) generan al consumir contribuciones de la naturaleza a una tasa superior a la de su regeneración y el valor de su provisión, absorción, limpieza u otros métodos para reponerlos (definición del análisis E P&L del APAD, 2014).

La medición de las externalidades estaría dada por el valor extrínseco (con base en la medición instrumental que dé valor a la contribución según su aporte a lograr algo diferente como la calidad de vida o la salud) o intrínseco (independiente de juicios humanos y asociado a las características propias de la contribución o a su derecho de existir) de las contribuciones de la naturaleza, para así determinar el valor de su agotamiento.

Para aspecto de la identificación y medición de las contribuciones de la naturaleza, se considera adecuado adoptar la categorización y medición propuestas por el SCAEI (NU 2002, 2014a y 2014b) en la medida que este enfoque parte de la identificación de estas contribuciones para clasificarlas, medir la cantidad disponible y luego identificar sus variaciones (como se relaciona en la Sección 2.3 Identificación de externalidades en las contribuciones de la naturaleza), lo que coincide con el objetivo de esta tesis de incorporar de manera matricial estas variaciones.

La medición propuesta en esta tesis tiene como objetivo incorporar el valor de las externalidades en un sistema de cuentas organizadas matricialmente. Es decir, tiene fines macro-contables.

Se propone que estas externalidades sean incorporadas al análisis de la MIP a través de las contribuciones de beneficio directo e indirecto sobre las cuales se generan externalidades en un periodo dado, partiendo de la clasificación basada en el SCAEI (NU, 2014b), agregando dos categorías adicionales:

- a. Servicios de aprovisionamiento: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios de aprovisionamiento.

- b. Servicios de regulación: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios de regulación.
- c. Servicios culturales: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios culturales.
- d. Calidad de vida: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre la calidad de vida de los seres humanos.
- e. Regeneración de la existencia de seres vivos no humanos: es el valor intrínseco (no instrumental) de la regeneración de las especies vivas no humanas (animales y plantas) destruidas por la producción económica.

En la matriz solamente podría incorporarse el valor de aquellas externalidades medidas monetariamente por la necesidad de uniformar la unidad de medida entre la MIP basada en los flujos económicos intersectoriales y las externalidades. La información que logre obtenerse en unidades de medida diferentes, puede incorporarse al análisis como notas adjuntas de carácter cualitativo.

El modelo se vería como se indica a continuación en la Figura 3-1: Integración de las externalidades en la MIP:

Figura 3-1: Integración de las externalidades en la MIP

		Sectores de la economía			Demanda final
		Sector 1	Sector j	Sector n	
Sectores	Sector 1	$Z_{1,1}$	$Z_{1,j}$	$Z_{1,n}$	f_1
	Sector i	$Z_{i,1}$	$Z_{i,j}$	$Z_{i,n}$	f_i
	Sector n	$Z_{n,1}$	$Z_{n,j}$	$Z_{n,n}$	f_n
Externalidades	Clasificación	Contribución 1	$Z_{S_1,1}$	$Z_{S_1,j}$	$Z_{S_1,n}$
		Contribución i	$Z_{S_i,1}$	$Z_{S_i,j}$	$Z_{S_i,n}$
		Contribución n	$Z_{S_n,1}$	$Z_{S_n,j}$	$Z_{S_n,n}$

Fuente: Elaboración propia

Donde:

$z_{i,j}$ = demanda del insumo por el sector i del sector j

f_i = demanda final del sector i

De allí, se puede obtener el total de la oferta del sector i , denominado x_i , que corresponde a:

(1)

$$x_i = \sum_{j=1}^n z_{i,j} + f_i$$

Posteriormente se obtienen los coeficientes técnicos:

(2)

$$a_{i,j} = \frac{z_{i,j}}{x_j}$$

(3)

$$a_{s_i,j} = \frac{z_{s_i,j}}{x_j}$$

Usando estos, se puede expresar las ecuaciones **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** mediante:

(3)

$$x_i = \sum_{j=1}^n a_{i,j} x_j + f_i \quad \text{para } i = 1, \dots, n.$$

(4)

$$x_{s_i} = \sum_{j=1}^n a_{s_i,j} x_j \quad \text{para } i = 1, \dots, m.$$

Definiendo los vectores $\mathbf{f} = [f_i]$, $\mathbf{x} = [x_i]$, $\mathbf{x}_s = [x_{s_i}]$, y las matrices $\mathbf{A} = [a_{i,j}]$, $\mathbf{A}_s = [a_{s_i,j}]$.

El anterior sistema de $n + m$ ecuaciones se puede escribir en notación matricial como:

(5)

$$\begin{bmatrix} \mathbf{x} \\ \mathbf{x}_s \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{A} & \mathbf{0}_{n \times m} \\ \mathbf{A}_s & \mathbf{0}_{m \times m} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \mathbf{x} \\ \mathbf{x}_s \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \mathbf{f} \\ \mathbf{0}_{m \times 1} \end{bmatrix}$$

Lo que lleva a la siguiente expresión:

(6)

$$\left(I_{n+m,n+m} - \begin{bmatrix} A & \mathbf{0}_{n \times m} \\ A_s & \mathbf{0}_{m \times m} \end{bmatrix} \right) \begin{bmatrix} \mathbf{x} \\ \mathbf{x}_s \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \mathbf{f} \\ \mathbf{0}_{m \times 1} \end{bmatrix}$$

Usando todo lo anterior se obtiene:

(8)

$$\begin{bmatrix} \mathbf{x} \\ \mathbf{x}_s \end{bmatrix} = \left(I_{n+m,n+m} - \begin{bmatrix} A & \mathbf{0}_{n \times m} \\ A_s & \mathbf{0}_{m \times m} \end{bmatrix} \right)^{-1} \begin{bmatrix} \mathbf{f} \\ \mathbf{0}_{m \times 1} \end{bmatrix}$$

De estas transformaciones se llega a dos matrices inversas, que, según lo definido en el modelo de Leontief, permiten hallar la demanda de servicios ecosistémicos s_1, \dots, s_m necesaria para satisfacer una demanda hipotética $\mathbf{f} = [f_i]$, lo que hace posible aproximar las externalidades causadas por cambios en la demanda final de los sectores de la economía que no son consideradas en la matriz insumo-producto original.

La sumatoria de los datos consignados en las columnas dará como resultado el vector fila del total de las externalidades causadas sobre las contribuciones de la naturaleza, lo que sumaliza los costos que no han sido tenidos en cuenta en la valoración económica de mercado de los bienes y servicios.

Para dar mayor alcance al modelo propuesto, se puede agregar al análisis de cambios en la demanda final de los sectores, el análisis ronda por ronda (ver la Sección. Descripción del análisis ronda por ronda del Anexo B. Análisis matemático de la MIP integrando las externalidades vía precios) con el fin de observar la suma total entre los impactos directos e indirectos del cambio en la demanda.

Este modelo debe extenderse a todas las contribuciones de la naturaleza impactadas de las cuales se cuente con información, de tal manera que se pueda incluir la mayor cantidad de externalidades posibles generadas por la producción económica en un periodo determinado.

3.3 Alcance de la propuesta

El modelo aquí propuesto amplía el rango de herramientas disponibles para analizar el impacto que tiene el agotamiento de contribuciones de la naturaleza en la producción de

bienes y servicios en una economía. La internalización de las externalidades se logrará finalmente cuando los precios de los bienes y servicios producidos en la economía partan de funciones de producción que incorporen el valor de las externalidades (IPBES, 2015).

Sin embargo, la propuesta que aquí se expone no se detiene en el análisis de los ecosistemas de los cuales surgen las contribuciones de la naturaleza y solamente aproxima la clasificación de las externalidades a incorporar en el análisis. Se debe entender que los ecosistemas son diferentes (con base en la definición dada por Odum (1975) lo cual se expone en la Sección 2.1.1 Definición de las contribuciones de la naturaleza) y que las contribuciones a incorporar dependerán de los recursos disponibles en cada ecosistema.

De allí que esta tesis tiene la limitación propia de la identificación y clasificación de las contribuciones de la naturaleza en categorías y de la valoración del agotamiento de estas contribuciones, en mayor medida aquellas que no tienen un valor de mercado u otorgan un beneficio indirecto a la humanidad. Por lo que se deja a futuras investigaciones identificar de cuáles contribuciones de la naturaleza parte para identificar las externalidades; es posible que estas contribuciones dependan de los recursos disponibles en el país donde se espere aplicar el modelo una vez este sea testeado.

Adicionalmente, partiendo del supuesto de la propuesta de modelo de que una externalidad no genera otra externalidad, existe el riesgo de ignorar externalidades o de incorporar a la matriz más de una vez el valor de una externalidad; es decir, cuando se identifican y valoran las externalidades halladas en un periodo dado en la economía de un país, puede ignorarse externalidades generadas sobre contribuciones de la naturaleza de beneficio indirecto, pueden incorporarse más de una vez una misma externalidad que es provocada por múltiples sectores, o puede incorporarse más de una vez una misma externalidad sobre múltiples contribuciones de la naturaleza.

En la medida que en esta tesis se tiene el interés de incorporar el valor monetario de las externalidades de manera matricial para lograr incorporar este aspecto en el análisis insumo-producto, en esta propuesta de modelo solamente se expone la inclusión del valor monetario de estas externalidades, mas no se profundiza en las complejidades sobre su identificación y valoración. Futuras investigaciones donde se testee y aplique la propuesta

de modelo, podrán decidir el enfoque bajo el cual integran las contribuciones de la naturaleza e identifican las externalidades sobre ellas, garantizando además la uniformidad en las metodologías de valoración para llegar al valor monetario de las externalidades.

En futuras aplicaciones, quien aplique la propuesta de modelo, definirá según su objeto de análisis (o la información disponible), las externalidades identificadas sobre las contribuciones de la naturaleza (según el servicio que preste), la calidad de vida o la existencia de seres vivos no humanos.

Por la naturaleza de la MIP de la cual parte el análisis, es necesario medir las externalidades en precios, lo que también limita el alcance de la propuesta. Según los aportes del SCAEI (NU 2014a y 2014b), es viable incorporar el valor monetario de las contribuciones que tienen un mercado, las cuales son normalmente las que aportan beneficios directos que pueden asociarse con la producción de bienes y servicios; sin embargo, existen múltiples contribuciones de beneficio directo e indirecto que no tienen un mercado. Existen múltiples metodologías de valoración (como las descritas en la Sección 2.1.2 Medición de las contribuciones de la naturaleza) las cuales pueden ser aplicadas en futuras investigaciones para incorporar el valor monetario de las externalidades sobre contribuciones sin valor de mercado.

Además de esta limitación, el modelo propuesto adolece las críticas relacionadas con la linealidad del análisis y la medición monetaria de las variables sociales y ambientales expuestas en la Sección 1.2. Críticas frente a las aplicaciones de la MIP. A pesar de esto, es posible incorporar las externalidades medidas en variables diferentes a los precios a través de notas a los resultados logrados en futuras aplicaciones de esta propuesta de modelo.

Finalmente, los supuestos de los que parte la propuesta de modelo, definidos en la Sección 3.1. ¿Se está hablando de un modelo?, no son necesariamente verdaderos o falsos, así como el objetivo de esta tesis no es confirmar si las funciones de producción en la economía tienden a ser lineales, si es viable medir fiablemente la generación de externalidades o si esta información puede existir de manera completa en una región. De allí que se entiende que la propuesta de modelo realizada en esta tesis sea de corte general; sin embargo, sí se hace una aproximación al concepto de externalidad que en

esta tesis se desea integrar (ver Capítulo 2. Contribuciones de la naturaleza y externalidades)

En futuras aplicaciones debe partirse de la necesidad de fortalecer las cuentas nacionales, retomando el enfoque del SCAEI. En el caso específico de Colombia, el DANE aborda el SCAEI desde la metodología de la Cuenta Satélite Ambiental (CSA); a 2018 el DANE ha acumulado información de stocks físicos de recursos minerales, energéticos, agua, flujos de energía, residuos, emisiones al aire e información física y monetaria de los flujos del bosque. Adicionalmente, a través de la Cuenta Experimental de los Ecosistemas, el DANE ha avanzado en la identificación de compensaciones entre servicios ambientales a partir de los usos alternativos de los ecosistemas, permitiendo medir en términos monetarios el beneficio de los servicios ecosistémicos entre el 2000 y el 2014 de nutrición, materiales y energía (DANE, 2016). Al respecto de la información existente, se sugiere medir monetariamente los stocks de recursos naturales que se encuentran medidos en términos físicos, para luego medir la variación anual de la disponibilidad del recurso y continuar con la medición de las externalidades con base en las metodologías adoptadas en la presente tesis.

4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

- A raíz de la descripción y comparación de los modelos que parten de la MIP con enfoques ambientales y ecológicos, se encontró que los autores se han centrado en aspectos físicos, tomando como base, contaminantes específicos (tales como gases o desechos sólidos) y productos de los ecosistemas (como el agua y el aire) y, si bien esto aporta al análisis ambiental-ecológico, quedan rezagados aspectos culturales, de la salud, del paisaje, entre otros, en los cuales se generan daños por la producción económica. Por lo que la propuesta de modelo aporta en la inclusión de externalidades de múltiples contribuciones de la naturaleza, sin limitar los tipos de externalidades a incorporar al análisis.
- Justificado en la ausencia de modelos que incorporen las externalidades sobre las contribuciones del ambiente, se propone un modelo que incluya la identificación de estas en el análisis insumo-producto y se propuso un modelo que parte de la matriz ampliada de Leontief, integrando filas y columnas a la MIP para el análisis lineal de las externalidades, tomando como referente los modelos del enfoque de los impactos medidos en precios.
- Una vez explorado el avance que ha tenido la definición que reciben los bienes y servicios que se desprenden de un ecosistema, esta tesis adopta el término dado por el IPBES (2015, 2017) de “contribuciones de la naturaleza para las personas” (en adelante solo se mencionará “contribuciones de la naturaleza”), el cual amplía el concepto de “servicios ecosistémicos” al incluir un conocimiento plural que contempla el conocimiento indígena y local.

- El consumo de contribuciones de la naturaleza es inevitable, ya que es indispensable consumir bienes y servicios dados por la naturaleza para producir bienes y servicios a utilizar por el hombre, que luego se convierten en desechos que terminarán en el mismo ecosistema. Incluso la misma naturaleza genera desechos (Odum, 1975). Este consumo puede verse como las tasas de intercambio; sin embargo, cuando la demanda por los bienes y servicios ecosistémicos supera lo que el ecosistema puede prestar, se empieza a deteriorar la fuente de recursos, afectando su futura (o inmediata) disponibilidad, generando externalidades.
- El avance histórico del término externalidad ha evidenciado la transformación desde definiciones centradas en la producción económica, hasta definiciones que incluyen aspectos sociales y ambientales. Según el análisis realizado, en este documento se entiende que una externalidad es una falla del mercado que surge cuando la producción de un bien o servicio causa de manera involuntaria una pérdida o una ganancia en el beneficio de otro agente sin que este sea compensado, es decir cuando el costo social marginal de la producción supera el beneficio que esta genera (Daly y Farley, 2004), o cuando la distribución de las contribuciones a la naturaleza no es eficiente, generando costos sociales derivados del uso de la biodiversidad (IPBES, 2015); estos impactos pueden ser medidos a través del deterioro que las organizaciones (y la cadena de valor de sus productos) generan al consumir contribuciones de la naturaleza a una tasa superior a la de su regeneración y el valor de su provisión, absorción, limpieza u otros métodos para reponerlos (definición del análisis E P&L del APAD, 2014).
- El modelo propuesto en esta tesis aporta a los análisis hasta ahora realizados al adoptar un enfoque más amplio, el de la integración de las externalidades, el cual incluye las siguientes categorías:
 - Servicios de aprovisionamiento: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios de aprovisionamiento.
 - Servicios de regulación: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios de regulación.

- Servicios culturales: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre los servicios culturales.
 - Calidad de vida: son las externalidades generadas (o el deterioro o agotamiento) sobre la calidad de vida de los seres humanos.
 - Regeneración de la existencia de seres vivos no humanos: es el valor intrínseco (no instrumental) de la regeneración de las especies vivas no humanas (animales y plantas) destruidas por la producción económica.
- Para incorporar las externalidades en el análisis de la MIP, su medición estaría dada por el valor extrínseco e intrínseco del deterioro de las contribuciones de la naturaleza. Para aspecto de la identificación y medición de las contribuciones de la naturaleza, se considera adecuado adoptar la categorización y medición propuestas por el SCAEI (NU 2002, 2014a y 2014b) en la medida que este enfoque parte de la identificación de estas contribuciones para clasificarlas, medir la cantidad disponible y luego identificar sus variaciones.
 - La medición propuesta en esta tesis tiene como objetivo incorporar el valor de las externalidades en un sistema de cuentas organizadas matricialmente. Es decir, tiene fines macro-contables.
 - Esta propuesta de modelo necesariamente parte de que solamente es posible incorporar las externalidades medidas monetariamente, siendo posible incorporar las externalidades medidas en variables diferentes a los precios a través de notas con información cualitativa adjuntas a los resultados logrados en futuras aplicaciones de esta propuesta de modelo. Además de esta limitación, el modelo propuesto adolece las críticas relacionadas con la linealidad del análisis y la medición monetaria de las variables sociales y ambientales expuestas en la Sección 1.2. Críticas frente a las aplicaciones de la MIP. Otras limitaciones surgen del análisis lineal, la asunción de la existencia de productos homogéneos agrupados en cada sector de la economía, el supuesto de sustitución entre factores y otros mencionados en la Sección 1.3 Críticas en contraste a las aplicaciones de la MIP, del Capítulo 1.

4.2 Recomendaciones

Antes de aplicar la propuesta de modelo, se sugiere primero revisar la información disponible sobre las contribuciones de la naturaleza a evaluar. Posteriormente se sugiere revisar a partir de cuál punto la producción económica empieza a generar externalidades sobre estas contribuciones. La propuesta de modelo aquí descrita se basa en la identificación de los conceptos a partir de los cuales se propone un modelo, pero no se detiene en el cómo hacerlo; por lo que futuras investigaciones tienen el reto de obtener la información que coincida con las definiciones adoptadas sobre contribuciones de la naturaleza, su ecosistema de origen, su medición, las externalidades generadas sobre estas y su incorporación en la propuesta de modelo.

Una vez se logre identificar la información, aplicar el modelo será muy sencillo por la simpleza de sus cálculos.

Algunos análisis adicionales que pueden lograrse una vez se construya la matriz aquí propuesta son los análisis backward y forward:

Partiendo de lo definido por Miller y Blair (2009), con el análisis backward se identifica el incremento en la demanda de los insumos ante cambios en la producción de un bien o servicio; este análisis se basa en el enfoque de la demanda y ha sido utilizado para la identificación de sectores clave. Con el análisis forward, en cambio, se identifica el efecto que tiene el incremento de la producción de un bien o servicio que sirve como insumo para la producción de otros bienes y servicios; este análisis se basa en el enfoque de la oferta y es útil en la identificación de sectores líderes. De esta manera, se logrará identificar los sectores que generan en mayor medida externalidades particulares.

A. Anexo: Descripción matemática del modelo básico de Leontief

El enfoque del modelo matemático se describe con base en (Miller & Blair, 2009) realizado en términos monetarios para un periodo dado.

Los flujos intersectoriales son representados por la matriz de tamaño $n \times n$, denominada Z , cuyas entradas tienen la siguiente interpretación:

$$z_{i,j} = \text{demanda del insumo por el sector } i \text{ del sector } j$$

La demanda final de cada sector, que es el consumo de los productos de los sectores como bienes finales por los hogares, las empresas o el gobierno, se representa por el vector f , de tamaño $n \times 1$:

$$f_i = \text{demanda final del sector } i$$

De allí, se puede obtener el total de la oferta del sector i , denominado x_i , que corresponde a:

(7)

$$x_i = \sum_{j=1}^n z_{i,j} + f_i$$

La información sobre la oferta total de cada sector será agrupada en un vector denominado x , de tamaño $n \times 1$, cuyas entradas corresponden a x_j .

La ecuación (1) describe como el sector productivo i , distribuye su producto entre las ventas a otros sectores y la demanda final. Este puede ser representado como una matriz:

$$x = Z\mathbf{1} + f$$

Donde $\mathbf{1}$ es un vector de tamaño $n \times 1$ cuyas entradas son todas 1. Con esta información se puede definir los coeficientes técnicos de la ecuación:

(8)

$$a_{i,j} = \frac{z_{i,j}}{x_j}$$

Los coeficientes son ratios y su resultado se puede interpretar como la proporción –en términos monetarios- consumida por el sector i del sector j para producir una unidad de producto final. Esta matriz se definirá como A .

Usando esta definición, la ecuación (1) adquiere otra representación matricial:

(9)

$$x = Ax + f$$

La ecuación (9) es equivalente a la siguiente ecuación:

$$(I - A)x = x - Ax = f$$

Asumiendo que la matriz $I-A$ es invertible, se obtiene:

(10)

$$x = (I - A)^{-1}f = Lf$$

Aquí $L = (I - A)^{-1}$ se denomina la matriz inversa de Leontief.

La ecuación (10) permite, bajo la existencia de proyecciones de demanda final para periodos futuros, determinar los niveles de producción que satisfacen futuros cambios en la demanda de un sector.

De las ecuaciones (1) y (2) y suponiendo la existencia de demanda final en cada sector, se obtiene que:

$$0 < \sum_{i=1}^n a_{i,j} < 1$$

Esto describe el modelo básico de Leontief, sin embargo, es posible encontrar en la literatura transformaciones que faciliten interpretaciones con diversos fines.

B. Anexo: Análisis matemático de la MIP integrando las externalidades vía precios

Demostración de cumplimiento del supuesto de invertibilidad de la matriz

Con base en los supuestos expuestos en el Capítulo 3. Propuesta metodológica para la integración de las externalidades en la MIP, además del desarrollo matemático indicado en la Sección 3.2. Descripción de la propuesta de modelo, posterior a la Fórmula (7), se debe observar que:

(11)

$$\begin{aligned} \det \left(I_{n+m,n+m} - \begin{bmatrix} A & \mathbf{0}_{nxm} \\ A_s & \mathbf{0}_{mxm} \end{bmatrix} \right) &= \det \begin{bmatrix} I_{n+xn} - A & \mathbf{0}_{nxm} \\ -A_s & I_{mxm} \end{bmatrix} \\ &= \det(I_{n+xn} - A) * \det(I_{mxm}) = \det(I_{n+xn} - A) \end{aligned}$$

Pero, por hipótesis del modelo de Leontief, el valor de este último determinante es distinto de cero. Así, la matriz

$$I_{n+m,n+m} - \begin{bmatrix} A & \mathbf{0}_{nxm} \\ A_s & \mathbf{0}_{mxm} \end{bmatrix}$$

es invertible.

Descripción del análisis ronda por ronda

Este análisis hace parte de las transformaciones lineales necesarias para lograr hacer un análisis de impacto total; recuérdese que este impacto suma el efecto del impacto directo

y todos los impactos indirectos derivados del cambio en la demanda de un sector. Para desarrollar el análisis se parte del modelo de Leontief, obteniendo varias fórmulas que enriquecerán el análisis económico.

El primer término nuevo que se obtiene se escribe de manera genérica como³⁵ $x_{i,j}^{(n)}$ y expresa el impacto del sector j sobre el sector i (análisis backward) en la ronda n debido a un cambio³⁶ en la demanda final $\Delta f = [f_i]$. La definición de $x_{i,j}^{(n)}$ se hará de manera recursiva; por lo que primero se deberán conocer los impactos en la n -ésima ronda para poder conocer los efectos en la ronda $n+1$.

(1)

$$x_{i,j}^{(0)} = \delta_{i,j} f_j$$

(2)

$$x_{i,j}^{(n+1)} = a_{i,j} x_j^{(n)}$$

Se debe hacer varias aclaraciones respecto a esta definición:

- $\delta_{i,j}$ es el símbolo de Kronecker, que se define como $\delta_{i,j} = \begin{cases} 1 & \text{si } i = j, \\ 0 & \text{si } i \neq j. \end{cases}$
- $a_{i,j}$ son los coeficientes técnicos calculados en el modelo de Leontief.
- $x_i^{(n)}$ se define como $x_i^{(n)} = \sum_j x_{i,j}^{(n)}$, que corresponde intuitivamente al impacto total sobre el sector i , debido al cambio Δf en la ronda n .

A partir de los términos anteriormente definidos se puede obtener otros términos de significado económico. Quizás el más importante para nuestro análisis sea el siguiente:

(3)

³⁵ Aquí i y j varían sobre el número de sectores en la matriz intersectorial, y n varía sobre los números naturales.

³⁶ Recordemos que la ronda 0 es la ronda de efectos iniciales, que corresponde al requerimiento dado por Δf , la ronda 1 expresa los efectos directos, y las rondas n , para $n \geq 2$, expresan los efectos indirectos.

$$x_{i,j} = \sum_{n=1}^{\infty} x_{i,j}^{(n)}$$

Que indica el impacto directo e indirecto, del sector j sobre el sector i debido al cambio en la demanda Δf . Si fuera necesario definir el impacto inicial, directo e indirecto, entonces la sumatoria debería iniciar en $n=0$.

C. Anexo: Extensiones de la MIP al análisis ambiental y ecológico

Adicional a los trabajos mencionados, sobresalen los siguientes trabajos alrededor de la aplicación del modelo de la MIP:

Tabla C-1: Principales aplicaciones ambientales de la MIP

Documento	Países analizados	Variables
<i>Carter, 1974</i>	Estados Unidos	Tecnología, emisiones, descontaminación de aire, agua y basuras
<i>Leontief, 1974</i>	Mundo	45 sectores, contaminantes varios
<i>Gutmanis, 1975</i>	Estados Unidos	Contaminantes de aire, impuestos, tecnología
<i>Proops, 1977</i>	Ninguno	Flujos energéticos
<i>Kananen, Korhonen, Wallenius y Wallenius, 1990</i>	Finlandia	Sectores económicos, múltiples objetivos
<i>Duchin, 1992</i>	Estados Unidos	Ninguna en particular
<i>Barker, 1998</i>	Ninguno	Externalidades
<i>Sonis y Hewings, 1998</i>	Indonesia	MIP regionales
<i>Idenburg y Wilting, 2000</i>	Países Bajos	Ninguna en particular
<i>Lenzen y Foran, 2001</i>	Australia	Contaminantes de aire
<i>Moffatt y Hanley, 2001</i>	Escocia	12 contaminantes de aire
<i>Hoekstra y van den Bergh, 2002</i>	Varios	Flujos físicos
<i>Lenzen, 2003</i>	Australia	Agua
<i>Comisión Europea, 2005</i>	Unión Europea	Cuentas ambientales nacionales
<i>Allan, Hanley, McGregor, Swales y Turner, 2007</i>	Escocia	Generación de desechos y ajuste de los precios por la limpieza de los mismos
<i>Brink e Idenburg, 2007</i>	Países Bajos	Contaminantes de aire
<i>Serrano, 2008</i>	España	Contaminantes del aire
<i>PNUMA, 2012</i>	México	Contaminantes de aire
<i>Giacomelli, 2013</i>	Brasil	Basuras

Documento	Países analizados	Variables
<i>Livas, 2014</i>	México	Energía
<i>Cordier, Uehara, Hamaide y Weih, 2015</i>	Francia	Recursos naturales, actividades económicas, análisis dinámico

Fuente: Elaboración propia con base en Shmelev (2012), PNUMA (2012), International Input-Output Association (2016) y otros.

Los documentos fueron hallados gracias a búsquedas en sistemas de archivo en línea tales como JSTOR, Wiley, Academic Search Complete, Redalyc, Scielo y otros. Los documentos se seleccionaron con base en los siguientes criterios: idioma de escritura, incluyendo español e inglés; accesibilidad, resaltando la dificultad para tener acceso a los mismos y agradeciendo que algunos documentos fueron donados por la Universidad Nacional de Colombia; y enfoque, incluyendo solamente artículos que contuvieran aplicaciones de la MIP.

Posteriormente los artículos fueron organizados por el enfoque seguido por cada autor, siguiendo la clasificación de modelos descrita previamente en la Tabla C-1: Transformaciones del modelo de Leontief aplicadas al estudio ambiental, y los modelos dinámicos, según lo descrito en la Figura 1-2: Modelos de análisis ambiental.

Análisis generalizado de insumo-producto: Enfoque de los impactos

Algunos autores que han aplicado este enfoque son:

- Proops (1977)

El autor extiende la metodología de la MIP en precios a una propuesta de medición de intensidad de energía utilizada por los sectores económicos contabilizando los flujos energéticos y su dispersión. Este modelo es una propuesta y sus aplicaciones pueden ser vistas en otros autores como Ayres (1995).

- Hoekstra y Van den Bergh (2002)

Los autores proponen un método estático comparativo que introduce el Análisis Estructural de Descomposición (SDA por sus siglas en inglés) en el análisis insumo-producto, lo cual se concluye es un método adecuado para estudiar los determinantes que afectan los flujos

físicos en la economía y su relación con el ambiente a lo largo del tiempo y entre países. También es posible relacionar los cambios en los flujos físicos y los coeficientes (efectos tecnológicos) y cambios en la demanda final de los sectores. De la aplicación del método se concluye que los cambios en demanda final son los que afectan mayormente el incremento de los flujos físicos. Estos enfoques parten de flujos diferentes al de precios, sin embargo, dada la versatilidad del modelo, es posible evaluar los impactos ambientales con modelos que partan de variables físicas o energéticas.

- Allan, Hanley, McGregor, Swales y Turner (2007)

El modelo de los autores parte del conocimiento del valor del contaminante. Una vez teniendo este dato, los autores parten de niveles de limpieza. En este caso existe información sobre el volumen de los contaminantes, pero no se integra el valor del impacto ambiental causado por la generación de basuras, por lo que el valor incorporado en el modelo es solamente el revelado y es posible que se excluyan otros gastos de externalidades. A raíz de la endogenización de la generación de desechos y su respectiva limpieza, los precios de la producción de algunos sectores cambiaron, unos precios fueron más altos al incluir la limpieza de los contaminantes y el uso de bienes de uso público antes no incluido, mientras que el precio del producto final de otros sectores fue más bajo en cuanto eran estos sectores los que incorporaban el uso de los bienes de uso público.

- Serrano (2008)

En el trabajo del autor, realizado en España, se analizaron tres factores principales: primero, los efectos de las tecnologías de escala, las preferencias individuales y el comercio internacional. A pesar de que el progreso tecnológico tiene un efecto positivo en la reducción de contaminantes, este no es capaz de sostener el efecto negativo provocado por el incremento de la demanda final. Segundo, las personas en cuanto incrementan su ingreso, se preocupan más por la calidad de vida y por el cuidado ambiental y por demandar menos contaminación, aunque esta tendencia no se relaciona con una desvinculación entre crecimiento e impacto ambiental, por lo que no necesariamente existe una mejora ambiental. Tercero, se concluye que España está desplazando la presión ambiental a otros países a través del comercio internacional en cuanto la contaminación generada en la producción de sus importaciones es menor que la contaminación generada en la producción de sus exportaciones. Estas conclusiones dan cuenta de aspectos básicos, como la comprobación de la paradoja de Jevons, en cuanto un avance en la

tecnología no implica menor impacto ambiental, si no se cambia la concepción de consumo de los demandantes.

Análisis generalizado de insumo-producto: Enfoque de la planeación

Algunos estudios en los que se ha seguido el enfoque de la planeación son:

- **Lenzen (2003)**

El autor analizó los flujos del agua en Australia con el uso de la MIP, lo cual corresponde a una variable física. Las conclusiones incluyen distribución del uso del agua, donde aproximadamente 30% se destina para la producción de comida y otro 30% se destina para las exportaciones; en contraste, solo 7% se destina para consumo de los hogares. Otro objetivo principal fue evaluar políticas públicas relacionadas con el agua en el país. Adicionalmente, el análisis permitió analizar escenarios futuros sobre el crecimiento poblacional.

- **Kananen, Korhonen, Wallenius y Wallenius (1990)**

Con el fin de analizar el impacto económico y político de una crisis en la economía finlandesa los autores crearon un modelo de insumo-producto de 17 sectores con múltiples objetivos. Este modelo surge como respuesta a las limitaciones con los enfoques tradicionales y se basa en un enfoque visual, interactivo, de múltiples objetivos linealmente programados (IVG por sus siglas en inglés). El modelo tiene las siguientes características: a) múltiples objetivos de conflicto pueden ser estudiados simultáneamente; b) el rol de los objetivos y limitaciones puede ser cambiado durante la solución del problema; c) el uso de las gráficas de computadora son claves; d) es fácil implementar el análisis "qué tal si"; e) El enfoque es compatible con los descubrimientos de la psicología para la toma de decisiones del momento; f) el enfoque garantiza que todas las soluciones son eficientes (Pareto-óptimas) al respecto de las funciones objetivo.

- **Moffatt y Hanley (2001)**

Los autores crearon un modelo que incluyen el planteamiento de objetivos para alcanzar niveles dados de contaminación del aire, el cual calcula el cambio en un contaminante con base en el cambio de la demanda final de un sector, además de transformaciones de producción entre sectores, como el cambio en el transporte de carretera al de tren y el

cambio de uso de electricidad a uso del gas. El modelo también cumple funciones de planeación, en cuanto permite incorporar metas de producción de contaminantes.

- Brink y Idenburg (2007)

De manera similar, los autores incorporaron en el modelo múltiples opciones para eliminar los contaminantes CO₂ y NO_x, logrando comparar alternativas para escoger la que mejor cumpliera una meta de reducción prevista. Y, una vez la entidad compara el costo de descontaminar y el costo de contaminar, puede decidir; de otro lado, con el modelo se internaliza el costo de la contaminación en los precios de los productos.

- PNUMA (2012)

Así mismo, el autor aplicó la metodología de la MIP ambiental al caso mexicano con el fin de evaluar estrategias para lograr que el gobierno mexicano logre reducir en 30% los gases de efecto invernadero para el año 2020. Los principales hallazgos de esta aplicación son que son 15 los sectores más importantes en la economía mexicana y son 21 sectores los que impactan en mayor grado la contaminación del aire, esto con base en la clasificación sectorial dada por el gobierno de los Estados Unidos, la cual se compone de 79 sectores. Los sectores de mayor impacto son: electricidad, hierro y acero, transporte de camiones, petróleo y gas, silvicultura y minería. Los autores concluyeron que la única estrategia de mitigación de la contaminación efectiva es el cambio tecnológico.

- Livas (2014)

Enfocándose en aspectos energéticos, el autor concluye que el consumo de energía en México ha aumentado por la producción de hidrocarburos, más no por mejoras tecnológicas en su transformación o distribución. Por lo que se utiliza la MIP aplicada a requerimientos energéticos en combinación con el análisis de cambio estructural. Los autores concluyeron que la estructura de requerimientos energéticos mexicana se ha sostenido en los hidrocarburos, donde a lo largo del tiempo se pasó de un mayor consumo directo a un mayor consumo indirecto (60%) del cual los sectores de exportaciones, economía y transporte demanda el 97%; estos mismos sectores demandan en total un 83% del consumo directo e indirecto de energía. Adicionalmente los autores encontraron que la principal causa de los cambios en el consumo directo e indirecto la provocó la producción de hidrocarburos en la década de 1970, más que un cambio tecnológico.

Modelo ampliado de Leontief

Entre los autores que han adoptado este modelo para sus análisis se encuentran:

- Leontief (1974)

Este autor propone la primer matriz mundial insumo-producto incluyendo el efecto de la contaminación y la descontaminación a través del uso de la matriz ampliada de Leontief y posteriormente compara los resultados de 28 países, uniéndolos entre desarrollados y menos desarrollados. Este análisis se acompaña de una propuesta para hacer proyecciones que van 26 años adelante.

- Gutmanis (1975)

Como complemento, este autor describe este modelo y sus aplicaciones como modelos que contienen más información estructural que la mayoría de los demás modelos (de la época) y satisfacen una serie de leyes de la conservación e identidades esenciales, como la interdependencia sectorial; además evidencia la desagregación sectorial hasta el punto en que se subdivide cada sector. Este análisis permite evaluar los cambios de las políticas económicas aplicadas a cada sector a través del análisis forward o backward y de coeficientes directos o indirectos, aunque aplicaciones posteriores centrarán el uso de la MIP de Leontief para hacer análisis forward (de impactos), dado que el enfoque de Ghosh (1958) se ajusta mejor para analizar los efectos sobre la extracción (análisis backward).

- Lenzen y Foran (2001)

Este autor se basó en encontrar los sectores clave (key sectors) en la contaminación del aire con base en el análisis forward y backward, aplicando la metodología planteada por el modelo ampliado de Leontief y el modelo de Ghosh (1958). Como se esperó, los sectores primarios (como pastoreo o minería) tienen fuerte impacto forward, mientras que los sectores secundarios (como producción de leche o carne) tienen fuerte impacto backward. El modelo fue aplicado usando precios.

- Giacomelli (2013)

Su estudio permite detectar el nivel de basuras necesario para la producción de un sector, por lo que permite detectar los costos y beneficios de la producción. Adicionalmente el modelo permite hacer seguimiento a lo largo de la cadena de consumo y de la cadena de suministros, permitiendo incluir la basura generada en todo el ciclo de vida del producto.

El autor representa en matrices separadas la cadena de consumo y la cadena de suministros, encontró que unos sectores afectan más que otros los costos en cada una de las cadenas. A través de este modelo se observa que los materiales y desechos con el menor costo biofísico por unidad son los de mayor costo monetario unitario.

- Comisión Europea (2005)

Al respecto de la creación de MIP de países europeos, la Comisión Europea en el 2006 hizo el inventario de las MIP ambientales en la Unión Europea, sin embargo, al indagar en los países de la unión, se encontró que no es posible hablar de MIP ambientales, sino de Matrices de Contabilidad Nacional con Cuentas Ambientales (NAMEA por sus siglas en inglés). De este modelo de cuentas nacionales ambientales, las tablas que existen son al respecto de contaminantes desechados en el aire. La lista de contaminantes asciende a 20 según el documento analizado, aunque no todos los países tienen tablas, y las tablas existentes no son uniformes. Las tablas existentes cubren entre 10 y 20 contaminantes, sin embargo, son cientos de ellos los que son arrojados a la atmósfera.

Modelos económico-ecológicos y modelos dinámicos

A continuación, se exponen los artículos que dinamizan la MIP para dar mayor alcance al modelo:

- Cordier, Uehara, Hamaide y Weih (2015)

En su modelo, los autores plantean dos enfoques: modelación dinámica de sistemas (SD modeling por el nombre del término en inglés) con base en el software Powersim para el sistema ecológico y modelación de la MIP en excel para el sistema económico; luego aplican el modelo a la destrucción y posterior restauración del Estuario del río Sena (Francia) incluyendo circuitos de retroalimentación en las dinámicas económicas y ecológicas. La razón para unir los dos conceptos surge de la no convexidad y no linealidad de las dinámicas ecosistémicas, la posibilidad de capturar efectos directos e indirectos a través del análisis de la MIP y la disponibilidad de información acerca de los datos a incluir en la MIP. En este modelo la variable de cambios en la productividad y en la tecnología son estimados a través de un análisis de sensibilidad, partiendo de que existen cambios aproximadamente cada 8 años; esta limitación es variable de región a región dado el nivel de desarrollo tecnológico y productivo de donde se aplique el modelo.

- Carter (1974)

El autor parte de un modelo dinámico cerrado que predice el crecimiento de la economía con base en la interacción de algoritmos en el modelo de la MIP. Este integra cambios en la tecnología en la generación de energía a través del tiempo, así como el cambio en la matriz energética tendiente hacia el uso del carbón. La contaminación que incluyó la autora fue polución del aire, del agua, de efecto invernadero, por aguas residuales, por explotación minera a cielo abierto y por basuras; aplicando un coeficiente de reducción que da cuenta del Acto del aire limpio de 1971. El crecimiento del consumo se computó con base en una estimación de crecimiento poblacional y del crecimiento per-cápita, donde este último depende del crecimiento económico proyectado según el comportamiento de los últimos 25 años previos al estudio, mientras la población crecía a una tasa menor del crecimiento económico, pero siempre positiva. La conclusión general es que el cambio de cada variable independiente no afecta al crecimiento económico, pero cuando los cambios se combinan, el efecto puede ser significativo, principalmente cuando se contrasta la tecnología con la eliminación de contaminantes, dados los altos costos de la inversión.

- Duchin (1992)

La autora, que ha desarrollado varios modelos y metodologías para integrar el análisis de la ecología industrial al modelo de la MIP, describe que la ecología industria provee las bases procedimentales para optimizar el uso de los recursos, incluyendo el cambio al interior de las empresas y de las industrias, así como los enfoques para reducir, reusar y reciclar basuras. Para ello se aplica el análisis económico al estudio de variables físicas más allá de las monetarias y se realiza el análisis dinámico; de allí que se demande de la MIP incluir enfoques dinámicos e incluyentes de variables analizadas por la ecología industrial. De esta manera la MIP se extiende para incluir valores en unidades físicas y monetarias a través de la multiplicación de valores físicos por precios unitarios, modelo replicado posteriormente en Duchin (2004) y Duchin y Steenge (2007). Para dinamizar el modelo se debe incorporar los cambios de los coeficientes tecnológicos, así el modelo dinámico en unidades físicas permite analizar los stocks y las inversiones; mientras que el modelo dinámico en los precios permite analizar los costos y los rendimientos del capital.

- Sonis y Hewings (1998)

Los autores hablan de la descripción de algunas propiedades fundamentales de redes de economías auto-influenciadas y transferencia de influencia económica entre jerarquías de

sub-sistemas económicos, usando análisis estructural de sendas (structural path analysis) entre sistemas de insumo-producto multi-regionales; esto en cuanto estas transferencias pueden verse como una red que puede ser descompuesta jerárquicamente, que se comporta de manera compleja. Este modelo es aplicable cuando existe información sobre Matrices Contables Sociales (SAM por sus siglas en inglés).

- Barker (1998)

El autor describe lo que sería la dinamización del modelo desde el enfoque de la integración de las externalidades; sin embargo, el autor no propuso un modelo para integrar externalidades, sino que resaltó la importancia de hacerlo. Lo dicho por el autor parte de que los modelos de equilibrio general computables (CGE por sus siglas en inglés) se basan normalmente en matrices de contabilidad social (SAM por sus siglas en inglés) en un año base, tal es el caso del modelo de cuentas verdes de la OCDE. Por lo que, si se parte del supuesto de maximización de la eficiencia en la economía y maximización del beneficio social, es necesario incluir el valor de las externalidades (que surgen del efecto que el consumo de unos agentes causa a otros). El cambio a los CGE debe darse desde el ajuste de los precios de la producción, incluyendo el costo de las externalidades; el autor ubica como ejemplo los gases de efecto invernadero que consumen la capacidad de la atmósfera, partiendo de que la atmósfera es un bien común. Una vez se incluyan las externalidades, será viable aproximar una cuota ambiental en la producción, comparando el modelo ajustado con el modelo que no incluye las externalidades, esto según Goulder (1994, citado en Barker, 1998)

- Idenburg y Wilting (2000)

El modelo creado por el autor tiene la intención de relacionar los cambios tecnológicos con el grado de separación entre crecimiento económico e impacto ambiental. El modelo se denomina Modelo Dinámico de Insumo-producto para estudiar los Impactos de las Innovaciones Tecnológicas Relacionadas (DIMITRI por sus siglas en inglés) en los sectores productivos. Para testear el modelo se aplicó el mismo a los cambios tecnológicos ocurridos entre 1980-1997 y se compararon los resultados con los datos reales facilitados por el Departamento de Estadísticas de los Países Bajos; como resultado se encontró que las salidas del modelo coinciden en una importante proporción con los datos reales. El modelo fue aplicado por Wilting, Faber e Idenburg (2004) a la economía de los Países Bajos.

D. Anexo: Ejemplos y mitigación de las externalidades en las contribuciones de la naturaleza

En esta sección se expondrán algunos ejemplos de externalidades en las contribuciones a la naturaleza, así como algunas alternativas para prevenir (o mitigar) la generación de estas:

Ejemplos aplicados de externalidades

Ejemplos clásicos

A partir de la definición de Pigou (1920), un ejemplo de externalidad sería la de un productor de una fábrica que se sitúa al lado de una lavandería, el hollín expulsado por la fábrica ensucia la ropa lavada por la lavandería, por lo que el propietario de la lavandería incurre en pérdidas por las veces que debe lavar nuevamente la ropa; en esta situación la externalidad sería la menor ganancia percibida por el propietario de la lavandería en cuanto, si la fábrica no estuviera, el propietario partiría de las ganancias fruto de su trabajo sin incurrir en esfuerzos y gastos adicionales. En este ejemplo solamente se está tomando la externalidad negativa que tiene la fábrica sobre el propietario de la lavandería, pero en un sentido más amplio, el impacto del hollín expulsado afectaría a los habitantes del sector por la contaminación generada.

El ejemplo expuesto por Coase (1960) toma como referencia un productor de ganado y un agricultor que ubican su producción en terrenos vecinos. El ganadero desea ampliar el espacio para levantar su ganado, pero este espacio está limitado por las tierras sembradas del agricultor. Si no existiera una cerca que separara ambos terrenos, el ganadero podría invadir el espacio del agricultor y hacer que el ganado comiera de las plantas sembradas por el agricultor, escenario bajo el cual se evaluaría las pérdidas en las que estaría

incurriendo el agricultor. Para evitar el posible abuso del ganadero, el agricultor podría pagar una cerca, lo que solucionaría el inconveniente de la invasión, aunque implicaría gastos adicionales. El autor plantea que, si la producción del ganadero genera mayor ganancia, el agricultor podría ceder parte de su territorio para permitir que el ganadero expanda su producción, a cambio de un pago superior a la ganancia que el agricultor deja de percibir; y en el escenario en el que el ganadero no tuviera que pagar por el daño que causa, el agricultor pagaría al ganadero por no incrementar el número de reses comparando la ganancia de sembrar una cantidad mayor de tierra a cambio del costo de pagar al ganadero por no producir más. Sabiendo que en el ejemplo se ubican precios y costos aleatorios para la producción de ganado y de siembra, el resultado al que llega Coase es el mismo bien se dé el primer escenario o el segundo. Sin embargo, en la realidad, y el autor así lo concluye, la posibilidad de identificar la ganancia y el costo de oportunidad de productores en el mercado es baja, así mismo las externalidades no se generan solamente entre productores, por lo que calcular el costo de oportunidad de agentes diversos es aún más difícil y costoso, problema que él expone como los costos de transacción.

Ejemplos aplicados

Para el caso colombiano, Cabrera y Fierro (2013) exponen que en la zona central del departamento del Cesar (que abarca un área de 90.000 hectáreas entre la Serranía del Perijá y el complejo de humedales de Zapatosa), donde el desarrollo de proyectos mineros a cielo abierto genera que se interrumpa el flujo de agua superficial y subterráneo, lo que afectará la zona por disminución del recurso hídrico en el futuro cercano.

De otra parte, no solo el agua, el suelo, el aire o la fauna se ven afectados; las externalidades también corresponden a efectos sociales. En Colombia, según datos del censo del año 2005, conviven 84 pueblos indígenas distribuidos en 704 resguardos, más del 10% de población afrodescendiente en más de 150 territorios colectivos de comunidades negras en la región del Pacífico, existen comunidades gitanas y campesinas en todo el territorio y se hablan alrededor de 60 lenguas nativas (citado en Cabrera y Fierro, 2013). De esta diversidad, hay 35 pueblos indígenas en peligro de extinción física y cultural, que tienen entre los factores de riesgo el desarrollo de las industrias extractivas en el territorio de las comunidades, que por “su alta vulnerabilidad socio-económica son

fácilmente cooptadas por empresas para contar con su aceptación a la entrada de megaproyectos” (Cabrera y Fierro, 2013, p.95).

A pesar de estos riesgos, los terrenos que cuentan con recursos mineros siguen siendo entregados a terceros para su explotación según lo indicado por el Catastro Minero Colombiano a julio de 2012:

... de la totalidad de tierras de comunidades negras reconocidas por las autoridades competentes, el 6,02% cuenta con título minero y el 16,50% se encuentra solicitado para el desarrollo de actividades mineras. De igual manera, de la totalidad de resguardos reconocidos por las autoridades competentes, el 1% del área se encuentra titulada para minería y el 13,68% ha sido solicitada. (Cabrera y Fierro, 2013, p. 96)

Los autores indican que la extracción de oro genera grandes volúmenes de residuos relacionados con la contaminación del agua a raíz de desechos rocosos mineralizados con metales diferentes al oro que causa acidificación del agua, también el vertimiento de lodos altamente contaminados con químicos y demás desechos producidos en el proceso del oro.

Sin embargo, esta tendencia no ha sido diferente históricamente, como puede ser visto en Vallejo, Pérez y Martínez-Alier (2011), quienes hicieron un estudio sobre el metabolismo material en Colombia entre 1970 y 2007, encontrando que existe una alta dependencia de las exportaciones desde la apertura al comercio internacional en la década de 1990, creciendo de manera exponencial desde 1970 el uso de materiales con una participación creciente del sector de los recursos no renovables, sin que este se haya convertido en el fortalecimiento de la industria en el país, sino en una tendencia extractivista y de prestación de servicios. Las exportaciones de materiales pasaron de 7 megatoneladas (Mt) en 1970 a 97 Mt en el año 2007, donde el 70% de las exportaciones fueron de carbón, con una tasa de crecimiento anual de cerca del 7,3%, muy superior a la tasa anual de crecimiento del PIB (que fue del 3,9% en promedio). En contraste, las importaciones de materiales pasaron de 1,8 Mt en 1970 a 21,1 Mt en 2007, con un crecimiento anual promedio de cerca del 7%, con un decaimiento en la década de 1990 a raíz de la crisis económica que

atravesó Colombia. La dinámica de la balanza comercial de materiales ha dejado un déficit de 932 Mt a pesar de los bajos precios en el mercado.

Como complemento de lo dicho, la producción de 1 tonelada de carbón a cielo abierto implica la generación de 10 toneladas de desechos, dada la relación carbón/descapote (o preparación del suelo) que implica la producción del mineral según informes mineros de las principales compañías productoras de carbón en Colombia, que son Drummond y Cerrejón, acercándose entonces a las 10.000 toneladas de residuos en la explotación del recurso al año 2011 (Cabrera y Fierro, 2013). El oro, por su parte, ha acumulado cerca de 4.300 megatoneladas (o millones de toneladas) de escombros rocosos en menos de 30 años, además de la generación de arsénico y mercurio (Cabrera y Fierro, 2013).

El aporte de Vallejo, Pérez y Martínez-Alier (2011) demuestra que no hay una preocupación por el uso de recursos que generan altos impactos negativos para el ambiente, la sociedad y que no están aportando al crecimiento económico; sumado al cobro nulo por las externalidades que la producción de estos materiales ha generado históricamente en el ecosistema colombiano.

En suma, la agricultura, que requiere el establecimiento de grandes monocultivos y pastizales, ha causado deforestación a gran escala, pérdida irreversible de biodiversidad y la intensa utilización de agroquímicos, contaminando el agua, degradando el suelo y arriesgando la seguridad alimentaria como consecuencia; lo que constituye una muestra de externalidades. Adicionalmente, la interrupción de entornos sensibles genera conflictos entre las comunidades indígenas y campesinas, que son frecuentemente resueltas a través de la violencia de grupos militares y de grupos ilegales (que constituye el conflicto armado con las guerrillas, grupos paramilitares y traficantes de drogas, entre otros).

Otro estudio que ejemplifica la identificación de externalidades es el realizado por la Asociación Latinoamericana de Ferrocarriles (ALAF) en Argentina en el 2003, en el cual se analiza la decisión de ampliar los medios de transporte frente a las alternativas de utilizar vehículos por vías de asfalto o hacer ferrocarriles, partiendo de cuál alternativa genera menos externalidades negativas. Los autores encontraron que ambos medios de transporte generan externalidades, siendo el transporte terrestre por vías el que genera impactos de mayor costo en la accidentalidad, contaminación del aire, genera mayor

congestión, más ruido, y en general resulta menos conveniente, a pesar de ser tener una construcción menos costosa.

Estos son solo algunos ejemplos de externalidades que serían factibles de ubicar en la propuesta de modelo realizada en el Capítulo 3 una vez esta sea aplicada y se cuantifique el valor de las externalidades en la moneda utilizada para construir la MIP base en el periodo respectivo de análisis. Para poder integrar las externalidades en la propuesta de modelo de esta tesis es necesario medirlas en términos monetarios, sin ignorar que las externalidades tienen múltiples orígenes y su medición tiene una fuerte carga de subjetividad, lo que impone limitaciones a la medición; como estrategia para mitigar ese riesgo puede utilizarse información completa al momento de medir las externalidades.

Mitigación de las externalidades

Al respecto, Mas-Colell, Whinston, y Green (1995), adoptan el estudio de las externalidades desde la microeconomía y plantean que la solución resulta ser el punto donde el agente generador de la externalidad negativa no obtiene beneficios adicionales por generar unidades adicionales de la externalidad, lo cual plantea la necesidad de que exista equilibrio en un mercado competitivo, donde los agentes maximizan su utilidad dependiendo solo de su beneficio³⁷ y los precios; caso que normalmente sucede cuando el agente generador es el conjunto de firmas que no reparan en el bienestar de la comunidad, más que en la maximización de sus propios beneficios³⁸.

Un óptimo en el que exista beneficio para cada una de las partes estaría dado por el punto en el que el beneficio marginal del generador de la externalidad es igual al costo marginal del beneficio del afectado, lo que se conoce como un óptimo paretiano, en el que se maximizan las ganancias en la economía. Sin embargo, estos óptimos pueden no conllevar soluciones equitativas para cada una de las partes (Dahlman, 1979). El punto ideal de la externalidad sería que no existiera, pero cuando este escenario es inviable, la

³⁷ Para el caso de esta explicación se prefiere utilizar el término beneficio para describir la función de utilidad de cada agente.

³⁸ Para debatir este supuesto se debe explorar las teorías sobre la responsabilidad social empresarial. Sin embargo, partiendo de que el objetivo es estudiar el comportamiento egoísta, el altruismo ya haría parte de la solución a la que se quiere llegar y por ende no se contempla dentro del tratamiento del problema de las externalidades.

maximización del beneficio en la economía completa es el principio que juzga las decisiones, ignorando los agentes que sufren las externalidades, como es indicado por Mishan (1971) respecto de la poca atención prestada a las externalidades frente a la importancia dada a alcanzar equilibrios paretianos en el sistema.

Según Mas-Colell, Whinston, y Green (1995), para llegar al punto óptimo de generación de externalidades, se puede aducir a tres estrategias: la intervención gubernamental directa, el uso de impuestos, y la negociación entre las partes. La primera opción implicaría que el gobierno impusiera una cantidad máxima de externalidad (por ejemplo, una cantidad máxima de toneladas de CO₂ o de desechos que van al mar) igual a la cantidad óptima de la externalidad en la economía; la segunda opción es lo que se conoce como impuestos pigouvianos; y la tercera opción obedece al teorema de Coase; en las tres alternativas se debe medir el impacto del punto óptimo de externalidad a producir:

1. Al respecto de la primera opción, la intervención directa del gobierno, se tiene evidencia de la iniciativa de la Agencia de Protección Ambiental (EPA por sus siglas en inglés) en Estados Unidos en el año 2014, con la cual se planea reducir en 30% las emisiones de CO₂. El plan incluyó un periodo de comentarios de un año y la creación de un plan de acción que durará 3 años, que –según cálculos de la EPA- generaría beneficios en salud pública y reducción del calentamiento global valorados entre US\$48 billones y US\$82 billones en 2030 (Goldenberg, 2014). La iniciativa fue seguida por la Unión Europea con un plan para reducir en 40% los gases de efecto invernadero (Jing, 2014). Sin embargo, esta medida de intervención depende de la ideología de los dirigentes; en particular se cita el cambio planteado por el presidente de los Estados Unidos, quien decidió reversar la mencionada política del 2014, dando prioridad al crecimiento industrial sobre la reducción de contaminantes (EBBS, 2018)
2. La segunda opción, los impuestos pigouvianos, se basa en la imposición de un impuesto a la actividad generadora de la externalidad que logre que el generador de la misma se mueva en su curva de beneficios y el volumen de la externalidad, hasta llegar al punto óptimo paretiano, obedeciendo a un análisis costo-beneficio que internalice la externalidad generada. De esta manera, solo si se impone el impuesto directamente sobre la actividad generadora de la externalidad, se alcanzaría un óptimo paretiano, ya que, según los autores, por ejemplo, no se lograría el mismo efecto si se impusiera un

impuesto sobre los insumos de la actividad generadora. (Mas-Colell, Whinston, y Green, 1995)

Este modelo, sin embargo, se basa en la interacción de una externalidad entre dos agentes visibles, escenario que rara vez se presenta en la realidad económica, lo que hace casi imposible su aplicación (Shmelev, 2012). Otra crítica frente a esta estrategia es la gran cantidad de información sobre los costos (para quien sufre la externalidad negativa) y beneficios (para quien genera la externalidad negativa) de generar la externalidad que demandaría el gobierno para imponer un impuesto de esta naturaleza (Mas-Colell, Whinston y Green, 1995).

Shmelev (2012) expone que los impuestos ambientales en Europa sobre el uso de energía, el uso del gas natural, la extracción de agua, el uso de pesticidas, entre otros, son ejemplos de impuestos pigouvianos. Para comprobar la efectividad de los impuestos ambientales el autor compara la aplicación de un impuesto sobre la tierra usada para vertederos de basura en Austria y en Suecia: el acelerado incremento del impuesto en Suecia conllevó la gradual reducción de los rellenos sanitarios, impulsando la técnica del reciclaje; en comparación, el incremento gradual del mismo impuesto en Austria (con menor aceleración que en Suecia) redujo en menor proporción el uso de suelos como vertederos, así como hubo menos impacto en el crecimiento de la técnica de reciclaje.

Esta vía es también propuesta por Vallejo, Pérez y Martínez-Alier (2011), coincidiendo con la postura de Daly (2004), en cuanto los impuestos ecológicos (sinónimos de los impuestos pigouvianos) podrían ser la solución a las altas tasas de explotación y las externalidades negativas en países extractivistas y de economías marcadamente primarias. Sin embargo, los impuestos no resuelven completamente el conflicto, en algunos casos se hace necesario la suspensión de la explotación a causa de los conflictos ambientales o sociales que las actividades económicas generan; por ejemplo, en Colombia se podría detener la explotación de carbón en las zonas de afectación de páramos.

3. La tercera opción plantada por Mas-Colell, Whinston y Green (1995), la aplicación del teorema de Coase, es útil cuando las partes involucradas en la externalidad (generador

y afectado) tienen las condiciones para negociar y encontrar un nivel socialmente óptimo de generación de la externalidad entre ellos. Para esto es necesario la existencia de derechos de propiedad bien definidos y exigibles; bien sea sobre la producción del bien o la externalidad que esta producción genera. Además, debe existir un cobro entre las partes por la generación de la externalidad o por su reducción. Según el teorema, si es posible comercializar la externalidad entre las partes, la negociación llevará a un punto eficiente de generación de la externalidad independientemente de cómo sean distribuidos los derechos de propiedad. Según el autor, normalmente no existe tal situación, por lo que los autores que proponen esta teoría parten de la inexistencia de derechos para permitir aproximar un punto óptimo.

Una solución posible, es la descrita por Ostrom (1995), quien propone que cuando existe una comunidad que sufre externalidades, la misma debe crear instituciones participativas que incluyan la historia y el conocimiento de la administración local para su fortalecimiento en el futuro. Estas instituciones deben velar por la sostenibilidad de la biodiversidad, reconociendo la complejidad de los servicios ecosistémicos. Sin embargo, para lograrlo se necesita autonomía de las comunidades para limitar el uso de los bienes y servicios ecosistémicos según las condiciones locales, para supervisar y sancionar, así como para resolver los conflictos, entre otros mecanismos; lo que dentro del marco de la teoría de Coase sería la definición y exigibilidad de los derechos de propiedad.

En cuanto a las soluciones descritas previamente, Cárdenas (2009) agrega una nueva serie de críticas: en cuanto al enfoque de intervención gubernamental, existen elementos institucionales derivados del poder, la desigualdad o la exclusión, además de aspectos culturales, que hacen más difícil el entender el comportamiento individual y los resultados colectivos, por lo que normalmente no se posee suficiente información; en cuanto a la ejecución de soluciones pigouvianas para llegar al óptimo nivel de generación de externalidades, esto resulta socialmente costoso cuando se tiene baja gobernabilidad dados los costos de transacción; finalmente muy pocas veces se cumplen los supuestos de la ausencia de costos de transacción para permitir negociaciones directas.

Otra solución es la acción legal a través del establecimiento de leyes que obliguen a pagar por el daño social y ambiental (una de las 4 fuentes de pérdida de biodiversidad planteadas

por el IPBES (2015). Al respecto Ruiz (2007) indica que la protección del medio ambiente se ubica dentro del derecho penal del riesgo³⁹ de carácter internacional, ya que no se limita por fronteras e implica un peligro irreversible para la vida de los seres vivos en general. La autora expone que en el ámbito internacional se le ha dado prioridad al cuidado ambiental desde la Conferencia de Estocolmo (1972), seguido por la Declaración de Río de Janeiro (1992) y el Protocolo de Kioto (1997) sobre cambio climático; mientras que en el ámbito colombiano se hace alusión al cuidado ambiental en la Constitución Política, en el título II, capítulos 3 y 5, donde existe “una gama de instituciones en defensa del medio ambiente, como las acciones colectivas, de cumplimiento, el derecho de petición, en declaratoria de estado de excepción por emergencia ecológica, la responsabilidad civil, las acciones civiles, policivas y penales, entre otras” (Ruíz, 2007, p. 109), adicionalmente se cuenta con un Código Nacional de los Recursos Naturales Renovables, decretos y la consagración de tipos penales.

³⁹ La autora aclara que el derecho penal es la vía más represiva que tiene el Estado para ejercer control

Bibliografía

1. Allan, G., Hanley, N., McGregor, P., Kim, J., & Turner, K. (2007). Augmenting the input-output framework for “common pool” resources: Operationalising the full Leontief environmental model. *Economic Systems Research*, 19, 1-22.
2. Agencia para la Protección Ambiental de Dinamarca. (2014). Methodology report for Novo Nordisk’s environmental profit and loss account (1a. ed.). Copenhagen, Dinamarca.
3. Arrous, J. (1994). The Leontief Pollution Model: A Systematic Formulation. *Economic Systems Research*, 6, 105-107.
4. Asociación Latinoamericana de Ferrocarriles. (2003). *Manual de valorización de las externalidades en el transporte terrestre: Comparación de costos entre la carretera y el ferrocarril*. Buenos Aires, Argentina: ALAF.
5. Ayres, R. (1995). Thermodynamics and process analysis for future economic scenarios. *Environmental and Resource Economics*, 6(3), 207-230.
6. Ayres, R., Kneese, A. (1969). Production, Consumption, and Externalities. *The American Economic Review*, 59 (3), 282-297.
7. Azqueta, D. & Sotelsek, D. (2007). Valuing nature: From environmental impacts to natural capital. *Ecological Economics*, 63(1), 22-30.
8. Barker, T. (1998). Use of energy-environment-economy models to inform greenhouse gas mitigation policy. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 16(2), 123-131.
9. Breisinger, C., Thomas, M. & Thurlow, J. (2009). *Social accounting matrices and multiplier analysis: An introduction with exercises*. Washington, Estados Unidos: International Food Policy Research Institute.
10. Brink, C. & Idenburg, A. (2007). Cost-effective pollution-abatement in an input-output model. Ponencia presentada en The 16th International Input-Output Conference. Estambul, Turkey.

11. Buchanan, J. & Stubblebine, C. (1962). Externality. *Economica*, 26(116), 371-384.
12. Cabrera, M. & Fierro, J. (2013). Implicaciones ambientales y sociales del modelo extractivista en Colombia. En: M. Cabrera, J. Espitia, J. Fierro, R. Negrete, L. Pardo, G. Rudas & F. Vargas (eds.), *Minería en Colombia: Fundamentos para superar el modelo extractivista* (pp. 89-124). Bogotá D.C., Colombia: Contraloría General de la República.
13. Cañibano, L (1999). *Teoría actual de la contabilidad*. Madrid, España: ICAC.
14. Cárdenas, J. (2009). *Dilemas de lo colectivo: Instituciones, pobreza y cooperación en el manejo local de los recursos de uso común*. Bogotá, Colombia: Universidad de los Andes.
15. Carter, A. (1974). Energy, Environment, and Economic Growth. *The Bell Journal of Economics and Management Science*, 5(2), 578-592.
16. Clark, J. (1956). The state of Input-Output analysis. *Review of Social Economy*, 14(2) 130 – 137.
17. Coase, R. (1960). The Problem of Social Cost. *The Journal of Law & Economics*, 3, 1-44.
18. Comisión Europea. (2005). *Europe in figures: Eurostat yearbook 2005*. Luxemburgo: Eurostat.
19. Convention on Biological Diversity, CBD. (2018). *Article 2. Use of Terms*. Recuperado el 5 de febrero de 2018, desde <https://www.cbd.int/convention/articles/default.shtml?a=cbd-02>
20. Cordier, M., Uehara, T., Hamaide, B. & Weih, J. (2015). An input-output economic model integrated within a system dynamics ecological model: Feedback loop methodology applied to fish nursery restoration. *Ecological Economics*, 140, 46-57.
21. Costanza, R., Arge, R., Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Suttonkk, P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
22. Costanza, R., Groot, R., Suttonkk, P., van der Ploeg, S., Anderson, S., Kubiszewski, I., Farber, S. & Turner, K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26(1), 152-158.

23. Dahlman, C. (1979). The Problem of Externality. *The Journal of Law & Economics*, 22(1), 141-162.
24. Daly, H. & Farley, J. (2004). *Ecological economics: Principles and applications*. Washington D.C., Estados Unidos: Island Press.
25. Daly, H. (1968). On Economics as a Life Science. *Journal of Political Economy*, 76, 392–406.
26. Daly, H. (1991). *Steady-state economics*. Washington D.C., Estados Unidos: Island Press.
27. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas, DANE (2012). Metodología de la Matriz Insumo-Producto 2005. Bogotá, Colombia: DANE.
28. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas, DANE (2012). Metodología de la Cuenta Satélite Ambiental (CSA). Bogotá, Colombia: DANE.
29. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas, DANE (2013). Metodología de la Matriz Insumo-Producto (MIP). Bogotá, Colombia: DANE.
30. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas, DANE (2016). Boletín Técnico de la Cuenta Experimental de los Ecosistemas: Resultados 2013-2014p. Bogotá, Colombia: DANE.
31. Díaz, S., Demissew, S., Joly, C., Lonsdale, WM. y Larigauderie, A. (2015). A rosetta stone for nature's benefits to people. *PLOS Biology*, 13(1), 1-8.
32. Duchin, F. & Steenge, A. (2007). Mathematical Models in Input-Output Economics. *Rensselaer Working Papers in Economics*, 703, 1-33.
33. Duchin, F. (1992). Industrial input-output analysis: Implications for industrial ecology. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 89(3), 851-855.
34. Duchin, F. (2004). Input-Output economics and material flows. *Rensselaer Working Papers in Economics*, 424, 1-20.
35. Ghosh, A. (1958). Input–output approach in an allocation system. *Economica*, 25, 58–64.
36. Giacomelli, V. (2013). “Cradle-to-grave” sustainability: Extension of input-output models to municipal solid wastes and to corporate social and environmental responsibility in the retail sector. *Ambiente & Sociedade*, 16(4), 21-42.
37. Gibbard, A. & Varian, H. (1978). Economic Models. *Journal of Philosophy*, 75(11), 664-677.

-
38. Goldenberg, S. (2014, abril, 29). US supreme court's pollution ruling 'a victory for Obama administration'. The Guardian. Recuperado de: <http://www.theguardian.com/environment/2014/apr/29/us-supreme-court-air-pollution-ruling-obama>, el 25 de abril de 2015.
 39. Gutmanis, I. (1975). Input-Output models in economic and environmental policy analyses. *Proceedings of the IEEE*, 63(3), 431-437.
 40. Haddad, E., Faria, W., Galvis, L. y Hahn, L. (2016). Matriz insumo-producto interregional para Colombia, 2012. *Documentos de Trabajo sobre Economía Regional*, Núm. 247, Banco de la República.
 41. Hernández, G. (2011). Matrices Insumo-Producto y Análisis de Multiplicadores: Una aplicación para Colombia. *Archivos de Economía*, 373, 22.
 42. Hoekstra, R. & van den Bergh, J. (2002). Structural decomposition analysis of physical flows in the economy. *Environmental and Resource Economics*, 23(3), 357-378.
 43. Idenburg, A. & Wilting, H. (2000). DIMITRI: A dynamic input-output model to study the impacts of technology related innovations. Ponencia presentada en The 13th International Input-Output Conference, University of Macerata. Italy: *ResearchGate*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/252025926_DIMITRI_a_Dynamic_Input-output_Model_to_study_the_Impacts_of_Technology_Related_Innovations, el 15 de julio de 2016.
 44. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (2015). Preliminary guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services (deliverable 3 (d)). Kuala Lumpur:
 45. Isard, W., Bassett, K., Choguill, C., Furtado, J., Izumita, R., Kissin, J., Romanoff, E., Seyfarth, R. & Tatlock, R. (1968). On the Linkage of Socio-Economic and Ecological Systems. *Papers of the Regional Science Association*, 21(1), 79-99.
 46. Jacobson, M. (2005). *Fundamentals of Atmospheric Modeling* (2da edición). New York, Estados Unidos: Cambridge University Press.

47. Jing, F. (2014, octubre, 24). EU leaders set gas emission target. *China Daily*. Recuperado de: http://www.chinadaily.com.cn/world/2014-10/24/content_18799678.htm, el 5 de marzo de 2015.
48. Journal of the International Input-Output Association. (2016). International input-output association. Recuperado de <https://www.iioa.org/journal/journal.html>, el 20 de abril de 2017.
49. Kananen, I., Korhonen, P., Wallenius, J. & Wallenius, H. (1990). Multiple objective analysis of input-output models for emergency management. *Operations Research*, 38(2), 193-201.
50. Leff, E. (2008). *Discursos sustentables*. México D.F., México: Editorial Siglo XXI.
51. Lenzen, M. & Foran, B. (2001). An input-output analysis of Australian water usage. *Water Policy*, 3, 321-340.
52. Lenzen, M. (2003). environmentally important paths, linkages and key sectors in the Australian economy. *Structural Change and Economic Dynamics*, 14(1). 1-34.
53. Leon, N., Castiblanco, C., Toro, J. & Buitrago, J. (2012). *Valoración económica ambiental: conceptos, métodos y aplicaciones*. Bogotá D.C., Colombia: Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca-CAR.
54. Leontief, W. (1970). Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach. *The Review of Economics and Statistics*, 52(3), 262-271.
55. Leontief, W. (1974). Structure of the world economy: Outline of a simple input-output formulation. *The Swedish Journal of Economics*, 76(4), 387-401.
56. Livas, A. (2014). Análisis de insumo-producto de energía y observaciones sobre el desarrollo sustentable, caso mexicano 1970-2010. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 16(2), 239-251.
57. Mas-Colell, A., Whinston, M. & y Green, J. (1995). *Microeconomic theory*. Nueva York, Estados Unidos: Oxford University Press.
58. México, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (2012). Low carbon development strategy for Mexico: an input-output analysis Final Report. Recuperado de <http://www.afd.fr/webdav/shared/PORTAILS/PAYS/MEXIQUE/Low%20carbon%20development%20strategy%20for%20mexico%20-%20an%20input-output%20analysis.pdf>, el 18 de octubre de 2016.

-
59. Millennium Ecosystem Assessment Board, MA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*. Washington D.C., Estados Unidos: Island Press.
 60. Millennium Ecosystem Assessment Board, MA. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington D.C., Estados Unidos: Island Press.
 61. Miller, R. & Blair, P. (2009). *Input-Output Analysis Foundations and extensions* (2 ed.). New York, United States of America: Cambridge University Press. Rescatado de <http://www.cambridge.org/978052151713>, el 10 de Agosto de 2017.
 62. Moffatt, I. & Hanley, N. (2001). Modelling sustainable development: Systems dynamic and input-output approaches. *Environmental Modelling and Software with Environment Data News*, 16, 545-557.
 63. Monsalve, S. (2010). A cien años de la muerte de León Walras I: Sobre su obra original. *Cuadernos de Economía*, 53(2), 287 – 319.
 64. Munda, G. (1994). Fuzzy information in multicriteria environmental evaluation models. Inglaterra: Institute for Systems Engineering and Informatics.
 65. Munda, G., Nijkamp, P. & Rietveld, P. (1994). Qualitative multicriteria evaluation for environmental management. *Ecological Economics*, 10(2), 97-112.
 66. Muñoz, C. (1998). *Cómo elaborar y asesorar una investigación de tesis*. México: Prentice Hall Hispanoamérica S.A.
 67. Naciones Unidas, UN (2002). *Contabilidad ambiental y económica integrada: Manual de operaciones*. Serie F No. 78. Nueva York: Naciones Unidas.
 68. Naciones Unidas, UN (2014a). *System of environmental-economic accounting 2012: Conceptual framework*. Nueva York: Naciones Unidas.
 69. Naciones Unidas, UN (2014b). *system of environmental-economic accounting 2012: Experimental ecosystem accounting*. Nueva York: Naciones Unidas.
 70. Odum, E (1975). *Ecology: The link between the natural and the social sciences*. Atlanta, Estados Unidos: Holt, Rinehart and Winston.
 71. Ostrom, E. (2000). Diseños complejos para manejos complejos. *Gaceta Ecológica*, 54, 43-58.
 72. Pigou, A. (1920). *The Economics of Welfare*. Londres, Inglaterra: Macmillan and Co.

73. Proops, J. (1977). Input-output analysis and energy intensities: A comparison of some methodologies. *Applied Mathematical Modelling*, 1(4), 181-186.
74. PUMA (2011). Environmental Profit and Loss Account. Recuperado el 2 de febrero de 2018, desde <http://about.puma.com/en/sustainability/environment/environmental-profit-and-loss-account>
75. Qayum, A. (1991). A reformulation of the Leontief pollution model. *Economic Systems Research*, 3, 428-430.
76. Riechmann, J. (2003). Tiempo para la vida la crisis ecológica en su dimensión temporal. Málaga, España: Colección Traslíbrs.
77. Round, J. (2003). Social Accounting Matrices and SAM-based Multiplier Analysis. En F. Bourguignon, & L. Pereira da Silva (eds.), *Techniques and Tools for Evaluating the Poverty Impact of Economic Policies* (301-324). Inglaterra: World Bank and Oxford University Press.
78. Ruiz, C. (2007). Protección Penal del medio ambiente estado de la cuestión y acción civil dentro del proceso penal. En: M. Gómez, J. González, J. Guayacán, T. Hutchinson, L. Macías, Á. Sierra, C. Ruíz, A. Ramelli, S. Salinas & C. Tirado, *Daño Ambiental* (eds.). *Daño ambiental* (pp. 89-124). Bogotá D.C., Colombia: Universidad Externado de Colombia.
79. Saaty, T. (2008). Decision making with the analytic hierarchy process. *Journal of Services Sciences*, 1(1), 83-98.
80. Schuschny, A. (2005). *Tópicos sobre el Modelo de Insumo-Producto: teoría y aplicaciones*. Santiago de Chile, Chile: Naciones Unidas.
81. Serrano, M. (2008). Economic activity and atmospheric pollution in Spain: an input-output approach (Tesis de doctorado), Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
82. Shmelev, S. (2012). *Ecological Economics: Sustainability in practice*. Oxford, Inglaterra: Springer.
83. Sonis, M. & Hewings, G. (1998). Economic complexity as network complication: multiregional input-output structural path analysis. *The Annals of Regional Science*, 32(3), 407-436.

84. Soto, M. (2008). *Financiera Rural, influencia en dispersoras e intermediarios financieros rurales, zona centro del Estado de Veracruz*. Tesis doctoral, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México.
85. Suh, S. (2005b). Theory of Materials and Energy Flow Analysis in Ecology and Economics. *Ecological Modelling*, 189(3), 251-269.
86. Timmer, M. P., Dietzenbacher, E., Los, B., Stehrer, R. & de Vries, G. (2015). An illustrated user guide to the world input–output database: The case of global automotive production. *Review of International Economics*, 23, 575–605.
87. Vallejo, M., Pérez, M. & Martínez-Alier, J. (2011). Metabolic profile of the Colombian economy from 1970 to 2007. *Journal of Industrial Ecology*, 15(2), 245-267.
88. Varian, H. (1978). *Microeconomic analysis* (3ra edición). Estados Unidos: Norton.
89. Wilting, H., Faber, A. & Idenburg, A. (2004). Exploring technology scenarios with an input-output model. Ponencia presentada en The International Conference on Input-Output and General Equilibrium: Data, Modelling and Policy Analysis, Brussels, Belgium.
90. World Input-Output Association Database (2015). *National Input-Output Tables*. Recuperado de http://www.wiod.org/new_site/database/niots.htm, el 20 de junio de 2017.
91. Zabalza, A. (1974). El concepto de precio sombra. *Cuadernos de Economía Centro de Estudios Económicos y Sociales*, 2(3), 90-111.