

Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO Ecuador
Departamento de Desarrollo, Ambiente y Territorio
Convocatoria 2015-2018

Tesis para obtener el título de doctorado en Economía del Desarrollo

Metabolismo urbano aplicaciones desde la perspectiva ecosistémica

Francisco Orlando Rosales Pallasco

Directora: María Cristina Vallejo

Lectores: Nicolás Cuvi, Teodoro Bustamante, Mario Pérez-Rincón, Gustavo Durán y William
Sacher

Quito, enero de 2023

Dedicatoria

Esta tesis está dedicada a mi esposa Grace Yolanda Llerena; a mis hijos, Grace Isabel y Juan Francisco Rosales Llerena; a mi abuelita Hilda Burbano Carrera que se encuentra en el cielo; a mi madre, Liba Rosario, y a mi hermana María Belén.

Epígrafe

El autor o la autora elige si incluyen o no un epígrafe en su tesis. Puede ser una cita o un texto muy corto escrito por la autora o el autor de la tesis. Va siempre en una página nueva. Esta información está ampliamente desarrollada en el *Manual de estilo Chicago Deusto*, apartado 1.36, página 19.

Índice de contenidos

Resumen	XI
Agradecimientos.....	XII
Introducción	1
Planteamiento del problema	2
Objetivos	7
Objetivo general	7
Objetivos específicos.....	7
Capítulo 1. Metabolismo urbano: una revisión de la literatura	11
1.1. Introducción	11
1.2. Metabolismo urbano y su génesis desde una perspectiva histórica.....	12
1.2.1. Concepto general y evolución cronológica de la metodológica del MU	14
1.3. Concepción actual del metabolismo urbano desde cinco perspectivas teóricas.....	19
1.4. La ciudad en cuanto ecosistema	26
1.4.1. La sostenibilidad una característica de los sistemas.....	28
1.5. Enfoque metodológico	32
1.6. El metabolismo urbano en Latinoamérica.....	43
1.7. El agua en los sistemas metabólicos urbanos.....	58
1.8 Conclusiones	61
Capítulo 2. Metodología para desarrollar los modelos de la red ecológica de agua virtual (MREAV).....	63
2.1. Introducción	63
2.2. Fundamentos del análisis insumo-producto	64
2.2.1. Notación y relaciones fundamentales.....	65
2.2.2. Modelo insumo-producto físico	71
2.2.3 Diferencias entre las tablas insumo-producto monetarias respecto a las tablas insumo-producto físicas	72
2.2.4 Breve descripción de los métodos existentes para compilar las TIPF	74
2.3. Modelo insumo-producto a nivel regional	78
2.3.1 Modelo para una sola región	80
2.3.1.1 Coeficientes nacionales	80
2.3.1.2. Coeficientes regionales o subnacionales	81

2.3.1.3 Cierre de un modelo regional con respecto a los hogares	83
2.4. Análisis de redes ecológicas.....	83
2.4.1 Notación	85
2.4.2. Métricas del ARE.....	89
2.4.3. Limitaciones y supuestos del ARE.....	111
2.5. Conclusiones	112
Capítulo 3. Descripción del objeto empírico: Distrito Metropolitano de Quito.....	115
3.1. Introducción	115
3.2. Entorno natural	116
3.2.1. Generalidades	116
3.2.2 Ecosistemas y vida silvestre.....	119
3.3. Entorno construido	120
3.3.1. Población.....	120
3.3.2. Mancha urbana	121
3.3.3. Cambios de uso del suelo	122
3.3.4. Apropiación directa del agua.....	123
3.3.5. Variables de desempeño económico	127
3.3.6. Sistemas productivos agrícolas	129
3.3.7. Sistemas productivos no agrícolas	129
3.3.8. Pobreza por ingresos	130
3.3.9. Transporte.....	131
3.4. Huella de la actividad humana del DMQ	133
3.5. Conclusiones	137
Capítulo 4. Resultados del desarrollo y estimación de los modelos de red ecológica de agua virtual (MREAV) del cantón Quito.....	139
4.1. Introducción	139
4.2. Construcción de la tabla insumo-producto monetaria del cantón Quito del 2015	139
4.2.1. Cálculo del valor añadido bruto a nivel cantonal.....	141
4.2.2. Estimación de las variables de la demanda final.....	148
4.2.3. Equilibrio entre la oferta total y la utilización total	150
4.2.4. Tablas insumo-producto monetarias resultantes de los métodos <i>survey</i> y <i>semi-survey</i>	155
4.3. Estimación de tabla insumo-producto de agua virtual del Distrito Metropolitano de Quito	158

4.4. Resultados de las métricas de análisis de redes ecológicas.....	164
4.4.1. Análisis estructural.....	165
4.4.2. Jerarquía ecológica del ecosistema urbano el peso motriz y el peso de tracción	166
4.4.3. Análisis de la utilidad (AU)	168
4.4.4. Propiedades de la red	170
4.4.5. Medida de centralidad ambiental de la red urbana	170
4.4.6. Robustez.....	172
4.5. Discusión.....	173
4.6. Conclusiones	177
Conclusiones de la tesis.....	179
Límites de esta investigación	184
Futuras investigaciones	185
Referencias	189
Anexos.....	208
Acrónimos	271

Lista de ilustraciones

Figuras

Figura 1.1. Entrada y salida de energía en los sistemas termodinámicos	26
Figura 1.2. Ciclo autocatalítico cerrado dentro de un sistema termodinámico abierto.....	31
Figura 1.3. Evolución de los procesos que definen un metabolismo urbano	33
Figura 1.4. Porcentaje de urbanización de las regiones y del mundo (2000-2035)	43
Figura 2.1. Pasos para aplicar el análisis de redes ecológicas.....	64
Figura 2.2. Sistema simple representado a través de un entramado de nodos o compartimentos, conocido como red	87
Figura 2.3. El modelo del ecosistema de Cone Spring, ejemplo común del tipo de modelo de red utilizado para el ARE dirección de flujo columna-fila	88
Figura 2.4. Gráfico dirigido teórico usado para estudiar el metabolismo urbano en la dirección columna-fila.....	88
Figura 2. 5. Los enlaces más eficientes se vuelven dominantes en una estructura de red	107
Figura 2. 6. La ventana de vitalidad se produce alrededor de la posición óptima $a_0 = 1/e$ de la medida de robustez.....	110
Figura 3.1. Evolución de la población urbana y rural de Quito 1950-2010.....	121
Figura 3.2. Evolución de la mancha urbana del cantón Quito 1760-2050	122
Figura 3.3. Tendencias de los cambios de uso del suelo en hectáreas (ha) 1986-2015	123
Figura 3.4. Evolución de la tasa de desempleo del Cantón Quito, diciembre 2007 a diciembre de 2015	128
Figura 3.5. Pobreza y extrema pobreza por Ingresos de Quito y Nacional, 2007-2019	130
Figura 3.6. Evolución del parque vehicular del Distrito Metropolitano de Quito, 2003-2025	132
Figura 4.1. Grafos resultantes para los MREAV del cantón Quito 2015.....	166
Figura 4.2. El peso motriz y el peso de tracción para el enfoque <i>survey</i> (a) y <i>semi-survey</i> (b)	167
Figura 4.3. Medida de centralidad ambiental y flujo continuo para los MREAV, <i>semi-survey</i> y <i>survey</i>	171

Figura 4.4. La curva de robustez ecológica (R) que muestra la posición de las redes alimentarias, de ecosistemas urbano-industriales, de agua virtual, de distintas ciudades y del DMQ	172
--	-----

Mapas

Mapa 3.1 Ubicación geográfica de Quito en el Ecuador y en el paralelo 0'	117
Mapa 3.2 División en parroquias del DMQ	118
Mapa 3.3 Hidrografía del cantón Quito	124

Tablas

Tabla 1. 1 Metodologías que se han usado para estudiar el MU.....	35
Tabla 1. 2 Estudios del MU en Latinoamérica.....	45
Tabla 2.1. Tabla insumo-producto simplificada.....	65
Tabla 2.2. Tabla insumo-producto, matriz de transacciones interindustriales	66
Tabla 2.3. División en cuadrantes en una tabla IO básica.....	66
Tabla 2.4. Tabla <i>input-output</i> expandida con la demanda final.....	68
Tabla 2.5. Estructura simplificada de una TIPM y TIPF	73
Tabla 2.6. Forma básica de la tabla insumo-producto monetaria-física.....	77
Tabla 2.7. Tipos de análisis dentro de ARE, según sus dos escuelas.....	89
Tabla 2.8. Relaciones cualitativas entre cada par de compartimentos en el sistema	101
Tabla 3.1. Detalle de los acuíferos que alimentan el sistema hídrico del DMQ	125
Tabla 3.2. Desempleo y subempleo en el cantón Quito 2015, por rama de actividad	127
Tabla 3.3. Estructura del sistema de transporte del DMQ	131
Tabla 3.4. Indicadores Urbanos del DMQ	133
Tabla 4.1. Matriz de producción	142
Tabla 4.2. Variables usadas del Formulario 101 del año 2014 y 2015	142
Tabla 4.3. Fuentes de datos para estimar la TIP cantón Quito.....	145
Tabla 4.4. Tabla de utilización, matriz de transacciones interindustriales.....	147
Tabla 4.5. Tabla utilización reducida	152
Tabla 4.6. Tabla oferta extendida.....	153
Tabla 4.7. Esquema de matriz simétrica insumo-producto cantonal.....	154

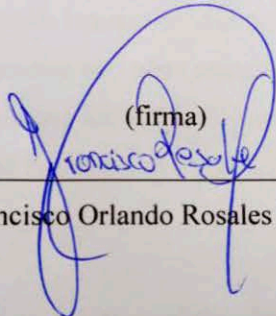
Tabla 4.8. Tabla insumo-producto monetaria del Cantón Quito 2015, enfoque <i>semi-survey</i>	155
Tabla 4.9. Tabla insumo-producto monetaria del Cantón Quito 2015, enfoque <i>survey</i>	156
Tabla 4.10. Tabla insumo-producto monetaria física del cantón Quito-2015, enfoque <i>semi-survey</i>	159
Tabla 4.11. Tabla insumo-producto monetaria física del cantón Quito-2015, enfoque <i>survey</i>	160
Tabla 4.12. Vector de intensidades de elementos hídricos incorporados 2015, para ambos enfoques.....	161
Tabla 4.13. Tabla insumo-producto de agua virtual para el cantón Quito-2015, enfoque <i>semi-survey</i>	162
Tabla 4.14. Tabla insumo-producto de agua virtual para el cantón Quito-2015, enfoque <i>survey</i>	163
Tabla 4.15. Resultados de las cuatro de las métricas de ARE	164
Tabla 4.16. Cinco ejemplos de las relaciones integrales para el MREAV.....	169

Declaración de cesión de derecho de publicación de la tesis

Yo, Francisco Orlando Rosales Pallasco, autor de la tesis titulada: “El metabolismo urbano como un instrumento para evaluar la sostenibilidad urbana. Un análisis redes ecológicas para una red metabólica de agua virtual: caso de estudio para el Distrito Metropolitano de Quito - Ecuador”, declaro que la obra es de mi exclusiva autoría, que la he elaborado para obtener el título de doctorado concedido por la Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, FLACSO Ecuador.

Cedo a la FLACSO Ecuador los derechos exclusivos de reproducción, comunicación pública, distribución y divulgación, bajo la licencia Creative Commons 3.0 Ecuador (CC BY-NC-ND 3.0 EC), para que esta universidad la publique en su repositorio institucional, siempre y cuando el objetivo no sea obtener un beneficio económico.

Quito, noviembre de 2022.

(firma)

Francisco Orlando Rosales Pallasco

Resumen

Los sistemas urbanos se encuentran en el centro de los debates de la sostenibilidad, pues albergan el 54 % de los habitantes mundiales, consumen el 75 % de los recursos naturales globales, aportan el 80 % del producto interno bruto (PIB) planetario y el 64 % de los residuos (UN 2019). Los sistemas ecológicos (ecosistemas) a lo largo del tiempo han logrado una configuración sostenible que se manifiesta en el equilibrio posicional entre la eficiencia (rigidez) y la redundancia de ruta (flexibilidad), convirtiéndolos en fuente de conocimientos para el uso sostenible de recursos.

Lo anterior nos lleva a preguntarnos: ¿cómo los procesos metabólicos urbanos pueden llegar a ser sostenibles? Para responder esta pregunta se adopta la idea de ecosistema urbano bajo el paraguas del metabolismo urbano. Se entiende que la sostenibilidad es un rasgo del sistema completo que evaluamos con las métricas del análisis de redes ecológicas (ENA). Se compara las métricas de ENA, calculadas a partir de las redes alimentarias descritas para los ecosistemas, con las obtenidas de dos modelos de red ecológica de agua virtual (MREAV), construidos sobre la base de las tablas insumo-producto (TIP) del Distrito Metropolitano de Quito para el 2015. Además, se cotejan con otras estructuras de redes humanas. La comparación de las métricas revela que los MREAV *survey* y *semi-survey* de Quito son similares a otras estructuras de red humanas, que generalmente difieren de las redes alimentarias.

Se concluye que los dos MREAV no son mutualistas, la jerarquía ecológica es irregular y se encuentran fuera de la ventana de vitalidad que es el espacio de equilibrio entre la eficiencia y la redundancia. El MREAV más preciso es el *survey*, en el cual los nodos agricultura (1), industrias manufactureras (22) y comercio (25) agregan el 62,5 % del total de flujos de agua virtual integrales. Se argumenta así que las intervenciones futuras deberían eliminar a los intermediarios y expandir el reciclaje para mejorar la configuración de la red *survey* del Distrito Metropolitano de Quito hacia la sostenibilidad.

Agradecimientos

Introducción

El objetivo de esta tesis es evaluar el metabolismo urbano del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) en el año 2015, para comprender el grado de sostenibilidad del sistema, partiendo de la idea de ciudad como ecosistema. Con base en esta noción, la sostenibilidad debe ser entendida como un rasgo de sistema completo (Bodini 2012; Bodini, Bondavalli y Allesina 2012). Los ecosistemas son sostenibles bajo dos condiciones: la primera es la necesaria, que significa tener una fuente externa de energía y materia continua y renovable; la segunda condición es la suficiente, que significa que la autoorganización está encargada de la reducción del proceso entrópico (Fath 2015). En este contexto, la sostenibilidad es una propiedad de la configuración que se manifiesta en las redes e interacciones del sistema.

En la ciudad existe una gama de agentes y sectores que interactúan dentro y fuera de los límites urbanos formando una red de transmisión de flujos ecológicos –energía y materia–. Su estudio permite definir tanto su estructura como sus funciones inherentes, para contar con un análisis del metabolismo urbano más amplio y profundo. En este contexto, se desarrollarán dos modelos de red ecológica de agua virtual (MREAV) para el DMQ en 2015, construidos a partir de las tablas insumo-producto cantonales que serán estudiados a partir de las principales métricas del análisis de redes ecológicas (en los adelante ENA, del inglés *ecological network analysis*).

El estudio de los MREAV tendrá dos momentos. En el primero, se realizará una comparación entre los dos modelos construidos para establecer sus diferencias y semejanzas, pues su construcción supone un cambio en la matriz de relaciones intersectoriales. El segundo consistirá en compararlos con redes elaboradas para otros sistemas humanos y con redes alimentarias de ecosistemas para encontrar patrones de similitud y diferencia respecto a los parámetros de sostenibilidad que caracterizan a los sistemas naturales, lo que permitirá entender qué configuración deben alcanzar los MREAV para ser sostenibles.

El estudio del DMQ es interesante debido a las implicaciones sociometabólicas de su crecimiento poblacional y económico. A partir del 2020, según el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC 2017), es el cantón más poblado del Ecuador, contiene el 16 % de la población total del país. Entre 1986 y 2015, la expansión urbana se multiplicó por 5,22. Durante el mismo periodo, la tierra cultivada y los espacios abiertos crecieron un 45 % y un

388 %, respectivamente (Secretaría de Ambiente 2016). Entre 2007 y 2018 ha incrementado su valor agregado bruto (VAB) en 136,71 % (BCE 2021).

Planteamiento del problema

Las ciudades albergan desde el 2007 el mayor porcentaje de la población global, y se espera que para el 2050 esta cifra aumente al 68 %. Por esta razón, la urbanización se ha convertido en una de las cuatro megatendencias demográficas, junto con el crecimiento poblacional mundial, el envejecimiento de la población y la migración internacional (UN 2016, 2019). En el 2020 existían 1934 asentamientos urbanos con más de 300 000 personas, cifra que representa el 60 % de los residentes urbanos a nivel mundial; para el 2035 serán 2363 metrópolis (UN-Hábitat 2020b).

Las ciudades son el motor del crecimiento económico planetario, en ellas se produce el 80 % del producto interno bruto (PIB) mundial, específicamente el 60 % se produce en las 600 ciudades más productivas, donde vive una quinta parte de la población mundial (UNEP 2013). Las urbes ocupan solo el 2 % del área terrestre, pero demandan el 75 % de los recursos naturales globales destinados al ser humano, consumen entre el 60 % y 80 % de la energía mundial, y el 64 % de los residuos salen de estas zonas (UNEP 2013; UN 2016, 2019).

Usamos los conceptos de ciudad, urbe o aglomeración urbana como sinónimos. Para distinguir la ciudad de lo que no lo es, usamos las siguientes características: el tamaño, la densidad poblacional, el aspecto del núcleo, la actividad no agrícola y la forma de vida (Capel 1975, 265). Sin embargo, a veces se presenta el continuo rural-urbano; en esta investigación, a fin de diferenciar estos dos hechos, se emplea el criterio de la delimitación político-administrativa.

Las urbes han crecido no solo en tamaño y densidad, sino también en complejidad (Dinarès 2014). A medida que las comunidades urbanas crecen, aumentan también las actividades económicas, las interacciones sociales y culturales, y los impactos ambientales y sociales; pues estas áreas ofrecen trabajo, vivienda, educación, bienes y servicios, etc. (Girardet 1996; Satterthwaite 2007).

Las ciudades se conectan a las redes de comercio global de donde obtienen productos alimenticios (frutas, verduras, carnes), energía en forma de combustibles fósiles o

electricidad, materiales de construcción, agua, etc., que serán consumidos o que sirven como insumos para fabricar otros bienes y servicios que serán demandados de manera local o global. La producción, oferta y demanda de estos productos causa residuos sólidos, calor disipado y aguas residuales; a esos flujos de bienes, servicios y de excretas les llamamos flujos ecológicos o flujos de materia y energía. Por lo tanto, el comportamiento de la ciudad se reduce al intercambio de flujos ecológicos con localidades cercanas y no cercanas, presionando la estructura y funcionamiento de la naturaleza, y de los servicios que ella nos ofrece.

Los problemas ambientales nacen o se amplifican en las ciudades, por ejemplo, el cambio climático y la pérdida de bosque tropical, y no solo alteran el uso y la cobertura de la tierra, la biodiversidad y los ciclos biogeoquímicos, sino también el ciclo del agua, por lo que los estudios de dinámica ambiental urbana son importantes para mitigar los problemas ambientales. Por lo tanto, en un mundo cada vez más urbano, las ciudades son el centro para la resolución de los problemas de sostenibilidad.

En este contexto, aparecen los estudios de metabolismo urbano (MU) (Wolman 1965; Kennedy, Pincetl y Bunje 2010; Zhang 2015; Cui 2018). Con tales estudios se han revelado las necesidades de recursos que tienen las ciudades y la emanación de excretas hacia el medio circundante, mostrando la presión ejercida sobre los recursos naturales. Por ejemplo, para la ciudad hipotética de un millón de habitantes de Estados Unidos estudiada por Wolman en 1965, las necesidades diarias de recursos fueron de 625 000 toneladas métricas (t) de agua, dos mil toneladas de alimentos, 9500 t de combustible, como contraparte 500 000 t de aguas residuales y 950 t de contaminantes al aire (Wolman 1965).

Una actualización del estudio de Hong Kong realizado por Warren-Rhodes y Koenig (2001) mostró que el consumo per cápita de alimentos, agua y materiales había aumentado en un 20 %, 40 % y 149 %, respectivamente, entre 1971 y 1997 (Kennedy, Cuddihy y Engel-Yan 2007).

Delgado en 2013 expone el cambiante MU para algunas ciudades de América Latina; muestra que para 1990 el consumo de energía del área metropolitana de México fue de 443 petajulios (PJ), pasando en 2010 a 706 PJ. El consumo de agua aumentó 35 litros por persona entre 1997 y 2007. El consumo de alimentos en 2009 alcanzó los 16,2 millones de toneladas

métricas. Como contraparte, las emisiones de dióxido de carbono (CO₂) en 2008 fueron de 51 millones de TM, para 2010 sumaron 3,7 millones. Las aguas residuales que se descargaron en 2007 fue de 40 m³/s. Los desechos sólidos descargados en 2010 fueron de 196 000 t diarias.

Para Buenos Aires en el 2008 el consumo de energía alcanzó los 370 PJ, ingresaron 535 litros de agua per cápita diarios. En 2009 la demanda de alimentos fue de 9 millones de toneladas. Las emisiones en 2010 fueron de 28,91 millones de TM de CO₂ donde el 66 % es imputable, de forma directa o indirecta, a la ingesta de carne y productos lácteos. En el mismo año, se emitieron 500 litros per cápita diarios de aguas residuales; en 2008 la cantidad de desechos sólidos producidos fue de 1,85 millones de TM.

El MU de São Paulo se estableció así: la demanda de energía en 2010 fue de 277,8 PJ, la demanda de agua fue en 2008 de 191 litros diarios por habitante, demandaron 14,5 millones de toneladas de alimentos en 2009. En ese mismo año, las emisiones de CO₂ (dióxido de carbono equivalente) fue de 37 millones de toneladas métricas; emitió 25,4 m³/s de aguas residuales. El flujo de residuos sólidos en 2011 alcanzó los 3,83 millones TM.

Por último, el MU para el Distrito Metropolitano de Quito en 2011 demandó 52,3 PJ de energía –electricidad, gasolinas y diésel–. El consumo de agua en 2011 alcanzó 7.18 m³/s. La demanda metropolitana de alimentos se estima en 1,15 millones TM en 2009. Las emisiones de CO₂ fueron en 2007 de 22,36 PJ; y el flujo de residuos sólidos para 2011 alcanza 599 TM (Delgado 2013).

A partir de este breve preámbulo y de los datos antes detallados, nace la pregunta central de la investigación: ¿cómo los procesos metabólicos urbanos pueden llegar a ser sostenibles? Esta pregunta será abordada a partir del concepto metabolismo urbano, desde la mirada de la ciudad en cuanto ecosistema (Felson y Pickett 2005; Pickett y Grove 2009; Golubiewski 2012; Chen, Chen y Fath 2014); pues la urbe posee las dos características básicas planteadas por Tansley para definir el ecosistema: el biotipo y la biocenosis (Pickett y Grove 2009). Por ello, existe consenso entre ecologistas y científicos urbanos sobre la idea de ciudad como ecosistema (Felson y Pickett 2005; Pickett y Grove 2009; Golubiewski 2012; Chen, Chen y Fath 2014).

Si la ciudad es un ecosistema, entonces la sostenibilidad urbana debe ser entendida como un rasgo de sistema completo (Bodini 2012; Bodini, Bondavalli y Allesina 2012); como un

proceso dinámico que se retroalimenta, es decir, acciones recursivas acopladas en las que el proceso refuerza la estructura y viceversa. De esta forma, la sustentación emerge como característica del sistema de forma rápida y natural.

En otras palabras, el concepto de sostenibilidad que aquí se maneja está caracterizado por dos condiciones: la necesaria, que significa tener una fuente externa de energía y materia continua y renovable; y la condición suficiente, que significa que la autoorganización está encargada de la reducción del proceso entrópico. Bajo estas dos condiciones, la sostenibilidad es una propiedad de configuración del ecosistema que se manifiesta en las redes e interacciones del sistema (Fath 2015).

Las herramientas metodológicas para evaluar el MU han evolucionado desde procesos lineales (Wolman 1965; Kennedy) a cíclicos (Girardet 1990), hasta llegar a procesos de red (Zhang 2010; He et al. 2020; Morris et al. 2021). Para responder a la pregunta de investigación se usan los procesos de red que, a diferencia del lineal y cíclico, permiten vincular modelos socioeconómicos y ecológicos para definir la estructura y funcionamiento interno de la ciudad y su interacción con el medio externo. De esta forma, se pueden representar las propiedades estructurales generales, analizar sus características funcionales y conectar sus propiedades estructurales con sus características funcionales (Zhang, Yang y Yu 2009b), lo cual otorga más profundidad y amplitud al análisis del metabolismo urbano.

Los modelos de red se pueden construir a partir de la tabla insumo-producto (TIP) monetaria (Zhang 2014b; Zhai 2019; Zhang et al. 2019) del sistema urbano a ser analizado. A escala planetaria pocos países reportan TIP monetarias de forma periódica a nivel subnacional. China, por ejemplo, reportó estas tablas de varias provincias y ciudades para los años de 1997, 2002, 2007 y 2012 a partir de encuestas a empresas y las TIP para 2000 y 2005 usando datos generales de contabilidad nacional (Zhao, Xu y Liu 2017). Por esta razón, la mayor cantidad de estudios de metabolismo urbano empleando procesos de redes a partir de la matriz insumo-producto se encuentran en China (Zhang 2009; Zhang 2011; Zhang 2014b; Zhai et al. 2019; He et al. 2020).

Los modelos de red se estudian, en su mayoría, con el análisis de redes ecológicas [ENA, por sus siglas en inglés] (Hannon 1973; Patten et al. 1976; Ulanowicz 1986; Fath 2007), ya que las métricas de ENA se utilizan para explorar las interacciones dentro de un ecosistema sin

reducir el modelo a sus componentes mínimos (Fath et al.2007). Se centra en la dinámica del sistema como un todo, proporcionando una herramienta poderosa para explorar la estructura y el funcionamiento urbanos.

Ulanowicz (1986) introduce una rama de la teoría de la información en las evaluaciones a los ecosistemas a partir de ENA. La idea central es que la información se puede definir como una reducción de la incertidumbre (Fath 2015). A partir de esta noción, Ulanowicz y colegas presentan la métrica de robustez como una forma de cuantificar la configuración sostenible, que se alcanza cuando existe un equilibrio entre la eficiencia y redundancia.

Este enfoque se ha usado para estudiar redes tróficas (Wulff et al. 1989), comparar ecosistemas (Baird y Ulanowicz 1993; Christian et al. 2005) y medir los niveles de estrés en un ecosistema (Baird et al. 1996). Asimismo, se ha empleado para explorar cuantitativamente la robustez de los sistemas de red desde la perspectiva de sus relaciones estructurales y organizacionales (Goerner, Lietaer y Ulanowicz 2009; Ulanowicz et al. 2009; Ulanowicz 2009).

Recientemente, se ha usado para estudiar la sustentabilidad de sistemas ecológicos y sistemas económicos (Bodini, Bondavalli y Allesina 2012; Kharrazi et al. 2013; Pizzol, Scotti y Thomsen 2013; Morris, Weissburg y Bras 2021), para analizar el equilibrio de eficiencia y redundancia para describir la robustez de una red de agua virtual (Fang y Chen 2015) y para estudiar redes bioinspiradas a partir de la optimización basada en la métrica de robustez del ecosistema (Brehm, Chatterjee y Layton 2020; Dave y Layton 2020; Zhang et al. 2018).

Las redes que vamos a desarrollar y estudiarlas con ENA, a partir de sus métricas basadas en flujo y en información, transmitirán flujos de agua virtual (AV). El AV es la cantidad de agua necesaria para obtener un bien o un servicio (Allan 1993). La motivación de usar el agua como material que fluye en nuestras redes radica en que a pesar de que el agua cubre el 70 % del planeta Tierra –representa 1386 millones de km³–, solamente el 2,5 % es dulce, y menos del 1 % de agua dulce está disponible para consumo humano y de los ecosistemas.

El ciclo del agua es fundamental para el sostenimiento de la naturaleza y para la supervivencia de la especie humana. Los ecosistemas usan el agua para el mantenimiento y la reproducción de la vida en el planeta. Un 70 % de la masa de los seres vivos, en promedio, está compuesta

de agua. Resulta esencial para la fotosíntesis de las plantas que es el inicio de la vida en el planeta (Alberti 2009). Este elemento también es importante para los procesos de producción, como la extracción de minerales y el riego del sector agrícola, y para el consumo de la sociedad. Es decir, que su uso es amplio y, por lo tanto, su degradación a escala planetaria pone en jaque a la estructura de la sociedad actual.

El comercio dentro y fuera de un sistema urbano hace que todos los sectores se entrelacen, lo que permite la circulación y redistribución de agua virtual formándose una red metabólica de agua virtual (RMAV). La RMAV es una descripción completa de la estructura y funcionamiento interno y la relación con el medio externo del sistema urbano; se trata de un mapa de distribución del recurso hídrico virtual, los nodos de la red son sectores económicos y los bordes (enlaces o flechas) indican la transferencia de agua virtual entre los nodos.

A diferencia de los estudios realizados sobre los sistemas socioeconómicos chinos (He et al. 2020; Fang y Chen 2015; Zhai et al. 2019; Zhang et al. 2014), en Latinoamérica y, específicamente, en Ecuador no existen tablas insumo-producto reportadas por las instituciones gubernamentales; estas se tienen que construir. Por tal razón, en este documento construimos la TIP para el DMQ, capital del Ecuador, con datos del 2015 para responder la pregunta de investigación, desde un enfoque de encuesta (método de abajo hacia arriba *survey*) y desde el enfoque de semiencuesta (método mixto o híbrido, *semi-survey*), y los comparamos. El estudio del DMQ es interesante debido a las implicaciones sociometabólicas de su crecimiento poblacional y económico detallado en párrafos anteriores.

Esta problematización nos permite plantear los objetivos que rigen la investigación.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar el metabolismo urbano del Distrito Metropolitano de Quito, para comprender el grado de sostenibilidad del sistema.

Objetivos específicos

- Establecer una revisión de la literatura del metabolismo urbano para comprender cómo se concibe el concepto en la actualidad, cuál es la importancia del paradigma del

ecosistema urbano, qué enfoques metodológicos son los más utilizados; cuál es el estado del arte en Latinoamérica; cómo se debe entender la sostenibilidad urbana y qué importancia tienen los flujos de agua virtual a nivel urbano.

- Desarrollar dos modelos de redes ecológicas de agua virtual a partir de la tabla insumo-producto compilada con los métodos híbrido y de abajo hacia arriba del Distrito Metropolitano de Quito-Ecuador en 2015, para compararlos entre sí y con otras redes humanas y redes alimentarias de ecosistemas.
- Proponer lineamientos de acción para que el metabolismo del Distrito Metropolitano de Quito empiece un camino que permita alcanzar la sostenibilidad de los ecosistemas naturales.

Los objetivos específicos estructuran la investigación, de tal forma que el primer capítulo es una revisión de la literatura del MU, a fin de responder las siguientes cuestiones: ¿cómo se concibe en la actualidad al metabolismo urbano?, ¿cuál es la importancia del paradigma del ecosistema urbano?, ¿qué enfoques metodológicos son los más utilizados para modelar el MU?, ¿cuál es el estado de aplicación del MU en Latinoamérica?, ¿qué es la sostenibilidad de un sistema? ¿Por qué es importante entender el rol del agua en los sistemas urbanos?

Las respuestas a las preguntas anteriores permiten sentar las bases del estudio, pues con una mirada histórica se detecta la génesis y evolución del concepto, la importancia de estudiar el metabolismo del ecosistema urbano, las escuelas de pensamiento que han tratado sobre el MU. La revisión también arroja pistas sobre las formas de concebir el concepto y cómo llevarlos a la práctica.

Nos posicionamos en la contabilidad de flujos ecológicos para evaluar el MU y buscamos aportar desde allí. Particularmente, se aporta a los modelos que abren la caja negra (Zhang 2013). En este capítulo también se muestra cómo debe entenderse la sostenibilidad de un sistema, específicamente cómo su autoorganización mitiga el proceso entrópico y por qué es importante el estudio de los flujos hídricos ocultos en los sistemas urbanos.

En el segundo capítulo se explica la metodología propuesta para desarrollar los dos modelos de red ecológica de agua virtual (MREAV), para ello se divide el capítulo en tres secciones. Primero, se expone la metodología para la construcción de la tabla insumo-producto monetaria (TIPM) a nivel distrital a partir del enfoque de abajo hacia arriba (*survey* o

encuesta) y a partir de método híbrido (*semi-survey* -semiencuesta). Aquí está el aporte metodológico de la tesis que es la construcción de las dos redes.

Segundo, se describe la forma de obtener el vector de flujo ecológico incorporado (ε) para transformar las TIPM en las tablas insumo-producto físicas implícitas (TIPFI), en esta parte también tendremos una breve discusión sobre las diferencias entre las tablas insumo-producto monetarias y físicas y, el detalle de las fuentes de datos para la construcción de las tablas.

En la tercera y última parte, se explica con detalle la metodología ENA y sus métricas: el análisis estructural, el análisis de flujo, el análisis de utilidad, las propiedades de la red –índice de ciclismo, dominio de los efectos indirectos y el sinergismo de la red–, la medida de centralidad ambiental, el índice de transflujo y el índice de robustez que combina eficiencia y redundancia, el cual es una forma cuantificable de medir y evaluar la configuración del sistema como un aspecto necesario de la sostenibilidad. La comprensión de las métricas de red permitirá interpretar los resultados de los dos MREAV.

En el tercer capítulo se presenta el caso de estudio. La elección de la aplicación al caso del cantón Quito en el año 2015 viene justificado por el hecho de que el cantón es el municipio más poblado del Ecuador, por su dinámica productiva y porque dados los cambios de usos del suelo se evidencia la presión que se ejerce sobre los recursos hídricos. En este capítulo, hacemos un repaso breve de las condiciones del medio natural y del medio construido, lo que permite leer los resultados en términos socioeconómicos y ambientales.

En el capítulo 4 constan los resultados de la aplicación de las metodologías, esto es, las TIPM y las TIPFI a nivel cantonal y los resultados de las métricas de ENA. Cabe recalcar que los análisis de la TIPM y TIPFI se han usado para entender el impacto ambiental de las sociedades urbanas. No obstante, en esta tesis constituyen insumos para la construcción de los MREAV, es decir, nos centramos en los resultados de los análisis, estructural, de flujo, de utilidad, medidas de centralidad ambiental, índice de transflujo, propiedades de la red y robustez para comprender el comportamiento en forma de sistema del Distrito Metropolitano de Quito en el año 2015.

Este análisis es una primera aproximación sobre el metabolismo de una red metabólica de agua virtual en Ecuador, por lo que deja mucho espacio para mejoras. Alentamos a los

investigadores a ampliar esta investigación con la estimación de los flujos interregionales. Advertimos que uno de los limitantes fueron las fuertes restricciones, existencia y opacidad de los datos, particularmente, de flujos físicos a nivel sectorial cantonal, lo que complicaría emular este trabajo para cantones que no sean estadísticamente significativos para las encuestas que existen en el país. A pesar de este limitante los resultados son razonables al punto de que se comparan dichos resultados a la luz de otras aplicaciones del MU hechas con ENA para redes humanas y redes alimentarias.

Por último, en el quinto capítulo se recogen las principales conclusiones y reflexiones que se derivan de este trabajo. Las conclusiones guardan relación con los supuestos conceptuales y metodológicos, así como con el caso de estudio. Buscamos identificar elementos clave para la toma de decisiones, es decir, cuáles son los sectores potenciales de la política pública para apuntar hacia la sostenibilidad.

Con la presente investigación se pretende realizar un aporte metodológico. Por ello, construimos y desarrollamos dos modelos de red metabólica de agua virtual, a partir de la construcción de las dos matrices insumo-producto monetarias, explotando el potencial de información que tiene el Ecuador. Como advertimos antes, existe espacio para mejoras de este trabajo, pero sin lugar a duda, es el primero en abrir la caja negra del metabolismo urbano en Latinoamérica, a partir de las tablas insumo-producto distritales combinadas con el análisis de redes ecológicas.

Capítulo 1. Metabolismo urbano: una revisión de la literatura

1.1. Introducción

Las ciudades, en la actualidad, son las localidades donde se concentran la mayor cantidad de habitantes a nivel global (UN 2016). Este hecho hace que estas concentren las actividades económicas, sociales, culturales y que sean el contacto entre los sistemas naturales y socioeconómicos. El comportamiento insostenible urbano se caracteriza como el intercambio de materiales y energía con su entorno natural. Debido a este comportamiento en las ciudades nacen o se amplifican los problemas ambientales como el cambio climático, los cambios en el ciclo del agua y los materiales, etc. Lo anterior ha puesto a estas localidades en el centro de los debates sobre la sostenibilidad.

Por tal razón, aparecen los estudios sobre el metabolismo urbano en busca de los patrones de comportamiento en las ciudades que tienen impacto negativo sobre los sistemas naturales. El MU, en sus inicios, compara a los sistemas urbanos con los organismos vivos y adopta su comportamiento metabólico para describir el funcionamiento urbano (Cui 2018), de ahí su nombre. Sin embargo, el comportamiento y las características de las ciudades se asemejan a las de un ecosistema, “en realidad, el sistema urbano no es más que otro tipo de ecosistema como pastizales o bosques, con la singularidad de que es controlado y en parte construido por los humanos” (Golubiewski 2012, 755-756). Es así como, ahora la noción de ciudad como ecosistema está ampliamente aceptada por ecólogos y científicos urbanos (Felson y Pickett 2005; Pickett y Grove 2009; Golubieski 2012).

Desde que aparecieron los estudios de metabolismo urbano en 1965 con el trabajo pionero de Wolman, sus fundamentos teóricos y metodológicos han evolucionado, a tal punto que hasta el momento existen varios documentos científicos de revisión de la literatura y de las aplicaciones del MU. Entre estos se pueden citar los siguientes: Bai (2007), Beloin-Saint-Pierre et al. (2016), Decker et al. (2000), Chen, Chen y Fath (2014); Goldstein et al. (2016), Holmes y Pincetl (2012), Kennedy et al. (2007, 2010, 2012, 2015); y una página web titulada “*Metabolismo f cities.org*”. Parte de la creciente investigación del MU es el trabajo de Zhang (2013) donde se resume el progreso que se ha logrado en términos de metodologías de investigación para el análisis del metabolismo urbano. A todos estos documentos se unen las siguientes investigaciones de revisión de la literatura: Broto, Allen y Rapoport (2012),

Dinares (2014) y Rapoport (2011), y la más reciente revisión de Xuezhi Cui en el 2018 a través del análisis bibliométrico.

Estos estudios muestran el desarrollo de métodos innovadores para estudiar ciertos problemas y modelos para describir mejor la complejidad del sistema urbano. La combinación de herramientas de diferentes disciplinas ha permitido un análisis más exhaustivo del estado actual y de la evolución en el tiempo del metabolismo urbano. Por esta razón, los objetivos de este capítulo son comprender cómo se concibe en la actualidad al metabolismo urbano, para ello es necesario una mirada a su historia, a su definición y su marco teórico. Además, entender su aplicación en Latinoamérica, bajo qué características se deben aplicar los distintos métodos desarrollados. Finalmente, cómo entender la sostenibilidad urbana.

En tales objetivos se fundamenta la organización del capítulo. Luego de esta introducción, se define el concepto “metabolismo urbano” en términos generales, así como su génesis o raíces históricas. En la tercera sección, se busca identificar los distintos enfoques teóricos que usan esta noción para analizar las urbes y los debates que generan en estas distintas miradas. En la cuarta, nos enfocamos en la idea de ciudad como ecosistema, a partir de la crítica a la idea de ciudad como organismo; en este sentido se presenta la sostenibilidad en cuanto rasgo de un sistema completo. En la quinta constan los enfoques metodológicos que se han logrado en el campo biofísico del MU, mientras que en la sexta se ubica una breve mirada de las aplicaciones del concepto en América Latina. Una séptima sección se dedica a los problemas que genera al ciclo del agua, el agua oculta dentro de los productos que consumimos y como esta debe estudiarse en un sistema urbano. Por último, aparecen las conclusiones del capítulo.

1.2. Metabolismo urbano y su génesis desde una perspectiva histórica

El metabolismo urbano (MU), según Toledo (2013), forma parte del concepto del metabolismo social (MS), junto con los conceptos de metabolismo industrial y metabolismo rural. El postulado del metabolismo proviene de la biología. Alfred Schwann (1893) lo definió como el conjunto de procesos químicos, mediante los cuales los seres vivos mantienen un intercambio continuo de materia y energía con su ambiente. Este proceso permite a los organismos vivos crecer y reproducirse. Entonces al igual que los organismos biológicos consumen nutrientes, oxígeno, carbono y agua para funcionar, las sociedades (a cualquier escala) se sostienen también de la materia y energía que se extrae del ambiente interno o del externo. Después de procesar estos recursos, los organismos biológicos como las sociedades,

generan desechos que serán depositados en el ambiente (Ayres y Simonis 1994; Fischer-Kowalski 1998); en otras palabras, el comportamiento de las sociedades es análogo al de los seres vivos.

El MS se presentó como concepto estrella en la publicación de Marina Fischer-Kowalski en 1997 dentro del libro *Handbook of Environmental Sociology*. En la publicación el MS se utiliza para interpretar el carácter físico de la economía mediante el análisis del flujo de materiales. También se indicó la historia del concepto, las aplicaciones y su enorme potencial (Toledo 2013). Algunos autores como Rappoport (2011), Dinares (2014), Infante-Amate, Gonzales de Molina y Toledo (2017), y Cui (2018) ubican como autor originario del metabolismo social a Carlos Marx; a nuestro juicio queda como una referencia distante a la concepción actual del MS.

En la actualidad, el MS se ha convertido en uno de los instrumentos más robustos para estudiar las relaciones entre la sociedad y la naturaleza. Está cargado de herramientas teórico-metodológicas que analizan el comportamiento físico de las economías con el objetivo de aportar información que permita evaluar que tan sostenibles son estas (Infante-Amate, Gonzales de Molida y Toledo 2017).

Las aplicaciones metodológicas se han centrado en cuantificar los flujos de materiales y energía, se han abordado aspectos como la salud humana, el crecimiento económico y el desarrollo social (por ejemplo, Ayres y Simonis 1994; Opschoor 1997). En la actualidad, se ha evaluado el perfil metabólico de países de Latinoamérica y de Europa (Toledo 2013). Un ejemplo es el análisis de los flujos de materiales combinado con el indicador de huella ecológica para la economía española entre los años 1955 y 1995 (Carpintero 2002). En Latinoamérica, tenemos el trabajo de Vallejo (2010), sobre el perfil metabólico de tres economías andinas, quien usando como herramienta metodológica el análisis de flujo de materiales evalúa los conceptos de la desmaterialización, la maldición de los recursos naturales, las transiciones socioecológicas y el intercambio ecológicamente desigual. También se encuentra el artículo de Samaniego, Vallejo y Martínez-Alier (2017), en el cual se analiza los balances comercial-físicos de cinco economías sudamericanas entre 1990 y 2013.

La importancia del MS ha crecido tanto que en la publicación de Infante-Amate, Gonzales de Molina y Toledo (2017) se muestra que desde 1870 hasta el 2018 existen 10 038 estudios del

MS publicados en inglés, español, alemán e italiano. Según los autores, la expansión del postulado se refleja en la abundancia de la propia noción del MS y de las distintas herramientas metodológicas utilizadas. Concluyen que todos los análisis buscan entender la base física de los procesos sociales, esto es lo que ha generado un abundante e innovador cuerpo teórico y empírico. Sin embargo, advierten que existen aproximaciones al MS que divergen no solo en metodologías sino en epistemes. Además, detectan debates en torno a las siguientes áreas: “el intercambio ecológico desigual, la caracterización de las sociedades campesinas, las relaciones entre el consumo de recursos y el crecimiento económico o las transiciones históricas en el largo plazo” (Infante-Amate, Gonzales de Molina y Toledo 2017, 145).

Luego de la presentación del concepto de metabolismo social, de aquí en adelante nos centramos en el concepto central de esta tesis: el metabolismo urbano.

1.2.1. Concepto general y evolución cronológica de la metodológica del MU

Las ciudades intercambian cantidades considerables de materia y energía con la naturaleza. Reciben alimentos, combustibles, tierra, materiales de construcción, agua de diversas fuentes; una vez usados estos insumos, se dispone sobre la naturaleza desechos sólidos, aguas residuales y gases contaminantes. Marina Fischer-Kowalski (1998) denominó a este proceso como los intercambios socialmente organizados entre los sistemas sociales y la naturaleza. El metabolismo urbano pretende estudiar con herramientas conceptuales y metodológicas estos intercambios.

Abel Wolman, en 1965, presentó el concepto de metabolismo urbano dentro de los estudios socioeconómicos en su documento titulado *The Metabolism of cities*. En una ciudad hipotética de Estados Unidos de un millón de personas, Wolman buscaba relacionar los flujos materiales que ingresaban a la urbe con los desperdicios que salían de ella, obedeciendo al equilibrio de masas. El experto en tratamiento de aguas presentó a la ciudad como un organismo vivo trazando equivalencias entre el comportamiento urbano y los procesos metabólicos propios de los seres vivos. Definió al metabolismo urbano como las entradas de materiales y de energía a la ciudad y la emisión de desechos por parte de la urbe. Al examinar los procesos de entrada y salida de los sistemas urbanos, descubrió que a medida que aumenta la escala de una ciudad, el suministro de agua a los residentes y la generación asociada de contaminación del agua y del aire se convertirían en los tres problemas más graves. Por lo tanto, es importante

cuantificar los recursos (alimentos, ropa, combustible, electricidad, materiales de construcción, etc.) necesarios para “mantener a los habitantes de la ciudad en casa, en el trabajo y en el juego” (1965, 14). La investigación condujo hacia la discusión sobre el desarrollo urbano sostenible, pues su modelo proporcionó un examen y evaluación amplia del impacto ambiental de las actividades humanas.

Después de Wolman, se produjo una ola de estudios empíricos sobre el metabolismo de varias ciudades (Boyden et al. 1981; Duvigneaus y Denaeyer-De Smet 1977; Hanya y Ambe 1976; Newcombe et al. 1978). Luego de este inicio tan prometedor pasaron varias décadas para que se volvieran a desarrollar trabajos relevantes sobre metabolismo urbano, considerándose la década de los ochenta como un decenio perdido en términos de estudios de MU (Kennedy, Pincelt y Bunje 2011). En la década de los noventa con las preocupaciones sobre la capacidad del planeta para alimentar y mantener a una población en crecimiento, y sobre el poder destructivo de los humanos debido a las características finitas, limitadas y únicas de la Tierra (Dinares 2014), no solo se revivió el interés por el MU, sino que estudiosos como Girardet (1992) propusieron cambios sustanciales a la metodología de Wolman, a través de un modelo metabólico cíclico, pues una secuencia lineal de la entrada de los recursos ambientales hacia una ciudad y la generación de productos y salida de desechos no emula con precisión cómo los organismos influyen el sistema real de soporte vital de la Tierra.

Newman (1999) combina un modelo de metabolismo urbano con factores sociales (salud de los habitantes, tasa de empleo, educación, etc.) para ampliar el alcance analítico del MU. Hendriks et al. (2000) hicieron una aplicación del análisis de flujo de materiales (AFM) para Viena y las tierras bajas de Suiza; en este mismo año Decker et al. (2000) realizaron el primer estudio de varias urbes; estudiaron las 25 ciudades más grandes del mundo, llegaron a la conclusión de que el problema no son los datos en algunas ciudades, sino que la compilación de estos datos transversales carecen de análisis y modelado biogeoquímico.

Warren-Rodas y Koenig (2001) produjeron una actualización del metabolismo de Hong Kong. Con ese estudio se reveló la necesidad de comprender los cambios del metabolismo urbano en el tiempo, pues sus autores describieron los impactos ambientales crecientes de la transición de Hong Kong a partir de un centro de manufactura a una economía basada en los servicios con la incorporación de más de tres millones de personas entre 1971 y 1997.

Duan (2004) analiza los procesos metabólicos urbanos, y nota que, en contraste con un metabolismo natural, las rutas metabólicas urbanas son demasiado largas y la circulación y el flujo de materiales y de energía son ineficientes e incompletos. Para resolver estos problemas, propuso un modelo teórico para el metabolismo urbano basado en las teorías modernas de control, a fin de simular los principales factores que intervienen en el metabolismo del material urbano y sus relaciones, así como los procesos metabólicos asociados, con el fin de proporcionar una base científica para la optimización y la regulación del metabolismo de material urbano. Posteriormente, Duan (2005) propuso el concepto de productos y desechos metabólicamente distintos, basado en el reconocimiento de que los productos y los desechos siguen diferentes vías de flujo dentro del sistema urbano. Los productos se originan a partir de las vías de recursos y los desechos son procesados por el tratamiento de residuos y las vías de reciclaje.

Brunner (2007) subrayó la importancia del reciclaje en los procesos metabólicos de una ciudad, esto se ha estudiado desde una perspectiva de gestión y desde otra de la actividad metabólica. Kennedy, Cuddihy y Engel-Yan (2007, 44) definen al MU como “la suma de las tecnologías de producción de energía y eliminación de residuos y de los procesos de desarrollo socioeconómico dentro de la ciudad”. Esta definición abarca los componentes básicos para que en las ciudades se ejecute el análisis metabólico urbano (Cui 2018). Desde esta perspectiva, el metabolismo urbano se considera un modelo sistemático que integra en las ciudades diversas actividades humanas, tales como vivienda, trabajo y uso de energía con infraestructuras urbanas, como carreteras y casas, y uso del suelo (Cui y Wang 2015). Debido a que ahora el número de elementos considerados en el análisis metabólico urbano resulta amplio, el análisis cuantitativo del MU en los estudios actuales no sigue completamente la definición de Kennedy. Sin embargo, esta definición sigue siendo la descripción más clara y completa, y sienta las bases para un mayor desarrollo del estudio del metabolismo urbano (Cui 2018).

Kennedy, Pincelt y Bunje (2011) presentan una revisión cronológica de 50 estudios. Su revisión comienza con el estudio de Wolman (1965) y termina con el estudio de Browne, O’Regan y Moles (2009). La revisión revela el apareamiento de dos escuelas de estudio relacionadas y no conflictivas. Una basada en el trabajo de Odum que tiene como objetivo evaluar el perfil metabólico urbano en términos de equivalencia de energía conocida como emergía. Y la otra, que adopta un enfoque más amplio, basada en flujos y equilibrio de masas.

Yan Zhang (2013) resume las investigaciones a nivel mundial sobre el MU. El artículo de revisión centra su análisis en las metodologías que se han usado para determinar y evaluar los flujos de materia y energía en los procesos metabólicos urbanos y la simulación de estos flujos utilizando modelos de red sobre aplicaciones prácticas. La investigación detecta tres escalones metodológicos que se deben desarrollar para simular los mecanismos de ciclo de un ecosistema natural en las ciudades, para que se comprendan mejor los procesos metabólicos que subyacen del sistema urbano y que son responsables de sus problemas ecológicos y ambientales. Los escalones están integrados por el análisis de procesos, las evaluaciones contables y el desarrollo y simulación de modelos con el objetivo de encontrar mecanismos de regulación óptimos. En este artículo también se exponen y comparan los principales métodos de simulación del metabolismo urbano, los cuales son métodos de dinámica ecológica (*ED–ecological dynamics*), análisis de redes ecológicas (ENA), análisis insumo-producto (IOA–*input-output analysis*) y análisis de procesos (PA–*process analysis*).

Chen, Chen y Fath (2014) revisan modelos de ecosistemas urbanos de última generación categorizados como modelos de arriba hacia abajo, modelos de abajo hacia arriba y modelos híbridos, resultantes de los dos anteriores. Si bien, este documento no usa el concepto de MU, los modelos que aquí se detallan son en su mayoría metodología que se han usado para examinar el metabolismo de distintas ciudades. El manuscrito se destaca por el uso del concepto de ecosistema urbano y de su modelación con herramientas interdisciplinarias.

Zhang, Yang y Yu publicaron en el 2015 el documento titulado “*Urban Metabolism: A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study*” como celebración de los 50 años de apareamiento del concepto del metabolismo urbano. En esta investigación se enfatiza que el metabolismo urbano basado en la analogía con el metabolismo de un organismo vivo se ha convertido en un método eficaz para evaluar los flujos de energía y materiales dentro de un sistema urbano, lo cual proporciona conocimientos sobre la sostenibilidad del sistema y la gravedad de los problemas urbanos. Al decir de los autores, los métodos para estudiar el MU han ido evolucionando a lo largo del tiempo para reflejar mejor la complejidad del sistema urbano; de lo anterior ha resultado una gama de metodologías que dificultan la comparabilidad entre las distintas aplicaciones, por ello, enfatizan en la necesidad de unificar la metodología en un sistema multinivel estandarizado que permita la creación de un inventario consistente. Los métodos, según los autores, deben apoyar la toma de decisiones

para alcanzar el desarrollo sostenible, y deben también servir para el análisis de la información georreferenciada.

Goldstein et al. (2016) revisaron 43 evaluaciones del MU que incluyen 100 urbes, y un total de 132 huellas alimentarias en términos de masa, huellas de carbono y huellas ecológicas. El artículo centra su análisis en el consumo urbano de alimentos, pues –según los autores–, este flujo no ha tenido la atención adecuada, tanto en la contabilidad del MU cuanto en la agenda política urbana, a pesar de su relevancia sobre las presiones globales y locales. Los autores concluyen que la huella alimentaria es lineal y produce un escape orgánico significativo del sistema urbano que tiene una fuerte correlación positiva con la riqueza. También destacan entre sus hallazgos que el grueso de la huella alimentaria está incorporado en los alimentos importados, sin embargo, las ciudades pueden corregir dicha huella a través de políticas de mejoramiento del reciclaje de nutrientes y de la prevención de los desperdicios alimentarios.

Beloin-Saint-Pierre et al. (2016) publican una revisión de los estudios del MU. La revisión sobrepasa los 150 estudios de los últimos cuarenta años, la motivación es que no existe consenso sobre los métodos de evaluación que deberían usarse para analizar la sostenibilidad de sistemas urbanos complejos. Esta falta de coherencia impide el intercambio de datos y la comparación entre la mayoría de los estudios. Por tanto, el examen de las publicaciones sobre el MU posibilita identificar los aspectos metodológicos clave que podrían ser favorecidos para armonizar la evaluación de la sostenibilidad del metabolismo urbano. Los estudiosos sugieren que el enfoque del modelado de red, la perspectiva global del ciclo de vida y la evaluación multicriterio son opciones estratégicas para estudiar la sostenibilidad ambiental.

Cui (2018) realiza una revisión sistemática verificable y reproducible del estado de la literatura del metabolismo urbano sostenible (MUS). Usando el análisis de agrupamiento basado en el método bibliométrico, se examinan 813 artículos para detectar coincidencias de palabras clave. El método revela la existencia de cuatro temas principales que han sido agrupados por los indicadores bibliométricos. El primer grupo se caracteriza por el marco del concepto de MU, donde los cambios dependen de los contextos temporales y espaciales del desarrollo urbano. El segundo grupo se centra en aspectos metodológicos relacionados con los indicadores metabólicos y la contabilidad. El tercer grupo enfatiza en el uso circular de los materiales y la gestión de los residuos. Finalmente, el cuarto grupo se enfoca en temas especiales de flujos de nutrientes individuales relacionados.

Asimismo, Cui (2018) enfatiza en que los estudios del MU han demostrado un amplio alcance y una tendencia interdisciplinaria, y que proporcionan un camino hacia la medición mundial de la contabilidad del MU, incluido el intercambio de datos y la comparación de indicadores. Este estudio es importante pues con su vasto alcance se traza una hoja de ruta para la evolución de los estudios de metabolismo urbano. La hoja de ruta permite formar un mapa de conceptos que interrelaciona cuatro aspectos importantes: primero, la evolución del concepto de metabolismo urbano que es atribuido a Carlos Marx (1909), Wolman (1965) y Kennedy (2007). Segundo, el desarrollo de métodos, tales como temas de energía (Huang 1998), análisis de flujos (Newman 1999; Baker et al. 2001), huella (Barret 2001), evaluación del ciclo de vida (Lundin y Morrison 2002), análisis *input-output* (Ngo y Pataki 2008) y el análisis de redes (Zhang et al. 2009b). Tercero, una perspectiva interdisciplinaria dividida en tendencias ambientales y evaluaciones de la sustentabilidad (Decker et al. 2000; Barles 2007), y de la naturaleza interdisciplinaria del metabolismo urbano (Broto et al. 2012; Rapoport 2011). Finalmente, el cuarto aspecto que son los estudios empíricos que van desde el 2000 hasta el 2018. Cui concluye que los estudios del MU se deben direccionar hacia la comprensión de las contribuciones que la ciudad hace a la sostenibilidad, más no simplemente juzgar si una ciudad específicamente es sostenible; por lo tanto, para el erudito, los estudios de metabolismo urbano se encuentran en el corazón del desarrollo sostenible.

La popularidad del concepto del metabolismo urbano ha crecido como espuma en las últimas décadas. Se trata de un concepto robusto para estudiar el impacto de las ciudades en la naturaleza y su contribución a la sostenibilidad mundial. Por esta razón, el MU ha sido adoptado por varias ciencias y cada una de ellas maneja el concepto para análisis particulares que van desde las hipótesis centrales de economía ecológica, como los conflictos ecológicos distributivos hasta el moldeamiento de los flujos ecológicos generado por los contextos históricos que los crea y por las prácticas urbanas en torno a ellos, ideas que vienen de la ecología política. A continuación, mostramos la sección del metabolismo urbano desde cinco perspectivas teóricas que han adoptado el tema.

1.3. Concepción actual del metabolismo urbano desde cinco perspectivas teóricas

La noción del MU se entiende y se emplea de manera distinta en las disciplinas de economía ecológica, ecología urbana, ecología industrial, ecología política y ecología política urbana (Dinares 2014). Al igual que en el artículo de Dinares (2014), esta sección se basará en los

artículos de Rapoport (2011) y Broto et al. (2012) bajo la lupa de Dinares (2014). Se describen de manera sucinta las interpretaciones más importantes del MU para las cinco disciplinas.

La ecología urbana entiende a la ciudad como un ecosistema, pues ecólogos como Golubiewski (2012) argumentan que la urbe se alinea a un sistema ecológico en escalas temporales y espaciales. Según esta disciplina, es simplemente otro tipo de ecosistema, como los pastizales o bosques, con la única diferencia que está controlado y, en parte, construido por los humanos (Redman 1999; Grimm et al. 2000, 2008; Baker et al. 2001; Pickett, Cardenasso y McGrath 2013; Pickett et al. 2016).

Si bien el concepto de MU hace referencia al comportamiento metabólico de las ciudades como el de los organismos vivos, porque absorben recursos de su entorno y excretan residuos sobre él, el análisis metabólico puede aplicarse a todo nivel de organización de la vida (Odum y Barrett 1973). La ciudad es percibida en cuanto sistema dentro del sistema natural, la idea del MU se usa para entender el intercambio material y energético entre estos sistemas, el objetivo es comprender cómo las ciudades procesan los flujos ecológicos en relación con su entorno (Dinares 2014). Por lo tanto, la aplicación de un enfoque basado en sistemas permite capturar e interpretar de manera efectiva toda la complejidad de los sistemas urbanos (Broto et al. 2012).

Los defensores del ecosistema urbano argumentan que al imitar la naturaleza cíclica y eficiente de los ecosistemas se podría desarrollar ciudades sostenibles en el largo plazo (Kennedy, Pincetl y Bunje 2010; Rapoport 2011), pero hay que tener en cuenta el carácter heterotrófico de las ciudades. Las ciudades a diferencia de los ecosistemas (autótrofos)¹ son heterotróficas, pues dependen de áreas externas para la obtención de energía y otros materiales, y para la disposición de los desechos y contaminantes (Terradas 2001). No obstante, algunos autores tienden a usar la idea de organismo vivo y de ecosistema urbano de manera indistinta; para Golubiewski (2012) esto resulta peligroso, pues sus conclusiones pueden ser falsas. Golubiewski (2012) también advierte que la analogía orgánica de la ciudad condena a quien investiga a una suerte de caja negra macroscópica, esto ocasiona que

¹ Esencialmente estructurados por cadenas alimentarias compuestas por organismos fotosintéticos que hacen la conversión de energía solar en energía química, que a su vez alimentan grupos de organismos heterótrofos (Terradas 2001).

la ciudad no sea parte de un ecosistema más grande, que no se considere la heterogeneidad espacial y tampoco los múltiples controles socioecológicos que influyen en los flujos de materiales y energía sobre el aire, el agua y la tierra.

La modelación de ecosistemas urbanos dirige, necesariamente, hacia la teoría general de los sistemas complejos. Para Pickett et al. (2008, 148), “los ecosistemas urbanos son entidades biológicas, físico-sociales complejas y dinámicas, en las que la heterogeneidad espacial y las retroalimentaciones localizadas juegan un papel importante”. Por tanto, para entender a los sistemas complejos se han aproximado desde perspectivas como EMERGY o equivalentes de energía solar (HT Odum 1996), teoría de redes ecológicas (Fath et al. 2007; Ulanowicz 1987; Zhang 2014b), teoría de la jerarquía (Allen y Starr 1982; Zellmer et al. 2006), y complejidad y termodinámica (Schneider y Kay 1994). También se ha usado el MUSIASSEM de Giampietro et al. (2009).

La ecología industrial se asocia con el análisis de flujos de materiales (AMF) y de energía que atraviesan la ciudad (Rapoport 2011; Broto et al. 2012; Dinares 2014). Los estudios del MU desde esta perspectiva se enfocan en contabilizar el flujo de materiales o energía en las urbes. El objetivo es optimizar el uso de recursos y la eliminación de residuos para que las ciudades sean autosuficientes, dejando de lado la dependencia de sus zonas de influencia; para los adeptos a esta rama este es el proceso sostenible del MU (Barles 2010; Baccini 1997; Brunner 2007). Si bien este propósito es compartido con los ecologistas urbanos, para los ecologistas industriales se evidencia la relación ciudad-naturaleza a través de la contabilidad de los flujos ecológicos (materia y energía) que ingresan y salen de una ciudad (Rapoport 2011).

Para los ecologistas industriales, el objetivo es optimizar la relación socioeconomía urbana-naturaleza, lo cual significa la identificación y reducción de la pérdida de materiales para disminuir los impactos negativos ambientales, pasando de un metabolismo lineal a uno circular; esta idea cala perfectamente en la economía circular. Por lo tanto, la ecología industrial busca mejorar la eficiencia metabólica, esto es, disminuir la cantidad de recursos naturales utilizados por unidad de producción económica, proceso conocido como desmaterialización o desacoplamiento (Carpintero 2002). El concepto de desacoplamiento es un punto de convergencia entre los economistas ecológicos y los ecologistas industriales, a ambos les interesan las relaciones entre crecimiento económico y el consumo de recursos (Adriaanse et al. 1997; Carpintero 2002; Broto et al. 2012; Naredo 2006).

Los economistas ecológicos usan el MU para estudiar las posibles medidas que rompan la correlación positiva entre la urbanización, el crecimiento económico y la demanda de recursos naturales, pues les preocupa el agotamiento de los insumos naturales y los problemas ambientales (Carpintero 2002; Naredo 2006; Rapoport 2011). La economía ecológica difiere de la ecología industrial, según Rapoport (2011) y Broto et al. (2012), en la forma en que se usa la teoría de sistemas. Los economistas ecológicos consideran que la economía está incrustada dentro de la naturaleza y, por tanto, está condicionada a los límites físicos impuestos por ella (Martínez-Alier y Roca 2000). La economía transforma la materia prima y la energía de baja entropía en desechos de alta entropía, “lo urbano se presenta como una forma clave de organización del sistema económico actual” (Daly y Farley 2004, 70).

Los economistas ecológicos consideran que la acumulación interminable de capital es la causa principal del deterioro ecológico y del agotamiento de los recursos ambientales. Por ello, consideran adecuados a los modelos que respondan a las teorías de desmaterialización, economía de estado estacionario (Czech y Daly 2004) y la teoría del decrecimiento (Martínez-Alier et al. 2010b; Schneider et al. 2010).

La economía de estado estacionario es una economía que no experimenta recesión y tampoco crecimiento; se encuentra en un tamaño estable, a un nivel estacionario de rendimiento consistente con el principio de capacidad de carga (Czech y Daly 2004). Con la teoría de decrecimiento, según Schneider et al. (2010, 512), se propone una reducción equitativa de la producción y del consumo que puede aumentar el bienestar humano y mejorar las condiciones ecológicas a nivel local y global, es decir, cambiar dichos patrones.

La economía ecológica y la ecología política comparten el interés en los temas que involucran el estudio de la distribución desigual de los flujos sociales y ecológicos junto con las desigualdades estructurales que configuran el funcionamiento de las ciudades. Sin embargo, al decir de Dinares (2014), las disciplinas se distancian creando y aplicando diferentes concepciones del MU. Los estudiosos de estas disciplinas relacionan las demandas de recursos de las ciudades con las desigualdades estructurales y con los conflictos ecológico-distributivos que ocurren en las localidades del mundo de donde se demanda los recursos (Hornborg 1998; Martínez-Alier 2009).

Los economistas ecológicos se interesan por estudiar los patrones económicos de las relaciones urbano-rurales (Broto et al. 2012). Sin embargo, al teorizar sobre sistemas mundiales aparecen dos perspectivas ligeramente distintas. La primera trata de explicar la correlación entre los flujos urbanos y la desigualdad, impulsada en la idea de que las urbes son centros de acumulación de capital y estructuras disipativas, sostenidas sobre un proceso de intercambio creciente de recursos provenientes de entornos periféricos –generalmente áreas rurales o periferias urbanas–. El proceso de intercambio creciente revela el apareamiento de las continuas desigualdades estructurales entre la zona urbana y la rural (Broto et al. 2012). Para Broto et al. (2012), en este enfoque, el MU se aplica para estudiar cómo las zonas urbanas configuran y son configuradas por el sistema global más amplio, proceso que genera desigualdades socioecológicas.

La segunda perspectiva parte de la idea de que el rápido crecimiento del metabolismo de las ciudades está relacionado con la proliferación de conflictos ecológicos distributivos en las zonas de donde se extraen los recursos naturales, las cuales se encuentran localizadas lejos de las ciudades (Martínez-Alier et al. 2010a), por ejemplo, en la selva amazónica, los mares, etc. Dado que los flujos ecológicos que configuran los procesos del metabolismo urbano provienen de áreas fuera del límite urbano, estos procesos reproducen desigualdades a través de conflictos en torno a los costos sociales y ambientales de la extracción de recursos (Broto et al. 2012). De ahí que, como lo sugiere Martínez-Alier (2010a, 153), el análisis del metabolismo debe centrarse en “la forma en que las sociedades humanas organizan sus crecientes intercambios de energía y materiales con el medio ambiente”.

Un debate alternativo entre los economistas ecológicos y los ecologistas urbanos, que va en la línea de la ecología, se basa en la teoría de los sistemas complejos, de cómo entender a las ciudades en cuanto sistemas socioecológicos, cuyos procesos están influenciados por agentes humanos y por factores socioeconómicos. Este enfoque busca estudiar el MU de modo que no solo explique la condición heterótrofa de la ciudad, sino también que contextualice el consumo de recursos de las urbes dentro del análisis de las estructuras (agentes o fondos) que usan estos flujos, y las funciones realizadas por el consumo de estos flujos; en otras palabras, el porqué de ese consumo (Sorman y Giampietro 2012). En definitiva, lo que busca este enfoque es analizar las restricciones externas como los límites de la oferta y también los factores internos de las estructuras y funciones asociadas con el patrón metabólico urbano (Sorman y Giampietro 2012, 4); un análisis que permita relacionar las propiedades

estructurales urbanas con sus características funcionales y las relaciones entre los elementos internos y con el medio externo (Wang et al. 2011).

Los ecologistas y los geógrafos políticos también están interesados en los impactos sociales y de la distribución en las zonas urbanas. Ambos analizan la desigualdad urbana proveniente de los flujos materiales e inmateriales, el papel que tienen las redes de infraestructura y los patrones espaciales de urbanización en la producción y reproducción de patrones de desigualdad dentro de la ciudad (Broto et al. 2012; Monstadt 2009). En esta perspectiva pueden coexistir de forma paralela diferentes vías metabólicas para el mismo recurso. Por ejemplo, puede ser suministrada el agua por la infraestructura de red hídrica para las élites, pero también puede ser ofrecida por vendedores de agua a ciudadanos urbanos pobres con acceso limitado a redes de suministro (Bakker 2003a). Esto da cuenta de que las redes de infraestructura son fundamentales para la comprensión de la circulación metabólica en las ciudades, ya que, a través de su análisis, se pueden revelar desigualdades socioeconómicas (Broto et al. 2012).

Otra temática que ha sido abordada bajo el paraguas del MU es la comprensión de cómo las relaciones de poder dan forma a los flujos urbanos y cómo los flujos urbanos están influenciados por las relaciones de poder social más amplias (March 2013; Rapoport 2011). De esto se deriva que el control de los flujos metabólicos es esencial para la reproducción de estructuras de poder (Broto et al. 2012).

Los estudios de la ecología política urbana han enfocado sus esfuerzos en comprender la manera en que los flujos metabólicos urbanos y las redes que los median son controlados y socialmente movilizados para responder a propósitos particulares, muchas veces, de las élites para lograr mantener posiciones de poder social, a menudo, a costa de poblaciones marginadas (Otero et al. 2011; Swyngedouw y Heynen 2003). El análisis de los ecologistas políticos urbanos ha demostrado el papel de la política, la élite urbana, las reformas neoliberales y las instituciones financieras internacionales en el gobierno de los flujos de recursos urbanos (Bakker 2003b; Broto et al. 2012; March y Saurí 2013; Otero et al. 2011). Sin embargo, comprender la forma en que estas redes de infraestructura operan las estructuras de poder es complejo, ya que en las ciudades modernas muchas redes están fuera de la vista y, por lo tanto, son invisibles para los ciudadanos (Kaika y Swyngedouw 2000).

Los ecologistas políticos y los estudiosos de la ecología política urbana, asumiendo la idea de la interdependencia entre la función del ecosistema y la actividad humana, en las áreas urbanas, estudian cómo los flujos ecológicos interactúan reflexivamente con el mundo social para reimaginar las relaciones entre lo social, lo técnico, lo económico y las fuerzas ecológicas en zonas urbanas para crear nuevas concepciones metabólicas de las ciudades (Heynen, Kaika y Swyngedouw 2006) El objetivo es resignificar a la ciudad (Broto et al. 2012).

Los ecologistas políticos conciben al MU como una serie de procesos biofísicos y sociales dinámicos, que se encuentran en coevolución (Heynen, Kaika y Swyngedouw 2006). Los flujos ecológicos, para estos estudiosos, están moldeados por un contexto histórico que los crea y las prácticas urbanas en torno a ellos. Esta forma de percibir al MU se construye sobre la idea del metabolismo de Marx, que explora la compleja combinación entre los procesos sociales y biofísicos que ocurren en las ciudades, proceso que transforma la naturaleza en mercancías y que produce nuevas formas de naturaleza (Gandy 2004).

Desde esta óptica, la urbanización se concibe como un proceso social de transformación y reconfiguración de la naturaleza. Aquí se reemplaza el modelo científico por una concepción históricamente impulsada por la naturaleza urbana que se basa en la dinámica política de la urbanización capitalista como un proceso de cambio urbano controvertido y multidimensional (Gandy 2004). El enfoque adopta una postura política crítica, ya que, a pesar de ser un proceso de intercambio de recursos, los humanos pueden controlar sus aportes a este intercambio.

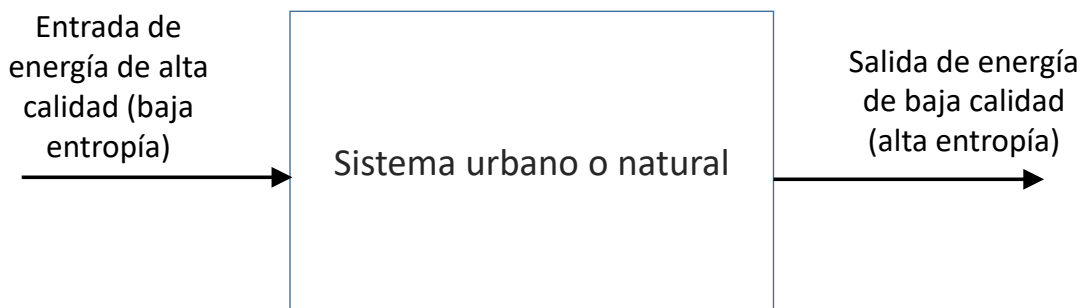
La limitación de este enfoque, debido a su énfasis crítico inherente, es que las aplicaciones normativas y prácticas no son tan obvias como en la ecología urbana, los métodos de ecología industrial y economía ecológica. El énfasis de esta idea crítica en el MU plantea nuevas preguntas, que requieren un mayor desarrollo teórico e innovación metodológica a través del diálogo interdisciplinario, con el objetivo de obtener ciudades resignificadas (Broto et al. 2012).

Una vez que hemos visto cómo se entiende al concepto del MU en las cinco perspectivas teóricas, nos centramos en la analogía de la ciudad como ecosistema. A continuación, presentamos esta noción central en la presente tesis.

1.4. La ciudad en cuanto ecosistema

Los ecosistemas, desde el punto de vista termodinámico, son sistemas alejados del equilibrio que se autoorganizan a costa de provocar entropía² en el medio que los rodea (Terradas 2001). Es decir, son sistemas termodinámicos abiertos y, por tanto, dependen de una fuente de energía constante y renovable –energía de alta calidad o baja en entropía– y arrojan energía degradada –alta en entropía o de baja calidad– como calor disipado al medio circundante (Fath 2015); tal como se aprecia en la figura 1.1. Por este comportamiento los ecosistemas son considerados estructuras disipativas,³ que también arrojan partículas de materia no aprovechables.

Figura 1.1. Entrada y salida de energía en los sistemas termodinámicos



Fuente: Adaptado de Fath (2015, 2).

Los sistemas socioeconómicos son también estructuras disipativas que dependen de la energía de fuera del sistema y arrojan calor disipado (Martínez-Alier y Roca 2013). Se pueden identificar dos momentos en el proceso de evolución de los sistemas socioeconómicos. En el primero, las sociedades preindustriales usaban la energía directa del sol, a través de la recolección de frutos, de la caza y de la pesca (energía almacenada en su carne); su objetivo era el mantenimiento estable de la comunidad sin pretensiones de crecimiento del producto interno bruto. En el segundo, las sociedades industriales usaron combustibles energéticos fósiles –petróleo, gas natural y carbón– (Van Hauwermeiren 1999), pues la organización de producción y la idea de crecimiento económico se soportan en un consumo creciente de energía dado que la sociedad se había vuelto más compleja. Los combustibles fósiles son

² La entropía en un sistema físico es proporcional a la cantidad de energía que ya no está disponible para hacer un trabajo. En sentido común la entropía significa desorden o caos (Downarowicz 2007). En este documento entendemos a la entropía como esa energía disipada que es de baja calidad y a la que no se puede acceder; o, en palabras de Van Hauwermeiren (1999, 67), como una medida de la falta de disponibilidad de materia o energía.

³ “Las estructuras disipativas permiten el paso de energía y materia que fluyen a través de su estructura, sin embargo, el sistema conserva una forma estable y lo hace de manera autónoma, a través de su autoorganización” (Prigogine 1967).

quemados y excretados al medio, por ejemplo, en forma de gases de efecto invernadero (GEI). Los flujos de energía y materia en las sociedades preindustriales e industriales son tomados de la naturaleza y cuando disipan la energía y arrojan residuos, aumentan el desorden del medio natural. Así, las ciudades se diferencian de los ecosistemas naturales pues absorben recursos y excretan residuos por encima de la tasa de regeneración de la biósfera.

Las ciudades son estructuras disipativas; a diferencia de los sistemas naturales, están dominadas por los seres humanos, los cuales interactúan con animales y organismos vegetales, esta interacción se conoce como biocenosis. El hábitat y la interacción de los seres vivos ocurre dentro de un medio físico conocido por los ecólogos como el biotipo. Al cumplir con estas dos características, el ecosistema urbano reúne las dos ideas resilientes del concepto de ecosistema central original de Tansley (Pickett y Grove 2009).

El ecosistema urbano está caracterizado no solo por la biocenosis –complejo biótico– y el biotipo –complejo físico–, sino también por esa gran cantidad de estructuras e interacciones sociales cruciales para su funcionamiento –complejo social–. El complejo social se ve reflejado en instituciones formales e informales, en las normas, en los hogares, en los Gobiernos, etc. Para dar lugar a las estructuras e interacciones se erigen edificios y casas, se construyen carreteras, sistemas de transporte y de comunicación, se mueven tierras, se cambia la hidrología, etc., todo esto es un complejo construido (Pickett y Grove 2009; Pickett et al. 2013). Por lo tanto, a la idea central de Tansley se suman la complejidad social y el complejo construido.

El reconocimiento de las ciudades como ecosistemas ha alcanzado en la actualidad un consenso luego de un debate amplio entre ecologistas y científicos urbanos durante las últimas décadas (Felson y Pickett 2005; McPherson et al. 1997; Pickett y Grove 2009; Golubiewski 2012). Los ecosistemas urbanos se caracterizan por límites dinámicos y alta dependencia de sus entornos marginales. Son algunos de los ecosistemas más alterados del planeta que están organizados por diversos procesos y patrones del entorno humano (Collins et al. 2000). Análogos a otros ecosistemas, las ciudades tienen sus propias estructuras, procesos y funciones (Pickett y Grove 2009).

Para estudiar el metabolismo de los ecosistemas, los ecólogos definen límites según la conveniencia del estudio, ya que cualquier sistema que se elija estará abierto a la entrada de

energía y materia, pero siempre se busca minimizar los flujos que los traspasan. Por ejemplo, sería más razonable estudiar un estanque que parte de él, pero lo segundo no es absurdo, todo depende de la pregunta de investigación a responder. De cualquier forma, siempre habrá flujos que los atravesarán y que conectarán el sistema natural en análisis con sus vecinos (Terradas 2001).

La definición de límites se complica cuando se trata de sistemas humanos, estos están caracterizados por heterogeneidades a varias escalas ordenadas de forma jerárquica, por ejemplo, la existencia de un continuo rural-urbano. Una forma de delimitar estos espacios es con los límites jurídicos, el tamaño y la densidad poblacional, el aspecto del núcleo, la actividad no agrícola y la forma de vida (Capel 1975, 265). Sin embargo, una comprensión ecológica de los sistemas urbanos debe incluir zonas con menos densidad de población, debido a la interrelación de los flujos físicos y las interacciones que se dan entre las zonas densamente pobladas y con baja densidad. Por eso, en el sentido más amplio, los ecosistemas urbanos comprenden áreas suburbanas, aldeas poco pobladas conectadas a las urbes y zonas de influencia manejadas o afectados por la energía y el material del núcleo urbano y suburbano (Pickett et al. 2001).

La idea de que los ecosistemas urbanos están afectados por áreas suburbanas y por otras zonas de influencia dificulta y difumina la delimitación, por lo que un camino adecuado es usar los límites administrativos. La ventaja se da en que puede existir información relevante y detallada que podría depender de la propia administración de la ciudad o de su importancia para el país, por ejemplo, una capital. Otro problema de delimitación que se percibe en los estudios de aglomeraciones urbanas, que se conforman por varios municipios o unidades administrativas, es la inexistencia de la misma información o el mismo detalle para cada unidad administrativa. En resumen, cualquier límite que se establezca divide lo que queda dentro y lo que está fuera, sería más fácil estudiar las ciudades antiguas que tenían murallas o ciudades que conforman toda una isla, sin embargo, el crecimiento urbano es difuso y hace muy difícil aplicar criterios morfológicos sencillos (Terradas 2001).

1.4.1. La sostenibilidad una característica de los sistemas

El concepto de sustentabilidad o sostenibilidad fue incorporado en la agenda política global por la Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo (CMMAD) en 1987 en su publicación “Nuestro futuro común”, más conocida como el “Informe de Brundtland”, que

fue precedida por la ministra noruega Gro Brundtland, de una línea socialdemócrata (Rosales 2015). Según dicho informe, “la sustentabilidad es una característica de un proceso o estado, que puede mantenerse indefinidamente” (Fath 2015, 2), es decir, la sostenibilidad debe pensarse como un proceso continuo, no como un estado estático de un sistema.

El Informe de Brundtland definió al desarrollo sustentable (DS) como “el desarrollo que cumple las necesidades de la generación actual sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” (World Commission on Environment and Development/Brundtland Report 1987). El DS es un concepto antropocéntrico, que se refiere a cómo las personas gestionan el entorno construido en términos del triunvirato social, económico y ecológico (Fath 2015). La esfera social está representada por la equidad intra e intergeneracional, la económica con el crecimiento económico y la natural con la sustentabilidad ambiental. El concepto debe interpretarse en el marco de dos factores: la capacidad de sustentación del planeta y la distribución equitativa.

La definición del DS muestra textualmente una estrecha relación entre el término necesidades y el término desarrollo, pero ¿quién define nuestras necesidades?, ¿quién define las necesidades de las generaciones futuras?, evitando así la cuestión de la escala en un mundo finito. Es una definición ambivalente que no muestra el camino de cómo llevarlo a la práctica (Naredo 1997). Por ejemplo, los economistas ecológicos, como se vio en anteriores secciones, consideran que el crecimiento económico y el cuidado ambiental son ideas contrapuestas, ya que el crecimiento involucra el uso de recursos ambientales, muchas veces, por encima de la tasa de regeneración natural, causando así el deterioro ecológico y la disminución del patrimonio natural. También vinculan las demandas de materiales y recursos con las desigualdades estructurales y con los conflictos ecológico-distributivos que ocurren en los lugares de donde se demandan los recursos. Pensamos entonces que el DS no es más que una forma de justificar el uso desmedido de los recursos ecológicos y el desecho interminable de residuos a nivel planetario.

El desarrollo sostenible, desde su implementación en la agenda mundial, ha sido un concepto que genera debate y críticas; si bien el enfoque se ha instaurado en agendas políticas a nivel local y mundial, no responde la pregunta más profunda: ¿qué hace que un sistema sea o no sostenible? La sostenibilidad es la capacidad de un sistema para soportar y mantener

funciones vitales, es una propiedad holística⁴ de la capacidad de un sistema para mantener procesos y disposiciones que permitan y respalden la continuación de esos procesos (Fath 2015).

La sustentabilidad debe entenderse como un proceso dinámico que se retroalimenta, es decir, una serie de configuraciones secuenciales que se activan cuando la anterior ha sucedido de forma satisfactoria. En este contexto las funciones sostenibles hacen referencia a acciones recursivas acopladas en las que el proceso refuerza la estructura y viceversa. De esta manera, la sustentación emerge como característica del sistema de forma rápida y natural.

Los sistemas sostenibles también son caracterizados por las interrelaciones internas y externas holísticas autosuficientes que unen las configuraciones del sistema. Por ejemplo, un organismo puede tener todos los atributos para ser considerado vivo, pero esto no es suficiente para sustentar la vida, pues depende del ambiente natural que lo rodea. Dicho de otro modo, no puede existir de forma aislada, ya que necesita de flujos de materia y energía de apoyo e interactivos. En resumen, las interacciones vida-entorno impregnan a nuestro planeta vivo.

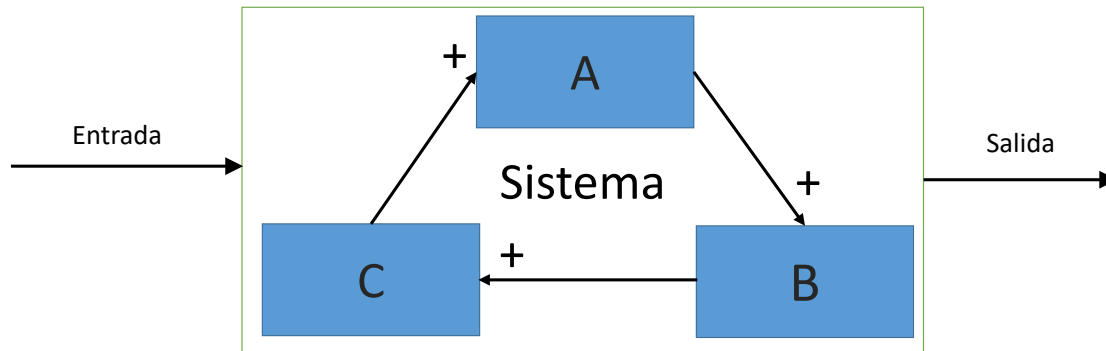
Las dos características detalladas anteriormente son posibles porque los sistemas son abiertos termodinámicamente, en otras palabras, dependen de una fuente externa de energía constante y renovable. A través del paso de energía, que ingresa al sistema con alta calidad y baja entropía y luego sale degradada al exterior, los sistemas vivos y sustentables pueden mantener el orden y la organización (Fath 2015) (fig. 1.1). Por tanto, el primer requisito de un sistema sostenible es tener disponible energía de alta calidad y la capacidad de absorber parte de la salida energética. Para Daly y Townsend (1993) esta debería ser la primera consideración universal con respecto a la sostenibilidad de un sistema, es decir, la condición necesaria.

Para Fath (2015), una vez que el sistema ha alcanzado la condición necesaria se puede recurrir a las propiedades de sistemas adaptativos complejos como la autocatálisis y la autoorganización para contrarrestar el proceso entrópico hacia el desorden. La autocatálisis es una función del sistema en la que la acción de cada miembro participante facilita la siguiente $A \rightarrow B \rightarrow C \rightarrow A$. Este acoplamiento recursivo, reforzador y cíclico entre los compartimentos

⁴ Entendemos por holismo a la evaluación del todo en conjunto, pues ciertas propiedades del sistema solo emergen cuando integran un todo.

del sistema se conoce como ciclo autocatalítico (fig. 1.2). El ciclo autocatalítico es una función de autoorganización del sistema.

Figura 1.2. Ciclo autocatalítico cerrado dentro de un sistema termodinámico abierto



Fuente: Adaptado de Fath (2015).

Nota: Dentro del recuadro se muestra un ejemplo de un proceso autocatalítico en el que cada compartimento promueve la actividad del siguiente en una retroalimentación positiva de un circuito cerrado.

Por tanto, una vez que el ecosistema sustentable posee una fuente constante y renovable de energía –condición necesaria–, su autoorganización se encarga de la reducción del proceso entrópico característico de las estructuras disipativas –condición suficiente–. Sin embargo, los ecosistemas urbanos por su carácter heterotrófico no tienen la capacidad de captar la energía del sol directamente o su capacidad es limitada.

Las urbes usan energía proveniente de fuentes no renovables y renovables que, en su mayoría, están fuera del sistema. También demandan materiales como alimentos de la agricultura que están, en mayor cantidad, fuera de sus límites. Si bien ahora existen propuestas, por ejemplo, para usar energía fotovoltaica en los techos de casas y edificios que permiten capturar la radiación solar directamente, estas cubren una pequeña parte de la demanda total de energía. Así mismo, las propuestas de agricultura urbana todavía son limitadas.

Respecto a los desechos –comportamiento disipativo–, tampoco pueden ser asimilados dentro del sistema como lo hacen los ecosistemas, estos se arrojan sobre ríos, suelos y aire. Los ríos atraviesan, muchas veces, varias ciudades, por lo que su contaminación atraviesa límites locales y alcanza los globales. Algo muy similar ocurre con el aire que se mueve alrededor del

planeta, por lo que el calentamiento global es un efecto, en mayor cantidad, de las emisiones de GEI de los países industrializados como China y de sus ciudades como Beijing.

Debido a lo anteriormente expuesto, el comportamiento de las ciudades, de tomar energía y materia de fuentes cercanas y no cercanas, y la emanación de residuos materiales y calor disipado –comportamiento disipativo–, es propio de su configuración y está encadenado a su carácter heterotrófico. En otras palabras, dependen de fuentes renovables y no renovables de energía y materia y, su autoorganización no está diseñada para disminuir el proceso entrópico de desorden propio de estructuras disipativas, de hecho, refuerzan este proceso y, afectan a los demás ecosistemas.

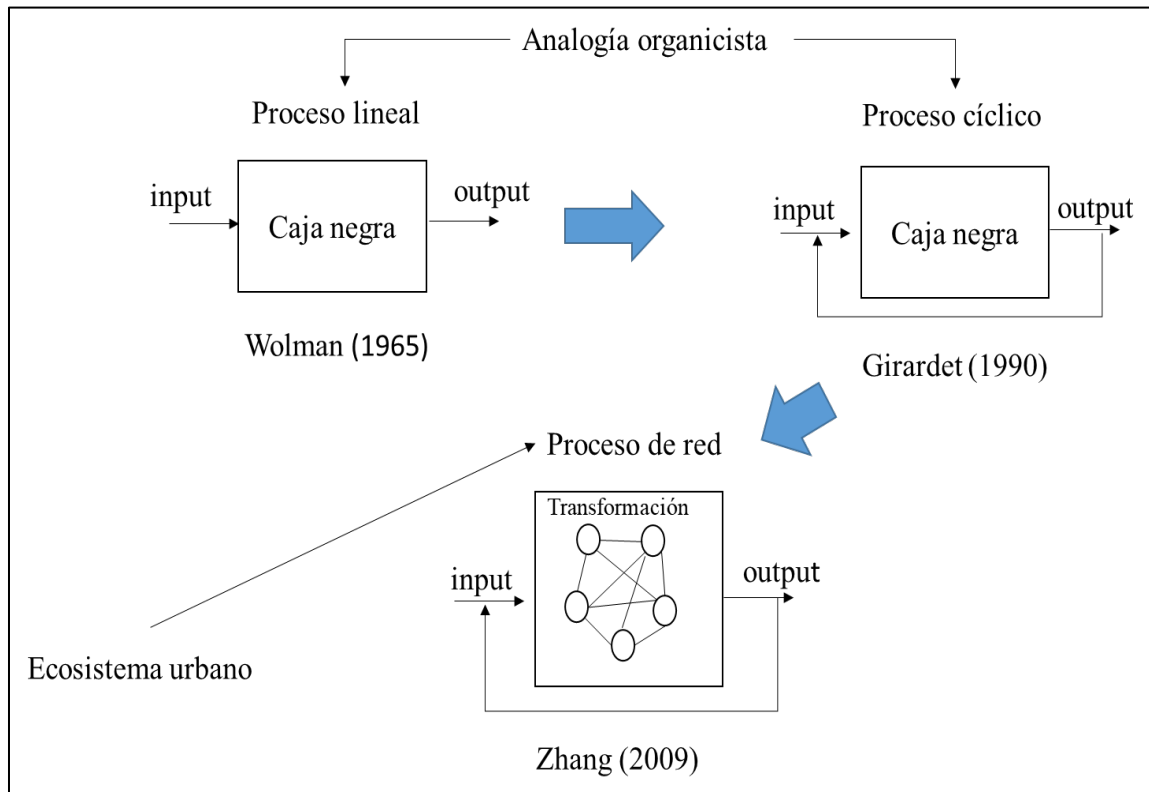
Dada la complejidad del sistema urbano los investigadores han mejorado el enfoque metodológico para evaluar metabolismo urbano, en el siguiente apartado detallamos el proceso de evolución del enfoque metodológico.

1.5. Enfoque metodológico

El concepto del metabolismo urbano, como hemos visto, se aborda desde diferentes visiones teóricas, esto revela la complejidad y las múltiples dimensiones del fenómeno urbano. Las diferencias se marcan en el sentido propio de cómo se pasa de la teoría a la práctica. La interpretación práctica que predomina del MU, hoy en día, es la perspectiva biofísica cuantitativa y contable, que mide el intercambio y la transformación de energía y materia entre una ciudad y su entorno (Kennedy et al. 2011; Holmes y Pincetl 2012).

Las evaluaciones del MU desde la perspectiva de la contabilidad de los flujos ecológicos que atraviesan las ciudades han sido aplicadas para más de un centenar de urbes (Beilont-Saint-Pierre et al. 2016). Los estudios en su totalidad superan los 400 (*metabolism of cities.org*). Todos estos análisis se engloban, según Zhang (2013), en tres tipos de procesos: el proceso lineal (Wolman 1965), el proceso cíclico (Girardet 1990) y el proceso de red (Zhang 2009b, fig. 1.3). Los dos primeros procesos se les conoce como modelos de caja negra (Zhang 2013), porque no muestran cómo transitan los flujos de materiales y de energía dentro de la ciudad. El tercer proceso abre la caja negra, ya que simula la estructura y el funcionamiento interno de la aglomeración urbana, a partir de descripciones de procesos metabólicos endosomáticos y exosomáticos basados en ideas de los estudios de metabolismo biológico y en la teoría de los ecosistemas urbanos complejos.

Figura 1.3. Evolución de los procesos que definen un metabolismo urbano



Fuente: Zhang (2013).

El proceso lineal responde a la idea orgánica del MU, esto equivale a pensar que el comportamiento socioeconómico urbano es análogo al comportamiento de un organismo individual, postulado que se hereda del concepto del metabolismo social (Fischer-Kowalski 1998). El proceso cíclico sería una especie de metamorfosis metodológica de la idea de ciudad como organismo vivo hacia la idea de ciudad como ecosistema, pues este proceso responde al hecho de que una modelación circular emula con precisión el modo en que los organismos influyen el sistema real de soporte vital de la Tierra. El proceso de red es la respuesta metodológica a la idea de ciudad como ecosistema, pues se cuantifican los aspectos metabólicos, tales como la producción, el consumo y la circulación dentro y entre los componentes de una ciudad, y cómo estos se relacionan de forma holística con el exterior.

Luego del trabajo de Wolman (1965) muchos estudiosos desarrollaron una gama de interpretaciones y extensiones del concepto de metabolismo urbano usando distintos métodos de evaluación. Los estudios de Daniels (2002), Daniels y Moore (2002), Hammer et al. (2003), Loiseau et al. (2012), Huang et al. (2012), Zhang (2013) y Beloit-Saint-Pierre et al.

(2016) proporcionan una revisión exhaustiva y una clasificación tanto de las metodologías de investigación como de los estudios de MU realizados a través de diferentes métodos.

En la tabla 1.1 se amplía la información sobre estos estudios de revisión y se categoriza a todas las metodologías en diez grupos. Los métodos de evaluación del MU son los siguientes: análisis de flujos, evaluación de energía, de huella (huella ecológica), de análisis insumo-producto, evaluación del ciclo de vida, simulación de estructura y funcionamiento interno y externo, metabolismo urbano inteligente, multiescala, integrados y de otra índole. Para cada una de las categorías existe un desglose de metodologías, el detalle, los requerimientos de datos y las referencias de estudios del MU donde se aplicó la metodología. Por ejemplo, en la categoría métodos de análisis de flujo se encuentra el análisis de flujo de materiales; dicho método fue desarrollado por el Instituto de Wuppertal en los años noventa y para su aplicación se requiere de flujos de biomasa, minerales, etc., consumo de recursos y emisiones de residuos; ha sido aplicado en el artículo de Hendriks et al. (2000).

Los métodos de contabilidad ambiental física que se detallan en la tabla 1.1, como los análisis de flujo o los métodos de evaluación de energía, se basan en el equilibrio material. Estos responden a la analogía organicista del MU, es decir, que el modelado de los flujos de materiales y energía se rige por las leyes de la conservación de la materia y la energía; estas características son compartidas por la mayoría de los estudios del MU (Daniels y Moore 2002; Barles 2010).

La proliferación de metodologías y la variación conceptual dificulta la integración en un método estándar. Según Beloit-Saint-Pierre et al. (2016), las variaciones responden, en la mayoría de los casos, al área de especialización de los autores y a los datos disponibles. De cualquier forma, a nivel mundial los métodos de investigación del MU siguen aumentando, pues el MU ofrece respuestas precisas a los problemas ambientales que atañen y se causan en las urbes. El objetivo ahora debe ser armonizar las metodologías, y el camino está en dirigirse hacia los modelos de red, multicriterio y la evaluación del ciclo de vida.

Tabla 1.1. Metodologías que se han usado para estudiar el metabolismo urbano

Método	Detalle	Requerimiento de datos	Referencias
Métodos de análisis de flujo (MAF)			
El modelo describe los flujos que entran y salen del sistema. Se moldean para respetar el principio de la conservación de masa/energía. Son simples y fáciles de interpretar. Ofrecen información específica sobre existencias de materiales y/o energía. El vacío principal está en la falta de una descripción clara de los impactos ambientales.			
Análisis de flujo de materiales (AFM)	Describe específicamente los flujos de material. Se desarrolló en el Instituto Wuppertal en los noventa. Es un método reconocido internacionalmente (Adriaanse et al. 1997), hay descripciones detalladas de su implantación (Brunner y Rechberger 2003; Baccini y Brunner 2012).	Flujos de biomasa, minerales, desperdicios. Consumo de recursos Emisión de residuos	Hendriks et al. (2000); Huang y Hsu (2003); Niza, Rosado y Ferrao (2015)
Análisis de flujo de sustancias (AFS)	El método es comparable al AFM, pero se usa un solo material: las sustancias químicas (Brunner y Rechberger 2003).	Flujos de sustancias (N, P, C, etc.).	Brunner y Rechberger (2003)
Análisis de flujo de energía (AFE)	Se modelan flujos de energía en lugar de materiales (Krausman y Haberl 2002)	Flujos de energía directa: combustibles fósiles, energía solar, energía eólica, agrocombustibles, etc. Flujos de energía indirecta: materiales de construcción, equipamiento, productos.	Odum (1997); Akisawa y Kaya (1998); Lozano et al. (2009)

Análisis de flujo de materiales y energía (AFME)	Este método se basa en el principio de AFM, pero considera los flujos de material y energía para ofrecer una evaluación más completa del sistema modelado.	Requerimientos iguales al AFM y AFE	Kuskova, Gingrich y Krausmann (2008)
Economía amplia-AFM (EA-AFM)	Los flujos de material de la evaluación del MU se describen con sus enlaces a toda la nación. Este alcance en particular ha sido popularizado por los datos puestos a disposición por la organización EUROSTAT.	Datos de EUROSTAT.	Liang y Zhang (2011)
Servicios ecosistémicos (SE)	Los servicios de los ecosistemas son los beneficios que las comunidades humanas obtienen de ellos. Las ciudades dependen de los sistemas naturales internos y externos (Bolund y Hunhammar 1999).	Lista de recursos naturales; calidad del medio ambiente; biomasa y biodiversidad; valor global promedio de los servicios del ecosistema.	Bolund y Hunhammar (1999); Manes et al. (2012)
Métodos de evaluación de energía (MEE)			
Los métodos de esta categoría ofrecen información sobre las necesidades energéticas aguas arriba (añade información del consumo energético desde la exploración y extracción de energía) del MU. Su principal ventaja es su capacidad para simplificar la agregación de diferentes tipos de flujos (por ejemplo, masa, energía, área, volumen, dinero) mediante la definición de equivalentes de energía específicos con el uso de factores de conversión precalculados para todos los componentes y/o procesos. La desventaja radica en que este tipo único de información es difícil de vincular con los impactos ambientales.			
<i>Emergy (EM)</i>	Se centra en la energía incorporada, mide los flujos directos e indirectos necesarios para las actividades urbanas y sus procesos relacionados. La agregación se realiza sobre la	Entrada de recursos renovables Entrada de recursos no renovables Entrada económica (bienes, servicios, etc.)	Huang (1998); Huang y Chen (2005); Su et al. (2009)

	base de julios de <i>emergy</i> solar (seJ). Los principios fundamentales de la metodología han sido presentados por Odum en los años noventa.		
<i>Exergy (EX)</i>	El método se enfoca en evaluar la energía que se utiliza para trabajar en un sistema. También conocida como la porción de energía que puede ser transformada en trabajo mecánico. Es la suma de toda la cantidad de trabajo útil que se consume para construir la infraestructura y otras actividades de un MU. La consideración del trabajo útil nos informa sobre el aumento de la entropía por el uso de energía en el ciclo de vida del MU. El término se popularizó en los años cincuenta (Jørgensen, Nielsen y Henning Mejer 1995; Sciubba 1999)	Recursos locales no renovables, consumo de recursos, desperdicio, exportación de bienes y servicios Flujo de materiales sectoriales	Balocco et al. (2002); Zhang et al. (2009a)
Métodos de huella (MHU)			
Los métodos de huella pueden evaluar los efectos ambientales directos y, a veces, indirectos de un MU para un indicador en particular (por ejemplo, potencial de calentamiento global). Consideran todos los flujos del sistema evaluado, particularmente si es energía. Una vez alcanzado este punto se agregan los efectos ambientales y se traduce a términos per cápita. La principal ventaja es la simplicidad del mensaje que ofrece. Su desventaja es que no se consideran otros impactos relevantes como la salud humana.			
Huella ecológica (HE)	El método ha sido descrito por Wackernagel y Rees en los años noventa (Wackernagel 1994,	Producción y consumo de energía, alimentos o productos forestales.	Rees y Wackernagel (1996)

	<p>Rees y Wackernagel 1996 y Wackernagel y Rees 1998) y ahora son conocidos internacionalmente. La HE presenta el área de tierra y agua biológicamente productiva requerida para crear los recursos consumidos y absorber los desechos generados por el uso de combustibles fósiles, alimentos, etc., para una población específica. Se mide en hectáreas globales, que no es solo una medida de tierra física del “promedio mundial”, sino que también considera la calidad de la tierra utilizada.</p>		
Huella de carbono (HC)	<p>La HC sigue la metodología de la HE, pero solo considera gases de efecto invernadero (GEI) para la evaluación de los impactos ambientales (Jones y Kammen 2011; Wright, Kemp y Williams 2011).</p>	<p>Emisiones de GEI de cada uno de los componentes</p>	<p>Jones y Kammen (2011); Wright, Kemp y Williams (2011); Zhang, Zheng y Fath (2014c)</p>
Huella hídrica	<p>La huella hídrica de un MU es el volumen total de agua dulce que se usa directa o indirectamente en la producción del bien o servicio. La huella hídrica es la suma de tres componentes: la huella de agua verde, azul y gris (Hoekstra et al. 2009).</p>	<p>Consumo directo de huella verde, azul y gris</p>	<p>Zhang, Yang y Shi (2011)</p>

Método de análisis insumo-producto (AIP o IOA, por sus siglas en inglés)

Los métodos AIP describen enlaces directos entre componentes de una estructura global (por ejemplo, intercambios nacionales). Las necesidades directas e indirectas de un componente (por ejemplo, el sector económico) pueden explicarse para ofrecer información relevante sobre la sostenibilidad de la estructura en conjunto. Se consideran todos los flujos dentro del límite del sistema y la proporción de efectos de cada componente al MU se puede poner en perspectiva con los efectos globales. Se basan en el trabajo pionero de Leontief de la década de 1930. La ventaja es la integralidad inherente del análisis, es decir, evaluación holística. Desventaja, por ejemplo, es que es bastante difícil identificar el tipo de vehículo que es responsable de la mayoría de las emisiones de GEI en una ciudad si el modelo solo dice que el sector del transporte es responsable del 35 % de las emisiones de GEI de un MU. El AIP de flujos monetarios no ofrece información relevante para la evaluación de impactos ambientales.

<p>Insumo-producto física (IPF o PIOT)</p>	<p>En el método IPF la cantidad de extracción de recursos naturales y emisiones de contaminantes se contabilizan a nivel sectorial en unidades físicas. Esos valores se pueden agregar para ofrecer una evaluación más explícita de los efectos ambientales de un MU. Es bastante útil cuando se analizan pocas sustancias, sin embargo, una evaluación más exhaustiva de los efectos ambientales de un MU presentará resultados con muchos datos (Liang y Zhang 2011b), por ende, difícil de interpretar.</p>	<p>Tabla insumo-producto monetaria. Demanda a nivel sectorial de agua, materia y/o energía. Factores de intensidad (elementos ecológicos incorporados, Chen et al. 2012). La variabilidad de estos factores debe definirse explícitamente para ofrecer una evaluación más transparente de los efectos ambientales, pero generalmente no se discute ni se considera en los estudios de un MU (Beloit-Saint-Pierre et al. 2016).</p>	<p>Liang y Zhang (2011b)</p>
--	--	--	------------------------------

Ambientalmente extendido (AE-IP)	Este método se convierte en una opción ventajosa en comparación con el método IPF porque los efectos de muchos flujos elementales (por ejemplo, emisiones contaminantes) se traducen en pocos indicadores de impacto ambiental para cada componente (Tukker et al. 2009)	Tabla insumo-producto monetaria. Demanda a nivel sectorial de agua, materia y/o energía. Factores de intensidad (elementos ecológicos incorporados. Cuentas satélites ambientales y sociales. La necesidad de información es vasta.	Tukker et al. (2009); Baynes et al. (2011)
Método de evaluación del ciclo de vida (ECV)			
<p>Al igual que AE-IP las interacciones agregadas del sistema urbano con el medio ambiente se traducen a valores de impacto ambiental para ofrecer resultados útiles para los responsables de la toma de decisiones. Utilizan una perspectiva de análisis global que se adapta perfectamente a los requisitos de una evaluación de sostenibilidad ambiental. Ayuda a evitar compensaciones no intencionadas al hacer una evaluación de criterios múltiples dentro de una perspectiva del ciclo de vida (Chester, Pincelt y Allenby 2012). ECV ofrece información simple y relevante para elegir caminos de desarrollo sostenible para los MU. Una evaluación tan completa de los sistemas antrópicos requiere una cantidad importante de trabajo y datos (Beloit-Saint-Pierre et al. 2016). El método está evolucionando con el enfoque de modelado del sistema (Earles y Halong 2011).</p>			
Métodos de simulación de la estructura y del funcionamiento interno y externo (MSEFIE)			
<p>Son métodos que intentan definir la estructura y funcionamiento, para estudiar los aspectos metabólicos tales como la producción, el consumo y la circulación dentro y entre los componentes de un ecosistema urbano. Este enfoque permite el desarrollo de modelos de simulación de sistemas más sofisticados que pueden revelar la evolución de los procesos ecológicos, los mecanismos responsables de los efectos ambientales y de otro tipo, y los mecanismos internos que determinan cómo funciona un sistema (Wang et al. 2011). También pertenecen a este grupo la ECV y los AIP.</p>			
Dinámica ecológica (DE)	Permite la construcción de las descripciones de las relaciones causales de retroalimentación	Población	Meadows (1972)

	para analizar las tendencias de operación y evolución de un sistema metabólico urbano en orden cronológico, y la combinación de los elementos de la sociedad, la economía y la naturaleza para simular la tendencia de la evolución del sistema metabólico urbano (Zhang 2013).	Consumo de recursos materiales intersectoriales y/o flujos de energía Stock inicial de recursos, energía o sustancias	
Análisis de redes ecológicas (ARE)	A través de los métodos de análisis cuantitativo de trayectoria de flujo, y su utilidad, los investigadores simulan la estructura y las relaciones funcionales entre los componentes del sistema. Requiere de grandes cantidades de datos; estos suelen ser inaccesibles o de dudosa procedencia (Zhang 2013).	Entradas y salidas de energía/ materiales de compartimentos urbanos (sectores)	Li et al. (2012); Xia et al. (2016); Zhang et al. (2010a, 2010b)
Métodos de escalas múltiples			
Buscan analizar los patrones metabólicos de las ciudades desde las dimensiones económica, ecológica y social.			
Análisis integrado de múltiples escalas del metabolismo social y del ecosistema (MuSIASEM)	El enfoque permite realizar una verificación de la viabilidad y conveniencia de los patrones de metabolismo de los sistemas socioeconómicos al proporcionar una caracterización a diferentes niveles y escalas: a) el desempeño de actividades socioeconómicas (para hogares, empresas, sectores económicos, economías	Demanda de energía y/o materiales Actividad humana (trabajo, deporte, etc.) Uso de tierra	Chifari et al. (2016); Lu et al. (2016)

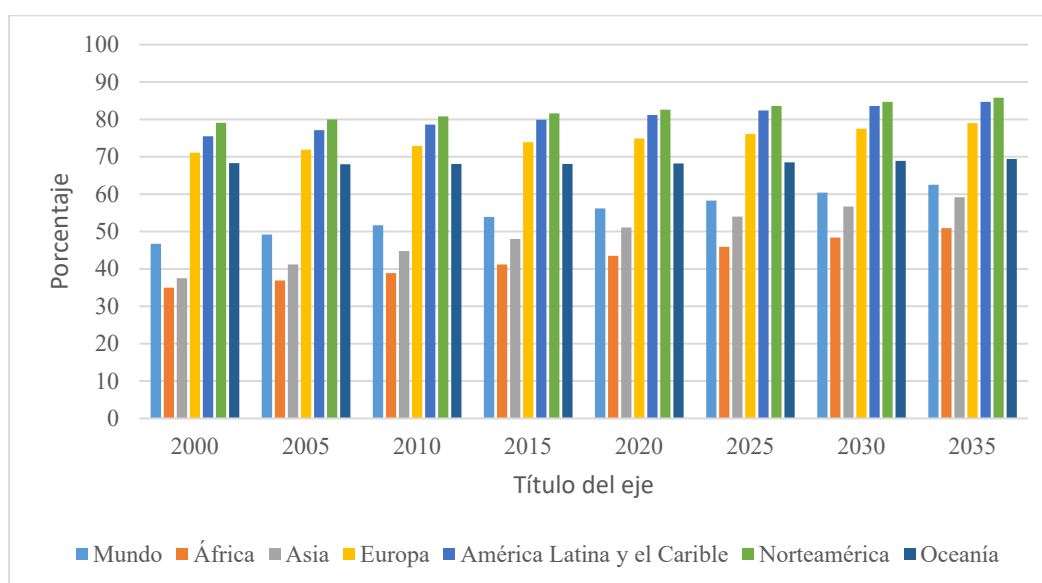
	<p>nacionales, economía mundial) y b) restricciones ecológicas (micro, meso, macro) al observar la interferencia que controla el metabolismo de la materia y los flujos de energía controlados por la actividad humana, induce el patrón esperado de metabolismo de la materia y los flujos de energía asociados con la autoorganización de los ecosistemas naturales. (Giampietro, Mayumi y Ramos-Martin 2009).</p>		
Método de metabolismo urbano inteligente (SUM)			
<p>Integra al MU las TIC (tecnologías de información y comunicación) y las tecnologías de ciudades inteligentes. El modelo SUM puede proporcionar retroalimentación en tiempo real sobre los flujos de energía y materiales, desde el nivel del hogar hasta el distrito urbano (Shahrokni, Lazarevic y Brandt 2014).</p>			
Métodos integrados (MI)			
<p>Son combinaciones de los métodos anteriores, por ejemplo, el análisis de redes ecológicas con el análisis insumo-producto físico (Zhang 2014b; Zhai et al. 2019). A través de la combinación de modelos permite tener mejores estimaciones de los flujos metabólicos y enriquece el análisis del MU.</p>			
Otros métodos (OM)			
<p>Son los métodos que por su naturaleza no han podido clasificarse en los grupos anteriores. Un ejemplo está en el trabajo de Hoornweg et al. (2016) donde se presenta una herramienta de monitoreo urbano (y comunicaciones) y se ilustra que es posible un enfoque de desarrollo sostenible basado en la ciudad. Otros ejemplos que caben aquí son Van Beers y Graedel (2003); Davis et al. (2016); Porse et al. (2016).</p>			

Fuente: Chen, Chen y Fath (2014); Beloit-Saint-Pierre (2016); metabolismofcities.org

1.6. El metabolismo urbano en Latinoamérica

Las ciudades latinoamericanas ejemplifican los asentamientos humanos desordenados sobre el territorio; se caracterizan por patrones expansivos acelerados y socialmente discriminatorios, también son ambiental y económicamente inviables en el largo plazo (Delgado, Campos y Rentería 2012). Desde el año 2000, América Latina y el Caribe tenían el 75,5 % de población urbana, ubicándose en segundo lugar después de Norteamérica. Luego en el 2020 aumentó a 81,2 %: otra vez es la segunda región con mayor urbanización. Se espera que para 2035 sume 3,5 % más de población urbana, que seguirá ubicándola en el segundo puesto (fig. 1.4).

Figura 1.4. Porcentaje de urbanización de las regiones y del mundo (2000-2035)



Fuente: UN-Habitat (2020).

Del total de población urbana de América Latina, el 46 % se encuentra en asentamientos urbanos con menos de 500 000 habitantes, el 8 % en ciudades de 500 000 a un millón, el 25 % en ciudades medianas de uno a cinco millones, el 3 % en grandes ciudades de cinco a 10 millones y el 18 % restante en megaciudades de más de 10 millones de personas (UN 2019). Estos datos muestran la necesidad de los estudios sobre el MU en este continente, pues los diversos problemas socioeconómicos ambientales que sufre la región –el desempleo, la distribución desigual de recursos económicos, y la contaminación y la degradación natural–. Ello es el resultado de la dependencia que tienen las economías latinoamericanas de la extracción y exportación de recursos naturales y de las asimetrías internas que sufre la región.

Por ello, hemos buscado y resumido todos los estudios encontrados sobre el MU en Latinoamérica para determinar en qué lugares han sido aplicados, cómo han ido evolucionando y cuáles son las metodologías que han sido exploradas (tabla 1.2).

Tabla 1.2. Estudios del MU en Latinoamérica

Estudio	Ciudad o ciudades evaluadas	Método	Conclusiones
Barragán-Escandón (2018)	Cuenca, Ecuador	<p>Análisis de flujos de energía directa combinado con análisis multicriterio.</p> <p>Propuesta metodológica de ocho fases para incorporar energía renovable y disminuir energía no renovable y las importaciones, con la finalidad de promover un MU energético circular.</p> <p>Sistema de planificación de alternativas energéticas de largo alcance (SPAELA).</p>	<p>De los 11 tipos de energía que podría usarse en Cuenca para la incorporación de energía renovable dentro de la zona urbana, cinco son las elegidas. La ciudad es dependiente en un 90 % de combustibles fósiles (60 % transporte, 25 % producción y comercio, 13,7 % residencias).</p> <p>El análisis muestra que a corto plazo solo el 13,79 % de energía puede ser autogestionada. Es posible sustituir toda la energía eléctrica importada de la ciudad energía renovable producida en la ciudad. El problema central es que la matriz energética de la ciudad está explicada en su gran mayoría por combustibles fósiles demandados por el transporte.</p> <p>El desempleo caería si se utiliza energía solar fotovoltaica.</p>

Chen et al. (2020)	Viena, Sídney, Sao Paulo, Los Ángeles, Londres, Hong Kong, Beijing y Ciudad del Cabo	Se estudian los flujos de carbono a través de ENA. Combinación de métricas de red interpretativas y basada en flujos.	La investigación encuentra que, aunque existe una gran diferencia en el equilibrio y el patrón de flujo de carbono a nivel de la ciudad, existe una similitud en las relaciones entre los componentes y las características metabólicas. Las ciudades con menores emisiones de carbono per cápita tienden a tener sistemas metabólicos más saludables con una asignación de recursos más cooperativa entre diversas industrias, lo que indica que puede haber sinergia entre la descarbonización urbana y la optimización del sistema de recursos que contienen carbono. Una combinación de indicadores del balance de flujo y modelos de red es un esquema prometedor para vincular los inventarios de carbono basados en el sector con las simulaciones basadas en sistemas de los esfuerzos de gestión del carbono.
Conke y Ferreira (2015)	Curitiba, Brasil	Se podría encasillar en el AFM. Específicamente el modelo fue propuesto por Kennedy y Hoornweg (2012), quienes señalan que los requisitos para los estudios de MU abreviado requieren de	El estudio mostró una visión panorámica del MU de Curitiba entre los años 2000 y 2010. La mejora de la calidad de vida se dio a costa de mayor uso de recursos y por consiguiente más residuos, es decir, el desequilibrio entre estas

		<p>entradas (agua, materiales de construcción, combustibles fósiles, electricidad, etc.), la producción (alimentos, madera, etc.), las existencias (minerales, nutrientes, etc.) y las salidas (emisiones al aire, aguas residuales y desechos sólidos). Una de las aportaciones de este modelo es la posibilidad de comparación con otras ciudades del mundo.</p>	<p>dos esferas. Sin embargo, a nivel per cápita reveló menor uso de materiales y energía que otras ciudades de países desarrollados y en desarrollo. Para lograr el equilibrio será necesario enfrentar desafíos emergentes como el crecimiento no planificado del territorio debido a la ocupación ilegal de tierras; la falta de legislación que incluya adecuadamente los servicios ecológicos; el enfoque en soluciones paliativas en lugar de la planificación a largo plazo y las limitaciones presupuestarias, influenciadas por los ciclos económicos brasileños.</p> <p>Este análisis refuerza el problema mencionado por Wolman (1965), sobre la dificultad de describir completamente el MU de una ciudad, debido a interacciones económicas intensas, complejas y geográficamente dispersas. Los niveles de comercio y globalización impiden la correcta observación del metabolismo propio de la ciudad, ya que las demandas del espacio natural serán suplidas por otras regiones, haciendo menos visible el impacto ambiental.</p>
--	--	--	---

Davis et al. (2016)	Caso hipotético Quito, Ecuador	Estrategia de metabolismo social urbano (SUMS, por sus siglas en inglés)	<p>La metodología de planificación es fundamental para abordar la resiliencia y la adaptación al cambio climático. La metodología de planificación propuesta en este trabajo abarca las necesidades sociales y económicas de bienestar, que se relacionan con los grupos más vulnerables de la ciudad, con oportunidades laborales generadas a partir de bienes y/o servicios, que se generan a partir de los flujos de residuos orgánicos residenciales de la ciudad.</p> <p>La metodología SUMS para ciudades busca el equilibrio entre las esferas ambiental, social y económica. En el ámbito ambiental, los residuos urbanos se convierten en nutrientes para satisfacer la demanda de energía eléctrica urbana. En el social, la infraestructura se ubica para disminuir la vulnerabilidad y la pobreza. En el ámbito económico, la infraestructura crea economías locales y disminuye la necesidad de la ciudad de importar electricidad de la red nacional.</p>
---------------------	--------------------------------	--	---

Delgado et al. (2012)	Buenos Aires, Argentina; Ciudad de México, México; Río de Janeiro y Sao Paulo, Brasil	Modelo de análisis de flujos, específicamente, <i>inputs</i> : agua, energía y alimentos y <i>outputs</i> : gases de efecto invernadero (GEI), aguas residuales y residuos sólidos	La cuestión urbana en ciudades de Latinoamérica es problemática y compleja, por la limitada o comprometida capacidad para la toma de decisiones porque los ingresos son restrictivos y las condiciones de política altamente complejas; a esto se suman los niveles altos de pobreza en las periferias urbanas y en el sector rural. La creciente urbanización demanda acciones para adaptación-mitigación a los problemas ambientales desde una perspectiva de desarrollo que tome en cuenta la complejidad y pluralidad de los pueblos. Sin olvidar que las urbes son sistemas abiertos a la entrada de energía y salida de residuos y calor disipado, es decir, incorporar estas ideas sobre las nuevas propuestas de desarrollo.
Díaz (2011)	Bogotá, Colombia	MAF con ecuaciones de balance. Flujos que intervinieron en el análisis: agua, energía y alimentos	El análisis mostró que entre 1980 y 2010 los flujos de alimentos y energía aumentaron en términos per cápita y totales, pero que el flujo de agua se mantuvo constante debido a las restricciones del año 1997. Dada la dinámica del consumo de flujos, se espera que para 2025 la presión que se ejerce sobre la infraestructura

			urbana y sobre los recursos naturales en que se soporta la ciudad, podría sufrir un desabastecimiento.
Facchini et al. (2016)	27 mega urbes a nivel mundial, esto incluye las de Latinoamérica.	Análisis de flujos de energía, esto incluye entradas de energía, las existencias y las salidas, por ejemplo, GEI.	<p>En este artículo se presenta un análisis comparativo del metabolismo energético entre las megaciudades. Los resultados muestran que las ciudades compactas son energéticamente eficientes respecto a las dispersas.</p> <p>Con excepción de Sao Paulo y Río de Janeiro, las demás mega urbes dependen de combustibles fósiles para obtener electricidad. Además, el tipo de combustible utilizado, tanto para el consumo de energía estacionaria como móvil, y la proporción del uso de energía parece ser más desigual cuando se consideran las megaciudades ubicadas en países desarrollados.</p> <p>Existen casos de ciudades que dependen de una sola fuente energética, Moscú del gas natural, Guangzhou y Calcuta del carbón. En las megaciudades de rápido desarrollo juega un papel muy importante el sector residencial.</p>

Guibrunet et al. (2016)	Ciudad de México y Santiago de Chile	<p>Vincular los contextos políticos e institucionales que dan forma y son influenciados por los flujos de residuos urbanos. Su metodología consta de tres pasos: 1) mapeo de los flujos de recursos a través del ciclo industrial; 2) identificación de los actores que producen, utilizan, transportan y transforman residuos (ciclo de vida del producto); y 3) evaluación de los impactos a través del análisis interpretativo.</p>	<p>El artículo busca relacionar al MU con la producción de injusticias ambientales en la ciudad. La forma de vincular estas variables es abriendo la caja negra de entrada y salida de flujos, mirando hacia los procesos de urbanización en los flujos que se producen y circulan, independientemente de su escala. Esto es posible no solo con la contabilización de los flujos de residuos, sino también incluyendo a las personas que interactúan con los materiales, por ejemplo, qué prácticas permiten la circulación de los flujos. Para los autores, los flujos de residuos son dinámicos, pero no siempre son cuantificables. La dinámica de los flujos responde y debe ser estudiada bajo la relación que tienen estos con otros componentes dentro de sistema urbano, como la sociedad, los trabajadores, las actividades y la gobernanza. Los autores cuestionan la idea de solo enfocarse en la entrada y salida de recursos, más bien buscan identificar el proceso de la gestión de residuos, como el ciclo de vida, y los actores que intervienen. Una suerte de abrir la caja</p>
-------------------------	--------------------------------------	--	---

			<p>negra del MU al involucrar el proceso contable, los actores que lo habilitan y las configuraciones de poder que las operan.</p>
<p>Hoornweg et al. (2012)</p>	<p>Es un estudio mundial sobre siete ciudades (Ammán, Beijing, Buenos Aires, Ciudad del Cabo, Metro Manila, Río de Janeiro y Sao Paulo), entre ellas algunas latinoamericanas.</p>	<p>MAF. Se presenta una suerte de ficha técnica, en la cual se enfatiza en los requisitos para estudios de MU, entre <i>inputs, stocks y outputs</i>. El objetivo es poder comparar el MU entre las distintas ciudades del mundo. Dicha ficha está también publicada por Kennedy y Hoornweg (2012).</p>	<p>El MU es más que un ejercicio contable, pues permite no solo medir impactos ambientales, sino también económicos y sociales. Entre los determinantes del MU está el diseño espacial y de la provisión de energía en el área urbana. La aplicación de MU requerirá que las agencias nacionales y los Gobiernos locales desarrollen nuevas encuestas, y nuevas herramientas y métodos para recopilar y compartir datos. Ahora es posible realizar estudios del MU, ya que muchas ciudades están realizando inventarios detallados de emisiones de GEI. Existen metodologías fiables (el Protocolo C40 / ICLEI / WRI para las GEI a escala comunitaria) y el número de ciudades con inventarios revisados por pares está creciendo. Además, el software de recopilación de datos simplificado y de código abierto es cada vez más accesible para las ciudades, junto con los</p>

			repositorios de datos conjuntos, por ejemplo, <i>metabolismofcities.org</i> .
Jaramillo (2017)	Cuenca, Ecuador	MAF. Cuantificación de flujos de flujos de entrada de energía y agua, de salida aguas residuales y emisiones	<p>En el estudio se evidencia la disminución per cápita de consumo de agua. Incremento en el gasto energético, lo que tiene como reflejo el aumento de GEI.</p> <p>Al contrario, la disminución en el consumo de agua, las aguas residuales aumentaron.</p> <p>Asimismo, se muestra un crecimiento del flujo de residuos sólidos.</p> <p>A nivel sectorial, el sector del transporte es el que más energía usa y el que más emana gases contaminantes, con un 63% del total.</p>
Kennedy et al. (2015)	Estudio de 27 megaciudades del mundo, entre las ciudades de América Latina se encuentran Ciudad de México, Buenos Aires, Sao Paulo y Río de Janeiro	MAF. Cuantificación de flujos de energía y materiales.	Se establecen relaciones estadísticas para el uso de electricidad, calefacción/combustibles industriales, transporte terrestre, consumo de agua, generación de residuos y producción de acero en términos de días-grados de calefacción, forma urbana, actividad económica y crecimiento de la población. El análisis a microescala muestra que el uso de electricidad está fuertemente correlacionado con la

			<p>superficie bruta del edificio, lo que explica la correlación a macroescala entre el uso de electricidad per cápita y el área urbanizada per cápita.</p> <p>Los determinantes del MU son la forma urbana, los grados-días de calefacción, la actividad económica y los efectos de escala.</p>
Pauliuk et al. (2013)	Estudio de 25 ciudades. Entre ellas, Brasilia, Belem, Porto Alegre, Sao Paulo, Río de Janeiro y Salvador de Bahía.	Modelo red de fractal. Estimación de flujos agua residual.	<p>Los autores encuentran que la mayor parte de la masa de la red se concentra en las principales líneas troncales. Los resultados del modelo muestran que la eficiencia de escala para un área de captación de tamaño constante, tanto la longitud de la red como la masa per cápita disminuirían si la población aumentara. Sin embargo, si la población de una ciudad creciera mientras la densidad de población se mantuviera constante o disminuyera (expansión urbana), la masa de la red per cápita aumentaría.</p> <p>Los autores advierten que su modelo no tiene un alcance suficiente con la sostenibilidad y que de sus resultados no se pueden extraer conclusiones sobre soluciones sostenibles, ya que solo se consideraron indicadores físicos.</p>

Piña y Pardo (2014)	Bogotá, Colombia	MAF. Flujos de entrada: energía, agua, alimentos y materiales de construcción. Flujos de salida: emisiones de COx, SOx, NOx y material particulado (PM10). Aguas residuales, residuos sólidos y residuos de construcción y demolición.	Los resultados muestran que existe una relación lineal entre las entradas y salidas de materiales y energía. El consumo total de energía va en aumento en Bogotá a pesar de aumentar los requisitos de refinamiento de combustibles fósiles. También ha aumentado el consumo de alimentos sobre todo en estratos altos. De la misma forma ha aumentado el consumo de materiales de construcción. Mientras que el consumo de agua ha disminuido a lo largo de 1980-2010 en términos per cápita. Como contraparte han crecido la emisión de residuos. Se diferencia del análisis de Díaz (2011), quien toma en cuenta las intensidades de consumo de energía y materiales y discrimina por estrato socioeconómico.
Rochat et al. (2013)	Tunja, Colombia	Combinación del AFM del ciclo de vida (ACV) y la teoría de la utilidad de atributos múltiples (TUAM). Se estudia el flujo de polietileno tereftalato (PET).	En el artículo se muestra cómo la combinación del AFM, ACV y TUAM para analizar de forma holística la gestión de residuos es un camino adecuado para desprender estrategias en la gestión de residuos. Para el caso del PET, las simulaciones muestran que la mejor forma de reciclar este material es de botella a botella.

Rosales (2015)	Ibarra, Ecuador	Análisis de flujos, entradas de energía, agua y alimentos; salidas de aguas residuales, GEI y residuos sólidos	<p>Para el autor, “la concentración demográfica de las urbes es uno de los factores más importantes para explicar las condiciones de desarrollo y los procesos metabólicos que caracterizan a las ciudades” (Rosales 2015, 108).</p> <p>El consumo energético de Ibarra es de 14 % (eléctrico) y 85 % (de fuentes fósiles), por lo que para mejorar la sostenibilidad de la urbe se puede trabajar en el transporte, que usa en su mayoría energía fósil. El consumo per cápita de agua aumentó entre 2009 y 2013 en un 6,9 %.</p> <p>Las aguas residuales representan el 80 % de agua consumida. Los cuerpos de agua Tahuando y Chorlaví reciben los flujos de agua residual, sin tratamiento alguno, por eso, el río Tahuando está contaminado en toda la parte que atraviesa el casco urbano.</p>
Shillington (2013)	Managua, Nicaragua	Derecho al metabolismo urbano	<p>El artículo sostiene que las ecologías de la agricultura urbana familiar informal (particularmente el cultivo de árboles frutales) son una forma clave en la que los habitantes urbanos marginados de Managua se apropian y producen el espacio urbano y, en consecuencia,</p>

			reclaman sus derechos al metabolismo urbano. A través de la producción de ecologías hogareñas basadas en necesidades fisiológicas y prácticas alimentarias culturales, los hogares desafían simultáneamente su exclusión de las prácticas espaciales urbanas y abordan la creciente inseguridad del acceso a los alimentos en Managua.
Wackernagl et al. (2006)	Varias ciudades y regiones del mundo incluidas Brasil, Argentina y México	Huella ecológica (HE)	La sostenibilidad mundial será ganada o perdida en las ciudades, donde el diseño urbano puede influir en más del 70 % de la huella ecológica de las personas. Las ciudades de gran huella pueden reducir enormemente esta demanda de la naturaleza con la tecnología existente.

Fuente: Chen et al. (2020); Conke y Ferreira (2015); Davis et al. (2016); Delgado et al. (2012); Díaz (2011); Facchini et al. (2016); Guibrunet et al (2016); Hoornweg et al. (2012); Jaramillo (2017); Kennedy, et al. (2015); Pauliuk et al. (2013); Piña y Pardo (2014); Rochat et al. (2013); Rosales (2015); Shillington (2013) y Wackernagl et al. (2006).

En la tabla 1.2 se mostró la importancia a nivel mundial de los estudios del MU para establecer un diagnóstico sobre la presión que ejerce el sistema urbano en su ambiente cercano y no cercano. En nuestro continente las aplicaciones más comunes se encajonan dentro de los MAF (10 estudios), pero el concepto es flexible pues permite mezclar metodologías; así sucede en el estudio de Rochat et al. (2013) quienes lograron evaluar mejor el MU. También están presentes los métodos de simulación de la estructura y del funcionamiento interno y externo (MSEFIE) –Chen et al. (2020)– u otras metodologías que buscan simular su estructura interna –el modelo de red fractal de Pauliuk et al. (2013)–. Generalmente, los estudios no son exclusivos para ciudades latinoamericanas, sino que involucran a varias ciudades del mundo e incluyen a nuestra región (6 estudios); estas evaluaciones se enfocan en las megaurbes. En Ecuador, se distinguen cuatro aplicaciones del MU: Cuenca (Barragán-Escandón 2018; Jaramillo 2017), Ibarra (Rosales 2015) y Quito (estudio hipotético de Davis et al. 2016).

La presencia de los estudios que usan MSEFIE es mínima, a pesar de que es necesario simular la estructura y el funcionamiento interno y externo de las ciudades para comprender los factores particulares que alejan al sistema urbano de una configuración sostenible. Si bien en secciones pasadas hemos presentado las características necesarias y suficientes que hacen a un sistema ecológico sostenible y cómo estas características se configuran de forma distinta en las ciudades, manteniéndolas en un estado insostenible, es necesario entender las particularidades que una ciudad posee en su estructura y funcionamiento interno y externo y que la configuran lejos de la sostenibilidad. Esto se puede entender no solo desde un análisis energético, sino también de materiales como el agua, por lo que en el siguiente apartado tratamos el elemento agua dentro de la configuración de un sistema metabólico urbano.

1.7. El agua en los sistemas metabólicos urbanos

El ciclo del agua es fundamental para el sostenimiento de la naturaleza y para la supervivencia de la especie humana. Los ecosistemas usan el agua para el mantenimiento y la reproducción de la vida en el planeta, pues se considera como un factor importante para la generación de los procesos físicos, químicos y biológicos que sustentan la vida (Alberti 2009).

La masa de los seres vivos en un 70 %, en promedio, está compuesta de agua, recurso fundamental en procesos biológicos como la purificación de la sangre y la evacuación de residuos químicos a través de la orina. Es esencial para la fotosíntesis de las plantas, inicio

para el desarrollo de la vida y de los ecosistemas. Dicho elemento resulta importante para los procesos de producción, como la extracción de minerales y el riego del sector agrícola, y para el consumo de la sociedad. Es decir, que su uso es amplio por lo que su degradación a escala planetaria pone en jaque a la estructura de la sociedad actual.

El agua, en cuanto recurso natural limitado e insustituible, es clave para el bienestar humano y solo funciona como recurso renovable si su gestión es la adecuada. La creciente población urbana, que desde el 2007 supera a la rural a nivel mundial (UN 2019), ubica en un lugar privilegiado a las ciudades como agentes de cambio económico, social y ambiental. Las ciudades son el centro económico mundial con sus enlaces productivos hacia lugares cercanos y no cercanos, en las extensas redes de intercambio comercial internacional. Las urbes significan una mayor oportunidad socioeconómica y mejora del bienestar social. Sin embargo, crean estrés en los recursos hídricos y en los ecosistemas que los soportan; este problema se ve agravado por la degradación ambiental que resulta de las demandas urbanas y por el envejecimiento y/o inadecuada infraestructura (Paterson et al. 2015).

Las demandas urbanas del líquido vital no son solo de forma directa, cuando la bebemos, lavamos platos, limpiamos, regamos, cocinamos y muchas otras actividades que implican ver el agua correr frente a nuestros ojos; también se da de forma indirecta, es decir, el agua involucrada en el proceso de producción de los bienes y servicios que consumimos. El consumo indirecto de agua es el más representativo del consumo total, por ello es necesario cuantificar los volúmenes de agua escondida detrás de la elaboración de cada producto (Morales-Virgen et al. 2012).

El volumen de agua escondida o consumo de agua indirecta se cuantifica usando el concepto de agua virtual. El concepto de agua virtual fue acuñado por Allan (1993), quien la definió como la cantidad de agua dulce requerida en un proceso de producción; también se le conoce como el agua incorporada, embebida o implícita. A pesar de su nombre, el agua virtual no tiene nada que ver con lo digital, es el agua “oculta” en los productos, servicios y procesos que la sociedad usa a diario. El AV, muchas veces, pasa desapercibida para los usuarios finales de los productos, sin embargo, esa agua se ha consumido a lo largo de la cadena de valor, sin ella no sería posible la creación de esos bienes y servicios.

Por ejemplo, cuando bebemos una copa de vino podríamos pensar que consumimos unos 125 ml de agua. Sin embargo, el cultivo de la uva requiere agua lluvia o riego, asimismo los demás pasos del proceso productivo ocupan agua hasta llenar la botella de vino. En promedio a nivel mundial, se necesitaron 109 litros de agua para nuestra copa de vino durante todo el proceso de producción. Esos 109 litros se le conoce como contenido de agua virtual (CAV). El contenido de agua virtual indica el volumen de agua virtual por unidad de peso de los productos, es una métrica que ayuda a decidir qué productos, procesos y regiones son favorables o desfavorables en términos de consumo de agua (Muratoglu 2021).

Hay que distinguir entre el consumo de agua directa y el agua virtual. Por ejemplo, para hacer una porción de menestra de fréjol, se requiere agua para cocinar la menestra, este es el uso directo de agua para la persona que come esa menestra. Para producir el fréjol, se requiere agua en muchos pasos a lo largo de la cadena de valor y cuando se suma el agua utilizada en esos pasos constituye un contenido de agua virtual para esa menestra. Algunos de estos pasos incluyen agua para cultivar el fréjol; agua para producir el combustible de las máquinas que cosechen el fréjol y transporten el fréjol a la tienda; y agua para crear la electricidad que se necesita para envasar el fréjol.

El concepto de agua virtual se concibió como una forma de comprender cómo los países con escasez de agua podían proporcionar a su población suministros adecuados de bienes y servicios intensivos en agua. Sin embargo, debido a que muchos productos ahora se intercambian a través del comercio mundial, los países con escasez de agua dependen cada vez más de los recursos hídricos de otros países para satisfacer sus necesidades de productos de consumo. En consecuencia, un país con recursos hídricos limitados a menudo importa bienes intensivos en agua como los textiles de algodón en lugar de hacer que los productores locales cultiven algodón a un gran costo para sus condiciones locales de agua.

Hay semejanzas entre el concepto de agua virtual y el de huella hídrica (HH), pero eso no les hace equivalentes. La red de huella hídrica (*water footprint network*-WFN) resume los dos conceptos de esta manera:

A medida que los alimentos y otros productos se comercializan internacionalmente, su huella hídrica los sigue en forma de agua virtual. Esto nos permite vincular la huella hídrica de la producción a la huella hídrica del consumo, donde quiera que se produzcan. [...] Los flujos

virtuales de agua nos ayudan a ver cómo los recursos hídricos de un país se utilizan para apoyar el consumo en otro país (Water Footprint Network 2022).

El agua virtual y la huella hídrica se refieren al agua usada para producir un artículo, pero el concepto de HH se puede aplicar de manera más amplia. Por ejemplo, por una parte, el contenido de AV de un producto es la suma total del agua usada a lo largo de la cadena de valor. Por otra parte, la HH de un producto se puede analizar y separar por componentes de las huellas hídricas: azul, verde y gris. Además, la huella hídrica de ese producto se puede evaluar para determinar si el proceso de producción es sostenible dentro de sus condiciones hídricas y ecológicas locales. En este documento usamos solo el concepto de Agua Virtual, pues no fue posible distinguir entre los componentes de las huellas hídricas.

A nivel de un sistema urbano el agua virtual se refiere al elemento oculto en los productos comercializados de una región a otra o de un sector a otro. El comercio dentro de un sistema socioeconómico hace que todos los sectores se entrelacen, lo que permite la circulación y redistribución de agua incorporada, formándose una red metabólica de agua virtual (RMAV). El análisis de esta red permite determinar las responsabilidades de cada sector y ajustar la estructura del sector de acuerdo con sus responsabilidades en dicha red. Es decir, que este análisis a nivel urbano muestra a los hacedores de política los sectores clave para la aplicación de medidas correctivas. Además, el estudio de la RMAV permite evaluar efectos directos e indirectos causados por circunstancias socioeconómicas o ambientales. Tanto los cambios de consumo como la extracción de agua en un sector darán como resultado una serie de efectos dominó en la RMAV. La interdependencia del flujo directo e indirecto es importante porque implica que las conclusiones basadas en observaciones directas pueden dar una impresión falsa de la relación entre los sectores, lo que podría inducir a error en las decisiones de gestión (Fath 2007).

1.8 Conclusiones

El metabolismo urbano ofrece un marco de evaluación holístico con el que se puede estudiar el intercambio de flujos ecológicos con la naturaleza circundante, pero a diferencia del proceso metabólico de los ecosistemas donde no se generan residuos, las ciudades agotan recursos. Las ciudades en la actualidad se basan en metabolismos lineales: extraen materias primas, fabrican productos para su consumo y la exportación, y desechando los residuos,

provocando o amplificando problemas ambientales, todo lo anterior genera una alta dependencia de los recursos naturales.

El concepto de MU nació como analogía entre el comportamiento de la ciudad y el metabolismo de un ser vivo, pero por las características propias de la ciudad y su semejanza con el comportamiento de los ecosistemas, se considera que la ciudad es un ecosistema. Entonces para entender y cuantificar la sostenibilidad urbana no basta solo con contabilizar los recursos ecológicos que ingresan al sistema y los residuos que se salen hacia el medio natural circundante (modelo lineal insumo-producto) como una gran caja negra, sino que es preciso simular la estructura y funcionamiento interno del sistema urbano, las relaciones holísticas entre los componentes y las relaciones de estos con el medio externo, es decir, su autoorganización. Este procedimiento permite diagnosticar los problemas de la sostenibilidad del sistema, y en consecuencia buscar caminos para su rectificación, suponiendo que los ecosistemas son ejemplos para seguir en términos de sostenibilidad.

La noción de ecosistema urbano permite el desarrollo de modelos que vinculen las características socioeconómicas y ecológicas de la ciudad, dejando de lado el enfoque lineal y circular insumo-producto, resultantes de la analogía de ciudad como organismo individual o como superorganismo. Dando paso a modelos más sofisticados como el análisis de redes ecológicas, la dinámica ambiental, etc., o la combinación de modelos. Los investigadores reconocen el potencial del metabolismo urbano como instrumento para evaluar la sostenibilidad urbana, pero la variada gama de modelos para su estudio impide la comparación entre aplicaciones con la finalidad de encontrar patrones, e impide también la integración en un método estándar.

En Latinoamérica, pese a su dinámica socioeconómica a nivel urbano y a su porcentaje de urbanización, solo hemos detectado un estudio que abre la caja negra del MU –Chen et al. 2020– y sus aplicaciones con flujos de agua virtual son escasas, hemos encontrado únicamente el estudio de López-Morales y Duchin (2012). Por tanto, existe un marco de investigación amplio para instaurar evaluaciones de sistemas urbanos con herramientas más sofisticadas que pueden revelar la evolución de los procesos ecológicos, los mecanismos responsables de los efectos ambientales y los mecanismos internos que determinan cómo funciona un sistema para diagnosticar de forma más precisa cómo inciden las áreas urbanas en la insostenibilidad. Un mejor diagnóstico desencadenará en un mejor tratamiento.

Capítulo 2. Metodología para desarrollar los modelos de la red ecológica de agua virtual (MREAV)

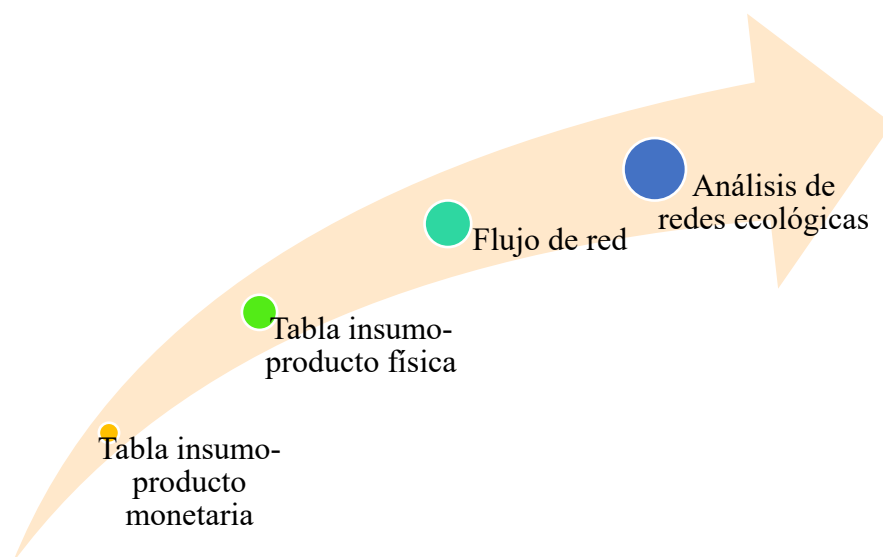
2.1. Introducción

Para evaluar la sostenibilidad urbana como un rasgo del sistema completo es preciso revelar la estructura y funcionamiento interno de las ciudades, las conexiones de los elementos internos y las conexiones de estos elementos con el exterior. Así, es posible analizar de forma cuantitativa aspectos metabólicos tales como la producción, el consumo y la circulación dentro y entre los componentes de un ecosistema urbano.

Este enfoque es posible gracias a los MSEFIE, métodos más sofisticados que pueden revelar la evolución de los procesos ecológicos, los mecanismos responsables de los efectos ambientales y los mecanismos internos que determinan cómo funciona un sistema (Wang et al. 2011). Dentro de los MSEFIE, podemos distinguir al análisis de redes ecológicas, los modelos de dinámica ambiental y también se podrían incluir a los de análisis insumo-producto (AIP) y los modelos de procesos (Zhang 2013) que tienen una lógica muy cercana a los modelos del ciclo de vida.

El camino seguido en esta tesis para revelar la estructura y el funcionamiento interno de las urbes fue describir a estos mecanismos como redes de flujo y estudiarlos a partir del análisis de redes ecológicas. Para tejer la red, la ruta puede ser a partir de la tabla insumo-producto físicas (TIPF), la cual a su vez se obtiene de la tabla insumo-producto monetaria (TIPM) (fig. 2.1). Entonces el primer paso es compilar la TIPM, el segundo, realizar la TIPF, el tercero es el flujo de red y el cuarto, estudiar mediante el ARE.

Figura 2.1. Pasos para aplicar el análisis de redes ecológicas



Nota: Estos pasos son resultantes de la investigación realizada por el autor.

En resumen, es una suerte de combinación entre el análisis insumo-producto y el análisis de redes ecológicas. En este sentido, se fracciona el capítulo en cuatro secciones. Luego de esta introducción, la segunda sección contiene el marco general insumo-producto, los fundamentos básicos del AIP, el modelo monetario y el modelo físico, así como el modelo a nivel regional o subnacional. La tercera sección corresponde al ARE; allí se detallan la fundamentación matemática, la notación y las métricas de esta herramienta, con énfasis en las métricas que se usarán en esta investigación, en esta parte nos interesa la métrica de robustez que permite establecer el grado de sostenibilidad de un ecosistema. Por último, se presentan las conclusiones del capítulo.

2.2. Fundamentos del análisis insumo-producto

La matriz insumo-producto (MIP) es una descripción sintética de la economía de un país, funciona en cuanto instrumento analítico y de planificación nacional. Con la MIP se miden las repercusiones en la producción y el empleo por los cambios en la demanda final. Tal instrumento permite cuantificar los efectos directos e indirectos que las industrias o ramas de actividad tienen sobre la economía (BCE 2015). Sin embargo, muchas de las veces se necesitan de instrumentos de análisis económico y de producción de información a nivel regional, provincial o cantonal.

La importancia de disponer de una MIP a nivel de cantonal reside en que sintetiza el comportamiento económico cantonal en un momento del tiempo contemplando los aspectos productivos sectoriales y la estructura de su demanda agregada. Ello permite afrontar en mejores condiciones la problemática económica urbana. Por ello, dedicamos la siguiente sección a conocer la notación y las relaciones fundamentales.

2.2.1. Notación y relaciones fundamentales

El análisis insumo-producto o *input-output* (IO) fue desarrollado por Wassily Leontief en 1936. El objetivo del modelo insumo-producto es estudiar la interdependencia de las industrias dentro del sistema económico (Miller y Blair 2009, 1); es decir, que considera a la economía como un complejo de industrias mutuamente interrelacionadas. Todas las empresas reciben materias primas (insumos) de las demás industrias del sistema, y estas, a su vez, suministran su producción a las demás firmas en calidad de materia prima. Todo el proceso se expresa, en términos monetarios, dentro de una tabla conocida como la tabla insumo-producto (tabla 2.1).

Tabla 2.1. Tabla insumo-producto simplificada

	Sector de compras	Demanda Final (Y)		Total
	(1,..j,..n)	Doméstica	Extrajera	Producción
Sector de ventas (1,..i,..n)'	Z	d	e	X
Valor añadido	v'			
Importaciones	m'			
Total insumos	x'			

Fuente: Basado en Hubacek y Giljum (2003); Miller y Blair (2009); Kuishuang y Hubacek (2015).

El modelo básico de insumo-producto de Leontief se construye a partir de datos observados para un área económica determinada (nación, región, estado, provincia, cantón, etc.), y muestra el flujo detallado de bienes y servicios entre productores y consumidores. Las actividades económicas se dividen en una serie de sectores productivos. El núcleo de la tabla es la matriz de transacciones entre industrias (tabla 2.2) que representa el flujo que va desde el sector i , considerado como productor, al sector j , considerado como consumidor. Los consumidores pueden ser los mismos sectores u otros. Las filas de la matriz de transacciones

interindustriales describen la distribución de la producción de una industria o sector-fabricante en toda la economía (Miller y Blair 2009, 2).

Tabla 2.2. Tabla insumo-producto, matriz de transacciones interindustriales

		Sector de compras				
		1	J	n
Sector de ventas	1	z_{11}	z_{1j}	z_{1n}
	\vdots	\vdots		\vdots		\vdots
	I	z_{i1}	z_{ij}	z_{in}
	\vdots	\vdots		\vdots		\vdots
	N	z_{n1}	z_{nj}	z_{nn}

Fuente: Miller y Blair (2009, 13).

En síntesis, una típica tabla IO simétrica tiene tres cuadrantes (tabla 2.3). El primer cuadrante son las ventas intermedias, el segundo cuadrante pertenece a la demanda final y en el tercero se encuentra el valor añadido y las importaciones, también conocido como el sector de pagos.

Tabla 2.3. División en cuadrantes en una tabla IO básica

Primer cuadrante	Segundo cuadrante
Transacciones interindustriales	Demanda final
Terer cuadrante	
Valor añadido Importaciones	

Fuente: Basado en Hubacek y Giljum (2003).

En una tabla insumo-producto el conjunto de transacciones consta de dos partes: ventas intermedias (Z) y finales (Y), cuadrante 1 y 2 (tabla 2.3), respectivamente. La venta es intermedia cuando el producto es un insumo para otra industria con la intención de procesamiento adicional, que aquí se ha designado como z_{ij} . Es decir, que se genera una transacción entre pares de sectores –de cada sector i a cada sector j –. La venta es final (y) si se

compra el bien o servicio sin intención de procesamiento adicional; esta puede ser doméstica (d) o extranjera ϵ .

Asumiendo que la economía puede categorizarse en n sectores. Si la producción total del sector i se denota por x_i , podemos escribir una ecuación que describa la forma en que el sector i distribuye su producción a través de las ventas a otros sectores y a la demanda final.

Entonces tenemos:

$$x_i = z_{i1} + \dots + z_{ij} + \dots + z_{in} + y_i = \sum_{i=1}^n z_{ij} + y_i \quad (1)$$

Los términos z_{ij} representan las ventas entre industrias del sector i a todos los sectores j (incluyéndose a sí mismo, cuando $j = i$). La ecuación (1) representa la distribución de la producción del sector i . Habrá una ecuación como esta que identifica las ventas de cada uno de los n sectores:

$$\begin{aligned} x_1 &= z_{11} + \dots + z_{1j} + \dots + z_{1n} + y_1 \\ &\vdots \\ x_i &= z_{i1} + \dots + z_{ij} + \dots + z_{in} + y_i \\ &\vdots \\ x_n &= z_{n1} + \dots + z_{nj} + \dots + z_{nn} + y_n \end{aligned} \quad (2)$$

En notación matricial tenemos:

$$\mathbf{x} = \begin{bmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_n \end{bmatrix}, \quad \mathbf{Z} = \begin{bmatrix} z_{11} & \dots & z_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & \dots & z_{nn} \end{bmatrix}, \quad \mathbf{y} = \begin{bmatrix} y_1 \\ \vdots \\ y_n \end{bmatrix} \quad (3)$$

La categoría de demanda final se subdivide en dos categorías (tabla 2.4): en la demanda final doméstica y la demanda final extranjera. La demanda final doméstica se puede dividir en el consumo de los hogares ϵ , los gastos del Gobierno (G), las inversiones (I) y otros elementos. La demanda final extranjera se conoce como exportaciones ϵ (Kuishuang y Hubacek 2015). De esta forma la producción total en una economía puede plantearse como

$$x_i = \sum_{j=1}^n z_{ij} + c_i + g_i + i_i + e_i \quad (4)$$

donde, $\sum_{j=1}^n Z_{ij}$, c_i , g_i , i_i y e_i son el consumo intermedio, el consumo privado, los gastos del Gobierno, las inversiones y las exportaciones, respectivamente (tabla 2.4). Los componentes de la demanda final son exógenos a los sectores industriales e impulsan la producción de la economía así:

$$y_i = c_i + g_i + i_i + e_i \quad (5)$$

Al participar en un proceso de producción, cada sector no solo tiene que pagar por los insumos que obtiene de todos los demás sectores, sino que también tiene que pagar por otros tipos de insumos, como mano de obra (w), los impuestos y los pagos de intereses (estos dos último denotaremos de manera conjunta como N), que forman la parte del valor agregado de cada sector. Junto con las importaciones, estos elementos se conocen como sector de pagos, tercer cuadrante de la tabla 2.3. Los desembolsos totales se pueden encontrar sumando la fila de desembolsos totales:

$$x_j = \sum_{i=1}^n z_{ij} + w_j + n_j + m_j \quad (6)$$

donde, w_j , n_j y m_j representan los elementos de fila de los factores primarios, mano de obra, impuestos y ganancias, e importaciones, respectivamente (tabla 2.4).

En la tabla 2.4 se puede apreciar que los elementos en la intersección de las filas de valor agregado y las columnas de demanda final representan, por ejemplo, los pagos por parte de los consumidores finales por servicios de mano de obra (w_c), y por impuestos y ganancias (n_c). En la fila de importaciones y la columna de demanda final están, por ejemplo, las compras gubernamentales de artículos importados (m_g) y los artículos importados que se vuelven a exportar (m_e) (Miller y Blair 2009).

Tabla 2.4. Tabla *input-output* expandida con la demanda final

	Sector de compras (1,..j,..n)	Demanda Final (Y)				Total Producción
		Doméstica (d)		Extranjera €		
Sector de ventas (1,..i,..n)'	Z	C	i	G	E	X

Valor añadido	v'	w_c	w_i	w_g	w_e	W
		n_c	n_i	n_g	n_e	N
Importaciones	m'	m_c	m_i	m_g	m_e	M
Total insumos	x'	C	I	G	E	X

Fuente: Basada en Miller y Blair (2009, 14).

Si nos fijamos en la columna final de la tabla 2.4, producción total, podemos establecer una ecuación que permita determinar la producción bruta total de toda la economía (X), que vendría dada por:

$$X = x + W + N + M \quad (7)$$

También podemos calcular la producción bruta total de la economía sumando la última columna por fila de la siguiente manera:

$$X = x + C + I + G + E \quad (8)$$

Igualando la ecuación (7) con la (8) y restando x en ambos lados tenemos:

$$L + N + M = C + I + G + E$$

Reacomodando términos:

$$L + N = C + I + G + (E - M) \quad (9)$$

El lado derecho de la ecuación (9) representa el producto nacional bruto: el gasto total en bienes de consumo e inversión, las compras gubernamentales totales y el valor total de las exportaciones netas de la economía. El lado izquierdo representa el ingreso nacional bruto –los pagos totales a los factores en la economía–.

La matriz de transacciones de la TIP se puede transformar en una matriz expresada en coeficientes técnicos, los cuales subyacen del supuesto de que los flujos interindustriales de i a j –que son para un periodo dado, por ejemplo, un año– dependen completamente de la producción de ese mismo periodo (Miller y Blair 2009). Por lo tanto, los coeficientes técnicos (a_{ij}) son un ratio –de entradas y salidas– que se obtiene al dividir z_{ij} para x_j – que representa

el total de entradas del j -ésimo sector—. Los a_{ij} reflejan la eficiencia de la producción de una tecnología dada (Kuishuang y Hubacek 2015).

$$a_{ij} = z_{ij}/x_j \quad (10)$$

La matriz A de dimensión $(n \times n)$ de coeficientes técnicos a_{ij} constituye la estructura técnica de todo el sistema económico.

$$A = \begin{bmatrix} a_{11} & \dots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} \quad (11)$$

Por una parte, los coeficientes técnicos muestran la producción tecnológica de cada sector j determinado por la estructura de compras de cada sector i utilizado, a su vez, como fuente de insumos para la producción. Por otra parte, los a_{ij} entre sectores a lo largo de una fila representan la estructura de ventas de una economía, ya que las entradas de la fila revelan las ventas de los productores de cada sector hacia otros sectores o al mismo sector, diagonal principal de la ecuación (11).

Si sustituimos z_{ij} en la ecuación (2) por su despeje de la ecuación (10), $z_{ij} = a_{ij}x_j$, la ecuación (2) se reescribe de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} x_1 &= a_{11}x_1 + \dots + a_{1j}x_j + \dots + a_{1n}x_n + y_1 \\ &\vdots \\ x_i &= a_{i1}x_1 + \dots + a_{ij}x_j + \dots + a_{in}x_n + y_i \\ &\vdots \\ x_n &= a_{n1}x_1 + \dots + a_{nj}x_j + \dots + a_{nn}x_n + y_n \end{aligned} \quad (12)$$

Estas ecuaciones sirven para hacer explícita la dependencia de los flujos interindustriales en los productos totales de cada sector.

En notación matricial, la ecuación (12) se escribe como

$$\mathbf{x} = \mathbf{Ax} + \mathbf{y} \quad (13)$$

Si despejamos \mathbf{y} de la ecuación (13) y factor común \mathbf{x} tenemos la siguiente ecuación:

$$(\mathbf{I} - \mathbf{A})\mathbf{x} = \mathbf{y} \quad (14)$$

Nuevamente despejando \mathbf{x} de (14) tenemos:

$$\mathbf{x} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}\mathbf{y} \quad (15)$$

donde $(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} = \mathbf{L} = [l_{ij}]$ es conocida como la matriz inversa de Leontief o la matriz de requerimientos totales, ya que L muestra la producción total de cada sector requerida para satisfacer la demanda final de la economía. La matriz inversa de Leontief es la variación de la producción del sector i para satisfacer un aumento de una unidad de la demanda final del sector j . Por lo tanto, las sumas de las columnas de la matriz L expresan los requerimientos directos e indirectos de un sector para satisfacer su demanda final (Kuishuang y Hubacek 2015).

Para más detalle de las ecuaciones resumidas por (12) se presenta lo siguiente:

$$\begin{aligned} x_1 &= l_{11}y_1 + \dots + l_{1j}y_j + \dots + l_{1n}y_n \\ &\vdots \\ x_i &= l_{i1}y_1 + \dots + l_{ij}y_j + \dots + l_{in}y_n \\ &\vdots \\ x_n &= l_{n1}y_1 + \dots + l_{nj}y_j + \dots + l_{nn}y_n \end{aligned} \quad (16)$$

De esta manera, queda clara la dependencia entre cada uno de los resultados brutos de los valores de cada una de las demandas finales. Se puede verificar que $\partial x_i / \partial y_i = l_{ij}$.

2.2.2. Modelo insumo-producto físico

Las tablas insumo-producto (TIP) se han utilizado comúnmente en un contexto económico, por esta razón se han construido, en su mayoría, en unidades monetarias, es decir, TIP monetarias (TIPM). Sin embargo, a partir de la segunda década del siglo XXI, las TIP se han usado para evaluaciones de impacto ambiental que mejoran la construcción de las TIP contabilizadas en unidades de masa, o sea, la TIP física (TIPF) (Merciai y Heijungs 2014); de hecho, no hay restricciones de unidades y podrían construirse en cualquier unidad de medida deseada (Leontief 1970; Stahmer 2000).

Leontief desarrolló originalmente el modelo insumo-producto en unidades físicas (fanegas de trigo, yardas de tela, años-hombre de trabajo, etc.) (Miller y Blair 2009). La TIPF proporciona

una descripción completa de los flujos ecológicos que se transan en el sistema socioeconómico, el cual está incrustado dentro del sistema natural más grande, respetando el principio físico del equilibrio de masas. La TIPF, a diferencia del análisis de flujo de materiales (AFM), ilustra los flujos entre los distintos sectores y los diversos tipos de consumo final dentro de un sistema económico. Además, el vector de la producción está separado de la demanda final y los cambios en las existencias físicas se contabilizan a nivel sectorial (Giljum y Klaus 2009).

Las distintas TIP de una sola unidad se pueden fusionar en un marco contable único, conocida como la tabla insumo-producto híbrida (TIPH). La TIPH tiene un significado amplio: puede referirse a un marco donde la TIPM tiene cuentas adicionales con el medio ambiente (generación y uso de desechos), o un marco donde las transacciones del sistema económico se contabilizan en unidades mixtas, por ejemplo, unidades monetarias, de masa, de volumen, de energía, etc.; es decir, que la TIPH es capaz contabilizar eficazmente cualquier flujo (materiales del producto, servicios, agua, tierra energía, residuos). Por lo tanto, la TIPH se considera una herramienta flexible e idónea para abordar de manera simultánea los temas ecológicos y económicos (Merciai y Heijungs 2014).

2.2.3 Diferencias entre las tablas insumo-producto monetarias respecto a las tablas insumo-producto físicas

La TIPF son comparables a las TIPM en la matriz de transacciones intersectoriales –primer cuadrante de la tabla 2.5–, con la única diferencia que las primeras están contabilizadas en unidades físicas (peso, energía, volumen, etc.) y las segundas en unidades monetarias. Existen diferencias marcadas entre estas dos tablas como se detalla a continuación.

La primera diferencia es que las tablas físicas extienden a las tablas monetarias con la inclusión del entorno natural como fuente de materias primas en el lado de los insumos –tercer cuadrante de la tabla 2.5– y como sumidero de residuos (aguas residuales, emisiones de gases y desechos sólidos) en el lado de la producción de la economía –segundo cuadrante de la tabla 2.5–, en otras palabras, las TIPF contabilizan flujos ecológicos que no tienen valor económico, que son omitidos en las TIPM. De ahí que la suma de todos los insumos físicos tiene que ser igual a la suma de todos los productos a otros sectores y al consumo final, más los desechos y emisiones expulsados al medio ambiente (Giljum y Hubacek 2009).

Tabla 2.5. Estructura simplificada de una TIPM y TIPF

TIPM (unidades monetarias)		TIPF (unidades físicas)	
Primer cuadrante	Segundo cuadrante	Primer cuadrante	Segundo cuadrante
Transacciones interindustriales	Demanda final	Transacciones interindustriales	Demanda final Residuos
Tercer cuadrante		Tercer cuadrante	
Valor añadido Importaciones		Insumos de materia prima Importaciones	

Fuente: Hubacek y Giljum (2003).

Una segunda diferencia se da en los activos fijos y las interrelaciones con el resto del mundo. La acumulación de materiales (adición neta al *stock*) y la balanza comercial física ofrecen información sobre la diferencia neta; por definición, la acumulación física más el superávit o déficit comercial físico tiene que ser igual a cero (Stahmer et al. 1997).

La última diferencia importante entre TIPM y TIPF es que la extracción doméstica de insumos de materias primas ya no es parte de la matriz de transacciones intersectoriales como en una TIPM, sino que se incorpora a la matriz de entrada de materias primas. En la lógica de las tablas monetarias, los productos ambientales, siempre y cuando se les atribuyan valores monetarios, se generan dentro del sistema económico, mientras que en una tabla física están ingresando a la economía externamente desde el sistema natural. Esta diferencia en la construcción hace que sea difícil tener una conversión de unidad simple entre TIPM y TIPF.

La TIPF no es simplemente una conversión unitaria de una TIPM y no puede derivarse solo multiplicando a la tabla monetaria con un vector de precios por toneladas de entrada de material para cada celda (Giljum et al. 2004). Este problema ocurre cada vez que se presenta una falta de homogeneidad de precios para una categoría de producto que de otro modo sería homogénea. Las diferencias de precio que muchas veces no son detectadas por el usuario final de la TIPM, pueden ser causadas por el proceso de agregación (Giljum y Hubacek 2009; Merciai y Heijungs 2014), pero también pueden ser un hecho que ocurre realmente, por

ejemplo, en el caso de la electricidad, para el cual los productores de aluminio a menudo tienen un precio más bajo para los grandes clientes en comparación con los más pequeños (Merciai y Heijungs 2014).

Por lo tanto, para que un modelo básico insumo-producto derivado de una tabla monetaria sea equivalente a una matriz de coeficientes que se deriva de una tabla de insumo-producto en unidades físicas, el supuesto de precios homogéneos debe ser satisfecho (Weisz y Duchin 2006). El supuesto será satisfecho siempre que la TIPM se construya con un detalle suficiente que garantice la invariabilidad del precio por comprador. Siempre es preferible que el análisis insumo-producto se derive de un marco contable físico. Luego, la matriz de precios puede usarse para pasar del nivel físico de unidades mixtas al monetario (Merciai y Heijungs 2014). Sin embargo, por la opacidad de los datos en esta tesis no se logró satisfacer el supuesto de precios homogéneos.

2.2.4 Breve descripción de los métodos existentes para compilar las TIFP

En la actualidad existen cuatro métodos, según Wachs y Singh (2018), que pueden facilitar la construcción de TIFP o TIPH. El primero es el enfoque UPIOM (por sus siglas en inglés *unit physical input-output by materials* propuesto por Nakamura et al. 2011). En él se utiliza una matriz insumo-producto monetaria bien desglosada para derivar una matriz binaria (matriz de adyacencia) para cada sector que representa si está relacionada o no por flujos intersectoriales con los otros sectores. Mientras, en una segunda tabla, consta otra matriz de adyacencia que muestra si la relación monetaria corresponde a una relación física. Una tercera tabla de rendimiento indica la proporción del material de partida que se convierte en producto versus la cantidad de desperdicio. La matriz transformada se clasifica en recursos, materiales y productos (los recursos se utilizan para producir materiales que a su vez se utilizan para fabricar productos). El enfoque UPIOM se ha empleado para estudiar metales a nivel nacional de forma detallada, tal como lo evidencian los trabajos realizados por Chen et al. (2016) y Nuss et al. (2016) para el caso de Estados Unidos; ambos estudios se enfocan en el aluminio.

El segundo método desarrolla las tablas mixtas de oferta-utilización (HSUT, *hybrid supply and use tables*). En esta metodología se integra la visión de UPIOM con la EXIOBASE (<https://www.exiobase.eu/>) en el trabajo pionero de Merciai y Schmidt (2018). La metodología consiste en tomar los coeficientes técnicos de los datos de la literatura del ciclo de vida (LCV), superando la necesidad de requerir una TIPM altamente desglosada. Luego se

calculan los factores de rendimiento específico para el material y para el total de materiales; esto permite tener una primera estimación de las tablas oferta-utilización (TOU), mediante un enfoque de varios pasos que involucra datos empíricos, los coeficientes técnicos, el rendimiento, los requisitos mínimos de material y un módulo comercial para estimar la oferta suficiente. Para alcanzar el equilibrio de masa de la TOU se reajustan los coeficientes técnicos y de transformación. Finalmente, se obtienen las tablas mixtas de oferta utilización multirregionales, mediante la combinación del módulo comercial y la TOU (Wachs y Singh 2018).

El tercer método consiste en construir una TIPF, a través de la incorporación de los datos de la LCV por sectores individuales y del modelo de insumo-producto económico (MIPE). Un ejemplo es el estudio de Wolfram, Wiedmann y Diesendorf (2016), quienes calculan la huella de carbono de toda la economía de Australia para siete tecnologías de generación de electricidad usando la combinación de LCV e insumo-producto. Este método ofrece buena precisión, validación y flujos integrales e impactos ambientales. Sin embargo, la opacidad de los conjuntos de datos de LCV limita la reproducibilidad, la continuidad y la utilidad en la toma de decisiones a largo plazo. El último método se basa en técnicas de aproximación para rellenar vacíos de datos, utilizando algunas como el método RAS que se aplica de manera secuencial. La limitación del método es que requiere de una base sólida para la construcción de las tablas que no está disponible, aún, a nivel subnacional (Wachs y Singh 2018).

A nivel regional los esfuerzos para compilar las TIP puramente físicas han sido modestos (Xu y Zhang 2006; Liang y Zhang 2011; Liu y Zhang 2012), y menor todavía las tablas que respeten el equilibrio de masas. Se trata de una tarea que demanda grandes cantidades de información y un tiempo considerable para su construcción, por consiguiente, una inversión grande de dinero.

La manera de sobrellevar este problema es construir las TIPF a través del concepto de flujo ecológico implícito; la matriz toma el nombre de tabla insumo-producto física implícita (TIPFI). Aunque no satisface el supuesto de precios homogéneos y tampoco el equilibrio de masas, soluciona los otros problemas antes detallados.

Para Zhou (2008), el flujo ecológico incorporado representa la cantidad de un recurso que fluye dentro o fuera de un nodo, es decir, cuando existe una transacción monetaria entre un

sector i con un sector j , dentro de la matriz de transacciones interindustriales; en la transacción se unen flujos de materia y energía.

Los ejemplos de TIPFI que se han construido han sido hechos para la ciudad de Beijing-China por Zhang et al. (2014b) y para la provincia de Guangdong-China por Zhai et al. (2019); ambas investigaciones partieron de TIPM construidas por la oficina de Estadística de China. Las TIPFI se usaron como insumo para la aplicación del análisis de redes ecológicas. Los pasos para obtener la TIPFI son los siguientes:

1. Creación de la tabla insumo-producto monetaria subnacional (provincial, cantonal, etc.).
2. Elegir el o los materiales o energía que están unidos a las transacciones monetarias.
3. Calcular el coeficiente de materia o energía incorporada (factor que muestra la cantidad de materia o energía que lleva cada unidad monetaria, es decir, medido en unidades físicas/unidades monetarias).
4. Obtener la tabla insumo-producto física implícita (nacional, provincial, cantonal, etc.).

Para el Ecuador, así como para la mayor parte de las ciudades de Latinoamérica, no existen TIP a nivel subnacional. Por esto, a fin de estimar la TIPFI proponemos una metodología para la construcción de TIPM a nivel cantonal. En la siguiente sección volcamos la mirada hacia el modelo insumo-producto regional.

2.2.4.1. Tabla insumo-producto física implícita

Para construir la tabla insumo-producto física implícita partimos del concepto “elemento ecológico implícito” (Zhou 2008), que representa la cantidad de recursos ecológicos que fluyen de manera virtual en los flujos monetarios, dentro o fuera de un nodo que se encuentra en un sistema. La contabilización de los valores monetarios y de los valores físicos se hizo en una tabla híbrida, es decir, a la tabla a precios corrientes se añadió el módulo físico en la parte inferior de la matriz de transacciones intersectoriales. El módulo físico se dividió en una entrada de recursos y otra de emisión de residuos; en otra estructura de la tabla se contabilizarían las emisiones junto con la demanda final (tabla 2.6).

Tabla 2.6. Forma básica de la tabla insumo-producto monetaria-física

	Industrias	Consumo intermedio	Demanda final		Importaciones
			Doméstica	Extranjera	
Industrias	Z	C _i	d	e	M
	Consumo intermedio de las industrias				

Módulo físico	Entrada inicial de recursos
	r
	Emisión de residuos
	w

Fuente: Basado en Zhang et al. (2014b).

La transformación de la tabla IO monetaria hacia la tabla IO física implícita comienza con el cálculo del vector de intensidades de elementos ecológicos incorporados por los sectores que se conoce como ϵ . Los sectores se encuentran en la matriz de transferencias interindustriales (tabla 2.2). Considerando que cada uno de los sectores produce un solo bien o servicio, partimos de la suposición de que la economía tiene n sectores y que la producción del sector i se denota por P_i , entonces tenemos:

$$P_i = DT_i - M_i \quad (17)$$

donde DT_i^5 es la demanda total del sector i y M_i son las importaciones del sector i . A partir de la producción del sector i , procedemos a derivar la ecuación que nos permite obtener la intensidad de flujo hídrico incorporado (ϵ) en las transacciones monetarias

Para obtener ϵ partimos de la siguiente igualdad:⁶

⁵ La demanda o utilización de totales = consumo intermedio + demanda final.

⁶ Las ecuaciones han sido desarrolladas por Zhang et al. (2014b), la obtención de esas ecuaciones se detalla en el Anexo 4 de este documento.

$$L + \varepsilon Z = \varepsilon P \quad (18)$$

donde L representa la cantidad de flujo ecológico que demandó el sector i en la economía, ε representa el factor de intensidad de recurso ecológico incorporado, Z es la matriz de transacciones interindustriales y P es la matriz diagonal que representa el total de la producción de cada sector.

Operando tenemos:

$$\varepsilon = L(P - Z)^{-1}$$

donde $Z = [z_{ij}]_{n \times n}$, n representa el número de sectores, $z_{ji} = x_{ji}$, $L = [r_{ti}]_{m \times n}$, m representa el número de recursos ecológicos y $\varepsilon = [\varepsilon_{ti}]_{m \times n}$. Si t representa un elemento ecológico cuya intensidad de consumo está incorporada en los productos del sector i , entonces ε_{ti} representa el coeficiente de consumo del t -ésimo elemento ecológico implícito en los productos producidos por el sector i -ésimo. $P = [p_{ji}]_{n \times n}$, si $i=j$, entonces p_{ji} tendrá un valor de uno, caso contrario, $i \neq j$, tendrá un valor de cero.

2.3. Modelo insumo-producto a nivel regional

Las aplicaciones del modelo insumo-producto nacieron en un contexto nacional. Sin embargo, el interés se amplió al análisis económico a nivel regional, ya sea para un grupo de estados, cantones, ciudades, áreas metropolitanas, etc., o alguno de los anteriores de forma individual. Esto ha llevado a que se modifique el modelo original insumo-producto para intentar reflejar peculiaridades a nivel regional o subnacional. Estas peculiaridades, al menos, desencadenan en dos características que influyen sobre un estudio insumo-producto a nivel regional.

Primero, si bien los datos de una tabla de coeficientes técnicos resultantes de una TIP nacional son algún tipo de promedio de los datos de productores individuales ubicados en áreas subnacionales específicas, la estructura productiva de una de estas áreas en particular es idéntica o diferente a la registrada en la TIP nacional. Segundo, a medida que el área económica es más pequeña depende más del comercio con áreas externas, es decir, que uno de los elementos que toma mucha relevancia son los productos importados (Miller y Blair 2009).

Los primeros estudios a nivel subnacional (Isard y Kuenne 1953; Miller 1957) hicieron ajustes a la tabla nacional de coeficientes técnicos para capturar algunas especificaciones de las economías regionales, pues no existían tablas subnacionales específicas (Miller y Blair 2009). De aquí subyacen dos métodos para obtener las tablas: los métodos de no encuesta (*non-survey methods*), o métodos de arriba hacia abajo, y los métodos semiencuesta (*semisurvey methods*).

Los métodos de no encuesta permiten obtener las matrices regionales sin una TIP previa del territorio de interés y sin información regional parcial. El procedimiento consiste en tomar como referencia la tabla nacional, o tal vez otras tablas regionales con características similares, sin introducir información adicional del área en cuestión. El método *semi-survey* o también conocido como método híbrido construye la TIP regional con información parcial de la región y sin TIP previa del área en cuestión. En este caso se parte de una matriz de referencia nacional utilizando información adicional referida a la propia región.

A estos dos se une el método directo o *survey* (encuesta), o método de abajo hacia arriba, que consiste en el levantamiento de datos primarios a través de encuestas a las empresas de la región para la construcción de la matriz. Este procedimiento es costoso y requiere mucho tiempo, por lo que rara vez se utiliza. En cambio, los procedimientos *non-survey* y *semi-survey* se usan con mucha frecuencia (Buendía 2017), pues su costo de tiempo y dinero es menor respecto a los métodos *survey*.

Los modelos regionales insumo-producto (MRIP) se pueden aplicar a una sola región, en lo que se conoce como modelo insumo-producto de una sola región (MIPSR), o a dos o más regiones y sus interconexiones. Para el caso de varias regiones, se denomina análisis insumo-producto interregional o multirregional. En esta sección, y para esta investigación, solo nos interesa el MIPSR.

2.3.1 Modelo para una sola región

2.3.1.1 Coeficientes nacionales

Con los estudios regionales o subnacionales insumo-producto se busca cuantificar los impactos en los sectores productivos ubicados dentro de una región particular y también identificar su estructura productiva. Como describimos antes, esto se hacía a partir de ajustes a la tabla nacional de coeficientes técnicos para capturar algunas especificidades de las economías regionales, pues solo existían tablas nacionales.

Para referirnos a la región se usará la letra r , de forma similar como que el subíndice i denota al sector i . Por ejemplo, cuando usamos x_i para denotar la producción bruta del sector i . Entonces, $\mathbf{x}^r = [x_i^r]$ denota el vector de producción bruta de los sectores en la región r . También, $\mathbf{f}^r = [f_i^r]$ representa el vector de demandas externas de bienes fabricados en la región r .

El primer problema de los análisis regionales fue que solo se disponía de una tabla de coeficiente técnicos nacionales, \mathbf{A} . Sin embargo, lo que se necesitaba es la tabla de coeficientes técnicos regionales. Denotamos a esta matriz desconocida como $\mathbf{A}^{rr} = [a_{ij}^{rr}]$, donde a_{ij}^{rr} es la cantidad de insumos del sector i en r por el valor de la producción en unidades monetarias del sector j en r , suponiendo que la tecnología de producción en cada sector en cada región r es la misma que en la nacional. No obstante, para traducir las demandas finales regionales en productos regionales (\mathbf{x}^r), la matriz de coeficientes técnicos nacionales debe modificarse para producir \mathbf{A}^{rr} .

Uno de los pasos para esta modificación fue el uso de porcentajes estimados de la oferta regional, uno para cada sector de la economía regional, diseñados para mostrar el porcentaje de la producción total requerida de cada sector que se podría esperar que se origine dentro de la región. Para estimar estos datos se necesita la producción regional de cada sector i , x_i^r , las exportaciones del producto de cada sector i de la región r , e_i^r y las importaciones del bien i en la región r , m_i^r . Entonces, se puede formar una expresión para la proporción de la cantidad total del bien i disponible en la región r que se produjo en r –la proporción de oferta regional del bien i –. Denotamos esto como k_i^r , donde

$$k_i^r = \frac{(x_i^r - e_i^r)}{(x_i^r - e_i^r + m_i^r)} \quad (19)$$

El numerador es la cantidad de i producida localmente que está disponible para los compradores en r ; el denominador es la cantidad total de i disponible en r , ya sea de producción local o importada. Por lo tanto, $k_i^r \times 100$ es una estimación del porcentaje de oferta regional para el sector i en la región r , es decir, el porcentaje del bien i disponible en r que se produjo localmente.

Si suponemos que es posible estimar las proporciones de la ecuación 19 para cada sector de la economía, entonces cada elemento de la fila i -ésima de la matriz de coeficientes técnicos nacionales podría premultiplicarse por k_i^r , generando una fila de coeficientes de insumos directos producidos localmente del bien i , para cada producto local. Si organizamos estas proporciones en una matriz diagonal de estimaciones de n elementos, $\widehat{\mathbf{k}}^r = [\widehat{k}_i^r]_n$, la estimación de la matriz de coeficientes técnicos regional será $\mathbf{A}^{rr} = \widehat{\mathbf{k}}^r \mathbf{A}$. Para un modelo de n sectores, tenemos:

$$\mathbf{A}^{rr} = \widehat{\mathbf{k}}^r \mathbf{A} = \begin{bmatrix} k_1^r & \dots & 0 \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & k_n^r \end{bmatrix} \begin{bmatrix} a_{11} & \dots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} k_1^r a_{11} & \dots & k_1^r a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ k_n^r a_{n1} & \dots & k_n^r a_{nn} \end{bmatrix} \quad (20)$$

Para cualquier \mathbf{f}^r podríamos encontrar $\mathbf{x}^r = (\mathbf{I} - \widehat{\mathbf{k}}^r \mathbf{A})^{-1} \mathbf{f}^r$. Esta modificación uniforme de los elementos en una fila de \mathbf{A} es un supuesto fuerte. Significa, por ejemplo, que sectores distintos como vehículo, línea blanca y sillas de rueda utilizan aluminio (sector i) como insumo, los tres sectores adquieren el mismo porcentaje, k_i^r , de sus necesidades totales de aluminio a entidades ubicadas dentro del misma región, provincia, cantón, etc., dependiendo del área subnacional que está en análisis.

2.3.1.2. Coeficientes regionales o subnacionales

Partiendo de la idea de que la receta de insumos para producir bienes y servicios a nivel subnacional –regional, provincial, cantonal– puede ser similar a la receta a nivel nacional o puede diferir de manera radical, en el segundo caso resulta necesario obtener la matriz de coeficientes regionales que recoja las particularidades de la producción a escala regional. Las

cuestiones que deben responder estos coeficientes son: 1) ¿cuánto del producto del sector i compró el año pasado para hacer su producción?, y 2) ¿cuánto producto del sector i compró el año pasado a empresas ubicadas en la región? (Miller y Blair 2009).

En la matriz de coeficientes que responda la primera pregunta podrían considerarse a coeficientes técnicos regionales, pues reflejarían mejor las prácticas de producción regional que los obtenidos de la tabla nacional. Pero no abordarían la cuestión de si cada insumo requerido es local o importado. Otra opción serían los coeficientes de entrada regionales, basados en los insumos suministrados por las empresas de la región para los productos de las empresas de la región; estos reflejarán la tecnología de producción regional. El segundo grupo de coeficientes se diferencia del primero en que solo brindan información de la manera en que las empresas locales utilizan los insumos locales.

Para responder la pregunta dos se han derivado los coeficientes a través de encuestas a los establecimientos localizados en el área subnacional en análisis. Pueden encontrarse ejemplos en los estudios para Washington D. C. de Bourque y Weeks (1969), Beyers et al. (1970), Bourque y Conway (1977), Bourque (1987) y Chase et al. (1993), mientras que datos actuales con base en estos estudios se hallan en la página <https://www.ofm.wa.gov/washington-data-research/economy-and-labor-force/washington-input-output-model/2002-washington-input-output-model>.

Para estudiar esta extensión usamos la siguiente notación. Mantendremos r para referirnos a la región en cuestión. Entonces, suponemos que z_{ij}^{rr} denota el flujo en dólares de bienes del sector i en la región r al sector j en la región r . Al igual que el orden de los subíndices “de -a”, los superíndices son “de -a”. Supongamos que tenemos un conjunto completo de datos sobre z_{ij}^{rr} para los n sectores de una economía a nivel subnacional o regional y también tenemos datos sobre la producción bruta x_i^r de cada sector en la región, así podríamos derivar un conjunto de coeficientes de insumos regionales:

$$a_{ij}^{rr} = \frac{z_{ij}^{rr}}{x_i^r} \quad (21)$$

Entonces, $\mathbf{Z}_{(n \times n)}^{rr} = [z_{ij}^{rr}]$ y $\mathbf{X}_{(n \times 1)}^r = [x_j^r]$, entonces la matriz de coeficientes de entrada es:

$$A^{rr} = Z^{rr}(\hat{x}^r)^{-1} \quad (22)$$

La ecuación 22 fue la que se aproximó en los primeros estudios regionales a través de $\hat{k}^r A$. Entonces, los impactos en la producción regional de un cambio en la demanda final en la región r se encontrarían como:

$$x^r = (I - A^{rr})^{-1} f^r \quad (23)$$

2.3.1.3 Cierre de un modelo regional con respecto a los hogares

En los modelos subnacionales insumo-producto se puede cerrar con respecto a los hogares agregando una columna de consumo de estos y una fila de insumos laborables a la tabla 2.2. En este sentido, una extensión del proceso de endogeneización de hogares en un modelo de insumo-producto sería agregar más de una fila y más de una columna a la matriz de coeficientes de insumo directo, enfoque usado con frecuencia en estudios subnacionales y aplicable a nivel nacional.

Resulta común ver que los impactos de los aumentos proyectados en la demanda final serán mayores productos sectoriales y, por lo tanto, mayores pagos por servicios laborales. Los aumentos en la demanda final no serán iguales para todos los hogares, habrá que distinguir los hábitos de consumo de varios tipos de consumidores, por ejemplo, a nivel subnacional, los de los residentes establecidos en la región, quienes pueden experimentar un aumento en sus ingresos –por ejemplo, debido al aumento de la productividad– y los patrones de consumo de los nuevos residentes, que pueden trasladarse a la región en previsión del empleo –nuevos ingresos–. La distinción de los tipos de consumidores pertenece a Tiebout (1969). En definitiva, los estudios regionales deben tener en cuenta categorías de gasto de consumo y de receptores de ingresos (Miller y Blair 2009).

2.4. Análisis de redes ecológicas

El análisis de red ecológica (ARE) se utiliza para investigar la estructura y el funcionamiento del ecosistema (Hannon 1973; Jørgensen 2007; Patten et al. 1976; Ulanowicz 1986; Borrett et al. 2018) y es una parte del amplio campo de la ecología de redes (Borrett y Lau 2014; Borrett et al. 2018; Proulx, Proislow y Phillips 2005). ARE es una metodología que se usa para estudiar las interacciones dentro de un sistema; facilita el análisis de las propiedades estructurales y funcionales de un ecosistema sin reducir el modelo a sus componentes

mínimos (Fath et al. 2007); en otras palabras, se enfoca en estudiar la dinámica del ecosistema en conjunto.

Los estudios de ARE se distinguen de otros tipos de análisis de redes, en ecología, por el tipo de modelo de red utilizado y por los indicadores aplicados para interrogar al sistema. En ARE, el modelo de red sigue el flujo de energía o nutrientes a través del ecosistema (Fath et al. 2007; Hannon 1973). Este modelo utiliza un único marcador conservado termodinámicamente para que las redes funcionen como mapas de distribución de recursos. Los nodos de la red representan especies, grupos funcionales o grupos de recursos no vivos, y los bordes dirigidos indican la transferencia de los recursos entre los nodos (por ejemplo, excreción alimentaria).

Los indicadores de ARE se han aplicado para caracterizar la organización de la red alimentaria, evaluar la madurez o el estado del ecosistema (Christensen 1995; Ulanowicz 1980), rastrear el ciclo biogeoquímico en los ecosistemas (Christian y Thomas 2003; Small et al. 2014) y caracterizar la sostenibilidad de los metabolismos urbanos y otros sistemas socioecológicos (Fan et al. 2017; Zhang 2013; Zhang et al. 2009b). Los anteriores análisis han respondido a la necesidad de una gestión basada en el ecosistema.

El análisis de red ecológica es una aplicación ambiental del análisis insumo-producto. El análisis insumo-producto fue desarrollado por Leontief (1936, 1951, 1966) para analizar la interdependencia de las industrias en una economía (Miller y Blair 1985). Hannon (1973) utilizó por primera vez el análisis insumo-producto para investigar la interdependencia de los organismos en un ecosistema con el objetivo de determinar los flujos de energía totales que se vinculan directa e indirectamente en los componentes dentro de un ecosistema (Fath y Patten 1998; 1999). Luego los trabajos pioneros de Patten (1978) y Ulanowicz (1980) generaron mayor interés para que la comunidad científica aplique ARE a la ecología.

Identificar un punto de origen específico para lo que llamamos ARE resulta difícil porque las ideas de redes se han utilizado en ecología durante muchos años (MacArthur 1955; Margalef 1963; Patten y Witcamp 1967; Summerhayes y Elton 1923). Sin embargo, la introducción de métodos de análisis macroeconómicos de insumo-producto es un claro punto de transición (Hannon 1973).

2.4.1 Notación

ARE se basa en la teoría de redes para estudiar las interacciones entre organismos o poblaciones dentro de su ambiente. La metodología parte de la suposición de que a un sistema se puede representar en forma de red (fig. 2.2), es decir, un entramado de nodos también llamados compartimentos, objetos, sectores y conexiones conocidas también como enlaces, flujos, flechas (Fath 2008, 20).

La red puede representarse mediante dígrafos –gráficos dirigidos– o matrices isomorfas (Margalef 1963; Hannon 1973; Patten 1985a). En los dígrafos, un nodo es un punto que representa un componente del sistema y un arco es una flecha que indica una transacción dirigida (energía o flujo de materia) o relación (ver fig. 2.2) (Borrett y Patten 2003, 174). La red también se representa como (N, A) , que consiste en un conjunto de nodos $N = \{1, \dots, n\}$ y una matriz isomorfa $n \times n$ de valor real (A), donde A_{ij} representa la relación entre i y j . Esta matriz se denomina la matriz de adyacencia, ya que enumera qué nodos están vinculados entre sí o, en otras palabras, qué compartimentos están adyacentes entre sí (Jackson 2008, 40-41).

En sistemas ecológicos, las conexiones generalmente se basan en el flujo de energía, materia, nutrientes o información, que se dan entre los nodos que componen el ecosistema. Si tal flujo existe, entonces hay una transacción directa entre los dos compartimentos conectados. Las transacciones dan lugar a relaciones tanto directas como indirectas entre todos los compartimentos dentro del sistema.

Las relaciones directas –rutas adyacentes, $k=1$ – están representadas por aquellos nodos que están unidos por un enlace. En la figura 2.2, sería el vínculo de cada par de nodos guiados por la flecha de línea continua, se distinguen cuatro relaciones directas: X_1-X_2 , X_1-X_3 , X_2-X_3 y X_3-X_1 , esto se conoce como conectividad, es decir, que un nodo se beneficia directamente de otro; por ejemplo, en redes sociales los beneficios que produce la amistad entre dos individuos, en ecosistemas la conexión directa que tienen dos especies, cazador-presa, el cazador se beneficia de la energía que obtiene al ingerir la presa, en sistemas socioeconómicos se da entre proveedor-comprador.

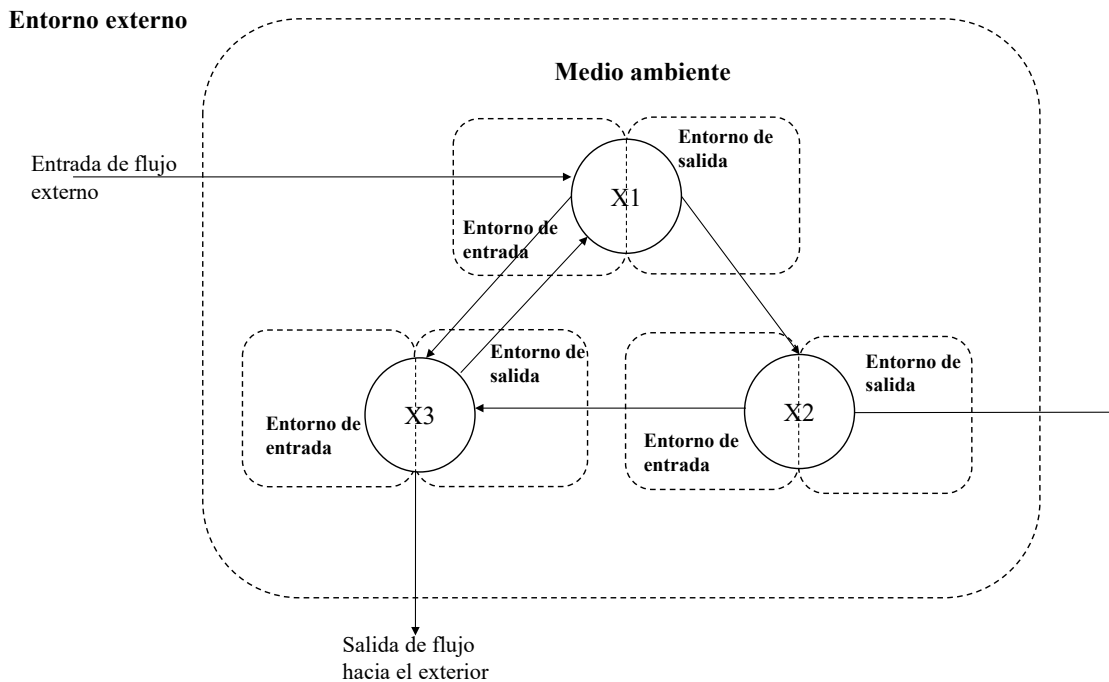
Mientras, las relaciones indirectas –rutas no adyacentes, $k>1$ – están representadas por la conexión indirecta entre nodos. En la figura 2.2, se observa una relación de este tipo del nodo X_3 a X_2 , antes tiene que pasar por el nodo X_1 – $k=2$ –, en redes sociales, por ejemplo, sería un

“amigo de un amigo”, que también produce algunos beneficios indirectos, aunque de menor valor que los beneficios directos que se reciben de un amigo. Lo mismo se aplica a los amigos de un amigo de un amigo, y así sucesivamente. En ecosistemas se representaría el beneficio energético que obtienen los carnívoros de las plantas, pues primero las plantas deben ser ingeridas por los herbívoros para que los carnívoros puedan obtener dicha energía al comer a los herbívoros; la relación sería la siguiente: plantas-herbívoros-carnívoros $-k=2-$. El beneficio se deteriora a medida que se distancia la relación (Jackson 2008, 32). ARE se basa en el descubrimiento de patrones y relaciones –directas e indirectas– entre todos los nodos en un sistema (Fath 2012).

Para aplicar el análisis de redes ecológicas hay que tener en cuenta tres principios fundamentales:

- i. El límite del sistema (real o conceptual), esta es una condición que permite delimitar dos entornos: externo e interno (ver fig. 2.2); el primero que incluye todos los compartimentos que están fuera del límite del sistema; y el segundo, que contiene los compartimentos ambientales de interés.
- ii. Cada nodo en el sistema tiene dos entornos, uno que recibe y otro que genera flujos (fig. 2.2); es decir, el entorno de entrada incluye los flujos que vienen desde el límite del sistema que conducen a dicho compartimento; y el entorno de salida, son aquellos flujos que se emanan desde el compartimento hasta los otros nodos antes de salir del límite del sistema. En los modelos de red ecológica los flujos conectan el entorno de salida de un nodo con el entorno de entrada de un segundo compartimento para crear una estructura y dominar el comportamiento general del sistema (Fath y Patten 1998, 169).
- iii. Los entornos individuales (y el flujo que transportan dentro de cada uno) son únicos; de modo que el sistema comprende la unión establecida de todos ellos, que a su vez dividen el nivel de organización del sistema (Fath et al. 2001).

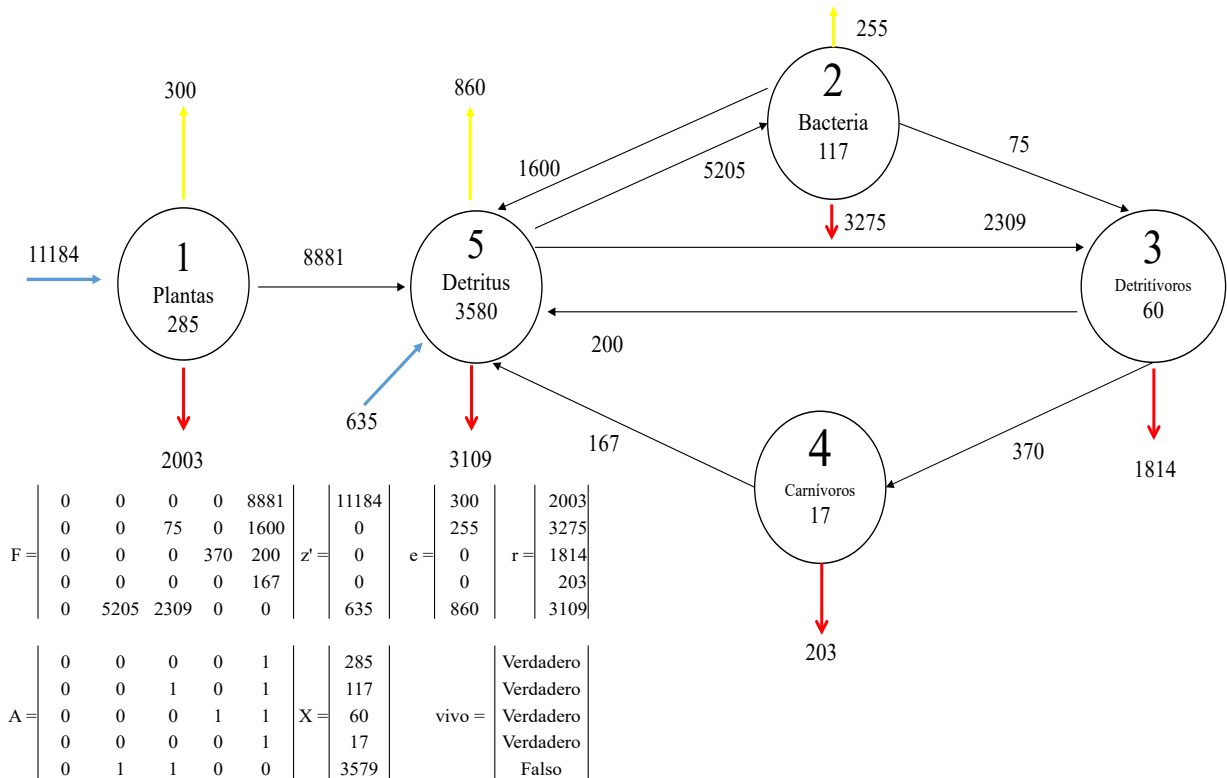
Figura 2.2. Sistema simple representado a través de un entramado de nodos o compartimentos, conocido como red



Fuente: Elaborado con base en Fath y Patten (1998, 1999).

Los insumos para aplicar el modelo ARE son la matriz de flujo $F_{n \times n}$, orientada de columna a fila ($j \rightarrow i$) en la escuela de Patten y de fila a columna ($i \rightarrow j$) en la escuela de Ulanowicz. Dicha matriz contiene la información de los flujos que se transfieren entre pares de nodos. A partir de $F_{n \times n}$, podemos derivar la matriz de adyacencia A , tal que, $a_{ij} = 1$ si existe un flujo de i a j o j a i , caso contrario $a_{ij} = 0$. Los valores de insumos que vienen de fuera del sistema son z , las exportaciones e para la escuela de Ulanowicz o y para la escuela de Patten, respiraciones r y el almacenamiento o biomasa denotado por X . La figura 2.3 muestra toda la información antes descrita en el gráfico dirigido, y en las matrices y vectores que se encuentran debajo. El vector de valores lógicos verdadero y falso indica si el compartimento correspondiente está vivo, lo cual es importante para algoritmos de ARE como los impactos tróficos mixtos (Borrett et al. 2018).

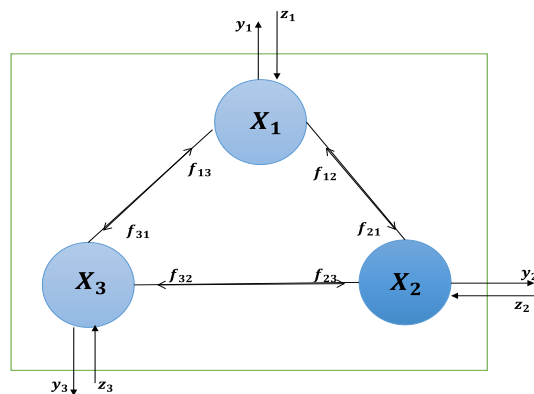
Figura 2.3. El modelo del ecosistema de Cone Spring, ejemplo común del tipo de modelo de red utilizado para el ARE dirección de flujo columna-fila



Fuente: Williams y Crouthamel, no publicado; redibujado por Ulanowicz (1986); basado en Borrett (2018).

Para el caso de estudios de metabolismo urbano es suficiente tener la matriz de flujo $F_{n \times n}$, las importaciones z y las exportaciones e o y (fig. 2.4). Estos insumos se obtienen del análisis insumo-producto, antes detallado.

Figura 2.4. Gráfico dirigido teórico usado para estudiar el metabolismo urbano en la dirección columna-fila



Una vez representando el modelo de red a estudiar, en forma de un gráfico dirigido, y en matrices y vectores es preciso usar las distintas métricas de ARE para interrogar al sistema de acuerdo con los objetivos de investigación. A continuación, presentamos las métricas de ARE.

2.4.2. Métricas del ARE

En esta sección vamos a detallar las métricas de ARE que se utilizan para evaluar el metabolismo urbano, pero antes detallamos los grupos de medidas que se encuentran dentro de ARE.

Tabla 2.7. Tipos de análisis dentro de ARE, según sus dos escuelas

Análisis	Descripción	Escuela
Estructura	Topología de la red binaria y número de diferentes tipos de vías entre nodos	Fundacional/ Patten
Flujo	Análisis económicos insumo-producto, básico para otros tipos de análisis. Para su aplicación se debe rastrear un solo tipo de flujo termodinámicamente conservada y el modelo en estado estable.	Fundacional/ Patten
Ascendencia	Este análisis se basa en todos los flujos del sistema y no asume que el sistema modelado está en estado estacionario.	Ulanowicz
Almacenamiento	Análisis económicos insumo-producto basadas en diversidad de información. Divide a los flujos por almacenamiento.	Patten
Utilidad	Describe la relación entre pares de nodos en el modelo de ecosistema cuando se consideran interacciones tanto directas como indirectas.	Patten

Impactos tróficos mixtos	Sirve para descubrir relaciones ecológicas interesantes y, a veces, inesperadas.	Ulanowicz
Control	Determinan las relaciones de control por pares entre los nodos de la red.	Patten
Medio ambiente	Indica la actividad de flujo en cada subred generada al sacar una unidad de un nodo (entornos de entrada) o empujar una unidad a un nodo (entorno de salida).	Patten
Base del ciclo	Proporciona una descripción detallada del ciclo presente en la red. Los ciclos de una red se agrupan en nexos disjuntos y cada nexo se caracteriza por un arco débil.	Ulanowicz
Agregación trófica canónica	Identifica la estructura trófica de la red dada basándose en los conceptos tróficos de Lindeman.	Ulanowicz

Fuente: Lau et al. (2017).

Para nuestro caso usaremos los análisis de estructura, flujo, utilidad y robustez que se encuentran dentro del análisis de ascendencia, centralidad ambiental y transflujo.

2.4.2.1. Análisis estructural (AES)

Estudia la topología de la red y las diferentes rutas que existen entre pares distintos de nodos. La estructura de un sistema se representa como un gráfico de conexiones entre componentes, también se conoce como gráfico dirigido no ponderado y por la matriz de adyacencia $\mathbf{A} = (a_{ij})$. La matriz de adyacencia es un mapeo uno a uno del gráfico dirigido (fig. 2.3; Fath 2012). Este procedimiento obliga a determinar la posible conectividad de cada par de compartimentos en la red, reduciendo las posibilidades de pasar por alto ciertas conexiones (Fath et al. 2007).

El estudio de ruta o caminos es un indicador relevante del análisis estructural; enumera las rutas de varias longitudes entre cada par de componentes y la velocidad a la que aumenta la cantidad de rutas a medida que aumenta la longitud de la ruta. Usando la matriz de adyacencia, A , se puede calcular el número de rutas entre cada par de compartimientos a lo largo de trayectorias de varias longitudes. Las longitudes de las trayectorias están dadas por la potencia a la cual está elevada la matriz A .

Por ejemplo, la matriz $A^2 = A \times A$ muestra el número de caminatas⁷ o rutas de longitud existentes entre dos nodos; una caminata es una secuencia de enlaces que conectan una sucesión de nodos. A^m muestra el número de caminos de longitud m entre dos componentes i y j en la red. En sistemas con retroalimentación $\sum_{m=0}^{\infty} A^m$ es una serie divergente. Este fenómeno se conoce como camino de proliferación (Fath y Borrett 2006, 377).

El camino de proliferación es una medida topológica a gran escala de las redes con implicaciones para la energía, la materia y la transmisión de información. Se define como la tendencia a que el número de rutas en una red crezca geoméricamente sin límite a medida que aumenta la longitud de la ruta. Es el mayor valor propio en valor absoluto $\max|\lambda|$, obtenido de la matriz de adyacencia (Borrett y Patten 2003).

Esta tendencia fue observada, por primera vez, por Patten et al. (1983) para ecosistemas pequeños y bien conectados. Tiempo después, Fath (1998) y Borrett y Patten (2003) mostraron que la velocidad de proliferación de las vías es variable entre las redes. Esto es importante porque la tasa de proliferación de las vías caracteriza la rapidez con la que aumenta la cantidad de vías indirectas y, por lo tanto, la cantidad de vías disponibles para las interacciones.

También se le conoce como la ciclicidad: a medida que proliferan las vías existe un mayor potencial para que los flujos se queden dentro del sistema, es decir, que el λ_{max} es indicativo del ciclo interno resultante. La ciclicidad puede ser cero, uno o mayor que uno. La ciclicidad cero significa que no hay ciclos internos presentes, en estas redes la energía o la materia viaja

⁷ Aquí usaremos ruta como sinónimo de caminata o caminar. Según Jackson (2008, 44), la definición de ruta es la estándar de la literatura de la teoría de grafos. En algunas publicaciones de la red, el término ruta se usa más libremente y en realidad es el de “caminar”, debido a que los nodos pueden visitarse más de una vez. Esto puede causar cierta confusión, que el lector o la lectora debe tener en cuenta al revisar la literatura más amplia.

a través del sistema sin pasar dos veces por un componente. El valor de uno muestra que en una red existen vías simples de bucle cerrado. Aquellas redes que tienen ciclos formados por un enlace (autobucles) o tienen ciclos solo si se ignora la dirección del enlace pueden tener un valor propio máximo de uno o cero. La ciclicidad mayor que uno indica que la red está formada por vías en bucle complejas, cuanto mayor es λ_{max} más complejos y numerosos son los caminos entre componentes, formando un sistema más interconectado. Por ejemplo, la mayoría de las redes alimentarias están compuestas por redes donde grandes subconjuntos de nodos están fuertemente conectados de tal manera que $\lambda_{max} > 1$, lo que implica que existen múltiples vías cíclicas.

Con respecto a la ciclicidad, la dinámica y la estabilidad de las redes alimentarias están significativamente influenciadas por el reciclaje y la descomposición de nutrientes. En los ecosistemas, los detritívoros (lombrices de tierra, hongos y bacterias) son responsables de la descomposición de la materia orgánica muerta y la distribución de nutrientes al sistema, a menudo conocidos como los “recicladores de la biosfera”. Esta descomposición y redistribución crean una estructura cíclica fija en el sistema medida por la ciclicidad (Layton, Bras y Weissburg 2016).

Las investigaciones de la red alimentaria a menudo enfatizan en rutas más cortas, asumiendo que la mayoría de las interacciones significativas ocurren en estas rutas (por ejemplo, Caldarelli et al. 1998; Post et al. 2000). Sin embargo, otros resultados indican que los flujos en vías indirectas más largas pueden ser constituyentes, significativas o incluso dominantes del flujo total de la red (Patten 1983), que es una medida de toda la actividad del sistema. Este resultado tiene implicaciones importantes para la trofodinámica –dinámica trófica– (Burns et al. 1991; Patten et al. 1991; Whipple 1998) y los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas (Finn 1980; Borrett, Fath y Patten 2006). Dada la importancia de las vías indirectas en los modelos de red ecológica es fundamental comprender las características de la red que influyen en la tasa de proliferación de la ruta (Borrett, Fath y Patten 2006).

De la matriz de adyacencia también se obtienen otras propiedades estructurales como el número de enlaces, la conectividad, la densidad de enlace, el grado de entrada y el grado de salida. Las dos últimas propiedades determinan el nodo central de la red. El número de enlaces es la cantidad de conexiones existentes en la red.

La densidad de la red hace un seguimiento de la fracción relativa de los vínculos que están presentes (Jackson 2008, 51). El indicador se define como la proporción entre el número de enlaces efectivamente realizados sobre el número de posibles enlaces.

$$D = \frac{Q}{Lmax} = \frac{\text{Grado promedio de enlace}}{n-1} \quad (24)$$

donde Q es el número efectivo de enlaces, $Lmax$ es el número posible de vínculos.

$$Lmax = n(n - 1). \quad (25)$$

El grado promedio de enlace es la media obtenida del grado de entrada o de salida y n es el número de nodos. En los ecosistemas las conexiones se pueden dar entre los mismos compartimentos, por tal razón $Lmax$ se reescribe así:

$$Lmax = n^2 \quad (26)$$

Los indicadores grado de entrada y grado de salida permiten entender la cantidad de conexiones que tiene cada uno de los compartimentos, esto es, los enlaces que recibe y los que genera, de entrada y de salida, respectivamente.

2.4.2.3. Análisis de flujo (AFJ)

Este análisis parte del supuesto de estado estacionario. Los flujos –materiales o energía– que ingresan $T_i^{(in)}$ al nodo i del ecosistema son iguales a los que salen $T_j^{(out)}$ de él (Fath y Borrett 2006). En este sentido tenemos:

$$T_i^{(in)} = \sum_j^n f_{ij} + Z_i = T_j^{(out)} = \sum_j^n f_{ji} + y_i. \quad (27)$$

z_i son los flujos que vienen de afuera del sistema e ingresan al nodo i , y_i los flujos que salen del nodo i del sistema, y f_{ij} o f_{ji} representan a los flujos internos que se intercambian entre cada par de nodos ij . Muchas veces $T_i^{(in)} \neq T_i^{(out)}$, por lo que para alcanzar el equilibrio se usan los métodos de balance que se exponen en el trabajo de Allesina y Bondavalli (2003).

Los métodos son seis. El primero es el que se dirige a los *inputs* I o insumos, también conocido como enfoque basado en aporte o donante; en el enfoque I se mantiene constante los insumos y se manipula los *outputs* y el coeficiente de transferencia de flujo. En el segundo, el O, conocido como enfoque basado en depredadores, se manipulan los insumos y los flujos intercompartimentales. El tercero es el AVG que calcula los coeficientes promedio utilizando los valores correspondientes obtenidos con un enfoque basado en I y en O. El cuarto es IO que comienza por el desbalance de la matriz T^* ; el enfoque basado en insumos se aplica a $(1/2)T^*$, el resultado se suma con $(1/2)T^*$. La matriz resultante está completamente balanceada usando el algoritmo basado en los *outputs*. El quinto, conocido como OI, es similar al IO, pero primero se implementa el enfoque basado en el *output*, y luego el basado en el *input*. El último método es el AVG2 que tiene una ligera variación con respecto a AVG, este último es más usado, ya que ocasiona variaciones mínimas en los flujos originales (Allesina y Bondavalli 2003).

Una vez alcanzado el estado estacionario se calcula la matriz de intensidad de flujo directo \mathbf{G} , la cual puede estar orientada hacia los *outputs*, $\mathbf{G} = (g_{ij})$ u orientada a los *inputs* $\mathbf{G}' = (g'_{ij})$ las matrices se calculan de la siguiente manera:

$$g_{ij} = \frac{f_{ij}}{T_j^{(out)}} \quad (28)$$

$$g'_{ij} = \frac{f_{ij}}{T_i^{(in)}} \quad (29)$$

Los valores obtenidos por la matriz \mathbf{G} representan la fracción de envío del flujo a lo largo de cada enlace normalizado, dividido para el total del flujo en el compartimento donador; en otras palabras \mathbf{G} es la matriz de flujos fraccionales de j a i o de i a j (Patten, Higashi y Burns 1990). También se conoce a \mathbf{G} como la matriz de las eficiencias de la transferencia directa que pasa de un nodo a otro. Los elementos que se encuentran dentro de esta matriz proporcionan las intensidades (o probabilidades) de flujos directos y medibles entre cualquier par de nodos.

Para identificar las intensidades de flujo hídrico a lo largo de las rutas indirectas ($k \rightarrow i \rightarrow j$), se eleva la matriz \mathbf{G} a la potencia igual a la longitud de la ruta en cuestión. Por ejemplo, $\mathbf{G}^2 = \mathbf{G} \times \mathbf{G}$ proporciona las intensidades de flujo a lo largo de todos los caminos de longitud 2, \mathbf{G}^2 a lo largo de todos los caminos de longitud 3, etc., es decir, \mathbf{G}^m muestra las intensidades de

flujo a lo largo de todas las rutas de $m > 1$. Si $m \rightarrow \infty$ entonces $\mathbf{G}^m \rightarrow 0$; por lo tanto, es posible sumar los términos de \mathbf{G}^m para obtener la matriz de flujo integral \mathbf{N} , que proporciona la contribución de flujos hídricos integrales de todas las longitudes de trayectoria.

$$\mathbf{N} = (n_{ij}) = \mathbf{G}^0 + \mathbf{G}^1 + \mathbf{G}^2 + \mathbf{G}^3 + \dots + \mathbf{G}^m = (\mathbf{I} - \mathbf{G})^{-1} \quad (30)$$

$$\mathbf{N}' = (n'_{ij}) = (\mathbf{G}')^0 + (\mathbf{G}')^1 + (\mathbf{G}')^2 + (\mathbf{G}')^3 + \dots + (\mathbf{G}')^m = (\mathbf{I} - \mathbf{G}')^{-1} \quad (31)$$

donde \mathbf{G}^0 o $(\mathbf{G}')^0 = \mathbf{I}$ la matriz de identidad, \mathbf{G}^1 o $(\mathbf{G}')^1$ los flujos directos y \mathbf{G}^m o $(\mathbf{G}')^m$ para $m > 1$ son los flujos indirectos. La matriz \mathbf{N} se denomina matriz de intensidad de flujo integral orientada a los *outputs*, y la matriz \mathbf{N}' se conoce como matriz de intensidad de flujo integral orientada a los *inputs*. La obtención de las matrices \mathbf{N} y \mathbf{N}' se basa en el cálculo de la matriz inversa de Leontief (Fath 2004).

Las matrices \mathbf{G} , \mathbf{G}' y \mathbf{N} , \mathbf{N}' son no dimensionales, esto quiere decir que no tienen escala de medida, de hecho, son fracciones de envío de flujo directo (\mathbf{G}) o integral (\mathbf{N}), o sea, los valores de cada celda son coeficientes de flujos directos para \mathbf{G} y flujos integrales para \mathbf{N} . A partir de la matriz \mathbf{N} , también se puede leer la amplificación de la red (Patten 1985b). La hipótesis de amplificación se suscita cuando los valores de las celdas de \mathbf{N} son mayores a uno ($n_{ij} > 1$). La autoamplificación se da en la diagonal principal de \mathbf{N} , es decir, entrada unitaria al nodo j más la fracción de entrada reciclada a j en todos los caminos de todas las longitudes.

Si multiplicamos \mathbf{N}' por la matriz diagonal del total de flujos que ingresan al sistema (T_i^{in}), obtenemos la matriz integral de flujos (\mathbf{Y}), como se observa a continuación:

$$\mathbf{Y} = \text{diag}(\mathbf{T})\mathbf{N}' \quad (32)$$

La expresión matemática que define al término $\text{diag}(\mathbf{T})$ viene dada por

$$\text{diag}(\mathbf{T}) = \begin{bmatrix} T_1^{in} = Z_1 + \sum_j^n f_{1j} & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & T_2^{in} = Z_2 + \sum_j^n f_{2j} & \dots & \vdots \\ \vdots & \dots & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & \dots & T_i^{in} = Z_i + \sum_j^n f_{ij} \end{bmatrix} \quad (33)$$

La suma de las columnas de la matriz \mathbf{Y} se puede expresar como un vector fila así: $v_j = (v_{1j}, v_{2j}, \dots, v_{nj})$. v_j refleja la intensidad de flujo ecológico –hídrico, material, energético, etc.– integral que el nodo j contribuye al sistema –escuela de Patten columna-fila–, es decir, la capacidad que tiene el nodo j para contribuir con elementos ecológicos a otros compartimentos del sistema; entonces la $\sum_{j=1}^n v_{ij}$ representa la intensidad de flujo integral que el compartimento j contribuye al sistema. Con estos elementos podemos calcular el peso relativo de contribución que se denomina W_j . W_j expresa la capacidad del compartimento j para emitir flujos hídricos a otros nodos. Por esta razón W_j es conocido como el peso de fuerza motriz, pues representa el grado de oferta y dependencia que tiene el sistema del sector j , su cálculo se hace así:

$$W_j = \frac{\sum_{j=1}^n v_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n v_{ij}} \quad (34)$$

El vector \mathbf{W}_j , vector de pesos, es el que refleja la contribución del compartimento j al sistema. El peso determinado por los flujos se puede aplicar a los valores reales, esto nos permite derivar la contribución de cada compartimento al sistema metabólico urbano. Por lo tanto, la capacidad general puede reflejar plenamente el estado y las funciones de cada nodo en el sistema metabólico, y puede caracterizar sus niveles tróficos (Zhang, Yang y Fath. 2010^a, 4706). W_j , estima el grado de importancia del componente para los otros componentes del sistema.

También la suma de las filas de \mathbf{Y} se puede expresar como un vector columna de la siguiente manera $(v_{i1}, v_{i2}, v_{i3}, \dots, v_{i17})$. v_i refleja la intensidad de flujo integral que otros componentes contribuyen al nodo i , es decir, la capacidad que tiene el nodo i para recibir elementos ecológicos provenientes de otros nodos del sistema; entonces la $\sum_{i=1}^n v_{ij}$ representa la intensidad de flujo integral que todo el sistema contribuye al componente i . Con estos elementos podemos calcular el peso relativo de contribución que se denomina W_i .

$$W_i = \frac{\sum_{i=1}^n v_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n v_{ij}} \quad (35)$$

W_i expresa la capacidad del componente i para recibir flujos hídricos de otros nodos. W_i es conocido como el peso de fuerza de tracción o factor de fuerza de tracción, pues representa el grado de demanda y dependencia que tiene el sector i en el sistema (Zhai et al. 2019). También se usa para caracterizar los niveles tróficos.

2.3.2.4. Medida de centralidad ambiental (MCA)

Las medidas de centralidad fueron desarrolladas por los científicos que estudian sistemas sociales complejos, se usan para cuantificar la importancia de los individuos en la red. Las métricas basadas en el concepto de centralidad indican cómo la posición de un nodo es importante en la estructura y función de la red (Fann y Borrett 2012).

En el análisis de sistemas ecológicos complejos existen medidas de centralidad de grupo como la densidad de enlace y la conectividad (anexo 10). Estas medidas son útiles solo como punto de partida, ya que descuidan las relaciones indirectas. Desde la perspectiva del análisis trófico, los efectos indirectos son importantes debido a que la energía-materia-información que pasan de un nodo a otro pueden reingresar al mismo nodo, a través del ciclo de nutrientes, creando una red bien conectada (Allesina et al. 2005; Borrett, Fath y Patten 2007).

Las medidas de centralidad que incorporan los efectos indirectos son centralidad de intermediación (Freeman 1979); centralidad del vector propio (Bonacich 1972; Borgatti 2005; Estrada y Bodin 2008; Allesina y Pascual 2009); y la importancia topológica ponderada (Jordán et al. 2003; Bauer et al. 2010). No obstante, estas métricas también tienen limitaciones: la centralidad de intermediación, que sirve como puente entre nodos, no fue diseñada para proporcionar una medida más general de la importancia de un nodo en la red (Fann y Borrett 2012). La medida de centralidad del vector propio ignora, por una parte, la contribución de los efectos transitorios iniciales que pueden ser importantes en algunos contextos, especialmente en los sistemas en los que la fuerza de la interacción disminuye rápidamente con la longitud de la trayectoria como los ecosistemas (Borrett, Whipple y Patten 2010); y, por otra parte, al considerar solo al vector propio dominante este podría no ser una aproximación adecuada de dinámica de transferencia, ya que depende de la estructura de la red. Por último, la importancia topológica ponderada cuantifica el efecto de un nodo sobre otros en la red ecológica, lo cual es positivo para comprender la competencia, pero no proporciona información sobre cómo los compartimentos contribuyen a la red global.

La MCA, desarrollado por Fann y Borrett (2012), es una medida basada en la matriz N , que considera en su cálculo a los efectos directos e indirectos, describe cómo los compartimentos contribuyen a las medidas de la red global, captura la dinámica transitoria y los efectos de equilibrio (Fann y Borrett 2012). La MCA agrupa a las siguientes métricas de centralidad: *input* (EC^{in}), *output* (EC^{out}) y un promedio de las anteriores (AEC). Cada una se calcula con las siguientes ecuaciones:

$$EC_i^{in} = \frac{\sum_{j=1}^n n_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n n_{ij}} \quad (36)$$

$$EC_i^{out} = \frac{\sum_{i=1}^n n_{ij}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n n_{ij}} \quad (37)$$

$$AEC = \frac{EC_i^{out} + EC_i^{in}}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n n_{ij}} \quad (38)$$

EC^{in} y EC^{out} indican la importancia relativa que tienen los nodos en la generación de actividad del ecosistema desde la dirección de entrada o salida, respectivamente. La métrica AEC determina la importancia relativa de los compartimentos en los modelos de ecosistemas al promediar la importancia de la salida y de la entrada. Por lo tanto, AEC cuantifica la contribución relativa que tiene un nodo en el intercambio de flujos ecológicos dentro de un sistema.

AEC es una medida de centralidad global ambiental, pues estima la importancia funcional de los nodos al incorporar en su construcción las vías directas e indirectas, ponderando las vías con la intensidad de flujos ecológicos que pasan a través de un nodo. La métrica captura también la dinámica transitoria, así como la dinámica de equilibrio y cuantifica cómo un nodo contribuye a la actividad total del ecosistema (Fann y Borrett 2012).

2.4.2.5. El flujo continuo (T_j) como una medida de centralidad

Para comprender y gestionar mejor los sistemas complejos como los ecosistemas, es fundamental conocer la contribución relativa de los nodos del sistema a la función de este. En tal sentido, se destaca el flujo que atraviesa, flujo continuo o *throughflow*, que es la cantidad de energía o materia que fluye a través de cada nodo j , una medida de centralidad global para conocer la posición relativa de un nodo o de un grupo de nodos en todo el sistema. Según su creador, Borrett (2013), es más útil para ecólogos y científicos ambientales porque es más

intuitivo de calcular, integra lo transitorio y los efectos de equilibrio a medida que el flujo cruza vías cada vez más largas y captura los efectos de las entradas –salidas– ambientales en los flujos del sistema.

El cálculo de T_j es simple, se da por la ecuación 27. Sin embargo, para demostrar su carácter de medida global se parte de la ecuación 30 donde los elementos n_{ij} representan la intensidad de la entrada de límite que pasa de j a i en todas las vías de todas las longitudes. Estos valores integran los flujos fronterizos, directos e indirectos (Borrett 2013). En este sentido, podemos usar N para recuperar T de la siguiente manera:

$$\mathbf{T} = \mathbf{Nz} \quad (39)$$

donde T es el vector de flujos de paso o continuos, N la matriz de flujos integrales y z es el vector de valores de insumos que vienen de fuera del sistema. Para obtener la proporción del rendimiento total del sistema $TST = \sum_{j=1}^n T_j$ que es recuperado por T de una cantidad de determinada de compartimentos se da por:

$$\frac{T}{TST} \quad (40)$$

2.3.2.6. Análisis de utilidad (AU)

El análisis de utilidad describe la relación entre pares de nodos. Es importante para identificar la contribución de todas las relaciones directas e indirectas que se dan en la red, estas permiten definir el mutualismo de la red. Se desarrolló en la escuela Patten (Patten 1991; Fath y Patten 1999) y es similar al análisis de impactos tróficos mixtos de la escuela Ulanowicz (Ulanowicz y Puccia 1990).

La matriz que identifica las contribuciones de las relaciones directas e indirectas se conoce como la matriz integral U . Podemos identificar utilidades indirectas asociadas con secuencias de ruta de longitud m mediante el cálculo de D^m . La longitud de la secuencia de ruta es igual al valor de la potencia de D . Por ejemplo, $D^2 = D \times D$ proporciona utilidades asociadas con rutas de longitud 2, y D^3 proporciona utilidades sobre rutas de longitud 3, etc. (Patten 1991).

Una matriz de utilidad integral que representa la contribución de todas las interacciones directas e indirectas se encuentra al sumar todas las potencias de la matriz de flujos directos \mathbf{D} (Fath 1998, 134). Tal que

$$U = D^0 + D^1 + D^2 + D^3 + D^4 + \dots + D^m \quad (41)$$

donde D^0 es la matriz identidad I , $D^1 = d_{ij}$ es la matriz de utilidad directa, se calcula de la siguiente manera:

$$d_{ij} = \frac{(f_{ij} - f_{ji})}{T_j} \quad (42)$$

Mientras que, $D^2, D^3, D^4, \dots, D^m$ son las matrices que proporcionan utilidades indirectas sobre rutas de longitud 2, 3, 4, m , respectivamente. Las relaciones indirectas entre nodos están determinadas por la organización de la red ecológica (Lobanova, Fath y Rovenskaya 2009, 1462).

\mathbf{U} es una matriz de utilidad integral porque sus elementos representan la utilidad total no dimensional asociada con transacciones del mismo orden expresadas entre los componentes por las potencias de la matriz \mathbf{D} (Patten 1991, 1992). Una representación analítica de \mathbf{U} es:

$$U = \sum_{k=0}^{\infty} D^k = (I - D)^{-1} = [\det(I - D)]^{-1} \text{adj}(I - D)^T \quad (43)$$

Aquí $\det(\cdot)$ Es el determinante y $\text{adj}(\cdot)$ La matriz adjunta. La serie de potencias infinitas en la ecuación 43 converge solo cuando todos los valores propios de la matriz \mathbf{D} son estrictamente menores a uno en magnitud.

La matriz de flujo directo sirve para analizar las relaciones cuantitativas y cualitativas. Las cuantitativas a través del control ascendente o descendente. \mathbf{D} se usa para mostrar la fuerza relativa de control directo de abajo hacia arriba (ascendente) y de arriba hacia abajo (descendente) en la red (Fath y Patten 1998). El control ascendente se observa en la triangular inferior de la matriz de utilidad directa. De manera análoga, el control descendente se define con la triangular superior de la matriz \mathbf{D} , que mide la dependencia que tiene cada nodo del flujo inmediato posterior.

Las relaciones cualitativas directas dentro de un sistema están determinadas por los signos del emparejamiento (d_{ij}) y (d_{ji}) de la matriz \mathbf{D} (Patten 1991, 1992). Las entradas en la matriz de utilidad directa pueden ser positivas o negativas ($-1 < d_{ij}, < 1$). Los signos se expresan en las matrices de signo único $\mathbf{sgn.}(\mathbf{D}) = [\mathbf{sd}_{ij}]$. \mathbf{D} es de suma cero porque el sistema se encuentra en estado estacionario; esto se demuestra en la misma cantidad de signos positivos y negativos que tiene \mathbf{D} .

Los emparejamientos de los signos de \mathbf{D} permiten identificar las relaciones cualitativas directas de explotación y neutralismo (tabla 2.8). Ocurre una relación de explotación si $(sd_{ji}, sd_{ij}) = (+, -)$ o $(-, +)$, la primera forma de esta relación se entendería así: el nodo j explota al nodo i ; por analogía con un ecosistema natural, esto significa que el compartimento j se beneficia de la relación –recibe más utilidad que la que transfiere al nodo i –, es decir, que el compartimento i sufre –recibe menos utilidad de la que transfiere al compartimento j –. La segunda forma $(-, +)$ es similar a la anterior.

En la relación directa de neutralismo, $(sd_{ji}, sd_{ij}) = (0,0)$, se establece que la relación entre los dos compartimentos es neutral, ambos nodos no se benefician y tampoco sufren como resultado de la interacción. También podría entenderse como una relación nula entre ambos, es decir, no existente (Zhang et al. 2010b; Li et al. 2018).

Tabla 2.8. Relaciones cualitativas entre cada par de compartimentos en el sistema

i	j		
	+	0	-
+	(+, +) Mutualismo	(+, 0) Comensalismo	(+, -) Explotación
0	(0, +) Comensalismo del anfitrión	(0, 0) Neutralismo	(0, -) Amensalismo
-	(-, +) Explotación	(-, 0) Amensalismo del anfitrión	(-, -) Competencia

Fuente: Zhang, Hong y Fath (2014a).

Nota: En los estudios de metabolismo urbano es común encontrar tres relaciones integrales: explotación, competencia y mutualismo.

Este análisis resulta más interesante usando la matriz de relaciones integrales \mathbf{U} , la cual da cuenta de la contribución de todas las interacciones directas e indirectas al sumar todas las potencias de la \mathbf{D} (Fath y Patten 1998) (ecuación 41). La infinita potencia de la serie, ecuación

43, converge solo cuando el valor propio dominante de la \mathbf{D} es estrictamente menor que uno en magnitud $-|\lambda_m| < 1$ (Fath y Patten 1998; Fath 2012).

Los elementos de \mathbf{U} proporcionan las relaciones integrales determinadas por el sistema, reflejan también la intensidad y el patrón de las acciones integradas entre cualquiera de los n compartimentos en la red (Zhang, Yang y Fath 2010, 4706). En este sentido la matriz de utilidad integral se usa para demostrar la fuerza del control descendente y ascendente de toda la organización de la red (Fath y Patten 1998) y las relaciones cualitativas integrales de la red.

De forma similar al análisis cualitativo de \mathbf{D} , los signos de la matriz de utilidad integral \mathbf{U} se usan para mostrar las relaciones subyacentes –explotación, competencia y mutualismo (tabla 2.8)– del emparejamiento de cada par de nodos que se encuentran en la matriz de signo único de \mathbf{U} , $sgn.(\mathbf{U}) = [su_{ji}]$.

La relación de explotación integral, $(su_{ji}, su_{ij}) = (+, -)$ o $(-, +)$, se interpreta igual que para la \mathbf{D} . La relación de competencia $(su_{ji}, su_{ij}) = (-, -)$ significa que el nodo j compete con el nodo i , esto lleva a impactos negativos para ambos compartimentos. Mientras, la relación integral de mutualismo $(su_{ji}, su_{ij}) = (+, +)$ establece que ambos nodos se benefician de su interacción (Zhang et al. 2010; Li et al. 2018).

En general, los signos en la diagonal principal de $sgn.(\mathbf{U}) = [su_{ji}]$ son positivos, por consiguiente, cada compartimento es automutualista y recibe un beneficio positivo autopromotor por ser parte de la red (Patten 1991). A diferencia de las relaciones directas, \mathbf{U} no es suma cero, es decir, que hay un número distinto de signos positivos y negativos en las celdas dentro de la $sgn.(\mathbf{U})$.

2.4.2.6.1. Propiedades de la red

Las propiedades de la red son hipótesis que los ecólogos prueban en los distintos ecosistemas analizados; comúnmente se prueba, dominio de los efectos indirectos –no localidad –, homogeneización y mutualismo de la red. Algunas de estas propiedades están relacionadas con el índice de ciclismo.

2.4.2.6.2 Índice de ciclismo

El índice de ciclismo fue propuesto por Finn (1976). Este índice indica cuántas veces más allá de la longitud de la ruta de flujo directo, un flujo de entrada promedio del sistema viajará debido al ciclo.

$$CI = \frac{TST_c}{TST} \quad (44)$$

donde CI es el índice de ciclismo, TST_c es la parte cíclica del flujo total del sistema, y TST es el flujo total del sistema, representa la suma de todo el flujo continuo del sistema (Finn 1980):

$$TST = \sum_{i=1}^n T_i \quad (45)$$

Debido a que TST_c es la parte cíclica del flujo total del sistema, se obtiene de la siguiente manera:

$$TST_c = \sum_{i=1}^n RE_i T_i \quad (46)$$

donde RE es la eficiencia del ciclismo, que se determina por la ecuación:

$$RE_i = \frac{n_{ii}-1}{n_{ii}} \quad (47)$$

donde $(n_{ii} - 1)$ es la unidad relativa que se cicla y n_{ii} es el flujo relativo total.

2.4.2.6.3. Dominio de los efectos indirectos o no localidad

Esta propiedad combina la contribución del flujo a lo largo de los caminos indirectos con los caminos directos. Los efectos indirectos son aquellos que requieren un nodo intermediario para mediar la transferencia ($i \rightarrow j \rightarrow k$), estos pueden ser de cualquier longitud $m > 1$. La intensidad indirecta se calcula como una proporción de la suma de las intensidades de flujos indirectos dividida por las intensidades de flujo directo:

$$Ind/Dir = \frac{\sum_{i,j=1}^n (n_{ij} - g_{ij} - \delta_{ij})}{\sum_{i,j}^n g_{ij}} \quad (48)$$

donde δ_{ij} , el delta de Kronecker, = 1 si y solo si $i = j$ y es 0 en caso contrario; Ind representa los flujos indirectos y Dir los flujos directos. Representación de la matriz delta (Δ):

$$\Delta = \begin{bmatrix} 1 & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & 1 & \dots & \vdots \\ \vdots & \dots & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & \dots & 1 \end{bmatrix} \quad (49)$$

Cuando la relación es mayor que uno, se dice que ocurre el predominio de los efectos indirectos. El análisis de muchos modelos diferentes en ecosistemas ha demostrado que esta relación es a menudo mayor que uno, concluyendo que cada nodo influye entre sí, a menudo significativamente, por muchas vías indirectas. Las implicaciones de este importante resultado muestran que cada compartimento está integrado y depende del resto de los compartimentos de la red para su situación, por lo que requiere un enfoque de sistemas real para comprender cosas como la retroalimentación y el control distribuido en la red (Fath 2012).

En un ecosistema teórico, en el cual existen tres nodos (plantas, herbívoros, carnívoros, detritos y detritívoros), existe una relación indirecta ($m = 2$) entre las plantas y los carnívoros (plantas \rightarrow herbívoros \rightarrow carnívoros). Sin embargo, si las plantas no hicieran la fotosíntesis, ¿cómo obtendrían la energía para sobrevivir los carnívoros?; de manera similar cuando los carnívoros mueren devuelven energía a las plantas en forma de materia degradada pasando por los detritos y detritívoros $-m = 3-$, existe una retroalimentación de la red a este proceso que se conoce como la dinámica trófica.

Como vimos en el análisis estructural, para Patten (1983) los flujos en vías indirectas más largas pueden ser constituyentes, significativos o incluso dominantes del flujo total del sistema. Este resultado tiene implicaciones importantes para la trofodinámica y los ciclos biogeoquímicos en ecosistemas, y permite la interpretación del camino de proliferación de las redes. No obstante, la determinación de los patrones de ocurrencia e importancia de los efectos indirectos en relación con los efectos directos se reserva para el apartado mutualismo de la red.

2.4.2.6.4. Mutualismo y sinergismo de la red

Para identificar las relaciones generales entre todos los compartimentos de la red se calculan dos magnitudes sin dimensiones: el índice de mutualismo M y el índice de sinergismo S , a partir de la matriz U .

El mutualismo entre compartimentos significa que dos nodos se benefician de su relación. El mutualismo se define para cada par de compartimentos, i y j , en función de los flujos de utilidad en cada dirección entre ese par de nodos. El mutualismo a nivel de sistema ocurre cuando hay más relaciones positivas que negativas en la red (Zhang et al. 2014a); en este sentido el índice M es la proporción entre el número total de utilidades con signo positivo respecto al número total de utilidades con signo negativo que se encuentran en U .

$$M = \frac{S_+}{S_-} = \frac{\sum \max [sn_g(u_{ij}), 0]}{-\sum \min [sn_g(u_{ij}), 0]} \quad (50)$$

Si $M > 1$ implica que existen más relaciones beneficiosas que no beneficiosas, por tanto, el sistema puede considerarse mutualista y saludable (Fath y Borrett 2006).

De manera similar a M el índice de sinergismo S se basa en los valores positivos y negativos de los elementos de la matriz U . El índice S (Patten 1991) caracteriza las utilidades (u_{ij}) que resultan de las relaciones entre pares de nodos. Representa la relación beneficio-costos del sistema (Fath y Borrett 2006).

$$S = \frac{\sum \max (u_{ij}, 0)}{-\sum \min (u_{ij}, 0)} \quad (51)$$

Por lo tanto, el beneficio (o costo) general obtenido por el sistema es proporcional al indicador S que depende de los signos de los elementos de utilidad, u_{ij} , calculados a partir de la cantidad de flujo entre pares de sectores. Si $S > 0$ significa que los flujos positivos superan a los flujos negativos, se muestra un efecto positivo neto. Por el contrario, si $S < 0$, los flujos negativos superan a los flujos positivos, esto indica un efecto negativo neto. Si $S = 0$, no hay un beneficio neto o existe un inconveniente para pertenecer al sistema (Zhang et al. 2014^a). Un valor alto de S significa más beneficios a menor costo (Tan et al. 2018).

2.4.2.7. Enfoque basado en información ecológica (EBIE)

El EBIE se deriva de la teoría de la probabilidad y de la teoría de grafos. Puede utilizarse para analizar de manera integral la estructura de los sistemas en forma de red. Al igual que las anteriores métricas se orienta al sistema, es decir se enfoca en las propiedades holísticas de la

red, las cuales no son evidentes si se analizan de forma aislada, pues requieren considerar todas las transferencias de flujos entre todos los nodos (Ulanowicz 1986; Kharrazi et al. 2013).

El EBIE se ha usado, por ejemplo, para investigar redes tróficas (Wulff et al. 1989), comparar ecosistemas (Baird y Ulanowicz 1993; Christian et al. 2005), medir los niveles de estrés en un ecosistema (Baird et al. 1996) o para explorar cuantitativamente la robustez de los sistemas de red desde la perspectiva de sus relaciones estructurales y organizacionales (Goerner et al. 2009; Ulanowicz 2009a, 2009b; Ulanowicz et al. 2009). Recientemente se ha usado para estudiar la sustentabilidad de sistemas ecológicos y sistemas económicos (Kharrazi 2013; Fath 2015), para analizar el equilibrio de eficiencia y redundancia, para describir la robustez de una red de agua virtual (Fang 2015) y para estudiar redes bioinspiradas a partir de la optimización basada en la métrica de robustez del ecosistema (Dave y Layton 2020).

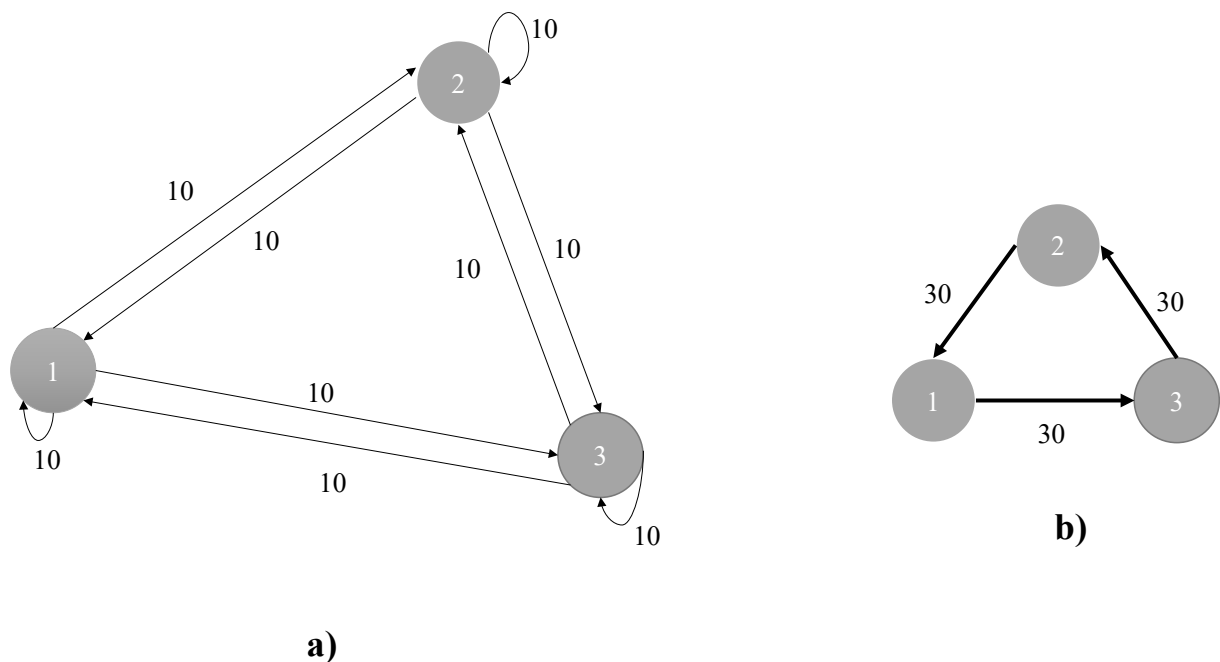
¿Cuáles son estas métricas? Para responder esta pregunta partimos de la idea de Ulanowicz, para él, “existe una naturaleza dual de la dinámica de los ecosistemas” (Ulanowicz 2009a). En los sistemas vivos (ecosistemas) coexisten dos tendencias compensatorias, el orden (eficiencia) y el ruido (redundancia). La una que impulsa el crecimiento y el desarrollo del sistema y, lo repara. La otra que trabaja para erosionar cualquier estructura y coherencia existente. Estas dos tendencias entran en juego para el desarrollo de cualquier estructura disipativa.

Definimos a la eficiencia como una medida de restricciones de flujo, resultando en rutas o enlaces de flujo más ágiles y predecibles. La redundancia, en cambio, como una medida de la diversidad de flujo y de la multiplicidad de caminos posibles (Mukherjee et al. 2015), medida en términos del número de vías o enlaces de flujo disponibles por una unidad de flujo dada en cualquier nodo de la red. Por ejemplo, en las estructuras de red que están bien organizadas la distribución de los flujos se realiza a lo largo de pocas rutas eficientes con un menor costo de mantenimiento del sistema. Al contrario, las redes altamente redundantes (flexibles, muchas rutas posibles) están menos organizadas (Bodini, Bondavalli y Allesina 2012).

Considérese en la figura 2.5., gráfica a) en los tres nodos se intercambian materia o energía utilizando distintos enlaces equiponderados. Si sucede que algunos enlaces son más eficientes en la transferencia de flujos, en cada ciclo se volverán más y más importantes, es decir, que

una cantidad cada vez mayor de flujos serán transferidos por ellos. El resultado es que la retroalimentación positiva de la estructura seleccionará pocas rutas, eliminando las rutas menos eficientes y produciendo una configuración similar a la red b). En síntesis, los ciclos de retroalimentación positiva fuerzan a las redes ecológicas hacia estructuras menos redundantes y más eficientes.

Figura 2. 5. Los enlaces más eficientes se vuelven dominantes en una estructura de red



Fuente: Basado en Bodini, Bondavalli y Allesina (2012).

Para poder cuantificar estas dos tendencias en las redes ecológicas, Ulanowicz (1986), a partir del trabajo de Rutledge et al. (1976), introduce una rama de la teoría de la información en las evaluaciones a los ecosistemas. La idea central es que la información se puede definir como un camino o una ruta para reducir la incertidumbre. En una red las vías disponibles y el conocimiento de los enlaces de flujo observados restringen los posibles resultados, lo cual provoca una reducción de la incertidumbre y, con ello, se puede generar información cuantificable (Fath 2015).

Dicho esto, partimos del potencial de cada configuración que contribuye a la complejidad del sistema, según Boltzmann (1905), viene dado por:

$$s = -K \log p(a_i) \quad (52)$$

donde K es una constante de escala y $p(a_i)$ es la probabilidad de que ocurra el evento a_i . Por tanto, la información es el potencial *a priori* menos la incertidumbre si se conoce b_j .

Combinando estos dos resultados y usando probabilidad condicional, se tiene que la ecuación para la información es la siguiente:

$$I = -K \log p(a_i) - [-k \log p(a_i/b_j)] \quad (53)$$

Derivando la probabilidad de los flujos de red, se obtiene:

$$p(a_i) = \frac{f_{ij}}{TST} \quad (54)$$

donde f_{ij} es la cantidad de flujo del nodo i hacia el nodo j , TST es el rendimiento total del sistema (ecuación 45). Gracias a este resultado es posible aplicar el índice de Shannon (1948) ($p \log(p)$) para llegar a una medida de diversidad de flujo:

$$H = -K \sum_{i,j} \left(\frac{f_{ij}}{TST} \right) \log \left(\frac{f_{ij}}{TST} \right) \quad (55)$$

Al escalar la diversidad de flujos por el TST se obtiene la capacidad de desarrollo total que una red en particular puede exhibir, un límite superior dadas esas limitaciones organizacionales, que viene dado por:

$$C = -\sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{f_{ij}}{TST} \right) \quad (56)$$

Además, la capacidad de desarrollo total C es igual a la información obtenida al reducir la incertidumbre más la incertidumbre residual. Esta incertidumbre residual, cuando se escala por el TST , se denomina redundancia B :

$$B = -k \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{f_{ij}^2}{T_i T_j} \right) \quad (57)$$

donde, $T_i = \sum_j f_{ij}$ y $T_j = \sum_i f_{ji}$, uniendo todas las piezas en una ecuación simple que indique que la capacidad total C es la suma de la información organizacional A –ascendencia– y la redundancia B :

$$C = A + B \quad (58)$$

La funcionalidad del ecosistema se basa tanto en el uso eficiente de los recursos como en las opciones redundantes en tiempos de perturbaciones. “Los sistemas con una ascendencia muy pequeña o con reservas insignificantes están destinados a perecer en poco tiempo” (Ulanowicz et al. 2009, 31). Por lo tanto, maximizar la ascendencia no es en sí misma una adecuada función de objetivo ecológico. Es mejor una combinación de las limitaciones organizativas y de la redundancia, la cual proporcionaría una mejor medida.

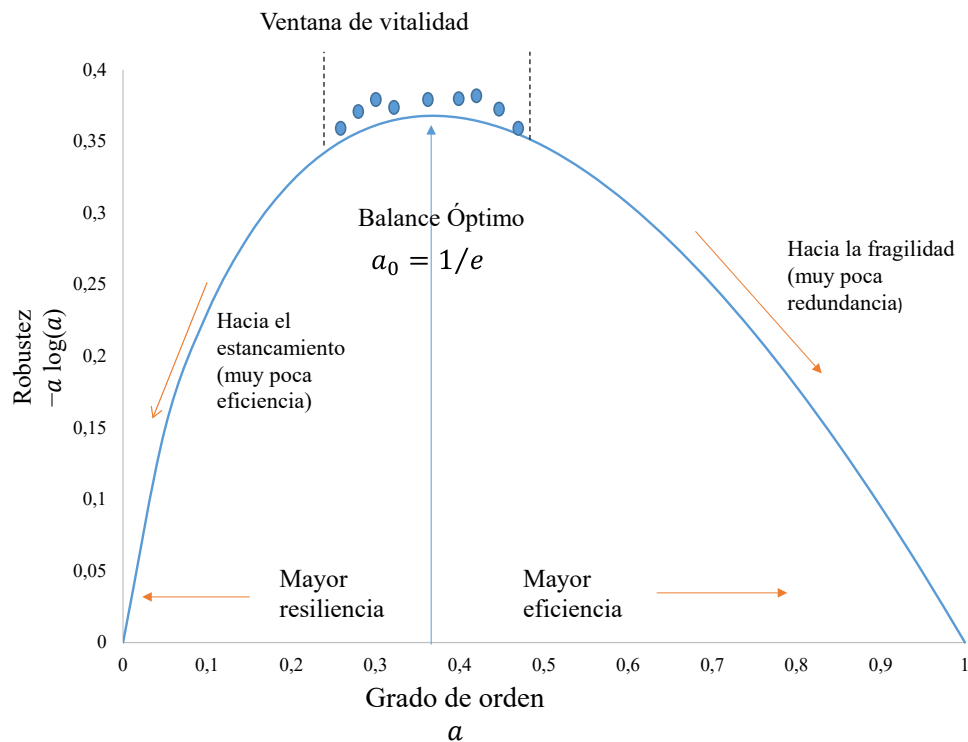
La relación $0 \leq A/C = a \leq 1$ proporciona un valor normalizado del grado de orden del sistema. Una vez más, aplicamos la fórmula de Shannon para construir un índice que proporcione una compensación equilibrada entre eficiencia –medida de restricciones de flujo, resultando en trayectorias de flujo más ágiles y predecibles– y redundancia –medida de la diversidad del flujo y la multiplicidad de caminos posibles (Mukherjee et al. 215)–. Este nuevo término se llama robustez (Fath 2015), R :

$$R = -a \log(a) \quad (59)$$

Según Fath (2015), la elección de la ecuación 59 no es absoluta, pero ofrece dos ventajas. La primera, $R = 0$ cuando $a = 1$ y $R \rightarrow 0$ si $a \rightarrow 0$. La segunda es que la ecuación 59 tiene un único máximo entre los dos puntos finales que es $a_0 = 1/e = 0.367879$ y a varía entre 0 y 1. Todos los valores de R caerán en dentro de la figura 2.6.

El punto $a_0 = 1/e$ es importante pues, según Ulanowicz (2009), parece ser el punto de sostenibilidad natural, no es que los sistemas no puedan existir cuando $a > 1/e$, sino que necesitan de trabajo adicional para mantener su configuración estable; a medida que a sobrepasa más de $1/e$, se necesitará aún más trabajo adicional para mantenerse en ese lugar. Para resumir, solo son posibles dos estados de equilibrio termodinámico ($a = 0$ y $a = 1$), pero cuando existe una fuente de energía externa los dos estados dejan de ser configuraciones probables, lo que provoca que el sistema se mueva hacia un punto intermedio de a y la actitud del sistema caminará hacia el máximo de a , es decir, $a_0 = 1/e$. En este máximo, el sistema logra una especie de equilibrio entre sus tendencias compensatorias (fig. 2.6).

Figura 2. 6. La ventana de vitalidad se produce alrededor de la posición óptima $a_0 = 1/e$ de la medida de robustez



Fuente: Basado en Goerner (2009); Ulanowicz (2009); Kharrazi (2013); Fang y Chen (2015); Fath (2015).

El problema de las configuraciones más eficientes ($a \approx 1$ o $R \approx 1$) es que hace vulnerable al ecosistema, porque se volverá frágil o “congelado”, y las vías de retroalimentación dominantes e inflexibles pueden ser víctimas de perturbaciones (Ulanowicz 2009a). Suponga que en la estructura b) de la figura 2.5 se elimina el enlace entre el nodo 1 y 3, lo que implicaría que esta estructura no tiene ciclos, peor aún si se eliminara a la vez la ruta de 2 a 1, quedaría aislado el nodo 1, lo que no pasaría en la estructura a). En contraposición, si el grado es demasiado bajo ($a \approx 0$ o $R \approx 0$), la eficiencia de las restricciones se pierde entre el ruido y las perturbaciones lo que produciría un sistema vivo demasiado redundante. Para que el ecosistema perdure en el tiempo e interactúe con la naturaleza circundante, se debe evitar los dos puntos finales ($a \approx 0$ y $a \approx 1$) antes mencionados.

Por esta razón, la configuración de los ecosistemas sostenibles es un equilibrio entre la eficiencia y la redundancia. No obstante, el ruido (redundancia) y el determinismo (eficiencia) no se mezclan fácilmente, por lo que no se debe esperar que los sistemas se concentren en a_0 (fig. 2.6), sino a su alrededor. Es a este lugar, el pico de la curva, donde las compensaciones

se equilibran de manera óptima, al que Ulanowicz (2009b) y Goerner et al. (2009) llamaron como la *ventana de vitalidad*. Lo más intrigante fue que las redes experimentales de modelos de ecosistemas, en su mayoría acuáticas y costeras, se agrupaban alrededor de esta área óptima (Fath 2015).

Sin embargo, hay que tener cuidado cuando se usa la palabra equilibrio, pues, valga la redundancia, en el punto más alto de la curva de la figura 2.6 ($a_0 = 1/e$), el sistema en su máxima aptitud no pasa la prueba de equilibrio termodinámico. Suponga que se aísla al sistema del atractor (alrededor del punto máximo), este sufrirá un cambio posterior. Es obvio que los ecosistemas que se agrupan alrededor del atractor perecerán y desaparecerán luego de ser aislados.

Para sintetizar la dinámica de los sistemas vivos: solamente son posibles dos estados de equilibrio ($a = 0$ y $a = 1$). Toda vez que una fuente externa de energía y materia alimente al ecosistema, los anteriores equilibrios dejan de ser posibles. Luego, el sistema se moverá hacia algún valor intermedio de a , y la aptitud del sistema eventualmente gravitará hacia el máximo en $a_0 = (1/e)$. En este máximo, el sistema logra una especie de equilibrio entre sus tendencias compensatorias (Ulanowicz 2009a).

2.4.3. Limitaciones y supuestos del ARE

En las evaluaciones de ARE se estudia, comúnmente, el flujo de energía que se transfiere entre todos los compartimentos del sistema de una cadena alimentaria. Debido a las pérdidas termodinámicas inherentes, los modelos de flujo de energía generalmente tienen un mayor porcentaje de flujo perdido al medio ambiente a través de la disipación y la respiración. Por consiguiente, estos modelos tienden a tener un índice de ciclismo relativamente bajo, del 5 % al 15 % (Fath y Patten 1999). Muchas de las propiedades de la red están ligadas con el nivel del ciclo, por lo que, al estudiar tan solo los modelos de flujo de energía, en realidad subestimamos estas propiedades. Los modelos basados en nutrientes y en agua tienen más probabilidades de exhibir propiedades como la amplificación de red.

La escala y la agregación son otro tema que se debe considerar, pues la cuestión de cómo representar un modelo, si dividir o agrupar compartimentos, depende del grado de comprensión del sistema y de las preguntas de interés. A esto por lo general se conoce como el problema de modelado, porque cada sistema se puede representar en un número infinito de

modelos conceptuales. Claramente, el modelo conceptual que subyace al análisis tiene un efecto en las propiedades de la red puesto que son propiedades de los modelos y no de la realidad. En particular, las propiedades cambian en función de la escala seleccionada debido al ciclo. Los modelos a gran escala y escasamente conectados tienden a tener un índice de ciclo bajo, lo que significa que es menos probable que exhiban estas propiedades. Por esta razón Fath y Patten (1990) recomiendan que el nivel de resolución de la escala y agregación sea consistente internamente.

La limitación más importante es que los modelos, a excepción de EBIE, parten del supuesto de estado estacionario (ecuación 27). El estado estable estático es una condición importante porque no solo los flujos internos son constantes, sino también los externos que controlan el sistema. Debido a este impulso externo, el sistema se aleja del equilibrio termodinámico y exhibe propiedades emergentes basadas en el ciclo. Las propiedades de red descritas se basan en una entrada constante de estado estable y flujo continuo, por tanto, los sistemas que cambian rápidamente aún no son susceptibles a este enfoque. Sin embargo, las matrices estáticas capturan el principio subyacente (Fath y Patten 1990).

2.5. Conclusiones

Para determinar si los procesos urbanos pueden llegar a ser sostenibles a largo plazo como los ecosistemas, necesitamos establecer qué características les hacen diferentes de las que exhiben los ecosistemas. Esto requiere que los sistemas urbanos se describan como redes de flujo y se evalúen mediante el análisis de redes ecológicas. La información necesaria para este propósito es la matriz de flujo $\mathbf{F}_{n \times n} = [f_{ij}]$, las importaciones $\mathbf{z}_{n \times 1} = [z_i]$ y las exportaciones $\mathbf{y}_{1 \times n} = [y_i]$, que podemos resumir como $\Gamma = \{\mathbf{F}, \mathbf{z}, \mathbf{y}\}$.

Los elementos de Γ se pueden obtener, a través del análisis insumo-producto. Este camino toma en cuenta a todos los sectores industriales dentro de la zona de estudio –provincial, cantonal, ciudadano, etc.–. La vía para recorrer es, primero, la obtención de la tabla insumo-producto regional o cantonal monetaria, luego transformar esta matriz a flujos físicos, y, por último, aplicar el análisis de redes ecológicas. El problema es que, en Latinoamérica, específicamente en el Ecuador, no existen matrices a nivel subnacional o su exploración es mínima, por lo cual este camino demanda de la construcción de las tablas insumo-producto.

Para la construcción de las tablas insumo-producto a nivel subnacional hay que tener en cuenta dos aspectos. En primer lugar, que la matriz de coeficientes técnicos de una tabla nacional son algún tipo de promedio de los datos productores individuales ubicados en localidades específicas dentro del país, y que la estructura productiva de una de estas áreas en particular podría ser idéntica o diferente a la registrada en la TIP nacional. En segundo lugar, que a medida que el área económica es más pequeña depende más del comercio exterior. Tales consideraciones enfatizan en que para capturar la estructura productiva de un área cantonal, por ejemplo, se debe construir la tabla insumo-producto con datos del territorio.

La aplicación de las métricas de análisis de flujo requiere cumplir dos supuestos: 1) el modelo debe rastrear un flujo único, termodinámicamente conservado, como energía, carbono, agua o nitrógeno; 2) el modelo debe estar en estado estable para muchos de los análisis, a excepción del enfoque basado en información ecológica. Las métricas de ENA brindan la mejor aproximación del estado de un sistema en su conjunto, por ejemplo, a través del análisis de flujo, específicamente, de las matrices de peso de fuerza de tracción y del peso de la fuerza motriz, las cuales permiten formar la pirámide trófica del ecosistema en análisis, fundamental para la evaluación de la presión que ejercen los pisos de arriba sobre los pisos de abajo, y para estudiar la influencia de los compartimentos sobre el sistema y la influencia del sistema sobre los compartimentos.

Asimismo, con el análisis de utilidad se exploran las relaciones integrales cualitativas del sistema como son la explotación, la competencia y el mutualismo, aspectos que muestran la salud del sistema objeto de análisis. Para finalizar, el enfoque basado en información ecológica desarrollado en la escuela de Ulanowicz, con su indicador de robustez, es una forma cuantificable y medible de la sostenibilidad de un sistema. Su cálculo muestra las diferencias entre las características de los procesos urbanos y las características sostenibles que tienen los ecosistemas.

La pregunta que resulta de esto es la siguiente: ¿los sistemas construidos por los humanos se agrupan dentro de esta ventana de vitalidad? La motivación de este cuestionamiento es, en primer lugar, establecer si surgen patrones similares en ambos tipos de sistemas y, en segundo lugar, si son diferentes, para luego comprender por qué. Existe mucho interés en construir sistemas urbanos con principios de diseño ecológico, dada la evidencia de que los ecosistemas

optimizan el valor de robustez, en otras palabras, saber en qué se diferencian podría dar una luz sobre las decisiones de diseño urbano.

En definitiva, ARE combinado con AIP permite evaluar la sostenibilidad urbana en el sentido de un rasgo propio de la configuración del sistema. Si bien la condición necesaria se refiere a restricciones de entrada y salida de flujo, claramente un sistema que depende de entradas que no pueden mantener, por ejemplo, combustibles fósiles se aleja de la sostenibilidad. También se alejan de la sostenibilidad si los flujos exceden la capacidad receptora del ambiente para absorber sus desechos. Mas allá de estos aspectos limítrofes evidentes de la sostenibilidad, lo que importa es lo que sucede dentro del propio sistema y lo que se hace con esos flujos, en otras palabras, cómo se gestionan y cómo se utilizan. Con el tiempo los ecosistemas se han organizado de tal manera que combinan procesos de autoorganización con la utilización de los flujos de energía y materia de formas útiles; ello proporciona una mayor organización, pero aleja al sistema del equilibrio.

Capítulo 3. Descripción del objeto empírico: Distrito Metropolitano de Quito

3.1. Introducción

Los modelos de red ecológica de agua virtual que se buscan desarrollar en esta tesis serán aplicados en el cantón Quito para estudiar su metabolismo. Como vimos en el capítulo 1, las ciudades son ecosistemas que tienen sus propias características, límites y procesos; son altamente dependientes de sus entornos marginales y están profundamente alteradas por los diversos procesos y patrones del entorno humano.

Para estudiar el metabolismo de los ecosistemas, los ecólogos definen límites según la conveniencia del estudio. Cualquier delimitación que se elija está abierta a la entrada de flujos de energía materia, con el objetivo de minimizar los flujos que atraviesan al sistema. En sistemas urbanos, suele ser más complicado elegir estos límites del estudio, pues estos sistemas están caracterizados por heterogeneidades a varias escalas de orden jerárquico. La forma para delimitar que hemos elegido en este estudio es usando los límites jurídicos. Si bien esto le dota de un carácter *ad hoc* a la delimitación, es la manera de tener datos consistentes para la investigación. En Ecuador según la Constitución del 2008, en su art. 242, “el Estado se organiza territorialmente en regiones, provincias, cantones y parroquias rurales [...]”, por lo que es posible delimitar a nivel de cantón.

La Constitución en su art. 247 también establece que “el cantón o conjunto de cantones contiguos en los que existan conurbaciones, con un número de habitantes mayor al siete por ciento de la población nacional podrán constituir un distrito metropolitano”. En este sentido, a finales del siglo XX el cantón Quito se conformó como Distrito Metropolitano de Quito, sin cambiar el límite territorial, pues el Código Orgánico Organizacional Autonomía Descentralización (COOTAD) en su art. 76 indica que “el proyecto no podrá modificar los límites territoriales del cantón o cantones que conforman el distrito metropolitano autónomo”.

Así, en este estudio, la delimitación del ecosistema urbano será la del cantón o Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). La ventaja de esta delimitación es la existencia de información relevante que se levanta a nivel cantonal. Por ejemplo, la información contenida en el servicio de rentas internas (SRI) se encuentra a nivel cantonal, provincial y país (Saiku <https://srienlinea.sri.gob.ec/saiku-ui/>). Otro ejemplo son los datos de las cuentas cantonales reportadas por el BCE (2021). A esto se añade que una comprensión ecológica de los sistemas

urbanos debe incluir áreas suburbanas, aldeas poco pobladas conectadas a las urbes y zonas de influencia manejadas o afectados por la energía y el material del núcleo urbano y suburbano. En este sentido, un distrito metropolitano o cantón cuenta con parroquias urbanas –la ciudad– y parroquias rurales, las últimas afectadas por la dinámica de la ciudad.

Una vez delimitado el estudio, procedemos a entender sus particularidades. El objetivo de este capítulo es caracterizar de forma breve al Distrito Metropolitano de Quito. Algunos trabajos que han caracterizado al DMQ son Luzuriaga (2013), Metzger (2001) y Ortiz-Crespo (1989). El estudio de Luzuriaga buscaba entender la relación de la ciudad con el agua; el de Metzger el perfil ambiental de Quito. De manera similar, buscamos caracterizar este entorno urbano para contextualizar el estudio.

Luego de esta introducción, hacemos una revisión del entorno natural del DMQ. En tercer lugar, nos centramos en el entorno construido, lo que nos interesa aquí es su dinámica de población, crecimiento de la mancha urbana, los cambios de uso del suelo, la demanda de agua, etc. En cuarto lugar, presentamos la huella que deja la actividad urbana en el cantón y, por último, cerramos con conclusiones.

3.2. Entorno natural

3.2.1. Generalidades

La ocupación etnohistórica del actual DMQ data del periodo precerámico entre 10 000 y 4000 años antes de Cristo (a. C.). La población de ese entonces era nómada, que inicia su proceso de sedentarismo en los periodos 3500 a 500 a. C. Luego entre el año 500 a. C. a 500 d. C. se conforman los pueblos ayllu, cuya agrupación constituyen los llajtakunas. Con la conquista inca de finales del siglo XV los ayllus pasan a ser parte del régimen centralizado del sistema piramidal incaico.

La colonización española de los siglos XVI y XVII configura la ciudad, basándose en un modelo urbanístico del tablero de ajedrez, que mantiene vínculos productivos y comerciales con áreas rurales contiguas. A finales del siglo XX, Quito se convierte en Distrito Metropolitano conformado por áreas urbanas, suburbanas y rurales (FLACSO Ecuador y PNUMA 2011).

El Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) o cantón Quito es la capital del Ecuador y de la provincia de Pichincha. Comprende 32 parroquias urbanas y 33 rurales (mapa 3.2), lo que significa aproximadamente 4231 kilómetros cuadrados de territorio. Tiene una altitud media de 2850 metros sobre el nivel del mar (m s. n. m.). Abarca una inmensa variedad de microclimas que le permiten la existencia de 17 tipos de ecosistemas, debido a que se encuentra ubicado en una zona con variaciones altitudinales que va desde los 490 m s. n. m. (por ejemplo, en Santa Rosa de Pacto) hasta 4780 m s. n. m. en la cima del Sincholauga y está atravesada por el paralelo 0° (mapa 3.1), lo que la ubica en la mitad del mundo (Secretaría de Ambiente 2012, 2016; Mejía 2014).

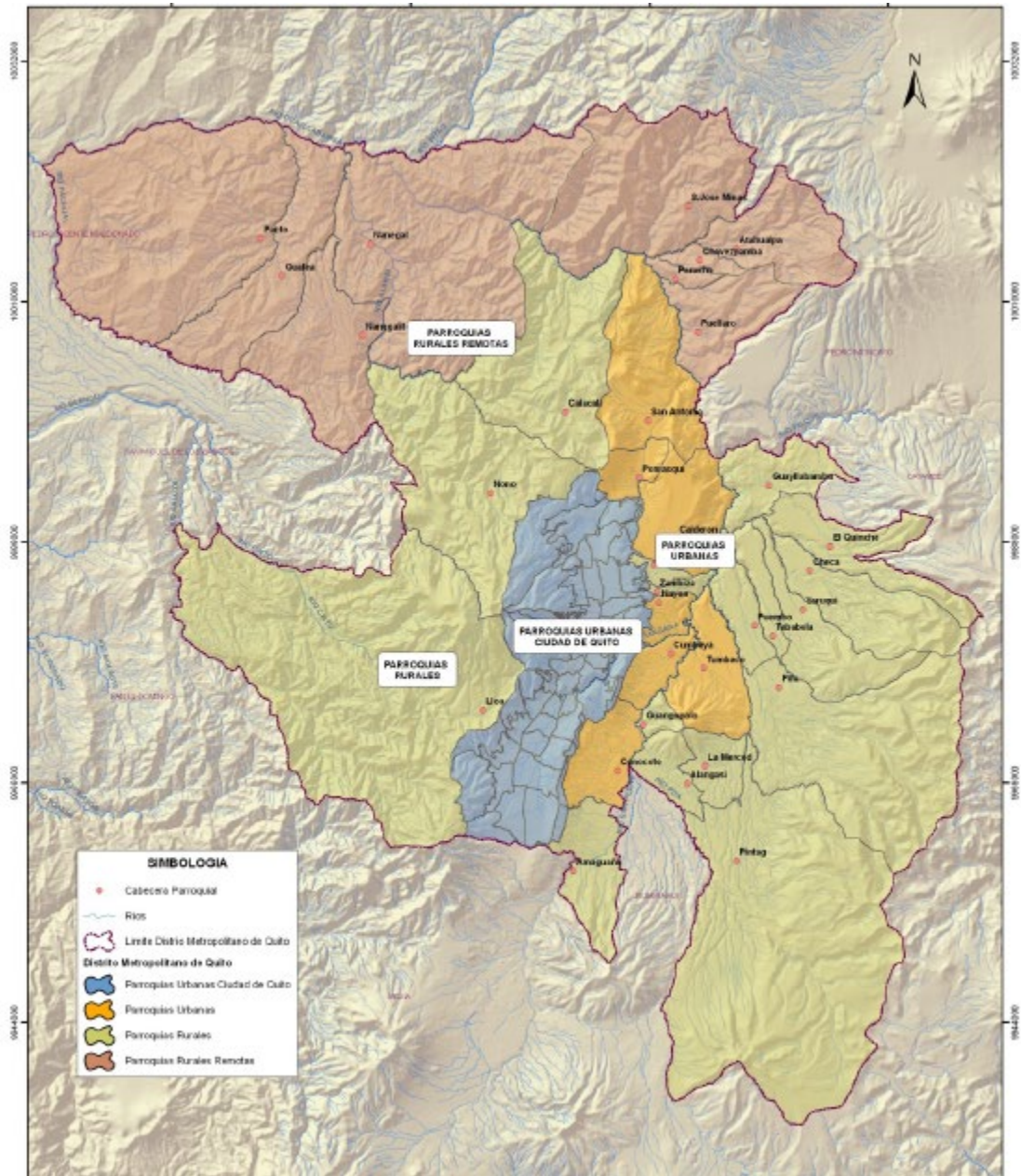
Mapa 3.1. Ubicación geográfica de Quito en el Ecuador y en el paralelo 0°



Fuente: Secretaría de Ambiente (2016).

El DMQ forma parte de la hoya del Guayllabamba, que se caracteriza por tener diversidad de montañas y valles, los cuales inciden directamente en los diversos tipos de clima. Los tipos de clima más las geoformas son las variables que determinan los ecosistemas y hábitats propios del cantón. De ello resultan grandes extensiones de bosques húmedos –aproximadamente 120 000 hectáreas (ha)–, arbustos y bosques secos –47 000 ha–, vegetación arbustiva –45 000 ha– y páramos de los más altos del mundo que inician en 3600 m s. n. m. –abarca 45 000 ha–.

Mapa 3.2. División en parroquias del Distrito Metropolitano de Quito



Fuente: EPMAPS (2011).

Nota: La parte azul representa las parroquias urbanas de la ciudad de Quito, la naranja son las parroquias urbanas fuera de la ciudad (San Antonio, Pomasqui, Calderón, Cumbaya, Tumbaco y Conocoto). El sector rojizo son las parroquias rurales remotas (Nanegalito, Pacto, Nanegal, Gualea, Pacto, San José de Minas, Atahualpa, Chavezpamba, Perucho, Puellarro), y la parte verde son las parroquias rurales (Lloa, Nono, Calacalí, Guayllabamba, El Quinche, Checa, Yaruqui, Puenbo, Tababela Pifo, La Merced, Alangasi, Guagopolo, Pintag y Amaguaña).

El DMQ está ubicado entre la cuenca hidrográfica del río Esmeraldas, que nace de los deshielos y las vertientes del Atacazo, Cotopaxi, Cayambe, Illiniza, Pichincha y Sincholagua.

Las vertientes descienden y forman los ríos Blanco y Guayllabamba, que unido con el río Quinindé son las principales subcuencas que forman la cuenca del río Esmeraldas, esta cuenca tiene una superficie de drenaje de 11 792 km², que representa el 5 % del territorio nacional.

El agua en cauces naturales del DMQ son ríos y/o quebradas y lagunas. Los ríos abarcan una superficie de 0,11 % que representa 481 ha. Las lagunas abarcan un 0,05 % equivalente a 208 ha. También se debe sumar el agua por cauces artificiales que representa el 0,02 % del territorio, el cual tiene relación con los reservorios de agua para almacenamiento y potabilización.

Debido a la variación altitudinal (500-4,780 m s. n. m.), a su ubicación en la zona ecuatorial templada –75 % de humedad relativa y 14,78 °C de temperatura promedio– y a la influencia de los vientos alisios hay precipitaciones casi todo el año, que van desde 450 mm/año a 4500 mm/año. Sin embargo, durante las últimas tres décadas en el DMQ se han evidenciado aumentos en la temperatura y en la distribución e intensidad de las precipitaciones. Los aumentos de temperatura en promedio están en 2,3 °C, mientras que las variaciones en las precipitaciones son menores. Estas dos variables configuran 11 tipos de climas (Secretaría de Ambiente 2016).

3.2.2 Ecosistemas y vida silvestre

En el DMQ existen 17 ecosistemas, de los cuales, ocho son formaciones de bosques, tres de arbustos y seis herbazales. La distribución de estos ecosistemas según parroquias es la siguiente: en la parroquia de Checa existen 11 tipos; en Pifo, Quinche, y Yaruquí 10; en Lloa, Nono y San José de Minas 9; Atahualpa 8 y en Puéllaro 7. Existen grandes remanentes de bosques húmedos en 17 de las 33 parroquias rurales del DMQ, de las cuales, el mayor número de hectáreas se encuentra en Lloa con 38 622 ha y con alrededor de 5000 ha en las parroquias de Nanegal, Pacto, Nono, San José de Minas, Nanegalito y Calacalí.

Por la variedad climática y la existencia de 17 tipos de ecosistemas, el DMQ presenta alta biodiversidad. La mayor concentración de biodiversidad y endemismo se encuentra desde las estribaciones del volcán Pichincha hasta el nudo de Mojanda, en esta franja se puede encontrar hasta tres ensambles de especies animales y vegetales, esta riqueza se debe al menor impacto humano que ha recibido esta zona, pues se encuentra en fuertes pendientes y por su estatus de área protegida. Mientras que los ecosistemas con mayor cantidad de especies en

peligro son el bosque montano alto y el bosque piemontano, con 122 plantas vasculares, 55 especies de aves y 11 mamíferos amenazadas.

No existe otra capital o Distrito Metropolitano en el mundo que contenga la misma diversidad biológica, que se calcula en 18 018 registros de plantas, 112 especies de mamíferos – 28,5 % de los registrados en Ecuador –, 542 especies de aves –32 % del total de aves registradas en Ecuador–. Existen registros de 2330 plantas vasculares, 11% de las cuales son endémicas, existe abundancia de epifitas, etc. En mamíferos podemos citar al oso de anteojos, al mico y al venado enano, y en aves al cóndor andino y el zamarrillo pechinegro, que es el ave emblema del distrito (Secretaría de Ambiente 2016).

3.3. Entorno construido

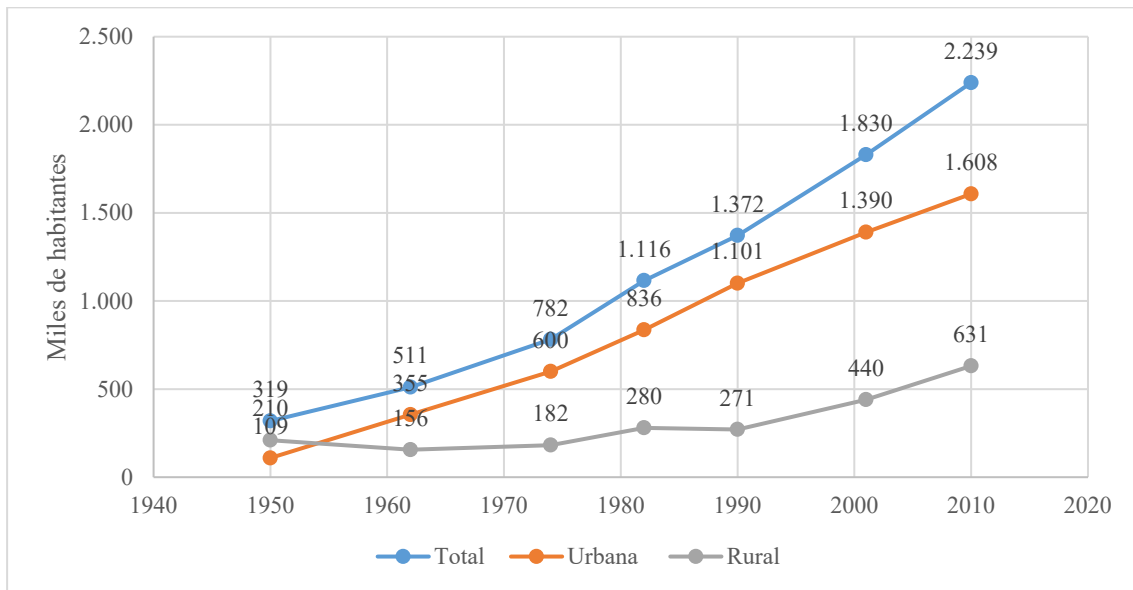
3.3.1. Población

La población del Quito a inicios de los años cincuenta era prácticamente rural con 65,83 % y el restante 34,17% urbana. Luego en el año 1962 se revirtió la tendencia, pues la población urbana para esa época representaba el 69,47% y la rural el 30,53%; de ahí en adelante, la brecha urbano-rural ha ido creciendo de manera paulatina a lo largo de seis décadas, hasta que en el 2010 la población de cantón fue 2 239 191 habitantes. El 71,8% se encuentra en el área urbana, y el restante 28,20 % en la zona rural (fig. 3.1).

Para el 2020 se estima que sea el cantón más habitado del país con 2 781 641 personas (INEC 2017) y con una distribución del 80 % para la zona urbana y el 20 % para la zona rural (Secretaría de Ambiente 2016). La población del DMQ representa el 15,5 % de toda la población del Ecuador y cerca del 87 % de la población de la provincia de Pichincha (MDMQ 2012).

Las parroquias de Quitumbe, Turubamba y Guamaní, al sur, y El Condado, Cochapamba y Carcelén, al norte, son las que experimentan un incremento interesante de población de la tendencia de densificación poblacional urbano-rural. Sin embargo, las parroquias periurbanas Calderón y Conocoto son las que presentan el mayor crecimiento de este indicador, marcando la tendencia a unirse a la ciudad (Secretaría de Ambiente 2016).

Figura 3.1. Evolución de la población urbana y rural de Quito 1950-2010



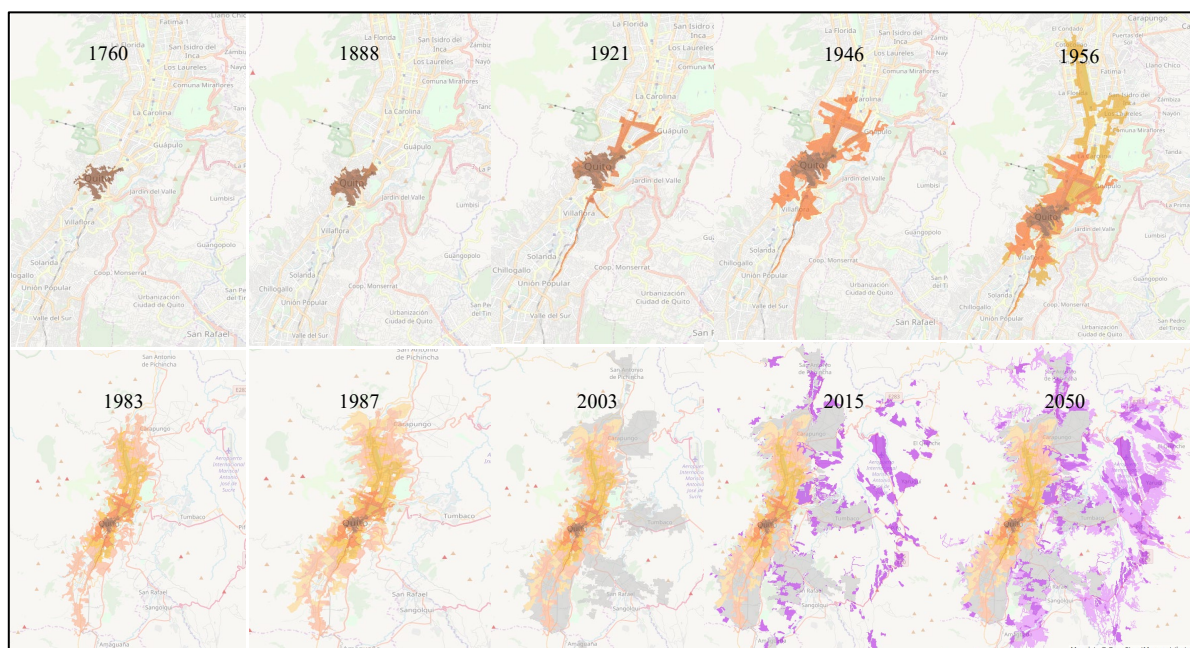
Fuente: INEC (2014), con datos de los censos nacionales de 1950, 1962, 1974, 1982, 1990, 2001 y 2010.

Las estimaciones muestran que la población del DMQ seguirá creciendo hasta alcanzar en el 2040 aproximadamente 4,2 millones de habitantes (EPMAPS 2011). Junto con ella, se incrementará la complejidad urbana en términos de tejido social, relaciones económicas, crecimiento de la mancha urbana y las afectaciones al medio ambiente.

3.3.2. Mancha urbana

La mancha urbana se correlaciona de manera positiva con el crecimiento poblacional, y con la tendencia a ubicarse en el sector urbano. En el DMQ se pueden distinguir tres periodos de crecimiento; el primero, de crecimiento bajo entre 1760 y 1946, el segundo, moderado de 1946-2013, y el tercero, alto de 2015-2050 (fig. 3.2). Las áreas que más están experimentando procesos de urbanización son Tumbaco, los Chillos y San Antonio.

Figura 3.2. Evolución de la mancha urbana del cantón Quito 1760-2050



Fuente: Secretaría de Ambiente (2016).

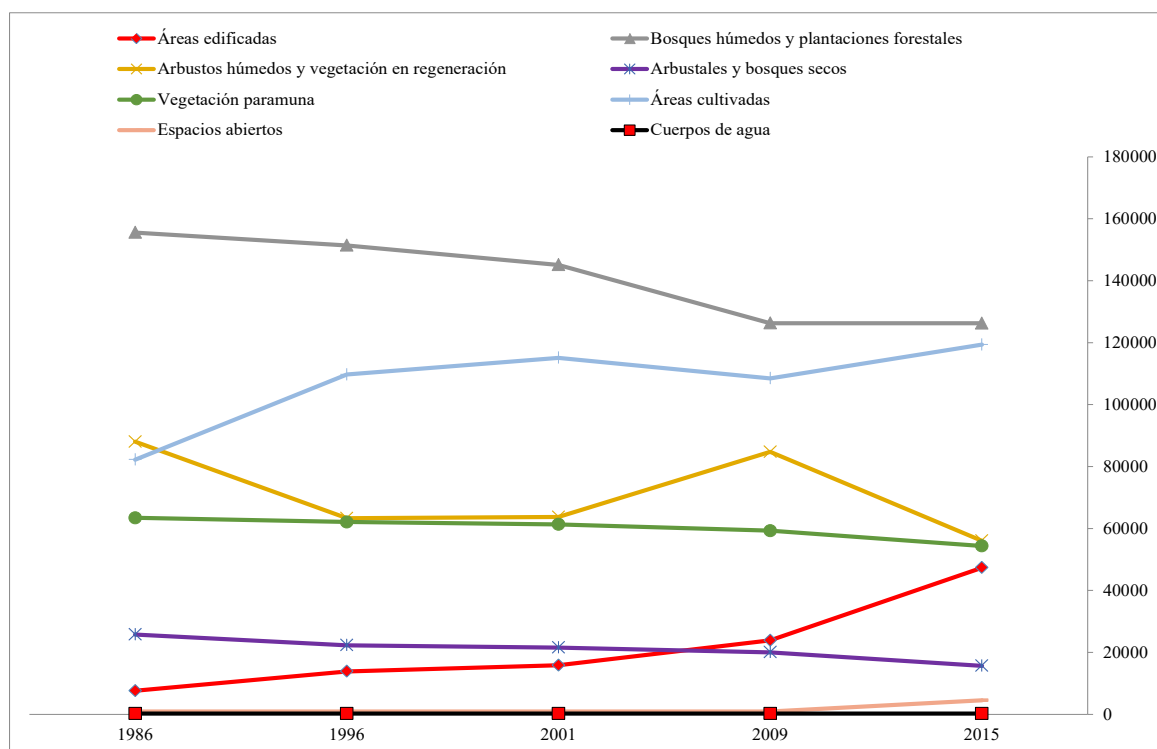
Nota: Las colores café, naranja y violeta muestran la evolución de la mancha urbana. Específicamente en 2015 y 2050 son estimaciones de los posibles asentamientos.

En los últimos cinco años se ha experimentado un crecimiento exponencial de la mancha urbana (fig. 3.3), la cual representa el 11,15 % del total del distrito, esto equivale a 47 340 hectáreas (ha), con una tasa de crecimiento urbano promedio de 4,67 ha/año. Al parecer los controles y las regulaciones al crecimiento urbano son limitados frente a las tendencias de nuevas centralidades de desarrollo (Secretaría de Ambiente 2016).

3.3.3. Cambios de uso del suelo

Entre 1986 y 2015, la expansión urbana se multiplicó por 5,22, pasando de 7599 ha a 47 340 ha. Durante el mismo periodo, la tierra cultivada y los espacios abiertos crecieron un 45 % y un 388 %, respectivamente. Los arbustos húmedos y la vegetación en regeneración, los arbustos y bosques secos y, la vegetación paramuna, disminuyeron en un 18,84 %, 39 % y 14 %, respectivamente. Es decir, que mientras aumenta la demanda de bienes y servicios, y áreas edificadas, las plantas y animales del entorno natural disminuyen su presencia, lo que se entiende como una apropiación del espacio natural por parte de la sociedad quiteña.

Figura 3.3. Tendencias de los cambios de uso del suelo en hectáreas (ha) 1986-2015



Fuente: Secretaría de Ambiente (2016, 77).

La zona de regeneración de vegetación (línea amarilla) experimentó un crecimiento marcado entre 2001 y 2009 que pasó de 63 706 ha a 84 740 ha; para luego descender a 56 029 ha en el 2015. El área que ocupan los cuerpos de agua ha permanecido constante en 266 ha (anexo 7).

3.3.4. Apropiación directa del agua

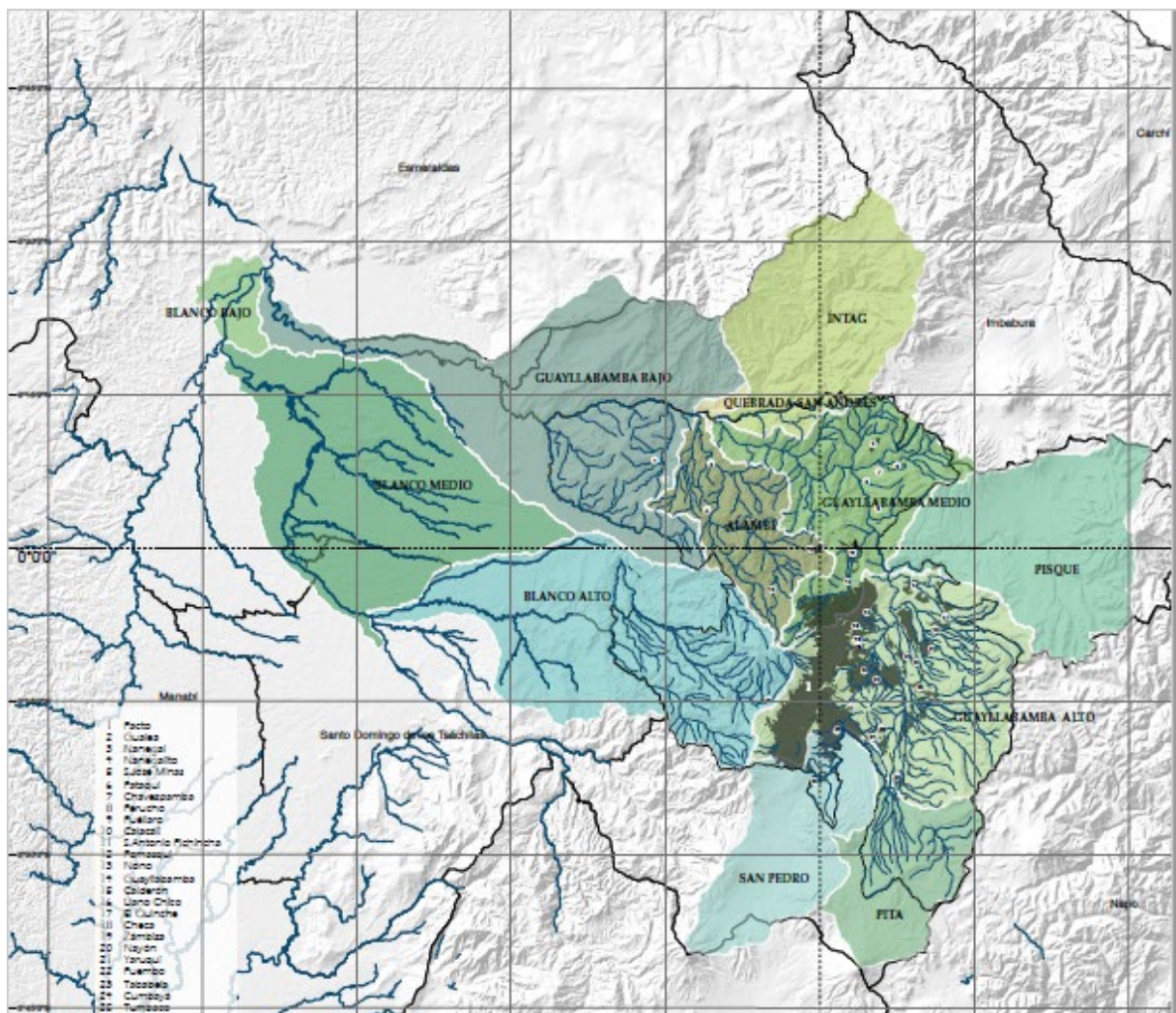
Según la Secretaría de Ambiente (2016), los recursos hídricos disponibles para el DMQ provienen de los acuíferos, los trasvases de subcuencas orientales y las aguas superficiales del Río Esmeraldas este nace de los deshielos y vertientes del Cayambe, Sincholauga, Cotopaxi, Illiniza Atacazo y Pichincha. El cantón se localiza en la cuenca hidrográfica del río Guayllabamba, su sistema hídrico está conformado por los ríos de alta montaña (mapa 3.3). Las principales subcuencas de los ríos son:

- San Pedro, que comienza a una altura de 2760 m s. n. m. y termina en la confluencia con el río Machángara ubicado a 2080 m s. n. m.
- Machángara, comienza a los 2180 m s. n. m. se nutre de varias quebradas del sur de Quito y es el receptor principal de las aguas residuales del sur y del centro de la

ciudad. El río presente un nivel de contaminación alto y tiene un fuerte olor a desperdicios.

- Guayllabamba, su formación inicia a los 2080 m s. n. m. en la unión de los ríos San Pedro y Machángara, más otros afluentes importantes como son los ríos: Chiche, Coyago, Guambi, Monjas, Pisque y Urvia.
- Monjas nace a los 2470 m s. n. m. y converge con el río Guayllabamba a los 1655 m s. n. m. Este río recibe las aguas residuales del sector norte de la ciudad.

Mapa 3.3. Hidrografía del cantón Quito



Fuente: Secretaría de Ambiente (2016).

Los acuíferos que forman parte del sistema hídrico que alimenta a la ciudad son los siguientes: Centro Norte de Quito, Valle de los Chillos, San Antonio de Pichicha –nivel

superior-, Puembo-Pifo. Sur de Quito y Pita; esto aportan el 15 % del total de agua que se distribuye en el DMQ.

Tabla 3.1. Detalle de los acuíferos que alimentan el sistema hídrico del DMQ

Acuífero	Detalle	¿Cómo se recarga?	Contaminación y Vulnerabilidad	Tiempo de vida
Centro Norte de Quito	Se describe como multicapa, con dos niveles relacionados entre sí, la profundidad varía entre 5 y 17 metros (m), en El Ejido y la Carolina y hasta 43 m en el sector del aeropuerto	La recarga se produce en las laderas del Pichincha y el área tiene un caudal de recarga de 460 litros/ segundos (l/s)	Se puede contaminar en los estratos superiores. Pero la zona más vulnerable es en las laderas del Pichincha	25 años
Sur de Quito	Comenzó su explotación hace 40 años para uso industrial. Se ubica dentro de la cuenca del río Machángara, área de acumulación 52 m ² Y cuenca de alimentación de 127 m ² . Son dos acuíferos: El Pintado y Guamaní.	En periodos lluviosos de febrero-mayo y de octubre-noviembre	Alto riesgo, sobre todo al nivel superficial (15 m). pues podría producirse una infiltración directa en la zona de acumulación que es un área urbanizada y de alto desarrollo industrial.	No determinado
San Antonio de Pichincha	Está formado por dos niveles: el superior, con profundidades entre 40 m y 80	La recarga del superior es en el Río Monjas. Inferior recarga el Río Pisque	Riesgo de contaminación alto para el nivel superior, pues es alimentado por el	20 años

	m. El nivel inferior con profundidad de 180 m, espesor de 100 m área de acumulación de 20,4 km ² .		Río Monjas, que recibe las aguas residuales del Norte de la ciudad. El riesgo es bajo para el nivel inferior, ya que hay poca permeabilidad entre los dos niveles.	
Valle de los Chillos	Se encuentra entre los 2320 y 4120 m s. n. m. al suroriente de la ciudad. Es multicapa, el superior es con profundidades de 40-60 m. y el inferior de 100-120 m	La recarga del acuífero se produce, en mayor medida, a través de la ladera norte del volcán Pasochoa	Riesgo bajo, porque la zona de alimentación se encuentra dentro del Refugio de Vida Silvestre Pasochoa	No determinado
Pifo	En estudio, su zona de interés se ubica en Pifo, Puembo, Tababela, Yaruquí y El Quinche. Se divide en tres: El Guambí con una extensión de 15 km ² y un espesor de 50 m, Pifo-El Quinche, acuífero multicapa, con un espesor de 100 m. Tobas Doradas, se	Por determinar	Por determinar	Por determinar

	extiende a lo largo de 376 km ²			
--	---	--	--	--

Fuente: Secretaría de Ambiente (2016).

3.3.5. Variables de desempeño económico

En año 2015 el sector que más empleo generó es el de comercio y reparación de vehículos que representa el 22,31 %, seguido de las industrias manufactureras con 11,49 % y, en tercer lugar, se encuentran las actividades de alojamiento y servicios de comida con el 7,84 %. Del total de subempleados, también la mayor cantidad está en el comercio que representa el 21,74 %, seguido por la construcción con un 11,63 %, y en tercer lugar las actividades de alojamiento y servicios de comida 11,47 % (tabla 3.2).

Las personas que pierden sus empleos tienden a subemplearse en los sectores del comercio. Esto resulta notorio en Quito, en las aceras de las avenidas Naciones Unidas y Amazonas, frente al Centro Comercial Ñaquito (CCI) o fuera de ese centro comercial, en el parque La Carolina al norte de Quito, y, al sur, en la calle J en el barrio Solanda.

Tabla 3.2. Desempleo y subempleo en el cantón Quito 2015, por rama de actividad

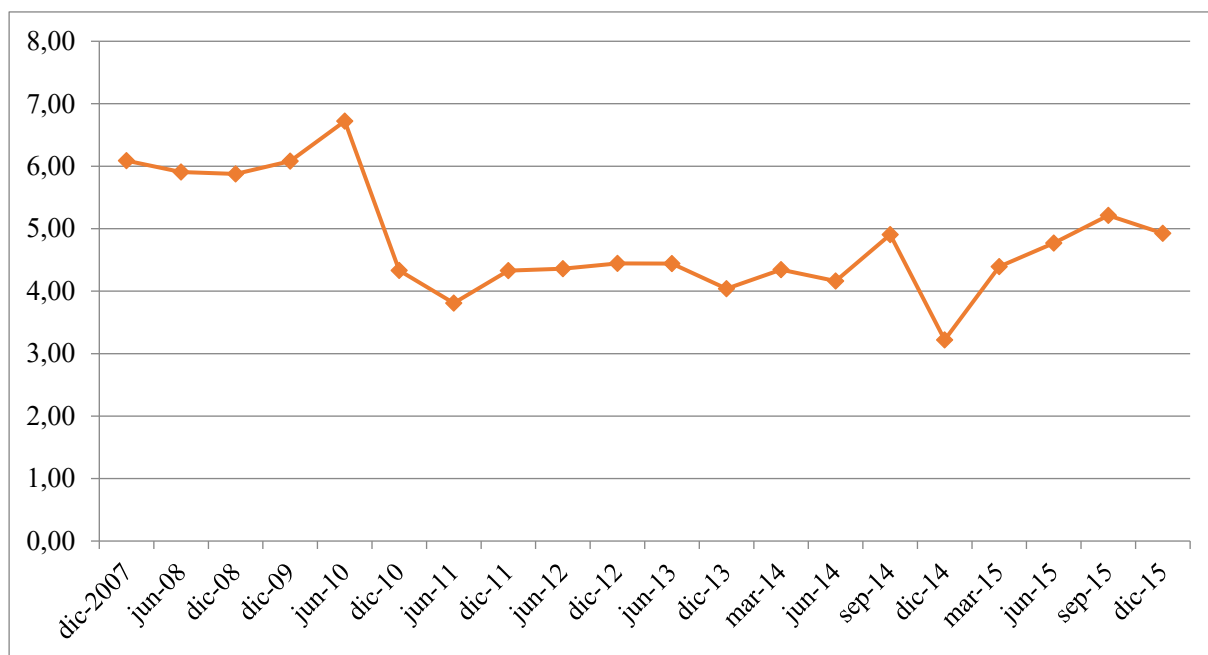
CIU 4.0 nivel 1	Empleo		Subempleo	
	Habitantes	Porcentaje	Habitantes	Porcentaje
A. Agricultura, ganadería caza y silvicultura y pesca	8 924	1,08%	159	0,33%
B. Explotación de minas y canteras	8 296	1,00%	0	0,00%
C. Industrias manufactureras	94 915	11,49%	5 331	11,10%
D. Suministros de electricidad, gas, aire acondicionado	3 323	0,40%	0	0,00%
E. Distribución de agua, alcantarillado	3 153	0,38%	0	0,00%
F. Construcción	56 081	6,79%	5 589	11,63%
G. Comercio, reparación vehículos	184 346	22,31%	10 424	21,70%
H. Transporte y almacenamiento	61 969	7,50%	4 674	9,73%
I. Actividades de alojamiento y servicios de comida	64 762	7,84%	5 513	11,47%
J. Información y comunicación	28 292	3,42%	0	0,00%
K. Actividades financieras y de seguros	18 691	2,26%	316	0,66%
L. Actividades inmobiliarias	2 177	0,26%	0	0,00%
M. Actividades profesionales, científicas y técnicas	31 188	3,77%	944	1,96%

N. Actividades y servicios administrativos y de apoyo	45 455	5,50%	1 620	3,37%
O. Administración pública, defensa y seguridad social	53 225	6,44%	0	0,00%
P. Enseñanza	41 975	5,08%	2 384	4,96%
Q. Actividades, servicios sociales y de salud	40 147	4,86%	1 020	2,12%
R. Artes, entretenimiento y recreación	9 411	1,14%	1 283	2,67%
S. Otras actividades de servicios	31 047	3,76%	3 873	8,06%
T. Actividades en hogares privados con servicio doméstico	38 978	4,72%	4 917	10,23%
U. Actividades de organizaciones extraterritoriales	826 355	100,00%	48 047	100,00%

Fuente: ENEMDHU (2015).

La tasa de desempleo en Quito para diciembre de 2007 se encontraba en 6 %, luego con un pico alto en junio del 2010 que alcanzó casi los siete puntos porcentuales, la mínima registrada es en diciembre de 2014 que estaba alrededor del 3 % (fig. 3.4). Para posicionarse en el 2015 en 5 %.

Figura 3.4. Evolución de la tasa de desempleo del Cantón Quito, diciembre 2007 a diciembre de 2015



Fuente: ENEMDHU (2015).

3.3.6. Sistemas productivos agrícolas

El sector agropecuario del DMQ goza de una localización privilegiada en el centro del planeta, donde existen el mismo número de horas del día y de la noche. Quito cuenta con once tipos de climas con temperaturas que van desde los 2° C hasta 27° C y con precipitaciones que van desde los 350 milímetros (mm) hasta los 4000 mm de lluvia. En el distrito existen dos estaciones, lluviosa (octubre-mayo) y seca (junio-septiembre). Este conjunto de variables climáticas hace del DMQ un lugar apropiado para la biodiversidad. Existen en cultivos permanentes 7868 ha, en ciclo corto 9828 ha y áreas de pastoreo en 63 858 ha.

La población que se dedica a la agricultura es de 39 977 habitantes que significa el 6 % de la población rural. De las 423 074 ha que ocupa el distrito, el 35% se ocupa en sistemas productivos, de los cuales 30 885 ha son para cultivos. La zona de cultivos se divide del siguiente modo: de ciclo corto (64,46 %), permanentes y semipermanentes (32,9 %) y el restante (2,64 %) son suelos de preparación. Los cultivos de ciclo corto son: maíz-frejol 14 371 ha, papa 2082 ha, frutas 2943 ha, cebolla 288 ha y haba 3 ha; en los cultivos de permanentes y semipermanentes tenemos: caña de azúcar 6 547 ha, flores 2925 ha, hortalizas 344 ha, palmito 332 ha, cebada 285 ha y plátano 47 ha. Los suelos en preparación son para cereales 644 ha y alfalfa 174 ha (Secretaría de Ambiente 2016).

3.3.7. Sistemas productivos no agrícolas

La otra parte de la población rural y urbana, que representa más del 95 %, se dedica a los sectores productivos que se detallan en el anexo 1 que van desde la elaboración de productos alimenticios –sector seis– hasta otros servicios –sector 35–. El producto interno bruto (PIB) del cantón está en aproximadamente en 26 000 millones de dólares, que representa el 26 % del PIB nacional para el año 2015. Las actividades profesionales, técnicas y administrativas son las que más aportan al valor añadido bruto (VAB) cantonal con 15,54 %, en segundo lugar, se ubica la administración pública con 14,57 % y, en tercer lugar, la construcción con un 10,37 %.

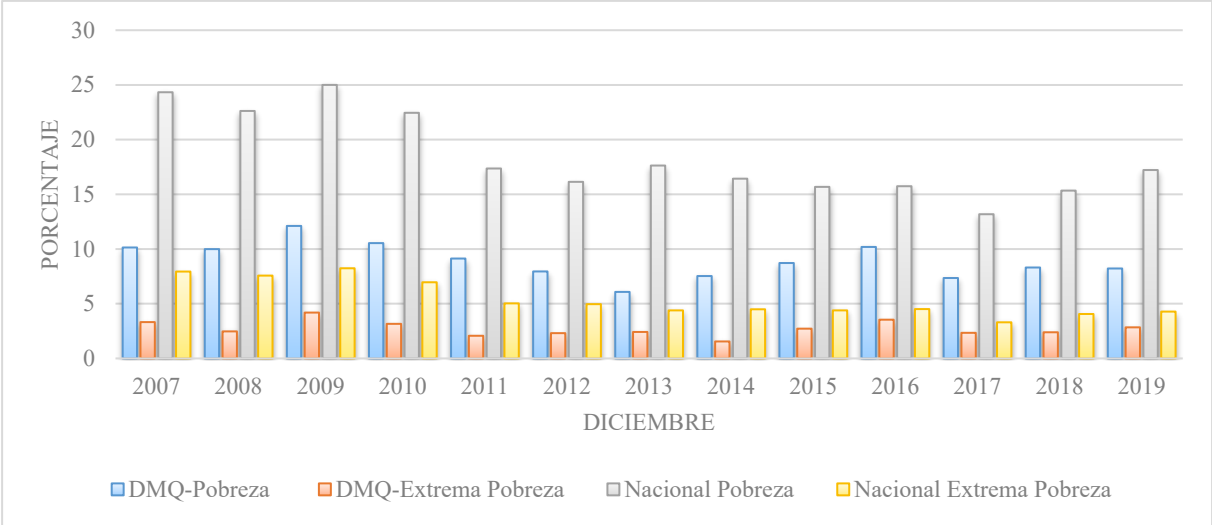
Sin embargo, si se agregasen en una sola cuenta las empresas manufactureras, estas alcanzarían un 22,24 %, según los métodos *survey* y *semi-survey* (tablas 4.8 y 4.9), con los que se construyó la MIP del cantón Quito para el año 2015. En los dos enfoques las exportaciones superan a las importaciones. Según el método de encuesta, la más alta importación se da en el sector 23 y las exportaciones se generan en el sector 32. Según el

método semiecuesta, las importaciones más grandes son para el sector de comercio, y las exportaciones salen de la administración pública sector 32, igual que el otro enfoque.

3.3.8. Pobreza por ingresos

Aquí mostramos el índice de pobreza por ingresos que se calcula dividiendo el total de personas pobres para la población total.

Figura 3.5. Pobreza y extrema pobreza por Ingresos de Quito y Nacional, 2007-2019



Fuente: INEC (2019).

Nota: Los datos son de la ciudad de Quito.

Durante el periodo de análisis, la pobreza y la extrema pobreza en Quito se sitúan por debajo de los índices nacionales urbanos, de hecho, su diferencia en promedio es de 9,5 % y de 2,7 %, respectivamente. Ello muestra que la ciudad tiene una incidencia mucho menor a la nacional en términos de pobreza y extrema pobreza. La pobreza ha disminuido de 10,14 % en diciembre del 2007 a 8,22 %, en diciembre del 2019; su pico más alto, de 12,11 %, fue en diciembre del 2012 (fig. 3.5).

La pobreza extrema a nivel de la ciudad Quito siempre se encuentra por debajo de los 4,2 puntos porcentuales. Para diciembre de 2007 era de 3,3 % y cierra en diciembre de 2019 con 2,8. Los datos ofrecidos son a nivel urbano, pues la Encuesta de Empleo Desempleo y Subempleo (ENEMDU) es estadísticamente significativa solo para las ciudades de Quito, Guayaquil, Cuenca, Machala y Ambato.

3.3.9. Transporte

El transporte público y privado es parte fundamental de toda urbe, porque permite la integración social y el desenvolvimiento económico, a través de la circulación de personas y/o mercancías. En Quito, el parque automotor se divide en dos grandes grupos, el transporte de personas y el transporte de bienes o mercancías.

El transporte de personas está dividido en motorizado y no motorizado. Del primero podemos distinguir tres tipos: público, comercial y privado; del segundo podemos diferenciar a los peatones y las bicicletas. Dentro del transporte público se encuentra el convencional –urbano, interparroquial e intraparroquial– y el integrado –Metrobús-Q–. El comercial se distingue por agrupar al transporte escolar e institucional, los taxis y al turístico. El privado está compuesto por los automóviles y las motocicletas; y, para finalizar, el transporte de mercancías se fragmenta en liviano, mediano y pesado (tabla 3.3).

Tabla 3.3. Estructura del sistema de transporte del DMQ

Transporte de personas	Motorizado	Público	Convencional	Urbano
				Interparroquial
				Intraparroquial
			Integrado	Metrobús-Q
		Comercial	Escolar e institucional	
			Taxi	
			Turismo	
	Privado	Automóviles		
		Motocicletas		
	No motorizado	Peatones		
Bicicletas				
Transporte de bienes (Mercancías)	Liviano			
	Mediano			
	Pesado			

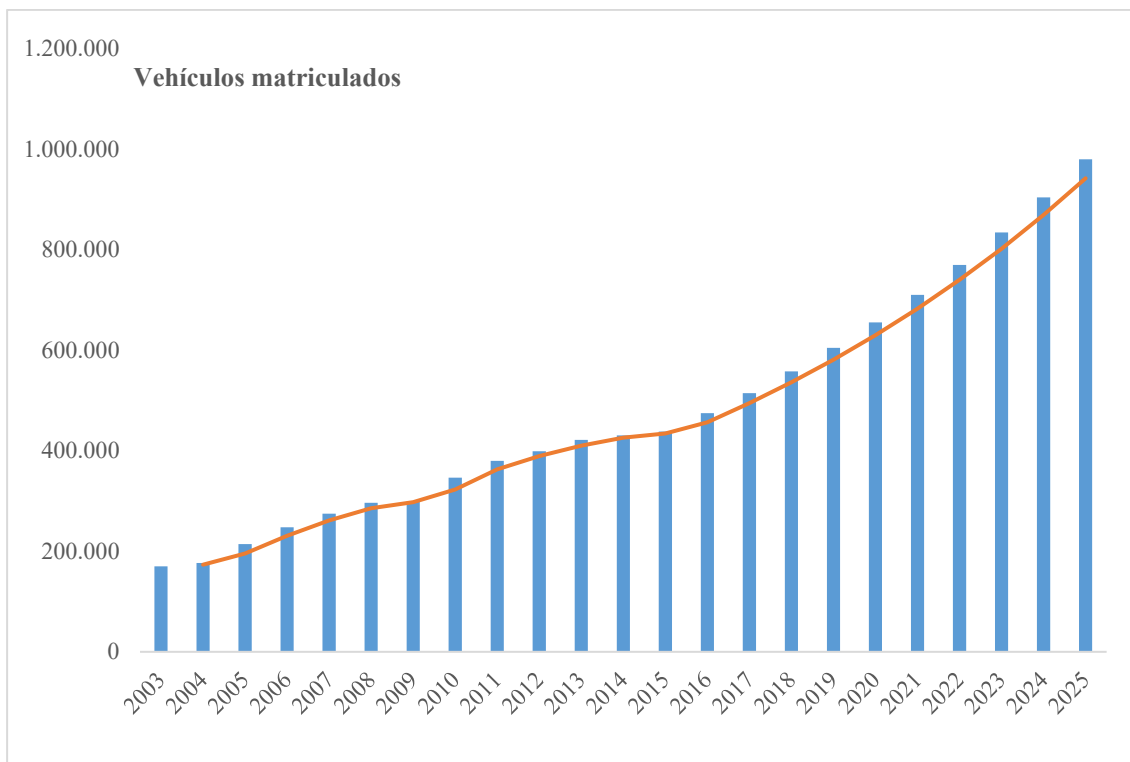
Fuente: Plan Maestro de Movilidad 2009-2025 (2009).

3.3.9.1. El parque automotor

Entre los años 2003 y 2015 los autos matriculados en el DMQ crecieron en 1,5 veces pasando de 170 023 unidades vehiculares a 438 175 vehículos (fig. 3.6). Su presencia en las vías es el factor clave del incremento de las congestiones de tráfico, que cada vez son más severas

durante las horas pico del día, en particular en las intersecciones del hipercentro y en la confluencia de los accesos viales a la ciudad de Quito. Por ejemplo, en la red vial principal de los valles de Los Chillos, Tumbaco y Cumbayá, debido a que los habitantes de estos sectores presentan una tasa más alta promedio de posesión de vehículos que es de 187 por cada 1000 habitantes, respecto al promedio de la ciudad que es de 145/1000 personas (Plan de Movilidad 2009, 32).

Figura 3.6. Evolución del parque vehicular del Distrito Metropolitano de Quito, 2003-2025



Fuente: ANT (2017).

El crecimiento promedio de vehículos matriculados entre el 2003 y 2015 es de 8,3 %. A ese ritmo de crecimiento se espera que para el 2025 se movilen en la ciudad 979 946 autos (fig. 3.6). La presencia, cada vez mayor, de una gran cantidad de vehículos dentro de la ciudad se genera porque Quito está pensada y se desarrolla bajo la lógica de las características operacionales de los automotores; a pesar de la importancia y necesidad de protección de la naturaleza, a través de disminuir y controlar el consumo energético.

El modelo de desarrollo expansivo de Quito limita el uso de transporte no motorizado, como la bicicleta, porque a medida que la urbe crece, las distancias también aumentan; por lo tanto,

las distancias a recorrer son cada vez más extensas. Otros limitantes son la topografía de la ciudad y la cultura de no respeto a los peatones y ciclistas.

3.4. Huella de la actividad humana del DMQ

Toda actividad humana deja huellas sobre la naturaleza, las cuales no solo afectan a la naturaleza circundante, sino también a la misma sociedad. En ese sentido, resumimos algunos indicadores urbanos presentados por la Secretaría de Ambiente (2016), en el Atlas Ambiental 2016: Quito Sostenible.

Tabla 3.4. Indicadores Urbanos del DMQ

Indicador	Valor alcanzado	Descripción
Gestión de residuos sólidos		
Desechos recolectados y eliminados adecuadamente, frente al total generado (%)	96,5 %	Cercano a la media regional
Desechos anuales generados por persona (kg/[hab*año])	309,1 kg/[hab*año])	Debajo de la media regional 475,4 kg/[hab*año])
Energía y dióxido de carbono (CO₂)		
Emisiones de GEI per cápita (ton CO ₂ -eq/hab)	707,5 ton CO ₂ -eq/hab	Por debajo de la media regional
Consumo de electricidad por unidad de PIB (MJ/1000 USD)	2,55 MJ/1000 USD	Similar a la media regional
Calidad de aire		
Niveles de concentración de dióxido de nitrógeno NO ₂ (µg /m ³)	28,6 µg /m ³	Por debajo de los límites establecidos por la OMS (<40µg /m ³).
Niveles de concentración de dióxido de azufre SO ₂ (µg /m ³)	394,5 µg /m ³	Por debajo de los límites establecidos por la OMS (<500µg /m ³).
Niveles de concentración de material particulado PM _{2.5} (µg/m ³)	20,8 µg /m ³	Por encima de los límites establecidos por la OMS (20 µg/m ³).
Niveles de concentración de material particulado PM ₁₀ (µg/m ³)	54,9 µg /m ³	Por encima de los límites establecidos por la OMS (20 µg/m ³).

Índice de calidad del aire (adimensional)	63,8	Durante el 2015 está por debajo de la norma ecuatoriana
Agricultura urbana		
Hectáreas intervenidas por agricultura urbana (ha)	20.2 ha.	No comparable, no hay datos para comparación
Parroquias en las cuales existe intervención de agricultura urbana (%)	1342.5 %	No comparable, no hay datos para comparación
Transporte		
Extensión de la red de transporte masivo superior – BRT (km/km ²)	0.15 km/km ²	Por encima de la media regional (0.12km/km ²)
Nº Vehículos por 1.000 habitantes (vehículos/hab.)	0,16 vehículos/hab.	Debajo de la media regional de 0.31 vehículos/hab.
Saneamiento		
Población con acceso a alcantarillado (%)	96,1 %	No hay variaciones en los últimos años, cercano a la media regional
Cantidad de aguas residuales tratadas (%)	1 %	Quito no tiene sistemas de tratamiento de aguas, por lo que solo el 1% se trata. Desempeño muy bajo del indicador
Huella Hídrica Gris (m ³)	1 010 968 m ³	Como no existe la cantidad suficiente de agua en las cuencas para asimilación de contaminantes orgánicos, en este punto la ciudad presenta problemas de contaminación
Agua potable		
Consumo diario de agua por persona (l/[hab.*día])	189,1 l/[hab.*día]	Por encima del consumo recomendado por la OMS (50-100 litros)
Índice de agua no contabilizada (%)	27,8 %	Inferior al regional de 34.7
Población con acceso a agua potable (%)	99 %	Desempeño sobresaliente
Huella Hídrica Azul (m ³)	23 641 456 m ³	Consumo de la población por debajo de la oferta de agua

Uso del suelo y ordenamiento territorial		
Superficie de área verde urbana per cápita (m ² /hab.)	8,46 m ² /hab.	Debajo de las recomendaciones de la OMS 9 m ² /hab.
Tasa de crecimiento anual de mancha urbana (ha/año)	No determinado	No determinado
Protección de fuentes de agua		
Avance de la restauración activa de fuentes de agua planificada (%)	33,6%	Existe un avance sustancioso en este indicador, pero se debe fortalecer los procesos para alcanzar la meta de 7 728 ha
Riesgos forestales (incendios)		
Hectáreas quemadas de pajonal al año	8,8 ha/año	Por debajo del promedio multianual (377,5 ha/año). Si embargo, el éxito es llegar a cero
Hectáreas quemadas de arbustales secos al año	454,3 ha/año	Por encima del promedio multianual (370,6 ha/año)
Hectáreas quemadas de matorral al año	31.4 ha/año	Debajo del promedio multianual (267,2 ha/año)
Hectáreas quemadas de eucalipto al año	96.4 ha/año	Por encima del promedio multianual (87,9 ha/año)
Agricultura		
Superficie de caña de azúcar sobre cultivos totales (%)	21,3	Datos línea base
Superficie de papa sobre cultivos totales (%)	6,72	Datos línea base
Superficie de maíz/fréjol sobre cultivos totales (%)	46,34	Datos línea base
Superficie de árboles frutales sobre cultivos totales (%)	9,50	Datos línea base
Aprovechamiento minero de árido y pétreos		
Área aprovechada dentro de concesión legal (ha)	2482,5 ha	Menor a la concesión ilegal
Área aprovechada fuera de concesión ilegal (ha)	2660,8 ha	Mayor a la concesión legal. Como no está regulada, la probabilidad de riesgos y

		afectaciones al entorno natural es alta.
Ecosistemas		
Tasa anual de pérdida de bosque húmedo (ha/año)	1 086 ha/año (2001-2009)	Un incremento respecto al periodo anterior (1996-2001) y por encima del promedio (1986-2013)
Tasa anual de pérdida de páramo (ha/año)	335,2 ha/año (2001-2009)	Un incremento respecto al periodo anterior (1996-2001) y por encima del promedio (1986-2013)
Total, de áreas protegidas declaradas, en relación con la superficie del DMQ (%)	31,5 %	A partir del 2007 comenzó el proceso de declaración de áreas protegidas, el objetivo es alcanzar un 70% del territorio que tenga algún grado de conservación
Vulnerabilidad al cambio climático		
Vegetación natural moderadamente vulnerable al cambio climático (%)	56,2%	Desempeño de los indicadores debe ser analizado de forma conjunta, su situación es moderada frente al cambio climático. Esto ratifica que el DMQ es vulnerable al cambio climático en un nivel intermedio.
Vegetación natural altamente vulnerable al cambio climático (%)	0,3%	
Indicadores de huella		
Huella ecológica (per-cápita /hag.) (hectáreas globales hag.)	1,77 (2011)	Huella ecológica menor a la per cápita nacional de 1.94 hag. Por debajo de la biocapacidad nacional per-cápita de 2.39 hag. Se divide en 40% alimentos, 25% transporte, 21% bienes, 8% vivienda y 5% servicios.
Huella hídrica	1 027 695 152 m ³ (2011)	Para comparar, esto equivaldría a un consumo de un año de 17 millones de quiteños. Suma el

		consumo directo e indirecto de agua. El 84% de consumo directos es imputable al sector residencial, lo que muestra un camino claro a seguir que es regenerar las aguas grises de este sector, para mitigar los impactos negativos de las aguas residuales.
Huella de carbono	37 995 ton CO ² e	La composición de la HC es en un 66% producida por la construcción de obras civiles, consumo de materiales 13% y en tercer lugar transporte de personas con el 12%

Fuente: Secretaría de Ambiente (2016).

Esta gama de indicadores sirve para detectar áreas prioritarias de tratamiento, en busca de aumentar la resiliencia de la ciudad, por ejemplo, incrementar las áreas protegidas con el objetivo de mitigar la pérdida de ecosistemas y, por ende, de biodiversidad. También alertan de lo importante que es un sistema de tratamiento de aguas residuales resultantes del sector residencial. Este sector es el que mayor culpabilidad tiene en la contaminación de los cuerpos de agua como el del río Machángara.

3.5. Conclusiones

El Distrito Metropolitano o cantón Quito es un sistema que engloba una complejidad, por su ubicación privilegiada que le permite tener un área rica en biodiversidad, ecosistemas, recursos hídricos, zonas de cultivo, etc. Desde su nacimiento ha sido un centro económico-político. Por su carácter de capital concentra, en el 2020, a la mayor cantidad de habitantes del país. Su distribución de habitantes urbanos-rurales comenzó con un mayor porcentaje en la zona rural (1960); ahora el 80 % de su población es urbana, esto significa un crecimiento promedio de 500 % veces de la mancha urbana entre 1986-2000. Su PIB representa el 25 % del PIB nacional. Su consumo de agua directa e indirecta se ve reflejada en una huella hídrica de 1,03 millones de metros cúbicos de agua.

Su impacto sobre el medio natural se ve reflejado en la cantidad de especies en peligro de extinción –122 plantas vasculares, 55 especies de aves y 11 mamíferos–, en la contaminación de cuerpos de agua, por las descargas de aguas residuales sin tratamientos a ríos como el Machángara, variaciones en la temperatura promedio, etc. Las estimaciones del modelamiento en WEAP (Water Evaluation and Planning System), hecho por la Secretaría de Ambiente, muestran que en el decenio entre 2040-2050 solo se podrá satisfacer el 90 % de la demanda de agua fresca, pues se estima que habrá una reducción de la cobertura del servicio de agua potable en un 10 %. Las variables usadas en el modelamiento fueron crecimiento poblacional, aumento de la temperatura en periodos prolongados y pérdida del páramo.

Estas condiciones son la suficiente motivación para estudiar su dinámica metabólica interna y externa, a través del modelo de red ecológica de agua virtual. Con el objetivo de entender si la ciudad se comporta como un sistema ecológico, o qué procesos son los que se diferencian de los procesos de los ecosistemas. Un ejemplo es saber si el DMQ se localiza en la ventana de vitalidad, sino ¿dónde?; al lado izquierdo –excesiva redundancia– o al lado derecho –excesiva eficiencia–.

Capítulo 4. Resultados del desarrollo y estimación de los modelos de red ecológica de agua virtual (MREAV) del cantón Quito

4.1.Introducción

El objetivo de este capítulo es mostrar los resultados de la construcción y estimación de los dos modelos de redes ecológicas de agua virtual a partir de la matriz insumo-producto compilada con los métodos híbrido y de abajo hacia arriba del cantón Quito-Ecuador en 2015. Tales modelos permiten estimar los flujos directos e indirectos entre los sectores internos y el entorno externo, determinar la responsabilidad de cada sector en la red, determinar si el sistema se encuentra en la ventana de vitalidad y, si se detectan problemas, recomendar ajustes en la estructura de cada sector.

Luego de esta introducción, en la segunda parte se presenta una propuesta metodológica y sus resultados para construir la TIPM a partir de dos enfoques, el de abajo hacia arriba o *survey* y el método híbrido, mixto o *semisurvey*. La finalidad es obtener TIPM que describan mejor la estructura productiva del territorio en análisis. En la literatura existen varios estudios de metabolismo urbano que combinan las herramientas de ARE con AIP (por ejemplo, Zhang et al. 2014b; Fang y Chen 2015; Zhai et al. 2019; Zhang-Guo et al. 2019; He et al. 2020), pero a partir de TIP construidas mediante enfoques de arriba hacia abajo, es decir, que nuestro análisis se diferencia porque usamos métodos *survey* y *semisurvey*.

En la tercera parte, mostramos los resultados la TIPM a TIPFI, del cantón Quito, usando el vector de intensidad de recurso hídrico incorporado (ϵ). En cuarto lugar, mostramos los resultados de la aplicación la metodología de ARE, es decir, los resultados del análisis estructural de la red, de la jerarquía ecológica del ecosistema urbano, del análisis de la utilidad de la red, particularmente las relaciones ecológicas, de las propiedades de la red, de la medida de centralidad, del flujo continuo como medida de centralidad y del enfoque basado en información ecológica.

4.2.Construcción de la tabla insumo-producto monetaria del cantón Quito del 2015

Para estimar la TIP a nivel cantonal para Quito capital del Ecuador proponemos el siguiente método: Partimos de la consideración que la oferta total (*OT*) de bienes y servicios es igual a la utilización o demanda total (*DT*) de bienes y servicios

$$OT = DT \quad (60)$$

Las regiones económicas son abiertas al comercio exterior, es decir que OT contiene productos nacionales (P) e importados (M). La demanda por su parte está compuesta del consumo intermedio (CI), el consumo final (CF), la formación bruta de capital ($FBKF$) y las exportaciones (E) (UN 2006). Así tenemos la siguiente igualdad:

$$P + M = CI + CF + FBKF + E \quad (61)$$

Reordenando (61) tenemos:

$$P - CI = CF + FBKF + (E - M)$$

La parte izquierda de la ecuación (61) es el valor agregado bruto (VAB), el cual representa el “saldo contable de la cuenta de producción, llamado así porque mide el valor creado por la producción” (SNA 2008, 119); es decir:

$$VAB = P - CI \quad (62)$$

Debido a que las variables CI , CF y $FBKF$ de la (61) se encuentran a precios de comprador o perspectiva del consumidor, es decir, se contabilizan los impuestos (IMP) y las subvenciones (SBV) a los productos; es necesario incluir dichos valores en la parte izquierda de la (61), ya que la producción está contabilizada a precios básicos – perspectiva del productor –, en ese sentido tenemos:

$$P + IMP - SBV - CI = CF + FBKF + (E - M) \quad (63)$$

La ecuación (63) proporciona el cálculo del producto interno bruto (PIB) por la vía del valor añadido (izquierda) es igual al PIB por la vía del gasto (derecha).

$$PIB_{valor\ añadido} = PIB_{gasto}$$

Con estas consideraciones el primer paso es calcular la producción de cada uno de las industrias o ramas de actividad a nivel cantonal para ello nos apoyamos en la metodología del Sistema de Cuentas Nacionales 2008 (SCN 2016) que proporciona el marco general contable para la elaboración de las cuentas.

La nomenclatura de las industrias que se utiliza en este escrito es la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CIIU) Revisión 4.0 del Instituto Ecuatoriano de Estadísticas y Censos (INEC), que se encuentra detallado en el documento que lleva el mismo nombre (INEC 2012) [ver anexo 3]. También se apoya en la Clasificación Industrial en la Contabilidad Nacional (CICN) del BCE.

4.2.1. Cálculo del valor añadido bruto a nivel cantonal

El valor añadido bruto (VAB) para cada una de las ramas de actividad se calcula de la siguiente manera, con base en la ecuación 62:

$$VAB_i = P_i - CI_i$$

donde, VAB_i : Es el valor añadido bruto del sector i , P_i representa a la producción del sector i y CI_i : es el consumo intermedio del sector i , Es decir, que el primer paso es obtener la producción para cada una de las ramas de actividad a precios básicos,

$$Pb_c = \sum_{i,j} Pb_{ij} \quad (64)$$

donde, Pb_c es la producción a precios básicos del cantón y Pb_{ij} representa la producción del producto i para la industria j .

La tabla 4.1 muestra la matriz de productos o mercancías, la cual indica que rama de actividad ofrece o produce, tal o cual producto. Suponemos que cada industria produce solo un bien principal.

Tabla 4.1. Matriz de producción

CIU 4.0		Industrias					
CPC		1	j	n	
Productos	1	Pb_{11}	0	0	Pb_{11}
	\vdots	\vdots		\vdots		\vdots	
	i	0	Pb_{ij}	0	Pb_{ij}
	\vdots	\vdots		\vdots		\vdots	
	M	0	0	Pb_{mn}	Pb_{mn}
		Pb_{11}		Pb_{ij}		Pb_{mn}	$\sum_{i,j} Pb_{ij}$

Nota: Elaborada por el autor.

Los datos para colocar en la tabla 4.1 vienen del Formulario 101 del año 2015, específicamente de la base de datos “F101_2015” que fue proporcionada por el Centro de Estudios Fiscales (CEF) del Servicio de Rentas Internas (SRI) para todas las industrias que no pertenecen al sector agropecuario (tabla 4.3). El Formulario 101 sirve para la declaración del impuesto a la renta y la presentación de balances de cada una de las sociedades y establecimientos permanentes. La base de datos que nos entregaron estaba preprocesada, por lo cual, fue necesario el tratamiento respectivo a la información contenida en la base, por ejemplo, el análisis y detección de los datos atípicos (*outliers*) y/o de los datos ausentes.

La producción para cada uno de los contribuyentes del país se calculó sumando las variables 1-4 de la tabla 4.2. Para obtener la producción del cantón Quito en el año 2015 se fusiono con la base de datos “A_ruc_an” del CEF que establece a detalle, la actividad económica, la clase de contribuyente, la localización, ya sea, regional, provincial, cantonal y de parroquia del contribuyente. Por último, con el anexo 2 se clasificó la producción cantonal a 71 cuentas que responden a la Clasificación Industrial en la Contabilidad Nacional (CICN), reportadas por el BCE en la MIP nacional; y con el anexo 3 se estableció una clasificación propuesta por el autor a un nivel de 35 cuentas que la hemos llamado como la Clasificación Industrial en la Contabilidad Cantonal (CICC); es decir, que se obtuvo una matriz a 71 cuentas y otra más agregada a 35.

Tabla 4.2. Variables usadas del Formulario 101 del año 2014 y 2015

Nro.	Variable	Casilla Formulario	Casilla CEF	Variable-base de datos
------	----------	--------------------	-------------	------------------------

Producción				
1	Ventas netas locales gravadas con tarifa 12% de IVA	6011	1800	vln_eaf_tdc_1800
2	Ventas netas locales gravadas con tarifa 0% de IVA o exentas de IVA	6021	1810	vln_eaf_tce_1810
3	Exportaciones netas	6031	1820	exportaciones_netas_1820
4	Inventario de productos terminados y mercadería en almacén	-----	-----	inventario_pte_mal_390
Consumo intermedio				
5	Inventario inicial de materia prima	7051	2010	cto_ivi_materia_prima_2010
6	Compras netas locales de materia prima	7061	2020	cto_cln_materia_prima_2020
7	Importaciones de materia prima	7071	2030	cto_ipr_materia_prima_2030
8	Inventario final de materia prima	7081	2040	cto_ivf_materia_prima_2040
9	Honorarios profesionales y dietas	7161	2380	cto_hon_pro_dietas_2380
10	Honorarios a extranjeros por servicios ocasionales	7171	2400	cto_hon_pro_soc_2400
11	Arrendamientos	7181	2420	cto_arr_inmbuebles_2420
12	Mantenimiento y reparaciones	7201	2440	cto_mantenimiento_rpa_2440
13	Combustibles y lubricantes	7211	2640	cto_combustibles_lub_2640
14	Promoción y publicidad	7221	2670	cto_promocion_publicidad_2670
15	Suministros, materiales y repuestos	7231	2710	cto_sum_materiales_2690
16	Gasto de viaje	7481	3180	gastos_viaje_costo_3180
17	Servicios públicos	7571	3290	costo_servicios_publicos_3290
18	Pago por otros servicios	7581	3310	cto_pago_otros_servicios_3310
19	Pago por otros bienes	7591	3330	cto_pago_otros_bienes_3330
Formación Bruta de Capital Fijo				
20	Terrenos	350	590	terrenos_590
21	Inmuebles (excepto terrenos)	351	480	inmuebles_excepto_terrenos_480
22	Construcciones en curso	352	650	obras_proceso_650
23	Muebles y enseres	353	500	muebles_enseres_500

24	Maquinaria, equipo e instalaciones	354	510	maq_equipo_instalaciones_510
25	Naves, aeronaves, barcasas y similares	355	490	naves_aeronaves_bar_sim_490
26	Equipo de computación y software	356	540	equ_computacion_software_540
27	Vehículos, equipos de transporte y caminero móvil	357	550	vehiculos_eqt_eqm_550
28	Propiedades, planta y equipo por contratos de arrendamiento financiero	358	556	prd_pta_equ_caf_556
29	Otras propiedades, planta y equipo	359	560	otr_act_fijos_tangibles_560
30	Activos de exploración y explotación	362	652	activos_eee_652
31	Propiedades de inversión	365	552	propiedades_inversion_552
32	Activos biológicos	368	554	activos_biologicos_554
33	Total de activos intangibles	389	780	total_activos_diferidos_780
34	Amortización acumulada de activos intangibles	385	770	amo_acd_act_diferidos_770
35	Deterioro acumulado de activos intangibles	386	772	prv_por_deterioro_vai_772
Variación de existencias				
36	Inventario inicial productos terminados	7111	2260	costo_ivi_pte_2260
37	Inventario final de productos terminados	7121	2270	costo_ivf_pte_2270

Fuente: Formulario 101 del SRI, base de datos F101_2015 y F101_2014.

La base proporcionada por el CEF presenta una inconsistencia, la información contenida responde al domicilio fiscal y no al lugar del hecho económico, esto es, que las sociedades que declaran su Impuesto a la Renta no necesariamente producen dentro del área geográfica donde se hace la declaración, un ejemplo son las empresas petroleras con domicilio fiscal en Quito, pero la producción se da en la amazonia ecuatoriana. Por tal motivo, para que se refleje la estructura productiva del cantón Quito se usó las cuentas cantonales y provinciales reportadas por el BCE (2019), para determinar cuáles sectores industriales producen dentro del Cantón.

Tabla 4.3. Fuentes de datos para estimar la TIP cantón Quito

Tabla	Cuentas	Base de datos	Fuente	Año
Oferta	Producción de las industrias	Formulario 101: Declaración del Impuesto a la Renta y presentación de Balances Formulario Único Sociedades y Establecimientos Permanentes	Servicio de Rentas Internas (SRI)	2014-2015
		Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC).	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC)	2015
		Sistema de Información Pública Agropecuaria (SIPA). Precio de los productos	- Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAGAP). - Banco Central del Ecuador (BCE)	2012-2015
	Impuestos indirectos sobre los productos	Formulario 105: Declaración del impuesto a los consumos especiales (ICE)	Servicio de Rentas Internas (SRI)	2015
	Impuesto al valor agregado (IVA)	Formulario 104: Declaración del impuesto al valor agregado (IVA) de las sociedades	Servicio de Rentas Internas (SRI)	2015
	Subsidios sobre los productos	Consumo de gasolina súper, extra, diesel y gas licuado de petróleo (GLP)	-Petroecuador (EP) -Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero (ARCH) -Banco Central del Ecuador (BCE) -Ministerio Coordinador de los Sectores Estratégicos (MCSE)	2015
	Utilización	Consumo intermedio	- Anexo Transaccional Simplificado (ATS) en compras y en ventas, - Formulario 101	Servicio de Rentas Internas (SRI)
Gasto de consumo final de los hogares residentes		Encuesta de Condiciones de Vida (ECV) –Sexta Ronda	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC)	2013-2014
Gasto de autoconsumo final		Encuesta de Condiciones de Vida (ECV) –Sexta Ronda	Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC)	2013-2014

	de los hogares residente			
	Consumo Final del Gobierno, dividido en: Gasto de Consumo Individual del Gobierno General y Gasto de Consumo Colectivo del Gobierno General	Reportes e-SIGEF. Ejecución presupuestaria 2015-2018	Ministerio de Economía y Finanzas (MEF):	2015-2018
	Formación Bruta de Capital Fijo (FBKF)	- Formulario 101 Reportes e-SIGEF Ejecución presupuestaria 2015-2018	- Servicio de Rentas Internas (SRI). - Ministerio de Economía y Finanzas (MEF)-	2014-2015 2015-2018
	Variación de existencias	-Formulario 101	-Servicio de Rentas Internas (SRI).	2014-2015

Nota: Todas las bases han sido procesadas por el autor.

Para calcular la producción de las industrias agropecuarias (cuentas 1-4, anexo 1) se procesó la Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua (ESPAC) del 2015. La ESPAC proporciona información a nivel provincial de la producción agropecuaria en toneladas, entonces para obtener los valores monetarios de esa producción se multiplico por los precios reportados en el Sistema de Información Pública Agropecuaria SIPA (2019) del Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAGAP) que se encuentran en la pestaña Económico-Precios productor. Los precios al productor vienen en distintas medidas de volumen –saco, bulto, caja, ciento, funda, quintal, racimo, tonelada métrica, kilogramo–, todo esto se estandarizó a dólares por kilogramo. Para reportar la producción a nivel sectorial se usaron los anexos 2 y 3, respectivamente.

La obtención de la información a nivel cantonal se hizo con la estructura porcentual de empleo en cada una de las ramas de actividad agropecuaria, de la siguiente forma:

$$\beta_{tri} = \frac{Empleoc_{tri}}{Empleop_{ri}} \quad (65)$$

donde, β_{tri} es el coeficiente porcentual del cantón t que pertenece a la provincia r en el sector i , el $Empleoc_{tri}$: es el número de empleados del cantón t que pertenece a la provincia r en el sector i y el $Empleop_{ri}$: es el número de empleados de la provincia r en el sector i . La

información del empleo se obtuvo de la Encuesta Nacional de Empleo, Desempleo y Subempleo (ENEMDU) de diciembre de 2015 (tabla 4.3).

Para calcular el vector de consumo intermedio (tabla 4.4), se obtuvo la variable materia prima que es igual a la suma de las variables 5-7 menos 8 de la tabla 4.2 y; a esta variable se suman las variables de 9-19 de la misma tabla.

Tabla 4.4. Tabla de utilización, matriz de transacciones interindustriales

		Industrias					
		1	j	n	
Industrias	1	z_{11}	z_{1j}	z_{1n}	$\sum_{j=1}^n z_{1j} = Ci_{1j}$
	\vdots						
	i	z_{i1}	z_{ij}	z_{in}	$\sum_{j=1}^n z_{ij} = Ci_{ij}$
	\vdots						
	n	z_{n1}	z_{nj}	z_{nn}	$\sum_{j=1}^n z_{nj} = Ci_{nj}$
		$\sum_{i=1}^n z_{i1} = Ci_{i1}$		$\sum_{i=1}^n z_{ij} = Ci_{ij}$		$\sum_{i=1}^n z_{in} = Ci_{in}$	$\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n z_{ij} = CI$

Nota: Elaborada por el autor.

Una vez obtenidos los vectores fila de la producción y del consumo intermedio por industrias, se calcula el VAB para cada industria del cantón a través de la ecuación (62), tenemos así, una parte del tercer cuadrante de la tabla 2.3.

Para la obtención de los valores z_{ij} de la tabla 4.4 se usa los coeficientes técnicos a_{ij} de la tabla simétrica insumo-producto nacional que proporciona el BCE (2020) para el año 2015; así

$$z_{ij} = a_{ij} * \sum_{i=1}^n z_{ij} \quad (66)$$

Reemplazando $\sum_{i=1}^n z_{ij} = Ci_{ij}$ en la ecuación (66), tenemos:

$$z_{ij} = a_{ij} * Ci_{ij} \quad (67)$$

La ecuación 67 permite repartir el valor total del consumo intermedio por industria para cada una de las factorías que ofertan el bien o servicio intermedio a nivel cantonal. Esta estimación

a su vez permite obtener el valor del consumo intermedio total por cada industria oferente, en otras palabras, el vector columna de consumos intermedios, para una matriz simétrica de utilización (tabla 4.4).

Este proceso determina que la MIP obtenida sea mixta, es decir, contiene información del Cantón, pero con la matriz de intercambios interindustriales con una estructura semejante a la TIP nacional. Para determinar la estructura productiva del cantón, de abajo hacia arriba, se usa los datos de anexo transaccional (ATS) de 2015 del SRI. El procesamiento de esta base de datos nos arroja una suerte de matriz intersectorial a nivel cantonal con valores inflados propios de los datos. Sin embargo, su distribución es útil para repartir el vector de consumos intermedios obtenido con el Formulario 101, de tal forma, que se obtenga la estimación de la estructura productiva de Quito.

Para conseguir la matriz intersectorial se fusionó el ATS en compras con el ATS en ventas que nos proporcionó el CEF. Las dos bases son grandes, pues reflejan las transacciones de todos los contribuyentes nacionales en compras y en ventas. La sociedad que declara el ATS en compras expone en el formulario a quién compró los productos –conocido como informante, y quien le compró es el informado– y de forma análoga con el ATS en ventas. Por tanto, cuando se une las dos bases se obtiene el valor real que se transó entre cada par de agentes. En estas dos bases se hizo el respectivo tratamiento estadístico previo como, la eliminación de datos atípicos, la transformación a variables numéricas, el cambio de comas por puntos en los decimales, etc. La fusión se realizó a través de un identificador que constaba, en ventas de la unión de las variables, contribuyente informante en ventas, contribuyente informado en ventas y el año y del identificador en compras es la unión en orden de las variables contribuyente informado en compras, contribuyente informante en compras y el año. La fusión dio un anexo mayor, a partir del cual se hizo una tabla de doble entrada – matriz de transacciones interindustriales cantonal – de ventas y compras para el cantón Quito a nivel de clasificación CICN y CICC (ver anexos 2 y 3).

4.2.2. Estimación de las variables de la demanda final

Las variables que componen la demanda final son consumo, el gasto, la inversión y las exportaciones (ecuación 5). En esta sección detallamos la obtención de las tres primeras variables.

El consumo también conocido en las cuentas nacionales como el gasto consumo de los hogares se divide en, gasto de autoconsumo final de los hogares residentes y en gasto de consumo final de los hogares residentes (BCE 2020). Estas variables se obtuvieron a partir del procesamiento de la Encuesta de Condiciones de Vida (ECV) Sexta Ronda 2013-2014 del INEC.

Una parte del gasto consumo final de los hogares residentes se consigue procesando la base de datos “ECV6R_GASTOS_ALIMENTOS” que pertenece a la ECV. Primero hay que eliminar de la variable “GAALI” –contiene a las categorías de 2082 productos– todas las inconsistencias, como valores perdidos, caracteres que no tienen ningún sentido y las observaciones que muestran la frase “sin información”. Luego se da un código a cada producto; después se fusiona con la base de datos de clasificación de productos en cuentas nacionales (CPCN) que contiene la información del agrupamiento de cada uno de los 2082 productos en las cuentas de CIU 4.0, CICN y de la clasificación de productos en cuentas nacionales (CPCN). Finalmente, se reporta la información en una tabla de doble entrada, entre la variable “CICN” que muestra las 71 cuentas y la variable “GA07” que contiene el valor monetario pagado en cada cuenta. De la misma manera, se logra la información de una parte del gasto de autoconsumo final de los hogares residentes, sin embargo, en el último paso se usa la variable “GA11” que es un valor estimado monetario de autoconsumo.

La otra parte de las variables, gasto de autoconsumo final de los hogares residentes y gasto de consumo final de los hogares residentes, se calcula procesando las variables que reportan valores gastados en periódicos, llamadas telefónicas, peajes, etc., de la base de datos “ECV6R_OTROS_GASTOS”. Luego se clasifica para las variables en los grupos, CIUU 4.0, CPCN y CPCN. Por último, los valores estimados se reportan en una tabla que contiene las cuentas de CICN con su respectivo costo monetario, discriminando si es consumo o autoconsumo. Todos los procesos anteriormente descritos, se hicieron usando factores de expansión, pues los valores se procesaron de una encuesta.

La variable de gasto se refiere al gasto consumo final del gobierno, se compone de las variables conocidas como, gasto de consumo individual del gobierno general y gasto de consumo colectivo del gobierno general (BCE 2020). Las dos variables se estimaron a partir del registro e-SIGEF del Ministerio de Economía y Finanzas (MEF), que muestra la ejecución

presupuestaria. La base de datos que nos proporcionaron fur formato Excel se llama “EJECUCION 2015-2018 – SECTORIAL-UDAF-PROV-CANTON-GRUPO”.

El gasto de consumo individual del gobierno general se registra en las cuentas de servicios de enseñanza público no de mercado y servicios sociales y de salud no de mercado del CICN (ver anexo 2), los valores colocados en esas cuentas se obtienen al cruzar en una tabla de doble entrada las variables descripción sectorial con la descripción del grupo, pero sumando las categorías gastos en personal, bienes y servicios de consumo, otros gastos corrientes, bienes y servicios para inversión e inversiones financieras de la segunda variable. Para la primera cuenta se toma el valor de la categoría sectorial educación, para la segunda la categoría sectorial salud, ambas categorías de la variable descripción sectorial.

El gasto de consumo colectivo del gobierno general se registra en la cuenta de Administración pública, defensa; planes de seguridad social obligatoria –043001–, el valor colocado se obtiene mediante el mismo proceso escrito en el párrafo anterior con la única diferencia que se toma de la categoría sectorial administrativo.

La inversión se compone de la formación bruta de capital fijo (FBKF) y de la variación de existencias, las dos calculadas a partir de la base de datos del Formulario 101 (tabla 4.3). La FBKF es un flujo, por lo tanto, para su cálculo se debe restar las variables 20-35 del año 2015 de la tabla 4.2, menos la suma de las mismas variables del año 2014 para cada una de las cuentas CICN y CICC (ver anexo 2 y 3). La variación de existencias, por su parte, se logra de la diferencia entre la variable 36 menos 37 de la tabla 4.2.

4.2.3. Equilibrio entre la oferta total y la utilización total

Para obtener el equilibrio entre la oferta y demanda totales, ambos componentes deben estar valorados de igual forma. La forma frecuente de alcanzar ese resultado consiste en incrementar la oferta total para obtener los precios de comprador y ese el camino que se sigue aquí; sin embargo, también es posible valorar a precios básicos usando la técnica de deflación de los cuadros oferta y utilización a precios de otro año (SNA 2008, 328).

Para valorar la oferta total a precios de comprador se debe incrementar en las cuentas el impuesto al valor agregado (IVA) más los impuestos indirectos sobre los productos, en este

caso el impuesto a los consumos especiales (ICE), también se deben añadir los márgenes comerciales y deducir los subsidios sobre los productos.

Los valores para las cuentas IVA e ICE se obtuvieron de los Formularios 104 y 105, respectivamente del SRI. El Formulario 104 es la guía para declarar el IVA, los valores de vector columna (tabla 4.6) se descargaron del sistema Saiku (2019) del SRI que se encuentra en línea, los datos a nivel cantonal están clasificados según el CIIU 4.0 (Clasificación Internacional Industrial Uniforme), para obtener esos valores a 71 cuentas se cruza con el anexo 2, y a 35 cuentas, con el anexo 3.

El formulario 105 es la guía para la declaración del ICE, la base de datos fue proporcionada por el CEF del SRI, en formato de Excel con el nombre de “ICE 2015_FR.xlsx”; su procesamiento es igual que la base de Formulario 101, con la única diferencia que no se sumó variables para obtener la declaración de cada uno de los contribuyentes del cantón Quito. Al final, para obtener los valores a 71 y 35 cuentas se fusiono con las tablas del Anexo 2 y 3, respectivamente.

Los subsidios que se calcularon fueron a las gasolinas y al gas licuado de petróleo (GLP). Los datos se obtuvieron de Petroecuador, de la Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero (ARCH), del BCE y del extinto Ministerio Coordinador de los Sectores Estratégicos (MCSE). EL total de subsidios para el año 2015 fue repartido entre las cuentas Fabricación de Coque y productos de la refinación del petróleo; generación, captación y distribución de energía eléctrica; captación, depuración y distribución de agua y saneamiento y; la cuenta de transporte y almacenamiento del CICN (anexo 2). De acuerdo con la siguiente estructura comercial:

$$\gamma_i = sc_i / \sum_{i=1}^n sc_i \quad (68)$$

Dónde, γ_i es el porcentaje del subsidio del sector i , sc_i representa el valor del subsidio del sector i en la economía nacional y $\sum_{i=1}^n sc_i$ es el valor total de los subsidios a nivel nacional. Por su parte, los márgenes comerciales a nivel cantonal se estimaron a partir de los márgenes comerciales nacional siguiendo la siguiente estructura porcentual:

$$\alpha_i = MC_i / OT_{pb} \quad (69)$$

Dónde, α_i es el porcentaje de margen comercial del sector i , MC_i representa el valor del margen comercial del sector i en la economía nacional y OT_{pb} es la oferta total de la economía nacional a precios básicos.

Para obtener el valor de las exportaciones e importaciones se parte del equilibrio de la ecuación 60 y despejando $(E-M)$ de la 63, tenemos:

$$(E - M)_i = P_i + IMP_i - SBV_i - CI_i - (CF_i + FBKF_i) \quad (70)$$

Si el resultado de la ecuación (70) es positivo el sector i ha exportado su excedente, caso contrario ha importado el faltante. Una vez obtenido todos los componentes se ha procedido a registrar la información en la siguiente tabla de oferta-utilización

Tabla 4.5. Tabla utilización reducida

	Industrias	Consumo Intermedio
Industrias	Z	Ci
	Consumo intermedio de las industrias	

El vector fila Ci se traslada de tabla utilización hacia la tabla oferta extendida (tabla 4.6) y como resultado tenemos:

Tabla 4.6. Tabla oferta extendida

	Industrias			Oferta total (OT)					Utilización Total (UT)		
				Producción industrias	Importaciones	Impuestos*	Márgenes comerciales	Subvenciones	Consumo intermedio	Demanda final	
	Doméstica**	Extranjera									
Industrias	Pb ₁₁	0	0	Pb	M	IMP	MC	SBV	Ci	d	e
	0	Pb _{ij}	0								
	0	0	Pb _{nn}								

Producción industrias

- Consumo Intermedio

= Valor añadido bruto

Nota: *Los impuestos en la tabla definitiva a nivel cantonal se dividirán en dos cuentas: IVA y los impuestos indirectos a los productos

El valor añadido bruto + impuestos + márgenes comerciales – subvenciones = PIB vía valor añadido.

Condensando las tablas 4.5 y 4.6, obtenemos la matriz simétrica insumo-producto a nivel cantonal como se muestra en la tabla 4.7.

Tabla 4.7. Esquema de matriz simétrica insumo-producto cantonal

	Industrias	Consumo intermedio	Demanda final		Importaciones
			Doméstica *	Extranjera	
Industrias	Z	Ci	d	e	M
	Consumo intermedio de las industrias				

Nota: *La demanda final doméstica se dividen en: consumo ©, inversión (i) y gasto (g). La demanda final – las importaciones = PIB vía gasto.

4.2.4. Tablas insumo-producto monetarias resultantes de los métodos *survey* y *semi-survey*

En esta sección presentamos las TIPM del cantón Quito 2015, resultantes del proceso antes descrito.

Tabla 4.8. Tabla insumo-producto monetaria del Cantón Quito 2015, enfoque *semi-survey*

Insumo-producto	No.	Uso (\$)						Demanda final (\$)					Producción económica
		Agricultura y actividades conexas	Ganadería, Caza y actividades de conexas	Silvicultura y extracción de madera	Pesca y Acuicultura	Explotación de minas y canteras	—	Consumo total	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Export.	Import.	
No.		1	2	3	4	5	6-35						
Agricultura y actividades conexas	1	9.1×10 ⁴	8.7×10 ⁶	1.2×10 ³	8.0×10 ¹	2.6×10 ³	-	1.4×10 ⁷	0.00	-1.1×10 ⁶	8.6×10 ⁵	4.3×10 ⁸	8.2×10 ⁷
Ganadería, Caza y actividades de conexas	2	3.9×10 ¹	6.7×10 ⁵	5.7×10 ¹	6.3×10 ²	2.1×10 ²	-	2.4×10 ⁶	0.00	-2.1×10 ⁶	1.5×10 ⁸	0.00	2.2×10 ⁸
Silvicultura y extracción de madera	3	2.6×10 ²	2.0×10 ²	1.6×10 ⁵	1.8×10 ²	3.6×10 ⁵	-	0.00	0.00	-9.9×10 ³	0.00	2.9×10 ⁷	1.5×10 ⁸
Pesca y Acuicultura	4	1.2×10 ²	2.1×10 ³	1.8×10 ²	2.9×10 ¹	6.3×10 ²	-	2.95×10 ⁶	0.00	0.00	1.4×10 ⁸	0.00	1.5×10 ⁸
Explotación de minas y canteras	5	2.8×10 ³	1.4×10 ⁴	1.7×10 ³	2.5×10 ⁰	7.7×10 ³	-	2.1×10 ⁵	0.00	8.6×10 ⁵	0.00	1.8×10 ⁸	4.5×10 ⁷

—	6-35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Producción		2.2×10 ⁶	2.6×10 ⁷	1.2×10 ⁷	5.9×10 ⁵	1.4×10 ⁷	-						
CI		9.5×10 ⁵	1.9×10 ⁷	1.7×10 ⁶	1.4×10 ³	2.9×10 ⁶	-	PIB gasto=	2.5×10¹⁰				
VAB		1.3×10 ⁶	6.8×10 ⁶	1.0×10 ⁷	5.9×10 ⁵	1.1×10 ⁷	-						

Nota: Para detalle de los sectores 6-35 remítase al Anexo 1.

La tabla aquí expuesta es un resumen a escala de la tabla general, de la misma manera la tabla 4.9 que representa los datos TIPM por el enfoque *survey*.

Tabla 4.9. Tabla insumo-producto monetaria del Cantón Quito 2015, enfoque *survey*

Insumo-producto	No.	Uso (\$)						Demanda final (\$)					Producción económica
		Agricultura y actividades conexas	Ganadería, Caza y actividades de conexas	Silvicultura y extracción de madera	Pesca y Acuicultura	Explotación de minas y canteras	—	Consumo total	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Export.	Import.	
No.		1	2	3	4	5	6-35						
Insumos													
Agricultura y actividades conexas	1	1.2×10 ⁵	6.3×10 ⁵	3.9×10 ⁵	1.6×10 ²	0.00	-	1.4×10 ⁷	0.00	-1.1×10 ⁶	0.00	9.9×10 ⁷	4.1×10 ⁸
Ganadería, Caza y actividades de conexas	2	6.0×10 ⁴	2.8×10 ⁶	5.6×10 ⁴	5.6×10 ¹	0.00	-	2.4×10 ⁶	0.00	-2.1×10 ⁶	0.00	1.2×10 ⁸	9.9×10 ⁷

Silvicultura y extracción de madera	3	4.7×10 ⁴	6.2×10 ⁵	3.4×10 ³	0.00	0.00	-	0.00	0.00	-9.9×10 ³	0.00	3.0×10 ⁷	1.5×10 ⁸
Pesca y Acuicultura	4	0.00	1.2×10 ²	0.00	1.2×10 ²	0.00	-	2.95×10 ⁶	0.00	0.00	0.00	2.4×10 ⁶	1.5×10 ⁸
Explotación de minas y canteras	5	0.00	1.6×10 ²	0.00	0.00	7.3×10 ⁴	-	2.1×10 ⁵	0.00	8.6×10 ⁵	7.4×10 ⁶	0.00	2.3×10 ⁸
—	6-35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Producción		2.2×10 ⁶	2.6×10 ⁷	1.2×10 ⁷	5.9×10 ⁵	1.4×10 ⁷	-	PIB gasto= 2.6×10¹⁰					
CI		9.5×10 ⁵	1.9×10 ⁷	1.7×10 ⁶	1.4×10 ³	2.9×10 ⁶	-						
VAB		1.3×10 ⁶	6.8×10 ⁶	1.0×10 ⁷	5.9×10 ⁵	1.1×10 ⁷	-						

Nota: Para detalle de los sectores 6-35 remítase al Anexo 1.

La TIPM *survey* y TIPM *semi-survey* muestran diferencias en la matriz de transacción interindustriales. En el enfoque de *semi-survey*, se usó la estructura de coeficientes técnicos nacionales ajustados al territorio para definir la tabla de transacciones interindustriales a nivel cantonal, es decir, para definir qué sectores económicos interactúan dentro del territorio urbano (los que no inciden se retiran). Por ejemplo, a nivel nacional un sector representativo es el de extracción de petróleo y gas natural, este sector no existe en Quito. Mientras, en el método *survey*, la base de datos anexo transaccional se usó para construir la matriz de transacciones interindustriales.

Las TIPM tienen propiedades algebraicas que permiten estimar el efecto de los cambios en los precios relativos de los requerimientos de mano de obra y capital con respecto a los niveles de producción cambiantes, consecuencia de las modificaciones en los patrones de demanda; también sirven como una versión aumentada para estimar los niveles de demandas dirigidas por la economía a la naturaleza (SCN 2016, 598). Sin embargo, en esta tesis las TIPM se usan como insumo para evaluar el MU usando ARE; el paso previo es transformar estas matrices en una tabla insumo-producto de agua virtual, como se explica en la siguiente sección.

4.3. Estimación de tabla insumo-producto de agua virtual del Distrito Metropolitano de Quito

Para transformar la TIPM del cantón Quito del año 2015 a la TIPFI se usa la ecuación (18). Los datos de agua virtual para los productos que se encasillan en el sector 1 (anexo 1) se estimaron a partir de Mekonnen y Hoekstra (2011). Para los otros sectores económicos que van desde 5 hasta el sector 35 (anexo 1), se usó los datos contenidos en la Encuesta Estructural Empresarial-EEE (2016) del INEC. Los sectores 2 y 3 toman el valor de cero, pues los datos no fueron suficientes para estimar los usos de agua de estas cuentas. Todos estos datos se colocaron en el módulo físico de la tabla 4.10 y 4.11, así tenemos una tabla IO monetaria-física o mixta para los dos enfoques.

En ambas tablas, la parte púrpura representa la matriz intersectorial monetaria para los 36 sectores que compone el sistema urbano en análisis. La parte de color amarillo representa la producción económica de cada uno de los sectores, y la parte azul representa los flujos hídricos virtuales que ingresan a los 35 sectores.

Tabla 4.10. Tabla insumo-producto monetaria física del cantón Quito-2015, enfoque *semi-survey*

Insumo-producto	No.	Uso (\$)						Demanda final (\$)					Producción económica
		Agricultura y actividades conexas	Ganadería, Caza y actividades de conexas	Silvicultura y extracción de madera	Pesca y Acuicultura	Explotación de minas y canteras	—	Consumo total	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Export.	Import.	
No.		1	2	3	4	5	6-35						
Agricultura y actividades conexas	1	9.1×10 ⁴	8.7×10 ⁶	1.2×10 ³	8.0×10 ¹	2.6×10 ³	-	1.4×10 ⁷	0.00	-1.1×10 ⁶	8.6×10 ⁵	4.3×10 ⁸	8.2×10 ⁷
Ganadería, Caza y actividades de conexas	2	3.9×10 ¹	6.7×10 ⁵	5.7×10 ¹	6.3×10 ²	2.1×10 ²	-	2.4×10 ⁶	0.00	-2.1×10 ⁶	1.5×10 ⁸	0.00	2.2×10 ⁸
Silvicultura y extracción de madera	3	2.6×10 ²	2.0×10 ²	1.6×10 ⁵	1.8×10 ²	3.6×10 ⁵	-	0.00	0.00	-9.9×10 ³	0.00	2.9×10 ⁷	1.5×10 ⁸
Pesca y Acuicultura	4	1.2×10 ²	2.1×10 ³	1.8×10 ²	2.9×10 ¹	6.3×10 ²	-	2.95×10 ⁶	0.00	0.00	1.4×10 ⁸	0.00	1.5×10 ⁸
Explotación de minas y canteras	5	2.8×10 ³	1.4×10 ⁴	1.7×10 ³	2.5×10 ⁰	7.7×10 ³	-	2.1×10 ⁵	0.00	8.6×10 ⁵	0.00	1.8×10 ⁸	4.5×10 ⁷
—	6-35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agua virtual	(m ³)	1.6×10 ⁸	0.00	0.00	8.0×10 ⁰	1.7×10 ⁴	-						

Fuente: Tabla 4.8; basado en la tabla suplementaria S2 de Zhang et al. (2014b).

Tabla 4.11. Tabla insumo-producto monetaria física del cantón Quito-2015, enfoque *survey*

Insumo-producto	No.	Uso (\$)						Demanda final (\$)					Producción económica
		Agricultura y actividades conexas	Ganadería, Caza y actividades de conexas	Silvicultura y extracción de madera	Pesca y Acuicultura	Explotación de minas y canteras	—	Consumo total	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Export.	Import.	
No.		1	2	3	4	5	6-35						
Agricultura y actividades conexas	1	1.2×10 ⁵	6.3×10 ⁵	3.9×10 ⁵	1.6×10 ²	0.00	-	1.4×10 ⁷	0.00	-1.1×10 ⁶	0.00	9.9×10 ⁷	4.1×10 ⁸
Ganadería, Caza y actividades de conexas	2	6.0×10 ⁴	2.8×10 ⁶	5.6×10 ⁴	5.6×10 ¹	0.00	-	2.4×10 ⁶	0.00	-2.1×10 ⁶	0.00	1.2×10 ⁸	9.9×10 ⁷
Silvicultura y extracción de madera	3	4.7×10 ⁴	6.2×10 ⁵	3.4×10 ³	0.00	0.00	-	0.00	0.00	-9.9×10 ³	0.00	3.0×10 ⁷	1.5×10 ⁸
Pesca y Acuicultura	4	0.00	1.2×10 ²	0.00	1.2×10 ²	0.00	-	2.95×10 ⁶	0.00	0.00	0.00	2.4×10 ⁶	1.5×10 ⁸
Explotación de minas y canteras	5	0.00	1.6×10 ²	0.00	0.00	7.3×10 ⁴	-	2.1×10 ⁵	0.00	8.6×10 ⁵	7.4×10 ⁶	0.00	2.3×10 ⁸
—	6-35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Agua virtual (m ³)		1.6×10 ⁸	0.00	0.00	8.0×10 ⁰	1.7×10 ⁴	-						

Fuente: Tabla 4.9; basado en la tabla suplementaria S2 de Zhang et al. (2014b).

Usando la ecuación 18 obtenemos los vectores de intensidades de elementos hídricos virtuales por los sectores (ϵ), que se muestra en la tabla 4.12. Las unidades del factor ϵ , son metros cúbicos sobre dólares ($m^3/\$$).

Tabla 4.12. Vector de intensidades de elementos hídricos incorporados 2015, para ambos enfoques

ϵ	1	2	3	4	5	6-35
<i>Semi-survey</i>	1.905	0.078	7.70×10^{-5}	3.72×10^{-7}	7×10^{-4}	-
<i>Survey</i>	3.79×10^{-1}	5.79×10^{-3}	1.23×10^{-3}	6.58×10^{-7}	4.30×10^{-4}	

Nota: Los nombres de los sectores se encuentran en el anexo 1.

Multiplicando los vectores ϵ de cada uno de los enfoques por sus correspondientes TIPM se obtiene las tablas insumo-producto de agua virtual para cada método, como se puede apreciar a continuación, en las tablas 4.13 y 4.14, para el enfoque híbrido y de abajo hacia arriba, respectivamente.

Tabla 4.13. Tabla insumo-producto de agua virtual para el cantón Quito-2015, enfoque *semi-survey*

Insumo-producto	No.	Uso (m ³)						Demanda final (m ³)					Producción económica
		Agricultura y actividades conexas	Ganadería, Caza y actividades de conexas	Silvicultura y extracción de madera	Pesca y Acuicultura	Explotación de minas y canteras	—	Consumo total	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Export.	Import.	
No.		1	2	3	4	5	6-35						
Agricultura y actividades conexas	1	1.7×10 ⁵	1.6×10 ⁷	2.3×10 ³	1.5×10 ⁰	5.0×10 ³	-	2.7×10 ⁷	0.00	-2.2×10 ⁶	1.6×10 ⁶	8.2×10 ⁸	1.6×10 ⁸
Ganadería, Caza y actividades de conexas	2	3.1×10 ⁰	5.2×10 ⁴	4.5×10 ⁰	4.9×10 ⁻³	1.6×10 ¹	-	1.9×10 ⁵	0.00	-1.7×10 ⁵	1.1×10 ⁷	0.00	1.7×10 ⁷
Silvicultura y extracción de madera	3	2.0×10 ⁻²	1.5×10 ⁻²	1.2×10 ¹	1.4×10 ⁻⁶	2.7×10 ¹	-	0.00	0.00	-7.6×10 ⁻¹	0.00	2.3×10 ³	1.1×10 ⁴
Pesca y Acuicultura	4	4.5×10 ⁻⁵	8.0×10 ⁻⁴	6.6×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁵	2.3×10 ⁻⁴	-	1.1×10 ⁰	0.00	0.00	5.2×10 ¹	0.00	5.5×10 ¹
Explotación de minas y canteras	5	2.0×10 ⁰	9.5×10 ⁰	1.2×10 ⁰	1.8×10 ⁻³	5.4×10 ⁰	-	1.5×10 ²	0.00	6.0×10 ²	0.00	1.3×10 ⁵	3.1×10 ⁴
—	6-35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 4.14. Tabla insumo-producto de agua virtual para el cantón Quito-2015, enfoque *survey*

Insumo-producto	No.	Uso (m ³)						Demanda final (m ³)					
		Agricultura y actividades conexas	Ganadería, Caza y actividades de conexas	Silvicultura y extracción de madera	Pesca y Acuicultura	Explotación de minas y canteras	—	Consumo total	Formación bruta de capital fijo	Variación de existencias	Export.	Import.	Producción económica
No.		1	2	3	4	5	6-35						
Agricultura y actividades conexas	1	4.6×10 ⁴	2.4×10 ⁵	1.5×10 ⁵	6.1×10 ¹	0.00	-	5.3×10 ⁶	0.00	-4.4×10 ⁵	0.00	3.8×10 ⁷	1.6×10 ⁸
Ganadería, Caza y actividades de conexas	2	3.5×10 ²	1.6×10 ⁴	3.2×10 ²	3.3×10 ⁻³	0.00	-	1.4×10 ⁴	0.00	-1.2×10 ⁴	0.00	7.0×10 ⁵	5.8×10 ⁵
Silvicultura y extracción de madera	3	5.8×10 ¹	7.6×10 ²	4.1×10 ⁰	0.00	0.00	-	0.00	0.00	-1.2×10 ¹	0.00	3.7×10 ⁴	1.8×10 ⁵
Pesca y Acuicultura	4	0.00	7.6×10 ⁵	0.00	8.2×10 ⁻⁵	0.00	-	1.9×10 ⁰	0.00	0.00	0.00	1.6×10 ⁰	9.6×10 ¹
Explotación de minas y canteras	5	0.00	6.7×10 ⁻²	0.00	0.00	3.2×10 ¹	-	9.2×10 ¹	0.00	3.7×10 ²	3.2×10 ³	0.00	9.7×10 ⁴
—	6-35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Las tablas 4.13 y 4.14 son las que proporcionan $\Gamma = \{F, z, y\}$ para el método mixto y enfoque de abajo hacia arriba. La matriz de flujos F es la de color celeste, y los vectores de insumos z y de exportaciones y son los de color verde; con estos datos desarrollamos el modelo de red ecológica de agua virtual (MREAV) para cada método y evaluarlos con ARE, en la siguiente sección mostramos los resultados.

4.4. Resultados de las métricas de análisis de redes ecológicas

Los resultados de las métricas de análisis estructural, análisis de utilidad, propiedades de la red y del enfoque basado en información ecológica se presentan en la tabla 4.15, a partir de estos resultados se desprenden las siguientes subsecciones.

Tabla 4.15. Resultados de las cuatro de las métricas de ARE

Descripción	<i>Semi-survey</i>	<i>Survey</i>
Análisis estructural*		
Número de nodos	35	35
Número de enlaces directos	1.110	1.078
Conectividad ($C= L/n^2$).	0.91	0.88
Densidad de enlace (L/n). Número promedio de aristas por nodos.	31.71	30.8
Camino de proliferación. Mayor valor propio en valor absoluto obtenido de la matriz A . Conocido también como ciclicidad	31.67	31.39
Número de componentes fuertemente conectados	2	1
Número de nodos fuertemente conectados con más de un nodo	1	1
Fracción de los nodos de la red incluidos en grandes componentes fuertemente conectados	0.97	1
Relaciones integrales*		
Competición (-, -)	210 33.33%	153 24.29%
Explotación (+, -) o (-, +)	331 52.54%	359 56.98%
Mutualismo (+, +)	89 14.13%	118 18.73%

	Total	630	100%	630	100%
Propiedades emergentes de la red*					
	Índice de ciclo (CI)	0.002		0.382	
Dominancia de efectos indirectos (Ind/Dir) -no localidad-		0.46		6.22	
	Mutualismo (M)	0.631		0.842	
Ascendencia**					
	Robustez $[-a \log(a)]$	0.3568		0.3321	
	$A/C = a$	0.4619836		0.2180989	

*Las métricas han sido calculadas con el paquete **enaR** presentado por Borrett y Lau (2014) y Lau et al. (2017).

**Los decimales son estandarizados, pues estas medidas por exactitud en la posición de la figura 4.4 necesitan más decimales.

De la misma manera, los análisis de flujo, la medida de centralidad ambiental y el flujo continuo como una medida de centralidad ambiental, que no han sido mostrado en la tabla 4.15, tienen un espacio analítico en las siguientes subsecciones.

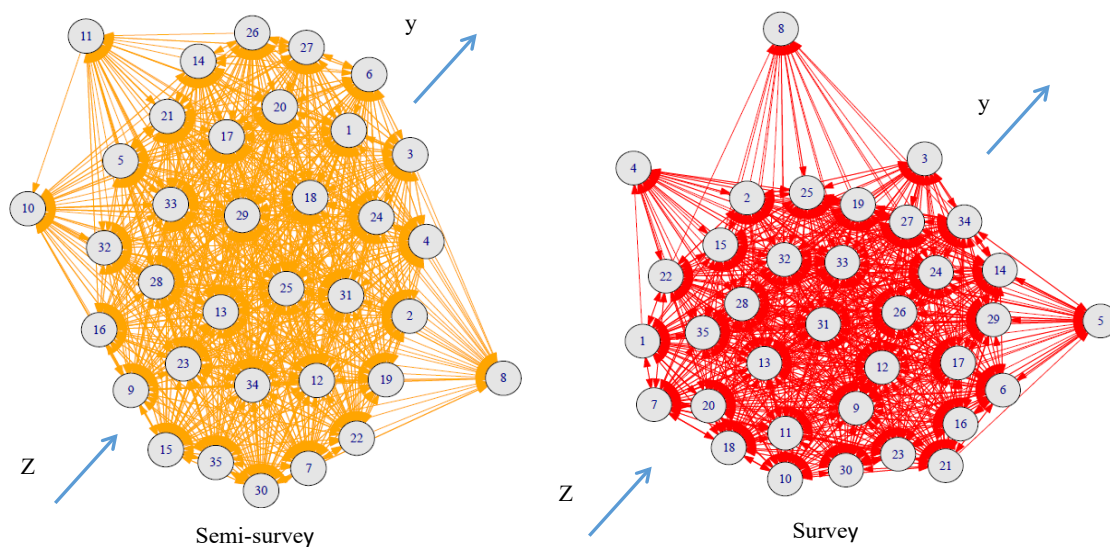
4.4.1. Análisis estructural

A partir de los datos que se muestran en la primera sección de la tabla 4.15 comenzamos el análisis de la estructura metabólica de Quito. En la red existen 35 nodos, 1110 enlaces para el método *semi-survey* y 1078 para el *survey*. Esta primera diferencia ya configura dos modelaciones distintas, pues si solo un enlace falta o cambia su dirección se trata de dos modelos distintos, por lo que, los resultados serán diferentes. Entonces evaluamos que tan marcada es esa diferencia. La conectividad en ambos enfoques es alta, pues sobrepasa el 88%, de igual manera el camino de proliferación nos cuenta que el número de rutas totales aparecerá cuando se eleve la matriz de adyacencia a la 31,71 para *semi-survey* y a la 31,39 para *survey*. Con los $\lambda_{max} > 1$ nos esperamos que exista ciclos complejos en la red, de hecho, nuestros valores propios máximos superan ampliamente la mediada de la ciclicidad igual a 4.24 obtenida por Layton et al. (2016) para una colección de 50 redes alimentarias obtenidas utilizando técnicas mejoradas de recopilación de datos del ecosistema. Por esto, es

que nuestras redes presentan un grafo cohesionado de la red (ver fig. 4.1) como una bola de estambre, exhibiendo una multiplicidad compleja de ciclos.

Los enlaces de color rojo y naranja, respectivamente, significan los flujos hídricos virtuales que se intercambian entre los nodos de la red. Las flechas de color azul, representan a los flujos de agua virtual que ingresan al sistema z y los flujos de AV que salen y del cantón Quito.

Figura 4.1. Grafos resultantes para los MREAV del cantón Quito 2015



Nota: El detalle de los sectores se encuentra en el anexo 6.

4.4.2. Jerarquía ecológica del ecosistema urbano el peso motriz y el peso de tracción

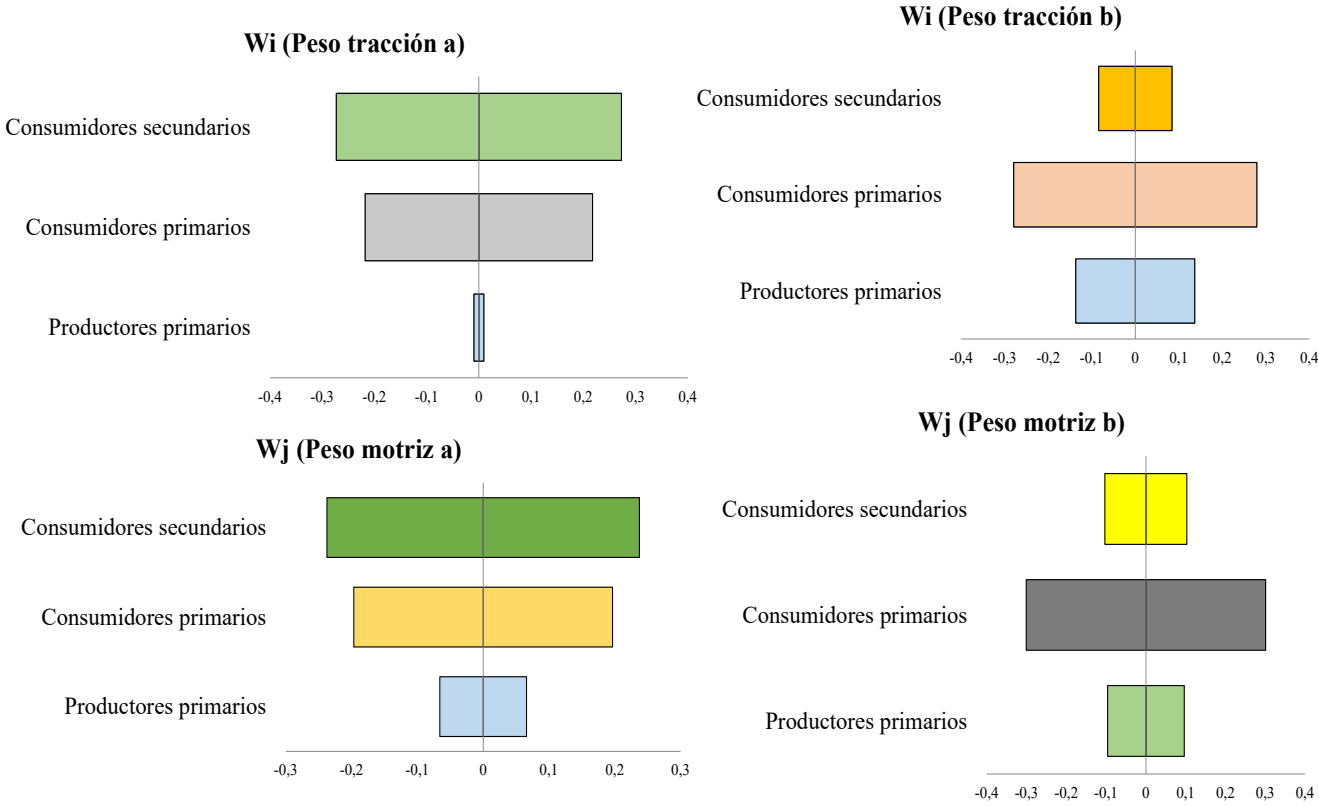
El peso de la fuerza motriz (ecuación 44) representa la intensidad integral del flujo de agua que el compartimiento j contribuye al sistema. Por ejemplo, el nodo 25 o sector comercial, presenta el mayor aporte integral al sistema, con 34,5% de los aportes de flujo de agua virtual, en el enfoque *survey* (anexo 6). Como el compartimento 25 se encuentra en el último nivel trófico, este resultado indica que la pirámide trófica está invertida. La contribución total de los consumidores secundarios es del 49,31 %; en otras palabras, este nivel trófico es el proveedor integral de flujo de agua virtual más significativo de la red (fig. 4.2).

La pirámide invertida del peso de tracción del enfoque *survey* e irregular del enfoque *semi-survey* reflejan el soporte que los nodos inferiores ofrecen a los nodos superiores, es decir, la función de tracción o apoyo que ofrecen los nodos de abajo a los de pisos superiores. Debido

a que el objetivo de la mayor parte de sociedades es el desarrollo económico, bajo la idea de crecimiento económico. La estructura invertida e irregular se explica para Quito, porque el cantón busca aumentar el consumo final y pasar de una economía primara hacia una economía manufacturera y de servicios; esto se ve expresado en la gran proporción de flujos que han sido demandados por los niveles dos y tres de la pirámide.

El peso de tracción (W_i) de los sectores agrícola (1), minero (5) y de extracción y distribución de energía y agua (23) representa tan solo el 1,68 %, en el enfoque de abajo hacia arriba, mientras que para el enfoque híbrido estos compartimentos representan el 26 % aproximadamente. De cualquier forma, no generan gran apalancamiento para los niveles superiores. El peso de demanda de flujos integrales más representativo en el enfoque *survey* es del sector del comercio con 34,45 %, mientras que en el otro enfoque es del compartimento elaboración de alimentos que alcanzan 44,33 %. Esto refleja dependencia que tiene el cantón de agua virtual foránea.

Figura 4.2. El peso motriz y el peso de tracción para el enfoque *survey* (a) y *semi-survey* (b)



En el nivel dos de las pirámides construidas a partir de W_i y W_j , del enfoque híbrido, la mayor porción de demanda (55 %) y de oferta de flujos (60 %) es del sector 6. Mientras que para el enfoque *survey* el nivel tres es el más grande con el 54 % de demanda y el 47 % de oferta sobre toda la red metabólica de agua virtual, el comercio es el que marca esa amplitud.

Ahora comparando las pirámides fuerza tracción y peso motriz de un mismo enfoque, podemos decir que, el nivel uno de la pirámide del peso motriz enfoque híbrido o *semi-survey* arriba es de 19,25 % menor que la porción de la pirámide de peso de tracción que es de 27,30 %, esto se debe a que el nodo 1 en la primera pirámide motriz representa el 18,48 %, mientras que en la fuerza de tracción es de 26,26 %, es decir, los flujos de oferta del sector agrícola son menores que los flujos que demanda del sistema. En el mismo sentido (enfoque *survey*) en el nivel uno, se demandan 1,85 % de los flujos totales y se ofertan 13,19 %. No obstante, existen casos, como el del nodo 11, que el porcentaje de demanda integral es similar al porcentaje de oferta integral de agua incorporada

Este análisis es una constatación empírica de como las urbes están conectadas con el comercio de mercancías y servicios, en localidades fuera del sistema. Pero también muestra esa porción que cada sector demanda o emite de flujos de agua virtual, clarificando su posición en la red. Por ejemplo, el método *semi-survey* coloca como nodo clave en el sistema al 6 y el método *survey* 25.

4.4.3. Análisis de la utilidad (AU)

Hay 630 relaciones integrales subyacentes en U , en los dos modelos de red ecológica de agua virtual, dominan las relaciones de explotación, lo que significa que, en términos de flujo de agua virtual, un nodo o compartimento se beneficia de la relación, mientras que el otro se ve afectado negativamente. En el caso del enfoque de abajo hacia arriba, las relaciones de explotación comprenden el 56,98 % de todas las relaciones y en el caso del enfoque híbrido representan el 52,54 % (tabla 4.15).

La relación integral entre el sector agrícola y los nodos 2, 6, 8 y 9 (anexo 1) es una relación de explotación (+, -), en el enfoque de semicuestión. Es decir, que los sectores producción animal, manufactura de productos alimenticios, productos del tabaco y textiles son los que más contribuyen durante las interacciones del comercio de agua con el sector agrícola. Mientras que los compartimentos 12, 15, 16 y 17 (-, +) son beneficiarios de agua porque

explotan al sector agrícola (anexos 9 y 10). En resumen, la relación de explotación permite saber cuál o cuáles de los nodos son los mayores contribuyentes de agua incorporada en las interacciones de comercio.

Tabla 4.16. Cinco ejemplos de las relaciones integrales para el MREAV

<i>Semi-survey</i>			<i>Survey</i>		
Emparejamiento		Relación	Emparejamiento		Relación
(su_{ij}, su_{ji})	Signos		(su_{ij}, su_{ji})	Signos	
(su_{12}, su_{21})	(+, -)	Explotación	(su_{12}, su_{21})	(-, -)	Competencia
(su_{13}, su_{31})	(+, -)	Explotación	(su_{13}, su_{31})	(+, -)	Explotación
(su_{14}, su_{41})	(+, +)	Mutualismo	(su_{14}, su_{41})	(+, -)	Explotación
(su_{15}, su_{51})	(-, -)	Competencia	(su_{15}, su_{51})	(+, +)	Mutualismo
(su_{27}, su_{72})	(-, +)	Explotación	(su_{27}, su_{72})	(+, -)	Explotación

Fuente: Anexos 9 y 10.

Las relaciones de competencia representan el 33,33 % en el enfoque *semi-survey* y 24,29 % en el enfoque *survey*. Estas relaciones representan la competencia que se genera entre los pares de nodos que se da en el comercio de agua incorporada en los bienes y servicios. Por ejemplo, en el enfoque híbrido, existe una competencia por el recurso hídrico por la agricultura y la explotación de minas y canteras, es decir, que el agua que puede servir para riego de las plantaciones agrícolas que alimentan a la población es usada para extraer materiales de construcción. En el enfoque de abajo hacia arriba, por ejemplo, existe una relación de competencia entre el sector agricultura y la ganadería, lo que nos dice que el agua para riego de plantaciones alimenticias pone en peligro el agua fresca necesaria para suplir las actividades ganaderas y viceversa (tabla 4.16).

Restando las 35 relaciones integrales de mutualismo entre los mismos sectores, para el método híbrido se presentan 54 interacciones de este tipo, lo que representa el 8,57 % del total de relaciones. Mientras que en método de encuesta representan el 13,17 %. Estas relaciones se entienden como el beneficio que tienen los sectores que interactúan en la red de comercio de agua.

4.4.4. Propiedades de la red

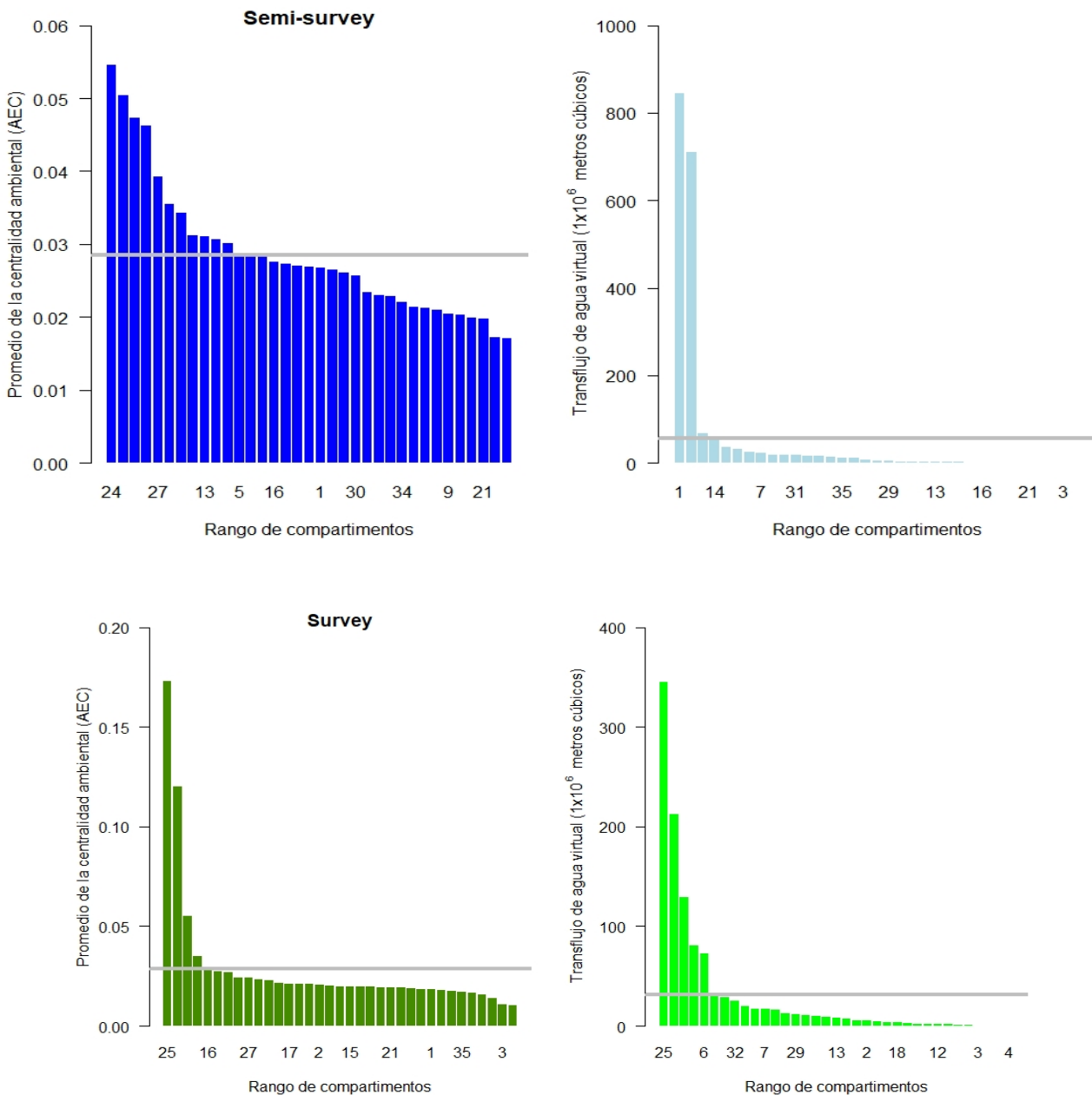
El modelo red ecológica de agua virtual (MREAV) desarrollado a partir del enfoque *survey*, exhibe un índice de ciclismo (ecuación 44) de 0,392 mucho más alto que el CI de las cadenas alimentarias de flujos energéticos, pues el agua no se degrada con la facilidad que lo hace la energía, en otras palabras, cumple una de las hipótesis del entorno de red (Fath y Patten 1999). Se cumple la dominancia de los efectos indirectos, también conocida como no-localidad –6,22–, la mayor cantidad de flujos hídricos virtuales que llegan a un compartimento lo hacen por vías indirectas. El índice de mutualismo $-0,842 < 1$ – muestra que la ciudad experimenta mayor cantidad de relaciones de explotación (tabla 4.15).

En contraposición el MREAV desarrollado por el enfoque *semi-survey* exhibe un índice de ciclismo de 0.002 acorde a los estudios de energía por ejemplo Fang et al. (2014), esta respuesta manifiesta que el nivel de degradación del agua es mayor o igual que la energía. En este modelo dominan las relaciones directas –0.485–. Al igual que el enfoque *Survey*, el sistema está en desarrollo, pero existen más flujos positivos que los negativos (tabla 4.15).

4.4.5. Medida de centralidad ambiental de la red urbana

La figura 4.3 muestra la métrica de centralidad ambiental promedio, basada en la ecuación (38), en los histogramas de barras azul y verde (lado izquierdo) para cada método. En el lado derecho están los histogramas de flujo pasante como una medida de la centralidad global de los ecosistemas (Borrett 2013).

Figura 4.3. Medida de centralidad ambiental y flujo continuo para los MREAV, *semi-survey* y *survey*



Nota: Note que el área bajo la curva de la métrica AEC suma uno. La línea de color gris en el diagrama de flujo pasante (lado derecho, celeste y verde claro para los métodos *semi-survey* y *survey*, respectivamente) muestra cuál sería el transflujo si cada compartimento contribuyese por igual al sistema, de forma análoga se entiende la línea gris que se encuentra en la medida AEC.

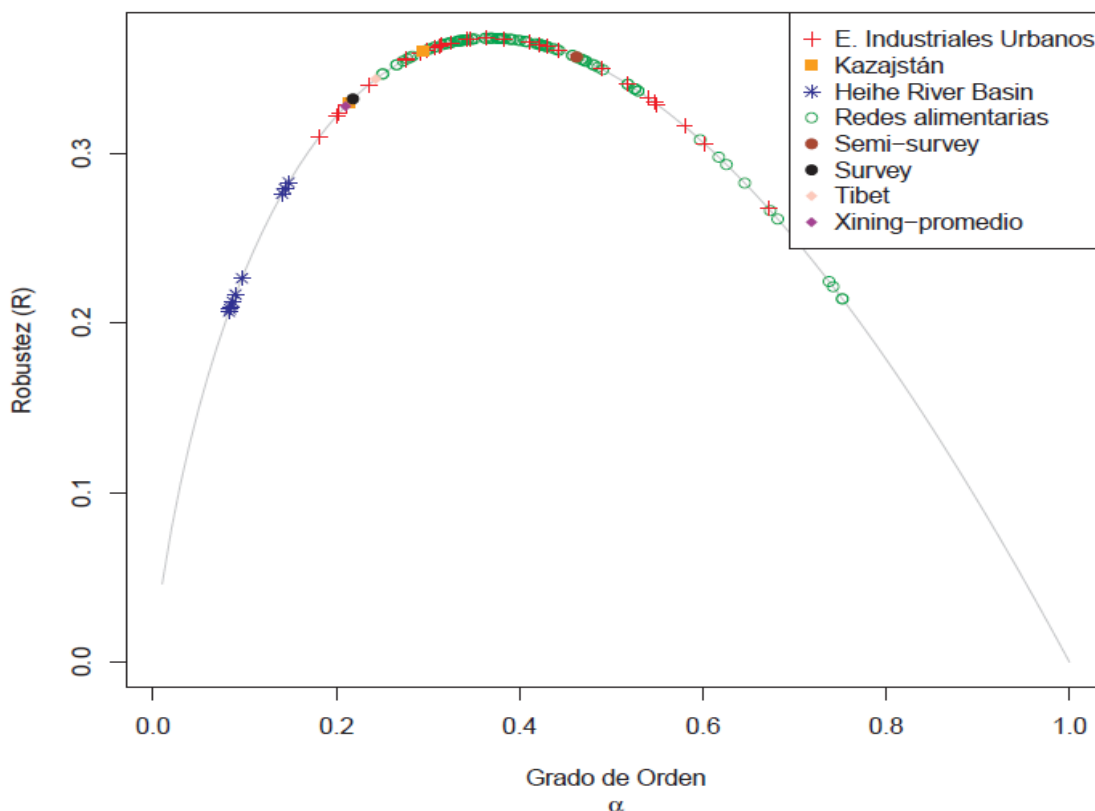
Para el método de híbrido (histogramas superiores) el compartimento más central, según el indicador AEC, es la construcción (24). Sin embargo, según la medida global de centralidad (*throughflow*), el nodo por el que pasa la mayor cantidad de agua virtual es la agricultura (1),

para esta medida el compartimento 24 está en sexto lugar. En el enfoque de la encuesta (histogramas inferiores), la medida AEC y la métrica de flujo global muestran que el compartimento dominante es el comercio (25).

4.4.6. Robustez

Para cuantificar la sostenibilidad de los ecosistemas desde una perspectiva holística se usa la medida robustez donde curiosamente las redes alimentarias (círculo verde) de ecosistemas se encuentran en la cúspide la curva (fig. 4.4). Este lugar se conoce como ventana de vitalidad, es en ese sitio donde se posicionan los ecosistemas sostenibles que alcanzan una configuración equilibrada entre la eficiencia y la redundancia de ruta. En la figura 4.4 también se observa que los ecosistemas urbano-industriales (para una forma de redes humanas, cruces de color rojo, ver Morris, Weissburg y Bras 2021), en ciertos casos alcanzan una configuración sostenible, en otros son muy redundantes o demasiado eficientes.

Figura 4.4. La curva de robustez ecológica (R) que muestra la posición de las redes alimentarias, de ecosistemas urbano-industriales, de agua virtual, de distintas ciudades y del DMQ



Fuente: Fang y Chen (2015); Lau et al. (2017); Chen y Mei (2021); Cui et al. (2021); Wu et al. (2021).

Las demás son redes de agua virtual para distintas ciudades como Heihe, Kazajstán, Tibet y Xining, incluidas las redes de agua virtual *survey* y *semi-survey* del Distrito Metropolitano de Quito. Como se observa en la figura 4.4 son todas redundantes, es decir, se localizan al lado izquierdo del óptimo; a excepción de la red *semi-survey* que está al lado derecho del óptimo, o sea, que es altamente eficiente.

4.5. Discusión

Las dos redes ecológicas de agua virtual para el DMQ presentan una estructura altamente ciclada ($\lambda_{max} > 30$), superando ampliamente a la mediana 102 redes alimentarias (RA) –3,3– obtenidas de 102 ecosistemas documentados en Lau et al. (2017); incluso superan a la mediana de 6,8 de las 70 redes alimentarias que tienen mejor proceso de recogida de datos. Su ciclismo es tan alto que supera al $\lambda_{max} = 14,2$ de Mangroves (dry), una red alimentaria que tiene 94 nodos y 1339 enlaces. Aun superan a la mediana igual a 4,2, reportada para las redes alimentarias construidas luego de 1993 por Layton, Bras y Weissburg (2016).

Los MREAV tienen la ciclicidad más grande, a efectos del tamaño de la red y de las conexiones que se ven reflejadas en la densidad de enlace > 30 en ambas redes. Esta estructura altamente ciclada responde a la construcción de la red a partir de la TIP, pues los sectores muestran estar altamente interconectados. Es decir, un efecto de la escala de la red y de la interconexión entre los distintos sectores económicos; si redujéramos la red a los tres sectores económicos –primario, secundario y servicios– su ciclicidad sería igual a dos. Tener multiplicidad de ciclos complejos es deseable porque asegura en los ecosistemas que la materia o la energía permanezca más tiempo dentro del sistema.

La ciclicidad es también una medida de la tasa de proliferación indirecta de los ciclos y de las vías. Los valores altos de la ciclicidad corresponden a la mayor cantidad de ciclos indirectos y tasas de proliferación de vías. Esto es importante para la tasa de proliferación de vías de los enlaces indirectos en el sistema. Los ecosistemas en su mayoría muestran más enlaces indirectos con respecto a los directos.

En nuestros modelos la fracción de flujos indirectos sobre directos es mayor que uno para el MREAV *survey*, pero no para el modelo *semi-survey*. Se cumple esta propiedad de las redes alimentarias para el MREAV *survey*, pero no para *semi-survey*. En las 102 redes alimentarias

esta propiedad se cumple en el 81,37 % de los casos, su mediana es de 2,68 y su valor máximo alcanza más de 200.

Al igual que la red de agua de Beijing (Zhang, Yang y Fath 2010) la cantidad que alcanza la red *survey* en este indicador es más alta que la mediana de los ecosistemas, debido a que el agua tiene un potencial de reciclaje mucho mayor que la energía o que otros materiales, con menos pérdidas de disipación a lo largo de cada paso.

El índice de ciclismo de Finn (CI) es una métrica que se basa en la matriz de flujo, como muestra la ecuación 44, es la fracción del flujo total en el sistema que participa en ciclos. Para el MREAV *survey* el $CI=0,382$, en un indicador que fluctúa entre cero y uno; esto significa que la red *survey* tiene una dependencia del 62 % de flujos externos de agua virtual, mientras que el modelo *semi-survey* arroja un $CI=0,002$ mostrando una dependencia casi total de flujos externos de agua virtual.

En las 102 redes alimentarias de los ecosistemas la mediana del CI es igual a 0,24 y un máximo de 0,98, es decir, que la red *survey* sería más alta que la mediana de los ecosistemas, pero no es más grande que el valor máximo de este conjunto de datos, correspondiente al ecosistema Puerto Rican Rain Forest (ver Lau et al. 2017).

Los ecosistemas sostenibles son mutualistas $-M > I-$, es decir, que las relaciones integrales de beneficio mutuo (mutualistas) entre especies son mayores que las relaciones de explotación y competencia. Por ejemplo, Bondavalli y Ulanowicz (1999), en el ecosistema de los Everglades de Florida encontraron que el caimán americano en lugar de disminuir aumenta once de las poblaciones de presas –ranas, ratones, ratas e invertebrados– a través de interacciones indirectas suscitadas dentro del ecosistema. Si bien existe una relación directa de depredación (+, -) del caimán a su presa, en términos integrales es una relación mutualista (+, +), es decir, cuando se considera la plétora de relaciones indirectas y sistémicas. Lo que sucede es que, a pesar de una relación directa de depredación sobre la presa, en general, la población de presas se beneficia al tener presente a la población de caimanes. Esto se explica porque hay una forma de control directo de arriba hacia abajo por parte del caimán, pero más allá de él hay una forma de control distribuido que se extiende sobre cada grupo en la red. El mutualismo en red se transmite por vías indirectas ya que el caimán también se alimenta de otras especies que a su vez son explotadoras, competidoras y mutualistas entre sí. Esto no es

intuitivo si se observa en un marco reduccionista cazador-presa, pero es real en el contexto de todo el ecosistema (Fath 2007).

De las 102 RA en Lau et al. (2017) el 66 % son mutualistas, en estas redes la mayor cantidad de signos son positivos (ver ecuación 50), es decir existe preponderancia de las relaciones positivas sobre las negativas o neutrales. Por el contrario, en los MREAV la mayor cantidad de signos en la matriz de signos (U) son negativos, por lo tanto, no son redes mutualistas $-M < 1-$. En ambos modelos dominan las relaciones integrales de explotación con más de 50 % del total de relaciones (ver tabla 4.15), de hecho, si sumamos las relaciones de competencia y explotación se sobrepasa el 80 % de relaciones integrales.

La centralidad es un concepto utilizado por quienes estudian sistemas complejos, inicialmente fue desarrollado por los científicos sociales para cuantificar la importancia de los individuos en los modelos de redes. Las métricas basadas en este concepto indican cómo la posición de un nodo en la red contribuye a su importancia estructural o funcional. En las redes alimentarias, es importante identificar la importancia relativa de las especies para tomar decisiones de manejo sólidas y asignar recursos de forma efectiva. A través de la medida de centralidad ambiental (AEC), se ha comprobado en un conjunto de 50 modelos de redes alimentarias que la importancia funcional de las especies se concentra en unas pocas especies dominantes, seguidas de un grupo con una importancia más baja y uniforme. También se ha comprobado que las relaciones indirectas importantes en las redes alimentarias igualan (homogenizan) la importancia funcional de las especies en los ecosistemas. En esta tesis se destaca la importancia de los detritos y los recicladores como los hongos y las bacterias en la generación del flujo de energía-materia en los ecosistemas (Fann y Borrett 2012).

Los modelos *survey* y *semi-survey* muestran que luego de un grupo dominante en la red (ver figura 4.3, a la derecha) se tiene un grupo con menor importancia y de uniforme entrega de flujos totales. Sin embargo, a diferencia de los ecosistemas, el nodo más central no cumple una función recicladora, por ejemplo, en el modelo *survey* el más central es el comercio.

La métrica AEC comúnmente va acompañada de la métrica de flujo pasante (*throughflow*), al igual que el AEC, esta medida de centralidad determina que la mayor actividad del sistema se encuentra en un grupo pequeño de compartimentos. En el 73 % de las redes alimentarias, el 20 % o menos de los nodos generan el 80 % o más del flujo total del sistema. Se requieren

cuatro o menos nodos para representar el 50 % de la actividad total del sistema y, por tanto, se definen como dominantes de la comunidad. Un total de 121 de los 130 nodos dominantes en las 45 redes alimentarias podría clasificarse como productores primarios, materia orgánica muerta o bacterias (Borrett 2013).

En el método híbrido el 86,24% (ver fig. 4.3 lado derecho) de los flujos están concentrados en tres compartimentos –1, 6 y 32– de los 35, de hecho, solo los compartimentos 1 – agricultura– y 6 – fabricación de productos alimenticios– concentran el 80 % de los flujos de paso de agua virtual. Mientras que para el método de encuesta, cinco compartimentos –25, 22, 1, 31 y 6– de los 35 representan el 76,36 % del total. El 50,72 % del flujo total se concentra en el comercio –25– y otras manufacturas –22–. Pero a diferencia de los ecosistemas naturales, en los MREAV los nodos dominantes están ubicados no solo en el piso de los productores primarios, sino en los niveles de los consumidores primarios y secundarios.

Es común que el nodo dominante, según la AEC sea el mismo que según el *throughflow*. Esto se cumple en la red *survey* con el nodo comercio –25–. También es cierto en la jerarquía ecológica, pues dicho compartimento es el más prominente y demandante de flujos directos e indirectos de agua virtual. Al contrario, en la red con enfoque híbrido el nodo dominante según AEC es la construcción –24–, pero según el *throughflow* es la agricultura –1–.

Las redes alimentarias de ecosistemas sostenibles durante un largo tiempo han alcanzado una configuración equilibrada entre la redundancia y la eficiencia de la ruta, medida a través de la robustez. Esta configuración les ubica en la punta de la curva de robustez (ver fig. 4.4). La configuración que tienen las redes de agua virtual elaboradas para el DMQ las ubica como altamente redundantes, *survey* o eficientes, *semi-survey*, cuando se las compara con otras redes de agua virtual, por ejemplo, las desarrolladas para la Cuenca del Río Negro (Heihe), el Tibet, Kazajstán y Xining, encontramos que estas redes son también redundantes, de hecho, esto es más notorio para la Cuenca del Río Negro (Heihe) en las nueve redes elaboradas una de cada año. Esto sugiere la existencia de un patrón que les empuja a las RAV hacia la redundancia.

Es interesante e intrigante ver que a pesar de las diferentes estructuras productivas que podrían presentar las diferentes ciudades aquí mostradas, más aún el Distrito Metropolitano de Quito con respecto a las ciudades chinas y euroasiáticas, la posición de su RMAV con

respecto a la robustez óptima es la misma. Este posicionamiento podría explicarse por dos razones. La primera: el agua virtual contenida en los productos parece circular dentro de varios sectores con más intercambios a lo largo de más vías, a diferencia del agua dulce física que fluye a través de cadenas o suministros específicos (Fang y Chen 2015), por ejemplo, la red de agua potable. La segunda podría ser porque el agua es un recurso que ha recorrido el planeta Tierra, a través de su ciclo, desde su llegada, lo que la convierte en un material conservado en general.

4.6. Conclusiones

La construcción de las tablas insumo-producto monetarias para el método *survey* y *semi-survey* fue un trabajo extenuante, laborioso y de precisión, por la gran cantidad de datos que hay que manejar, y por la cantidad de reglas que hay que respetar para representar de forma sintética la estructura productiva y de consumo del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Los datos suficientes para esta tarea están a nivel cantonal para el 2015.

Encontramos que la construcción de la tabla insumo-producto (TIP) es muy sensible al método de compilación. Para obtener la matriz de transacciones interindustriales usamos dos enfoques: *semi-survey* y *survey*. El enfoque *semi-survey* usa la estructura de coeficientes técnicos nacionales ajustados al territorio para la obtención de la tabla de transacciones interindustriales a nivel urbano, pero hay que detectar cuáles son los sectores económicos a nivel nacional que no son parte de la estructura productiva del DMQ; por ejemplo, a nivel nacional un sector representativo es el de extracción de petróleo y gas natural, este sector industrial no existe en Quito. El enfoque *survey* usa los datos del territorio para construir la tabla de transacciones interindustriales, a través de la base del Anexo Transaccional, de esta forma resulta que la matriz de transacciones interindustriales que define la estructura productiva es distinta entre ambos enfoques. Es decir, las distintas matrices interindustriales dan forma a dos distintas tablas insumo-producto.

Por este motivo, el valor del PIB difiere en cada método. El PIB por la vía del gasto calculado para el enfoque híbrido es de USD $2,5 \times 10^{10}$ (tabla 4.8) y para el enfoque de abajo hacia arriba es de USD 2.6×10^{10} (tabla 4.9); la diferencia es de aproximadamente 839 millones de dólares. Esta diferencia también repercute en los resultados del vector de intensidades de elemento hídrico incorporado (tabla 4.12) y, por consiguiente, en las tablas insumo-producto físicas implícitas, dando como resultado dos modelos de red.

Las métricas de ENA aplicadas a los MREAV desarrollados para el DMQ muestran claramente las diferencias entre las dos redes, por ejemplo, los distintos resultados en el índice de ciclismo de Finn, en las mediadas de centralidad ambiental y de flujo de paso, y en la posición de cada red en la curva de robustez. Además, estas métricas sugieren que las redes ecológicas de agua virtual *survey* y *semi-survey* carecen de un diseño ecológico en comparación con las redes alimentarias de ecosistemas. También mostraron que, a pesar de la diferencia de estructuras productivas que existen entre Quito y algunas ciudades o centros urbanos de Asia y Eurasia se comparte un comportamiento común, que es la tendencia hacia la redundancia de las redes de agua virtual.

Conclusiones de la tesis

La presente tesis tuvo como finalidad responder la siguiente pregunta: ¿cómo los procesos metabólicos urbanos pueden llegar a ser sostenibles? El camino elegido fue adoptar la idea de ecosistema urbano bajo el paraguas del metabolismo urbano. La sostenibilidad urbana entendida como un rasgo de sistema completo, que aflora si se cumplen las condiciones necesaria y suficiente (común en sistemas naturales, ecosistemas). Se describió al sistema urbano como una red y se estudió con las métricas del análisis de redes ecológicas (ENA) que son la manifestación tangible del metabolismo del sistema. El estudio de caso se hizo sobre la red metabólica de agua virtual (RMAV) del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ) en el año 2015.

Partimos de la hipótesis de que los procesos urbanos llegarán a ser sostenibles si su desempeño metabólico es similar al de los ecosistemas, lo cual resulta visible en la evaluación de la red alimentaria subyacente. La sostenibilidad de la MREAV se evalúa comparando las métricas de ENA con las redes alimentarias de los ecosistemas. Aunque los sistemas humanos y naturales son de distintos tipos, la comparación es sólida, pues se basa en métricas a nivel del sistema que no están sesgadas por la topología, el tamaño de la red, el flujo y las escalas de tiempo.

Las métricas de ENA son la expresión tangible del metabolismo urbano del MREAV. El concepto de MU en la actualidad es un marco robusto para entender esta relación ciudad-naturaleza y proponer la rectificación con el fin de mitigar los impactos ambientales negativos. Las evaluaciones del MU en la actualidad brindan una perspectiva crítica para comprender la manera en que el desarrollo urbano afecta el ambiente local, regional y global.

La investigación del metabolismo urbano es un área disciplinaria relativamente nueva que inició con la publicación de Wolman hace 56 años. Con esta tesis se evidencia su constante evolución, cómo abarca un campo multidisciplinario y avanza hacia una combinación de ciencias naturales y sociales.

La presencia de más de la mitad de la población en las áreas urbanas y, por consiguiente, el aumento de las actividades socioeconómicas en estos espacios reducidos, merma y golpea la estructura de los sistemas naturales y del espacio que les rodea, poniendo a las ciudades en el centro de los debates sobre la sostenibilidad global. De ahí uno de los beneficios de los

estudios del MU: diagnostican los problemas ambientales urbanos, a partir de allí se establece la sostenibilidad del sistema. En esta tesis hemos llegado más allá con la idea de sostenibilidad, pues contempla las dos condiciones que se han señalado a lo largo del documento: necesaria y suficiente.

La condición necesaria alude a las limitaciones de entrada de flujos de materia y energía que se manifiestan en términos de radiación solar, ciclo global del carbono, tasa de ciclo de nutrientes, tasa de ciclo hidrológico, etc. A lo anterior se añade la capacidad del medio ambiente para aceptar la salida del sistema, que está limitada por la tasa de descomposición, la tasa de acumulación de subproductos no deseados y los acoplamientos sinérgicos que permiten la reutilización del material. Es decir, el modelo clásico de entrada y salida (ver fig. 1.3).

Para el caso de la red metabólica de agua virtual del DMQ, esta condición significa el flujo constante de agua directa y la importación de agua contenida en los productos (bienes y servicios) que ingresan al sistema. El agua directa proviene de los acuíferos, de los trasvases de subcuencas orientales y de las aguas superficiales del Río Esmeraldas. El río nace de los deshielos y vertientes del Cayambe, Sincholauga, Cotopaxi, Illiniza Atacazo y Pichincha. Las salidas son las aguas residuales (puntuales y extendidas) que según la EPMAPS (2022) solo el 3 % se trata y los desechos sólidos.

La condición suficiente tiene que ver con las propiedades internas de los sistemas adaptativos complejos como la autocatálisis y la autoorganización. Tales procesos permiten que los sistemas se acerquen a una mayor actividad y una organización más estricta contrarrestando la inevitable deriva entrópica hacia el desorden. Esta condición es evaluada por las métricas de ENA.

En este sentido, concluimos que las redes ecológicas de agua virtual del Distrito Metropolitano de Quito, *survey* y *semi-survey*, no muestran un diseño sostenible en el sentido de los ecosistemas. Este estudio refuerza los hallazgos de que los sistemas diseñados por seres humanos carecen de desempeño ecológico en comparación con los sistemas naturales (Layton et al. 2016; Morris et al. 2021).

¿Qué significa este hallazgo? Si bien los sistemas naturales y el Distrito Metropolitano de Quito son estructuras disipativas porque ambos sistemas autoorganizados subsisten degradando y disipando energía y materia disponible (entropía) de forma continua, este proceso entrópico es más marcado en el DMQ, pues a diferencia de los ecosistemas (como se vio en el análisis de la jerarquía ecológica) el total de flujos de agua virtual que demanda el sistema no es ofertado en su totalidad por el sector que hemos denominado productor primario, sino que vienen del medio externo. Los ecosistemas acumulan más biomasa de lo que consumen, pues la producción primaria neta de las especies productoras (principalmente plantas verdes) siempre ha sido suficiente para sustentar la demanda de los organismos de consumo, además sus sumideros son de gran capacidad (el proceso de reciclaje); lo que reduce el proceso entrópico de los sistemas vivos. Por lo tanto, se evidencia que no cumple el DMQ con la condición suficiente de sustentabilidad que hemos impuesto en esta investigación. En resumen, el DMQ es un sistema altamente disipador de materia, en este caso de agua virtual. Convirtiéndolo en un tipo de ecosistema parasitario para la naturaleza.

Los ecosistemas han evolucionado a lo largo del tiempo para tener una configuración sostenible, por lo que los valores de las métricas de ENA para estos sistemas pueden ayudar a encaminar la rectificación y la adaptación de la red metabólica de agua virtual hacia una mayor sostenibilidad a través de la reducción del proceso entrópico. Esta comparación no sería posible si usamos otras metodologías para evaluar el MU como el ciclo de vida, la huella ecológica, el análisis de flujos. Las métricas de centralidad como AEC y *throughflow* muestran algunos nodos claves para mejorar el desempeño del MREAV *survey*. Los nodos más centrales son el comercio (25), las industrias manufactureras (22) y el agrícola (1); por su centralidad un *shock* microeconómico en estos nodos podría propagar efectos en cascada “aguas abajo” en todos los vínculos intersectoriales (Acemoglu et al. 2012), lo que podría mejorar el mutualismo, la jerarquía, el índice de ciclismo y la eficiencia de la red para alcanzar un nivel más alto de robustez encaminando a esta estructura de red hacia la sostenibilidad.

El principal problema del MREAV *survey* es su excesiva redundancia. Si bien la presencia de caminos redundantes en las redes alimentarias garantiza su resiliencia porque les dota de flexibilidad, estas redes también buscan orden y coherencia de los flujos. En este sentido, la sostenibilidad depende de un equilibrio entre la organización (eficiencia) y la flexibilidad

(redundancia). Para mejorar la organización de los flujos dentro del MREAV *survey* ponemos a consideración algunas políticas que fomenten la sostenibilidad.

Los sistemas urbanos se caracterizan, entre otras cosas, por la actividad no agrícola que los convierte en heterotróficos. La mayor parte de productos de este sector económico, que consumen el 80 % de agua (Torremorell et al. 2021) provienen de fuera del sistema. En la red ecológica de agua virtual *survey*, el nodo agricultura (1) importa el 86 % de agua virtual directa que ingresa al sistema, contenida en verduras, hortalizas, frutas, etc. Para disminuir los impactos que tiene esta red sobre los recursos hídricos de la ruralidad dentro y fuera del país y hacer más eficientes las rutas que recorren los flujos de agua virtual, se debe localizar los cultivos que provienen de sectores con escasez de agua y obtenerlos de otros lugares con mayores fuentes hídricas que les permitan soportar el estrés, reemplazarlos por productos con menos contenido AV y reducir su consumo y desperdicio.

Según la FAO (2012), en el mundo se pierde o se desperdicia anualmente alrededor de un tercio de la producción de alimentos destinados al consumo humano, esto equivale aproximadamente a 1300 millones de toneladas. Lo que significa cantidades gigantescas de agua dulce que se usan sin sentido y se desperdician. Teniendo en cuenta que un 92 % del total de la huella hídrica mundial proviene de la producción agrícola (Mekonnen y Hoekstra 2011), podemos hacernos una idea de la magnitud de agua dulce que se desperdicia.

Quito no se aleja de esa realidad, pues se estima que se desperdician más de 100 toneladas de alimentos al día, ya sea porque se aproxima la fecha de caducidad, se preparó demasiado o porque los vegetales y las frutas lucían demasiado maduros (*La Hora* 2018). Otros factores que influyen en las pérdidas de alimentos es la pobreza, pues no permite el acceso a los alimentos por sus precios y la ineficiencia en las cadenas de suministro, que aumenta los precios de los alimentos. La mejora de la eficiencia en las cadenas de suministro puede ayudar a disminuir el coste de los alimentos para el consumidor y, así, ser accesibles a más personas. Por ejemplo, eliminando los intermediarios se mejora el orden de las rutas entre sectores; suprimiendo las innecesarias los alimentos llegan más rápido a los destinos de consumo y se reduce la probabilidad de inflar los precios de estos productos.

Clave para la rectificación del metabolismo del DMQ es la disminución o eliminación de los desperdicios alimenticios. Esto es posible si se incentiva el rescate de dichos productos que

todavía están aptos para el consumo humano, que no han podido ser comercializados en los distintos sitios de expendio para redistribuirlos entre personas de escasos recursos, comedores sociales, etc. Además, se podría separar la basura orgánica de la que no es orgánica para ser aprovechada como fertilizante a través del compostaje.

Estos procesos de reciclaje mejoran el comportamiento ciclista más complejo. Contar con múltiples ciclos complejos es deseable porque asegura que los flujos de agua virtual permanezcan más tiempo dentro del sistema. Las redes alimentarias descritas a partir de sistemas ecológicos presentan actores detritos que cierran los ciclos dentro del sistema, es decir, recicladores activos, que son elementos clave para lograr el comportamiento ciclista más complejo. Por lo que contar con recicladores activos en la red *survey* le encamina hacia la sostenibilidad. La existencia de detritos reduce el uso de agua porque se disminuye la demanda de productos foráneos y locales, que no solamente trae beneficios ambientales, sino también financieros, pues el reciclaje significa reducción de gastos en materia prima. Además, realizar compras responsables que eviten el desperdicio alimentario y la reducción de la compra de estos productos.

La reducción de la demanda de alimentos agrícolas intensivos en uso de agua dulce, como el arroz que por cada kilogramo usa 2497 litros de agua, reduciría significativamente el uso de agua del sector externo. Además, si estos productos agrícolas sirven como materia prima para procesos industriales –tomate, plátano, soya, etc.– se reduce aún más la demanda del líquido vital. También es importante consumir productos de la proximidad; como resultado, la jerarquía ecológica se asemejaría más a la forma piramidal de una cadena trófica ecológica.

Como vimos en los resultados y en la discusión del capítulo 4, el índice de ciclismo (λ_{max}) de las redes *survey* y *semi-survey* supera ampliamente los valores máximos reportados por los ecosistemas. A pesar de ello, los nodos que tienen la mayor actividad (*throughflow*) no son del tipo productor primario, materia orgánica muerta o bacterias, como en las redes de ecosistemas, sino que pertenecen a pisos más altos de la cadena trófica, por ejemplo, el comercio (25). Esto refuerza la idea de que todos los nodos o la mayoría de la red metabólica de agua virtual del DMQ, deben reciclar sus desperdicios para que se cierre el ciclo con los nodos del tipo detritos (recicladores activos) y sea el más central. En otras palabras, los recicladores activos deben estar presentes en la red ecológica de agua virtual del DMQ, para

que los procesos metabólicos de esta red se acerquen al comportamiento sostenible de los ecosistemas.

No obstante, las variaciones detalladas anteriormente en la red metabólica de agua virtual del DMQ, al igual que la mayoría de los sistemas complejos, no siempre resulta en los efectos esperados. Por ejemplo, en el trabajo de Bodini, Bondavalli y Allesina (2012) se contrastan tres redes ecológicas de agua de tres ciudades italianas con sus escenarios alternativos; ello revela que reducir el consumo de agua puede tener efectos diferentes a escala de todo el sistema. En dos de los tres sistemas, la reducción de la entrada de agua combinada con una remodelación de la red reduce su nivel de organización en cuanto al medio de procesamiento y limita su flexibilidad para adaptarse a nuevas perturbaciones, es decir, los sistemas alternativos están más restringidos (son más eficientes). Mientras que en el tercer sistema los cambios propuestos lo encaminan a una configuración más sostenible, caracterizada, sin embargo, por una tendencia a ser menos flexible en favor de una estructura de intercambios más eficiente. Estos resultados sugieren fuertemente que los criterios de un solo tema pueden tener efectos contrastantes en la escala del sistema completo y que los resultados finales dependen en gran medida de la topología de la red, por lo que no existe una receta única para alcanzar la sostenibilidad.

La ubicación del DMQ en el callejón interandino debe ser aprovechada para la recolección de las precipitaciones, que van desde 450 mm/año a 4500 mm/año. La tasa de recolección del agua lluvia en el Distrito Metropolitano de Quito debe estar atada al ciclo hidrológico, de tal forma que no distorsione este proceso. Así, se puede reducir la presión que se ejerce sobre los acuíferos que alimentan al casco urbano del DMQ, pues se estima que para el decenio 2040-2050 solo se pueda satisfacer el 90 % de la demanda de agua dulce.

Límites de esta investigación

La tesis presenta los siguientes límites:

- Se requiere expandir el modelo aquí presentado para poder tener en cuenta el consumo de los hogares. Este primer esfuerzo se centró en la red de empresas obtenidas de la matriz de relaciones interindustriales. La presencia del nodo consumo de hogares ayudaría a entender la dinámica de los hogares en la red metabólica de agua virtual, es decir, su influencia en toda la red. Tampoco se incluye en esta tesis el sector informal de la economía.

- Se necesita complementar este estudio fusionando el agua física demandada y el agua virtual para evaluar a mayor profundidad la sostenibilidad del sistema.
- Sería útil replicar el modelo de red ecológica de agua virtual *survey* sobre otras ciudades ecuatorianas, para evaluar si estas redes también presentan una característica de redundancia como lo hacen las redes del Tíbet o Xining.
- También podríamos hacer un análisis de sensibilidad al modelo *survey*, a través de un *shock* a la red y/o a los distintos nodos, para saber si las conclusiones se mantienen y en qué grado, así como conocer la sensibilidad de esta estructura a cambios pequeños y grandes. Esto hay que hacer con cuidado, por los movimientos mínimos de las condiciones iniciales de los sistemas complejos pueden generar cambios dramáticos en los resultados; además, por las propiedades de los sistemas complejo estos cambios podrían resultar contraintuitivos.
- Si bien los indicadores de centralidad de la red muestran los nodos donde se pueden aplicar estrategias para mejorar la sostenibilidad del sistema, no es posible determinar específicamente de dónde vienen los flujos de agua virtual. Por ejemplo, ¿de dónde se importan los productos agroalimenticios? Para responder esta pregunta se deben usar matrices multirregionales, y el problema radica en que necesitan grandes cantidades de datos.
- El punto anterior puede complementarse con georreferenciación de la información, lo que nos permitiría localizar los lugares exactos a los cuales afecta el metabolismo del Distrito Metropolitano de Quito, a través de la demanda de sus recursos expresados en los productos que llegan al distrito. Esto también serviría para tener una nueva delimitación del DMQ como ecosistema en términos de demanda de flujos.

Futuras investigaciones

En esta tesis hemos escrito la historia y evolución de la investigación del metabolismo urbano, así como las diferentes metáforas, teorías, perspectivas, epistémias y marcos analíticos que han guiado esta investigación. Las primeras aplicaciones fueron los modelos de caja negra (figura 1.3) que contabilizan solo entradas y salidas generales (Wolman 1965) –analogía organísmica–, pasando por los modelos con procesos cíclicos (Girardet 1990) –analogía organísmica–, hasta llegar a modelos más sofisticados que abren la caja negra detallando su estructura y funcionamiento interno (Zhang 2009).

Los investigadores han usado métodos de flujos, de evaluación de energía, de huella, de insumo-producto, de evaluación de ciclo de vida, de simulación de estructura y funcionamiento interno, de escalas múltiples, integrados y de combinación entre los ya detallados (tabla 1.1) para cuantificar el consumo directo e indirecto de recursos y evaluar la influencia de los sistemas urbanos sobre el sistema natural. Sin embargo, quedan muchos vacíos todavía en la investigación. Para ello, es necesario consolidar la base teórica que subyace al MU, unificar y estandarizar la metodología para facilitar las comparaciones entre estudios, por ejemplo, la metodología de flujo de materiales que se usa para analizar el metabolismo social (Vallejo 2010), encontrar formas de explorar y combinar los resultados de los análisis a diferentes escalas y fomentar la cooperación entre muchas disciplinas. Un primer paso sería poner en diálogo a la economía ecológica, ecología urbana, ecología industrial, ecología política y ecología política urbana y también a otras ciencias que provenga de la ecología, la biología, la psicología, etc.

El segundo paso es estandarizar los datos, lo cual es posible mediante técnicas de minería de datos que permitan su categorización y cuantificación. En países como Ecuador donde existe difusividad de datos o no existen, se propone la creación de un Observatorio del Metabolismo Urbano, que permita la recopilación de los conjuntos de datos necesarios. Ello supondría obtener datos de múltiples escalas, esto es, personas, hogares, manzanas, barrios, parroquias, ciudades, cantones, provincias y nivel nacional. Estos conjuntos de datos nos permitirán mejorar nuestra comprensión sobre los patrones metabólicos urbanos y los efectos de escala y de niveles de ingreso para respaldar la gestión y el desarrollo de políticas.

Un tercer paso es integrar los conocimientos de diferentes campos de investigación, así como diseñar investigaciones que brinden soluciones a problemas específicos de política social, que orienten un desarrollo industrial que promueva la organización interna para alcanzar el equilibrio posicional entre la redundancia y la eficiencia, con miras a una reducción del consumo de recursos y de la emisión de desechos.

Los estudios deben mutar hacia los análisis multiescalares espaciales, pues las ciudades son los principales sectores donde se ganará o perderá la batalla por la sostenibilidad. Datos geolocalizados sirven para localizar los distintos metabolismos a nivel urbano y, con ello, las distintas políticas que se deben aplicar. Para comprender completamente los impactos de los ecosistemas urbanos, los investigadores debemos combinar los resultados de los análisis

realizados a pequeña escala, como la comunidad y el hogar, con los resultados de análisis a mayor escala que tengan en cuenta las interacciones y diferencias entre las distintas escalas.

Esto sugiere no solo examinar a nivel unitario humano, sino también a nivel de una sola industria, por ejemplo, de la agricultura, la elaboración de alimentos, etc. Con la idea de ecosistema, donde se puede analizar a cada uno de sus compartimentos (seres vivos) de forma particular y entender cómo se entrelaza con el medio externo y con las demás especies. Es decir, el enfoque puede ampliarse de industrias individuales a todo el sistema urbano.

Esto supondría la superación de los vacíos de datos para aplicar los modelos multinivel y multiescala, ya que la mayoría de las investigaciones sobre el metabolismo urbano todavía utilizan datos con una resolución relativamente agregada. Como resultado, no se puede proporcionar información sobre los problemas de lugares, actividades o poblaciones específicas. Por ejemplo, los datos disponibles para el uso industrial y comercial de agua y energía son difíciles de correlacionar con el uso de la tierra. Por el contrario, la investigación con resoluciones más precisas no considera los impactos a escalas más grandes (por ejemplo, provinciales), lo que limita la aplicación de análisis a gran escala como la aplicación de matrices interregionales. El metabolismo urbano no se ha utilizado ampliamente para respaldar la planificación y la gestión urbanas porque la agregación de datos a nivel urbano o regional no puede mostrar los detalles dentro de un sistema urbano, y en tal cuestión radica el objetivo de los hacedores de política.

Cuarto, en Latinoamérica y en varios países en desarrollo como la India en sector informal es representativo para sus economías, por lo tanto, su consideración en el análisis insumo-producto es relevante para comprender el grado de aporte a la economía nacional. A nivel urbano, los esfuerzos para incluir el sector informal son escasos, tener en cuenta este sector mejoraría las estimaciones del consumo de recursos por parte de las ciudades y su influencia sobre la red metabólica global.

Por último, los sistemas urbanos están caracterizados por un complejo biótico, complejo físico, complejo social y complejo construido, por tanto, son necesarias las soluciones biológicas, socioeconómicas y arquitectónicas o técnicas para enfrentar los problemas de configuración del metabolismo urbano. Las soluciones biológicas hacen alusión al entorno natural dentro y fuera del sistema urbano, el objetivo es proteger o mejorar las funciones de los servicios ecosistémicos, disminuir la toma de recursos y disminuir también la carga de desechos a la naturaleza. Las soluciones socioeconómicas se centran en las características

socioeconómicas, tales como el comportamiento del consumidor y de los productores; la meta es mejorar la conciencia ecológica para fomentar cambios de comportamiento que conduzcan a la adopción de prácticas más sostenibles. Las soluciones arquitectónicas y técnicas son prácticas y medidas que se pueden tomar para reducir el consumo de recursos y la emisión de residuos y aumentar el reciclaje de residuos, con la finalidad de promover una transformación del sistema económico actual a un ecosistema más sostenible, con ideas de ciudad biomimética, pues la naturaleza puede servir de inspiración para la nueva arquitectura urbana.

Con todo lo anterior se disminuiría la magnitud del intercambio de materiales y energía entre los componentes naturales y socioeconómicos de un sistema urbano. Hacerlo mejorará la capacidad de los componentes naturales del sistema urbano para apoyar el sistema y promoverá la transformación de una ciudad centrada en los materiales en una ciudad ecológica al incluir metas justamente ecológicas antes que las económicas y cambiar la conciencia social para enfatizar en el establecimiento de un sistema urbano saludable.

Referencias

- Acemoglu, Daron, Vasco Carvalho, Asuman Ozdaglar y Alireza Tahbaz-Salehi. 2012. "The Network Origins of Aggregate Fluctuations". *Econometrica* 80 (5): 1977-2016. <https://doi.org/10.3982/ECTA9623>
- Adriaanse, Albert, Stefan Bringezu, Allen Hammond, Youichi Moriguchi, Eric Rodenburg, Donald Rogich y Helmut Schütz. 1997. *Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies*. Washington: World Resources Institute.
- Aguilar, Angel, Badri Nayanan y Robert McDougall. 2016. "An Overview of the GTAP 9 Data Base". *Journal of Global Economic Analysis* 1(1): 181-208. <https://doi.org/10.21642/JGEA.010103AF>
- Alberti, Marina. 2009. "The urban ecosystem". En *Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems*, 1-26. Nueva York: Springer.
- Allan, John Anthony. 1993. "Fortunately, there are substitutes for water otherwise our hydrological futures would be impossible". En *Priorities for Water Resources Allocation and Management*, 13-26. Londres: ODA.
- 1998. "Virtual water: a strategic resource. Global solutions to regional deficits". *Groundwater* 36 (4): 545-546.
- Allen, Timothy, y Thomas B. Starr. 1982. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity*. Chicago: University Chicago Press.
- Allesina, Stefano, y Cristina Bondavalli. 2003. "Steady state of ecosystem flow networks; a comparison between balancing procedures". *Ecological Modelling*, 165: 221-229. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00075-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00075-9)
- Allesina, Stefano, Antonio Bodini y Cristina Bondavalli. 2005. "Ecological subsystems via graph theory: the role of strongly connected components". *Oikos*, 110: 164-176. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13082.x>
- Allesina, Stefano, y Mercedes Pascual. 2009. "Googling food webs: can an eigenvector measure species' importance for coextinctions?". *PLOS Computational Biology*, 5: 1175-1177.
- Akisawa, Atsushi, y Yoichi Kaya. 1998. "Two model analyses of the urban structure of minimal transportation energy consumption". *Applied Energy* 61 (1): 25-39.
- Asaud, Normand, y José Manuel Sánchez. 2018. "An exploratory and comparative analysis between bottom-up and top-down approaches for a spatialized construction of a regional Input-Output matrix". *Revista Mexicana de Economía y Finanzas*, 13(2): 137-174. <http://dx.doi.org/10.21919/remef.v13i2.273>
- Ayers, Robert, y Udo Simonis. 1994. *Industrial Metabolism. Restructuring for Sustainable Development*. Tokio: United Nations University Press.
- Baccini, Peter. 1997. "A city's metabolism: Towards the sustainable development of urban systems". *Journal of Urban Technology* 4 (2): 27-39. <https://doi.org/10.1080/10630739708724555>
- Baccini, Peter, y Paul Brunner. 2012. *Metabolism of the Anthroposphere*, segunda edición. Berlín: Springer / Verlag.
- Bai, Xuemei. 2007. "Industrial Ecology and the Global Impacts of Cities". *Journal of Industrial Ecology*, 11:1-6. <https://doi.org/10.1162/jie.2007.1296>
- Bakker, Karen. 2003a. "Archipelagos and networks: Urbanization and water privatization in the South". *Geographical Journal* 169 (4): 328-341.
- 2003b. "A political ecology of water privatization". *Studies in Political Economy*, 70: 35-58.
- Baker, Lawrence, Diane Hope, Ying Xu, Jennifer Edmonds y Lisa Lauver. 2001. "Nitrogen balance for the Central Arizona-Phoenix (CAP) ecosystem". *Ecosystems* 4 (6): 582-602. <https://bit.ly/3mKc7lv>

- Baird, Dan, y Robert Ulanowicz. 1993. "Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries". *Marine Ecology Progress Series*, 99: 221-237.
- Baird, Dan, y Johanna Heymans. 1996. "Assessment of ecosystem changes in response to freshwater inflow of the Kromme River Estuary, St. Francis Bay, South Africa: a network analysis approach". *Water SA* 22 (4): 307-318.
- Balocco, Carla, Simone Papeschi, Giuseppe Grazzini y Riccardo Basosi. 2004. "Using exergy to analyze the sustainability of an urban area". *Ecological Economics*, 48: 231-244. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.08.006>
- Barles, Sabine. 2007. "A material flow analysis of Paris and its region". *Renewables in a changing climate-innovation in the built environment*. *Renewables in a Changing Climate-Innovation in the Built Environment*, 4-5: 579-584. 4-5.
- 2010. "Society, energy and materials: the contribution of urban metabolism studies to sustainable urban development issues". *Journal of Environmental Planning and Management* 53 (4): 439-455.
- Barrett, John. 2001. "Component ecological footprint: developing sustainable scenarios". *Impact Assessment and Project Appraisal* 19 (2): 107-118.
- Bauer, Bárbara, Ferenc Jordán y Janos Podani. 2010. "Node centrality indices in food webs: rank orders versus distributions". *Ecological Complexity* 7 (4): 471-477. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.11.006>
- Baynes, Timothy, Manfred Lenzen, Julia K. Steinberger y Xuemei Bai. 2011. "Comparison of household consumption and regional production approaches to assess urban energy use and implications for policy". *Energy Policy* 39 (11): 7298-7309. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.08.053>
- Beloin-Saint-Pierre, Didier, Benedetto Rugani, Sébastien Lasvaux, Adélaïde Mailhac, Emil Popovici, Galdric Sibiude, Enrico Benedetto y Nicoleta Schioppa. 2016. "A review of urban metabolism studies to identify key methodological choices for future harmonization and implementation". *Journal of Cleaner Production* 163 (1): 223-240. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.014>
- Beyers, William, Philip Bourque, Warren R. Seyfried y Eldon Weeks. 1970. "Input-Output Tables for the Washington Economy, 1967". *Accounts and Data* 121, University of Washington. <https://bit.ly/3xnzhTT>
- BCE (Banco Central del Ecuador). 2013. "Clasificación en la contabilidad nacional ecuatoriana". <https://bit.ly/3xryRf5>
- 2015. "Matriz Insumo Producto: Simétrica e Inversa. 2012". <https://bit.ly/2FdKyfM>
- 2019. "Cuentas regionales". <https://bit.ly/3zIUUR4>
- 2020. "Matriz insumo-producto Industria por Industria (MIP)". <https://bit.ly/2FdKyfM>
- 2021. "Cuentas nacionales regionales". <https://bit.ly/3HjtnHM>
- Bodini, Antonio. 2012. "Building a Systemic Environmental Monitoring and Indicators for Sustainability: What Has the Ecological Network Approach to Offer?". *Ecological Indicators* 15 (1): 140-148. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.032>
- Bodini, Antonio, Cristina Bondavalli y Stefano Allesina. 2012. "Cities as Ecosystems: Growth, Development and Implications for Sustainability". *Ecological Modelling*, 245: 185-198. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.02.022>
- Boltzmann, Ludwig. 1905. *Populäre Schriften*. Leipzig: Vieweg.
- Bonacich, Phillip. 1972. "Factoring and weighting approaches to clique identification". *Journal of Mathematical Sociology*, 2: 113-120.
- Bondavalli, Cristina, y Robert E. Ulanowicz. 1999. "Unexpected Effects of Predators Upon Their Prey: The Case of the American Alligator". *Ecosystems* 2 (1): 49-63. <https://doi.org/10.1007/s100219900057>

- Borgatti, Stephen. 2005. "Centrality and network flow". *Social Networks* 27 (1). 55-71.
<http://doi.org/10.1016/j.socnet.2004.11.008>
- Borrett, Stuart. 2013. "Throughflow centrality is a global indicator of the functional importance of species in ecosystems". *Ecological Indicators*, 32: 182-196.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.014>
- Borrett, Stuart, y Bernard Patten. 2003. "Structure of pathways in ecological networks: relationships between length and number". *Ecological Modelling*, 170: 173-184.
[http://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00224-2](http://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00224-2)
- Borrett, Stuart, Brian Fath y Bernard Patten. 2006. "Functional Integration of Ecological Networks through Pathway Proliferation". Working Paper.
- 2007. "Functional integration of ecological networks through pathway proliferation". *Journal of Theoretical Biology*. 245 (1). 98–111.
<https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2006.09.024>
- Borrett, Stuart, Stuart Whipple y Bernard Patten. 2010. "Rapid development of indirect effects in ecological networks". *Oikos*, 119: 1136-1148.
- Borrett, Stuart, y Matthew Lau. 2014. "enaR: An R package for ecosystem network analysis". *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 1206-1213.
<http://dx.doi.org/10.1111/2041-210X.12282>
- Borrett, Stuart, Laura Sheble, James Moody y Evan Away. 2018. "Bibliometric review of ecological network analysis: 2010-2016". *Ecological Modelling* 382 (1): 63-82.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.04.020>
- Bourque, Philip. 1987. "The Washington Input-Output Study for 1982: A Summary of Findings". University of Washington.
- Bourque, Philip, y Eldon Weeks. 1969. "Detailed Input-Output Tables for Washington State, 1963". Washington State University.
- Boyden, Stephen, Sheelang Millar, Ken Newcombe y Beverly O'Neill. 1981. *The Ecology of a City and its People: The Case of Hong Kong*. Camberra: Australian National University Press.
- Brehm, Colton, Abheek Chatterjee y Astrid Layton. 2020. "Mimicking the Nested Structures of Ecosystems in the Design of Industrial Water Networks". *Procedia CIRP*, 90: 361-65. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2020.01.104>
- Broto, Vanesa, Adriana Allen y Elizabeth Rapoport. 2012. "Interdisciplinary Perspectives on Urban Metabolism". *Journal of Industrial Ecology* 16 (6): 851-861.
<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00556.x>
- Browne, David, Bernadette O'Regan y Richard Moles. 2009. "Assessment of total urban metabolism and metabolic inefficiency in an Irish city-region". *Waste Management* 29 (10): 2765-2771.
- Brunner, Paul. 2007. "Reshaping urban metabolism". *Journal of Industrial Ecology*, 11: 11-13.
- Brunner, Paul, y Helmut Rechberger. 2003. *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Florida: CRC Press.
- Burns, Thomas P., Masahiko Higashi, Sam C. Wainright y Bernard C. Patten. 1991. "Trophic unfolding of a continental shelf energy-flow network". *Ecological Modelling* 55 (1-2): 1-26. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(91\)90061-5](https://doi.org/10.1016/0304-3800(91)90061-5)
- Buendía, José Daniel. 2017. "Propuesta metodológica para la estimación de tablas input-output regionales". *Revista de Economía Aplicada EA* 7 (3): 161-177.
- Caldarelli, Guido, Paul Higgs, Alan McKane. 1998. "Modelling coevolution in multispecies communities". *Journal of Theoretical Biology* 193 (2): 345-358.
- Capel, Horacio. 1975. "La definición de lo urbano". *Estudios Geográficos* 138-139 (número especial) 265-301.

- Carpintero, Óscar. 2002. “La economía española: el ‘dragón europeo’ en flujos de energía, materiales y huella ecológica”. *Ecología Política*, 23: 1955-1995.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 2016. “Sistema de Cuentas Nacionales 2008”. <https://bit.ly/3NTGIsR>
- Chase, Robert, Philip Bourque y Richard Conway Jr. 1993. “The 1987 Washington State Input-Output Study. Report for Washington State Office of Financial Management, University of Washington.
- Chen, Shaoqing, Bin Chen y Brian Fath. 2014. “Urban ecosystem modeling and global change: potential for rational urban management and emissions mitigation”. *Environmental Pollution* 190: 139-149. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.032>
- Chen, Junhong, y Yadong Mei. 2021. “Ecological Network Analysis of a Virtual Water System in Tibet”. *Water* 13 (22): 1-19. <https://doi.org/10.3390/w13223246>
- Chen, Wei-Qiang, Tomas E. Graedel, Phill Nuss y Hajime Ohno. 2016. “Building the Material Flow Networks of Aluminum in the 2007 U.S. Economy”. *Environmental Science & Technology* 50 (7): 3905-3912. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05095>
- Chen, Zhanming, Guoquin Chen, Jian Bo Zhou, Minlu. Jiang y Bin Chen. 2010. “Ecological input–output modeling for embodied resources and emissions in Chinese economy 2005”. *Commun Nonlinear Sci Numer Simul* 15 (7): 1942-1965. <https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2009.08.001>
- Chen, Zhanming, Guoqian Chen, Xiaohua Xia y Shiyun Xu. 2012. “Global network of embodied water flow by systems input-output”. *Front Earth Sci* 6 (3): 331-344. <https://doi.org/10.1007/s11707-012-0305-3>
- Chester. Mikhail, Stephanie Pincetl y Braden Allenby. 2012. “Avoiding unintended tradeoffs by integrating life-cycle impact assessment with urban metabolism”. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4 (4): 451-457. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.08.004>
- Chifari, Rosaria, Samuele Lo Piano, Sandra Bukkens y Mario Giampietro. 2016. “A holistic framework for the integrated assessment of urban waste management systems”. *Ecological Indicators* 94 (3): 24-36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.006>
- Christensen, Villy. 1995. “Ecosystem maturity - towards quantification”. *Ecological Modelling*, 77: 3-32.
- Christian, Robert, y Cassondra Thomas. 2003. “Network analysis of nitrogen inputs and cycling in the Neuse River Estuary. North Carolina. USA”. *Estuaries*, 26: 815-828.
- Christian, Robert, Dan Baird, Joseph Luczkovic y Jeffrey Johnson. 2005. “Role of network analysis in comparative ecosystem ecology of estuaries”. En *Aquatic Food Webs: An Ecosystem Approach* editado por Andrea Belgrano, Ursula M. Scharler, Jennifer Dunne y Robert E. Ulanowicz, 25-40. Oxford: Oxford University Press.
- Collins, James, Ann Kinzig, Nancy Grimm, William Fagan, Diane Hope, Jianguo Wu y Elizabeth Borer. 2000. “A new urban ecology modeling human communities as integral parts of ecosystems poses special problems for the development and testing of ecological theory”. *American Scientist* 88 (5): 416-425.
- Conke, Leonardo, y Tainá Ferreira. 2015. “Urban metabolism: Measuring the city’s contribution to sustainable development”. *Environmental Pollution* 202 (1): 146-152. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.027>
- Cui, Dan, Weihua Zeng, Bingra Ma, Yue Zhuo y Yuxi Xie. 2021. “Ecological network analysis of a urban water metabolic system: Integrated Metabolic Process of Physical and Virtual Water”. *Science of the Total Environment* 787: 147432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147432>

- Cui, Xuezhu. 2018. "How can cities support sustainability: A bibliometric analysis of urban metabolism". *Ecological Indicators* 93 (2): 704-717.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.056>
- Cui, Xuezhu, y Xuotong Wang. 2015. "Urban land use change and its effect on social metabolism: an empirical study in Shanghai". *Habitat International*, 49: 251-259.
- Czech, Brian, y Herman Daly. 2004. "The steady state economy – What it is, entail, and connotes". *Wildlife Society Bulletin* 32 (2): 598-605. <https://bit.ly/3aSB37H>
- Daniels, Peter L. 2002. "Approaches for Quantifying the metabolism of Physical Economies: A Comparative Survey. Part II: Review of Individual Approaches". *Journal of Industrial Ecology* 6 (1): 65-88. <https://doi.org/10.1162/108819802320971641>
- Daniels, Peter, y Stephen Moore. 2002. "Approaches for Quantifying the Metabolism of Physical Economies. Part I: Methodological Overview". *Journal of Industrial Ecology* 5 (4): 69-93.
- Dave, Tirth, y Astrid Layton. 2020. "Designing Ecologically-Inspired Robustness into a Water Distribution Network". *Journal of Cleaner Production*, 254: 120057.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120057>
- Davies, Jame, Susanna Sandströ, Anthony Shorrickes y Edward Wolff. 2006. "The World Distribution of Household Wealth". Discussion Paper, Institute for Development Economics Research.
- Davis, Michael, Davis Jácome y Mathieu Lamour. 2016. "Social Urban Metabolism Strategies (SUMS) for Cities". *Procedia Environmental Sciences*, 34: 309-327.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.04.028>
- Daly, Herman, y Joshua Farley. 2004. *Ecological economics: Principles and applications*. Washington D.C.: Island Press.
- Daly, Herman, y Kenneth Townsend. 1993. *Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics*. Cambridge: MIT Press.
- Decker, Ethan, Scott Elliot, Felisa Smith, Donald Blake y Sherwood Rowland. 2000. "Energy and material flow through the urban ecosystem". *Annual Review of Energy and the Environment*, 25: 685-740
- Delgado, Gian-Carlo. 2013. "Climate change and metabolic dynamics in Latin America major cities". *The Sustainable City VIII* 1 (39): 1-15.
- Delgado, Gian-Carlo, Cristina Campos y Patricia Rentería. 2012. "Cambio climático y el metabolismo urbano de las megaurbes latinoamericanas". *Hábitat Sustentable*, 2: 2-25.
- Diario La Hora*. 2018. "Quito desperdicia más de 100 toneladas de alimentos al día", 8 de agosto. <https://bit.ly/3aX5I3J>
- Díaz, Cristian. 2011. "Metabolismo de la ciudad de Bogotá D.C.: Una herramienta para el análisis de la sostenibilidad ambiental urbana". Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia.
- Dinares, Marta. 2014. "Urban Metabolism: A review of recent literature on the subject". *Documents d'Anàlisi Geogràfica* 60 (3): 551-571
- Ding, Xiaowen, Bo Hou, Ye. Xue y Guang. Hi Jiang. 2017. "Long-Term Effects of Ecological Factors on Nonpoint Source Pollution in the Upper Reach of the Yangtze River under climate change". *Journal of Environmental Informatics* 30 (1): 17-28.
- Downarowicz, Tomasz. 2007. "Entropy". *Scholarpedia* 2 (11): 3901.
<https://doi.org/10.4249/scholarpedia.3901>
- Duan, Ning. 2004. "Urban material metabolism and its Control". *Research of Environmental Sciences*, 17: 75-77.
- 2005. "Go the Way of Recycling Economy Development of Industry Parks".
http://www.china.com.cn/tech/zhuanti/wyh/2008-01/15/content_

- Duvigneaud, Paul, y Paul De Smet Denaeyer. 1977. "L'Ecosystème Urbs". En *L'Ecosystème Urbain Bruxellois*, 581-597. Bruselas: Travaux de la Section Belge du Programme Biologique International.
- EPMAPS (Empresa Pública de Agua Potable y Saneamiento). 2011. *Estudios de Actualización del Plan Maestro Integrado de agua potable y alcantarillado para el DMQ*. Quito: Hazen and Sawyer.
- 2022. "Programa para la descontaminación de los ríos de Quito". <https://bit.ly/3zywkT9>
- Earles, Mason, y Anthony Halog. 2011. "Consequential life cycle assessment: a review". *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16: 445-453.
- Estrada, Ernesto, y Órjan Bodin. 2008. "Using network centrality measures to manage landscape connectivity". *Ecological Applications* 18 (7): 1810-1825.
- Eurostat. 2001. *Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide*. Luxemburgo: European Communities.
- Fan, Yupeng, Qi Qiao y Weiping Chen. 2017. "Unified network analysis on the organization of an industrial metabolic system". *Resources, Conservation & Recycling*, 125: 9-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.05.009>
- Fang, Deling, Brian Fath, Bin Chen y Ursula Scharler. 2014. "Networks environ analysis for socio-economic water system". *Ecological Indicators*, 47: 80-88. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.046>
- Fang, Deling, y Bin Chen. 2015. "Ecological network analysis for a virtual water network – a case study of the Heihe River Basin". *Environmental, Science & Technology* 49 (11): 6722-6730. <https://doi.org/10.1021/es505388n>
- Fann, Sarah, y Stuart Borret. 2012. "Environ centrality reveals the tendency of indirect effects to homogenize the functional importance of species in ecosystems". *Journal of Theoretical Biology*, 294: 74-86. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2011.10.030>
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2012. *Pérdidas y desperdicio de alimentos en el mundo. Alcance, causas y prevención*. Roma: FAO.
- Fath, Brian. 2004. "Network analysis in perspective: comments on 'WAND: an ecological network analysis user-friendly tool'". *Environmental Modelling & Software*, 19: 341-343.
- 2007. "Network Mutualism: Positive Community-Level Relations in Ecosystems". *Ecological Modelling* 208 (1): 56-67. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.021>
- 2012. "Overview of Network Environ Analysis: A systems analysis technique for understanding complex ecological systems". *Ecodinamica*, 20-27.
- 2015. "Quantifying economic and ecological sustainability". *Ocean & Coastal Management*, 108: 13-19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.06.020>
- Fath, Brian, y Bernard Patten. 1998. "Network synergism: Emergence of positive relations in ecological systems". *Ecological Modelling* 107: 127-143.
- 1999. "Review of the Foundations of Network Environ Analysis". *Ecosystems* 2 (2): 167-179.
- Fath, Brian, y Stuart Borrett. 2006. "A Matlab© Function for Network Environ Analysis". *Environmental Modeling & Software* 21 (3): 375-405. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2004.11.007>
- Fath, Brian, Ursula Scharler, Robert Ulanowicz y Bruce Hannon. 2007. "Ecological network analysis: network construction". *Ecological Modelling*, 208. 49-55. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029>
- Felson, Alexander, y Steward Pickett. 2005. "Designed experiments: new approaches to studying urban ecosystems". *Frontiers in Ecology and the Environmental* 3 (10): 549-556. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0549:DENATS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0549:DENATS]2.0.CO;2)

- Feng, Kuishuang, Ashok Chapagain, Sangwon Suh, Stephan Pfister y Klaus Hubacek. 2011. "Comparison of Bottom-Up and Top-Down Approaches to Calculating The Water Footprints of Nations". *Research K.H.J.E.S.*, 23: 371-385.
- Finn, John Thomas. 1980. "Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem". *Ecology*, 61: 562-571.
- Fischer-Kowalski, Marina. 1997. "Society's Metabolism". En *International Handbook of Environmental Sociology*, editado por Michael Redclift y Graham Woodgate, 119-137. Northampton: Edward Elgar.
- 1998. "Society's Metabolism: The Intellectual History of Material Flow Analysis. Part II: 1970 – 1998". *Journal of Industrial Ecology* 2 (4): 107-136.
- FLACSO Ecuador, y PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2011. *Perspectivas del ambiente y cambio climático en el medio urbano. ECCO Distrito Metropolitano de Quito*. Quito: FLACSO Ecuador y PNUMA
- Foster, John Bellamy. 1999. "Marx's theory of metabolic rift: classical foundations for environmental sociology". *American Journal of Sociology* 105 (2): 366-405.
- Freeman, Linton. 1979. "Centrality in networks. I Conceptual clarification". *Social Networks*, 1: 215-239.
- Gandy, Matthew. 2004. "Rethinking urban metabolism: water, space and the modern city". *City* 8 (3): 363-379.
- Girardet, Herbert. 1990. "The metabolism of cities". En *The Living City: Towards a Sustainable Future*, editado por David Cadman y Geoffrey Payne, 170-180. Londres: Routledge.
- Giampietro, Mario, Koso Mayumi y Jesús Ramos-Martín. 2009. "Multi-scale integrated analysis of societal and ecosystem metabolism (MuSIASEM): Theoretical concepts and basic rationale". *Energy* 34 (3): 313-322.
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.07.020>
- Giljum, Stefan, Klaus Hubacek y Laxiang Sun. 2004. "Beyond the simple material balance: a reply to Sangwon Suh's note on physical input-output analysis". *Ecological Economics* 48 (1): 19-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2003.09.004>
- Giljum, Stefan, y Klaus Hubacek. 2009. "Conceptual Foundations and Applications of Physical Input-output Tables". En *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*, editado por Sangwon Suh, 61-75. Saint Paul: University of Minnesota.
- Girardet, Herbert. 1996. *The Gaia Atlas of Cities: New Directions for Sustainable Urban Living*. Nueva York / Toronto / Sidney / Auckland: Anchor Books Doubleday.
- Goerner, Sally, Lietaer Bernard y Robert Ulanowicz. 2009. "Quantifying economic sustainability: implications for free-enterprise theory, policy and practice". *Ecological Economics* 69 (1): 76-81.
- Goodland, Robert, y Herman Daly. 1996. "Environmental sustainability: Universal and non-negotiable". *Ecological Applications* 6 (4):1002-1017.
- Goldstein, Benjamin, Morten Birkved, John Fernández y Michael Hauschild. 2016. "Surveying the Environmental Footprint of Urban Food Consumption". *Journal of Industrial Ecology* 21 (1): 151-165. <https://doi.org/10.1111/jiec.12384>
- Golubiewski, Nancy. 2012. "Ecological. Is There a Metabolism of an Urban Ecosystem? An Ecological Critique". *Ambio* 41: 751-764.
<https://doi.org/10.1007/s13280-011-0232-7>
- Grimm, Nancy, Morgan Grove, Steward Pickett y Charles Redman. 2000. "Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems". *BioScience* 50 (7): 571-584.

- Guibrunet, Louise, Martin Sanzana y Vanesa Castón-Broto. 2016. "Flows, system boundaries and the politics of urban metabolism: Waste management in Mexico City and Santiago de Chile". *Geoforum* 85 (1): 353-367.
- Hammer, Mark, Stefan Giljum, Silvia Bargigli y Friedrich Hinterberger. 2003. "Material Flow Analysis on the regional level: Questions, problems, solutions". Working Paper, Hamburg University.
- Hannon, Bruce. 1973. "The structure of ecosystems". *Journal of Theoretical Biology*, 41: 535-546. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(73\)90060-X](https://doi.org/10.1016/0022-5193(73)90060-X)
- Hanya, T., y Yuichi. Ambe. 1976. "A study on the metabolism of cities". *Science for a Better Environment HSEC*: 228-233.
- He, Chengyu, Guohe Huang, Lirong Liu, Xinli Xu y Yongping Li. 2020. "Evolution of virtual water metabolic network in developing regions: A case study of Guangdong province". *Ecological Indicators*, 108 (105750): 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105750>
- Hendriks, Carolyn, Richard Obernosterer, Daniel Müller, Susanne Kytzia, Peter Baccini y Paul Brunner. 2000. "Material Flow Analysis: A tool to support environmental policy decision making. Case-studies on the city of Vienna and the Swiss lowlands". *Local Environment* 5 (3): 311-328.
- Herendeen, Robert. 1978. "Input-output techniques and energy cost of commodities". *Energy Policy* 6 (2): 162-165. [https://doi.org/10.1016/0301-4215\(78\)90039-3](https://doi.org/10.1016/0301-4215(78)90039-3)
- Heynen, Nik, Maria Kaika y Erick Swyngedouw. 2006. "Urban political ecology: Politicizing the production of urban natures". En *In the Nature of Cities: Urban Political Ecology and the Politics of Urban Metabolism. Questioning cities series*, editado por Nik Heynen, Maria Kaika y Erick Swyngedouw, 1-19. Abingdon: Routledge. 1-19.
- Higashi, Masahiko, y Bernard Patten. 1986. "Further aspects of the analysis of indirect effects in ecosystems". *Ecological Modelling*, 31: 69-77.
- 1989. "Dominance of indirect causality in ecosystems". *The American Naturalist*, 133: 288-302.
- Hite, James, y Eugene Laurent. 1971. "Empirical study of economic-ecologic linkages in a coastal area". *Water Resources Research*, 7 (5): 1070-1078. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(73\)90060-X](https://doi.org/10.1016/0022-5193(73)90060-X)
- Hoekstra, Arjen, y Ashok Chapagain. 2006. "Water footprints of nations: water use by people as a function of their consumption pattern". *Water Resources Management* 21 (1): 35-48.
- Hoekstra, Arjen, Ashok Chapagain, Maite Aldaya y Mesfin Makonnen. 2009. *Water footprint manual. State of the art 2009*. Enschede: Water Footprint Network.
- Holmes, Tisha, y Stephanie Pincetl. 2012. *Urban Metabolism Literature Review*. Los Angeles: Institute of the Environment.
- Hoorweg, Daniel, Gisela Campillo, Artessa Niccola Saldivar-Sali, Dennis Linders y Lorraine Sugar. 2012. "Mainstreaming Urban Metabolism: Advances and Challenges in City Participation". VI Simposio de Investigación y Conocimiento Urbano.
- Hoorweg, Daniel, Mendhi Hosseing, Christopher Kennedy y Azin Behdadi. 2016. "An Urban Approach to Planetary Boundaries". *Ambio* 45 (5): 567-580. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0764-y>
- Hornborg, Alf. 1998. "Towards an ecological theory of unequal exchange: articulating world systems theory and ecological economics". *Ecological Economics* 25 (1): 127-136.
- Hosier, Richard. 1993. "Urban Energy systems in Tanzania: A tale of three cities". *Energy Policy* 21 (5): 510-523. [https://doi.org/10.1016/0301-4215\(93\)90038-H](https://doi.org/10.1016/0301-4215(93)90038-H)
- Huang, Shu-Li. 1998. "Urban ecosystems. energetic hierarchies. and ecological economics of Taipei metropolis". *Journal of Environmental Management* 52 (1): 39-51.

- Huang, Shu-Li, y Chia-Wen Chen. 2005. "Theory of urban energetics and mechanisms of urban development". *Ecological Modelling* 189 (1): 49-71.
- Huang, Shu-Li, y Wan-Li Hsu. 2003. "Materials Flow Analysis and Emergy Evaluation of Taipei's Urban Construction". *Landscape and Urban Planning*, 63: 61-74.
[https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00152-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00152-4)
- Huang, Chu Long, Jonathan Vause, Hwong-Wen Ma y Chang-Ping Yu. 2012. "Using material/substance flow analysis to support sustainable development assessment: A literature review and outlook". *Resources, Conservation and Recycling*, 68: 104-116.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.08.012>
- Hubacek, Klaus, y Stefan Giljum. 2003. "Applying physical input-/output analysis to estimate land appropriation (ecological footprints) of international trade activities". *Ecological Economics* 44: 137-151. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00257-4](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00257-4)
- INEC (Instituto Ecuatoriano de Estadísticas y Censos). 2015. *Una mirada histórica a la estadística del Ecuador*. Quito: INEC.
- 2017. "Tras las cifras de Quito", 5 de diciembre. <https://bit.ly/3aW4rKz>
- 2019. "Pobreza-diciembre 2019". <https://bit.ly/3HoQXD1>
- Infante-Amate, Juan, Manuel Gonzales de Molina y Victor Toledo. 2017. "El metabolismo social. Historia, métodos y principales aportaciones". *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 27:130-152. <https://bit.ly/3ObkX7v>
- Isard, Walter, y Robert Kuenne. 1953. "The Impact of Steel upon the Greater New York-Philadelphia Industrial Region". *Review of Economics and Statistics*, 35: 289-301.
- Jackson, Matthew. 2008. *Social and Economic Networks*. Princenton: Princeton University Press.
- Jacobs, Jane. 2000. *The Nature of Economies*. Nueva York: Vintage Books.
- Jaramillo, Christian. 2017. "Estudio del metabolismo urbano en la ciudad de Cuenca". Tesis de profesionalización, Universidad Salesiana.
- Jordán, Ferenc, Zsófia Benedek y János Podani. 2007. "Quantifying positional importance in food webs: a comparison of centrality indices". *Ecological Modelling*, 205: 270-275.
- Jones, Christopher, y Daniel Kammen. 2011. "Quantifying Carbon Footprint Reduction Opportunities for U.S. Households and Communities". *Environ Science. Technology*, 45: 4088-4095.
- Jørgensen, Sven. 2007. *A New Ecology: Systems Perspective*. Amsterdam / Oxford: Elsevier.
- Jørgensen, Sven, Søren Nielsen y Henning Mejer. 1995. "Emergy, environ. exergy and ecological modelling". *Ecological Modelling*, 77: 99-109.
- Kaika, Maria, y Erick Swyngedouw. 2000. "Fetishizing the modern city: The phantasmagoria of urban technological networks". *International Journal of Urban and Regional Research* 24 (1): 120-138.
- Kharrazi, Ali, Elena Rovenskaya, Brian Fath, Masaru Yarime y Steven Kraines. 2013. "Quantifying the sustainability of economic resource networks: an ecological information-based approach". *Ecological Economics*, 90: 177-186.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.03.018>
- Kennedy, Christopher, John Cuddihy y Joshua Engel-Yan. 2007. "The Changing Metabolism of cities". *Journal of Industrial Ecology* 11 (2): 43-57.
- Kennedy, Christopher, Stephaine Pincetl y Paul Bunje. 2011. "The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design". *Environmental Pollution*, 1: 1-9.
<http://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.022>
- Kennedy, Christopher, y Daniel Hoornweg. 2012. "Mainstreaming Urban Metabolism". *Journal of Industrial Ecology*, 16: 780-782.
<http://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00548.x>

- Kennedy, Christopher, Ian Stewart, Angelo Facchini, Igor Cersosimo, Renata Mele, Chia-Wen Chen, Mariko Uda, Arun Kansal, Anthony Chiu, Kwi-gon Kin, Carolina Dubeux, Emilio Lebre La Rovere y Bruno Cunha. 2015. “Energy and materials flows of megacities”. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112 (19): 5985-5990. <http://doi.org/10.1073/pnas.1504315112>
- Krausmann, Fridolin, y Helmut Haberl. 2002. “The process of industrialization from the perspective of energetic metabolism: Socioeconomic energy flows in Austria 1830-1995”. *Ecological Economics* 41 (2): 177-201. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00032-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00032-0)
- Krings, Gautier, Francesco Calabrese, Carlo Ratti y Vincent Blondel. 2009. “Urban gravity: a model for inter-city telecommunication flows”. *Journal of Statistical Mechanics Theory and Experiment*, 7: 1-9.
- Kuishuang, Feng, y Klaus Hubacek. 2015. “A multi-region input-output analysis of global virtual water flows”. Working Paper. <https://bit.ly/3aO8pVg>
- Kuskova, Petra, Simone Gingrich y Fridolin. Krausmann. 2008. “Long term changes in social metabolism and land use in Czechoslovakia. 1830–2000: An energy transition under changing political regimes”. *Ecological Economics*, 68: 394-407.
- Langle, Alfonso. 2012. “Water Footprint of Mexico in the Context of North America”. Reporte Técnico, World Wildlife Fund.
- Lau, Matthew, David Hines, Pawandeep Singh y Stuart Borret. 2017. “enaR: Ecological Network Analysis with R”. <https://bit.ly/3NS1nXP>
- Layton, Astrid, Bert Bras y Marc Weissburg. 2016. “Ecological Principles and Metrics for Improving Material Cycling Structures in Manufacturing Networks”. *Journal of Manufacturing Science and Engineering* 138 (10): 1-12. <https://doi.org/10.1115/1.4033689>
- Leontief, Wassily. 1936. “Quantitative input-output relations in economic system of the United States”. *Review of Economics and Statistics* 18 (3): 105-125.
- 1951. *The structure of American economy. 1919- 1939: an empirical application of equilibrium analysis*. Nueva York: Oxford University Press.
- 1966. *Input-output economics*. Nueva York: Oxford University Press.
- 1970. “Environmental repercussions and the economic structure: an input-output approach”. *The Review of Economics and Statistics*, 52: 262-271.
- Li, Shengsheng, Yan Zhang, Zhifeng Yang, Hong Liu y Jinyun Zhang. 2012. “Ecological relationship analysis of the urban metabolic system of Beijing, China”. *Environmental Pollution*, 170: 169-176.
- Li, Yanxian, Xianjing Wang, Xia Tan y Zhang Yan. 2018. “Understanding the mechanism of urban material metabolism with ecological network analysis: An experimental study of Wuxi, China”. *Ecological Modelling* 367: 58-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.09.007>
- Liang, Sai, y Tianzhu Zhang. 2011a. “Urban Metabolism in China Achieving Dematerialization and Decarbonization in Suzhou”. *Journal of Industrial Ecology*, 15: 420-434.
- 2011b. “Data acquisition for applying physical input-output tables in Chinese cities”. *Journal of Industrial Ecology* 15 (6): 825-835.
- 2012. “Comparing urban solid waste recycling from the viewpoint of urban metabolism based on physical input-output model: A case of Suzhou in China”. *Waste Management*, 32: 220-225. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.018>
- Liu Hi y Yang Zhang. 2012. “Ecological network analysis of urban metabolism based on input-output table”. *Procedia Environmental Sciences*, 13: 1616-1623. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.154>

- Loiseau, Eléonore, Guillaume Junqua, Philippe Roux y Véronique Bellon-Maurel. 2012. “Environmental assessment of a territory: An overview of existing tools and methods”. *Journal of Environmental Management* 112 (15): 213-225. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.07.024>
- Lozano, Miguel, José Ramos, Mónica Carvalho y Luis Serra. 2009. “Structure optimization of energy supply systems in tertiary sector buildings”. *Energy and Buildings* 41 (10): 1063-1075.
- Lobanova, Galina, Brian Fath y Elena Rovenskaya. 2009. “Exploring simple structural configurations for optimal network mutualism”. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 14: 1461-1485. <https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2007.10.017>
- Lu, Yangsiyu, Yong Geng, Yiyang Qian, Wenyi Han, Will McDowall y Raimund Bleischwitz. 2016. “Changes of human time and land use pattern in one mega city's urban metabolism: a multi-scale integrated analysis of Shanghai”. *Journal of Cleaner Production*, 133: 391-401. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.174>
- MacArthur, Robert. 1955. “Fluctuations of animal populations and a measure of community stability”. *Ecology*, 36: 533-536.
- Madrid, Cristina, y Esther Velásquez. 2008. “El metabolismo hídrico y los flujos de agua virtual. Una aplicación al sector hortofrutícola de Andalucía (España)”. *Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica*, 8: 29-47.
- Manes, Fausto, Guido Incerti, Elisabetta Salavatori, Marcelo Vitale, Carlo Ricotta y Robert Constanza. 2012. “Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal”. *Ecological Applications* 22 (1): 349-360.
- Mao, Xufeng, y Zhifeng Yang. 2012. “Ecological Network Analysis for Virtual Water Trade System: A Case Study for the Baiyangdian Basin in Northern China”. *Ecological Informatics*, 10:17-24.
- March, Hung, y David Sauri. 2013. “The unintended consequences of ecological modernization. Debt-induced reconfiguration of the water cycle in Barcelona”. *Environment and Planning A: Economy and Space* 45 (9): 2064-2083.
- Margalef, Ramón. 1963. “Certain unifying principles in ecology”. *The American Naturalist*. 97 (897): 357-374.
- 1993. *Teoría de los sistemas ecológicos*. Barcelona: Universitat de Barcelona.
- Martínez-Alier, Joan. 1987. *Ecological Economics. Energy, Environment and Society*. Oxford: Blackwell.
- 2009. “Social Metabolism. Ecological Distribution Conflicts. and Languages of Valuation”. *Capitalism Nature Socialism* 20 (1) : 58-87. <https://doi.org/10.1080/10455750902727378>
- Martínez-Alier, Joan, y Jordi Roca. 2000. *Economía ecológica y política ambiental*. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica.
- Martínez-Alier, Joan, Giorgos Kallis, Sandra Veuthey, Mariana Walter y Leah Temper. 2010a. “Social Metabolism. Ecological Distribution conflicts and valuation Languages”. *Ecological Economics* 70 (2): 153-158.
- Martínez-Alier, Joan, Unai Pascual, Franck Vivien y Edwin Zaccai. 2010b. “Sustainable degrowth: Mapping the context. criticisms and future prospects of an emergent paradigm”. *Ecological Economics* 69 (9): 1741-1747.
- Martínez-Alier, Joan, y Jordi Roca. 2013. *Economía ecológica y política ambiental*. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica.
- Marx, Karl. 1975. *El Capital. Crítica de la economía política*. Ciudad de México: Siglo XXI.
- Meadows, Donella. (1972). *Los Límites del crecimiento: informe al Club de Roma sobre el predicamento de la humanidad*. Roma: Fondo de Cultura Económica.

- Mejía, Fernanda. 2014. “El campo en la ciudad. Áreas de conservación múltiples”. *Terra Incógnita*, 3. <https://bit.ly/3HA6BvH>
- Mekonnen, Mesfin, y Arjen Hoekstra. 2010a. “The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products”. Reporte de Investigación No. 47, UNESCO / IHE.
- 2010b. “The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products”. Reporte de Investigación No. 48, UNESCO / IHE.
- 2014. “Water Conservation through Trade: The Case of Kenya”. *Water International* 39 (4): 451-468. <https://doi.org/10.1080/02508060.2014.922014>
- Merciai, Stefano, y Reinout Heijungs. 2014. “Balance issues in monetary input-output tables”. *Ecological Economics*, 102: 69-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.03.016>
- Merciai, Stefano, y Jannick Schmidt. 2018. “Methodology for the Construction of Global Multi-Regional Hybrid Supply and Use Tables for the EXIOBASE v3 Database”. *Journal of Industrial Ecology* 7 (26): 1-16. <https://doi.org/10.1111/jiec.12713>
- Miller, Ronald. 1957. “The Impact of the Aluminum Industry on the Pacific Northwest: A Regional Input-Output Analysis”. *Review of Economics and Statistics*, 39: 200-209.
- Miller, Ronald, y Peter Blair. 1985. *Input-output analysis: foundations and extensions*. Nueva Jersey: Prentice-Hall.
- 2009. *Input-output Analysis. Foundations and Extensions*, segunda edición. Londres / Nueva York: Cambridge University Press.
- McPherson, Gregory, David Nowak, Gordon Heisler, Sue Grimmond, Catherine Souch, Richard Grant y Rowan Rowntree. 1997. “Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago urban forest climate project”. *Urban Ecosystem* 1 (1): 49-61.
- MDMQ (Municipio del Distrito Metropolitano de Quito). 2012. *Plan Metropolitano de Ordenamiento Territorial 2012-2022*. Quito: MDMQ.
- MDMQ, y SASA (Servicios Ambientales S.A.). 2013. *Evaluación del Huella de Carbono y la Huella Hídrica. Distrito Metropolitano de Quito*. Quito: MDMQ. <https://bit.ly/3xPkZgi>
- Monstadt, Jochen. 2009. “Conceptualizing the political ecology of urban infrastructures: Insights from technology and urban studies”. *Environment and Planning* 41 (8): 1924-1942. <https://doi.org/10.1068/a4145>
- Morris, Zackery, Marc Weidburg y Bert Bras. 2021. “Ecological network analysis of urban-industrial ecosystems”. *Journal of Industrial Ecology*, 25: 193-204. . <https://doi.org/10.1111/jiec.13043>
- Mukherjee, Joyita, Ursula M. Scharler, Brian D. Fath y Santanu Ray. 2015. “Measuring Sensitivity of Robustness and Network Indices for an Estuarine Food Web Model under Perturbations”. *Ecological Modelling*, 306: 160-173. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.10.027>
- Muratoglu, Abdullah. 2021. “Applications and response formulations of water footprint methodology for conservation of water resources”. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821139-7.00090-8>
- Nakamura, Shinichiro, Yasushi Kondo, Kazuyo Matsubae, Kenichi Nakajima y Tetsuya Nagasaka. 2011. “UPIOM: A New Tool of MFA and Its Application to the Flow of Iron and Steel Associated with Car Production”. *Environmental Science & Technology*, 45: 1114-1120.
- Naredo, José Manuel. 2006. *Raíces económicas del deterioro ecológico y social. Más allá de los dogmas*. Madrid: Siglo XXI.
- Naredo, José Manuel, y Antonio Valero. 1999. “La evolución conjunta del coste físico y del valor monetario en el curso del proceso económico: la 'regla del notario' y

- sus consecuencias”. En *Desarrollo Económico y Deterioro Ecológico*, editado por José M. Naredo y Antonio Valero, 57-60. Madrid: Fundación Argentaria.
- Norgaard, Richard. 1994. *Development Betrayed: the End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. Londres: Routledge.
- Newcombe, Ken, Kalma Jetse y Aston Alan. 1978. “The metabolism of a city: the case of Hong Kong”. *Ambio*, 7: 3-15.
- Newman, Peter. 1999. “Sustainability and cities: extending the metabolism model”. *Landscape Urban Planning*, 44: 219-226.
- Newman, Peter, Timothy Beatley y Heather Boyer. 2009. *Resilient Cities: Responding to Peak Oil and Climate Change*. Washington D.C.: Island Press.
- Ngo, Nicole y Diane E. Pataki. 2008. “The energy and mass balance of Los Angeles County”. *Urban Ecosystems*, 11: 121-139.
- Niu, Geng, Yong Pi Li, Gordon Huang, Jing Liu y Ming, Chen. 2016. “Interactive fuzzy-boundary interval programming for water resources management of the Hetao Basin, China”. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 142.
- Niza, Samuel, Leonardo Rosado y Paulo Ferrão. 2009. “Urban metabolism: Methodological Advances in Urban Material Flow Accounting Based on the Lisbon Case Study”. *Journal of industrial Ecology*, 13: 384-405.
<https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00130.x>.
- Nuss Phillip, Wei-Qiang Chen, Hajime Ohno y Thomas E. Graedel. 2016. “Structural investigation of aluminum in the US economy using network analysis”. *Environmental Science & Technology* 50 (7): 4091-4101. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05094>
- Odum, Eugen. 1997. *Ecology: a Bridge Between Science and Society*. Sunderland: Sinauer Associates.
- Odum, Eugene, y Gary Barret. 1973. *Fundamentals of ecology*, tercera edición. Philadelphia: Saunders.
- Odum, Howard T. 1996. *Environmental accounting: Emergy and environmental decision making*. Nueva York: Wiley-Interscience.
- ONU (Organización de Naciones Unidas). 2006. *Cuentas nacionales introducción práctica*. Nueva York: ONU.
- Opschoor, Johannes Baptist. 1997. “Industrial metabolism, economic growth and institutional change”. En *The International Handbook of Environmental Sociology*, editado por Michael Redclift y Graham Woodgate, 274-286. Cheltenham: Edward Elgar.
- Otero, Iago, Giorgos Kallis, Raúl Aguilar y Vicenc Ruiz. 2011. “Water scarcity, social power and the production of an elite suburb: The political ecology of water in Matadepera, Catalonia”. *Ecological Economics* 70 (7): 1297-1308.
- Pastori, Marco, Angel Udías, Faycal Bouraoui y Giovanni Bidoglio. 2017. “Multi-Objective Approach to Evaluate the Economic and Environmental Impacts of Alternative Water and Nutrient Management Strategies in Africa”. *Journal of Environmental Informatics* 29 (1): 16-28. <https://bit.ly/3OhphCb>
- Paterson, Willa, Richard Rushforth, Benjamin Ruddell, Megan Konar, Ikechukwu Ahams, Jorge Gironas, Ana Mijic y Alonso Mejía. 2015. “Water footprint of cities: A Review and Suggestions for future research”. *Sustainability*, 7: 1-30.
<https://doi.org/10.3390/su7078461>
- Patten, Bernard. 1978. “Systems approach to the concept of environment”. *Ohio Journal of Science*, 78: 206-222.
- 1983. “On the quantitative dominance of indirect effects in ecosystems”. En *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modelling*, editado por William Lauenroth, Garylord Skogerboe y Marshall Flug, 27-37. Amsterdam: Elsevier.
- 1985a. “Energy cycling in the ecosystem”. *Ecological Modelling*, 28: 1-71.

- 1985b. “Energy cycling. Length of food chains and direct vs. indirect effects in ecosystems”. *Canadian Bulletin of Fisheries and Aquatic Sciences*, 213: 119-138. <https://bit.ly/3mHMrGp>
- 1991. “Network Ecology: Indirect Determination of the Life–environment Relationship in Ecosystems”. En *Theoretical Studies of Ecosystems: The Network Perspective*, editado por Masahiro Higashi y Thomas Burns, 288-351. Nueva York: Cambridge University Press.
- Patten, Bernard, y Martin Witcamp. 1967. “Systems analysis of 134 cesium kinetics in terrestrial microcosms”. *Ecology*, 48: 813-824.
- Patten, Bernard, Robert W. Bosseman, John T. Finn y William G. Cale. 1976. “Propagation of cause in ecosystems”. En *Systems Analysis and Simulation in Ecology*, vol. 4, editado por Bernard Patten, 457-579. Nueva York: Academic Press.
- Patten, Bernard, Masahiko Higashi y Thomas Burns. 1990. “Trophic dynamics in ecosystems networks: significance of cycles and storage”. *Ecological Modelling*, 51: 1-28.
- Pickett, Steward, William Burch, Shawn Dalton, Timothy W. Foresman, J. Morgan Grove y Rowan Rowntree. 1997. “A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas”. *Urban Ecosystems*, 1: 185-199.
- Pickett, Steward, Mary Cadenasso, Morgan Grove, Peter Groffman, Lawrence Band, Christopher Boone, William R. Burch, Susan B. Grimmond, John Hom, Jennifer C. Jenkins, Neely L. Law, Charles H. Nilon, Richard V. Pouyat, Katalin Szlavecz, Paige S. Warren y Matthew A. Wilson. 2008. “Beyond urban legends: An emerging framework of urban ecology. as illustrated by the Baltimore ecosystem study”. *BioScience* 58 (2): 139-150. <https://doi.org/10.1641/B580208>
- Pickett, Steward y Morgan Grove. 2009. “Urban ecosystems: what would Tansley do?”. *Urban Ecosystem* 12 (1): 1-8.
- Pickett, Steward, Mary Cadenasso y Brian McGrath, eds. 2013. *Resilience in Ecology and Urban Design. Linking Theory and Practice for Sustainable Cities*. Nueva York / Londres: Springer Dordrecht Heidelberg.
- Pickett, Steward, Mary Cadenasso, Daniel L. Childers, Mark J. McDonnell y Weiqi Zhou. 2016. “Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city”. *Ecosystem Health and Sustainability* 2 (7): 1-16. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1229>
- Piña, William, y Clara Pardo. 2014. “Urban material flow analysis: An approach for Bogotá. Colombia”. *Ecological Indicators*, 2: 32-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.035>
- Pizzol, Massimo, Marco Scotti y Marianne Thomsen. 2013. “Network Analysis as a Tool for Assessing Environmental Sustainability: Applying the Ecosystem Perspective to a Danish Water Management System”. *Journal of Environmental Management*, 118: 21-31. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.042>
- Prigogine, Ilya. 1967. “Dissipative Structure in Chemical Systems”. En *Fast Reactions and Primary Process in Chemical Kinetics*, editado por Stig Claesson. Nueva York: Interscience.
- Proulx, Stephen, Daniel Promislow y Patrick Phillips. 2005. “Network thinking in ecology and evolution”. *Trends in Ecology & Evolution* 20 (6): 345-353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.004>
- Porse, Erik, Joshua Derenski, Hannah Gustafson, Zoe Elizabeth y Stephenie Pincetl. 2016. “Structural, geographic and social factors in urban building energy use: Analysis of aggregated account-level consumption data in a megacity”. *Energy Policy*, 96: 179-192. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2016.06.002>

- Post, David. 2002. "The long and short of food-chain length". *Trends in Ecology & Evolution* 17 (6): 269-277. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02455-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02455-2)
- Rapoport, Elizabeth. 2011. "Interdisciplinary perspectives on Urban Metabolism. A review of the literature". Working Paper, UCL Environmental Institute.
- Redman, Charles. 1999. "Human dimensions of ecosystem studies". *Ecosystems*, 2: 296-298.
- Rees, William, y Mathis Wackernagel. 1996. "Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable—And why they are a key to sustainability". *Environment Impact Assessment Review*, 16: 223-248.
- Rochat, David, Claudia Binder, Jaime Díaz y Olivier Jolliet. 2013. "Combining Material Flow Analysis, Life Cycle Assessment, and Multiattribute Utility Theory Assessment of End-of-Life Scenarios for Polyethylene Terephthalate in Tunja, Colombia". *Journal of Industrial Ecology* 15 (5): 642-655 <https://doi.org/10.1111/jiec.12025>
- Rosales, Francisco. 2015. "Evaluación de sostenibilidad urbana desde un enfoque de sustentabilidad fuerte: caso de estudio, Ibarra-Ecuador". Tesis de maestría, FLACSO Ecuador. <https://bit.ly/2ZgQjkq>
- Rutledge, Robert, Basore Bennett y Mulholland Robert. 1976. "Ecological stability: an information theory viewpoint". *Journal of Theoretical Biology* 57 (2): 355-371. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(76\)90007-2](https://doi.org/10.1016/0022-5193(76)90007-2)
- Salas, Andria, y Stuart Borrett. 2010. "Evidence for the Dominance of Indirect Effects in 50 Trophically-Based Ecosystem Networks". Working Paper, University of North Carolina at Wilmington. <https://bit.ly/3NTb11I>
- Samaniego, Pablo, María Cristina Vallejo y Joan Martínez-Alier. 2017. "Commercial and biophysical deficits in South America, 1990-2013". *Ecological Economics*, 133: 62-73. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.11.012>
- Sánchez, José Manuel. 2018. "An exploratory and comparative analysis between bottom-up and top-down approaches for a spatialized construction of a regional Input-Output matrix". *Revista Mexicana de Economía y Finanzas* 13(2): 137-174. <http://dx.doi.org/10.21919/remef.v13i2.273>
- Satterthwaite, David. 2007. "The transition to a predominantly urban world and its underpinnings". Discussion Paper Series, International Institute for Environment and Development.
- Schneider, Erick, y James Kay. 1994. "Complexity and Thermodynamics. Towards a new ecology". *Futures* 26 (6): 626-647.
- Schneider, Francois, Giorgos Kallis y Joan Martínez-Alier. 2010. "Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue". *Journal of Cleaner Production* 18 (6): 511-518. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.01.014>
- Sciubba, Eudossiana. 1999. "Allocation of Finite Energetic Resources Via an Exergetic Costing Method". En *Thermodynamic Optimization of Complex Energy Systems*, editado por Adrian Bejan y Eden Mamut, 151-162. Boston / Londres: Springer.
- 2012. *Plan de Acción Climática de Quito 2012-2016*. Quito: Secretaría de Ambiente.
- 2016. *Atlas ambiental Quito Sostenible 2016*. Quito: Secretaria de Ambiente.
- SIPA (Sistema de Información Pública Agropecuaria). 2019. "Precio productor". <https://bit.ly/3HmtEd2>
- Saiku. 2019. "Sistema Saiku del SRI". <https://srienlinea.sri.gob.ec/saiku-ui/>
- Shahrokni, Hossein, Louise Arman, David Lazarevic, Anders Nilsson y Nils Brandt. 2015. "Implementing Smart Urban Metabolism in the Stockholm Royal Seaport: Smart City SRS". *Journal of Industrial Ecology* 19 (5): 9179-929. <https://doi.org/10.1111/jiec.12308>

- Shahrokni, Hossein, David Lazarevic y Nils Brandt. 2014. "Smart Urban Metabolism: Towards Real-Time Understanding of the Energy and Material Flows of City and its Citizens". *Journal of Urban Thechnology* 22 (1): 65-86.
- Shannon, Elwood. 1948. "A mathematical theory of communication". *The Bell System Technical Journal*, 27: 379-423.
- Shillintong, Laura. 2013. "Right to food. right to the city: Household urban agriculture. and social natural metabolism in Managua. Nicaragua". *Geoforum* 44 (1): 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2012.02.006>
- Small, Gaston, Robert Sterner y Jacques Finlay. 2014. "An ecological network analysis of nitrogen cycling in the Laurentian Great Lakes". *Ecological Modelling*, 293: 150-160.
- Sorman, Alevgul, y Mario Giampietro. 2012. "The energetic metabolism of societies and the degrowth paradigm: analyzing biophysical constraints and realities". *Journal of Cleaner Production*, 38: 80-93.
- Stahmer, Carsten. 2000. "The magic triangle of I-O tables". Documento de Trabajo presentado en la 13th International Conference on Input–Output Techniques, 21-25 de agosto. Macerata, Italia.
- Steffen, Will, Wendy Broadgate, Lisa Deutsch, Owen Gaffney y Cornelia Ludwig. 2015. "The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration". *The Anthropocene Review* 2 (1): 81-98.
- Su, Merlon, Zhaming Yang, Bin Chen y Sergio Ulgiati. 2009. "Urban ecosystem health assessment based on emergy and set pair analysisdA comparative study of typical Chinese cities". *Ecological Modelling* 220 (18): 2341-2348. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.010>
- Summerhayes, Victor Samuel y Charles S. Elton. 1923. "Contributions to the ecology of Spitsbergen and Bear Island". *Journal of Ecology*, 11: 214-286.
- Swyngedouw, Erick, y Nikolas Heynen. 2003. "Urban political ecology. justice and the politics of scale". *Antipode* 35 (5): 898-918.
- Tan, Ling Min, Hadi Arbabi, Qianqian Li, Yulan Sheng, Danielle Densley Tingley, Martin Mayfield y Daniel Coca. 2018. "Ecological network analysis on intra-city metabolism of functional urban areas in England and Wales". *Resources. Conservation & Recycling*, 138: 172-182. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.06.010>
- Terradas, Jaume. 2011. *Ecología urbana*. Barcelona: Editorial Rubes.
- Tiebout, Charles. 1969. "An Empirical Regional Input-Output Projection Model: The State of Washington 1980". *Review of Economics and Statistics*, 51: 334-340. <https://doi.org/10.2307/1926567>
- Toledo, Víctor. 2013. "Metabolismo social: Una nueva teoría socioecológica". *Relaciones Estudios de Historia y Sociedad* 34 (136): 41-71.
- Torremorell, Ana, Cecilia Hegoburu, Ana Lucia Brandimarte, Eduardo Henrique Costa Rodrigues, Marcelo Pompêo, Sheila Cardoso da Silva, Viviane Moschini-Carlos, Luciano Caputo, Pablo Fierro, José Iván Mojica, Ángela Lucia Pantoja Matta, Jhon Charles Donato, Pedro Jiménez- Pardo, Jon Molinero, Blanca Ríos-Touma, Guillermo Goyenola, Carlos Iglesias, Anahí López-Rodríguez, Mariana Meerhoff, Juan Pablo Pacheco, Franco Teixeira de Mello, Douglas Rodríguez-Olarte, Margenny Barrios Gómez, José Vicente Montoya, Julio Cesar López- Doval y Enrique Navarro. 2021. "Current and Future Threats for Ecological Quality Management of South American Freshwater Ecosystems". *Inland Waters* 11 (2): 125-40. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1608115>
- Tukker, Arnold, Evgueni Poliakov, Reinout Heijungs, Troy Hawkins, Frederick Neuwahl, José Rueda-Cantucho, Stefan Giljum, Stephan Moll, Jan Oosterhaven y Maaike

- Bouwmeester. 2009. "Towards a global multi-regional environmentally extended input-output database". *Ecological Economics*, 68: 1928-1937.
- Ulanowicz, Robert. 1980. "An hypothesis on the development of natural communities". *Journal of Theoretical Biology*, 85: 223-245.
- 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Nueva York: Springer / Verlag.
- 2009a. "The dual nature of ecosystem dynamics". *Ecological Modelling* 220 (16): 1886-1892. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.015>
- 2009b. *A Third Window: Natural Life Beyond Newton and Darwin*. West Conshohocken: Templeton Foundation Press.
- Ulanowicz, Robert, y Charles J. Puccia. 1990. "Mixed Trophic Impacts in Ecosystems". *Coenoses*, 5: 7-16.
- Ulanowicz, Robert, Sally Goerner, Bernard Lietaer y Rocio Gómez. 2009. "Quantifying sustainability: resilience, efficiency and the return of information theory". *Ecological Complexity* 6 (1): 27-36. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.10.005>
- UNEP (United Nation Environmental Programme). 2013. "City-Level Decoupling: Urban resource flows and the governance of infrastructure transitions". Report of the Working Group on Cities of the International Resource Panel. <https://bit.ly/3MQJm19>
- UN-Habitat (United Nation-Habitat). 2020a. *World Cities Report 2020. The Value of Sustainable Urbanization*. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme.
- 2020b. *Population data booklet. Global state of metropolis*. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme. <https://bit.ly/3xR6QiG>
- UN-United Nations. 2016. *Urbanization development: emerging futures. World cities report 2016*. Nairobi: United Nations Human Settlements Programme.
- 2019. *World Urbanization Prospects 2018. Highlights*. Nueva York: United Nations.
- Vallejo, María Cristina. 2010. "Perfiles metabólicos de tres economías andinas: Colombia, Perú y Ecuador". Tesis doctoral, FLACSO Ecuador.
- Van Hauwermeiren, Sar. 1999. *Manual de Economía Ecológica*. Quito: ILDIS /Abya-Yala/ Instituto de Estudios Ecologistas del Tercer Mundo.
- Van Beers, Dick, y Thomas Graedel. 2003. "The magnitude and spatial distribution of in-use copper stocks in Cape Town. South Africa". *South African Journal Science* 90 (1): 61-69. <https://bit.ly/3OdoWRg>
- Vergara, Sintana, Andres Damgaard y Daniel Gómez. 2016. "The Efficiency of Informality: Quantifying Greenhouse Gas Reductions from Informal Recycling in Bogotá. Colombia". *Journal of Industrial Ecology* 20 (1): 107-119. <https://doi.org/10.1111/jiec.12257>
- Wachs, Liz, y Shweta Singh. 2018. "A modular bottom-up approach for constructing physical input-output tables (PIOTs) based on process engineering models". *Journal of Economic Structures* 7 (26): 1-24. <https://doi.org/10.1186/s40008-018-0123-1>
- Wachsmuth, David. 2012. "Three Ecologies: Urban Metabolism and the Society- Nature Opposition". *The Sociological Quarterly*, 53: 506-523.
- Wang, Rusong, Feng Li, Dan Hu y Larry Li. 2011. "Understanding eco-complexity: social-economic-natural complex ecosystem approach". *Ecological Complexity* 8 (1): 15-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.11.001>
- Wackernagel, Mathis. 1994. Ecological footprint and appropriated carrying capacity: a tool for planning toward sustainability. Tesis doctoral, University of British Columbia.
- Wackernagel, Mathis, y William Rees. 1998. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*: Canadá: New Society Publishers.

- Warren-Rhodes, Kimberley, y Albert Koenig. 2001. "Escalating Trends in the Urban Metabolism of Hong Kong: 1971-1997". *Ambio* 30 (7): 429-438.
<https://doi.org/10.1579/0044-7447-30.7.429>
- Water Footprint Network. 2022. Water footprint network. [Home \(waterfootprint.org\)](http://waterfootprint.org)
- Weisz, Helga, y Faye Duchin. 2006. "Physical and monetary input-output analysis: what makes the difference?". *Ecological Economics*, 57: 534-541.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.05.011>
- Whipple, Stuart J. 1998. "Path-based network unfolding: A solution for the problem of mixed trophic and non-trophic processes in trophic dynamic analysis". *Journal of Theoretical Biology* 190 (3): 263-276. <https://doi.org/10.1006/jtbi.1997.0551>
- Wiedmann, Thomas, Harry C. Wilting, Manfred Lenzen, Stephan Lutter y Viveka Palm. 2011. "Quo Vadis MRIO? Methodological, data and institutional requirements for multi-region input-output analysis". *Ecological Economics*, 70: 1937-1945.
- Wright, Denis J. 1975. "The natural resource requirements of commodities". *Applied Economics* 7 (1): 31-39. <https://doi.org/10.1080/00036847500000005>
- Wolfram, Paul, Thomas Wiedmann y Mark Diesendorf. 2015. "Carbon footprint scenarios for renewable electricity in Australia". *Journal of cleaner production*, 124: 236-245.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.080>
- World Commission on Environment and Development, (1987). Our Common Future. Oxford University Press, Oxford. <http://hdl.handle.net/10625/18365>
- Wu, Xiaojie, Yongping Li, Jialin Liu, Gordon Huang, Yong Ding, Jie Sun y Hua Zhang. 2021. "Identifying Optimal Virtual Water Management Strategy for Kazakhstan: A Factorial Ecologically-Extended Input-Output Model". *Journal of Environmental Management*, 297: 113303. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113303>
- Wulff, Frederick, John G. Field y Kenneth H. Mann. 1989. *Network Analysis in Marine Ecology: Methods and Applications*. Berlín: Springer-Verlag.
- Xia, Linlin, Brian Fath, Ursula Scharler y Yan Zhang. 2016. "Spatial variation in the ecological relationships among the components of Beijing's carbon metabolic system". *Science of the Total Environment*, 544: 103-113.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.110>
- Xu, Yijian, y Tianzhu Zhang. 2006. "Application of physical input-output table to material flow analysis in Yima City". *China Environmental Science* 26 (6): 756-760.
- Yang, Zhifeng, Xufeng Mao, Xu Zhao y Bin Chen. 2012. "Ecological network analysis on Global Virtual Water Trade". *Environmental Science & Technology*, 46: 1796-1803.
- Zellmer, Amanda, Timothy Allen y Kristen Kesseboehmer. 2006. "The nature of ecological complexity: A protocol for building the narrative". *Ecological Complexity* 3 (3): 171-182. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2006.06.002>
- Zhai, Mengyu, Guohe Huan, Lirong Liu y Xin Zhang. 2019. "Ecological network of an energy metabolism system based on input-output tables: Model development and case study for Guangdong". *Journal of Cleaner Production*, 227: 434-446.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.039>
- Zhang Guo, Guohe Huang, Lirong Liu Gen Niu, Jizque Li y Edward McBean. 2019. "Ecological networks analysis of an urban water metabolic systems based on input-output model: A case study of Guangdong, China". *Science of the total Environment* 670 (1): 369-378. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.132>
- Zhang, Yan. 2013. "Urban metabolism: A review of research methodologies". *Environmental Pollution*, 178: 463-473.
- Zhang, Yan, Zhifeng Yang y Xiangyi Yu. 2009a. "Evaluation of urban metabolism based on emergy synthesis: A case study for Beijing (China)". *Ecological Modelling*, 220: 1690-1696. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.04.002>

- 2009b. “Ecological network and emergy analysis of urban metabolic systems: Model development. and a case study of four Chinese cities”. *Ecological Modelling*, 220: 1431-1442.
- Zhang, Yan, Zhifeng Yang y Brian Fath. 2010a. “Ecological network analysis of an urban water metabolic system: Model development and a case study for Beijing”. *Science of the Total Environment* 408 (20): 4702-4711. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.06.019>
- Zhang, Yan, Zhifeng Yang, Brian Fath y Shegsheng Li. 2010. “Ecological network analysis of an urban energy metabolic system: Model development. and a case study of four Chinese cities”. *Ecological Modelling* 221 (16): 1865-1879. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.05.006>
- Zhang, Yan, Shegsheng Li, Brian Fath, Zhifeng Yang y Naijin Yang. 2011. “Analysis of an urban energy metabolic system: Comparison of simple and complex model results”. *Ecological Modelling*, 223: 14-19. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.08.005>
- Zhang, Yan, Hong Liu y Brian Fath. 2014a. “Synergism analysis of an urban metabolic system: Model development and a case study for Beijing, China”. *Ecological Modelling*, 272: 188-197. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.10.003>
- Zhang, Yan, Hongemi Zheng y Brian Fath. 2014b. “Analysis of the energy metabolism of urban socioeconomic sectors and the associated carbon footprints; Model development and a case study for Beijing”. *Energy Policy*, 73: 540-551. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2014.04.029>
- Zhang, Yan, Hongemi Zheng, Brian Fath, Hong Liu, Zhifeng Yang, Gengyuan Liu y Meirong Su. 2014. “Ecological network analysis of an urban metabolic system based on input–output tables: Model development and case study for Beijing”. *Science of the Total Environment*, 468-469: 642-653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.047>
- Zhang, Zhuoying, Hong Yang y Minjun Shi. 2011. “Analyses of water footprint of Beijing in an interregional input–output framework”. *Ecological Economics* 70 (12): 2494-2502.
- Zhao, Haoyang, Jian Xu y Xinteng Liu. 2017. “How to evaluate the reliability of regional input-output data? A case for China”. *Journal of Economic Structures*, 6: 1-22. <https://doi.org/10.1186/s40008-017-0096-5>
- Zhou, Jian Bo. 2008. “Embodied Ecological Elements Accounting of National Economy”. Tesis doctoral, Peking University.
- Zhuo, La, Mesfin M. Mekonnen y Arjen Y. Hoekstra. 2016. “The Effect of Inter-Annual Variability of Consumption, Production, Trade and Climate on Crop-Related Green and Blue Water Footprints and Inter-Regional Virtual Water Trade: A Study for China (1978-2008)”. *Water Research*, 94: 73-85. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.037>

Anexos

Anexo 1. Detalle de las industrias con sus respectivos códigos de la clasificación industrial de cuentas cantonales (CICC)

Nro. Cuenta	CICC	Industrias
1	A011	Agricultura y actividades conexas
2	A012	Ganadería. Caza y actividades de conexas
3	A02	Silvicultura y extracción de madera
4	A03	Pesca y Acuicultura
5	B	Explotación de minas y canteras
6	C10	Elaboración de productos alimenticios
7	C11	Elaboración de bebidas
8	C12	Elaboración de productos de tabaco
9	C13	Fabricación de productos textiles
10	C14	Fabricación de prendas de vestir
11	C15	Fabricación de cuero y productos conexos
12	C16	Producción de madera y de productos de madera
13	C17	Fabricación de papel y productos de papel
14	C19-C21	Fabricación de Coque y productos de la refinación del petróleo; Fabricación de sustancias y productos químicos
15	C22	Fabricación de productos de plástico y caucho
16	C23	Fabricación de otros productos minerales no metálicos
17	C24	Fabricación de metales comunes
18	C25	Fabricación de productos derivados del metal. excepto maquinaria y equipo
19	C28	Fabricación de maquinaria y equipo
20	C29-C30	Fabricación de equipo de transporte
21	C31	Fabricación de muebles
22	C32	Industrias manufactureras n.c.p.
23	D-E	Generación. captación y distribución de energía eléctrica. Captación. depuración y distribución de agua; y saneamiento
24	F	Construcción
25	G	Comercio al por mayor y menor. incluido los servicios de reparación y mantenimiento de vehículos de motor y motocicletas

26	I	Actividades de alojamiento y servicio de comida
27	H	Transporte y almacenamiento
28	J	Información y Comunicación
29	K	Actividades financieras y de Seguros
30	L	Actividades inmobiliarias
31	M-N	Actividades profesionales. técnicas y administrativas
32	O	Administración pública. defensa; planes de seguridad social obligatoria
33	P	Enseñanza
34	Q	Servicios sociales y de salud
35	R-S-T	Otros servicios

Nota: Las industrias se basan en la Clasificación Nacional de Actividades Económicas (CIIU Rev 4.0).

Anexo 2. Tabla de correspondencia de CIU 4.0 hacia la Clasificación Industrial en la Contabilidad Nacional (CICN) ecuatoriana

CICN código	CICN descripción	Correspondencia en CIU 4.0
001001	Cultivo de banano. café y cacao	0122-0127-0130
002001	Cultivo de cereales	0111-0112
003001	Cultivo de flores	0119-0130
004001	Cultivo de tubérculos. vegetales. melones y frutas	0113-0121-0123-0124-0125-0128-0130
004002	Cultivo oleaginosas e industriales	0114-0115-0116-0126-0129
004003	Actividades de apoyo a los cultivos	0161-0163-0164
005001	Cría de ganado. otros animales; productos animales; y actividades de apoyo	0141-0142-0143-0144-0145-0146-0149-0162-0150-0170
006001	Silvicultura. extracción de madera y actividades relacionadas	0210-0220-0230-0240
007001	Acuicultura y pesca de camarón	0321-0322
008001	Pesca (excepto camarón)	0311-0312
009001	Extracción de petróleo crudo y gas natural	0610-0620
009002	Actividades de apoyo a la extracción de petróleo y gas natural	0910
010001	Explotación de minerales metálicos	0710-0721-0729
010002	Explotación de minerales no metálicos y actividades de apoyo a las minas y canteras	0810-0891-0892-0893-0899-0510-0520-0990
011001	Procesamiento y conservación de carne	1010
013001	Procesamiento de pescado y otros productos acuáticos elaborados	1075
013002	Conservación de especies acuáticas	1020
014001	Elaboración de aceites y grasas origen vegetal y animal	1040
015001	Elaboración de productos lácteos	1050

016001	Elaboración de productos de molinería	1061-1062
016002	Elaboración de productos de la panadería	1071
016003	Elaboración de fideos y de otros productos farináceos	1074-1075
017001	Elaboración y refinación de azúcar	1072
018001	Elaboración de cacao. chocolate y productos de confitería	1073
019001	Elaboración de alimentos preparados para animales	1080
019003	Elaboración de otros productos alimenticios diversos	1079-1030
020001	Elaboración bebidas alcohólicas	1101-1102-1103
020002	Elaboración bebidas no alcohólicas	1104
020003	Elaboración de productos de tabaco	1200
021001	Fabricación de hilos. hilados; tejidos y confecciones	1311-1312-1313-1391-1392-1393-1394-1399
021002	Fabricación de prendas de vestir	1410-1420-1430
021003	Fabricación de cuero. productos de cuero y calzado	1511-1512-1520
022001	Producción de madera y de productos de madera	1610-1621-1622-1623-1629
023001	Fabricación de papel y productos de papel	1701-1702-1709-1811-1812-1820-5811-5812-1813-5819
024001	Fabricación de productos refinados de petróleo y de otros	1910-1920
025001	Fabricación de sustancias químicas básicas. abonos y plásticos primarios	2011-2013-2021
025002	Fabricación de otros productos químicos	2022-2023-2029-2030-2100
026001	Fabricación de productos de caucho	2211-2219
026002	Fabricación de productos de plástico	2220
027001	Fabricación de vidrio. productos refractarios y de cerámica	2310-2391-2392-2393
027002	Fabricación de cemento. artículos de hormigón y piedra	2394-2395-2396-2399
028001	Fabricación de metales comunes	2410-2420-2431-2432

028002	Fabricación de productos derivados del metal. excepto maquinaria y equipo	2511-2512-2513-2520-2591-2592-2593-2599
029001	Fabricación de maquinaria y equipo	26.51-2652-2610-2620-2630-2640-2660-2670-2680-2710-2720-2731-2732-2733-2740-2750-2790-2811-2812-2813-2814-2815-2816-2817-2818-2819-2821-2822-2823-2824-2825-2826-2829
030001	Fabricación de equipo de transporte	2910-2920-2930-3011-3012-3020-3030-3040-3091-3092-3099
031001	Fabricación de muebles	3100
032001	Industrias manufactureras ncp	3211-3212-3220-3230-3240-3250-3290-3311-3312-3313-3314-3315-3319-3320
033001	Generación. captación y distribución de energía eléctrica	3510
033002	Captación. depuración y distribución de agua; y saneamiento	3600-3700-3811-3821-3822-3830-3900-3520-3530
034001	Construcción	4100-4210-4220-4290-4311-4312-4321-4322-4329-4330-4390
035001	Comercio al por mayor y al por menor; incluido comercio de vehículos automotores y motocicletas	4510-4530-4610-4620-4630-4641-4649-4651-4652-4653-4659-4661-4662-4663-4669-4690-4511-4719-4721-4722-4723-4730-4741-4742-4751-4752-4753-4759-4761-4762-4763-476-4771-4772-4774-4781-4782-4789-4791-4799
035002	Servicios de reparación y mantenimiento de vehículos de motor y motocicletas	4520-4540
036001	Alojamiento	05510-5520-5590
036002	Servicio de alimento y bebida	5610-5621-5629-5630
037001	Transporte y almacenamiento	4911-4912-4922-4923-4930-5011-5012-5021-5022-5110-5120-5210-5221-5222-5224-5229

038001	Actividades postales y de correo	5310-5320
038002	Comunicaciones e información	5919-5820-5911-5912-5913-5914-5920-6010-6020-6110-6120-6130-6190-6201-6202-6209-6311-6312-6391-6399
039001	Actividades de servicios financieros	6411-6419-6420-6430-6491-6492-6499-6611-6612-6619-6630
040001	Financiación de planes de seguro. excepto seguridad social	6511-6512-6520-6530-6621-6622-6629-6630
041001	Actividades inmobiliarias	6810-6820
042001	Actividades profesionales. técnicas y administrativas	6910-6920-7010-7020-7110-7120-7220-7310-7320-7410-7420-7490-7500-7710-7721-7722-7729-7730-7740-7810-7820-7830-7911-7912-7990-8010-8020-8030-8110-8121-8129-8130-8211-8219-8220-8230-8291-8292-8299
043001	Administración pública. defensa; planes de seguridad social obligatoria	8411-8412-8413-8421-8422-8422-8423-8430
044001	Servicios de enseñanza	8510-8521-8522-8530-8541-8542-8549-8550
045001	Servicios sociales y de salud privado	8610-8620-8690-8710-8720-8730-8790-8810-8890
046001	Servicios de asociaciones; esparcimiento; culturales y deportivos	9000-9101-9102-9103-9200-9311-9312-9319-9321-9329-9411-9412-9420-9491-9492-9499-9511-9512-9521-9522-9523-9524-9529-9601-9602-9603-9609-900
047001	Hogares privados con servicio doméstico	9700

Fuente: Basado en BCE (2013). Pestaña Clasificación de Industrias (CICN).

Anexo 3. Tabla de correspondencia de CINC hacia la Clasificación Industrial en la Contabilidad Cantonal (CICC)

CICC	Descripción	Correspondencia con CINC
A011	Agricultura y actividades conexas	001001-002001-003001-004001-004002-004003
A012	Ganadería. Caza y actividades de conexas	005001
A02	Silvicultura y extracción de madera	006001
A03	Pesca y Acuicultura	007001-008001-00802
B	Explotación de minas y canteras	009001-009002-010001-010002
C10	Elaboración de productos alimenticios	011001-013001-013002-014001-015001-016001-016002-016003-017001-018001-019001-019003
C11	Elaboración de bebidas	020001-020002
C12	Elaboración de productos de tabaco	020003
C13	Fabricación de productos textiles	021001
C14	Fabricación de prendas de vestir	021002
C15	Fabricación de cuero y productos conexos	021003
C16	Producción de madera y de productos de madera	022001
C17	Fabricación de papel y productos de papel	023001
C19	Fabricación de Coque y productos de la refinación del petróleo	024001
C21	Fabricación de sustancias y productos químicos	025001-025002
C22	Fabricación de productos de plástico y caucho	026001-026002
C23	Fabricación de otros productos minerales no metálicos	027001-027002
C24	Fabricación de metales comunes	028001
C25	Fabricación de productos derivados del metal. excepto maquinaria y equipo	028002
C28	Fabricación de maquinaria y equipo	029001

C29-C30	Fabricación de equipo de transporte	030001
C31	Fabricación de muebles	031001
C32	Industrias manufactureras n.c.p.	032001
D-E	Generación, captación y distribución de energía eléctrica. Captación, depuración y distribución de agua; y saneamiento	033001-033002
F	Construcción	034001
G	Comercio al por mayor y menor, incluido los servicios de reparación y mantenimiento de vehículos de motor y motocicletas	035001-035002
I	Actividades de alojamiento y servicio de comida	036001-036002
H	Transporte y almacenamiento	037001
J	Información y Comunicación	038001-038002
K	Actividades financieras y de Seguros	039001-040001
L	Actividades inmobiliarias	041001
M-N	Actividades profesionales, técnicas y administrativas	042001
O	Administración pública, defensa; planes de seguridad social obligatoria	043001
P	Enseñanza	044001-044002
Q	Servicios sociales y de salud	045001-045002
R-S-T	Otros servicios	046001-047001

Fuente: Basado en BCE (2013). Pestaña Clasificación de Industrias (CICN).

Anexo 4. Obtención de la ecuación para estimar el vector $\varepsilon_{(m+s) \times n}$

La obtención de la ecuación para estimar la matriz de intensidad elemento ecológico incorporado ha sido tomada textualmente del documento científico publicado de Zhang et al. (2014b). Para establecer los flujos de recursos que se intercambian entre los distintos sectores de una economía se usa la tabla de intercambios intersectoriales de la matriz simétrica insumo-producto (tabla 2.2), la cual es de dimensión $n \times n$, donde n representa el número de compartimentos del ecosistema. La matriz de entrada para los elementos ecológicos es de dimensión $(m + s) \times n$ donde m representa el número de tipos de recursos ecológicos y s el número de tipos de residuos.

La estructura de la tabla inicial no cambia, se añade el módulo físico en la parte inferior de la tabla. Por tanto, la tabla IO se divide en un módulo de valor (que comprende flujos monetarios) y un módulo físico (que incluye flujos de elementos ecológicos) (tabla A1.1).

Tabla A1.1. Forma básica de una tabla *input-output* monetaria-física

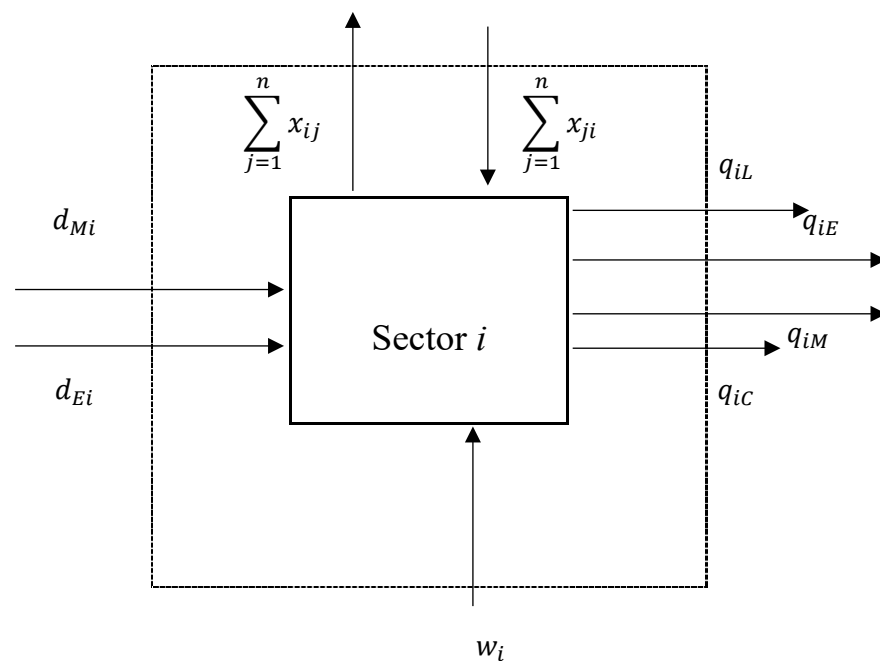
		Sector de compras				Demanda Final					
		1	2	<i>n</i>	Consumo	FBKF	Transferencias que ingresan	Importaciones	Transferencias que salen	Exportaciones
Sector de ventas	1	x_{11}	x_{12}	x_{1n}	q_{1L}	q_{1C}	d_{E1}	d_{M1}	q_{1E}	q_{1M}
	2	x_{21}	x_{22}	x_{2n}	q_{2L}	q_{2C}	d_{E2}	d_{M2}	q_{2E}	q_{2M}

	<i>N</i>	x_{n1}	x_{n2}	x_{nn}	q_{nL}	q_{nC}	d_{En}	d_{Mn}	q_{nE}	q_{nM}
Insumos no industriales		w_1	w_2	w_n	<div style="border: 1px dashed black; padding: 10px; width: fit-content; margin: auto;">Sector <i>i</i></div>					
Entradas de recursos iniciales	Categoría 1	p_{11}	p_{12}	p_{1n}						
	Categoría 2	p_{21}	p_{22}	p_{2n}						
						
	Categoría <i>m</i>	p_{m1}	p_{m2}	p_{mn}						
	Categoría <i>m+1</i>	$r_{(m+1)1}$	$r_{(m+1)2}$	$r_{(m+1)n}$						
Emisiones de residuos	Categoría <i>m+2</i>	$r_{(m+2)1}$	$r_{(m+2)2}$	$r_{(m+2)n}$						
						
	Categoría <i>m+s</i>	$r_{(m+s)1}$	$r_{(m+s)2}$	$r_{(m+s)n}$						

Fuente: Zhang et al. (2014b).

Las ecuaciones de equilibrio para obtener el coeficiente de los elementos ecológicos se pueden desarrollar a partir del valor de los flujos que entran y salen de sector i (fig. A1.1).

Figura A1.1. Diagrama contable del flujo monetario que ingresa y sale de sector i



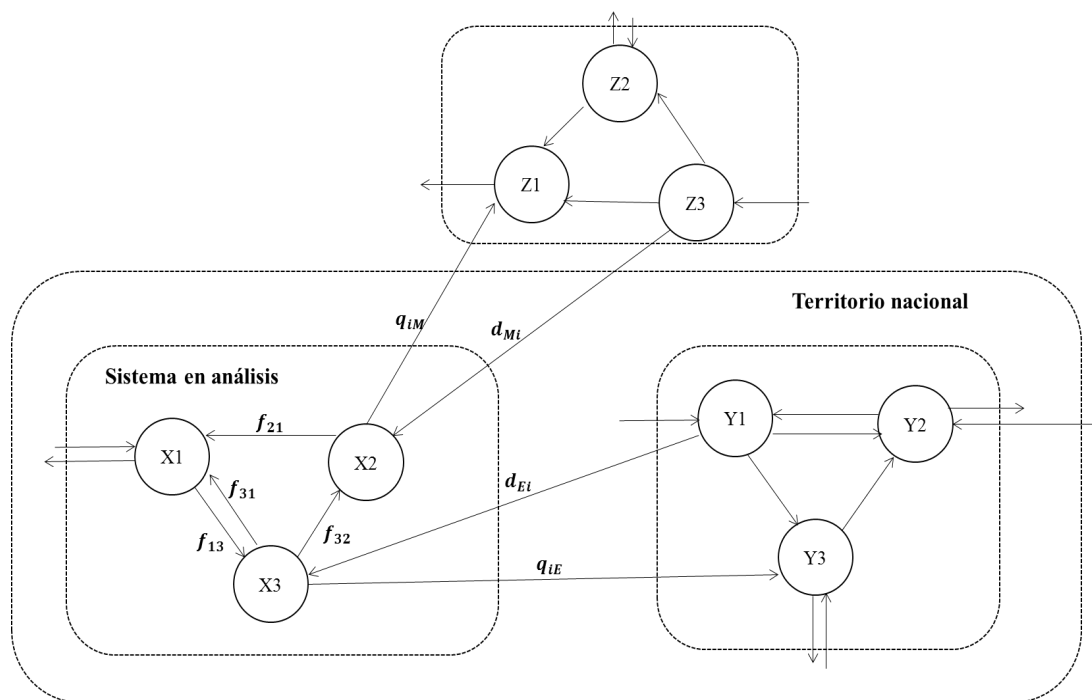
Fuente: Zhang et al. (2014b).

Como resultado tenemos la siguiente ecuación de equilibrio.

$$\sum_{j=1}^n x_{ji} + d_{Mi} + d_{Ei} + w_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} + q_{iM} + q_{iL} + q_{ic} + q_{iE} \quad (A1)$$

donde x_{ji} representa el flujo de valor monetario que va desde el sector j al sector i (el termino $\sum_{j=1}^n x_{ij}$ sería el consumo intermedio); d_{Mi} es el flujo monetario que ingresa al sector i proveniente de sectores localizados fuera del límite nacional; d_{Ei} son los flujos monetarios provenientes del medio externo, es decir, de nodos que se encuentra fuera del ecosistema en análisis, pero dentro del país; w_i es el flujo monetario de entrada no-industrial, es la mano de obra, hacia el sector i ; x_{ij} representa el valor del flujo monetario que va desde el sector i al sector j ; q_{iC} es la formación bruta de capital fijo en el mismo sistema; q_{iM} representa al flujo monetario que va desde el sector i hacia los sectores localizados fuera del límite nacional; q_{iL} es el flujo de consumo doméstico dentro del propio sistema; y q_{iE} representa los flujos de valor que van desde el sector i hacia otros sectores localizados fuera del límite del sistema en análisis. pero dentro del área nacional (fig. A1.2).

Figura A1.2. Flujos de valor que se intercambian dentro del sistema con su entorno externo y con el entorno fuera del territorio nacional



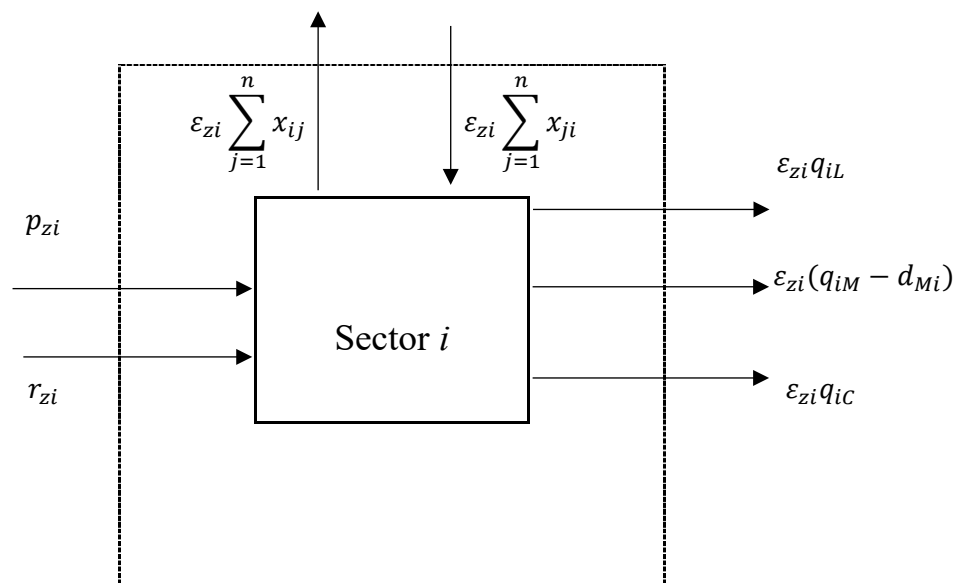
Elaborado por el autor.

A partir de (A1) se extrae la ecuación de la producción económica del sector i (X_i) cual es:

$$X_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} + q_{iC} + q_{iL} + q_{iE} + q_{iM} - d_{Mi} - d_{Ei} \quad (A2)$$

Luego a partir del diagrama A1.3 se establece el valor de elementos ecológicos que se encuentran implícitos en los flujos de valor monetario.

Figura A1.3. Diagrama contable del flujo físico-monetario que ingresa y sale de sector i



Fuente: Zhang et al. (2014b).

Obteniendo así la siguiente ecuación de equilibrio:

$$p_{zi} + r_{zi} + \sum_{j=1}^n \epsilon_{zj} x_{ji} = \sum_{j=1}^n \epsilon_{zi} x_{ij} + \epsilon_{zi} q_{iL} + \epsilon_{zi} q_{iC} + \epsilon_{zi} (q_{iE} - d_{Ei}) + \epsilon_{zi} (q_{iM} - d_{Mi}) \quad (A3)$$

donde p_{zi} representa los flujos del z -ésimo recurso ambiental que ingresan al sector i ; r_{zi} presenta el z -ésimo desperdicio emitido por el sector i .

Reemplazando (A2) en (A3) obtenemos:

$$p_{zi} + r_{zi} + \sum_{j=1}^n \varepsilon_{zj} x_{ji} = \varepsilon_{zi} X_i \quad (\text{A3})$$

Si partimos de la suposición de que $m_{ji}=x_{ji}$; $L = [p_{zi}, r_{zi}]_{(m+s) \times n}$; $\varepsilon = [\varepsilon_{zi}]_{m \times n}$; y si $i=j$ entonces $n_{ji} = X_i$. en caso contrario si $i \neq j$ entonces $n_{ji} = 0$. A partir de esta consideración se obtiene la siguiente expresión matemática representando en forma matricial. así:

$$L + \varepsilon M = \varepsilon N \quad (\text{A4})$$

donde L es la matriz que representa la entrada o salida de los recursos ecológicos y de los desperdicios. ε es la matriz de intensidad elemento ecológico incorporado. M representa a la matriz de transacciones intersectoriales y N la matriz diagonal de la producción económica del sector i .

Operando obtenemos:

$$\varepsilon = L[N - M]^{-1} \quad (\text{A5})$$

La matriz ε de dimensión $m \times n$ permite obtener la tabla insumo-producto física implícita.

Anexo 5. Detalle de las industrias con sus respectivos códigos de la clasificación industrial de cuentas cantonales (CICC) a 35 nodos

Nro. Cuenta	CICC	Industrias
1	A011	Agricultura y actividades conexas
2	A012	Ganadería. Caza y actividades de conexas
3	A02	Silvicultura y extracción de madera
4	A03	Pesca y Acuicultura
5	B	Explotación de minas y canteras
6	C10	Elaboración de productos alimenticios
7	C11	Elaboración de bebidas
8	C12	Elaboración de productos de tabaco
9	C13	Fabricación de productos textiles
10	C14	Fabricación de prendas de vestir
11	C15	Fabricación de cuero y productos conexos
12	C16	Producción de madera y de productos de madera
13	C17	Fabricación de papel y productos de papel
14	C19-C21	Fabricación de Coque y productos de la refinación del petróleo; Fabricación de sustancias y productos químicos
15	C22	Fabricación de productos de plástico y caucho
16	C23	Fabricación de otros productos minerales no metálicos
17	C24	Fabricación de metales comunes
18	C25	Fabricación de productos derivados del metal. excepto maquinaria y equipo
19	C28	Fabricación de maquinaria y equipo
20	C29-C30	Fabricación de equipo de transporte
21	C31	Fabricación de muebles
22	C32	Industrias manufactureras n.c.p.
23	D-E	Generación. captación y distribución de energía eléctrica. Captación. depuración y distribución de agua; y saneamiento
24	F	Construcción
25	G	Comercio al por mayor y menor. incluido los servicios de reparación y mantenimiento de vehículos de motor y motocicletas
26	I	Actividades de alojamiento y servicio de comida
27	H	Transporte y almacenamiento
28	J	Información y Comunicación

29	K	Actividades financieras y de Seguros
30	L	Actividades inmobiliarias
31	M-N	Actividades profesionales. técnicas y administrativas
32	O	Administración pública. defensa; planes de seguridad social obligatoria
33	P	Enseñanza
34	Q	Servicios sociales y de salud
35	R-S-T	Otros servicios

Anexo 6. Nombres de los nodos y el nivel trófico al que pertenecen. junto con sus pesos de tracción y motriz para los enfoques híbrido (*semi-survey*) y de abajo hacia arriba (*survey*)

Nivel trófico	Nodo	Nombre	Semi-survey		Survey	
			W_i	W_j	W_i	W_j
Productores primarios	1	Agricultura y actividades conexas	26.26%	18.48%	1.62%	12.46%
	2	Ganadería. Caza y actividades de conexas	1.00%	0.72%	0.17%	0.58%
	3	Silvicultura y extracción de madera	0.00%	0.00%	0.00%	0.01%
	4	Pesca y Acuicultura	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%
	5	Explotación de minas y canteras	0.01%	0.01%	0.00%	0.00%
Consumidores primarios	6	Elaboración de productos alimenticios	44.33%	46.89%	3.31%	4.75%
	7	Elaboración de bebidas	1.81%	2.07%	1.79%	1.60%
	8	Elaboración de productos de tabaco	1.01%	1.06%	0.22%	0.20%
	9	Fabricación de productos textiles	2.28%	2.42%	0.46%	0.37%
	10	Fabricación de prendas de vestir	0.41%	0.48%	0.27%	0.22%
	11	Fabricación de cuero y productos conexos	0.03%	0.03%	0.01%	0.01%
	12	Producción de madera y de productos de madera	0.09%	0.11%	0.18%	0.16%
	13	Fabricación de papel y productos de papel	0.13%	0.16%	0.91%	0.80%
	14	Fabricación de Coque y productos de la refinación del petróleo; y Fabricación de sustancias y productos químicos	2.88%	3.31%	1.24%	1.08%
	15	Fabricación de productos de plástico y caucho	0.16%	0.20%	0.23%	0.20%
	16	Fabricación de otros productos minerales no metálicos	0.10%	0.13%	2.43%	1.89%
	17	Fabricación de metales comunes	0.25%	0.31%	1.05%	0.77%
	18	Fabricación de productos derivados del metal. excepto maquinaria y equipo	0.14%	0.18%	0.41%	0.33%
	19	Fabricación de maquinaria y equipo	0.04%	0.05%	0.46%	0.74%
	20	Fabricación de equipo de transporte	0.59%	0.74%	3.25%	3.13%
	21	Fabricación de muebles	0.02%	0.03%	0.06%	0.07%

	22	Industrias manufactureras n.c.p.	0.01%	0.01%	23.80%	21.19%
Productores primarios	23	Generación. captación y distribución de energía eléctrica. Captación. depuración y distribución de agua; y saneamiento	0.03%	0.04%	0.06%	0.14%
	24	Construcción	1.58%	1.98%	3.44%	1.83%
Consumidores secundarios	25	Comercio al por mayor y menor. incluido los servicios de reparación y mantenimiento de vehículos de motor y motocicletas	1.78%	2.36%	34.45%	34.50%
	26	Actividades de alojamiento y servicio de comida	1.63%	1.90%	0.27%	0.22%
	27	Transporte y almacenamiento	0.85%	1.08%	1.65%	1.52%
	28	Información y Comunicación	0.16%	0.20%	0.68%	0.49%
	29	Actividades financieras y de Seguros	0.46%	0.59%	1.36%	0.76%
	30	Actividades inmobiliarias	0.22%	0.28%	1.54%	0.76%
	31	Actividades profesionales. técnicas y administrativas	1.63%	2.09%	9.03%	6.71%
	32	Administración pública. defensa; planes de seguridad social obligatoria	6.40%	7.70%	2.81%	0.53%
	33	Enseñanza	1.50%	1.74%	0.45%	0.15%
	34	Servicios sociales y de salud	1.12%	1.33%	1.33%	1.26%
	35	Otros servicios	1.08%	1.30%	1.05%	0.57%

Anexo 7. Datos de los cambios del uso del suelo

Usos del suelo	Cambios de uso del suelo (ha)				
	1986	1996	2001	2009	2015
Áreas edificadas	7599	13 859	15 834	23 846	47 340
Cuerpos de agua	266	266	266	266	266
Bosques húmedos y plantaciones forestales	155 566	151 406	145 089	126 269	126 246
Arbustos húmedos y vegetación en regeneración	88 015	63 292	63 706	84 740	56 029
Arbustales y bosques secos	25 776	22.270	21 560	19 998	15 668
Vegetación paramuna	63 425	62 089	61 313	59 277	54 374
Áreas cultivadas	82 235	109 701	115 115	108 485	119 366
Espacios abiertos	927	928	929	930	4524

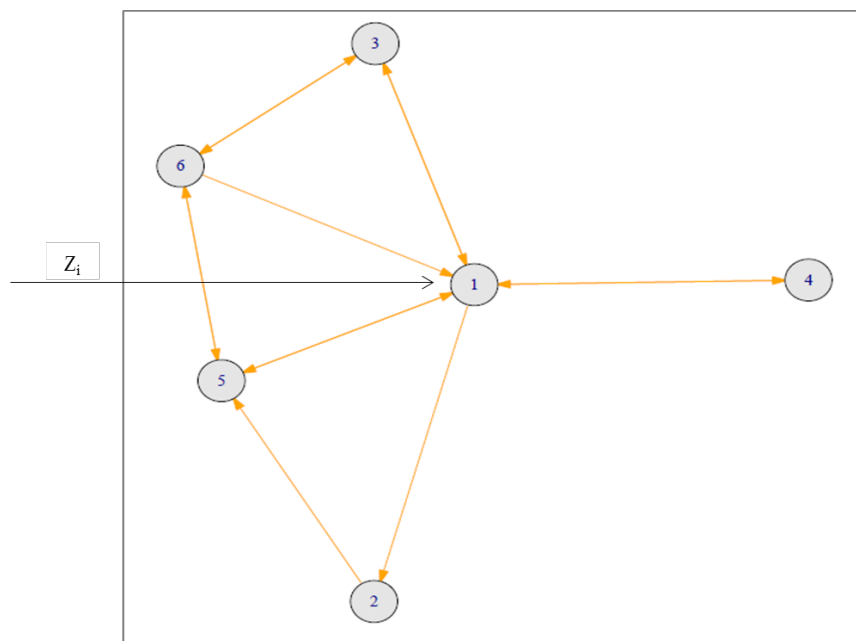
Fuente: Secretaría de Ambiente (2016).

Anexo 8. Nota técnica sobre ARE, usando datos de Zhang et al (2010)

Análisis estructural

La figura A10.1 es la representación mediante un grafo de la red metabólica del sistema de agua urbana de Beijing. El flujo de agua que se transfiere entre los seis nodos esta medido en cientos de millones de metros cúbicos ($1 \times 10^8 \text{ m}^3$).

Figura A10.1. Modelo de red ecológica del sistema metabólico del agua urbana de Beijing



Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010a, 4704).

En la tabla A10.1 se detalla el nombre de cada uno de los nodos que conforman la red metabólica de agua de Beijing.

Tabla A10.1 Nodos usados en el modelo de Beijing y su respectiva etiqueta

Nodo	Etiqueta
1	Medio ambiente ecológico
2	Sistema de recolección de aguas de lluvia
3	Sector industrial
4	Sector agrícola
5	Sector doméstico
6	Sistema de regeneración de aguas residuales

Fuente: Zhang, Yang y Fath. (2010a, 4704).

El modelo de red ecológica del sistema metabólico del agua urbana de Beijing presenta 13 enlaces, los cuales representan lo siguiente: f_{12} , agua de lluvia para recargar el ambiente ecológico; f_{13} , aguas residuales vertidas en el medio ambiente ecológico por el sector industrial; f_{14} , las aguas residuales vertidas en el ambiente ecológico por el sector agrícola; f_{15} , aguas residuales vertidas en el medio ambiente ecológico por el sector doméstico; f_{16} , agua reciclada utilizada para recargar el medio ambiente ecológico y aguas residuales descargadas; f_{21} , captación de aguas pluviales del entorno ecológico; f_{31} , agua dulce utilizada por el sector industrial; f_{32} , agua de lluvia utilizada por el sector industrial; f_{36} , agua reciclada utilizada por el sector industrial; f_{41} , agua dulce utilizada por el sector agrícola; f_{42} , agua de lluvia utilizada por el sector agrícola; f_{46} , agua reciclada utilizada por el sector agrícola; f_{51} , agua dulce utilizada por el sector doméstico; f_{52} , agua de lluvia utilizada por el sector doméstico; f_{56} , agua reciclada utilizada por el sector doméstico; f_{63} , disposición de aguas residuales por parte del sector industrial; y f_{65} , eliminación de aguas residuales por el sector doméstico (fig. A10.1).

La matriz **A** que representa el sistema de red metabólica de agua urbana de Beijing se muestra en la tabla A10.2

Tabla A10.2. Representación en una matriz de adyacencia de la estructura de la red metabólica de Beijing

$$\mathbf{A} = \begin{vmatrix} 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 1 & 0 \end{vmatrix}$$

Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010a).

Resultados del análisis de ruta en la figura A10.2, a continuación:

Figura A10.2 Trayectorias de varias longitudes

$$\mathbf{A}^2 = \begin{vmatrix} 3 & 1 & 1 & 0 & 1 & 2 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 2 & 1 & 2 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 1 & 1 \\ 1 & 0 & 2 & 1 & 2 & 1 \\ 2 & 1 & 0 & 0 & 0 & 2 \end{vmatrix} \quad \mathbf{A}^3 = \begin{vmatrix} 3 & 1 & 5 & 3 & 5 & 5 \\ 3 & 1 & 1 & 0 & 1 & 2 \\ 5 & 2 & 1 & 0 & 1 & 4 \\ 3 & 1 & 1 & 0 & 1 & 2 \\ 5 & 2 & 2 & 1 & 2 & 5 \\ 1 & 0 & 4 & 2 & 4 & 2 \end{vmatrix} \quad \mathbf{A}^4 = \begin{vmatrix} 14 & 5 & 8 & 3 & 8 & 13 \\ 3 & 1 & 5 & 3 & 5 & 5 \\ 4 & 1 & 9 & 5 & 9 & 7 \\ 3 & 1 & 5 & 3 & 5 & 5 \\ 7 & 2 & 10 & 5 & 10 & 9 \\ 10 & 4 & 3 & 1 & 3 & 9 \end{vmatrix}$$

$$\mathbf{A}^5 = \begin{vmatrix} 24 & 8 & 27 & 14 & 27 & 30 \\ 14 & 5 & 8 & 3 & 8 & 13 \\ 24 & 9 & 11 & 4 & 11 & 22 \end{vmatrix} \quad \mathbf{A}^6 = \begin{vmatrix} 76 & 27 & 54 & 24 & 54 & 78 \\ 24 & 8 & 27 & 14 & 27 & 30 \\ 35 & 11 & 46 & 24 & 46 & 46 \end{vmatrix} \quad \mathbf{A}^7 = \begin{vmatrix} 159 & 54 & 154 & 76 & 154 & 184 \\ 76 & 27 & 54 & 24 & 54 & 78 \\ 127 & 46 & 81 & 35 & 81 & 127 \end{vmatrix}$$

14	5	8	3	8	13	24	8	27	14	27	30	76	27	54	24	54	78
27	10	16	7	16	27	49	16	54	27	54	59	151	54	108	49	108	157
11	3	19	10	19	16	51	19	27	11	27	49	84	27	100	51	100	105

Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010a).

En la tabla A² de la figura A10.2, $f_{11} = 3$, muestra que existen tres rutas de longitud dos del nodo 1 al nodo 1. En la fig. A10.2 se puede apreciar que la primera caminata comienza en el nodo 1 pasa por el nodo 3, la segunda por el 4 y la tercera por el 5, luego regresan a 1. Otro ejemplo es el flujo $f_{16} = 2$, aquí hay dos recorridos de longitud dos entre ese par de compartimentos; una que pasa por el nodo 3 y llega a 1 y el otro que atraviesa el nodo 5 y llega a 1 (fig. A10.1). Se usa el termino caminar en lugar de camino, ya que varias de las rutas o caminatas incluyen ciclos en ellas. Un ciclo es un recorrido que comienza y termina en el mismo nodo, con todos los nodos que aparecen una vez, excepto el nodo de inicio, que también aparece como el nodo final (Jackson 2008, 44). Un ejemplo de ciclo en la figura A10.1es: 1-2-5-6-3-1.

Por ejemplo, el nodo 1 –medio ambiente ecológico– recibe flujos de cuatro nodos (3, 4, 5 y 6). Los primeros tres envían flujos de aguas residuales y el nodo 6 emite flujos de aguas regeneradas. Mientras que el nodo 1 emite flujos de agua dulce a cuatro compartimentos (2, 3, 4 y 5). Es decir que envía cuatro flujos y recibe la misma cantidad.

A partir de estos indicadores se define que el nodo 1 –medio ambiente ecológico– es el más central de la red, debido a que es el compartimento más conectado; es el más prominente, y a la vez, el más influyente, pues recibe y envía la mayor cantidad de enlaces. Todos los indicadores se muestran en la tabla A10.3.

Tabla A10.3 Propiedades estructurales de la red

Propiedad estructural	Valor
------------------------------	--------------

Nodos	6
Número de enlaces	13
Conectividad	0.3611
Densidad de enlace	2.167
<i>In-degree</i> (grado de entrada)	(4 1 2 1 3 2)
<i>Out-degree</i> (grado de salida)	(4 1 2 1 2 3)
Camino de proliferación	2.46

Fuente: Fath (2012).

En resumen, la red tiene 6 nodos conectados entre ellos por 13 enlaces. La conectividad de la red es medianamente pequeña (0,3611). Con una densidad de enlace de 2,20, un camino de proliferación de 246, y con el nodo medio ambiente ecológico como el más central de la red.

Análisis de flujo

Los flujos pueden estar representados por la matriz dimensional de flujo directo F (tabla A10.4 Toma el nombre de matriz dimensional porque los valores que contienen representan alguna escala de medida, en el ejercicio que estamos aplicando sería $1 \times 10^8 \text{m}^3$).

Tabla A10.4 Matriz dimensional de flujo directo F

$$\mathbf{F} = \begin{vmatrix} 0 & 0 & f_{13} & f_{14} & f_{15} & f_{16} \\ f_{21} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ f_{31} & 0 & 0 & 0 & 0 & f_{36} \\ f_{41} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ f_{51} & f_{52} & 0 & 0 & 0 & f_{56} \end{vmatrix}$$

$$\begin{vmatrix} 0 & 0 & f_{63} & 0 & f_{65} & 0 \end{vmatrix}$$

Fuente: Zhang et al. (2010a).

Los flujos externos Z_i , se representan de la siguiente manera:

$$Z_i = \begin{bmatrix} Z_1 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

$$\forall i=1=2003,\dots,2007$$

Para el caso de Beijing tendríamos lo siguiente:

$$Z_1 = \begin{bmatrix} 11,2 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}; Z_2 = \begin{bmatrix} 8,176 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}; Z_3 = \begin{bmatrix} 4,675 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}; Z_4 = \begin{bmatrix} 4,759 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}; Z_5 = \begin{bmatrix} 2,526 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \end{bmatrix}$$

Mientras que para la matriz de flujos directos tenemos:

Tabla A10.5. Flujos directos de Beijing entre nodos (F1 a F5, unidades: $1 \times 10^8 \text{ m}^3$)

		1	2	3	4	5	6	T1			1	2	3	4	5	6	T2
F ₁ =	1	0	0	1,072	6,9	8,1	4,831	32,1	F ₂ =	1	0	0	0,921	6,75	2,6	5,177	23,62
	2	1,109	0	0	0	0	0	1,109		2	1,105	0	0	0	0	0	1,105
	3	4,247	0	0	0	0	4,153	8,4		3	4,677	0	0	0	0	2,984	7,661
	4	13,8	0	0	0	0	0	13,8		4	13,5	0	0	0	0	0	13,5

5	11,55	1,109	0	0	0	0,341	13
6	0	0	0,228	0	4,944	0	5,172

	1	2	3	4	5	6	T2
1	0	0,002	0,964	6,75	8,82	6,763	27,97
2	1,502	0	0	0	0	0	1,502
3	2,895	0	0	0	0	3,905	6,8
4	13,22	0	0	0	0	0	13,22
5	11,88	1,5	0	0	0	0	13,38
6	0	0	0,317	0	6,445	0	6,762

5	11,35	1,105	0	0	0	0,325	12,78
6	0	0	0,379	0	5,123	0	5,502

	1	2	3	4	5	6	T2
1	0	0,315	0,647	6,39	9,482	8,84	30,43
2	2,295	0	0	0	0	0	2,295
3	2,329	0	0	0	0	3,871	6,2
4	12,78	0	0	0	0	0	12,78
5	11,72	1,98	0	0	0	0	13,7
6	0	0	0,37	0	8,469	0	8,839

F₃=	1	2	3	4	5	6	T2
1	0	0,002	0,964	6,75	8,82	6,763	27,97
2	1,502	0	0	0	0	0	1,502
3	2,895	0	0	0	0	3,905	6,8
4	13,22	0	0	0	0	0	13,22
5	11,88	1,5	0	0	0	0	13,38
6	0	0	0,317	0	6,445	0	6,762

F₄=	1	2	3	4	5	6	T2
1	0	0,315	0,647	6,39	9,482	8,84	30,43
2	2,295	0	0	0	0	0	2,295
3	2,329	0	0	0	0	3,871	6,2
4	12,78	0	0	0	0	0	12,78
5	11,72	1,98	0	0	0	0	13,7
6	0	0	0,37	0	8,469	0	8,839

F₅=	1	2	3	4	5	6	T2
1	0	1,531	0,399	6,22	9,868	8,487	29,03
2	3,761	0	0	0	0	0	3,761
3	2,236	0	0	0	0	3,514	5,75
4	12,44	0	0	0	0	0	12,44
5	11,66	2,23	0	0	0	0	13,89
6	0	0	0,514	0	7,973	0	8,487

Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010a).

El total de flujos de cada nodo es una variable importante. La suma de flujos que ingresan se calcula con la ecuación (27). Por ejemplo, para F_1 de la tabla A10.5, representa la matriz de flujos directos del 2003, la suma de flujos que ingresan a nodo 1, fila uno, sería:

$$T_1^{in} = Z_1 + \sum_j^n f_{1j}$$

$$T_1^{in} = Z_1 + f_{13} + f_{14} + f_{15} + f_{16}$$

$$T_1^{in} = 11,2 + 1,072 + 6,9 + 8,1 + 4,831$$

$$T_1^{in} = 32,1$$

El total de flujo que recibe el nodo 1 es de $32,1 \times 10^8 \text{ m}^3$ de agua. Por la ecuación (27), también podemos calcular que la cantidad de flujo hídrico que sale del mismo compartimento es de $32,1 \times 10^8 \text{ m}^3$, puesta el modelo de red esta balanceado.

La tabla A10.6 muestra las matrices G1 a G5, que corresponden a los años 2003 a 2007. Por ejemplo, el valor que se obtiene en la celda g14 de la matriz G1 ha sido calculado a partir de la ecuación (29) de la siguiente manera:

$$g_{14} = \frac{f_{14}}{T_4} = \frac{6,9}{13,8} = 0,5$$

La interpretación de g_{14} sería que la fracción que envía directamente de flujo hídrico el nodo 4 –sector agrícola– al nodo 1 –medio ambiente ecológico– es la mitad de lo que recibe y tiene. En este caso se envía 6,3 cientos de millones de metros cúbicos de aguas residuales desde el sector agrícola al medio ambiente ecológico, que resulta ser la mitad de agua dulce que recibió del medio ambiente ecológico ($13,8 \times 10^8 \text{ m}^3$).

Tabla A10.6 Matriz de intensidad de Flujo Directo (G)

	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
G1=	1	0	0,128	0,5	0,623	0,934	2,185	1	0	0,12	0,5	0,203	0,941	1,765
	2	0,035	0	0	0	0	0,035	2	0,047	0	0	0	0	0,047
	3	0,132	0	0	0	0,803	0,935	3	0,198	0	0	0	0,542	0,74
	4	0,43	0	0	0	0	0,43	4	0,571	0	0	0	0	0,571

$$\begin{array}{l}
 \mathbf{5} \\
 \mathbf{6}
 \end{array}
 \left| \begin{array}{cccccc}
 0,36 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0,066 \\
 0 & 0 & 0,027 & 0 & 0,38 & 0
 \end{array} \right| \begin{array}{l}
 1,426 \\
 0,407
 \end{array}$$

5,418

$$\begin{array}{l}
 \mathbf{5} \\
 \mathbf{6}
 \end{array}
 \left| \begin{array}{cccccc}
 0,48 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0,059 \\
 0 & 0 & 0,049 & 0 & 0,401 & 0
 \end{array} \right| \begin{array}{l}
 1,54 \\
 0,45
 \end{array}$$

5,113

		1	2	3	4	5	6	
G3=	1	0	0,002	0,142	0,5	0,659	1	2,303
	2	0,054	0	0	0	0	0	0,054
	3	0,103	0	0	0	0	0,577	0,681
	4	0,473	0	0	0	0	0	0,473
	5	0,425	0,998	0	0	0	0	1,423
	6	0	0	0,047	0	0,482	0	0,528
								5,461

		1	2	3	4	5	6	
G4=	1	0	0,137	0,104	0,5	0,692	1	2,434
	2	0,075	0	0	0	0	0	0,075
	3	0,077	0	0	0	0	0,438	0,514
	4	0,42	0	0	0	0	0	0,42
	5	0,385	0,863	0	0	0	0	1,248
	6	0	0	0,06	0	0,618	0	0,678
								5,369

		1	2	3	4	5	6	
G5=	1	0	0,407	0,069	0,5	0,71	1	2,687
	2	0,13	0	0	0	0	0	0,13
	3	0,077	0	0	0	0	0,414	0,491
	4	0,429	0	0	0	0	0	0,429
	5	0,402	0,593	0	0	0	0	0,995
	6	0	0	0,089	0	0,574	0	0,663
								5,394

El valor final que se encuentra en la última columna de las matrices G_j es la suma total de las filas de los efectos directos de ese año. Por ejemplo, para la matriz G_1 , representa el 2003, la suma total de su primera columna sería:

$$G_j = \sum_j^n f_{ij}$$

$$G_1 = g_{13} + g_{14} + g_{15} + g_{16}$$

$$G_1 = 0,128 + 0,5 + 0,623 + 0,934 = 2,185$$

Usamos la ecuación (30) para obtener la matriz N_1 de la tabla A10.7, de la siguiente forma:

$$N_1 = (I - G_1)^{-1} \quad (A10.1)$$

Primero se obtiene la matriz $I - G_1$ de la siguiente forma⁸:

$$(I-G_1) = \begin{array}{c} \\ \end{array} \begin{array}{ccc} & I & - \\ & & G_1 \end{array} \left| \begin{array}{cccccc} 1 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{array} \right| - \left| \begin{array}{cccccc} 0.00 & 0.00 & 0.13 & 0.50 & 0.62 & 0.93 \\ 0.03 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 \\ 0.13 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.80 \\ 0.43 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 \\ 0.36 & 1.00 & 0.00 & 0.00 & 0.00 & 0.07 \\ 0.00 & 0.00 & 0.03 & 0.00 & 0.38 & 0.00 \end{array} \right|$$

$$(I-G_1) = \left| \begin{array}{cccccc} 2.87 & 3.02 & 0.45 & 1.43 & 3.02 & 3.24 \\ 0.10 & 1.10 & 0.02 & 0.05 & 0.10 & 0.11 \\ 0.75 & 1.11 & 1.14 & 0.38 & 1.11 & 1.69 \\ 1.23 & 1.30 & 0.20 & 1.62 & 1.30 & 1.39 \\ 1.16 & 2.25 & 0.19 & 0.58 & 2.25 & 1.38 \\ 0.46 & 0.89 & 0.10 & 0.23 & 0.89 & 1.57 \end{array} \right|$$

⁸ Los cálculos se han hecho en Excel, con la función resta de matrices y con la función matriz inversa (minversa).

Luego se calcula la matriz $(I - G)^{-1}$, así:

$$(I - G1)^{-1} = \frac{1}{|(I-G1)|} adj(I - G1)^T = N_1 \quad (A10.2)$$

De esta manera se ha obtenido la matriz N_1 de la tabla 7.

Si aplicamos la ecuación (30) en la celda N_{31} tenemos:

$$n_{31} = g_{31} + g_{31}^{(2)} + g_{31}^{(3)} + g_{31}^{(4)} + \dots + g_{31}^{(m)}$$

donde el elemento $g_{31}^{(m)}$ representa la eficiencia por la cual el flujo hídrico pasa del compartimento 1 al 3 por todos los caminos de longitud m , $0 \leq m \leq \infty$ (Patten, Higashi y Burns 1990). Esto nos muestra cómo se debe interpretar el valor $n_{31} = 0,75$ matriz N_1 tabla A10.8. La eficiencia de transferencia integral (flujos directos + flujos indirectos) de agua del compartimento 1 al 3 es del 0,75 de todos los flujos integrales que llegan al nodo 1.

En la Matriz N_1 de la tabla A10.7 todos los nodos se auto amplifican. Mientras que la amplificación se da en las celdas que presentan valores mayores a uno fuera de la diagonal principal. Por ejemplo, $N_{15} = 3,018$ (matriz N_1 de la tabla A10.7, sentido columna fila), el agua que fluye del sector doméstico se amplifica hacia el medio ambiente ecológico. Este fenómeno se genera de manera recurrente en el caso de Beijing, porque el agua tiene una capacidad de disipación muy por debajo de la disipación de la energía, esto es, se conserva gran parte del flujo hídrico que se transfiere de nodo a nodo dentro del sistema.

Tabla A10.7. Matrices de flujo integral (N) para Beijing

	1	2	3	4	5	6	
$N_1=$	1	2,866	3,018	0,454	1,433	3,018	3,241
	2	0,099	1,104	0,016	0,05	0,104	0,112
	3	0,75	1,11	1,142	0,375	1,11	1,69
	4	1,232	1,298	0,195	1,616	1,298	1,393
	5	1,161	2,249	0,186	0,58	2,249	1,381
	6	0,462	0,885	0,102	0,231	0,885	1,571

	1	2	3	4	5	6	
$N_2=$	1	2,889	1,83	0,501	1,445	1,83	3,098
	2	0,135	1,086	0,023	0,068	0,086	0,145
	3	0,937	0,822	1,191	0,469	0,822	1,576
	4	1,651	1,046	0,286	1,826	1,046	1,771
	5	1,563	2,015	0,274	0,782	2,015	1,738
	6	0,673	0,848	0,169	0,336	0,848	1,775

	1	2	3	4	5	6	
$N_3=$	1	5,81	6,939	1,125	2,905	6,941	6,46
	2	0,312	1,373	0,06	0,156	0,373	0,347
	3	1,412	1,972	1,301	0,706	1,973	2,164
	4	2,745	3,279	0,532	2,373	3,28	3,053
	5	2,778	4,317	0,538	1,389	4,32	3,09
	6	1,404	2,171	0,32	0,702	2,173	2,589

	1	2	3	4	5	6	
$N_4=$	1	6,395	8,359	1,077	3,197	8,671	6,867
	2	0,482	1,63	0,081	0,241	0,654	0,518
	3	1,303	1,943	1,246	0,651	2,045	1,849
	4	2,685	3,51	0,452	2,343	3,641	2,884
	5	2,879	4,626	0,485	1,439	4,903	3,091
	6	1,857	2,975	0,374	0,929	3,153	3,021

	1	2	3	4	5	6	
$N_5=$	1	11,49	13,7	1,895	5,746	15,21	12,28
	2	1,489	2,775	0,246	0,744	1,971	1,591
	3	2,276	2,859	1,414	1,138	3,26	2,862

4	4,925	5,87	0,812	3,462	6,519	5,261
5	5,499	7,147	0,907	2,749	8,278	5,874
6	3,36	4,358	0,647	1,68	5,043	4,628

Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010).

Para el caso de Beijing la ecuación (33) quedaría expresada así:

$$diag(T) = \begin{bmatrix} T_1^{in} = Z_1 + \sum_{j=1}^6 f_{1j} & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ \vdots & T_2^{in} = Z_2 + \sum_{j=1}^6 f_{2j} & \dots & \dots & \dots & \dots & \vdots \\ \vdots & \dots & T_3^{in} = Z_3 + \sum_{j=1}^6 f_{3j} & \dots & \dots & \dots & \vdots \\ \vdots & \dots & \dots & T_4^{in} = Z_4 + \sum_{j=1}^6 f_{4j} & \dots & \dots & \vdots \\ \vdots & \dots & \dots & \dots & T_5^{in} = Z_5 + \sum_{j=1}^6 f_{5j} & \dots & \vdots \\ 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & T_6^{in} = Z_6 + \sum_{j=1}^6 f_{6j} \end{bmatrix}$$

Para los años de 2003 a 2007 las matrices diagonales T₁ a T₅ se muestran en la tabla A10.8.

Tabla A10.8. Matrices diagonales para los cinco periodos de análisis, 2003-2007

Fuente: Zhang, (2010a).

Una vez matrices diag. multiplicar por la tabla A10.6 de obtenemos la los cinco años de

El vector matriz Y, $y_j = y_{5j}$), se puede ecuación:

($\forall h =$

2003, 2004, ..., 2007)

	1	2	3	4	5	6
1	32.10	0	0	0	0	0
2	0	1.109	0	0	0	0
3	0	0	8.4	0	0	0
4	0	0	0	13.8	0	0
5	0	0	0	0	13	0
6	0	0	0	0	0	5.172

	1	2	3	4	5	6
1	27.97	0	0	0	0	0
2	0	1.502	0	0	0	0
3	0	0	6.8	0	0	0
4	0	0	0	13.22	0	0
5	0	0	0	0	13.38	0
6	0	0	0	0	0	6.762

	1	2	3	4	5	6
1	29.03	0	0	0	0	0
2	0	3.761	0	0	0	0
3	0	0	5.75	0	0	0
4	0	0	0	12.44	0	0
5	0	0	0	0	13.89	0
6	0	0	0	0	0	8.487

(A10.3)

	1	2	3	4	5	6
1	23.62	0	0	0	0	0
2	0	1.105	0	0	0	0
3	0	0	7.661	0	0	0
4	0	0	0	13.5	0	0
5	0	0	0	0	12.78	0
6	0	0	0	0	0	5.502

	1	2	3	4	5	6
1	30.43	0	0	0	0	0
2	0	2.295	0	0	0	0
3	0	0	6.2	0	0	0
4	0	0	0	12.78	0	0
5	0	0	0	0	13.7	0
6	0	0	0	0	0	8.839

Yang y Fath

calculadas las (T) se procede a las matrices N de esta manera tabla A10.8 para análisis.

columna de la ($y_{1j}, y_{2j}, y_{3j}, y_{4j}$, obtener, con la

$$y_{jh} = \sum_{i=1}^n y_{ij}$$

Dicho vector refleja la contribución del nodo j a los otros nodos. Un ejemplo de cálculo para la matriz Y_1 de la tabla 10, para el primer término del vector columna Y_{j2003} ($\forall j = 1, 2, \dots, 6$) se obtiene de la siguiente manera:

$$Y_{12003} = \sum_{i=1}^6 y_{i1}$$

$$Y_{12003} = f_{11} + f_{21} + f_{31} + f_{41} + f_{51} + f_{61}$$

$$Y_{1,2003} = 92 + 3,18 + 24,1 + 39,6 + 37,3 + 14,8 = 210,9$$

Para el vector W_1 de la matriz Y_1 que se encuentran en la tabla A10.9 se calculó de la siguiente manera:

$$W_{11} = \frac{\sum_{i=1}^6 y_{i1}}{\sum_{i=1}^6 \sum_{j=1}^6 y_{ij}}$$

$$W_{11} = \frac{210,9}{210,9 + 10,72 + 17,58 + 59,13 + 112,6 + 48,56}$$

$$W_{11} = \frac{210,9}{459,5} = 0,459$$

El elemento $W_{11} = 0,459$ nos dice que el medio ambiente ecológico influye sobre la red global en un 45,9%, en otras palabras, este compartimento es el más importante de la red metabólica de Beijín.

Tabla A10.9. Matrices de flujo integral dimensional de Beijín (Y_1 a Y_5) para el sistema metabólico del agua de la ciudad, y las matrices de flujo de salida integral (y_{1j} a y_{5j}) y sus correspondientes pesos (W_1 a W_5)

	1	2	3	4	5	6	Y_{j2003}	W_1		1	2	3	4	5	6	Y_{j2004}	W_2
1	92	3,347	3,812	19,78	39,24	16,76	210,9	0,459	1	68,26	2,022	3,835	19,5	23,39	17,05	185,4	0,442
2	3,18	1,225	0,132	0,683	1,356	0,579	10,72	0,023	2	3,193	1,2	0,179	0,912	1,094	0,797	8,45	0,02

Y ₁ =	3	24,1	1,231	9,589	5,175	14,43	8,743	17,58	0,038
	4	39,6	1,439	1,638	22,3	16,87	7,205	59,13	0,129
	5	37,3	2,494	1,559	8,009	29,23	7,145	112,6	0,245
	6	14,8	0,982	0,853	3,186	11,51	8,127	48,56	0,106
459,5									

Y ₂ =	3	22,14	0,909	9,121	6,325	10,51	8,671	18,72	0,045
	4	39,01	1,155	2,192	24,65	13,36	9,742	66,48	0,158
	5	36,93	2,226	2,098	10,55	25,75	9,564	84,94	0,202
	6	15,9	0,937	1,292	4,542	10,84	9,765	55,59	0,132
419,6									

	1	2	3	4	5	6	Y _j 2005	W ₃	
Y ₃ =	1	163	10,42	7,648	38,4	92,87	43,68	404,6	0,428
	2	8,73	2,062	0,411	2,062	4,987	2,345	30,12	0,032
	3	39,5	2,962	8,847	9,334	26,4	14,63	26,35	0,028
	4	76,8	4,925	3,614	31,37	43,89	20,64	108,8	0,115
	5	77,7	6,484	3,658	18,37	57,8	20,89	255	0,27
	6	39,3	3,261	2,174	9,282	29,07	17,51	119,7	0,127
944,6									

	1	2	3	4	5	6	Y _j 2006	W ₄	
Y ₄ =	1	194,6	19,18	6,678	40,86	118,8	60,7	474,8	0,416
	2	14,68	3,742	0,504	3,082	8,959	4,577	52,88	0,046
	3	39,65	4,459	7,727	8,325	28,01	16,34	23,04	0,02
	4	81,73	8,056	2,804	29,94	49,89	25,49	112,5	0,099
	5	87,61	10,62	3,006	18,4	67,18	27,33	316	0,277
	6	56,52	6,828	2,32	11,87	43,2	26,71	161,1	0,141
1140									

	1	2	3	4	5	6	Y _j 2007	W ₅	
Y ₅ =	1	334	51,52	10,9	71,49	211,3	104,2	843,1	0,413
	2	43,2	10,44	1,412	9,261	27,37	13,5	138,1	0,068
	3	66,1	10,75	8,129	14,16	45,28	24,29	34,04	0,017
	4	143	22,08	4,669	43,07	90,54	44,65	193,1	0,094
	5	160	26,88	5,213	34,2	115	49,85	559,5	0,274
	6	97,5	16,39	3,719	20,9	70,05	39,28	275,8	0,135
2044									

Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010a).

De estas matrices se suele tener interpretaciones fuertes y largas por la importancia que tienen en el estudio. La discusión se puede ver en Zhang et al. (2010, 4707 – 4708).

Para el ejemplo de Beijing, la medida de centralidad ambiental del nodo 1, sería el siguiente:

Usando la ecuación (36) tenemos:

$$EC_1^{in} = \frac{\sum_{j=1}^6 n_{ij}}{\sum_{i=1}^6 \sum_{j=1}^6 n_{ij}}$$

$$EC_1^{in} = \frac{2,87 + 0,10 + 0,75 + 1,23 + 1,16 + 0,46}{40,67}$$

$$EC_1^{in} = 6,57$$

Aplicando la ecuación (37) tenemos:

$$EC_1^{out} = \frac{\sum_{i=1}^6 n_{ij}}{\sum_{i=1}^6 \sum_{j=1}^6 n_{ij}}$$

$$EC_1^{in} = \frac{2,87 + 3,02 + 0,45 + 1,43 + 3,02 + 3,24}{40,67}$$

$$EC_1^{in} = 14,03$$

Finalmente, con la ecuación (38) tenemos la medida de centralidad ambiental del nodo 1

$$AEC = \frac{EC_1^{out} + EC_1^{in}}{2}$$

$$AEC = \frac{6,57 + 14,03}{2}$$

$$AEC = 0,2533$$

Tabla A10.10. Medida de centralidad (AEC) ambiental de todos los nodos del sistema metabólico de Beijing

Años	1	2	3	4	5	6
2003	0,253294	0,13708	0,10169	0,13914	0,2025	0,1663
2004	0,245395	0,11598	0,10426	0,1584	0,18975	0,18621
2005	0,358785	0,26224	0,10478	0,19272	0,33288	0,27377
2006	0,378753	0,30282	0,09456	0,19211	0,37785	0,29072
2007	0,545624	0,47888	0,11595	0,27475	0,59049	0,46113

Fuente: Tabla 8.

La AEC se corresponde con los indicadores grado de entrada y grado de salida del AES, en el sentido de que las tres medidas colocan como el compartimento más central de la red metabólica al medio ambiente ecológico. La aplicación de una medida correctiva ambiental sobre este nodo tendría un efecto dinamizador a nivel de red metabólica, por su posición central en el sistema.

Para el caso de Beijing mostramos el cálculo de dos celdas de la matriz D_1 que representa la matriz de utilidad directa para el año 2003, se calculó con la ecuación (42), para cada valor ij , si $i = 1$ y $j = 2$, tenemos:

$$d_{12} = \frac{(f_{12} - f_{21})}{T_1} = (0 - 1,109)/32,10$$

$$d_{12} = -0,035$$

Los valores de los elementos f_{12} , f_{21} y T_1 se obtuvieron de la matriz F_1 de la tabla A10.5.

Otro ejemplo para d_{11} sería:

$$d_{11} = \frac{(f_{11} - f_{11})}{T_1} = (0 - 0)/32,10$$

$$d_{11} = 0$$

De la misma manera se computaron todas las celdas de d_{ij} las matrices D_1 a D_5 (2003-2007). Todos los valores se muestran en la tabla A10.11.

Tabla A10.11. Matriz de utilidad directa D para Beijing, 2003-2007

	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
D ₁ =	1	0	-0,03	-0,1	-0,21	-0,11	0,15	1	0	-0,05	-0,16	-0,29	-0,37	0,219
	2	1	0	0	0	-1	0	2	1	0	0	0	-1	0
	3	0,378	0	0	0	0	0,467	3	0,49	0	0	0	0	0,34
	4	0,5	0	0	0	0	0	4	0,5	0	0	0	0	0
	5	0,265	0,085	0	0	0	-0,35	5	0,685	0,086	0	0	0	-0,38
	6	-0,93	0	-0,76	0	0,89	0	6	-0,94	0	-0,47	0	0,872	0
D ₃ =	1	0	-0,05	-0,07	-0,23	-0,11	0,242	1	0	-0,07	-0,06	-0,21	-0,07	0,29
	2	1	0	0	0	-1	0	2	0,863	0	0	0	-0,86	0
	3	0,284	0	0	0	0	0,528	3	0,271	0	0	0	0	0,565
	4	0,489	0	0	0	0	0	4	0,5	0	0	0	0	0
	5	0,229	0,112	0	0	0	-0,48	5	0,163	0,145	0	0	0	-0,62

$$\begin{array}{c}
 \mathbf{6} \left| \begin{array}{cccccc} -1 & 0 & -0,53 & 0 & 0,953 & 0 \end{array} \right| \quad \mathbf{6} \left| \begin{array}{cccccc} -1 & 0 & -0,4 & 0 & 0,958 & 0 \end{array} \right| \\
 \\
 \begin{array}{c}
 \mathbf{1} \quad \mathbf{2} \quad \mathbf{3} \quad \mathbf{4} \quad \mathbf{5} \quad \mathbf{6} \\
 \mathbf{1} \left| \begin{array}{cccccc} 0 & -0,08 & -0,06 & -0,21 & -0,06 & 0,292 \end{array} \right| \\
 \mathbf{2} \left| \begin{array}{cccccc} 0,593 & 0 & 0 & 0 & -0,59 & 0 \end{array} \right| \\
 \mathbf{3} \left| \begin{array}{cccccc} 0,319 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0,522 \end{array} \right| \\
 \mathbf{4} \left| \begin{array}{cccccc} 0,5 & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{array} \right| \\
 \mathbf{5} \left| \begin{array}{cccccc} 0,129 & 0,161 & 0 & 0 & 0 & -0,57 \end{array} \right| \\
 \mathbf{6} \left| \begin{array}{cccccc} -1 & 0 & -0,35 & 0 & 0,939 & 0 \end{array} \right|
 \end{array}
 \end{array}$$

Fuente: Zhang, Yang y Fath (2010a).

Tomando como ejemplo D_5 , matriz de utilidad directa del año 2007. El control ascendente viene dado de la siguiente manera: del total de flujo enviado por el medio ambiente ecológico (nodo 1), el 59,3% es capturado mediante el sistema de recolección de aguas lluvias (nodo 2), el nodo 2 a su vez entrega un 16,1% del total de flujo de agua obtenido del nodo 1 al sector doméstico (nodo 5), generando una dependencia parcial de arriba hacia abajo del nodo 5 sobre el nodo 2. El sector doméstico también depende en un 12,9% del flujo hídrico proveniente del medio ambiente ecológico. Y el sistema de regeneración de aguas residuales depende en un 93,9% del flujo hídrico proveniente del compartimento 5; esta última relación de dependencia ascendente en la red de Beijing muestra que las aguas servidas que se reciclan provienen del sector doméstico, los otros sectores disipan el recurso o devuelven directamente al medio ambiente, generando así un problema de contaminación por aguas residuales.

El sector industrial (nodo 3) depende en una porción de 0.319 del medio ambiente ecológico. Mientras que, a su vez, el sistema de regeneración de aguas de aguas residuales depende negativamente del sector industrial, ya que parte del flujo hídrico que termina en el compartimento 3 viene del compartimento 6.

Respecto al sector agrícola es controlado en un 50% por el flujo proveniente del medio ambiente, mientras que este no tiene ningún control sobre un nodo superior.

En síntesis, podemos decir que existe dependencia del todo el sistema de los flujos de agua que irriga el nodo 1. Mientras que el control descendente es negativo o nulo, en la mayor parte de las relaciones binarias, excepto en la dependencia descendente que tienen el medio ambiente ecológico y el sector industrial del compartimento reciclador.

Para obtener las matrices de signos *sgn. (D)* de tabla A10.12 hemos conservado solo los signos y los ceros que se encuentran en *D* de la tabla A10.11.

Tabla A10.12. Signos de la matriz de utilidad directa *D* para Beijín, 2003-2007

		1	2	3	4	5	6
Sng(D ₁)=	1	0	-	-	-	-	+
	2	+	0	0	0	-	0
	3	+	0	0	0	0	+
	4	+	0	0	0	0	0
	5	+	+	0	0	0	-

		1	2	3	4	5	6
Sng(D ₂)=	1	0	-	-	-	-	+
	2	+	0	0	0	-	0
	3	+	0	0	0	0	+
	4	+	0	0	0	0	0
	5	+	+	0	0	0	-

$$\text{Sng}(D_3) = \begin{array}{c|cccccc} & \mathbf{1} & \mathbf{2} & \mathbf{3} & \mathbf{4} & \mathbf{5} & \mathbf{6} \\ \hline \mathbf{1} & 0 & - & - & - & - & + \\ \mathbf{2} & + & 0 & 0 & 0 & - & 0 \\ \mathbf{3} & + & 0 & 0 & 0 & 0 & + \\ \mathbf{4} & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ \mathbf{5} & + & + & 0 & 0 & 0 & - \\ \mathbf{6} & - & 0 & - & 0 & + & 0 \end{array}$$

$$\text{Sng}(D_4) = \begin{array}{c|cccccc} & \mathbf{1} & \mathbf{2} & \mathbf{3} & \mathbf{4} & \mathbf{5} & \mathbf{6} \\ \hline \mathbf{1} & 0 & - & - & - & - & + \\ \mathbf{2} & + & 0 & 0 & 0 & - & 0 \\ \mathbf{3} & + & 0 & 0 & 0 & 0 & + \\ \mathbf{4} & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ \mathbf{5} & + & + & 0 & 0 & 0 & - \\ \mathbf{6} & - & 0 & - & 0 & + & 0 \end{array}$$

$$\text{Sng}(D_5) = \begin{array}{c|cccccc} & \mathbf{1} & \mathbf{2} & \mathbf{3} & \mathbf{4} & \mathbf{5} & \mathbf{6} \\ \hline \mathbf{1} & 0 & - & - & - & - & + \\ \mathbf{2} & + & 0 & 0 & 0 & - & 0 \\ \mathbf{3} & + & 0 & 0 & 0 & 0 & + \\ \mathbf{4} & + & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ \mathbf{5} & + & + & 0 & 0 & 0 & - \\ \mathbf{6} & - & 0 & - & 0 & + & 0 \end{array}$$

Fuente: Tabla A10.11.

La vinculación entre el sistema de captación de aguas lluvias y el medio ambiente ecológico viene dado por el emparejamiento de los signos $(d_{21}, d_{12}) = (sd_{21}, sd_{12}) = (+, -)$, es una interacción de explotación. El sistema de captación de aguas lluvias se beneficia de la transferencia de agua que viene del medio ambiente ecológico y este último se perjudica de esta relación; sin embargo, la explotación en ecosistemas naturales mantiene el equilibrio ecosistémico en la mayor parte de casos, bajo algunos parámetros; de la misma manera los compartimentos 3, 4 y 5 se favorecen de la relación con el compartimento 1 $(sd_{31}, sd_{13}; sd_{41}, sd_{14}; sd_{51}, sd_{15})$, este a su vez resulta perjudicado de dicha interacción. Esta relación cualitativa directa es lógica ya que el nodo 1 pone a disposición de todo el sistema el recurso hídrico. Si la explotación de los nodos 2, 3,

4 y 5 se da por debajo de la tasa de regeneración del recurso hídrico el sistema se mantiene en equilibrio. No obstante, las ciudades, en la mayoría de los casos, explotan los recursos por encima de su tasa de regeneración, situación que ubica a las urbes lejos de la sostenibilidad porque en poco tiempo agotan las cuencas hídricas.

Mientras que de la interacción entre el sistema de regeneración de aguas residuales y el medio ambiente ecológico, el segundo resulta beneficiado, ya que una parte del agua regenerada en el nodo 6 se devuelve al nodo 1 –medio ambiente ecológico–. De esto se desprende que es fundamental para alcanzar la sostenibilidad urbana un sistema eficiente y adecuado de reciclaje de aguas residuales.

Tabla A10.13 Relaciones cualitativas directas resultantes del emparejamiento (sd_{ji}, sd_{ij})

Emparejamiento		Relación
(sd_{ji}, sd_{ij})	Signos	
(sd_{21}, sd_{12})	(+, -)	Explotación
(sd_{31}, sd_{13})	(+, -)	Explotación
(sd_{41}, sd_{14})	(+, -)	Explotación
(sd_{51}, sd_{15})	(+, -)	Explotación
(sd_{61}, sd_{16})	(-, +)	Explotación
(sd_{32}, sd_{23})	(0, 0)	Neutralismo
(sd_{42}, sd_{24})	(0, 0)	Neutralismo
(sd_{52}, sd_{25})	(+, -)	Explotación
(sd_{62}, sd_{26})	(0, 0)	Neutralismo
(sd_{43}, sd_{34})	(0, 0)	Neutralismo

(sd_{53}, sd_{35})	(0, 0)	Neutralismo
(sd_{63}, sd_{36})	(-, +)	Explotación
(sd_{54}, sd_{45})	(0, 0)	Neutralismo
(sd_{64}, sd_{46})	(0, 0)	Neutralismo
(sd_{65}, sd_{56})	(+, -)	Explotación

Fuente: tabla A10.12.

De las siguientes 15 relaciones cualitativas directas que se muestra en la tabla A10.13, siete pares de relaciones son neutrales y, las ocho restantes son de explotación. La primera muestra que sector doméstico se beneficia de la interacción con el sistema de recolección de aguas lluvia. La segunda relación muestra que el sistema de regeneración de aguas residuales se favorece del enlace con sector industrial. Y en la tercera conexión, el sector doméstico es explotado por el sistema de regeneración de aguas lluvia. Estas dos últimas interacciones son positivas para la red global, ya que las aguas residuales del nodo 3 y 5 son tratadas en el nodo 6 y devueltas a estos compartimentos y al medio ambiente ecológico.

La tabla A10.14 muestra los valores propios asociados a las matrices **D** de la ciudad de Beijín necesario para saber si es posible obtener **U**.

Tabla 10.14. Valores propios asociados a la matriz de utilidad directa D, 2003-2007

Matrices de utilidad directa	λ_1	λ_2	λ_3	λ_4	λ_5	λ_6
D ₁	0,000278 + 0,956i	0,000278 - 0,956i	0,00367 + 0,397i	0,00367 - 0,397i	-0,00395 + 0,1484i	-0,00395 - 0,1484i
D ₂	-0,0045 + 1,043i*	-0,0045 + 1,043i*	-0,00122 + 0,462i	-0,00122 - 0,462i	0,00167 + 0,093i	0,00167 - 0,093i
D ₃	-0,00006 + 1,07i*	-0,00006 - 1,07i*	0,0023 + 0,354i	0,0023 - 0,354i	-0,0022 + 0,156i	-0,0022 - 0,156i

D ₄	-0,0021 + 1,14i *	-0,0021 - 1,14i*	0,00015 + 0,32i	0,00015 - 0,32i	0,00197 + 0.15i	0,00197 - 0.15i
D ₅	-0,0023 + 1,05i*	-0,0023 - 1,05i*	0,0042 + 0,31i	0,0042 - 0,31i	-0,00188 + 0,133i	-0,00188 - 0,133i

Fuente: Tabla A10.11.

*Algunos valores propios que no respetan el criterio de convergencia ($|\lambda_m| < 1$), se explican por el uso de pocos decimales en su cálculo

La tabla A10.14 muestra que los autovalores de las matrices D₁ a D₅ son menores a uno en magnitud ($|\lambda_m| < 1$), por lo tanto, la serie converge y se calculan las siguientes matrices de utilidad integral U sobre la base de los flujos metabólicos entre compartimentos:

Tabla A10.15 Matrices de utilidad integral de Beijing (U₁ a U₅) para el sistema metabólico del agua de la ciudad

	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
U ₁ =	1	0.78	-0.03	-0.12	-0.17	-0	0.061	1	0.62	-0.04	-0.16	-0.18	-0.09	0.118
	2	0.39	0.922	-0.21	-0.08	-0.76	0.228	2	0.10	0.931	-0.14	-0.03	-0.75	0.255
	3	0.09	0.017	0.77	-0.02	0.233	0.291	3	0.23	0.003	0.834	-0.06	0.154	0.275
	4	0.39	-0.01	-0.06	0.916	-0	0.031	4	0.31	-0.02	-0.08	0.911	-0.05	0.059
	5	0.40	0.051	0.088	-0.09	0.757	-0.17	5	0.52	0.032	-0.02	-0.15	0.654	-0.14
	6	-0.44	0.058	-0.39	0.096	0.5	0.573	6	-0.24	0.062	-0.26	0.068	0.583	0.639
U ₃ =	1	2	3	4	5	6		1	2	3	4	5	6	
	1	0.76	-0.04	-0.11	-0.18	0.05	0.103	1	0.76	-0.04	-0.09	-0.16	0.088	0.117
	2	0.36	0.907	-0.19	-0.08	-0.66	0.304	2	0.31	0.907	-0.14	-0.07	-0.5	0.319
	3	0.01	0.029	0.833	-0	0.268	0.313	3	-0.01	0.04	0.873	0.001	0.274	0.322
	4	0.37	-0.02	-0.05	0.914	0.024	0.05	4	0.38	-0.02	-0.04	0.92	0.044	0.058
	5	0.40	0.058	0.08	-0.09	0.706	-0.2	5	0.40	0.07	0.078	-0.08	0.668	-0.25

$$6 \begin{vmatrix} -0.38 & 0.075 & -0.26 & 0.089 & 0.481 & 0.539 \end{vmatrix} \quad 6 \begin{vmatrix} -0.38 & 0.088 & -0.18 & 0.079 & 0.443 & 0.514 \end{vmatrix}$$

	1	2	3	4	5	6
1	0.76	-0.04	-0.09	-0.16	0.092	0.121
2	0.23	0.926	-0.09	-0.05	-0.35	0.222
U5= 3	0.02	0.041	0.887	-0.01	0.27	0.315
4	0.38	-0.02	-0.05	0.919	0.046	0.06
5	0.37	0.082	0.066	-0.08	0.69	-0.25
6	-0.41	0.106	-0.16	0.089	0.461	0.53

Fuente: Tabla A10.12.

U permite establecer las relaciones de control descendente y ascendente integrales; por ejemplo, el sistema de reciclaje de aguas residuales no solo depende del nodo 3 y 5 sino también depende del sistema de captación de agua lluvia, pese a que no existe un enlace directo entre ese par de nodos; de la misma manera el nodo 6 también depende del sector agrícola, nuevamente no hay arco directo entre estos dos nodos. De esta manera se demuestra que todos los nodos están vinculados por la organización de la red y los caminos indirectos son importantes para demostrar el carácter sistémico de los ecosistemas.

Para obtener los signos que pertenecen a cada elemento u_{ij} se conservan los signos y de las 36 celdas que se encuentran en las matrices U_1 a U_5 de la tabla A10.15, así se construye la tabla A10.16 que se muestra a continuación:

Tabla A10.16. Signos de las matrices de utilidad integral de Beijing (U_1 a U_5) para el sistema metabólico del agua de la ciudad

	1	2	3	4	5	6
1	+	-	-	-	-	+

	1	2	3	4	5	6
1	+	-	-	-	-	+

$$\text{Sng}(U1)= \begin{vmatrix} 2 & + & + & - & - & - & + \\ 3 & + & + & + & - & + & + \\ 4 & + & - & - & + & - & + \\ 5 & + & + & + & - & + & - \\ 6 & - & + & - & + & + & + \end{vmatrix}$$

$$\text{Sng}(U2)= \begin{vmatrix} 2 & + & + & - & - & - & + \\ 3 & + & + & + & - & + & + \\ 4 & + & - & - & + & - & + \\ 5 & + & + & - & - & + & - \\ 6 & - & + & - & + & + & + \end{vmatrix}$$

$$\text{Sng}(U3)= \begin{matrix} & \mathbf{1} & \mathbf{2} & \mathbf{3} & \mathbf{4} & \mathbf{5} & \mathbf{6} \\ \mathbf{1} & + & - & - & - & + & + \\ \mathbf{2} & + & + & - & - & - & + \\ \mathbf{3} & + & + & + & - & + & + \\ \mathbf{4} & + & - & - & + & + & + \\ \mathbf{5} & + & + & + & - & + & - \\ \mathbf{6} & - & + & - & + & + & + \end{matrix}$$

$$\text{Sng}(U4)= \begin{matrix} & \mathbf{1} & \mathbf{2} & \mathbf{3} & \mathbf{4} & \mathbf{5} & \mathbf{6} \\ \mathbf{1} & + & - & - & - & + & + \\ \mathbf{2} & + & + & - & - & - & + \\ \mathbf{3} & - & + & + & + & + & + \\ \mathbf{4} & + & - & - & + & + & + \\ \mathbf{5} & + & + & + & - & + & - \\ \mathbf{6} & - & + & - & + & + & + \end{matrix}$$

$$\text{Sng}(U5)= \begin{matrix} & \mathbf{1} & \mathbf{2} & \mathbf{3} & \mathbf{4} & \mathbf{5} & \mathbf{6} \\ \mathbf{1} & + & - & - & - & + & + \\ \mathbf{2} & + & + & - & - & - & + \\ \mathbf{3} & + & + & + & - & + & + \\ \mathbf{4} & + & - & - & + & + & + \\ \mathbf{5} & + & + & + & - & + & - \\ \mathbf{6} & - & + & - & + & + & + \end{matrix}$$

Fuente: tabla A10.15

A diferencia de las relaciones directas, U no es suma cero, por lo que hay 23 signos positivos y 13 signos negativos. Esto tiene implicaciones sobre las relaciones mutualista existentes, de hecho, con la desigualdad de la cantidad de (+) respecto a (-) se esperaría que no existan relaciones mutualistas. No obstante, esto no sucede porque la ciudad es una mezcla entre ecosistema natural y artificial.

La tabla A10.16 presenta matrices signos (U) para la ciudad, las matrices permiten un análisis de las relaciones metabólicas entre los componentes de Beijín. A partir de las matrices sgn. (U₁) a sgn. (U₅) de dicha Tabla se puede observar que el signo de cada elemento dentro de cada una de las matrices no cambia cuando varían las cantidades de flujos de cada una de las matrices en los distintos años de análisis (2003-2004). La estructura de red tendría que cambiar para que los signos varíen; es decir, los signos que determinan las relaciones son invariantes a los cambios en las cantidades de flujos (Fath y Patten 1998).

En las matrices sgn (U), hay 15 pares de relaciones ecológicas después de excluir los valores mutuos (para los cuales i = j): (su₂₁, su₁₂), (su₃₁, su₁₃), (su₄₁, su₁₄), (su₅₁, su₁₅), (su₆₁, su₁₆), (su₃₂, su₂₃), (su₄₂, su₂₄), (su₅₂, su₂₅), (su₆₂, su₂₆), (su₄₃, su₃₄), (su₅₃, su₃₅), (su₆₃, su₃₆), (su₅₄, su₄₅), (su₆₄, su₄₆), y (su₆₅, su₅₆). Semejante al caso de la interpretación de las matrices de fuerza del peso de tracción W_i y fuerza de motriz W_j , se puede extender el análisis respecto a las relaciones integrales, para revisar esta interpretación ver el *paper* de Zhang et al. (2010, 4708 - 4710).

CI para Beijing se calcula de la siguiente manera:

Usamos la diagonal principal de N₁ de la tabla A10.7, y procedemos a usar la ecua. (47):

$$RE = \begin{bmatrix} (2,87 - 1)/2,87 \\ (1,10 - 1)/1,10 \\ (1,14 - 1)/1,14 \\ (1,62 - 1)/1,62 \\ (2,25 - 1)/2,25 \\ (1,57 - 1)/1,57 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,65 \\ 0,09 \\ 0,12 \\ 0,38 \\ 0,56 \\ 0,36 \end{bmatrix}$$

Usando la ecua. (48) y tomando el vector columna de los valores totales de la matriz F₁ de la tabla A10.5, es decir el vector T₁, tenemos:

$$\begin{bmatrix} 0,65 \\ 0,09 \\ 0,12 \\ 0,38 \\ 0,56 \\ 0,36 \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} 32,10 \\ 1,109 \\ 8,40 \\ 13,80 \\ 13,00 \\ 5,172 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 20,093 \\ 0,1047 \\ 1,0418 \\ 5,2607 \\ 7,2186 \\ 1,8804 \end{bmatrix}$$

Sumando los valores del último vector obtenemos:

$$TST_c = 36,40994$$

Ahora calculamos TST, con la ecuación 45, usando los valores del vector T_1 de la matriz F_1 que se encuentra en la Tabla 6:

$$TST = (32,10 + 1,109 + 8,4 + 13,8 + 13 + 5,1720) = 73,5840$$

Por último, el CI con la ecuación 44.

$$CI_{2003} = \frac{36,40994}{73,5840} = 0,4948$$

La tabla A10.17 muestra el índice de ciclismo para Beijing de los cinco años de estudio.

Tabla A10.17. Índice de ciclismo para la red metabólica de Beijing

Año	CI
2003	0,4948
2004	0,4909
2005	0,6847

2006	0,6993
2007	0,7949

Fuente: Tablas A10.7 y A10.7.

Tabla A10.17 pone de manifiesto que los flujos de agua tienen una capacidad disipadora mucho menor que el flujo energético, por esta razón su *CI* fluctúa entre 49,49 % y 79,49 %, el cual es alto respecto al *CI* de flujo energético que generalmente está alrededor del 5 % al 15 % (Fath y Patten 1999). Las propiedades que se prueban a continuación están directamente relacionadas con el nivel de ciclo.

Otra de las propiedades de la red es la no localidad, para obtener este resultado partimos del valor i_{11} de la matriz Ind_1 de la tabla A10.18 se calculó usando parte del numerador de la ecuación 48, los valores n_{11} , g_{11} , δ_{11} se obtienen de las matrices G_1 (tabla A10.6), N_1 (tabla A10.7) y δ_{11} el primer término de la matriz Δ (ecuación 49), de la siguiente manera:

$$ind_{11} = n_{11} - g_{11} - \delta_{11}$$

$$ind_{11} = 2,866 - 0 - 1 = 1,866$$

De la misma manera se generan las celdas $i_{12} = 3,018$, $i_{13} = 0,326$, $i_{14} = 0,933$, $i_{15} = 2,395$, $i_{16} = 2,307$. De esta forma podemos obtener todas las celdas de las matrices I_1 a I_5 (tabla A10.18).

Para calcular la intensidad indirecta del año 2003 (I_{2003}). Se usa el numerador de la ecuación (48), de la siguiente forma:

$$Ind_{2003} = \sum_{i,j=1}^6 (n_{ij} - g_{ij} - \delta_{ij})$$

$$Ind_{2003} = (1,866 + \dots + 2,307) + (0,064 + \dots + 0,112) + (0,618 + \dots + 0,877) + (0,802 + \dots + 1,393) + (0,801 + \dots + 1,316) + (0,462 + \dots + 0,571)$$

$$Ind_{2003} = 29,25$$

A través de este procedimiento se obtiene en la tabla A10.18 el vector de intensidades de flujos indirectos del 2003 al 2007, para simplificar los hemos llamado I.

Tabla A10.18. Matrices de flujos indirectos (I₁ a I₅, unidades: 1x10⁸ m³)

	1	2	3	4	5	6		
I ₁ =	1	1,866	3,018	0,326	0,933	2,395	2,307	10,85
	2	0,064	0,104	0,016	0,05	0,104	0,112	0,45
	3	0,618	1,11	0,142	0,375	1,11	0,887	4,242
	4	0,802	1,298	0,195	0,616	1,298	1,393	5,602
	5	0,801	1,249	0,186	0,58	1,249	1,316	5,38
	6	0,462	0,885	0,074	0,231	0,505	0,571	2,729
								I ₂₀₀₃ = 29,25

	1	2	3	4	5	6		
I ₂ =	1	1,889	1,83	0,38	0,945	1,626	2,157	8,828
	2	0,088	0,086	0,023	0,068	0,086	0,145	0,495
	3	0,739	0,822	0,191	0,469	0,822	1,034	4,077
	4	1,08	1,046	0,286	0,826	1,046	1,771	6,053
	5	1,083	1,015	0,274	0,782	1,015	1,679	5,847
	6	0,673	0,848	0,119	0,336	0,447	0,775	3,199
								I ₂₀₀₄ = 28,5

	1	2	3	4	5	6		
I ₃ =	1	4,81	6,937	0,983	2,405	6,282	5,46	26,88
	2	0,258	0,373	0,06	0,156	0,373	0,347	1,567
	3	1,309	1,972	0,301	0,706	1,973	1,586	7,847
	4	2,273	3,279	0,532	1,373	3,28	3,053	13,79
	5	2,354	3,319	0,538	1,389	3,32	3,09	14,01
	6	1,404	2,171	0,273	0,702	1,691	1,589	7,831
								I ₂₀₀₅ = 71,92

	1	2	3	4	5	6		
I ₄ =	1	5,395	8,221	0,973	2,697	7,979	5,867	31,13
	2	0,407	0,63	0,081	0,241	0,654	0,518	2,531
	3	1,226	1,943	0,246	0,651	2,045	1,411	7,522
	4	2,265	3,51	0,452	1,343	3,641	2,884	14,1
	5	2,494	3,763	0,485	1,439	3,903	3,091	15,18
	6	1,857	2,975	0,314	0,929	2,535	2,021	10,63
								I ₂₀₀₆ = 81,09

	1	2	3	4	5	6	
1	10,49	13,29	1,826	5,246	14,5	11,28	56,64
2	1,359	1,775	0,246	0,744	1,971	1,591	7,685
I ₅ = 3	2,199	2,859	0,414	1,138	3,26	2,448	12,32
4	4,496	5,87	0,812	2,462	6,519	5,261	25,42
5	5,097	6,554	0,907	2,749	7,278	5,874	28,46
6	3,36	4,358	0,557	1,68	4,469	3,628	18,05
							I ₂₀₀₇ = 148,6

Fuente: Tabla 7 y 8.

La tabla A10.18 muestra como las intensidades de flujos indirectos ha ido cambiando en el tiempo, con una tendencia creciente.

Tabla A10.19 Vector de intensidades de flujos indirectos

Año	Intensidad Indirecta (Ind)
2003	29,25
2004	28,50
2005	71,92
2006	81,09
2007	148,57

Fuente: Tabla A10.18.

Ahora para calcular el denominador de la ecuación (48), para el año 2003, procedemos usando la matriz G_1 de la tabla 7, así:

$$Dir_{2003} = \sum_{i,j}^n g_{ij}$$

$$Dir_{2003} = (0 + \dots + 0,934) + (0,035 + \dots + 0) + (0,132 + \dots + 0,803) + (0,43 + \dots + 10) + (0,36 + \dots + 0,066) + (0 + \dots + 0)$$

$$Dir_{2003} = 5,418$$

Igual que el vector de intensidades de flujos indirectos, a través del procedimiento anterior se ha obtenido la tabla A10.20 que muestra la intensidad de flujos directos del año 2003 al año 2007.

Tabla A10.20 Vector de intensidades de flujos directos

Año	Intensidad Directas (dir)
2003	5,42
2004	5,11
2005	5,46
2006	5,37
2007	5,39

Para calcular la proporción dominio de los efectos indirectos del año 2003, se procedió de la siguiente forma, usando la ecuación 48:

$$\frac{Ind_{2003}}{Dir_{2003}} = \frac{29,25}{5,42} = 5,40$$

De la misma forma se ha obtenido las ratios para los años 2004, 2005, 2006 y 2007:

Tabla A10.21. Flujos indirectos sobre flujos directos (Ind/Dir)

Año	Ind/Dir
2003	5,40
2004	5,57
2005	13,17
2006	15,10
2007	27,54

El sistema metabólico de Beijín exhibe proporciones mayores que uno, al igual que un ecosistema natural, (tabla A10.21). Esto significa que más agua fluye a través de vías indirectas que a través de vías directas, y que el flujo acumulado que termina en un compartimento es mayor para vías indirectas que para los caminos directos. Estos resultados muestran que los flujos indirectos contribuyen más que los flujos directos al sistema, y que el sistema metabólico de agua urbano de Beijín está dominado por flujos indirectos, con muchos caminos de retroalimentación. De hecho, el nivel de dominancia indirecta es mucho más alto que los que se encuentra típicamente en los ecosistemas con respecto al flujo del metabolismo de la energía, ya que el agua tiene un potencial de reciclaje mucho mayor con menos pérdidas de disipación a lo largo de cada paso (Zhang, Yang y Fath. 2010^a, 4707).

Para el ejemplo de Beijing se obtiene los siguientes valores de *M* y *S*:

Tabla A10.22. Índices de Mutualismo y sinergismo

<i>Año</i>	<i>Mutualismo</i>	<i>Sinergismo</i>
2003	1,40	4,03
2004	1,25	3,36
2005	1,76	4,12
2006	1,76	4,20
2007	1,77	4,16

El índice de mutualismo ha sido siempre mayor que uno. Por lo tanto, se considera saludable y mutualista el ecosistema de aguas urbanas de Beijín. El índice de sinergismo corrobora este hecho ¿a qué costo es saludable? como vimos la ciudad hace mucha presión sobre los recursos hídricos de agua dulce.

Anexo 9. Matriz *sgn. (U)*. del MREAV bajo el enfoque *semi-survey*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35					
1	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+			
2	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
3	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+			
4	+	+	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
5	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-	-	+	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-			
6	-	-	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+			
7	-	+	-	-	+	-	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+		
8	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
9	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	
10	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	+	+	-	-		
11	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-		
12	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+			
13	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
14	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
15	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
16	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
17	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
18	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	
19	-	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	
20	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	
21	+	+	+	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	

22	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	-	+	-	+	+											
23	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+										
24	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+											
25	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+											
26	+	+	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-										
27	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-									
28	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+										
29	-	-	-	+	-	+	+	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-										
30	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+										
31	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	-	-	-	-										
32	+	+	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-								
33	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-					
34	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-					
35	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+

Anexo 10. Matriz *sgn. (U)* del MREAV bajo el enfoque *survey*

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35		
1	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	
2	-	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	
3	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	
4	-	-	-	+	+	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+
5	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	
6	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	
7	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	
8	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
9	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+
10	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-	
11	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	-	
13	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-
14	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
15	-	+	-	+	-	+	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+
17	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	
18	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+
19	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-
20	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	+	-	-	
21	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-

22	+	+	-	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	+	+	-	-	+	-	+	+	+	-	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	
23	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	-	+	-	+	-	+	+	+	+	-	
24	+	+	-	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	
25	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	-	-	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
26	-	-	-	-	-	-	+	+	-	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	-	-	-	+	-	+	+	-	-	-	+	+	+	-	+	
27	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
28	+	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	-	+	-	+	
29	+	+	+	+	-	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+	-	-	
30	-	-	-	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	+	-	-	-	-	+	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	+	
31	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	+	+	+	-	+	
32	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	
33	+	+	-	-	-	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	-
34	+	+	-	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	-	+	+	+	+	
35	-	-	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	-	+	-	+	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+

Anexo 11. Tabla de importaciones y exportaciones en millones de \$

Sectores	<i>Survey</i>		<i>Semi-Survey</i>	
	Importaciones	Exportaciones	Importaciones	Exportaciones
1	99.43	0.00	428.24	0.86
2	121.52	0.00	0.00	146.31
3	30.37	0.00	29.24	0.00
4	2.43	0.00	0.00	140.98
5	0.00	7.37	181.28	0.00
6	0.00	1939.06	17.76	2843.02
7	0.00	484.26	0.00	744.81
8	0.00	190.33	0.00	257.82
9	0.00	194.79	0.00	257.94
10	0.00	114.84	0.00	122.32
11	0.00	27.69	0.00	64.85
12	0.00	160.13	91.45	0.00
13	0.00	71.75	32.48	0.00
14	0.00	674.99	795.85	1482.60
15	0.00	90.17	158.04	0.00
16	0.00	176.26	0.00	39.12
17	0.00	444.25	0.00	492.16
18	0.00	185.01	0.00	386.53
19	173.36	0.00	0.00	214.09
20	0.00	152.64	0.00	513.95

21	16.25	0.00	0.00	76.15
22	0.00	15.86	28.75	0.00
23	834.54	0.00	1302.69	0.00
24	0.00	2440.60	0.00	3789.35
25	0.00	606.76	1400.57	0.00
26	0.00	382.04	221.29	417.31
27	0.00	627.94	375.47	0.00
28	0.00	333.42	13.61	348.48
29	0.00	1345.48	0.00	797.99
30	0.00	1153.22	0.00	937.23
31	0.00	3191.05	0.00	2831.15
32	0.00	5272.86	0.00	5470.43
33	0.00	515.31	0.00	590.42
34	200.30	0.00	0.00	568.44
35	0.00	919.99	4.89	948.25
	1478.19	21718.08	5081.61	24482.55

Anexo 12. Balanza física de agua virtual sectorial del Distrito Metropolitano del Quito-2015 (1x10⁶ m³)

Nodos	<i>Semi-survey</i>			<i>Survey</i>		
	Importaciones	Exportaciones	Balanza física (Imp. - Expo.)	Importaciones	Exportaciones	Balanza física (Imp. - Expo.)
1	815.72	1.63	814.08	37.72	0.00	37.72
2	0.00	11.41	-11.41	0.70	0.00	0.70
3	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.04
4	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	0.13	0.00	0.13	0.00	0.00	0.00
6	4.10	656.26	-652.16	0.00	39.26	-39.26
7	0.00	22.72	-22.72	0.00	5.37	-5.37
8	0.00	17.33	-17.33	0.00	0.42	-0.42
9	0.00	31.15	-31.15	0.00	2.29	-2.29
10	0.00	2.09	-2.09	0.00	0.68	-0.68
11	0.00	0.18	-0.18	0.00	0.07	-0.07
12	0.35	0.00	0.35	0.00	0.85	-0.85
13	0.13	0.00	0.13	0.00	0.73	-0.73
14	17.58	32.75	-15.17	0.00	2.66	-2.66
15	0.89	0.00	0.89	0.00	0.37	-0.37
16	0.00	0.08	-0.08	0.00	4.97	-4.97
17	0.00	2.10	-2.10	0.00	4.05	-4.05

18	0.00	1.26	-1.26	0.00	0.99	-0.99
19	0.00	0.25	-0.25	1.00	0.00	1.00
20	0.00	4.31	-4.31	0.00	1.32	-1.32
21	0.00	0.17	-0.17	0.08	0.00	0.08
22	0.03	0.00	0.03	0.00	22.87	-22.87
23	0.89	0.00	0.89	0.93	0.00	0.93
24	0.00	16.54	-16.54	0.00	21.51	-21.51
25	22.38	0.00	22.38	0.00	22.53	-22.53
26	6.68	12.59	-5.92	0.00	1.40	-1.40
27	2.52	0.00	2.52	0.00	4.67	-4.67
28	0.02	0.51	-0.49	0.00	1.87	-1.87
29	0.00	1.66	-1.66	0.00	8.61	-8.61
30	0.00	1.21	-1.21	0.00	11.61	-11.61
31	0.00	8.75	-8.75	0.00	30.48	-30.48
32	0.00	66.47	-66.47	0.00	39.82	-39.82
33	0.00	11.57	-11.57	0.00	4.02	-4.02
34	0.00	9.25	-9.25	3.24	0.00	3.24
35	0.05	8.75	-8.70	0.00	7.57	-7.57
Total	871.46	920.98	-49.52	43.71	241.00	-197.29

Acrónimos

ACV: Análisis del Ciclo de Vida

AES: Análisis Estructural

AFJ: Análisis de Flujo

AFM: Análisis de Flujo de Materiales

AIP: Análisis Insumo-Producto

ARCH: Agencia de Regulación y Control Hidrocarburífero

ARE: Análisis de redes ecológicas

AU: Análisis de Utilidad

AV: Agua virtual

BCE: Banco Central del Ecuador

CEF: Centro de Estudios Fiscales

CICC: Clasificación Industrial en la Contabilidad Cantonal

CICN: Clasificación Industrial en la Contabilidad Nacional

CMMAD: Comisión Mundial sobre el Medio Ambiente y Desarrollo

COOTAD: Código Orgánico Organizacional Autonomía Descentralización

CPCN: Clasificación de Productos en Cuentas Nacionales

DMQ: Distrito Metropolitano de Quito

DS: Desarrollo sustentable o sostenible

ECV: Encuesta de Condiciones de Vida

EEE: Encuesta Estructural Empresarial

ENA: Ecological network analysis

ESPAC: Encuesta de Superficie y Producción Agropecuaria Continua

GEI: Gases de efecto invernadero

GLP: Gas Licuado de Petróleo

HE: Huella ecológica

HSUTs: *hybrid supply and use tables* (tablas híbridas oferta-utilización)

ICE: Impuesto a los Consumos Especiales

INEC: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos

IVA: Impuesto al Valor Agregado

LCV: Literatura del Ciclo de Vida

MAGAP: Ministerio de Agricultura y Ganadería

MCA: Medida de Centralidad Ambiental

MEF: Ministerio de Economía y Finanzas

MIP: Matriz Insumo-Producto

MIPE: Matriz Insumo-Producto Económico

MIPSR: Modelo Insumo-Producto de una sola Región

MREAV: Modelos de red ecológica de agua virtual

MRIP: Modelos Regionales Insumo-Producto

MS: Metabolismo social

MU: Metabolismo urbano

PET: Polietileno tereftalato

SIPA: Sistema de Información Pública Agropecuaria

SRI: Servicios de Rentas Internas

TIP: Tabla Insumo-Producto

TIPF: Tabla Insumo-Producto Física

TIPFI: Tabla Insumo-Producto Física Implícita

TIPH: Tabla Insumo-Producto Híbrida

TIPM: Tabla Insumo-Producto Monetaria

TOU: Tablas Oferta-Utilización

TUAM: Teoría de la utilidad de atributos múltiples

UPIOM: *unit physical input-output by materiales* (Unidad Insumo-Producto Física por materiales)