

¿CUÁN SUSTENTABLE ES LA REGIÓN METROPOLITANA DE SANTIAGO?

Metodologías de evaluación de la sustentabilidad

Jonathan R. Barton, Ricardo Jordán, Silvia Mabel León y Oriana Solís



Bundesministerium für
wirtschaftliche Zusammenarbeit
und Entwicklung



¿Cuán sustentable es la Región Metropolitana de Santiago? Metodologías de evaluación de la sustentabilidad

Jonathan R. Barton C.
Ricardo Jordan F.
Silvia Mabel León A.
Oriana Solis M.



Este documento fue preparado por Jonathan Barton, Silvia Mabel León A. y Oriana Solis M. del Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales, Pontificia Universidad Católica de Chile y Ricardo Jordan, Oficial de Asuntos Económicos de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe) , en el marco de las actividades del proyecto “¿Cuán sustentable es la Región Metropolitana de Santiago?”, ejecutado por CEPAL en conjunto con la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) y financiado por el Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ)

Las opiniones expresadas en este documento, que no ha sido sometido a revisión editorial, son de exclusiva responsabilidad de los autores y pueden no coincidir con las de la Organización.

Publicación de las Naciones Unidas

LC/W.170

Copyright © Naciones Unidas, diciembre de 2007. Todos los derechos reservados
Impreso en Naciones Unidas, Santiago de Chile

La autorización para reproducir total o parcialmente esta obra debe solicitarse al Secretario de la Junta de Publicaciones, Sede de las Naciones Unidas, Nueva York, N. Y. 10017, Estados Unidos. Los Estados miembros y sus instituciones gubernamentales pueden reproducir esta obra sin autorización previa. Sólo se les solicita que mencionen la fuente e informen a las Naciones Unidas de tal reproducción.

Índice

Resumen	7
Summary	9
I. Cuantificando el desarrollo Metropolitano.....	11
II. Metodologías de evaluación de la sustentabilidad y sus aplicaciones.....	19
1. Hacia el Desarrollo Sustentable.....	20
2. El Rol de la Economía Ecológica o Desarrollo y Naturaleza.....	25
3. ¿Indicadores sin Métodos?.....	27
4. El Rol de los Instrumentos de Evaluación: fortalezas y debilidades.....	35
5. Aplicaciones Nacionales y Urbanas.....	41
5.1 Huella Ecológica y Flujo de Materiales.....	41
5.2 El Índice de Bienestar Económico Sustentable y el Índice de Progreso Genuino.....	44
III. La región metropolitana de santiago (rms): políticas públicas y transformaciones hacia una ciudad-región más sustentable.....	49
1. Compromisos con la Sustentabilidad.....	49
2. Experiencias de Iniciativas para la Sustentabilidad en la Región Metropolitana de Santiago	51
3. La Mitigación de Externalidades Negativas en la RMS.....	55
3.1 El Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA).....	58
3.2 El Tratamiento de Aguas Servidas.....	60
3.3 La Expansión de las Líneas de Metro de Santiago.....	61
3.4 Externalidades Urbanas y Proyectos Urbanos.....	62
IV. Análisis de flujo de materiales y huella ecológica para la Región Metropolitana de Santiago (2002).....	65
1. Análisis de Flujo de Materiales.....	65
1.1 Flujo de Energía.....	65
1.2 Flujo de Alimentos.....	71
1.3 Flujo de Materiales de Construcción, Metálicos, No-metálicos y Otros.....	75
1.4 Flujo de Agua.....	78
1.5 Flujo de Residuos.....	80
1.6 Flujo Derivado de Transporte.....	83

1.7 Capacidad de Carga de la RMS.....	89
1.8 Consolidado del Análisis de Flujo de Materiales en la RMS (2002).....	90
2. Huella Ecológica de la RMS (2002).....	93
2.1 Cálculo de la huella ecológica para la RMS (2002).....	94
2.2 Reflexiones acerca de la huella ecológica como indicador de sustentabilidad.....	103
V. Mejorando el Bienestar Regional: El Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES) y el Indicador de Progreso Genuino (IPG), 1986 - 2003.....	105
1. Desde el Producto hacia el Bienestar.....	105
2. Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES) e Indicador de Progreso Genuino (IPG).....	106
3. IPG: Métodos y Resultados en la RMS (1986 - 2003).....	107
4. Las Ventajas del IPG.....	149
5. El Valor de un Indicador de Bienestar Regional.....	154
VI. El uso de Metodologías de evaluación de Sustentabilidad en las Políticas Públicas.....	161
Bibliografía	167

Índice de tablas

TABLA 2.1 CRITEROS DE LA SUSTENTABILIDAD	20
TABLA 2.2 CARACTERÍSTICAS DE LA PLANIFICACIÓN ESTRATÉGICA DE CIUDADES.....	22
TABLA 2.3 PRINCIPIOS DE MELBOURNE.....	24
TABLA 2.4 CARTA DE NUÑOADE LAS MUNICIPALIDADES LATINOAMERICANAS PARA EL DESARROLLO SUSTENTABLE.....	24
TABLA 2.5 INDICES E INDICADORES DEL PNUD Y HABITAT (2002).....	28
TABLA 2.6 METAS DEL MILENIO.....	29
TABLA 2.7 INDICADORES DE LA COMISION PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE (CDS).....	30
TABLA 2.8 INDICADORES ESTABLECIDOS POR LOS COMPROMISOS DE AARLBORG (1994).....	32
TABLA 2.9 VARIABLES EN EL CASO DE MANIZALES, COLOMBIA.....	35
TABLA 3.1 EXTERNALIDADES Y DIMENSIONES DE LA SUSTENTABILIDAD.....	56
TABLA 3.2 BENEFICIOS Y COSTOS DEL PPDA, RESULTADO NETO POR SECTOR.....	59
TABLA 4.1 CONSUMO DE ENERGÍA EN LA RMS (2002) Y PRODUCCIÓN DE EMISIONES DE CO2.....	66
TABLA 4.2 CONSUMO DE ENERGÍA EN LA RMS (2002)Y PRODUCCIÓN DE EMISIONES DE CO2.....	69
TABLA 4.3 CONSUMO DE ENERGÍA EN LA RMS (2002).....	70
TABLA 4.4 CONSUMO SIMPLIFICADO DE ALIMENTOS EN LA RMS (2002).....	71
TABLA 4.5 FLUJO DE ALIMENTOS EN LA RMS (2002).....	75
TABLA 4.6 FLUJO DE MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN, METÁLICOS, NO-METÁLICOS Y OTROS EN LA RMS (2002).....	76
TABLA 4.7 FLUJO DE AGUA EN LA RMS (2002).....	78
TABLA 4.8 FLUJO DE RESIDUOS EN LA RMS (2002).....	81
TABLA 4.9 FLUJO DERIVADO DEL TRANSPORTE EN LA RMS(2002).....	83
TABLA 4.10 CONTRASTE EN LA RMS EN DISTANCIA RECORRIDA POR MODO DE TRANSPORTE, EN TEMPORADAS NORMAL Y ESTIVAL (2002).....	85
TABLA 4.11 DISTANCIA RECORRIDA POR HABITANTES DE LA RMS (2002) MODOS DE TRANSPORTE NO-MOTORIZADO: CAMINATA Y BICICLETA.....	87
TABLA 4.12 DISTANCIA RECORRIDA EN TRANSPORTE AÉREO.....	88
TABLA 4.13 CAPACIDAD DE CARGA, RMS (2002).....	89
TABLA 4.14 CONSOLIDADO DEL AFM DE LA RMS (2002).....	91
TABLA 4.15 RESUMEN DE LA HUELLA ECOLÓGICA, RMS (2002).....	93
TABLA 4.16 HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE ENERGÍA, RMS (2002).....	94
TABLA 4.17 HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE ALIMENTOS EN LA RMS (2002).....	96
TABLA 4.18 HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE MATERIALES EN LA RMS (2002).....	98
TABLA 4.19 HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE AGUA EN LA RMS (2002).....	101
TABLA 4.20 HUELLA ECOLÓGICA DE LOS RESIDUOS EN LA RMS (2002).....	102
TABLA 4.21 HUELLA ECOLÓGICA DE LOS CONSUMOS EN TRANSPORTE, RMS (2002).....	103
TABLA 5.1 NÚMERO DE MUJERES DEDICADAS A LABORES DEL HOGAR, E INGRESO MÍNIMO MENSUAL	113
TABLA 5.2 RESULTADO VALORIZACIÓN DE COSTOS POR CONTAMINACIÓN DE AGUAS EN LA REGION METROPOLITANA DE SANTIAGO	129

TABLA 5.3 PARTICIPACIÓN DE LAS RAMAS DE ACTIVIDAD ECONÓMICA REGIONAL EN EL PIB NACIONAL.....	141
TABLA 5.4 CÁLCULO DEL CRECIMIENTO NETO DE CAPITAL EN LA RMS.....	148
TABLA 5.5 PORCENTAJE ANUAL DE CRECIMIENTO DE IPG/CAP Y PIB/CAP, CADA TRES AÑOS EN LA RMS.....	151
TABLA 5.6 INDICADOR DE PROGRESO GENUINO CON Y SIN LA VARIABLE DE DEGRADACION DE RECURSOS NATURALES NO RENOVABLES.....	154
TABLA 5.7 RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL IPG-RMS (1 de 4)	157
TABLA 5.7 RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL IPG-RMS (2 de 4).....	158
TABLA 5.7 RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL IPG-RMS (3 de 4).....	159
TABLA 5.7 RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL IPG-RMS (4 de 4).....	160

Índice de Figuras

FIGURA 3.1 FLUJO DE EXTERNALIDADES POR EL SISTEMA DE SUSTENTABILIDAD.....	57
FIGURA 5.1 VARIACIÓN ANUAL DEL PIB Y CP EN LA RMS.....	109
FIGURA 5.2 DISTRIBUCIÓN DEL INGRESO EN LA RMS.....	110
FIGURA 5.3 AJUSTE DE LA DISTRIBUCIÓN DEL INGRESO.....	112
FIGURA 5.4 TRABAJO VOLUNTARIO EN LA RMS.....	115
FIGURA 5.5 INVERSIÓN SECTORIAL CALLES Y CARRETERAS.....	117
FIGURA 5.6 COSTOS DE DELINCUENCIA – RMS.....	120
FIGURA 5.7 SUBEMPLEO Y COSTO ECONÓMICO ASOCIADO.....	123
FIGURA 5.8 GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DOMICILIARIOS - RMS.....	126
FIGURA 5.9 VARIACIÓN DE COSTOS DE CONTAMINACIÓN DE AGUAS.....	130
FIGURA 5.10 VARIACIÓN DE COSTOS DE CONTAMINACIÓN DE AIRE.....	132
FIGURA 5.11 VARIACIÓN DE COSTOS DE CONTAMINACIÓN DE AIRE.....	135
FIGURA 5.12 COSTOS POR PÉRDIDAS ANUALES DE HUMEDALES.....	137
FIGURA 5.13 COSTOS POR PÉRDIDAS ANUALES DE TERRENOS AGRÍCOLAS.....	139
FIGURA 5.14 PÉRDIDAS ANUALES DE RECURSOS NATURALES NO RENOVABLES VS. COSTOS DE REEMPLAZO.....	142
FIGURA 5.15 CONSUMO DE RRNNNR V/S DAÑO AMBIENTAL A LARGO PLAZO.....	144
FIGURA 5.16 SUPERFICIE Y COSTOS POR PÉRDIDA DE BOSQUES NATIVOS EN LA RMS.....	146
FIGURA 5.17 TENDENCIA DEL PIB V/S IPG, EN LA RMS, 1986 - 2003.....	150
FIGURA 5.18 CONTRIBUCIÓN DE LOS ÍTEMS AL IPG-RMS (MILLONES DE PESOS 1996).....	152
FIGURA 5.19 PARTICIPACIÓN DE LAS DISTINTAS VARIABLES EN EL IPG-RMS.....	153
FIGURA 5.20 IBES Y PIB PARA PAÍSES SELECCIONADOS.....	155
FIGURA 5.21 VARIACION DEL PIB V/S IPG, EN LA RMS	156

Resumen

Debido al aumento proporcional de personas viviendo en centros urbanos, la necesidad de planificar estos centros y sus entornos es creciente y relevante en la actualidad. El camino hacia un desarrollo más sustentable es cada vez más una cuestión urbana en que las distintas dimensiones del desarrollo –económica, social, ambiental, institucional– se unen en la construcción de políticas públicas y la organización del espacio para aumentar los niveles de bienestar. Mientras que la historia reciente del desarrollo sustentable ha sido relativamente fuerte en crear orientaciones estratégicas hacia una planificación más integral, es solamente en los últimos años cuando se han priorizado las metodologías y los indicadores para la evaluación de intervenciones relacionadas. Entre las metodologías para evaluaciones de la sustentabilidad, que se han aplicado a distintas escalas espaciales y han generado resultados cuantitativos, se reconocen el Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES), el Índice de Progreso Genuino (IPG), la Huella Ecológica y el Análisis de Flujo de Materiales (AFM). Los resultados obtenidos se pueden contrastar con las mediciones tradicionales de desarrollo urbano y regional, en particular el PIB.

El objetivo de esta investigación fue aplicar estas metodologías en el caso de la Región Metropolitana de Santiago de Chile (RMS). Debido a que el IBES y el IPG tienen características similares, el enfoque de análisis fue integrado dentro de una evaluación definida como IPG. La huella ecológica requiere muchos de los insumos del AFM para su cálculo, por lo tanto, también fueron aprovechadas las sinergias entre estos dos enfoques. Como resultado final se obtuvieron los cálculos basados en cada una de estas orientaciones. La huella ecológica para la RMS fue de 1,28 ha/per cápita (utilizando factores de rendimiento locales; la RMS requiere un territorio 5 veces mayor) y 3,6 gha/per cápita (con factores de rendimiento global; 14 veces su territorio), y un IPG que ha aumentado durante el tiempo comparado con el PIB regional. Más que los resultados en sí, la intención fue examinar la utilidad de estas metodologías. Mientras que las dos metodologías pueden ser consideradas como contribuyentes potenciales a la formulación de políticas públicas, se identificaron varios obstáculos que permanecen, tanto en términos de calidad de datos, en el proceso de selección de variables y su ponderación, como en las formas que las metodologías pueden apoyar los procesos de toma de decisiones en políticas públicas.

Entre las tres consideraciones más importantes del trabajo investigativo se destacan aquellas relacionadas con: el objetivo último del desarrollo sustentable; el aspecto de escalas

espaciales, es decir, las maneras en que se puede fortalecer la relevancia local de las metodologías; y la naturaleza de las externalidades urbanas y regionales al igual que su mitigación. La definición del desarrollo sustentable y cómo ésta se relaciona a las ciudades–regiones debe ser clarificada para avanzar en el camino de esta forma de desarrollo. Para dichos propósitos, la definición de Brundtland es más que adecuada. Esta definición incluye el enfoque antropocéntrico sobre consideraciones de calidad de vida, la reducción de la pobreza y la equidad social en particular. Este objetivo último, de mejorar en este sentido el bienestar, no debe ser confundido con otros objetivos próximos.

En términos de escalas espaciales, es evidente que un enfoque sobre áreas urbanas limita nuestra comprensión de los sistemas socio–ambientales. Eso debido a que los recursos se extraen de áreas cercanas, pero crecientemente desde distancias cada vez más lejanas, con propósitos de consumo y la generación de biproductos (a menudo residuos, emisiones y descargas) los cuales son depositados dentro de estas mismas áreas, generando una relación interdependiente; esta escala de interacción debe ser la que está sujeta a evaluación. Flujos similares también son evidentes en términos de movimiento de los individuos. En este sentido, el área político–administrativa de la RMS es más adecuada, debido a la disponibilidad de datos y su relación con la cuenca Maipo – Mapocho. A pesar del deseo de comparar ciudades, regiones y países, el objetivo principal de la sustentabilidad debe ser orientar la toma de decisiones en políticas públicas a niveles locales y regionales. Por esta razón, las variables más relevantes localmente deben ser utilizadas donde es posible, a pesar de ser discriminadas en métodos de evaluación para ejercicios de ranking. Este factor es especialmente relevante para la biocapacidad de ecosistemas regionales y para la especificidad cultural de sociedades (priorización y posibles intervenciones). La toma de decisiones en políticas públicas debe responder a estas características locales, y debe ser apoyado por las metodologías y los cálculos resultantes que también siguen esta lógica.

Finalmente, una característica que une estas metodologías es cómo se seleccionan, priorizan y valoran las externalidades urbanas, tanto positivas y negativas. Debido a que el objetivo de la gestión del sistema de la ciudad–región es aumentar el bienestar (inter e intrageneracional), tomando en cuenta las capacidades de los sistemas naturales que sustentan la población, es central en la toma de decisiones la mitigación de las externalidades negativas y la maximización de las externalidades positivas. Esto se puede ver, por ejemplo, en el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica, el tratamiento de agua servidas y en la estrategia de transporte público de la RMS. Lo que ofrecen estas metodologías para la evaluación de las externalidades, y en consecuencia la sustentabilidad del sistema, es que se pueden ver en forma territorial, a través del AFM y la huella ecológica, y también en términos de su relación con el PIB en el caso del IBES–IPG.

Por su apoyo en la obtención de datos y sus comentarios que fueron útiles en la adaptación de estas metodologías al caso de la RMS, los autores agradecen a las siguientes personas: Igor Baldevenito (CONAMA); Gonzalo Bravo (Lo Valledor); Juan Carlos Castro (Dirección Nacional de la Aeronáutica Civil); Antonio Escandón (Banco Central de Chile); Walter Illanes (Banco Central de Chile); Antonio Marzzano (Autoridad Sanitaria); Teresa Zulema Morales R. (Universidad Santo Tomás, Talca); Verónica Ollarsol (CONAF); María Elisa Prado (MIDEPLAN); Bernardo Reyes (Instituto de Ecología Política); Fernando Ríos (SESMA–RM); Myriam Segeth (SERNAGEOMIN); Hernán Sepúlveda (Comisión Nacional de Energía); Juan de Dios Ortúzar (PUC); Joyce Vera (CONAMA RM); Verónica Vidal y Jorge Yany (Servicio Nacional de Aduana).

Los autores también agradecen el apoyo financiero de la VRAID de la Pontificia Universidad Católica de Chile, y el apoyo de la División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos de la CEPAL. El proyecto fue financiado dentro del marco del proyecto Inicio (2005–10PI) y la investigación se llevó a cabo entre enero de 2006 y marzo de 2007.

Summary

Given the rising proportion of people living in urban centres, the need to plan these centres and their surroundings becomes paramount. The pursuit of more sustainable development is now increasingly an urban question whereby different dimensions of development – economic, social, environmental and institutional – are brought together in the construction of public policies and the organization of space in order to generate increased levels of welfare. While the recent history of sustainable development has been relatively strong in devising strategic orientations towards more integrated planning, it is only in the last few years that methodologies and indicators for the evaluation of related interventions have come to the fore. Among the methodologies for the evaluation of sustainability, the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), the Genuine Progress Index (GPI), the ecological footprint, and Material Flows Analysis (MFA) have been applied at different spatial scales and have generated quantitative results that can be contrasted with traditional measures of urban and regional development, GDP in particular.

The objective of this research was to apply these methodologies in the case of the Metropolitan Region of Santiago de Chile. Since the ISEW and GPI bear similar characteristics, they were integrated within an evaluation that was defined as the GPI. The ecological footprint requires many of the inputs from the MFA in order to be calculated, therefore the synergies between these two approaches was also capitalised upon. The end result was two calculations based on each of these orientations: an ecological footprint for the Metropolitan Region of 1.28 ha/cap (using local yield factors; 5 times the region itself) and 3.6 ha/cap (global yield factors; 14 times larger), and a GPI that has widened over time compared with the regional GDP. Rather than the results in themselves, the intention was to examine the utility of the methodologies. While both methodologies can be regarded as contributing potentially to the formulation of public policies, there are various obstacles that remain in terms of data quality, the selection of variables and their weighting, and the ways in which they can support public policy decision-making processes.

The most important considerations that can be drawn from the work are those relating to the ultimate objective of sustainable development, the aspect of spatial scales, the ways in which the local appropriateness of the methodologies can be enhanced, and the nature of urban and regional externalities and their mitigation. The definition of sustainable development and how this relates to city–regions must be clarified in order to move forward on this particular development path. For these purposes, the Brundtland definition is more than adequate. This definition

includes the anthropocentric focus on quality of life considerations, poverty reduction and social equity in particular. This ultimate objective, of improving welfare along these lines, should not be confused with other, proximate, objectives.

In terms of spatial scales, it is clear that a focus on urban areas limits our understanding of how socio–environmental systems operate. Since resources are drawn from surrounding areas, and increasingly from further afield, for consumption purposes, and by–products (most often wastes, emissions and discharges) are deposited in these same areas, an inter–dependent relationship is established and this scale of interaction should be that which is subjected to evaluation; similar flows are also evident in terms of the movements of individuals. The political–administrative area of the Metropolitan Region is the most adequate for this research given data availability and its relation to the Maipo–Mapocho catchment area.

Despite the desire to compare cities, regions and countries, the principal objective of sustainability evaluation must be to inform public policy–making at the local and regional levels. For this reason, locally appropriate variables must be utilised where possible, even if this discriminates against more universal evaluation methods for ranking exercises. This is especially relevant for the biocapacity of regional ecosystems and for the cultural specificity of societies (for prioritization and potential interventions). Public policy decision–making must respond to these local characteristics, and be supported by methodologies and resulting calculations that also follow this logic.

A unifying feature of these methodologies is how they select, prioritise and value urban externalities, both positive and negative. Since the goal of the management of the city–region system is to increase welfare (intra– and inter–generationally), taking into account the capacities of the natural systems that support the population, the mitigation of negative externalities and the promotion of positive externalities is central to decision–making. This can be seen, for example, in the metropolitan region’s air quality plan, the treatment of domestic water, and in the public transport strategy. What these methodologies offer for the evaluation of externalities, and consequently the sustainability of the system, is that they can be viewed territorially, through the MFA and the ecological footprint, and also in terms of their relationship with GDP, in the case of the ISEW–GPI.

For their support in the provision of data and comments that have been useful for the adaptation of these methodologies to the case of Santiago, the authors would like to thank the following: Igor Baldevenito (CONAMA); Gonzalo Bravo (Lo Valledor); Juan Carlos Castro (Dirección Nacional de la Aeronáutica Civil); Antonio Escandón (Banco Central de Chile); Walter Illanes (Banco Central de Chile); Antonio Marzzano (Autoridad Sanitaria); Teresa Zulema Morales R.(Universidad Santo Tomas, Talca); Verónica Ollarsol (CONAF); Maria Elisa Prado (MIDEPLAN); Bernardo Reyes (Instituto de Ecología Política); Fernando Ríos (SESMA–RM); Myriam Segeth (SERNAGEOMIN); Hernán Sepúlveda (Comisión Nacional de Energía); Juan de Dios Ortúzar (PUC); Joyce Vera (CONAMA RM); Verónica Vidal y Jorge Yany (Servicio Nacional de Aduana).

The authors also gratefully acknowledge the financial support of the VRAID of the Pontificia Universidad Católica de Chile and the support of the Division of Sustainable Development and Human Settlements of CEPAL. The project was financed by the Inicio programme (2005–10PI) and the research was carried out between January 2006 and March 2007.

I. Cuantificando el desarrollo metropolitano

¿Cómo medimos el desarrollo urbano? ¿Cómo medimos las diversas interrelaciones que existen a escala de ciudades–regiones y cuencas dentro de las cuales se asientan las ciudades? Responder estas preguntas es complejo y mucho más para grandes espacios metropolitanos donde se concentra la mayor población y donde son altas la demanda de recursos y la producción de bi–productos (de residuo) y más complejo aún expresarlo no sólo en cifras per cápita, sino en números agregados. Por ello es preciso enfrentar los desafíos del conocimiento y la medición del desarrollo metropolitano, y en este caso el enfoque convencionalmente adoptado ha sido asociado con la teoría de la modernización.

La teoría de la modernización de W. W. Rostow (1960) enfatizó el camino lineal del desarrollo socio–económico que pasa por distintas fases, desde pre–moderno (la sociedad tradicional) hasta una época de consumo masivo. En el corazón de este pensamiento se tiene el rol central de la industrialización y la importancia del desarrollo económico generado. Aunque la teoría Rostowiana presenta una vista simplista del desarrollo, es la posición que ha sido transferida al pensamiento contemporáneo sobre las áreas metropolitanas enraizado en el pensamiento neoliberal. Las ciudades son entendidas y medidas en términos económicos, a través de mediciones como el PIB principalmente. Asociados con esta medida se tienen otros indicadores típicos tales como niveles de ingreso, gastos y ahorros, tasas de (des)empleo, entre otras.

Junto a estos indicadores es común agregar ciertas mediciones geográficas, demográficas y sociales, entre otras, tales como expansión urbana, migración, crecimiento poblacional natural, morbilidad, vivienda, provisión de vivienda, cobertura de servicios (por ejemplo, agua potable, saneamiento y transporte). Estos datos ofrecen un panorama más amplio de lo que está pasando en el espacio urbano en términos de transformaciones físicas y sociales. En este sentido, podemos construir una visión más diversa de los cambios ocurridos en la ciudad–región y del proceso de desarrollo, una visión mucho más amplia de lo que se obtiene por mediciones económicas solamente. No obstante, a pesar del proceso lento de levantar diversos datos sobre desarrollo por se, las ciudades–regiones ‘exitosas’ son, más que nada, reconocidas como ciudades que generan crecimiento económico. Esto es claro en la discusión de ‘ciudades globales’ o ‘ciudades en redes’, es decir, son ciudades capaces de generar inversiones en producción y servicios. La esencia del pensamiento asociado con las fortalezas de estas áreas metropolitanas es que dichas áreas albergan los sectores más dinámicos de la economía global. Sin embargo, es menos clara la relación entre la localización de estas empresas y el desarrollo urbano entendido en su forma más amplia: ¿Hasta qué punto pueden ofrecer nuevas oportunidades de trabajo estas industrias

intensivas en tecnología? ¿Cuán ‘*footloose*’ es el capital invertido? ¿Cuáles son los impactos sobre arriendos de oficinas y propiedades residenciales, y cuán concentrados son? De esta manera, el enfoque sobre la competitividad urbana como estrategia de desarrollo está basado en el pensamiento Rostowiano, en la creencia que el desarrollo urbano mejora como consecuencia de dicha competitividad.

Si eso fuera así, se requiere una lectura muy sensible de los vínculos que existen entre los variados componentes de la ciudad–región. Por ejemplo, ¿hasta que punto podemos seguir los flujos de capital a través del sistema urbano, fuera del sistema urbano, y entre sistemas de ciudades–regiones? Es claro que hay enfocarse en el desarrollo de capital, y reconocer que el desarrollo económico per se es inadecuado, y además es necesario ver el espacio de la ciudad–región en forma más sistemática. En particular, es preciso enfatizar las áreas metropolitanas como ‘espacios vividos’ donde la gente busca calidad de vida como objetivo último. Las formas en que cada individuo, familia u otro colectivo define esta calidad de vida están abiertas a la discusión. No obstante, el desarrollo urbano debe ser orientado en esta dirección. Todos los otros objetivos son objetivos próximos, incluso el crecimiento económico (Barton, 2006). Por ejemplo, si el crecimiento económico y, en circunstancias óptimas, los ingresos más altos para todos los habitantes son realizados o alcanzados, mientras que los niveles de violencia y los riesgos públicos (de salud o de transporte) crecen, es poco probable que la calidad de vida mejore. En consecuencia, hay una necesidad de evaluar o ‘cuantificar esta calidad’. Este es el punto de partida para las evaluaciones de sustentabilidad y las metodologías que han surgido desde mediados de la década de 1990, para facilitar un análisis de desarrollo y de cambio más amplio, a escalas nacionales, regionales y locales.

Desde el principio, es importante destacar que una perspectiva amplia sobre los cambios en las ciudades–regiones no es novedosa, ni meramente producto del pensamiento complejo contemporáneo. Las raíces de esta forma de pensar datan desde la época de Tomás Moro y pasa por Robert Owen, Charles Fourier, Ebenezer Howard y otros. En términos de aplicaciones, se ve claramente en las intervenciones urbanas asociadas con el alcalde Jaime Lerner en Curitiba y el movimiento de Smart Growth en EE.UU, por nombrar dos ejemplos claves. La sustentabilidad urbano–regional capta muchas de las preocupaciones evidentes en este proceso histórico del cuestionamiento de estilos de desarrollo urbano, y por último el rol entre la ciudad–región. En este cuestionamiento no solamente está implícito cómo conceptualizamos los espacios urbanos y sus roles, sino también cómo lo medimos y cómo definimos ‘una buena ciudad’.

Tomás Moro, en su construcción de Utopía, desdibujó nuevos estilos de vida urbanos que fueron más cooperativos en su naturaleza. Ello fue transmitido al pensamiento que soporta o está detrás de los pueblos modelos de Robert Owen y los falangistas. Había una lógica política en estos nuevos estilos de vivir que contrastaba fuertemente con los problemas de desarrollo urbano de los tudores en Inglaterra y la Europa post–Napoleónica, respectivamente. Las terribles condiciones de vida urbana descritas por estos observadores y que forman parte de su explicación para ‘huir de la ciudad’ y crear nuevas formas urbanas tienen continuidad en el pensamiento de Howard a principios del siglo XX, y también a finales del mismo siglo en el movimiento Smart Growth. Sin embargo, no es sólo cuestión de escapar de ciertas formas urbanas sino trabajar con ellas y dentro de ellas, mejorando condiciones tales como tugurios/hacinamiento, provisión de agua y saneamiento, opciones de transporte y movilidad, incluso el mejoramiento de las condiciones laborales y mayores oportunidades para trabajar.

Estos desafíos de desarrollo urbano persisten actualmente en América Latina y otras regiones del mundo. Debido a su diversidad y sus altos niveles de inequidades internas, son todavía evidentes en las ciudades ‘más avanzadas’ del mundo la exclusión social, la desafección, la anomia y el conflicto. Las observaciones críticas de Friedrich Engels (1845) sobre la vida urbana de la clase obrera de Manchester en 1844 siguen vigentes como parte de la experiencia de

la vida urbana para millones de habitantes en distintas ciudades del mundo. Engels se refirió a las muertes de trabajadores viviendo y trabajando en condiciones inhumanas, denominada como ‘asesinato social’, o como muerte por omisión más que por comisión. Utilizando datos sobre mortalidad a través de la población urbana, cabe el comentario sobre las diferencias entre clases sociales en la ciudad, enfatizando que el 57% de la tasa de mortalidad para niños menores de 5 años entre la clase obrera fue substancialmente mayor al compararla con el 20% para los barrios de mayores ingresos. La segregación residencial, los diferentes niveles de ingreso, los modos de movilidad, el bienestar y el acceso a diversos servicios (educación, salud, recreación) jugaban y juegan roles claves para asegurar que las ciudades–regiones son altamente diversas para la gran parte de la población. Esta situación complica aún más las evaluaciones de ciudades–regiones y su medición. Retomando a Engels y el tema de las ciudades globales, vale la pena comentar que Manchester estaba considerada como la ciudad global más competitiva al momento de la evaluación de Engels, el corazón de la revolución industrial, energizado por el algodón de la India y el nuevo proletariado urbano. Son estas experiencias contrastantes de ciudades, como ciudades globales y centros de pobreza e inequidad, que muestran lo difícil que es capturar en datos agregados de desarrollo económico a escala urbana. Mumbai es probablemente un ejemplo contemporáneo de Manchester en el siglo XIX, o Caracas en América Latina, donde altos índices de pobreza y malas condiciones de vivienda para millones de personas están acompañados de indicadores de vitalidad económica, por ejemplo, los precios de suelo en Mumbai o ingresos petroleros en Caracas.

Debido a la complejidad de los factores endógenos y exógenos, la simplicidad en usar datos de crecimiento económico para definir el desarrollo urbano se convierte en una forma reduccionista. Además, este reduccionismo minimiza factores claves del desarrollo de la ciudad–región que ayudan a comprender como la gente enfrenta los obstáculos y mejora su calidad de vida. Por ello es importante retomar la teoría de sistemas de Von Bertalanffy (1976) como punto de partida, pues es posible entender las ciudades–regiones como sistemas dentro de sistemas. Define estos sistemas como orgánicos más que mecánicos, orientados por las toma de decisiones a múltiples niveles y relacionados con el uso de recursos y variadas formas de interacción. Muchas de estas consecuencias de toma de decisiones generan cambios en la forma urbana (por ejemplo, la morfología), las prácticas urbanas y, más importante aún, en las calidades de vida.

La ciudad–región no es solamente un sistema urbano, porque está interrelacionado intensamente con sistemas rurales y naturales para mantener sus flujos de recursos, hacia adentro y hacia fuera. Así lo demuestran los experimentos del *Biosphere 2* en Arizona en 1991 y 1994, los cuales revelaron los límites de un sistema cerrado artificial, o por lo menos mostraron la capacidad actual de los seres humanos para construir, comprender y reproducir estos sistemas. Es evidente que son interacciones complejas cruzando sistemas múltiples, y que los sistemas humanos, tales como las ciudades, se vinculan con otros sistemas, como ecosistemas y biomas. A pesar de las capacidades humanas para influir en estos sistemas y, en muchos sentidos, dominarlos y controlarlos, claramente hay límites a estas acciones. El ciclo hidrológico, los ciclos de cambio climático de corto y largo plazo, las estructuras y calidades de suelos para diferentes usos y servicios ambientales, todos sugieren distintos grados de complejidad, como realimentaciones positivas y negativas, que influyen en los sistemas urbanos y en los flujos de recursos que los mantienen. Por lo tanto, es importante comprender las ciudades dentro de sus contextos regionales: la ciudad–región. En muchos casos este contexto de ciudad–región se relaciona con una cuenca hidrográfica, o con una red de asentamientos inter–dependientes, o con una interfase entre ambientes marítimos y terrestres. Este espacio físico varía, pero la dependencia de la ciudad sobre dicho espacio es imperativa, hasta en el caso de una ciudad puerto de enclave comercial, lo cual y a primera vista depende poco de su entorno regional, debido a su sustento comercial marítimo.

Gran parte de este conocimiento de impactos dentro de los sistemas está relacionado con las distintas formas de externalidades, positivas y negativas. Debido a que las ciudades interaccionan con otras regiones, tienen considerables interacciones internas y son usualmente densificadas, hay un rango de externalidades que surgen de las acciones de los individuos y las instituciones. Las ciudades también se pueden entender como redes complejas en cuales los habitantes y los ambientes son afectados positiva y negativamente al mismo tiempo. Y es el grado de las externalidades el que determina los impactos generales y el nivel de afectación de los medios de vida (livelihoods) y de las capacidades de los distintos ecosistemas y habitats que sustentan las ciudades.

La necesidad de enfrentar específicamente las externalidades negativas fue destacada por el economista Alfred Pigou en la década de 1920, generando la base para la mayoría de los conceptos de economía ambiental y economía ecológica contemporánea. A través de la identificación de los impactos y los responsables de éstos, es posible transferir los costos desde aquellos que son afectados negativamente, sin ningún beneficio positivo de la actividad, hacia los agentes que causan el impacto. Eso puede lograrse mediante diferentes fórmulas, en algunos casos con la reducción de impactos cuando los costos son internalizados y reducidos por razones de eficiencia (impuestos o multas que pueden ser usados para aliviar las externalidades), o mediante la compensación a los actores afectados (una forma aceptada de pagar por los impactos más que estimular reducciones). En ambos casos, 'el que contamina paga' pero con maneras distintas de abordarlo.

Estos impuestos Pigouvianos requieren información sólida respecto a los que contaminan y a las 'victimas' sociales (o ambientes afectados), también seguridad respecto a la relación causa-efecto. A menudo se carece de calidad en la información. Por esta razón, se requiere siempre claridad y calidad en la información, datos por series de tiempo (por ejemplo, socio-cultural y ambiental) y, particularmente, conocer las relaciones entre las distintas fuentes de información. Las evaluaciones de sustentabilidad han sido incorporadas precisamente en este campo del pensamiento Pigouviano, respecto al bienestar y el cómo nuestras acciones afectan a otros.

En muchos sentidos, aunque el trabajo de Pigou fue central en el desarrollo de la economía ambiental, tiene amplias aplicaciones en el desarrollo urbano y provoca un fortalecimiento de la sustentabilidad como objetivo del proceso de desarrollo. Aunque las medidas fiscales no son, y no deben ser, los únicos medios para regular el comportamiento dentro un sistema compartido, son claramente instrumentos relevantes dentro de un contexto de economía política urbana. Los instrumentos directos y los instrumentos voluntarios no deben ser ignorados en términos de condicionar el comportamiento, al igual que los factores culturales que modifican el comportamiento, éstos influyen en particular en las tendencias de consumo que se reflejan en los resultados del bienestar compartido.

El objetivo de evaluar la sustentabilidad de sistemas es entender el equilibrio dentro del sistema y su relación con otros sistemas, y penalizar aquellos que buscan introducir desequilibrios para beneficios particulares primando sobre el bien común. La ciudad-región es un sistema compartido –no solamente de y entre humanos, sino entre humanos y otros sistemas naturales– estos temas de bienestar dentro del sistema y cómo el sistema está regulado son relevantes para asegurar que los individuos no maximizan su propio bienestar al costo de otros, o de servicios ambientales requeridos por todos (bienes públicos).

La complejidad de sistemas socio-económicos y naturales interconectados se considera fundamental en el desarrollo urbano, y la historia urbana lo indica claramente. La localización de las ciudades que han sido importantes en el pasado y que han declinado, es un aspecto central para entender estos 'altos y bajos'. Tikal en el corazón de la civilización Maya, Potosí dentro del

imperio hispano–americano, Cleveland al centro del ‘boom’ de la industria pesada estadounidense durante el siglo XX, son todos ejemplos de ciudades que han declinado después del deterioro de sus recursos locales o de cambios por factores exógenos que han significado que sus bases productivas, establecidas en recursos locales, pierden relevancia en economías regionales e internacionales. Las ciudades no pueden ser separadas de sus geografías locales, y para entender como funciona el sistema se requiere que el conocimiento del desarrollo urbano incorpore una mejor comprensión de estos recursos locales y los flujos que faltan de otros sistemas o que no son deseados, para finalmente, identificar cómo mejorar la calidad de vida. La información necesaria y las decisiones que se toman quedan dentro del campo de la gobernanza. Para la mayoría de las áreas urbanas, esta gobernanza es multi–escalar y a menudo conflictiva, especialmente en el caso de tipos de régimen democrático donde la democracia representativa y participativa co–existen, llevando a preguntas complejas de legitimidad y autoridad durante la toma de decisiones y la aceptación de las decisiones.

Por lo tanto y una vez más, la información es central en la toma de decisiones. Aunque la toma de decisiones es diversa en términos de la información utilizada y los propósitos para los cuales se toman, positiva y normativamente, hay pocas dudas en que se requiere un mejoramiento en la calidad y la diversidad de la información disponible para la toma de decisiones en la ciudad–región. Esta situación es reconocida por las autoridades ministeriales y regionales, como también por las municipalidades y las asociaciones de vecinos.

Así, ‘*good governance*’ requiere buena información. Para determinar objetivos y estrategias alcanzables, hay presión en cuanto a producir información que se pueda manejar efectivamente. El tema de los indicadores ha sido central en muchas de las discusiones asociadas con los cambios ambientales y el desarrollo sustentable, culminando en el nivel internacional con las Metas del Milenio en el año 2000. En muchos casos, los indicadores han sido seleccionados sobre las bases de datos disponibles para una serie de tiempo determinada. En otros casos, los indicadores son aquellos que tienen significado para ciertos grupos de usuarios. El rango de indicadores que son útiles para la planificación y algunas actividades específicas puede variar considerablemente, aunque hay un ímpetu de forma creciente hacia la calidad de los datos, las líneas bases y las metas que se ocupan.

Los instrumentos utilizados para la evaluación de la sustentabilidad en los capítulos siguientes están orientados hacia generar indicadores compuestos que entregan un panorama respecto de las transformaciones metropolitanas. Estos indicadores ofrecen un punto de referencia sobre el cual las organizaciones comunitarias locales, las instituciones públicas y el sector privado pueden tomar decisiones. Sin la caja de herramientas de indicadores a veces no es clara y pertinente la toma de decisiones, porque son tomadas en el corto plazo (o peor aún, decisiones tomadas en forma reactiva o según los intereses de grupos poderosos del momento), y de esta manera se hace casi imposible planificar estratégicamente.

Vale indicar también que en el contexto del desarrollo sustentable, el uso de indicadores ha sido selectivo más que comprensivo debido a la confusión entre desarrollo sustentable y sustentabilidad ambiental. En la mayoría de los casos, la sustentabilidad ambiental es percibida como el pivote del desarrollo sustentable, por eso los indicadores ambientales son usados como proxies para la salud de distintos contextos territoriales. Por lo tanto, es preciso hacer hincapié en que para juntar el rango de aspectos relacionados con el desarrollo más sustentable, o más específicamente la sustentabilidad urbano–regional, es necesario reunir variables ambientales, sociales, económicas e institucionales. Además, para que el sistema pueda ser más o menos sustentable, este equilibrio entre las variables es necesario para asegurar que el desarrollo no está construido como un juego de suma–cero, en que una variable se esté maximizando al costo de otra. El desarrollo sustentable es el desarrollo integrado, por eso los aspectos de vida social y ambiental no son relegados al desarrollo económico, usualmente definidos como crecimiento en el PIB. Una manera de avanzar en esta dirección es tener claridad respecto al objetivo del desarrollo sustentable.

Si se toma la definición de Brundtland (1987): "...satisfacer las necesidades de la presente generación sin comprometer la capacidad de futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades...", resalta el hecho que hay que evaluar las necesidades actuales pero también las capacidades de la gente de satisfacer sus necesidades en el futuro. Dichas necesidades y capacidades son definidas en forma cultural, por eso es importante generar indicadores relevantes en cada localidad. También existe la meta de calidad de vida relacionada con las necesidades y las capacidades. Así, el desarrollo sustentable en una construcción antropocéntrica, por eso la calidad de vida está en el núcleo. Aunque la reducción de la pobreza y la reducción de las inequidades son destacadas como metas importantes para un desarrollo más sustentable, son enfatizadas para promover un mejoramiento en la calidad de vida de la mayoría de los habitantes del mundo. Para sociedades con mayores ingresos, donde el ingreso está mejor distribuido, el desarrollo sustentable contrastará significativamente con la aplicación similar del concepto en una sociedad con menores ingresos y peor distribución de dichos ingresos. En ambos casos el conocimiento de la capacidad de carga de los ambientes locales y regionales es vital para asegurar que la realización de las aspiraciones de una población determinada puede coincidir con respecto a los recursos naturales y calidades ambientales disponibles.

Un argumento en contra de esta posición y que se relaciona con la globalización, es el que sostiene que los recursos pueden ser derivados u obtenidos desde más allá de las localidades y regiones vecinas a través de acuerdos comerciales. Sin duda, este caso genera múltiples externalidades que a menudo no son compensadas y derivan en crecientes inequidades en términos de la disponibilidad de recursos en distintas áreas. Debido a la complejidad de las externalidades globalizadas a menudo no son incluidas por aquellos que se benefician de los recursos, pero un conocimiento más claro de las capacidades y las necesidades naturales y socio-económicas locales, no significa necesariamente que todos los sistemas deben ser enteramente localizados y aislados. Puede estimular una conciencia más precisa de lo que se comercializa, y reconocer los ambientes y las poblaciones que se benefician o son afectados negativamente por estos acuerdos comerciales. Si fuera posible incluir los aspectos relacionados con el proceso de desarrollo, mas allá de las medidas simplificadas como el PIB y PNB, sería aumentada la caja de herramientas para los planificadores y aquellos que construyen las políticas publicas.

Otro argumento necesario en resaltar durante la presente introducción tiene relación con la historia y los principios del desarrollo sustentable que datan del informe de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (1980) y el informe Brundtland (1987), los cuales pueden estar complementados por acuerdos previos relacionados con los cambios urbanos, en el caso de la conferencia de Estocolmo sobre asentamientos humanos (1972) y la primera conferencia Habitat en Vancouver (1976). Aunque hay convicciones fuertes respecto a la degradación de ambientes urbanos y la calidad de vida en las ciudades, en estas reuniones y en estos documentos, que después alimentaron la Conferencia sobre Medio Ambiente y Desarrollo (1992) y la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible (2002), hay una falta de claridad respecto a los métodos de evaluación y los indicadores apropiados para hacer seguimiento de los cambios ocurridos. Esto ha producido críticas a la misión del discurso de desarrollo sustentable y lo que la sustentabilidad urbana puede constituir como una estrategia de planificación.

Aunque el PNUD y Habitat han tratado de aterrizar el pensamiento sobre sustentabilidad en áreas urbanas, a través de aplicaciones de actividades del Programa 21 por ejemplo, las iniciativas tienden hacia medidas ambientales. Hay una debilidad en términos de la transversalidad de los proyectos y la capacidad de alcanzar un rango amplio de los objetivos de sustentabilidad, es decir, un objetivo más reducido es el que se puede identificar claramente como gestión ambiental (a menudo conocido como sustentabilidad ambiental). La Comisión de Desarrollo Sostenible de la ONU busca apoyar el trabajo de estas otras organizaciones dentro de un marco de acción más cohesivo, sin embargo, se favorece la tendencia ambiental. En este

sentido vale resaltar que las Metas del Milenio han logrado superar algunas de estas lecturas más reducidas de desarrollo sustentable, aunque es impactante que las Metas no son comunicadas mediante un set de indicadores de sustentabilidad, a pesar de su concepción de mayor alcance. Sin duda, son más antropocéntricas en orientación, no obstante hay resonancias claras dentro del informe Brundtland y las actividades del Programa 21.

También hay pocas dudas en que las autoridades metropolitanas alrededor del mundo han sido lentas en reaccionar a la agenda de desarrollo sustentable. Aunque se pueden identificar mejores prácticas a escala metropolitana, donde la sustentabilidad se convierte en una meta central de la planificación estratégica, y a niveles locales, donde iniciativas específicas son aplaudidas por sus impactos comunitarios positivos, la experiencia en su conjunto ha sido débil. Los principios de desarrollo sustentable no han sido incorporados en la gestión urbana dominante en la mayoría de los casos, y las formas de evaluar e indicar los cambios están raramente reflejadas en un pensamiento integrado de sistemas.

Los capítulos siguientes buscan enfrentar esta falta de aplicación de los principios de sustentabilidad en la gestión metropolitana y se realiza en el contexto de la Región Metropolitana de Santiago de Chile. Para aplicar las metodologías de evaluación, se hizo una previa selección y se decidió utilizar la Huella Ecológica (vinculada al AFM) y el Índice de Progreso Genuino –IPG (vinculado al IBES). Estas metodologías son conocidas en el ámbito de la economía ecológica aunque menos considerados en la planificación y gestión urbano–regional. No obstante, el argumento que se lanza es que son precisamente estas metodologías las que pueden orientar el desarrollo de las ciudades–regiones hacia un fortalecimiento de su sustentabilidad. Debido a que muchos instrumentos de la economía ecológica surgieron desde aplicaciones a recursos naturales, tales como los bosques y la pesca, fueron marginados por economistas urbanos. Hoy en día, son mayores las sinergias entre la economía ecológica y las transformaciones urbanas debido al aumento en la habitación urbana durante el siglo XX y la intensificación de los impactos locales, regionales y globales del comportamiento en producción y consumo urbano, tales como las implicaciones por las emisiones del transporte y las implicaciones localizadas por presiones sobre el uso de agua. Dadas estas implicancias más amplias de las metodologías de evaluación de la sustentabilidad, dentro de cuales los fenómenos ecológicos son complementados por fenómenos socio–económicos como la producción y consumo (también reflejados en las preferencias culturales), ahora es posible discutir los criterios de sustentabilidad para el desarrollo urbano. Es una adición positiva al pensamiento contemporáneo sobre estudios urbanos y regionales, porque la perspectiva tradicional sobre el desarrollo urbano fijado en criterios económicos conlleva al uso de la medición perversa y reduccionista del crecimiento urbano: PIB. Se trata de complementar el PIB con un rango de otras variables que reflejan las capacidades de carga locales y regionales, y la necesidad de importar y exportar ciertos recursos (incluso materias primas y contaminación), esta alternativa posiblemente puede contribuir a una mejor comprensión de los cambios en calidad de vida en las ciudades–regiones. En este sentido, tanto la huella ecológica como el IPG ofrecen contra–mediciones o mediciones complementarias a las mediciones tradicionales al desarrollo urbano y regional.

Antes de la discusión de las metodologías (capítulos 4 y 5) y los temas de datos asociados con las evaluaciones cuantitativas asociadas, se presenta en el capítulo dos una perspectiva amplia de las metodologías de evaluación, y en el capítulo tres se sintetizan las tendencias de desarrollo reciente en la RMS, con un enfoque particular sobre el tema de las externalidades negativas y los mayores proyectos urbanos que han transformado la región desde principios de la década de 1990. Las conclusiones, en el capítulo seis, apuntan a las limitaciones de las metodologías aplicadas y también las maneras en que se puede contribuir a evaluaciones amplias de las transformaciones de ciudades–regiones y las lecturas de futuros urbanos y regionales más sustentables.

II. Metodologías de evaluación de la sustentabilidad y sus aplicaciones

Esta breve introducción de los marcos conceptuales y las metodologías empleadas en este proyecto de investigación sirven como contexto para sus aplicaciones en el caso de la Región Metropolitana de Santiago. El objetivo principal es comunicar el rápido aumento y desarrollo alrededor del mundo, a distintas escalas geográficas de análisis, de estos tipos de metodologías. En muchos sentidos el proceso de construcción de metodologías y sus aplicaciones es un paso lógico en la agenda del desarrollo sustentable, siguiendo la etapa de formulación de la agenda, la discusión de los indicadores, y las complejidades de monitoreo y evaluación (M+E). Debido a que la agenda de desarrollo sustentable ya está en sus años de maduración desde su ‘nacimiento’ en 1992 dentro del marco del Programa 21, basado en los principios del informe Brundtland de 1987, esta fase de construcción de metodologías y sus aplicaciones es vital al proceso de monitoreo y evaluación. Solamente con un monitoreo y evaluación efectiva, la agenda de desarrollo sustentable puede ser entendida como útil, eficiente en términos de costos, y un instrumento eficaz para la gestión a distintos niveles de gobierno, en el sector privado y las organizaciones basadas en las comunidades.

Como en todas metodologías la fase de construcción es difícil, con complejidades, y exige la comprensión de las limitaciones. No obstante, la multiplicidad de enfoques y métodos que han emergido, durante la década de 1990 en particular, han mostrado su utilidad en términos de diagnosticar situaciones actuales y la incorporación e intervención en el diseño de políticas públicas. Para los propósitos de esta investigación, cuatro metodologías fueron seleccionadas, por considerarse las más ampliamente discutidas y aplicadas entre las alternativas. También reflejan ciertas ‘variaciones sobre un tema’ que se pueden juntar en dos enfoques principales: ‘progreso genuino’ y ‘huellas’. Con el enfoque denominado progreso genuino, se pueden destacar el Índice de Bienestar Económico Sustentable y el Indicador de Progreso Genuino. Este último además ha sido adaptado dentro del Índice de Beneficio Neto Sustentable. En términos de huellas, básicamente la evaluación de externalidades basada en flujos de recursos (por ejemplo, de carbono), la huella ecológica y las metodologías de análisis de flujos de materiales son las más relevantes.

1. Hacia el Desarrollo Sustentable

A pesar de los debates relacionados con las definiciones y las implicaciones prácticas del pensamiento a cerca del desarrollo sustentable, es claro que el concepto se ha convertido en un código importante para la organización de desarrollo nacional, regional y urbano en distintos continentes, países y ciudades. Se puede observar, por ejemplo, en los compromisos de Aarlborg de la Campaña Europea para Pueblos y Ciudades Sustentables (1994), en la Declaración de los ministros de medio ambiente de América Latina en Santa Cruz de la Sierra (1996, y reiterada en el 2006), y en la Declaración de Hong Kong de los representantes de las ciudades en Asia (2005).

Aunque el informe de la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1988 fue claro, especificando su perspectiva sobre los desafíos de la sociedad global contemporánea, fue sólo hasta 1992 que el Programa 21 desdibujó los posibles programas y actividades para aplicar. Estos programas y actividades que se pueden generar están acordes con lo que el informe Brundtland definió como prerequisites para el desarrollo sustentable (ver tabla 1).

TABLA 2.1
CRITERIOS DE LA SUSTENTABILIDAD

CMMAD (1988) Requisitos de una Estrategia Sustentable	CSD-ICLEI (1996, 2002) Criterios de Evaluación del Programa 21
Un sistema político que asegura la participación efectiva de los ciudadanos en la toma de decisiones.	Debe enfrentar las necesidades económicas, sociales y ecológicas en forma conjunta.
Un sistema económico que puede generar superávit y conocimiento técnico en una forma auto-suficiente y sostenido.	Debe incluir un consenso sobre una visión para un futuro sustentable.
Un sistema social que ofrece soluciones para las tensiones que surgen desde el desarrollo no-armónico.	Debe incluir un proceso participativo con residentes locales.
Un sistema de producción que respeta la obligación a preservar la base ecológica del desarrollo.	Debe establecer un grupo de <i>stakeholders</i> , foro o un grupo comunitario multi-sectorial equivalente para vigilar el proceso.
Un sistema tecnológico que puede buscar en forma constante para nuevas soluciones.	Debe preparar un Plan de Acción.
Un sistema internacional que promueve padrones de comercio y financiamiento sustentable.	Debe preparar un Plan de Acción con metas de largo plazo.
Un sistema administrativo que es flexible y tiene la capacidad de auto-corrección.	Debe establecer un marco de monitoreo y evaluación.
–	Debe establecer indicadores para medir el progreso.

Fuente: CMMAD (1988); CSD-ICLEI (2002).

Las discusiones y debates generados por el informe Brundtland impulsaron un rango amplio de iniciativas y consenso sobre algunos temas considerados marginales hasta el momento por los jefes de gobierno (en la Declaración de Río participaron 108 jefes, y 172 gobiernos en total). A pesar de centrarse en los cambios climáticos, los bosques, la biodiversidad y ciertos principios, el capítulo 7 del documento Programa 21 se dedicó específicamente a los asentamientos humanos, definiendo 8 áreas de trabajo. El Programa 21 y las otras iniciativas que surgieron de la Cumbre de Río marcaron una segunda etapa en la evolución internacional para una concientización sobre los vínculos entre modelos de desarrollo socio-económico y el uso de 'la naturaleza' (como materia prima –*inputs*– y 'sumideros' –*outputs*–). Este segundo proceso ha consolidado instituciones y políticas vinculadas con las iniciativas de Río de Janeiro. Antes de la

Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible en Johannesburgo en el año 2002, se realizó una Asamblea General de las Naciones Unidas en Nueva York en 1997 (Río+5) y otra reunión en marzo 2002 en Monterrey sobre el financiamiento de las iniciativas.

El informe Brundtland presenta un marco amplio de sistemas interrelacionados, cada uno con una clara orientación, mientras que los criterios del Programa 21 muestran los aspectos de gestión a nivel local. Como se puede observar en la tabla 2.1 hay claridad respecto a las dimensiones de los objetivos amplios y el proceso (evaluación). Los medios específicos también son presentados en las secciones de implementación del Programa 21. La selección de instrumentos y las combinaciones coherentes de instrumentos se deja a los tomadores de decisiones local, a la luz de prioridades locales, consideraciones de recursos, 'trade-offs' y conflictos (ver Gibson y otros., 2005).

El Programa 21 ofrece un marco amplio de objetivos y actividades que se pueden incorporar a nivel local, no obstante, es cuestionable el éxito con el cual se ha empleado el Programa a niveles nacionales y locales. A pesar de un comienzo lento durante la década de 1990, es cierto que ahora más municipalidades tienen actividades que cumplen con los criterios definidos por la Comisión de Desarrollo Sostenible (CDS) y ICLEI (ver tabla 2.1). Si se combinan los requisitos presentados en el informe Brundtland con los criterios de CDS/ICLEI para la evaluación de Programa 21 alrededor del mundo, es posible mostrar los principios claves o criterios para el desarrollo sustentable, y entonces la planificación estratégica sustentable. Todos son aplicables a espacios urbanos y el desafío es para las ciudades más grandes, las cuales son más claramente susceptibles a los intersticios de las tendencias globalizadas y localizadas, para usar la frase de Eric Swyngedouw (1992): en los "intersticios de la globalización".

Si se construye sobre lo que está desarrollado en el Programa 21 y reiterado en la Cumbre de Johannesburgo, junto con las Metas del Milenio que surgieron de la Cumbre de Desarrollo Social en Copenhaya en 1995 y ratificadas por todos los miembros de la ONU en Nueva York en el año 2000, se puede ver la naturaleza transversal de la agenda de sustentabilidad seguido a nivel multilateral. Pero no es solamente en el nivel multilateral que se quedan esta agenda y sus metas. Es a través de su aplicación a niveles nacional, regional y local que se consigue un desarrollo más sustentable y que se puede definir la praxis de la sustentabilidad.

La agenda de sustentabilidad asociada con el Programa 21 ha sido enfocada a nivel local. El término Programa Local 21 o Agenda Local 21 (LA21) surgió para enfatizar este aspecto aunque el título del documento presentado en Río de Janeiro en 1992 es simplemente el Programa 21. De todas maneras, el tono del documento no está solamente orientado hacia la escala más local. Eso es particularmente relevante para las áreas metropolitanas que pueden incluir múltiples municipalidades.¹ Claramente hay considerables oportunidades para integrar las estrategias municipales locales dentro de un marco mayor que cubre la ciudad–región. Ello ha sido el objetivo de la planificación estratégica en general, para Bilbao, Vancouver, Santiago de Chile, entre otras. En este sentido es interesante comparar los criterios para la planificación urbana estratégica, como los presentados por Fernández Güell (2000) en la tabla 2.2 respecto a los de la agenda de sustentabilidad mostrados en la tabla 2.1.

¹ Parece poco lógico que una municipalidad tenga un plan de sustentabilidad que enfatiza bajas emisiones vehiculares y persigue este objetivo, si su municipalidad vecina enfatiza el uso del vehículo privado sobre el transporte público a través de inversiones en infraestructura con tal propósito.

TABLA 2.2
CARACTERÍSTICAS DE LA PLANIFICACIÓN ESTRATÉGICA DE CIUDADES

Visión a largo plazo y carácter plurilegislativo
Consideración del entorno
Identificación de la ventaja competitiva
Visión integral de la realidad urbana
Flexibilidad decisional
Concentración en temas críticos
Orientación a la acción
Fomento y coordinación de la participación de todos los agentes sociales
Modernidad de la administración

Fuente: Fernández Güell (2000).

Es claro que objetivos más amplios sean requeridos a niveles institucionales y espaciales superiores. En la práctica es más común que sea así, pero mayormente a nivel sectorial, por ejemplo, para estrategias de aire limpio, instalaciones de tratamiento de aguas, estrategias para el manejo de residuos sólidos, políticas de empleo, políticas de transporte, entre otras. El techo que da rigidez a estos pilares sectoriales para garantizar un marco sólido es armado en pocas oportunidades. Los componentes interrelacionados que trascienden las políticas e intervenciones sectoriales son generalmente débiles, incapaces de encontrar un espacio entre las arquitecturas institucionales existentes o dentro de los instrumentos de planificación existentes. Tal vez se debe a su significado y su rol potencialmente poderoso para determinar el desarrollo urbano. Entender el marco contextual dentro de cual actúan las intervenciones sectoriales y los intereses asociados, empodera a los diseñadores y gestores para negociar y resolver los conflictos sobre recursos, propiedad y desarrollo (Campbell, 2005). Es por esta misma razón que los ejercicios de planificación contemporánea de sustentabilidad son los más participativos posibles, por cierto a través de las agencias gubernamentales y más a menudo en conjunción con un rango amplio de *stakeholders* (véase Allen y otros, 2002; Gross, 2002; Unsworth, 2004). Más que un enfoque experto, de ‘caja negra’, de la planificación basada dentro del ejecutivo de una autoridad gubernamental ‘responsable’, es una perspectiva de diseño a través de la discusión, por ejemplo, por charettes, grupos de expertos y no-expertos, o grupos de *stakeholders* ya claramente consolidados e identificados.

Antes de detallar como estos factores entran en juego en las secciones que siguen, es relevante anotar el grado en que la agenda multilateral de sustentabilidad ha sido orientada hacia espacios urbanos, y el grado en que tal vez y solamente en el discurso, esta agenda ha sido adoptada por instituciones nacionales, regionales y locales. Aunque el informe Brundtland –producto de foros regionales y asistencia técnica experta entre el período 1983/1987– está reconocido como el documento fundacional respecto al desarrollo sustentable, sus raíces son más profundas. La conferencia de Estocolmo (1972) y la creación de PNUMA, la primera conferencia de Habitat de la ONU en Vancouver (1976), el informe de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (1980), los informes Brandt (1980, 1983), y la conferencia Habitat II en Estambul (1996), entre otros, enfatizaron las debilidades en el modelo de desarrollo predominante post-guerra. El rol contemporáneo de los centros urbanos, en particular los centros urbano-industriales, fue clave en estas discusiones; en Estocolmo, por ejemplo, dominaban las preocupaciones con la contaminación atmosférica (‘lluvia ácida’, véase Hajer, 1997). La preocupación urbana se ha mantenido en la institucionalidad y en los posteriores objetivos multilaterales. Esto se puede ver en las Metas del Milenio (2000), la Cumbre de Johannesburgo (2002) y el trabajo continuo de Habitat, PNUMA y la Comisión de Desarrollo Sostenible.

En el caso de Habitat se enfatizan los vínculos entre pobreza y el desarrollo urbano, y las preocupaciones han sido convertidas en las Metas del Milenio, en particular bajo el tema ambiental número 7: aumento en el acceso a agua potable, erradicación de tugurios para 100 millones de personas, y el objetivo menos claro en términos de implementación se refiere a la vinculación en políticas (ONU, 2006):

“Integrar los principios de desarrollo sustentable en políticas y programas nacionales; revertir la pérdida de recursos ambientales”.

Más específicamente en términos de la sustentabilidad, la creación del Programa de Ciudades Sostenibles en 1991 (PNUMA–Habitat) ha sido significativo en promover, principalmente, intervenciones ambientales en ciudades de América Latina, África y Asia, también Rusia y Polonia. En América Latina se incluyen San José (Costa Rica), Bogotá (Colombia), Quito (Ecuador), Lima–Callao (Perú), Concepción (Chile), Cienfuegos (Cuba) y Piranhas (Brasil) entre una lista de 18 ciudades. Este programa anduvo mano a mano en muchos sentidos con los diagnósticos de las situaciones ambientales en centros urbanos organizados por las actividades GEO–Ciudades del programa *Global Environmental Outlook* de PNUMA. El proyecto GEO–Ciudades ha facilitado la recolección y evaluación de datos importantes, pues se enfoca en establecer las presiones, el estado contemporáneo, los impactos socio–económicos y ambientales paralelos, y las posibles respuestas. La crítica principal que se puede lanzar hacia los programas de Ciudades Sostenibles y Geo–Ciudades es su predominante orientación ambiental. Eso difiere un poco de los programas de desarrollo de Hábitat y la CDS. En el contexto del último, se puede destacar el Plan de Implementación de la Cumbre de Johannesburgo que identifica los desafíos urbanos en términos amplios, enfatizando vivienda, transporte, energía y servicios (UN, 2002).

Para América Latina, y Santiago de Chile en particular, se pueden agregar las iniciativas que han sido regionales en orientación. La conferencia de ministros ambientales en Santa Cruz de la Sierra (Bolivia) en 1996, no solamente enfatizó la necesidad para sociedades en América Latina de avanzar hacia estrategias de producción y consumo más sustentables en general, sino también aclaró los desafíos presentados por los altos niveles de urbanización en la región (II.3 del Plan de Acción) y la necesidad de incorporar la dimensión de desarrollo sustentable en la planificación urbana (Iniciativa 45) (OAS, 1996); diez años más tarde, persisten muchos de estos desafíos (véase Winchester, 2005).

La iniciativa más reciente se relaciona con la decisión que surgió en la Cumbre de Johannesburgo para formar una institución regional: la Iniciativa de América Latina y el Caribe para el Desarrollo Sustentable, promoviendo el Programa 21 y los puntos que surgieron de dicha Cumbre. En el campo de ciudades más sustentables, se puede esperar un primer paso similar a la Declaración de Desarrollo Sustentable para Ciudades dada por representantes de ciudades en Asia en febrero 2004. La esencia de la Declaración es tal vez encapsulada en el Artículo 4 que afirma lo siguiente:

“En una era de la globalización acelerada, las ciudades se están enfrentando con desafíos y oportunidades. Más que nada, las ciudades representan el nexo de comercio, industria, finanzas, cultura, transporte y comunicaciones, tienen el potencial para conectar todas las áreas, rurales y urbanas, y todos los segmentos de la sociedad, en una fuerza productiva conducida a una globalización y una urbanización más justa, equitativa y sustentable” (Asia and Pacific Leadership Forum, 2004).

Estas declaraciones replican muchos de los principios y prospectivas ya consolidadas y reconocidas en el ámbito multilateral. En los principios de Melbourne sobre la sustentabilidad urbana (ver tabla 2.3), la declaración de Gauteng (2002) para gobiernos regionales, y la de los municipios locales en América Latina a través de la Declaración de Ñuñoa (ver tabla 2.4).

TABLA 2.3
PRINCIPIOS DE MELBOURNE

1. Ofrecer una visión a largo plazo para las ciudades que se basa en la sostenibilidad; la igualdad intergeneracional, social, económica y política; y la característica individual de esta.
2. Lograr la seguridad social y económica a largo plazo.
3. Reconocer el valor intrínscico de la biodiversidad y de los ecosistemas naturales, y protegerlos y restaurarlos.
4. Permitir a las comunidades reducir su huella ecológica.
5. Edificar sobre las características de los ecosistemas en el desarrollo y el fortalecimiento de ciudades sanas y sostenibles.
6. Reconocer y edificar sobre las distintivas características de las ciudades, inclusive sus valores humanos y culturales, su historia y los sistemas naturales.
7. Dar poder a los ciudadanos y fomentar la participación.
8. Extender y permitir a los sistemas cooperativos trabajar hacia un futuro sostenible común.
9. Fomentar la producción y el consumo sostenibles por medio del uso adecuado de tecnologías ambientales sólidas y un cuerpo directivo efectivo.
10. Facilitar la continua mejora, que se base en la responsabilidad, claridad y buena administración.

Fuente: UNEP (2002).

TABLA 2.4
**CARTA DE NUÑO DE LAS MUNICIPALIDADES LATINOAMERICANAS PARA EL
DESARROLLO SUSTENTABLE (2002)**

I. El rol de los gobiernos locales latinoamericanos en el siglo 21
1. Acelerar la implementación del desarrollo sustentable
2. Impulsar una nueva cultura de sustentabilidad
3. Impulsar la igualdad y la democracia
4. Combatir la pobreza
5. Garantizar la paz, la justicia y la seguridad
6. Proteger los bienes comunes
7. Hacer un buen gobierno
II. De la Agenda a la Acción: los compromisos de los gobiernos locales para la acción
8. Implementaremos los acuerdos expresados en la Declaración de Johannesburgo de las autoridades locales y los procesos de AL21
9. Reestructuraremos la administración local para promover el desarrollo sustentable
10. Invertiremos en líderes locales y en la comunidad
11. Fortaleceremos la participación ciudadana
12. Utilizaremos instrumentos y herramientas eficaces
13. Promoveremos y facilitaremos la cooperación entre las diferentes esferas de gobierno
14. Promoveremos campañas para la Agenda Local 21 nacionales
15. Evaluaremos los impactos de nuestros compromisos
III. Apoyo y recursos: la Red de la Agenda Local 21 para América Latina y el Caribe
16. Conformar y fortalecer una instancia de apoyo
17. Dotar de los recursos suficientes

Fuente: ICLEI-GTZ (2002).

Aunque se puede argumentar que la agenda de desarrollo sustentable tiene ambigüedades conceptuales y que el progreso ha sido lento en asumirla como ‘mapa’ para la planificación del desarrollo urbano, es claro que han surgido avances significativos. En el Plan de Londres (2004), por ejemplo, la sustentabilidad es un tema destacado que no solamente es central al plan mismo de 15–20 años, sino a través de las iniciativas en todas partes de la ciudad promovidas por la Autoridad del Gran Londres.

2. El rol de la economía Ecológica o Desarrollo y naturaleza

La relación entre el desarrollo socio–económico y el uso de ‘la naturaleza’ tiene una larga historia y autores como Jared Diamond (1998), Alfred Crosby (1986) y otros, han definido las trayectorias de distintas civilizaciones durante siglos. Enfatizando la importancia de esta relación sociedad–naturaleza, hemos visto el avance de una serie de debates y propuestas conceptuales y teóricas durante los últimos treinta años del siglo XX, en particular.

En términos conceptuales y teóricos, existen varias ideas relacionadas con el tema del desarrollo sostenible, desde enfoques identificados como la “ecología profunda” (de Arne Naess) pasando por posiciones intermedias como la modernización ecológica (de Maarten Hajer y Arthur Mol), la sociedad de riesgo (de Ulrich Beck) y distintas posiciones *vis-à-vis* con la ecología política (por ejemplo: Forsyth; Peet y Watts), desarrollo a la escala humana (de Max Neef), hasta posiciones bastante antropocéntricas (como la de Simon y Kahn, y Bjorn Lomborg). Entre estos debates y las teorizaciones sobre la relación entre los seres humanos y sus entornos, se destaca la teoría de co–evolución propuesta por Richard Norgaard (1994). Norgaard enfatiza la importancia de la inter–dependencia entre sistemas sociales y sistemas naturales, y las maneras en que se complementan y se establecen límites y riesgos. En el ámbito rural la evidencia de esta relación es muy clara, en términos de la degradación de suelos, la contaminación de aguas, y la sobre–explotación de recursos locales, renovables o no–renovables. En el caso de los asentamientos humanos, esta relación ha perdido importancia para muchos debido a la distancia entre el consumidor y el recurso en muchas instancias, por ejemplo, energía, agua, comestibles, materias primas, entre otros.

Las raíces de las diversas metodologías que se pueden usar para evaluar los cambios desdibujados en estas iniciativas es posible encontrarlas en el movimiento desde la economía ambiental clásica hacia la economía ecológica. Las publicaciones de Robert Costanza, Herman Daly y Manfred Max–Neef se destacan en el desarrollo de este enfoque de economía ecológica como disciplina. Debido a la debilidad de la economía ambiental clásica basada en la valoración ambiental de principios de oferta y demanda, los economistas ecológicos buscaban reflejar valores ambientales que incorporen un rango de no–usos, descuentos o usos potenciales, elementos éticos y sistemáticos, más allá de usos definidos solamente por el mercado. El concepto de servicios ambientales ha sido un resultado importante de este enfoque, y está asociado con el concepto de *cáпитal natural crítico* y capacidades de carga. Como un enfoque derivado por economistas, el corazón de estos conceptos y las metodologías que han sido producidas quedan en la cuantificación y la valoración. Una de las más grandiosas muestras de este enfoque es el trabajo de Costanza y otros. (1997) que valoró los ecosistemas globales en un promedio de US\$ 33 trillones por año. Esto supera en exceso el PIB global de US\$ 18 trillones por año, generando críticas de economistas ambientales más convencionales al considerar que los valores ambientales no deben exceder la capacidad del mercado para pagar por ellos: los valores son fijados por el mercado según el *cáпитal* disponible. El cuadro más amplio generado por los economistas ecológicos refleja mejor las valoraciones inter–generacionales (incluyendo valores de descuento) más que los enfoques que definen valores en precios corrientes según el estado actual del mercado. Esta falta de futuridad es un problema dentro de un marco de sustentabilidad que enfatiza la naturaleza a largo plazo con evaluaciones e intervenciones apropiadas.

Este cambio hacia la incorporación de valoración ambiental de condiciones y servicios ha sido importante, y la transición hacia la sustentabilidad requiere cada vez más del analista. Hay necesidad no solamente de incorporar criterios ambientales y económicos, que es uno de los objetivos del informe Brundtland, sino también reflejar adecuadamente consideraciones sociales y culturales. Son estas últimas, más que nada, mal integradas en las metodologías de valoración. También es el caso con las metodologías utilizadas por este proyecto. En el caso de la huella ecológica y los flujos de recursos o materiales, no hay consideración de las dimensiones sociales y culturales más allá de las tendencias de producción y consumo. Aunque la producción y el consumo reflejan los aspectos vitales del comportamiento social, el uso de recursos y los residuos creados, hay otros elementos dentro del rango de criterios sociales y culturales que afectan las metodologías de evaluación y valoración. Por ejemplo, si se considera desde el principio que el valor total económico de un recurso involucra la suma de usos directos, usos indirectos, valor de existencia y valores opcionales, es inevitable que se tenga que enfrentar con cuales son los valores de existencia de una especie según su rol dentro la cultura local, también los aspectos sociales de los valores opcionales (uso actual versus uso en el futuro con la aplicación correspondiente de una tasa de descuento). A la luz de la necesidad de introducir los criterios sociales y culturales en las evaluaciones de sustentabilidad, el IPG y el IBES son más útiles en integrar criterios sociales, ambientales y económicos. También, en incluir factores como el trabajo voluntario y los costos de seguridad, y al considerarlos como contribuciones positivas y negativas respectivamente, muestran una tendencia importante reflejada en incluir más variables que en los métodos económicos tradicionales que sobre–enfatan variables de producción y consumo orientado hacia ingresos (sueldos, gastos personales, etc.) que no diferencian entre tipos de gastos. No es el mismo resultado en términos de calidad de vida si una familia gasta un 20% de sus ingresos en seguridad, costos de salud y pagos legales, que si la misma suma se está gastando en vacaciones, restaurantes y cinemas.

Aunque la economía ecológica avanza hacia el mejoramiento de metodologías de evaluación que son capaces de captar transformaciones más amplias en la sociedad, a través de la incorporación de distintas variables y procedimientos para sus cálculos, su mismo nombre refleja una tendencia hacia la relación entre recursos naturales y la calidad ambiental, y criterios económicos. Estos criterios económicos son percibidos como una reducción de preferencias sociales. No obstante, la evaluación de sustentabilidad, si pretende captar el rango completo de transformaciones intra e inter–generacionales que se suceden, debe ir más allá de esta construcción.

Dos autores quienes han contribuido considerablemente en este sentido son Richard Norgaard (1994) y Gilberto Gallopin (2003). Norgaard crea esta relación entre cultura y ecología y discute sus tendencias co–evolutivas. Esta co–evolución ni es determinismo ambiental ni determinismo cultural. Une las dos y refleja su interdependencia, sugiriendo que este proceso interactivo responde menos a los principios universales y más a los aspectos específicos de esta dinámica. Los resultados son inciertos y los procesos y las estructuras son complejos. Es poco probable que el estudio del sistema en sentido de equilibrio, que no es estático, haga al control y la predicción más complejos. Dentro de la red de factores que interrelacionan este proceso de cambio, es posible destacar valores, conocimiento, tecnologías, medio ambiente y organización. Éstos reflejan las necesidades sociales y también cómo las condiciones naturales serían afectadas por estas necesidades (preferencias y deseos), y revelan la interfase esencial entre fenómenos sociales y naturales. Aunque se puede argumentar que la economía es la interacción de mecanismos en esta interfaz, hay claramente otros factores que hay que tomar en cuenta, tales como la manera en que los valores y el conocimiento afectan el cómo nos organizamos y el cómo respondemos a distintos estímulos o creamos demandas. Es a través de este tipo de marco que sería posible avanzar hacia mejores metodologías de sustentabilidad. Norgaard utiliza el ejemplo del uso de pesticidas en los EE.UU. para mostrar estas transformaciones co–evolutivas, indicando retroalimentación positiva que aumenta el uso, resistencia y más uso durante los años de post–guerra y cómo decisiones de política (reflejando los cinco factores o campos de consideración) contribuyeron a este proceso.

Desde una perspectiva ecológica, Gilberto Gallopin también contribuye a esta perspectiva amplia de cómo comprendemos las relaciones entre cambios sociales, recursos naturales y calidad ambiental. Utiliza principios desarrollados en ecología para reflejar estos cambios dentro de lo que define como el sistema socio-ecológico. Además, enfatiza en los diversos elementos que cambian la disponibilidad de recursos, y en los elementos que influyen en las respuestas sociales a estos cambios. Los factores que influyen en esta capacidad de respuesta son los de adaptabilidad, homeostasis, comprensión de una situación, auto-suficiencia, y empoderamiento. El conocimiento generado desde otras especies ecológicas, con la adición de factores que son más específicos a los *homo sapiens*, pueden contribuir en la comprensión de cómo las sociedades se desarrollan y cambian con respecto al capital natural. A través de las sinergias entre los trabajos de Norgaard y Gallopin, es posible enfatizar distintas áreas de actividad que deben ser incorporadas en las evaluaciones de sustentabilidad. En el caso de los asentamientos humanos, es evidente que el hecho de basar evaluaciones de calidad de vida en criterios económicos limitados, sin tomar en cuenta equilibrios distintos, retroalimentaciones, capacidades adaptativas y contextos de conocimiento-tecnología, limitan nuestra comprensión de cómo se cambian.

3. ¿Indicadores sin métodos?

Aunque las metodologías de evaluación de sustentabilidad, como la huella ecológica, han sido de circulación por más de una década, es en el área de indicadores que se han hecho la mayoría de los esfuerzos. La paradoja interesante en este sentido es el hecho que los indicadores son producto de procesos de evaluación más que de factores en si mismos. Es esta clara separación de indicadores de los procesos que los generan puede ser vista como una debilidad. El objetivo de la evaluación de la sustentabilidad es evaluar para iniciar acciones. Los indicadores que son solamente positivos, que miden cambios retrospectivamente, son menos adecuados para el análisis de la sustentabilidad comparado con elementos normativos, en que los indicadores son fijados con base en visiones deseadas y generadas por procesos participativos en la sociedad. En circunstancias ideales, hay una necesidad de construir datos en series de tiempo que revelen tendencias en las ciudades-regiones, no obstante, en muchos casos son difíciles de construir históricamente debido a la escasez de datos ambientales y la debilidad de los datos sociales. Los datos económicos son usualmente insatisfactorios debido a la orientación del desarrollo económico de las estrategias de desarrollo nacional y regional durante la última mitad del siglo XX.

La tendencia a diseñar paquetes de indicadores que pueden ser utilizados en distintos contextos sociales y culturales, ha sido central en las actividades de la ONU en el período post-guerra. Este proceso ha sido unido con otras instituciones de perspectiva global, tales como las instituciones Bretton Woods. El énfasis desde la década de 1950 hasta la década de 1990 se hacía en la información económica, tal que esa era la información manejada por el FMI y el Banco Mundial para usar en sus evaluaciones nacionales y regionales, pero hay un aumento contemporáneo en otros datos que influyen en la toma de decisiones. Por ejemplo, en su Anuario Estadístico de América Latina y el Caribe (2006), la CEPAL ha incluido por primera vez y explícitamente datos de calidad ambiental. Esta inclusión refleja la incorporación del proyecto de gestión de datos ambientales en la división de estadísticas. Dentro los proyectos: BADEINSA para datos sociales, y BADEIMA para datos ambientales, hay una tendencia creciente en combinar datos sociales y ambientales para evaluar en paralelo con datos económicos, y en consecuencia ofrecer una evaluación más orientada hacia la sustentabilidad analizando las trayectorias de desarrollo.

Estas tendencias hacia unir diversos datos puede observarse en el modelamiento de distintos índices para evaluar procesos de desarrollo, avanzando mas allá de las limitaciones del PIB y PNB como indicadores de la salud de una sociedad o calidad de vida. Por ejemplo, los índices creados por el PNUD y Habitat, el primero para apreciar mejor el desarrollo humano (medido en conjunto con el indicador más tradicional, el PIB), y el segundo para establecer situaciones de necesidades básicas en asentamientos humanos. Ver tabla 2.5.

TABLA 2.5
ÍNDICES E INDICADORES DEL PNUD Y HABITAT

Índice de Desarrollo Humano, PNUD	Indicadores Habitat
Esperanza de vida	% sin acceso a saneamiento
Tasa de alfabetización	% sin acceso a agua potable
Nivel escolar	% sin acceso a tenencia segura
PIB per cápita	% en vivienda permanente

Fuente: <http://www.desarrollohumano.cl> y <http://www.unhabitat.org:80/about>.

Al complementar los indicadores económicos, es posible construir un cuadro más completo de distintas situaciones, utilizando datos coleccionados sistemáticamente. Aunque es cuestionable en términos de lo que se puede alcanzar, también es posible usar este tipo de datos para comparar contextos nacionales para nuevas intervenciones de asistencia técnica, y para comparar distintos asentamientos, incluso distritos urbanos, y enfocar mejor esta asistencia.

Desde la adopción del Índice de Desarrollo Humano (IDH) a principios de la década de 1990, y las comparaciones entre el IDH y el PIB para establecer distintos rankings de condiciones de desarrollo nacional, la necesidad de incorporar datos ambientales en esta relación ha sido un hecho claro. Eso está ocurriendo hasta cierto punto, pero no en términos de vincularlos como en el caso del IDH-PIB. El índice de sustentabilidad ambiental, desarrollado por las universidades de Columbia y Yale para el Foro Económico en Davos, fue utilizado para llenar este vacío y para organizar datos según cinco campos, integrando 22 temas y 78 variables. Los campos principales son los de: sistemas ambientales; reducción de estrés sistémico; reducción de vulnerabilidad humana; capacidad social e institucional; y stewardship global. En el ejercicio del año 2002, Finlandia obtuvo el mejor índice; Kuwait el peor (entre 142 países con datos adecuados); en el ejercicio del año 2005, Finlandia mantuvo esta posición, con Corea del Norte en el último lugar entre 146 países. Aunque no sirve como análisis de sustentabilidad o ranking de sustentabilidad de países, el énfasis sobre vulnerabilidad y aspectos organizacionales reflejan claramente preocupaciones más amplias, que por ejemplo en el Índice de Desempeño Ambiental (IDA) desarrollado por las mismas instituciones. El IDA es un índice ambiental más convencional, basado en calidad de aire, calidad de agua, cambios climáticos y variables de protección de suelos.

Las Metas del Milenio siguen esta tradición de desarrollo de indicadores para comparaciones internacionales e intra-nacionales. Fueron diseñadas por la ONU para establecer metas más que para monitorear sólo cambios continuos, las metas han sido fijadas como desafíos de desarrollo para el año 2015. En su totalidad, el rango de temas cubiertos por las metas sugiere que sirven como metas de desarrollo sustentable, que generarán estrategias de sustentabilidad a nivel nacional para proseguirlas. Los ocho campos de acción se presentan en la tabla 2.6:

TABLA 2.6
METAS DEL MILENIO

Objetivos	Descripción
Objetivo 1 Erradicar	la pobreza extrema y el hambre
Objetivo 2 Lograr	la enseñanza primaria universal
Objetivo 3 Promover	la igualdad entre los sexos y la autonomía de la mujer
Objetivo 4 Reducir	la mortalidad de los niños menores de 5 años
Objetivo 5 Mejorar	la salud materna
Objetivo 6 Combatir	el VIH/SIDA, el paludismo y otras enfermedades
Objetivo 7 Garantizar	la sostenibilidad del medio ambiente
Objetivo 8 Fomentar	una asociación mundial para el desarrollo

Fuente: <http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/>

Aunque los indicadores económicos no son incluidos, estos objetivos están más claramente relacionados con lo que pueden ser designados objetivos últimos más que objetivos próximos de desarrollo. Debido a que el desarrollo económico está diseñado para mejorar la calidad de vida a través de la reducción de riesgos y el mejoramiento de *livelihoods*, entendido en sentido más holístico, la evaluación de la economía global debe ser medida en estos términos más que en términos de acumulación de capital y crecimiento económico per se. Para reducir el número de posibles indicadores, un proceso de selección es evidente. En el caso de lo ambiental hay una preferencia por el mejoramiento de las condiciones de vivienda (menos gente viviendo en tugurios), acceso al agua potable, y la integración del desarrollo sustentable en políticas y programas nacionales. Este último indicador es complejo debido a que debe captar o abarcar todos los otros indicadores. No obstante, y lamentablemente, las variables utilizadas para su medición son débiles, por ejemplo, las correlaciones utilizadas para evaluar esta integración de desarrollo sustentable con los de cobertura de bosques, áreas de protección de biodiversidad, uso de energía y emisiones de CO₂. Más que indicadores de desarrollo sustentable, estas correlaciones reflejan una agenda de eco-eficiencia y protección de la biodiversidad, que es sin duda importante pero no captan muchos de los aspectos antrópicos de desarrollo, tales como calidad de vida. Tal vez la clasificación de este sub-grupo de indicadores como “sustentabilidad ambiental” refleja esta orientación específica. No obstante, como en todos los usos del término “sustentabilidad ambiental” una crítica dura es cómo esta sustentabilidad específica se vincula con el desarrollo sustentable; por ejemplo, ¿requiere o no sustentabilidad social y sustentabilidad económica complementarias? ¿O es el caso que sustentabilidad ambiental es sinónimo con desarrollo sustentable? Es evidente que la Meta 9, que vincula políticas ambientales y económicas, es un objetivo último para el amplio rango de Metas, mientras que las otras dos (reducción de tugurios y acceso a agua potable) son objetivos próximos.

La relación entre procesos e indicadores en el análisis de sustentabilidad es compleja. La CDS construyó una matriz de indicadores de sustentabilidad durante la década de 1990 con la expectativa que los distintos países los emplearían en las estrategias de desarrollo sustentable a nivel nacional. En particular, la Comisión enfatizó la necesidad que los contextos nacionales y locales fueran tomados en cuenta, y por encima de que los indicadores fueran utilizados para comparaciones internacionales u otras áreas geográficas. En este sentido, la matriz de indicadores es una herramienta para una gestión localizada más que para ejercicios de ranking internacional. Es significativo si las variaciones en experiencias locales, regionales y nacionales son tomadas en cuenta para facilitar la planificación de sustentabilidad en contextos específicos. En muchos sentidos es el caso de indicadores reflejando procesos heterogéneos, más que indicadores promoviendo una homogenización de experiencias.

La Unión Europea también ha sido activa en este sentido. Un elemento central de los Compromisos de Aalborg sobre pueblos y ciudades sustentables firmado en 1994 era tener indicadores que pudieran reflejar una visión de un asentamiento más sustentable. En ciertos sentidos, hay un fuerte enfoque de gestión urbana en los indicadores de Aalborg cuando es comparado con la CDS, por eso ofrece más a la agenda de sustentabilidad urbana a escalas de ciudad–región y local comparado con la orientación más nacional de la matriz de la CDS. Los dos paquetes de indicadores se pueden ver en las tablas 2.7 y 2.8:

TABLA 2.7
INDICADORES DE LA COMISIÓN PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE (CDS)

Social		
Tema	Sub–tema	Indicador
Equidad	Pobreza	% de la población bajo la línea de pobreza
		Índice Gini de distribución de ingreso
	Equidad de género	Rango de sueldos: mujeres y hombres
Salud	Estatus nutritiva	Estatus nutritivo de niños
	Mortalidad	Tasa de mortalidad por debajo de los 5 años
		Esperanza de vida
	Saneamiento	% población con instalaciones de saneamiento
Agua potable	% población con acceso a agua potable	
Salud	Acceso a servicios de salud	% población con acceso a servicios de salud
		Inmunizaciones contra enfermedades infecciosas
		Tasa de uso de control de natalidad
Educación	Nivel educacional	Niños que alcanzan grado 5 de educación
		Nivel de educación secundaria en adultos
	Alfabetización	Tasa de alfabetización de adultos
Vivienda	Condiciones de vida	Área por persona
Seguridad Crimen		No. de crímenes documentados por población
Población Cambios demográficos		Tasa de crecimiento poblacional
		Población viviendo en asentamientos informales
Economía		
Tema	Sub–tema	Indicador
Estructura económica	Desempeño económico	PIB per cápita
		Inversiones como proporción del PIB
	Comercio	Comercio neto en productos y servicios
	Estatus financiero	Rata (Rango) deuda – PNB
		Asistencia de desarrollo (ODA) ofrecido o recibido como % de PNB

(continúa)

TABLA 2.7 (continuación)

Tendencias de consumo y producción	Consumo de materiales	Intensidad de uso de materiales
	Usos de energía	Consumo de energía anual per cápita
		Proporción de consumo de recursos energéticos
		Intensidad de uso energético
	Generación y gestión de residuos	Generación de residuos industriales y municipales
		Generación de residuos tóxicos
		Gestión de residuos radioactivos
		Reciclaje y re-uso de residuos
Transporte	Distancia viajada per cápita por modo de transporte	
Ambiental		
Tema	Sub-tema	Indicador
Atmósfera	Cambios climáticos	Emisiones de gases invernadero
	Deterioro en la capa de ozono	Consumo de sustancias de degradación del ozono
	Calidad del aire	Concentraciones ambientales de contaminantes de aire en áreas urbanas
Suelo	Agricultura	Suelos arables y de cultivos permanentes disponibles
		Uso de fertilizantes
		Uso de pesticidas agrícolas
	Bosques	Área de bosque como % de área de suelo
		Intensidad de cosecha de madera
	Desertificación	Suelo afectado por desertificación
Urbanización	Áreas de asentamientos formales e informales	
Mares y bordes costeros	Borde costero	Concentraciones de algas en aguas costeras
		% de la población total viviendo en áreas costeras
	Pesca	Captura anual de especies principales
Agua dulce	Cantidad de agua	Extracción anual de aguas superficiales y subterráneas como % del total disponible
Agua dulce	Calidad de agua	Demanda Biológica de Oxígeno en cuerpos de agua
		Concentraciones de coliformes fecales en agua dulce
Biodiversidad	Ecosistema	Área de ecosistemas claves seleccionados
		Área protegida como % del área total
	Especies	Abundancia de especies claves seleccionadas

TABLA 2.7 (conclusión)

Institucional		
Tema	Sub–tema	Indicador
MARCO INSTITUCIONAL	Implementación estratégica de DS	Estrategia Nacional de Desarrollo Sostenible
	Cooperación internacional	Implementación de acuerdos ratificados
	Acceso a información	No. de suscripciones de internet por población
CAPACIDAD INSTITUCIONAL	Infraestructura de comunicaciones	Líneas telefónicas por 1000 personas
	Ciencia y tecnología	Gastos en investigaciones y desarrollo como % del PIB
	Preparación y respuestas para desastres	Pérdidas económicas y humanas por desastres

Fuente: CDS (2007).

TABLA 2.8
INDICADORES ESTABLECIDOS POR LOS COMPROMISOS DE AARLBORG (1994)

	Indicador	Estadística
1	Satisfacción del ciudadano con su comunidad local	Promedio
2	Contribución local al cambio climático CO2 per cápita	
3	Movilidad local y transporte de pasajeros	% viajes motorizados, privado
4	Disponibilidad de espacios abiertos y servicios locales	% ciudadanos viviendo a 300m de un espacio público abierto mayor a 5.000 m2
5	Calidad atmosférica	No. de eventos sobre límites PM10
6	Viajes a colegio	No. por auto
7	Gestión sustentable por las autoridades y las empresas locales	% con certificación ambiental
8	Contaminación acústica	% de la población expuesta a niveles sobre 55dB(A)
9	Uso de suelo sustentable	% de áreas protegidas
10	Productos que promueven la sustentabilidad	% de personas comprando productos sustentables
11	Indicador ‘paraguas’: la huella ecológica ha/per cápita	

Fuente: Compromisos de Aarlborg (1994).

Mientras el paquete de indicadores de la CDS es un instrumento más complejo en términos de número de variables, es más apropiado para la diversidad de experiencias nacionales de desarrollo sustentable alrededor del mundo. En el mismo sentido, el paquete de Aarlborg es más relevante en los países más desarrollados. Es evidente que hay varios indicadores dentro la Unión Europea que son menos relevantes en los asentamientos de países en transición o países en desarrollo. Por ejemplo, no hay indicación del alivio de la pobreza, o de la situación de la vivienda. En muchos aspectos es un paquete que se enfoca en la movilidad y la agenda de transporte. También se puede cuestionar la eficiencia del indicador institucional, tal como las certificaciones ambientales, o el indicador de consumo (proporción de consumo de productos más sustentables). Es claro que estos dos indicadores serían menos viables en países en desarrollo debido a la falta relativa de utilización.

En términos generales, hay cuatro categorías en el modelo de la UU.EE. opuesto al modelo más convencional de la CDS que trabaja con categorías sociales, económicas, ambientales e institucionales. Este último refleja una perspectiva más convencional de la matriz de sustentabilidad que trabaja desde la base del ‘triángulo’ de sustentabilidad o el modelo de las ‘muñecas rusas’, en el cual los pilares social–ambiental–económico interactúan dentro un marco –en forma más o menos explícita– de gestión o de governance. Las cuatro categorías del modelo de la UU.EE. están más estrechamente definidas por las especificidades de su contexto y experiencias. La mayoría de los indicadores se relacionan con lo que se puede definir en forma general como el transporte urbano sustentable, seguido por la gestión urbana sustentable, y menos importantes, la construcción urbana sustentable y el diseño urbano sustentable. Claramente están más enfocados a las eco–eficiencias dentro del contexto de lo que se puede definir como la modernización ecológica, según la sociología ambiental de Joseph Huber, Martin Janicke y Udo Simonis durante la década de 1980. Este optimismo racionalista y técnico puede ser visto como parte del modelo de desarrollo sustentable de Brundtland (1987) y de las cumbres y documentos relacionados, incluso el Programa 21. El trabajo de Maarten Hajer (1995) sobre contaminación atmosférica en Europa es, tal vez, el ejemplo más leído de este tipo de análisis, con su orientación en la toma de decisiones políticas y respuestas tecnológicas.

Aunque este optimismo tecnológico es importante en la agenda de la ONU en general, a través de sus Centros de Tecnología Limpia por ejemplo, la selección de la huella ecológica no es necesariamente el indicador de cambio más claro porque tiene una perspectiva más amplia que se puede encontrar en los discursos asociados con Factor 10 por ejemplo (la Declaración de Carnoules, 1997) o Factor 4 (von Weizsacker y otros, 1997). Estos discursos enfatizan la relación entre insumos y productos, tales como materias primas y las conversiones de energía para mejoramiento en la calidad de vida o el bienestar. La huella es más espacial que una relación entre insumos–productos porque se traduce en ha/per cápita y no en eco–eficiencias como es comprendida en forma más genérica.

De particular importancia en el caso europeo es el uso de la huella ecológica como indicador ‘paraguas’. Aunque no es un indicador compuesto que une los otros diez indicadores, su razón es que se puede generar una posición amplia sobre el grado de sprawl o intensidad de uso de los recursos que se sucede en un determinado sitio, y también una noción de cambio en el tiempo. En el caso de Finlandia, el uso de la huella ecológica ha sido promovido por la Asociación de Municipalidades. Dicho organismo ofrece una herramienta de cálculo de la huella ecológica on–line para las municipalidades, y de este modo se puede aplicar en sus localidades. Debido a que ahora son más de 2000 municipalidades que han firmado los Compromisos de Aarlborg, puede esperarse que la huella ecológica sea un indicador cada vez de mayor difusión. Aunque hay numerosas complicaciones en términos de su valor como indicador de ‘salud urbana’, para usar una analogía metabólica, debido a las interconexiones, presiones endógenas y exógenas, condiciones topográficas locales y meteorología, culturas locales, etc., sigue siendo útil como ‘indicador’ más como ‘medición exacta de’. En este sentido, no es menos válida que la utilización de indicadores económicos como el PIB para sugerir la salud urbana. En este contexto, Washington D.C. y Sao Paulo aparecerían como saludables a pesar de sus altas tasas de homicidios.

Por estas razones, la noción de indicador es importante. Un indicador es un apoyo al proceso de toma de decisiones. Puede ser preciso o no, puede ser cualitativo o cuantitativo, singular o compuesto, pero su valor se funda en la manera en que facilita la toma de decisiones. Es importante incluir su capacidad de comunicar cambios en el tiempo, porque muchos indicadores son percibidos como indicadores ‘expertos’ y son en consecuencia, y a menudo, exclusivos y altamente técnicos. El desarrollo de indicadores más inclusivos que pueden abrir vínculos de comunicación en la sociedad civil es vital para la emergencia de una agenda de sustentabilidad, la cual es participativa.

Los instrumentos de evaluación dependen de formas cuantitativas o cualitativas para realizar diagnósticos y formular objetivos hacia propósitos de planificación. La calidad de estos datos y la capacidad, por ejemplo, de construir datos compuestos tales como unidades singulares para evaluar la sustentabilidad de espacios geográficos, se convierten en desafíos importantes. No obstante, no es más significativo como desafío crear paquetes de datos sólidos para la toma de decisiones en otras áreas, como de políticas sectoriales. Es complejo el hecho que los datos deben reflejar una diversidad de experiencias, en términos naturales y socio-económicos. Especialmente complejo en términos de revelar las relaciones entre las fuentes de datos, y para establecer causalidad en contextos urbanos crea problemáticas debido a las interacciones de múltiples variables y el dinamismo del sistema como totalidad. Sin embargo, los datos facilitan el proceso de mejoramiento en la toma de decisiones y son necesarios a pesar de sus falencias.

Bell and Morse (2001), en su trabajo sobre evaluación de sustentabilidad, han tratado de identificar distintas fuentes de datos. Ponen considerable énfasis en los elementos más cualitativos porque la sustentabilidad es un proceso ‘participativo’ y no solamente ‘experto’. En su opinión, los indicadores deben tener: involucramiento comunitario; vínculos (social-ambiental-económico); validez (relevancia); disponibilidad y frecuencia; estabilidad y confiabilidad; comprensible (a la persona no-experta); susceptible (a los cambios); relevante a las políticas; flexibles (hacia el futuro); y proactivos (señalando desafíos más que reflejando un estado actual). Los indicadores que reflejan estos distintos componentes pueden ser cualitativos o cuantitativos, internos o externos, explícitos o implícitos. Por ejemplo, una comunidad local que basa un indicador sobre una percepción de la seguridad en la calle reflejaría un indicador cualitativo, interno, e implícito. En contraste sería un indicador cuantitativo, externo y explícito para reflejar lo mismo, como el número de crímenes documentados por cada 1000 personas en espacios públicos. Dentro de este rango de alternativas posibles de indicadores, hay flexibilidad para distintos indicadores y para distintos propósitos. Tal vez el indicador más gatillante, utilizado claramente para estimular el interés de los medios, es el indicador utilizado en Seattle.

El Plan Comprensivo para la Ciudad de Seattle (1994–2014) incluye un indicador que refleja el número de salmones en los ríos de la ciudad. Este indicador de salmón muestra la calidad del agua cerca de la ciudad y su rol es motivar a la sociedad civil a través de los medios de comunicación. Claramente es un indicador que es específico a esta ciudad en particular, por eso responde al contexto de planificación local de sustentabilidad. En contraste con el indicador compuesto final de, por ejemplo, la huella ecológica, la Ciudad de Seattle ocupa 20 variables (bajo cuatro categorías: medio ambiente; población y recursos; economía; cultura y sociedad) y solamente muestra tendencias: “movimiento más allá de la sustentabilidad”, “hacia la sustentabilidad”, y “ni hacia ni más allá” (Sustainable Seattle, 1993).

En América Latina, es probable que el sistema más consolidado para aplicar indicadores de sustentabilidad sea el de Manizales, Colombia. A través de un sistema basado en la recolección de datos a nivel comunitario, ha sido posible comparar comunidades y sus necesidades en un rango de variables. Estas variables incluyen bienestar, medio ambiente, movilidad y participación, entre otros. Tal vez la debilidad en términos de la transición hacia indicadores de sustentabilidad plenos, más que indicadores socio-ambientales, sería la incorporación de los indicadores económicos más tradicionales tales como empleo, ingresos y consumo. Sin embargo, a través de un sistema de cálculo cuantitativo de variables, por medio de ponderaciones, es posible ver el cuadro completo de distintas comunidades (o barrios) en el sistema, y también identificar los niveles específicos de indicadores. Aparte del sistema de acumulación de puntos, el gobierno de la ciudad de Manizales y la Universidad Nacional (quienes lo administran) utilizan el concepto de “semáforos” para comunicar los datos en forma más accesible a los usuarios, y también para los tomadores de decisiones. Con una división simple de “problemas” (R), “posibles problemas” (A) y “buena calidad (B), para cada variable referenciada con cada comunidad, se obtuvo una radiografía de la ciudad para las diez variables presentadas en la tabla 2.9:

TABLA 2.9
VARIABLES EN EL CASO DE MANIZALES, COLOMBIA

1. Bienestar social	6. Estética y el valor simbólico del paisaje
2. Calidad y acceso a servicios básicos	7. Seguridad física del área
3. Calidad de la vivienda	8. Seguridad ciudadana
4. Ambiente saludable	9. Calidad y eficiencia del transporte
5. La posibilidad de disfrutar de espacios públicos	10. Participación ciudadana en temas ambientales

Fuente: Velásquez (1998).

En muchas formas, hacer el trabajo con indicadores es consecuencia de la necesidad de aterrizar el concepto de sustentabilidad para influir en la toma de decisiones y las opiniones de la sociedad civil. Aunque esta forma de aterrizar la teoría, o alcanzar la praxis, tiene sus méritos, son los procesos involucrados en llevar un fortalecimiento de la sustentabilidad los que deben ser mejor entendidos a través de la reconstrucción de los mecanismos que operan. Eso es particularmente significativo al examinar las interacciones de distintas intervenciones de políticas en diversos sectores y escalas para asegurar coherencia y evitar la sustitución de capitales (sustentabilidad débil). Por ejemplo, la minimización de variables sociales y ambientales para consolidar el crecimiento económico y aumentar un nivel de ingreso per cápita, puede generar en el tiempo una mayor preocupación en asuntos sociales y ambientales (la curva Kuznets ambiental).

Los criterios para la toma de decisiones son los elementos básicos que llevan hacia un mayor reconocimiento y una implementación de medidas hacia el desarrollo sustentable. Se puede argumentar, en un sentido normativo o teleológico, que la sustentabilidad urbana se puede alcanzar solamente por demostración. Debido a que los tomadores de decisiones están más influenciados por ‘buenas prácticas’ o evidencia clara de costo–beneficio por distintas escalas temporales, tienen que ser revelados los vínculos entre proyectos pilotos, datos cuantitativos y cualitativos, y beneficios institucionales. Bell and Morse (2003) enfatizan este punto por el título de su publicación: *Measuring Sustainability: learning by doing*; también es un aspecto central en el trabajo de Gibson y otros. (2005).

4. El rol de los instrumentos de evaluación: fortalezas y debilidades

El desarrollo sustentable es una construcción compleja debido a su meta de vincular y entender inter–relaciones y flujos, yendo más allá de un enfoque fragmentado y sectorial hacia el desarrollo local, regional y nacional. Dicha complejidad está mejor expresada por Herman Daly y John Cobb (1989). Dentro del campo de la economía ecológica, es común ver investigaciones que establecen sistemas de contabilidad que reflejan mejor criterios ecológicos, sociales y económicos en forma integrada. Se puede argumentar que es solamente a través de formas de contabilidad que la sustentabilidad puede ser incorporada en prácticas de gestión mainstream en los sectores públicos y privados, y ser utilizados para la planificación (Barton, 1999; 2006). Eso es tan relevante para la sociedad civil debido a las restricciones de presupuestos limitados en iniciativas propias del Programa 21.

La mayoría de las metodologías que surgen de la economía ecológica cuestionan los enfoques de la economía clásica y promueven alternativas (véase England, 1998), comparando y contrastando lo tradicional y lo alternativo en el proceso. El Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES), y su bi–producto el Indicador de Progreso Genuino (IPG) reflejan una fuerte divergencia desde una evaluación del PIB cuando se analizan los casos nacionales.

Beatriz Castañeda (1999) ofrece evidencia para el caso chileno entre los años 1965 y 1995, apuntando que el PIB no muestra la degradación del capital natural, las inequidades en el ingreso y los servicios de no-mercado (por ejemplo, trabajo en el hogar) que facilitan el modelo de crecimiento orientado hacia exportaciones. En consecuencia, la tasa de crecimiento anual del IBES es de -0,16% comparado con una tasa de crecimiento en el PIB de 2,9%. Al construir ítems que son positivos, negativos, y positivo o negativo, es posible equilibrar las tendencias generales del desarrollo. Eso evita la crítica más común del PIB hecha por economistas ecológicos: el divorcio, la mala salud, y los costos de seguridad son vistos como contribuciones positivas al PIB, cuando deben ser vistos como ítems negativos en el bienestar socio-económico. Desde ahí surge el concepto de Producto Doméstico Neto Sustentable (PDNS) que define la suma máxima que se puede producir y consumir sin reducir la capacidad de utilizar lo mismo en el futuro (aunque no toma en cuenta los temas de distribución inter-generacional). Herman Daly (1996) propone la siguiente fórmula (Daly, 1996):

$$PDNS = GDP - \text{depreciación en } Kh - \text{reducción en } Kn - \text{gastos defensivos y de rehabilitación}$$

Donde:

PDNS = producto doméstico neto sustentable;

PIB = producto interno bruto;

Kh = capital hecho por humanos (capital artificial);

Kn = capital natural.

Detrás de gran parte del pensamiento de estos indicadores se relacionan los conceptos de umbrales o capacidades de carga, sobre los cuales el crecimiento económico se correlaciona no muy bien con variables de calidad de vida (Max-Neef, 1995). Sin embargo, quedan espacios para su desarrollo en términos de técnicas de valoración, calidad de los datos y análisis comparativos asociados con estos índices. No obstante, es evidente que solamente a través de estos tipos de análisis sería posible enmarcar estrategias de desarrollo en términos de un rango de variables interrelacionadas, más que meramente en términos de consumo final o inversiones en bienes y servicios valorados en precios actuales de mercado. En América Latina, ya existen casos de incorporación, y CEPAL en su proyecto REDESA (Red de Instituciones y Expertos en Estadísticas Sociales y de Medio Ambiente de América Latina y El Caribe), promueve el proceso de contabilidad ambiental; importante en este contexto es lo que se hace en instituciones de estadísticas mainstream más que en agencias ambientales, a menudo marginadas del aparato público (CEPAL, 2005).

Es Eric Neumayer (2000) quien ofrece la crítica más sólida de las distintas metodologías disponibles hasta la fecha. Philip Lawn (2003), por otro lado, las defiende pero acepta varios de los cuestionamientos. Lo que ambos comparten, sin embargo, es el objetivo de mejorar nuestra comprensión de estos tipos de evaluación. Es este debate el que ofrece perspectivas interesantes sobre las fortalezas y las debilidades de las metodologías y lo que tratan de conseguir. Las críticas principales de Neumayer se relacionan con la construcción de la serie de datos empleadas en los estudios IBES/IPG. Por ejemplo, comenta sobre la 'hipótesis de umbral' de Max-Neef en que, más allá de un cierto punto se pierde la relación entre crecimiento económico y calidad de vida. Argumentando en contra de este umbral, Neumayer sugiere que esta relación divergente sólo se puede mostrar debido a los métodos de valoración de los recursos no-renovables dañados en el largo plazo. En el primer caso, Neumayer argumenta que el valor de los recursos no-renovables es elevado debido a la necesidad de calcularlos según 'costos de reemplazo' de recursos renovables. Esta sobre-valoración surge del método de cálculo y la escala de costos utilizados (3% por año) cuando, como comenta Neumayer, es más probable que la energía renovable -solar en particular- va bajar en precio durante el tiempo. Para mitigar este efecto, tal vez es necesario

reconstruir estas variables en ítems más pequeños para determinar exactamente las tendencias que están siendo establecidas y donde manejarlas (Lawn, 2003).

Otra observación de Neumayer es que la medida de las rentas de recursos totales más los costos de los usuarios en rentas de recursos totales, sugiere que no está aceptada la sustitución de capitales (desde natural a humano o manufacturado por ejemplo). En otras palabras, cualquier inversión desde recursos no-renovables hacia otras formas de capital es subvalorada. En el caso chileno, el royalty minero no sería visto como una intervención con muchos méritos. Para daños ambientales de largo plazo –a menudo reducido al factor de cambios climáticos– Neumayer argumenta en contra de la acumulación de valores en el tiempo. El punto central es si el daño generado por barril de petróleo equivalente debe ser medido una vez (en el año en que se está calculado) o acumulado en el tiempo (sugiriendo daños compuestos); Neumayer favorece el primero. Otra variable que posee desafíos metodológicos considerables es lo relacionado con el patrimonio cultural y su valoración. Munda (2006) posee el dilema de mejoramiento de la huella ecológica de Roma por sacar el Coliseo en favor del bosque, y anota la importancia de tomar en cuenta este factor de patrimonio cultural para superar opciones simplificadas de sustitución.

La respuesta de Lawn a las críticas dirigidas hacia las varias metodologías y la demostración de la hipótesis de umbral, es la necesidad de promover el desarrollo de métodos más robustos de valoración. En este sentido, hay acuerdo que las metodologías requieren más discusión y definición. También existe el problema que distintos investigadores han utilizado listas de variables un poco distintas en cada estudio nacional. Esto se debe a la disponibilidad de datos, pero claramente no ayuda a promover un instrumento único y comparable que se pueda usar sistemáticamente para comparar con el PIB. Lawn (2005) genera lo que él define como el Índice de Beneficio Neto Sustentable (IBNS) en el cual agrega elementos que define como ítems de ingreso psíquico y sustrae ítems de salida psíquica para establecer una cuenta de beneficios no-cancelados. También introduce una cuenta de costos no-cancelados que deflactan los servicios de capital natural disminuidos por la pérdida de funciones de las fuentes (por ejemplo, stocks de madera, stocks de pesca, no-renovables), y funciones perdidas en servicios de soporte de vida (por ejemplo, daños ambientales de largo plazo y salud ecosistémica). La cuenta de costos no-cancelados constituye el costo no-cancelado de la actividad económica debido a sus raíces en el capital natural. No obstante, Lawn concede que IBES, IPG y IBNS son esencialmente nombres distintos para el mismo índice debido a que las variaciones no son tan significativas (entre todos, acepta que el IPG es mejor como término).

Los temas de selección de variables, valoración y cálculo son también relevantes en los casos de la huella ecológica, análisis de flujos de materiales y flujos de carbono. Al contrario del IBES-IPG, estas metodologías evalúan flujos entrando y saliendo de sistemas para ver relaciones de interdependencia y donde se localizan externalidades positivas y negativas. La huella ecológica es la más conocida de los tres, sin embargo, el flujo de materiales y el flujo de carbono están estrechamente relacionados porque son componentes de la huella misma. A pesar de las críticas de la relevancia espacial de la huella ecológica, basado en el argumento que los espacios específicos no requieren ser auto-suficientes debido a la naturaleza global y transfronteriza de las geografías contemporáneas, ha sido identificado como un indicador ‘paraguas’ en la UU.EE. Uno de los ejemplos a escala metropolitana ha sido la huella de la megaciudad de Londres (Best Foot Forward, 2002). Este estudio incorpora un análisis de flujos de recursos y ofrece una visión de las interrelaciones entre el Gran Londres y su periferia –‘recursos y sumideros’. Se cataloga como una metodología que ofrece una evaluación integrada de las externalidades más amplias y los impactos de un espacio específico, si es una ciudad, región o nación. La huella tiene sus méritos y puede ser incorporada en políticas públicas e instrumentos de planificación. Como elementos de la huella, el análisis de flujos de materiales (AFM) es una metodología que ha sido incorporada en la caja de herramientas de la UU.EE. (Hinterberger y otros. 1997; Svirejeva-Hopkins y otros,

2004). Los flujos de carbono también están relacionados con el AFM cuando se mide como hidrocarburos sólidos por ejemplo, aunque los flujos de carbono tienen que ser estimados en términos de cambios en la química del carbono, desde sólido hasta gas, y en términos de sus efectos transfronterizos.

Hay pocas dudas en que la huella ecológica tiene una atracción popular mayor que el IBES-IPG, sin embargo está más restringida debido a que comunica poco sobre el bienestar. Sus raíces ecológicas fuertes la dan un enfoque sobre biocapacidad más que bienestar, y eso la limita severamente como metodología de evaluación de la sustentabilidad. Debido a que busca evaluar la viabilidad de sistemas cerrados más que sistemas abiertos con transferencias extensivas, favorece la auto-suficiencia y la auto-limitación. Sin duda es importante cuando se consideran las tendencias en el consumo global y la biocapacidad del sistema global, sin embargo, todavía existe la crítica que el comercio es un componente esencial de sistemas regionales interconectados, por eso debe ser parte del modelo y no excluido o considerado mayormente como negativo (por ejemplo, un superávit de importaciones de una cierta composición). El contra-argumento principal es que las relaciones comerciales raramente integran los costos plenos de la relación, como se puede ver en las relaciones Norte-Sur y los impactos físicos y temas de equidad generados cuando el comercio se liberaliza en forma creciente. En la mayoría de los casos, incluso Londres, la Isle of Wight, y a nivel planetario, la huella es reducida a una declaración según el déficit de biocapacidad de la unidad espacial bajo la lupa. En el caso de la Isle of Wight (Reino Unido), se mostraba que se requeriría dos islas adicionales para mantener un consumo sustentable, y que si todos vivieran como el isleño promedio se requeriría 1,5 planetas extras (Chambers y otros, 2000). Este tipo de conclusión revela el tema de equidad a nivel global debido a la variabilidad en el rango de intensidades de consumo. También contextualiza la necesidad de restringir la biocapacidad efectiva para los usos humanos en ciertas áreas, con el objetivo de proteger el capital natural crítico a través de servicios ambientales específicos.

En su respuesta a las críticas a la huella ecológica, Lewan and Simmons (2001) responden a las más comunes, que son las siguientes: las matrices de cuentas de las huellas son incompletas; la aplicación de capacidades de carga no corresponde a poblaciones humanas (debido a la innovación tecnológica); los supuestos sobre la agregación de tipos de suelos asumen sustitución; los rendimientos de recursos pueden ser incrementados; la minimización de la variable de comercio; el hecho que es poco probable que las economías altamente urbanizadas sean capaces de alcanzar las demandas ecológicas localmente; que huella ecológica es un concepto de sobrevivencia más que de sustentabilidad; las debilidades en usar una unidad de biocapacidad espacial requerida para el secuestro de CO₂; las dificultades en los cálculos de áreas territoriales para flujos de residuos; y la falta de distinción entre usos de suelo más o menos sustentables. Aunque Lewan and Simmons (2001) responden a estas críticas, muchas de ellas son claramente problemáticas y existen signos de interrogación sobre la necesidad de reducir el cálculo a un indicador compuesto de ha/per cápita. Estas críticas específicas deben ser respondidas efectivamente para convertir la huella en un instrumento más confiable en términos metodológicos y para generar más aceptación entre los tomadores de decisiones. A pesar de estas críticas, sin embargo, hay numerosas aplicaciones sub-nacionales alrededor del mundo, en particular en Europa, y como notable el ejemplo de Santiago de Chile en América Latina (Wackernagel, 1998). La huella puede ser aplicada hasta el nivel proyectual, donde las áreas de offset de un proyecto específico pueden ser determinadas, integrando el principio de “el que contamina, paga” a un área espacial. Al incorporar una valoración de áreas de offset para distintos posibles proyectos, es posible comparar y seleccionar la intervención óptima basada en una valoración amplia de sus impactos y la biocapacidad requerida para mitigarlos (Knaus y otros, 2005). En un sentido reducido, hay resonancias con las intenciones del Mecanismo de Desarrollo Limpio, no obstante la importancia de *offsetting* dentro de la misma área administrativa regional en la cual está inserto el proyecto, se debe a que junta costos y beneficios dentro de la misma región, en lugar de exportar las externalidades negativas que a menudo es visto como opción.

Dentro de los estudios en este campo, el rango de obstáculos metodológicos para superar se vuelve más claro. Desde el origen de estos métodos que son relativamente recientes, se puede ver que hasta cierto nivel son mayoritariamente ‘trabajo en progreso’. No obstante, son poco a poco considerados dentro de sistemas estratégicos y operacionales a niveles locales, regionales y nacionales. Es esta aplicación en planificación, gestión y administración rutinaria la que probaría su utilidad y requeriría afinamiento. En cada caso, las metodologías revelan fortalezas y debilidades, y son estas debilidades las que hay que enfrentar para convertir las metodologías de uso más universal y para generar mayor legitimidad. Muchas de estas debilidades están enfatizadas en reflexiones académicas sobre el desarrollo de los métodos (por ejemplo, Neumeyer, 2000), no obstante hay un acuerdo generalizado sobre su uso, por eso la necesidad de reducir las debilidades aparentes que los pueden devaluar dentro de la comunidad científica y entre practicantes, para que puedan ser insumos efectivos en el proceso de toma de decisiones.² Una reunión de expertos de la huella ecológica (socios del *Global Footprint Network*) en Siena, Italia en junio 2006, es un ejemplo más reciente de este proceso en la búsqueda de criterios más universales para una metodología estandarizada. Lawn (2005) cita el ejemplo simple de tiempo de ocio, que es agregado en algunos estudios (Lawn y Saunders, 1999; Lawn 2000), y restado en otros (Redefining Progress, 1995), o dejado afuera (Daly and Cobb, 1989; Stockhammer y otros, 1997). Sin un acuerdo más universal sobre los métodos de valoración y los ítems seleccionados, será difícil establecer una metodología que pueda competir con el PIB para establecer un desempeño urbano o regional positivo o negativo, o para integrar el actual Sistema de Cuentas Nacionales de la ONU.

La diversidad en términos de escala y sectores de aplicación de las metodologías sugiere que los instrumentos son diversos en si mismos y son capaces de ser adaptados a distintos escenarios. Mientras que es una fortaleza de cualquier metodología, la capacidad de adaptar criterios y variables a escenarios locales es también una debilidad potencial debido a que hay una dificultad significativa en comparar casos similares, si son ciudades, regiones o ciertos sectores, por ejemplo el turismo. Gran parte de esta dificultad para establecer criterios fijos surge de la disponibilidad de datos. Cuando hay vacíos en la calidad y existencia de datos, es de esperar que se utilicen adaptaciones. Ellas a menudo involucran la aproximación de datos nacionales a situaciones locales, o valores internacionales para un producto o servicio siendo adaptado para usos locales. Lo que se puede concluir es un cuestionamiento de cuáles son los objetivos de las metodologías. Si están dirigidos hacia la toma de decisiones a distintos niveles, es correcto que haya adaptación a circunstancias locales. Si la meta es comparar experiencias, hay una disminución en su rol potencial en la toma de decisiones locales. Este último escenario se debe a un grado de rigidez para alcanzar criterios universales, que pueden mitigar en contra de datos relevantes en forma local. Esto es el caso, por ejemplo, de escalas de datos nacionales hacia regiones o escalas municipales, por no buscar un proxy que mejor refleja las circunstancias locales. El caso para promover instrumentos que sirven en la toma de decisiones más que ejercicios de ranking internacional se confirma en los capítulos siguientes sobre las aplicaciones en la RMS.

En un estudio comparativo de la sustentabilidad de ciudades entre Amsterdam, Nueva York, Budapest y Moscú, Giuseppe Munda (2006) terminó con Amsterdam en último lugar y Moscú primero en la lista, alcanzando la conclusión que los resultados depende mucho de los obstáculos metodológicos que existen. El autor enfatiza, en particular, sobre la información disponible, los indicadores seleccionados en la evaluación multi-criterios, la orientación de cada variable (por ejemplo, lo que está percibido como favorable y no favorable, lo cual es altamente cultural en origen), la importancia relativa de estos indicadores en términos de sus ponderaciones,

² England (1998) cita una comunicación personal con Herman Daly respecto al IBES y sus fortalezas y debilidades. Daly observa que: “IBES es como un filtro para un cigarro. Es mejor que nada.”

y el método de multi-criterios aplicado (en el caso de Munda, puramente cuantitativo). Todos estos elementos entran en juego en cualquier discusión de investigación comparativa en que las ciudades o regiones participen de un proceso de ranking de sustentabilidad. Al final, el resultado más importante no son los datos generados, tales como el valor numérico dado a cada lugar o el ranking de lugares, sino como esta información apoya el proceso de toma de decisiones y el énfasis en la racionalidad procedimental sobre la racionalidad sustantiva. No obstante, Munda insiste en que persisten dos complejidades: la inconmensurabilidad social (la multiplicidad de valores legítimos en la sociedad) y la inconmensurabilidad técnica (las maneras en que las identidades múltiples son representadas en modelos descriptivos), por eso la necesidad de desarrollar marcos de evaluación de multi-criterios sociales.

Mucha de la bibliografía respecto a estas aplicaciones, fortalezas y debilidades se relaciona con estos temas del propósito último del ejercicio, al igual que la calidad de los datos disponibles para procesar la metodología. El resultado, a pesar de la posición del investigador, es que el rango de datos disponibles para los tomadores de decisiones es usualmente inadecuado para tomar decisiones basadas con criterios de sustentabilidad. Sin duda, este escenario está cambiando lentamente, es el caso de la RMS por ejemplo con el proyecto OTAS (Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable) del gobierno regional, financiado por GTZ, el cual ha generado un rango amplio de datos geo-referenciados. Sin embargo, las maneras en que estos datos son utilizados por las autoridades regionales y locales quedan poco claras. A pesar de la metodología de sustentabilidad avanzada, la calidad de los datos y sus características espaciales son los bloques de plataforma para cualquier desarrollo exitoso de estos métodos y para una aplicación efectiva en la planificación y gestión urbana – regional. En el caso de la OCDE (2004) y su trabajo sobre la incorporación de flujos de materiales como metodología para desacoplar el crecimiento económico de las presiones ambientales a través de la eco-eficiencia, el primer paso hacia la contabilidad fue trabajar con variables a nivel nacional de flujos de alto volumen y los grupos de materiales principales que reflejaban indicadores absolutos y de eficiencia de insumo, consumo, y producto. También se ha reconocido que se requiere mucho más trabajo metodológico para armonizar estas cuentas de flujo con el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económico de EUROSTAT. Este interés en flujos de materiales, insumo de materiales por servicio (MIPS) y ‘mochilas ecológicas’ está estrechamente vinculado con los objetivos del Factor 4 de Ernst von Weizsacker (1998), que enfatiza la desmaterialización y descarbonización de las economías (véase Spangenberg y otros., 1999).

Debido a las incertidumbres asociadas con las metodologías, como se ha indicado en los párrafos anteriores, los críticos pueden identificar que actualmente es poco probable que vayan a reemplazar, o a ser percibidas como pares con indicadores urbanos y regionales usados hoy día, en particular el PIB, en la toma de decisiones. Esta situación conlleva a una perpetración del pensamiento de la teoría de la modernización en que el crecimiento económico es visto como el generador de beneficios sociales y ambientales per se, como es presentado en la curva Kuznets ambiental. Claramente esta relación no es lineal, debido a los nuevos riesgos producidos por el mismo crecimiento y los diversos caminos de la modernización, como es argumentado por Ulrich Beck (1992). Este desacoplamiento entre crecimiento económico, calidad ambiental y calidad de vida está mejor reflejado a través de los métodos que tratan de unir diversas variables en el mismo cálculo, más que los supuestos de causalidad basados en evaluaciones macroeconómicas y la debilidad en valorar ciertas variables físicas y sociales que son vitales para el bienestar. Para la mayoría de los economistas, gran parte de esta discusión puede ser reducida a preferencias de consumo, sin embargo es importante clarificar cuales de estas preferencias de consumo son más o menos sustentables. Wagner (2005) lo presenta en términos de consumo rival y no-rival, en que las preferencias de consumo no-rival son más sustentables, por eso la necesidad de incentivarlas, lo cual se puede hacer a través de instrumentos fiscales o con educación, entre otros. Más que prohibir los productos rival, Wagner argumenta que la tendencia debe ser hacia el estímulo de

mezclar mejor el consumo rival y no-rival. El argumento para un tipo similar de separación de preferencias en consumo personal también lo hace Lawn (2003), quien escribe que los sistemas de cuentas nacionales establecen ítems separados para cigarrillos y tabaco, y bebidas alcohólicas, para sacar los primeros ítems de los cálculos de bienestar y solamente incluir la mitad del segundo.

5. Aplicaciones nacionales y urbanas

La prueba de cualquier metodología es su aplicación. Las dos metodologías principales examinadas y aplicadas en este estudio se han desarrollado a lo largo de la última década en forma global, con detalles nacionales y sub-nacionales en varios países. Muchas de estas aplicaciones y las experiencias asociadas se han publicado en la revista *Ecological Economics*, que se ha convertido en el foro para el debate de estos instrumentos. En las siguientes páginas, las aplicaciones de cada metodología son presentadas con el propósito de establecer el rango de aplicaciones posibles, los obstáculos enfrentados y la utilidad en las políticas públicas. Esta orientación hacia las políticas públicas parece ser la forma más sistemática de evaluar externalidades negativas y positivas de diversos sistemas urbano-regionales.

5.1 Huella ecológica y flujo de materiales

Aunque el AFM y los flujos de carbono están menos probados que otros, se puede decir que hay suficiente material de casos con aplicaciones de distintas metodologías para identificar las debilidades y enfatizar las fortalezas. Como se mencionó anteriormente, la huella ecológica de Londres es relativamente reciente en su aplicación, también los casos de Medellín (Agudelo, 2002) y Gansu en China (Yue y otros, 2005). No obstante, los primeros ejercicios datan de mediados de la década de 1990 cuando Mathis Wackernagel (uno de los creadores del instrumento, con William Rees) lo aplicó al caso de Santiago de Chile (1998). Otros casos donde se han aplicado fueron gestionados por autoridades del gobierno local, tales como el gobierno de Navarra en España, y la Asociación de Autoridades Locales y Regionales de Finlandia. También las instituciones de consultoría y de investigaciones se han involucrado para los casos de Turin (Ambiente Italia, 2003), Isle of Wight (Chambers y otros., 2000), y Stavanger (Lewan y Simmons, 2001). Además hay casos donde las áreas urbanas han sido evaluadas según características específicas o han sido adaptados en un enfoque más sectorial, por ejemplo, commuting (en Barcelona, Muñiz y Galindo, 2005), turismo (Hunter and Shaw, 2007), la población de tercera edad (en Nueva Zelanda, McDonald y otros, 2005) y la distribución de agua potable en China y EE.UU. (Jenerette y otros., 2005a). En este sentido, la metodología de la huella escapa a ciertas restricciones espaciales y se puede aplicar más específicamente si es necesario a un sector o un recurso, en la misma línea que otras metodologías, tal como el Análisis de Ciclo de Vida.

En el caso del AFM y los flujos de carbono, hay interés en los dos debido a la evaluación de la ‘mochila ecológica’ en el primero, como en el trabajo de von Weizsacker y el Grupo Carnoules (Factor 4 y Factor 10), y las implicaciones para los cambios climáticos en el segundo. Ambos instrumentos de evaluación de flujos han sido aplicados más claramente a nivel nacional (parecido a las comparaciones de huellas de los Países Bajos, Costa Rica, Bután y Benin; van Vuuren y Smeets, 2000). En el caso de Chile, las investigaciones de Giljum (2004) son relevantes, mientras que al nivel de flujos de carbono transfronterizos, un proyecto de investigación de la UU.EE. (CFEWE, 2001) fue creado para calcular los flujos entre Europa oriental y occidental y determinar posibles transformaciones debido a la apertura de la Unión en el 2004. En el estudio de la economía chilena entre los años 1973–2000, Giljum calculó que los insumos de materiales aumentó en un factor de seis, debido a la incorporación de otros productos no-tradicionales, tales como frutas y productos acuícola, que –como el cobre– dependen de las

bases de recursos naturales. El problema que surge del estudio es que este aumento en uso de materiales no está reflejado en el aumento del PIB o del bienestar. Este desacoplamiento entre los flujos de materiales y el crecimiento económico sugiere un impacto negativo sobre la base del capital natural en el largo plazo, con más recursos por volumen requeridos por cada unidad monetaria de crecimiento; estos elementos son reflejados en forma más integrada dentro el IBES de Castañeda (1999).

La mayor utilidad del AFM es su rol en la formulación de huellas ecológicas. A través de la cuantificación de los flujos de materiales es posible armar la mayoría de los insumos necesarios para la cuantificación de la huella ecológica. En el caso de una ciudad–región, su complementariedad se vuelve más nítida. Un estudio de la ciudad de York (Reino Unido) en el 2001, ocupaba las dos herramientas para establecer los impactos generados sobre los sistemas de producción y consumo en la ciudad, en las áreas de: uso energético; alimentación, embalaje de alimentos y “millas alimenticias”; ³ vivienda; consumo de productos no–comestibles; residuos; transporte; provisión de agua; y otras infraestructuras (Barrett y otros., 2002). Las conclusiones revelaron el consumo de los habitantes de York, entonces su huella ecológica (de 6,98 ha/cap) era mayor que el promedio nacional (6,3 ha/cap), y un 71% mayor que el promedio global (‘fair Earthshare’ de 2 ha/cap). La mayoría de los materiales utilizados sirven para la construcción de vivienda e infraestructura (67%), mientras que la huella ecológica está compuesta principalmente por el consumo de alimentos (33%), otros bienes de consumo (24%), energía directa (21%), infraestructura (13%) y transporte (9%). A través de distintos escenarios para la planificación de la ciudad hasta 2010, los autores recomendaron iniciativas en las áreas de eficiencia energética, reducción de emisiones de CO₂, y mejoras en los sistemas de producción y manejo de residuos.

El mismo enfoque, con la combinación de AFM y la huella ecológica se ocupó en el caso de análisis del Gran Londres, por Best Foot Forward Ltd (2002). El estudio fue un insumo importante en la generación del Plan de Londres publicado en el 2004 y con una visión de veinte años, donde incorporaron políticas para reducir las externalidades negativas de la ciudad sobre otros territorios. Como en el caso de York, distintos escenarios fueron presentados: “business as usual”; “evolutivo”; y “revolucionario”, para mostrar combinaciones de cambios tecnológicos y de comportamiento con el propósito de aumentar el bienestar y reducir las externalidades negativas a la vez. Además de revelar un consumo de materiales per cápita mayor que el promedio nacional en el 2000 (6,65 toneladas por persona contra 6,13 toneladas), la huella fue 6,63 ha/per cápita, equivalente al promedio nacional. No obstante, lo que significa esta huella en forma territorial es un área 293 veces mayor que el área territorial del Gran Londres, para sostener este patrón de consumo. Como en el caso de York, el factor predominante en el cálculo fue el de alimentación (41%). Los otros factores importantes (agregados) son: materiales y residuos (44%); energía (10%); y transporte (5%).

El vínculo entre la aplicación de estas metodologías y el desarrollo de un plan estratégico para una ciudad global, muestra el ejemplo más emblemático de la utilización de las metodologías de sustentabilidad en la planificación urbana. La identificación de áreas débiles en la política pública ayuda a priorizar lineamientos y a diseñar intervenciones para reducir las externalidades relacionadas. Los objetivos marcos del Plan de Londres reflejan esta preocupación para el mejoramiento de la calidad de vida y un desarrollo más integral del espacio: (1) acomodar el crecimiento dentro de los límites urbanos sin ocupar nuevos territorios; (2) crear una ciudad mejor para vivir; (3) promover la prosperidad con un crecimiento económico fuerte y diverso; (4) promover la inclusión social y combatir la privación y la discriminación; (5) mejorar la accesibilidad; y (6) crear una ciudad más atractiva, mejor diseñada y más verde (Greater London

³ Se refiere a las distancias asociadas con un producto final, por ejemplo el transporte de materias primas, productos semi-procesados, y el producto final hasta el consumidor.

Authority, 2004). Para justificar ciertas políticas, la huella ecológica también ofrece la posibilidad de proyectar datos hacia el futuro, como es el desarrollo de escenarios. En el estudio de la provincia de Gansu (China), Yue y otros. (2005) indican los evidentes desafíos en un análisis cuantitativo de las tendencias entre 1991–2015, sugiriendo la necesidad de decisiones gubernamentales para: controlar niveles demográficos; reducir la huella sin reducir el nivel de consumo (un cambio en composición); reducir las inversiones en la minería y la producción industrial relacionada (para reducir el consumo de energía fósil); y aumentar la producción agrícola a través de innovaciones tecnológicas.

En la región de América Latina, la huella ecológica de Medellín dentro del área metropolitana del Valle de Aburrá revela la gran diferencia con las experiencias británicas, con una huella per cápita de 2,6 ha. (Agudelo, 2002). A pesar de esta huella comparativamente baja, Agudelo enfatiza el área de 77.626 ha de “capacidad de carga robada” (fuera del territorio del Valle) y requerida para sostener la población. En el caso chileno, estudios de la Región del Bío Bío (Henríquez, 2002) y la Región de Magallanes (Inostroza, 2005)⁴ indican que el instrumento es cada vez más utilizado para evaluar el desarrollo regional. Henríquez calcula que la huella ecológica para las ciudades de Concepción–Talcahuano, Chillán y Los Angeles es del orden de 2,44 ha/per cápita, mientras que Inostroza identifica la huella de Magallanes con 4,96 ha/per cápita, a partir de la matriz de consumo calculada sobre cifras nacionales. En otros cálculos, el último autor alcanza a estimar la huella con la incorporación de factores más amplios de transporte: aéreo de extranjeros, aéreo intra–regional y tráfico terrestre. Esta revisión genera una huella considerablemente mayor, de 7,03 ha/per cápita; en su huella de turismo sustentable, Hunter and Shaw (2007) también evalúan los cálculos necesarios para reflejar los flujos de transporte internacional. La gran diferencia entre los dos estudios respecto de la experiencia chilena es que reflejan grandes contrastes en orden de magnitud que pueden surgir de las aplicaciones de la metodología, las particularidades de cada contexto geográfico, y la calidad y el detalle de los datos utilizados.

Para afinar la metodología y captar su significado en distintos ámbitos, varios estudios han trabajado con este enfoque a nivel sectorial o temático. En muchos sentidos, es cuestión de entrar con más detalle en cada elemento de la matriz de AFM o de la huella. Lo importante, sin embargo, es que se utilizan finalmente para el buen desarrollo de la metodología completa en un territorio determinado. En la mayoría de los casos, son sectores o temas que tienen un impacto fuerte sobre la huella. La huella de commuting en el área metropolitana de Barcelona muestra una duplicación de esta huella entre 1986 y 1996 debido a un aumento en las distancias promedio por viaje y la proporción de viajes en auto privado (Muñiz y Galindo, 2005). Claramente hay aspectos comparativos muy importantes en esta variable a nivel de ciudades–regiones. En el tema de aguas, el trabajo de Jenerette y otros. (2005a, 2005b) vincula la producción de aguas dulces por ecosistemas y su uso en centros urbanos. Esta huella del uso de agua ayuda a destacar la valoración de los servicios ecosistémicos y la necesidad de incorporarla en políticas urbanas y regionales. En el caso de Slovenia (Medved, 2005), debido a la gran contribución del impacto energético a su huella nacional de 3,85 ha/per cápita, se destacó la necesidad de calcular con más detalle escenarios de demanda energética para mitigar las externalidades asociadas. En contraste al enfoque sectorial, McDonald y otros. (2005) seleccionan un grupo social específico para evaluar su patrón de consumo y producción (la tercera edad). A pesar del más bajo consumo de recursos y producción de residuos en este grupo, su proyección hacia el futuro cuando habrá más personas proporcionalmente estará impactada por la disminución de jóvenes con más bajos patrones de consumo y producción.

⁴ Luis Inostroza ocupa el cargo de Asesor Urbano de la Municipalidad de Punta Arenas.

En síntesis, la utilización de la huella refleja grandes oportunidades para establecer múltiples criterios en la gestión y proyección de espacios territoriales. No obstante, hay obstáculos para crear un instrumento universal según metodologías y resultados comparativos. Esta situación se ve agravada por las nuevas investigaciones que complejizan cada vez más el instrumento. Zhao y otros. (2005) proponen la incorporación de flujos energéticos más amplios (*embodied energy* – ‘*emergy*’), por ejemplo, mientras que Wiedmann y otros (2005) avanzan en la integración de sistemas nacionales de insumo–producto con huellas ecológicas para facilitar cálculos a nivel sub–nacional, hasta sectores económicos y grupos socio–económicos.

5.2 El Índice de Bienestar Económico Sustentable y el Índice de Progreso Genuino

Desde 1989, varios investigadores han realizado cálculos del IBES relacionados con distintos países, entre ellos: Austria (Stockhammer y otros., 1997), Chile (Castañeda, 1999), Alemania (Diefenbacher, 1994), Italia (Guenno and Tiezzi, 1998), Países Bajos (Rosenberg y otros., 1995), Escocia (Moffatt and Wilson, 1994), Suecia (Jackson and Stymne, 1996) y el Reino Unido (Jackson y otros., 1997). Y el IPG en Australia (Hamilton, 1999), USA (Anielski and Rowe, 1999), en Tailandia (Clarke and Islam, 2005). También se han aplicado el IBES o IPG a nivel de multiescala (ciudad, condado y país), como son el caso de EE.UU., Vermont (Costanza y otros., 2004), la bahía de San Francisco, Alameda, Marin, San Mateo, Santa Clara, etc. (Redefining Progress, 2004) y en el caso de Italia, la provincia de Siena (Pulselli y otros., 2005). El documento más influyente es de Venetoulis and Cobb (2004) que actualiza el análisis de una serie de tiempo del IPG para los EE.UU. (1950–2004).

Al nivel sub–nacional, el trabajo más reciente de Costanza y otros. (2004) ofrece un enfoque que puede ser útil para estudios de ciudades–regiones, debido a que los investigadores utilizaron datos para un estado, un condado y una ciudad en el noreste de los EE.UU. Es la escala sub–nacional, de regiones o provincias con un núcleo urbano dominante, la que interesa en este proyecto, y para la que se buscaron datos relevantes. La ventaja de la publicación de Costanza y otros. (2004) es que, a pesar de las limitaciones en los datos, muestra que se puede aplicar el indicador proxy a la escala local para construir la base de los estudios de IBES–IPG y que tienen más relevancia para estudios de políticas públicas.

El estudio de la economía de EE.UU. en términos de su PIB y su IPG muestra aspectos interesantes del país en términos de lo que Venetoulis and Cobb (2004) definen como “el estado real” de la economía. La conclusión principal de la investigación con largas series de tiempo es que hay un vacío de US\$7 trillones entre las dos medidas para el 2002. A pesar del aumento en el PIB, la equidad de ingresos ha empeorado desde 1968 y los ingresos reales bajaron un 3,4% entre 1973 y 1993 mientras que el PIB aumentó un 55%. Estos aspectos del crecimiento son destacados por el IPG, como también la incorporación de aspectos no integrados previamente. El IPG incorpora, por ejemplo, US\$600 billones por trabajo en la casa y trabajo voluntario entre el 2000 y el 2003, que no aparecen en formas convencionales al medir el bienestar de la sociedad. Para complementar su revisión nacional, los autores bajan el instrumento a escala de la bahía de San Francisco, comparando el IPG con el producto regional bruto (PRB). Mientras el cálculo del PRB fue del orden de US\$350 billones, se agregan US\$63 billones para calcular el IPG en contribuciones positivas. No obstante, con la deflación de los gastos defensivos y la degradación natural, el IPG se calcula en un nivel 45% menor que el PRB (2000). Las conclusiones se enfocan en las áreas de mayores gastos defensivos y la degradación, por eso apuntan a políticas públicas relevantes, tales como la proximidad entre el trabajo y la residencia, sueldos más equitativos, y una reducción en el uso de recursos no–renovables.

La investigación de Costanza y otros. (2004) se refiere a los condados de Vermont, Chittenden County y Burlington (1940–2000). Su estudio destaca la tendencia del IPG para estos

condados contrastados con la tendencia nacional. A pesar de un desarrollo muy parecido entre 1950 – 1980, las últimas dos décadas son notables debido al mejoramiento del IPG en estas localidades respecto a la tendencia nacional (más del doble para el año 2000). Un estudio de esta naturaleza contribuye en la identificación de experiencias más positivas para contrastar con peores tendencias, y las explicaciones para dichas diferencias. Costanza y otros identifican que los elementos positivos del crecimiento socio–económico reflejan tendencias nacionales, por ejemplo, consumo per cápita y trabajo en casa, por ello son las deficiencias en las columnas negativas de contaminación, pérdida de suelos y capital natural. Los autores consideran relevante el aumento de bosques en la región con una reducción relativa en producción maderera, acompañado por planificación y regulaciones de zonificación más estrictas en el estado, para proteger granjas, bosques y humedales. También bajos niveles de crecimiento demográfico y densidad poblacional juegan roles importantes en la reducción del estrés sobre el medio ambiente, además la incorporación de más energía hidroeléctrica y de biomasa.

A las escalas nacionales, los casos de Chile (1965–1995) y Tailandia (1975–1999) son notables debido a su situación como países en desarrollo, pues el enfoque principal de los investigadores ha sido en los países más desarrollados. Esta situación se puede explicar en torno del desarrollo de la disciplina de la economía ecológica en los EE.UU. y en Europa, mientras que estos países buscan formas de mitigar los impactos negativos de los modelos contemporáneos de crecimiento económico.⁵ Estos dos países han experimentado crecimiento económico rápido durante las últimas tres décadas y el enfoque de los estudios fue evaluar la sustentabilidad de los modelos de crecimiento a través de la incorporación de variables normalmente excluidas. En ambos casos hay un claro desacoplamiento del crecimiento económico y el IPG desde la década de 1980.

Aunque las tendencias son parecidas, los elementos que contribuyen a esta situación varían. En el caso de Chile, la pérdida de recursos no–renovables es clave en los impactos negativos de la tendencia, debido al rol del cobre en la composición de las exportaciones. La exportación de recursos renovables, tales como los bosques, es mucho más reducida, aunque el cálculo de Castañeda (1999) no incorpora costos indirectos como por ejemplo erosión, pérdida de biodiversidad, y contaminación industrial por procesamiento. En general, ella considera que los resultados finales subestiman varios impactos ambientales asociados; Stockhammer y otros. (1997) anotan este mismo conservatismo en sus cálculos de sustracción para Austria, por eso la probabilidad que el bienestar económico sustentable fue sobre–estimado, más que sub–estimado. Castañeda (1999: 243) concluye su artículo con la siguiente observación respecto a las políticas públicas:

“Si la política de Chile es continuar creciendo a costa de la degradación de recursos naturales, esta degradación debe ser contabilizada y reconocida. Excluyendo este valor implicaría que el futuro de Chile tendría un nivel de bienestar más bajo y tendría un país más pobre. Para entrar en un camino sustentable, Chile debe diseñar y utilizar políticas que creen incentivos para un desarrollo cualitativo más que un crecimiento económico medido en forma convencional.”

En su estudio de Tailandia, Clarke and Islam (2005) también encuentran que los impactos ambientales del modelo de desarrollo influyen bastante en el proceso de desacoplamiento. Influyen el rol del sector forestal para producir el crecimiento económico el cual tiene una función importante en el cálculo, y la debilidad en la regulación ambiental de áreas protegidas y la contaminación urbano–industrial. También es importante el tema de inequidad y la manera como perjudica la capacidad de crecimiento económico al aliviar niveles de pobreza. Tal vez los

⁵ En el caso de Chile, el estudio fue hecho por una chilena cuando estudiaba con Robert Costanza en los EE.UU., mientras que el estudio de Tailandia se hizo en Melbourne, Australia.

elementos más notables del estudio son los que aterrizan en el caso específico. La incorporación de variables como el trabajo sexual (en el sub-sistema “espiritual”⁶ debido a la des-humanización que produce), la corrupción y la deuda externa reflejan más la condición del país y son importantes de incorporar en el modelo para que sea relevante en el desarrollo de políticas públicas. Los aspectos sociales, especialmente la distribución de beneficios en forma intra-generacional, son críticos para reducir la brecha entre el PIB y el IPG. En los estudios de casos del Reino Unido y Suecia, Stymne y Jackson (2000) sugieren que la variable de distribución intra-generacional es clave para indicar niveles de bienestar. Aunque no incluyen variables de inequidad ambiental, debido a su enfoque sobre ingresos y el coeficiente Gini, ellos apuntan a la necesidad de ver inequidad intratemporal a través de un rango amplio de recursos. En el caso del estudio del IBES-IPG en Escocia, Hanley y otros (1999) identifican que el deterioro en la distribución del ingreso fue el factor más influyente en el desacoplamiento del índice relativo al PIB durante el periodo 1980-1993.

Los otros casos de IBES-IPG nacionales anotados al inicio de esta sección corresponden a países más desarrollados, y también incorporan variaciones en sus aplicaciones. El caso de Australia revela similares condiciones a las de Chile y Tailandia debido al mismo desacoplamiento, llevando a Lawn and Sanders (1999) a sugerir que la “macroeconomía” ha llegado a un nivel más allá del óptimo. Utilizando un sistema de cálculos de dos columnas: beneficios no-cancelados (ingreso psíquico neto) y costos no-cancelados, los autores ofrecen una medida de beneficios netos sustentables. Los factores claves en este proceso de desacoplamiento son los costos del uso de recursos no-renovables, la pérdida de suelo agrícola, el costo de degradación del ozono, y los daños ambientales de largo plazo. En el caso de Escocia (Hanley y otros, 1999), después del factor de inequidad, la lista es parecida (con la inclusión de los costos de salud). En términos de conclusiones políticas, claramente requieren intervenciones para controlar la degradación de ecosistemas, y el desarrollo de sustitutos renovables para los recursos no-renovables. Una tendencia similar muestra Hamilton (1999) durante el período 1950-1996, con un aumento anual en el PIB de 2,1% contrastando con un aumento en el IPG de 1,3% hasta mediados de la década de 1970. Desde esta fecha hasta 1996, el IPG no aumentó debido a los niveles de la deuda externa, el desempleo, además, por aspectos ambientales de emisiones y recursos energéticos. Algunos de estos factores se replican en otras economías debido a cambios en tendencias mundiales, por ejemplo, los precios del petróleo y las fluctuaciones en mercados de capitales.

Aunque las economías de Austria y Australia son muy distintas en sus composiciones, las conclusiones para los dos estudios, y otros utilizando el mismo enfoque y metodología, son muy parecidas. Los daños a largo plazo de los modelos socio-económicos significan que restan mucho de los beneficios en el crecimiento del PIB. Además, la tasa de crecimiento de estos daños está en exceso respecto del crecimiento económico. La distribución del ingreso también refleja tendencias negativas o estancadas, a pesar del aumento en la tasa del PIB durante las últimas tres décadas en los casos estudiados. Por lo tanto, son simples las lecciones que surgen de estas aplicaciones nacionales para aplicaciones sub-nacionales. A pesar de sus debilidades en términos de la variedad de variables y las complejidades que surgen debido a la calidad de los datos y sus series, los beneficios y limitaciones de la metodología son casi iguales para ciudades-regiones. Los casos sub-nacionales muestran características parecidas, y las respuestas en términos de políticas públicas también son parecidas.

⁶ Clarke and Islam (2005) utilizan un marco con un sistema ‘

parent’ –ecológico– y cinco sub-sistemas: ambiental; social;

económico; político; y espiritual.

La discusión de las investigaciones que aplican las metodologías revela que tiene legitimidad la experiencia de utilizarlas en el caso de la RMS. Cada instrumento tiene sus dificultades metodológicas, y eso puede explicarse debido a la complejidad de cada uno en términos de la cantidad, calidad, y temporalidad de los datos requeridos; también los cálculos aplicados a cada uno para convertirlos en un formato e incluirlos en las matrices. En este sentido, es más detallado y diverso que el PIB, que también tiene el lujo de haber desarrollado una mejor calidad de datos durante varias décadas de levantamiento y refinamiento. No obstante, el interés en desarrollar metodologías de evaluación de la sustentabilidad de regiones y ciudades tiene cada vez mayor impulso. El caso del Gran Londres ofrece un ejemplo emblemático de su aplicación e incorporación en la planificación estratégica metropolitana, mientras que las aplicaciones a nivel de países para evaluar tendencias de largo plazo en los modelos de desarrollo, como también las experiencias regionales (en Chile por ejemplo) indican que las metodologías tienen relevancia a distintas escalas (como muestra Costanza y otros, 2004). La evaluación de la experiencia de la región de Santiago de Chile, durante las últimas dos décadas, forma parte de este proceso de desarrollo de las metodologías y la adecuación para su uso en las políticas públicas urbanas y regionales de la ciudad – región.

III. La Región Metropolitana de Santiago (RMS): políticas públicas y transformaciones hacia una ciudad–región más sustentable

1. Compromisos con la sustentabilidad

Avanzar hacia una ciudad–región más sustentable implica coordinar las intervenciones. En este proceso, la coherencia en las políticas públicas juega un rol central. El objetivo de la mayoría de las políticas públicas es la maximización del bienestar y la mitigación de las externalidades negativas. La sustentabilidad urbana está claramente orientada en esta dirección, con metas específicas de reducción de pobreza, equidad social, y la gestión integrada de diversas variables urbanas, todas desarrolladas dentro de la planificación estratégica inter–generacional, y la gestión local y regional.

Kofi Annan confirma la importancia de una visión más integral y urbana para el siglo XXI: “El desarrollo urbano sustentable es uno de los desafíos más urgentes frente a la comunidad humana en el siglo XXI... El futuro de la humanidad está en las ciudades: con buena gobernanza urbana y desarrollo urbano sustentable. Tenemos que hacer funcionar la revolución urbana para la gente, no contra ellos” (Julio, 2000). Debido a que la población urbana mundial a partir del 2006 va a exceder a la población rural, ‘la cuestión urbana asume un rol cada vez más central en políticas públicas, intervenciones privadas, y en términos de la organización y acciones de la sociedad civil. En el contexto chileno los temas de sustentabilidad son extraordinariamente relevantes y coyunturales.

En su primer mensaje presidencial (mayo 2006), Michelle Bachelet enfatizó la importancia de los asentamientos humanos como una de las áreas claves de su administración: “Queremos ciudades bellas, amables, equitativas. Esto supone una política urbana moderna, con sentido del territorio. Supone fortalecer la legislación e incorporar las variables ambientales y de integración social en los instrumentos de planificación territorial.” Los detalles en términos del desarrollo de políticas públicas y planificación se encuentran en experiencias similares en otros países, impulsados desde las conferencias en Estocolmo y Vancouver durante la década de 1970. Muchos de estos objetivos y mecanismos similares están presentes en el Plan de Implementación de Johannesburgo (2002), también en la Declaración de Santa Cruz de la Sierra (1996), el

Programa de Ciudades Sustentables de Habitat y la Declaración de Hong Kong (sobre el desarrollo sustentable de ciudades, febrero 2004). La ocasión para la promoción más explícita de las directrices y las acciones fue presentada en la Cumbre de Río (1992), en los Principios de Río y el Programa 21, aprobado por la mayoría de los 172 gobiernos participantes. El capítulo 7 del Programa 21 se dedicó específicamente a los asentamientos humanos, definiendo las siguientes áreas de trabajo: (A) suministro de vivienda adecuada para todos; (B) mejoramiento de la administración de los asentamientos humanos; (C) promoción de la planificación y la ordenación sostenibles del uso de la tierra; (D) promoción de la integración de la infraestructura ambiental: agua, saneamiento, avenamiento y gestión de desechos sólidos; (E) promoción de sistemas sostenibles de energía y transporte en los asentamientos humanos; (F) promoción de la planificación y gestión de los asentamientos humanos en las regiones propensas a los desastres; (G) promoción de actividades sostenibles en la industria de la construcción.

Durante la década transcurrida entre la conferencia de Río de Janeiro y la Cumbre de Johannesburgo, tuvieron lugar numerosas reuniones que buscaban aterrizar los principios del desarrollo sustentable y desarrollar aplicaciones concretas. Antes de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible en Johannesburgo en 2002, se realizó una Asamblea General de las Naciones Unidas en Nueva York en 1997 (Río+5) y otra reunión en Monterrey (marzo 2002) sobre el financiamiento de las iniciativas. Paralelamente al proceso Brundtland, en otras instituciones de desarrollo (multilateral, como el Banco Mundial y el PNUD, y bilateral) surgieron los Objetivos de Desarrollo del Milenio (Copenhague, 1995; Nueva York, 2000). Los dos elementos: el desarrollo sustentable definido por Brundtland y refinado en Johannesburgo, y los 8 objetivos de desarrollo, en conjunto contextualizan una estructura para un desarrollo estable de largo plazo. Debido a los cambios en la demografía global desde mayoritariamente rural hacia mayoritariamente urbana durante el siglo XXI, los asentamientos humanos se han convertido en los espacios de mayor importancia para entender los procesos de sustentabilidad y la realización del desarrollo de objetivos antes del 2015. Esta importancia de entender los temas de sustentabilidad en los asentamientos humanos, en particular los centros urbanos más grandes, aumenta en América Latina, en donde el 75% de la población es urbana y Chile constituye un excelente estudio de caso porque el 86% de su población es urbana.

En términos regionales, los Ministros de Medio Ambiente de la región se comprometieron a enfocar sus esfuerzos en una estrategia de desarrollo más sustentable en Santa Cruz de la Sierra en 1996. Con una Declaración y un Plan de Acción, los miembros de la Organización de Estados Americanos definieron la implementación de los acuerdos de Río 1992, en particular el Programa 21. La estrategia incluyó: crecimiento económico con equidad; dimensiones sociales; medio ambiente sano; participación pública; desarrollo y transferencia tecnológica; financiamiento; y fortalecimiento de los marcos jurídicos. El compromiso hacia esta estrategia fue repetido en el 2006 en otra reunión de los representantes.

Debido a las altas tasas de población urbana, el Plan de Acción incluye una sección sobre Ciudades y Comunidades Sostenibles (II.3) con 15 iniciativas que un gobierno local o metropolitano puede incluir en su estrategia de gestión. Dichas iniciativas incorporan dimensiones sociales y tecnológicas, y planificación. Es posible que estos componentes (Declaración, e iniciativas del Plan de Acción) sirvan para estructurar la evaluación de las experiencias de las ciudades de la región. Por ejemplo, es importante entender como el gobierno nacional y las autoridades de la RMS han incorporado los elementos fundamentales de esta estrategia regional (punto 3): “Adoptaremos políticas y estrategias que alienten cambios en los patrones de producción y consumo para alcanzar el desarrollo sostenible y una mejor calidad de vida, así como la preservación del medio ambiente y para contribuir a la superación de la pobreza (OEA, 2007)”. La sustentabilidad urbana observada desde esta perspectiva de compromisos internacionales, es una obligación que ya existe y que ya tiene una década de gestión, con iniciativas específicas y metas.

En otra región –Asia– la Declaración de Hong Kong sobre Desarrollo Sostenible de las Ciudades reitera los objetivos del Programa 21 y también el Plan de Implementación de Johannesburgo. Está organizada en temas que relacionan políticas y mecanismos: de liderazgo y gobernanza urbanas; crecimiento económico y creación de empleo; planificación para vivienda y ordenamiento territorial; logro de servicios sociales básicos; aumento de movilidad; turismo y patrimonio cultural. La Declaración constituye un compromiso que destaca “el desarrollo sostenible es la llave para el futuro de las ciudades en Asia-Pacífico y otros partes del mundo” (punto 3), y que requiere un enfoque sobre “la integración del desarrollo sostenible en la planificación urbana y regional y nuevos mecanismos para la implementación de medidas para el desarrollo sostenible” (punto 6).

El seguimiento de estos objetivos en diversas regiones a través de acciones claras ha sido central para distintas organizaciones, en particular la Comisión de Desarrollo Sostenible, PNUMA y Habitat. El Sustainable Cities Programme de Habitat se convirtió en la ‘estrategia clave’ de las Naciones Unidas para el desarrollo sustentable de las ciudades. Habitat ha sido una organización importante en el reconocimiento de los problemas específicos de las ciudades y del rango de políticas y técnicas que existen para mejorarlos. En 1996 en Estambul, se establecieron (como en Santa Cruz de la Sierra) principios sobre el futuro del desarrollo urbano sustentable. El punto 4 de la Declaración, por ejemplo, se refiere a las tendencias hacia la producción y el consumo insostenible, y los problemas de concentración poblacional, falta de vivienda, pobreza, desempleo, exclusión social, inestabilidad familiar, recursos inadecuados, falta de infraestructura y servicios básicos, inadecuada planificación, creciente inseguridad y violencia, degradación ambiental, y vulnerabilidad frente a los desastres naturales. En el área del desarrollo urbano sustentable, la Declaración identifica muchas iniciativas (a–z + aa–cc) que son relevantes y que comparten elementos básicos con la declaración de Santa Cruz de la Sierra del mismo año.

El Sustainable Cities Programme fue una iniciativa de Habitat/PNUMA para fortalecer elementos ambientales en la agenda urbana, por eso toma una dimensión particular en la agenda de sustentabilidad. De las 40 ciudades que forman parte de la iniciativa actual, solamente tres son de América Latina: Bío-Bío (Concepción), Guayaquil y Asunción (en distintos niveles de desarrollo). El enfoque del Programa consiste en cómo fortalecer las capacidades a nivel local para mejorar la planificación ambiental de las ciudades. Empezó a principios de la década de 1990 orientado hacia experiencias locales de demostración. En el período actual (2002–2007) está en su segunda fase, denominada “enseñanzas deducidas y logros de la fase I”. Aunque Santiago no ha participado en este programa, otras iniciativas han surgido para compartir los principios de desarrollo sustentable y adoptar esta perspectiva para la fijación de metas y la gestión correspondiente.

2. Experiencias de iniciativas para la sustentabilidad en la RMS

El tema de la sustentabilidad urbana en la RMS no es un tema nuevo. Es importante reconocer las investigaciones y publicaciones relacionadas desde la década de 1990 cuando el trabajo sobre sustentabilidad, y no solamente temas ambientales en si, surgieron en el país y también aparecieron en el ámbito público, por ejemplo, la Estrategia de Desarrollo Regional de la RMS (2000). En las publicaciones es importante el enfoque sobre los grupos sociales más marginados, y también sobre la calidad ambiental de los medios más relevantes (aire, agua, residuos sólidos). Entre las publicaciones se puede destacar el trabajo de Maria Elena Ducci (1995), Patricio Gross y otros (2002), PNUMA/IEUT (2004) y Reyes (2004). Documentos de la CEPAL también han tocado la RMS en sus análisis, por ejemplo, CEPAL (2001) y Winchester (2005, 2006). Lo interesante es destacar el rango espacial de tratamiento del tema, desde lo local hasta lo regional. Es al nivel regional que hay mucho trabajo reciente, integrando la sustentabilidad en la planificación y la gestión estratégica de ciudades (Barton, 2006).

Enfoques sobre la sustentabilidad del área metropolitana de Santiago existen y han generado distintos debates e intervenciones. Entre los más destacados se pueden identificar: (1) el proyecto Santiago Sustentable (1996–1999) organizado por CIDA (Canadian International Development Agency), la Corporación para el Desarrollo de Santiago (CORDESAN) y las municipalidades de Santiago, La Pintana, La Florida y Las Condes; (2) el proyecto DIMSUD (Designing, Implementing and Measuring Sustainable Urban Development) del Alliance for Global Sustainability (con la participación del Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales–PUC; 2002–2004); y el proyecto OTAS (Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable) financiado por GTZ y liderado por el Gobierno Regional de Santiago. De inmediato se puede constatar que la falta de financiamiento impide la continuidad a los proyectos más allá de su período de apoyo financiero internacional (en estos casos, CIDA, AGS y GTZ). Otro problema es el enfoque de estos proyectos en sustentabilidad ambiental y no en el desarrollo sustentable, que constituye una interpretación más amplia del problema.

La forma en que las políticas aplicadas en la RMS, desde el surgimiento de la sustentabilidad como hilo conductor del proceso de desarrollo a principios de la década de 1990, han sido central en el fortalecimiento de la sustentabilidad. Claramente, existen múltiples políticas interaccionando en forma muy dinámica en el espacio urbano y su entorno periurbano y rural. Estas políticas son explícitamente urbanas, dirigidas principalmente al ordenamiento territorial, infraestructura básica y vivienda, pero también sectoriales, desde las redes de transporte hasta los centros productivos, y aspectos ambientales y sociales. Las políticas aplicadas tienen un rol clave en las transformaciones del espacio urbano, aunque hay que tomar en cuenta que se tienen múltiples ‘hechos urbanos’ que van transformando el espacio por otros sentidos, no alineados con las políticas dominantes. La ciudad es producto de múltiples intervenciones públicas, privadas, de la sociedad civil y los individuos. A veces la coherencia de estas intervenciones, y la responsabilidad, no queda clara. En este sentido, es importante entender bien el alcance de las políticas, por ejemplo su ejecución, y los efectos generados en forma directa y otros en forma indirecta, o generados por otros actores y por otras razones.

A pesar del enfoque tradicional de la sustentabilidad a nivel local, las limitaciones del Programa 21 en este sentido han sido cada vez más claras. Desde sus orígenes en el año 1992, los esfuerzos para incorporar múltiples intervenciones a escala local en áreas urbanas, han sido más complejos. Si entendemos la ciudad como un sistema con entradas, procesos y salidas, interrelacionados por retroalimentaciones positivas y negativas, es difícil concebir una micro–unidad espacial dentro del sistema capaz de aislarse de las tendencias de escala mayor. En este contexto, las iniciativas más locales no han generado más impactos fuera de sus contextos. Iniciativas netamente ambientales, como el manejo de residuos en la comuna de Ñuñoa y el reciclaje de materia orgánica en La Pintana, tampoco han alcanzado a desarrollar un enfoque mayor sobre la sustentabilidad de la comuna en forma integral. Donde hay una visión más integral, como en el caso de la Corporación de Desarrollo Sustentable de Pudahuel (una ONG que trata de jugar un rol influyente en su comuna, funcionando como articulador entre el municipio y la sociedad civil en temas de desarrollo más sustentable), su fuerte base y financiamiento en el sector privado dentro de una comuna con mucha inversión en vivienda, infraestructura y instalaciones comerciales, genera un cuestionamiento sobre sus objetivos en el largo plazo. Esta falta de iniciativas integradas, o planificación más sustentable en los planes de desarrollo comunal por ejemplo, se puede criticar en el caso de Santiago debido al lanzamiento de iniciativas de esta naturaleza en forma regional desde este lugar en 2002. La llamada Carta de Ñuñoa⁷, firmada en el 2002 por representantes de municipalidades de la región, constituye un marco para una gestión municipal más sustentable, con 17 áreas de acción. En la última evaluación de iniciativas del Programa 21 en Chile, por ICLEI y la Comisión de Desarrollo Sostenible (CSD/ICLEI, 2002), solamente fueron identificadas 15 experiencias en el país.

⁷ Esta Carta fue la contribución de las municipalidades de la región para seguir con los objetivos de Johannesburgo. Fue firmada en octubre 2002, después de la Cumbre en agosto–septiembre.

Como consecuencia de las deficiencias en las intervenciones de Programa 21 en espacios urbanos, el enfoque ha cambiado hacia una perspectiva metropolitana o de la ciudad–región o bio–región. El análisis de un sistema urbano en esta escala permite estimular iniciativas complementarias a escalas menores, a la vez que facilita la inserción del espacio urbano en el contexto de la globalización, pensando en la importancia de tendencias exógenas significativas como flujos migratorios, cambios climáticos, enfermedades (VIH, cólera, H5N1), transformaciones económicas, etc.

Esta escala ciudad–región ha sido importante en varias iniciativas metropolitanas desde la década de 1980, iniciada en San Francisco y transferida a Europa, en particular a España (Fernández–Güell, 2000). La definición participativa de proyecciones de largo plazo, y la integración de políticas públicas y privadas hacia metas de un mejoramiento de la calidad de vida urbana, han sido claves para este proceso. En el siglo XXI, el concepto de planificación estratégica y su relación con la sustentabilidad como concepto estructurante, ha sido aplicado en la planificación metropolitana de muchas ciudades. Aparte de las iniciativas de gran escala, como Vancouver en su plan de 100 años, se puede destacar el Plan de Londres (2004) que regirá el desarrollo metropolitano para los siguientes veinte años. Aunque existan múltiples ejemplos a escala de ciudad intermedia, como los de Manizales, Manchester, Seattle, Portland, Zaragoza y Valencia, es en las ciudades más grandes del mundo –las llamadas ciudades globales o ciudades en redes– en donde aparecen los más grandes desafíos para incorporar la sustentabilidad como visión integradora en la planificación territorial.

Varios documentos sobre el proceso de incorporación de la sustentabilidad en la planificación metropolitana han surgido en los últimos años. Se puede destacar el trabajo de Joe Ravetz y la experiencia en Manchester como un proceso multi–stakeholder en la formulación de la estrategia de planificación de Greater Manchester (Revetz, 2000a); también la síntesis de la experiencia en Zaragoza, enfocada en los diversos ejes del desarrollo de la ciudad (Blasco y Baringo, 2004). Se pueden diferenciar estos textos de otros de más de diez años de vigencia que interpretan la sustentabilidad como un conjunto de intervenciones sectoriales. En esta línea se puede anotar el documento del Banco Mundial sobre el caso de Río de Janeiro publicado en 1993, con diez capítulos pero sin un marco conceptual para orientar las contribuciones (Banco Mundial, 1993). La gran diferencia entre las nuevas contribuciones en el área de la sustentabilidad urbana es el tema de la planificación integral del espacio, con menos énfasis en la capacidad de numerosas intervenciones sectoriales para generar tendencias deseadas. En esta conceptualización de la sustentabilidad como hilo conductor de la planificación territorial, se puede agregar el proceso de la construcción de visiones para el futuro y lo que se llama en la literatura *backcasting*. El proceso de *backcasting* (contrastado con ‘*forecasting*’) requiere la definición de un futuro deseado a través de un proceso amplio de participación, seguido por la formulación de políticas para alcanzar este objetivo de largo plazo, donde las reuniones comunitarias son consideradas importantes en este proceso.

Para complementar este proceso participativo y consensuado sobre el futuro urbano, se requiere mucha información que actúa como línea base para la toma de decisiones. Dentro de esta información, es muy importante incluir el análisis de políticas desarrolladas y aplicadas en el ámbito urbano. Debido a la complejidad del sistema urbano y las múltiples interacciones y retroalimentaciones que generan externalidades positivas y negativas a distintas escalas, el monitoreo y la evaluación de políticas, planes y programas es un *sine qua non*. Además, es importante generar los indicadores necesarios para medir las tendencias globales y visualizar como influir en la malla de políticas para generar cambios deseados y reducir incentivos perversos, inequidades y desplazamientos de impactos en forma intra e interurbana, o entre lo urbano y lo rural.

Un paquete de indicadores que permite entender el crecimiento económico de la ciudad (PIB regional), y también las interrelaciones entre aspectos económicos, ambientales y sociales, es necesario para entender bien el proceso de desarrollo sustentable en el tiempo. Joe Revetz (2000b) indica que el paradigma de la sustentabilidad requiere pensamiento y prácticas de orientación transversal. Como consecuencia, un paquete de indicadores debe también reflejar: horizontes de tiempo extendidos; horizontes físicos extendidos; cadenas casuísticas; fronteras sectoriales extendidas y sistemas valóricos extendidos. A través de un paquete de indicadores más complejo se pueden reflejar distintos ‘*trade-offs*’ y conflictos, con lo cual sería posible desarrollar estrategias de desarrollo metropolitano que eviten situaciones de inestabilidad, promuevan tendencias de estabilidad y mejoramiento de calidad de vida en el largo plazo. Robert Gibson y otros. (2005) se refieren a estos sistemas como regímenes de sustentabilidad, que establecen criterios robustos para la toma de decisiones. Las metodologías aplicadas al caso de la RMS ofrecen varios insumos claves para este tipo de planificación estratégica y para fortalecer la sustentabilidad a través de la toma de decisiones informadas.

Las múltiples declaraciones sobre el desarrollo sustentable emitidas en el discurso público chileno, por distintos actores sociales y políticos, además de las obligaciones a nivel internacional para cumplir con objetivos surgidos de cumbres y organizaciones multilaterales –tales como los Principios de Río, Agenda 21, Metas del Milenio– reflejan intenciones de orientar el desarrollo hacia la sustentabilidad. No obstante, se puede cuestionar la capacidad y el compromiso político que existen para avanzar en esta dirección a pesar de los documentos relevantes.

El contexto chileno incluye hitos importantes como la publicación de la Ley General de Bases del Medio Ambiente (1994), la creación de la CONAMA, la formulación de la Política Ambiental sobre Desarrollo Sustentable (1998) y la creación de una Comisión sobre Desarrollo Sustentable. No obstante, a pesar de estos hitos, el modelo de desarrollo urbano dominante en las últimas décadas ha sido el de la metrópolis impulsada por el crecimiento económico, con impactos sociales y ambientales –externalidades positivas y negativas– entendidos como subproductos del proceso. Se puede definir este modelo como el de la “ciudad mundial” o “ciudad global” (Friedmann, 1986; Sassen, 1994), resultado de un proceso similar a la teoría de modernización de Walt Rostow (1960), en que el patrón de desarrollo urbano está definido por intervenciones basadas en la noción predominante de crecimiento económico y rentabilidad del espacio.

Aunque algunas administraciones metropolitanas internacionales siguen reforzando los aspectos económicos y competitivos de sus trayectorias de desarrollo, otras han adoptado un enfoque distinto, ubicando el modelo económico y de crecimiento en un marco de equilibrio social y ambiental. Básicamente, la lógica de la Curva Kuznets Ambiental (Stern y otros., 1996) –que define que una sociedad solamente puede reaccionar en forma positiva a los desafíos ambientales cuando ha captado un nivel de desarrollo socio-económico adecuado– no está aceptada por quienes prefieren un desarrollo más equilibrado, integral y de largo plazo; el plan de Greater Vancouver define una trayectoria de 100 años por ejemplo (véase otros también en el sistema CitiesPLUS). El trabajo *Factor Four: Doubling Wealth, Halving Resource Use* de Ernst Ulrich von Weizsäcker y otros (1997) y el Instituto Factor Ten que surgió de la Carta de Carnoules (1994) (firmado por líderes como Gro Harlem Brundtland y Nelson Mandela) enfatizan los desafíos de largo plazo que enfrentan los países y las ciudades modernas para promover el bienestar cada vez con menos recursos no-renovables bajo conceptos como, por ejemplo, desmaterialización y descarbonización.

De todas maneras, existen muchos enfoques y estrategias diferentes para promover la sustentabilidad urbana. Henri Acselrad (1999) identifica tres construcciones o discursos de sustentabilidad urbana: la representación técnico-material de las ciudades (que está relacionada con la actividad de evaluación de flujos de este proyecto); la ciudad como espacio de calidad de vida (que forma parte del discurso predominante en estrategias de desarrollo urbano sostenible en

países más desarrollados, por ejemplo, Canadá); y la ciudad como espacio de legitimación de la política urbana.

Aunque el concepto de sustentabilidad urbana ha sido incorporado al ámbito de la política pública hace unos diez años al menos, no es claro que las experiencias aludidas hayan sido aplicadas al desarrollo de la RMS, más allá de algunos proyectos tentativos. Hasta las posiciones más críticas se inclinan hacia lo rural; por ejemplo, el libro de Sara Larraín (1999) *Por un Chile Sustentable* dedica sólo un capítulo a los asuntos netamente urbanos, a pesar de la concentración poblacional en el país, mientras que Marcel Claude (1997) parece más preocupado por los conflictos sobre recursos naturales. Un texto recién publicado que reúne casi cien contribuciones sobre la biodiversidad en Chile incluye solamente una contribución enfocada en las áreas urbanas (de Patricio Gross, 2006). La poca dedicación exclusiva a lo urbano también se observa en las actividades del Consejo de Desarrollo Sustentable (CDS) organizado desde CONAMA que promueve asuntos generales como la conservación, la biodiversidad y la educación. El CDS se concentra de manera importante en los temas ambientales (a pesar del reconocimiento de la influencia de la identidad cultural), pero deja de lado la importancia de la integración de las políticas públicas en el logro de un desarrollo más sustentable.

Las lecciones relevantes para la RMS y las oportunidades que existen, dependen de distintos factores –ecológicos, socio–económicos y político–institucionales– y requieren una evaluación que los considere dentro de una interpretación que incorpore el concepto de que no existe un fin objetivo e idealizado sino grados de sustentabilidad, desde una débil hacia una fuerte, con elementos de no linealidad, acumulatividad e irreversibilidad (O’Riordan and Voisey, 1998; Camagni, 2005).

3. La mitigación de externalidades negativas en la RMS

Debido a las debilidades en políticas fuertes y orientaciones programáticas hacia un desarrollo urbano más sustentable, es necesario repensar sobre las principales iniciativas generadas desde la década de 1990 para mitigar las externalidades negativas (ver tabla 3.1 y figura 3.1). Ha sido particularmente importante en el ámbito de los bienes públicos, tales como calidad de agua y calidad del aire, y movilidad (transporte público).

Roberto Camagni (2005) identifica la importancia de los vínculos entre el análisis territorial (alcance de las políticas) y los variables objetivos de la gestión urbana (valores–objetivos de gestión urbana). En términos del primero, se refiere a los efectos locales sobre colectividades y la necesidad de desarrollar estrategias de gestión urbana para mitigarlos. Para el segundo, se refiere principalmente a las sinergias entre habitabilidad y funcionalidad urbanas, que unen varios componentes.⁸ Para alcanzar niveles de lo que se llama sostenibilidad interna, se requiere la incorporación de dimensiones regulatorias o normativas, financiamiento, institucionalidad, y participación e involucramiento ciudadano. Estos aspectos reflejan consideraciones también desdibujados en el Programa 21.

⁸ Por *habitabilidad*: accesibilidad a servicios básicos; dotación de vivienda y tenencia segura; entorno y espacio público saludable y seguro; gestión sostenible de desechos sólidos y líquidos y especiales; pobreza y precariedad; control de la contaminación (aire, agua, suelo, visual, auditiva); vulnerabilidad y desastres; seguridad y gobernabilidad; y participación y gestión. Por *funcionalidad*: empleo y mercados de trabajo; atracción de inversiones; gestión integral de sistemas de transporte; gestión de distritos territoriales productivos considerando parámetros de ‘producción limpia’ y riesgo industrial; proyectos y programas de productividad empresarial; infraestructura y equipamiento; habilitación, regulación y mercados de suelo; gestión de los recursos energéticos; e innovación y tecnología.

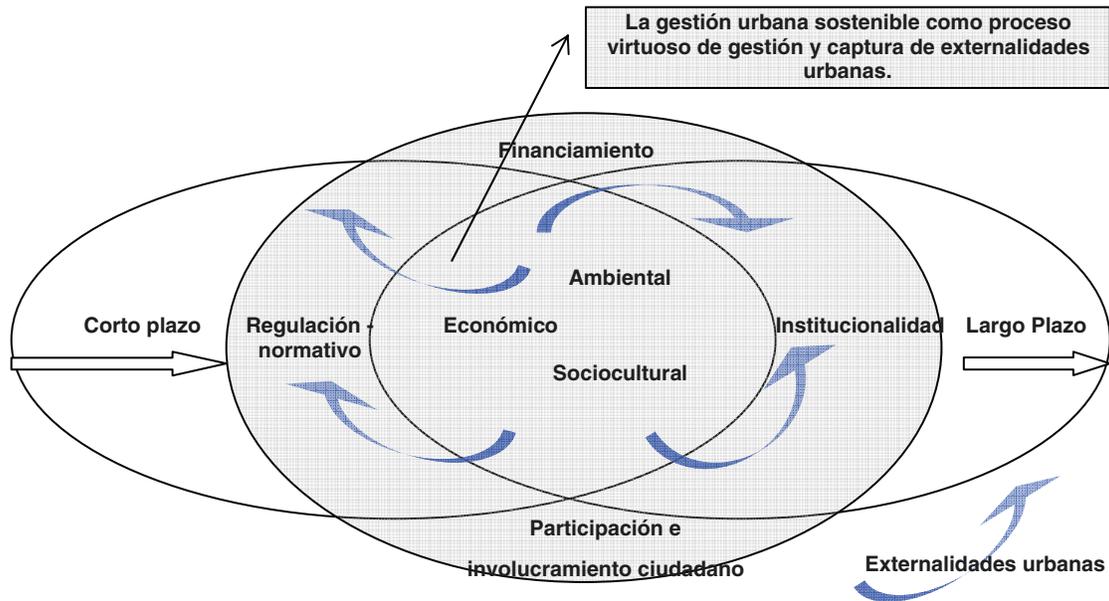
TABLA 3.1
EXTERNALIDADES Y DIMENSIONES DE LA SUSTENTABILIDAD

	Interacción entre la dimensión económica y la físico – ambiental	Interacción entre la dimensión económica y la social	Interacción entre la dimensión social y la físico – ambiental
Externalidades positivas	<ul style="list-style-type: none"> • Economías de escala en el uso de la energía: <ul style="list-style-type: none"> ○ Alumbrado público, ○ Transporte, ○ Eficiencia doméstica. • Valores ambientales como bienes demandados o factores de localización para las actividades avanzadas. 	<ul style="list-style-type: none"> • Accesibilidad a: • Servicios especializados para vivienda, • Mercados de trabajos diversificados, • Instituciones de formación, • Centros de cultura, • Servicios sanitarios cualificados. Facilidad de interacción social.	<ul style="list-style-type: none"> • Concentración de externalidades histórico culturales y ambientales. • Accesibilidad a los bienes ambientales de carácter público.
Externalidades negativas	<ul style="list-style-type: none"> • Escasez de recursos naturales y de biomásas. • Rendimientos decrecientes en el transporte privado. • Congestión, contaminación del aire, contaminación acústica. Contaminación de capas acuíferas.	<ul style="list-style-type: none"> • Sub-urbanización forzada por efecto de las rentas centrales elevadas. • Conflictos sociales en el mercado de trabajo. • Nuevas formas de pobreza. • Conflictos domésticos y violencia barrial. 	<ul style="list-style-type: none"> • Desgaste del patrimonio histórico monumental. • Pérdida del patrimonio cultural. • Conflictos sociales por acceso a recursos naturales. • Segregación social y ausencia de ley y/u orden.

Fuente: Elaboración propia, adaptado de Camagni, Capello and Nijkamp (1996).

El reconocimiento de estos vínculos en la región de América Latina, y la RMS en particular, ha sido una preocupación del Foro de Ministros y Altas Autoridades del Urbanismo y la Vivienda de América Latina y el Caribe (MINURVI), y está plasmado su Plan de Acción para lograr un desarrollo urbano más sustentable. En términos regionales, el enfoque sobre temas de pobreza y precariedad se mantiene, aunque en el caso de la RMS surgen otras preocupaciones que unen una agenda de 'sub-desarrollo' (bajos niveles de consumo, o necesidades básicas insatisfechas) con una agenda de desarrollo (altos niveles de consumo y producción con sus externalidades negativas relacionadas).

FIGURA 3.1
FLUJO DE EXTERNALIDADES POR EL SISTEMA DE SUSTENTABILIDAD



Fuente: Elaboración propia, basado en Dubois-Taine y otros. (2001).

En el mencionado Foro, la CEPAL propuso que las entidades sectoriales nacionales implementaran una estrategia conjunta para relevar el tema de la reducción de la pobreza y la precariedad de las ciudades, entre otras razones, para aumentar su competitividad como asimismo, conformar agendas urbanas para desarrollar acciones que favorezcan de manera especial a los pobres urbanos de la región. Se acepta que un enfoque de este tipo promueve en los países de la región orientaciones de política urbana bajo el paradigma de la sustentabilidad. Se ha contribuido de esta forma a identificar cinco ejes prioritarios de intervención urbana para enfrentar la pobreza y la precariedad de las ciudades de la región y que han dado lugar a la definición de una agenda urbana más sustentable:

- Producción y mejoramiento del acceso al suelo: ampliar las posibilidades que hoy tienen los pobres para acceder al suelo urbano.
- Provisión y acceso a servicios básicos de infraestructura: proporcionar servicios, en especial aquellos de agua potable y saneamiento, a los barrios donde se asientan los hogares más vulnerables.
- Mejoramiento de la calidad habitacional y construcción de nueva vivienda: perfeccionar los mecanismos de la gestión habitacional para que la población que carece de viviendas o habita de manera precaria pueda acceder a alojamientos que satisfagan las exigencias básicas de confort, seguridad y salubridad.
- Dotación y mejoramiento de espacio público y equipamiento social: contribuir, a través de la dotación y habilitación de espacios públicos a escala vecinal, local y de la ciudad, al fortalecimiento del sentido de pertenencia, la convivencia social y la integración de los sectores más pobres a la sociedad urbana, favoreciendo la acumulación de capital social.

- Provisión de espacios para el desarrollo de actividades productivas y generación de empleo e ingresos: proveer espacios y facilidades para que los pobres urbanos puedan desarrollar actividades productivas e incrementar sus ingresos.

En términos de impactos sobre bienes públicos, el tema de servicios de infraestructura ha dominado en la RMS desde principios de la década de 1990. Mientras los otros elementos han tenido políticas y programas relacionados, es en el ámbito de los grandes proyectos urbanos que la mayoría de las inversiones han sido dirigidos (Gobierno de Chile, 2000). Entre los cálculos de inversiones en los lineamientos claves de la Estrategia de Desarrollo Regional, 2000–2006, el tema “sustentabilidad ambiental territorial” consumía el 48% del total del gasto público y privado. Bajo esta línea se incluían: vialidad interurbana; vialidad urbana; Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA); inversión en el tratamiento de aguas servidas; renovación urbana; y Plan de Transporte Urbano de la Ciudad de Santiago (el precursor del Transantiago). El resto de los proyectos fueron distribuidos entre los lineamientos de: ciudadanía; competitividad; modernización de la gestión pública regional; e identidades y cultura. Debido a la importancia de los proyectos asociados con la “sustentabilidad ambiental territorial”, son estos –el PPDA, el sistema de tratamiento de aguas servidas, y la ampliación del Metro– los que se abordan a continuación, con el objetivo de discutir acerca de las externalidades negativas en la RMS.

3.1 El Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica (PPDA)

Debido a los problemas de contaminación atmosférica generados por la intensidad de contaminantes y la localización geográfica de la ciudad, la necesidad de combatir las externalidades negativas atmosféricas surgió durante los primeros años de la década de 1990. Los impactos sobre la salud, en términos de mortalidad y morbilidad (exposición crónica), estuvieron en aumento, y la calidad del aire se notaba por problemas de visibilidad asociado con la contaminación por material particulado. Ostro y otros (1996) calcularon que había un aumento del 10% en mortalidad asociado con niveles de PM 10 o partículas gruesas (citado en PNUMA–IEUT, 2004), mientras que el tema de PM 2,5 quedaba poco examinado debido a que no estaban las mediciones a pesar de tener importantes repercusiones en términos de exposición crónica (PNUMA–IEUT, 2004).

Después de un largo período de inactividad en los temas ambientales bajo el régimen autoritario, hasta 1990 fue creada la Comisión Especial de Descontaminación de la Región Metropolitana (CEDRM), desarrollando líneas de acción para las fuentes fijas –en particular para reducir emisiones de PM10 y SO₂– y fuentes móviles –como la introducción de convertidores catalíticos en vehículos nuevos y la penalización a los no–catalíticos a través de controles sobre su circulación. Para medir el éxito de estas medidas, se desarrollaron estados de emergencia y mediciones continuas en estaciones de monitoreo alrededor de la ciudad (denominada Red MACAM). A pesar de estas intervenciones durante la primera mitad de la década de 1990, la RMS fue declarada en 1996 zona saturada de PM10, ozono, CO y partículas totales en suspensión (PNUMA–IEUT, 2004; CONAMA RM, 2006).

Fue mediante el PPDA de 1998 que se desarrolló una intervención más integral, con un conjunto de instrumentos para cambiar el comportamiento industrial (fuentes fijas) y vehicular (fuentes móviles) en el Área Metropolitana, incluso el uso de tecnologías, la composición de los combustibles y la gestión de calles (por ejemplo, limpieza). En el 2004, el Plan fue revisado para ser más exigente, aunque una auditoria internacional del Plan en el 2006 fue crítica respecto a los avances alcanzados, a pesar de la considerable disminución de eventos de pre–emergencia y emergencia. Las críticas principales estuvieron asociadas con el financiamiento disponible para el Plan correspondiente a una efectiva fiscalización, la necesidad de una estrategia para reducir períodos de contaminación medio–alto pero no críticos, la dificultad en alcanzar metas gubernamentales según las tendencias actuales, y la falta de prioridad del tema en el ámbito

político. Tal vez la contribución más significativa para el PPDA sería el desarrollo del Plan Transantiago de transporte público iniciado en febrero 2007. Incentivar cambios en el comportamiento de los usuarios de transporte privado y público es clave en la reducción de las emisiones dentro de la cuenca. El Plan Transantiago busca reducir las emisiones de PM10 y NOx del transporte público un 75% y un 40%, respectivamente, en relación con los niveles de 1997 (CONAMA RM, 2006).

En su análisis de los impactos sobre las externalidades negativas atmosféricas, Cifuentes (2000) genera los siguientes datos de costos y beneficios, tomando en cuenta los impactos negativos y los costos de intervenciones para reducirlos:

TABLA 3.2
BENEFICIOS Y COSTOS DEL PPDA, RESULTADO NETO POR SECTOR
(US\$ millones)

Sector beneficios	Emisores Estado	Población Total		
Industria, comercio, hogares	0	39	304	343
Transporte, combustibles	0	40	313	353
Polvo levantado	0	2	47	49
Total beneficios	0	81 664	745	
Sector costos	Emisores Estado	Población Total		
Industria, comercio, hogares	6	0	0	6
Transporte, combustibles	77	34	0	111
Polvo levantado	0	26	0	26
Total costos	83	60	0 143	
Beneficio social neto	83	21 664	602	

Fuente: Cifuentes (2000).

La mayor proporción de los beneficios corresponden a las mejorías en la categoría salud (90%), siendo menores los beneficios en la categoría materiales (6%) y visibilidad (4%). No obstante, la mayoría de los beneficios totales del PPDA serían asumidos por la población, principalmente porque disminuyen los riesgos de mortalidad. Los costos de las intervenciones estarían repartidos entre el subsector de fuentes móviles (52%), seguido por la mejoría en los combustibles (27%) y el subsector de lavado y aspirado de calles (18%) (CONAMA, 2000).

Según Galilea y otros (2006), las responsabilidades y efectos esperados del PPDA han superado las expectativas ya sea en mediciones sobre la calidad del aire, diarias o anuales, y en la disminución de las situaciones de pre-emergencia y críticas establecidas. Puede haber errores producto de las valoraciones efectuadas, pero a la luz de los resultados, la evaluación de los beneficios sociales del modelo aplicado a la decisión política de aprobar el PPDA, ha subvalorado los beneficios o externalidades efectivas. Se debe destacar que algunos especialistas apuntan a valorar otras dimensiones no consideradas en este análisis, por ejemplo, la reducción del nivel de ruidos externos, los efectos que la reducción de la contaminación del aire tiene sobre los ecosistemas acuáticos y los humedales, y la reducción de daños a bosques y árboles en la RMS; Katz (2005) comparte esta visión más positiva del Plan, aunque comenta que todavía se está a mitad de camino y que los costos y la institucionalidad para avanzar son mucho más críticos. Estas conclusiones de Galilea y otros (2006) pueden ser contrastadas con las conclusiones del informe CEPAL-OCDE (2005) sobre el desempeño ambiental de Chile y la auditoría internacional efectuada al Plan. Cada enfoque tiene supuestos, métodos de análisis y conclusiones particulares, pero todos apuntan al mejoramiento del instrumento manteniendo la tendencia hacia el mejoramiento del aire metropolitano.

3.2 El tratamiento de aguas servidas

Como en todas partes del mundo, el tratamiento de las aguas servidas constituye un desafío mayor para las ciudades. En la RMS, como en el caso de la contaminación atmosférica, fue un problema ambiental pendiente asumido a principios de la década de 1990. A pesar del Plan Maestro de Alcantarillado para el Gran Santiago de 1981, fue sólo hasta la publicación del Programa de Tratamiento de las Aguas Servidas del Gran Santiago (en 1995) que se empezó a desarrollar el plan actual y vigente. A partir de la privatización de la empresa pública EMOS, Aguas Andinas S.A. asumió el control del sector en la RMS y fue esta empresa la que empezó a invertir US\$ 832 millones, en el período 2001–2005, en las plantas de tratamiento que elevaría el porcentaje de aguas tratadas hasta 100% en el año 2009. Entre las 16 plantas previstas, tres se ocupan de la mayor parte de la carga metropolitana: El Trebal (cerca del 25%), La Farfana (cerca del 50%) y Los Nogales (a la fecha no se encuentra en operación).

Las externalidades urbanas que generan las inversiones sobre saneamiento ambiental y tratamiento de aguas servidas parecen ser predominantemente positivas. Es difícil identificar efectos negativos derivados de estos proyectos. Sin embargo, es innegable también, que existen dificultades en el período de materialización y ejecución de las obras, por cuanto implican una serie de alteraciones del espacio en el cual se ha decidido localizar este tipo de actividad. Elementos que, en ocasiones, han mostrado que los costos efectivos superan los estipulados en los estudios de factibilidad por la variedad de costos indirectos o asociados. A pesar de la reducción de las externalidades negativas generadas en la cuenca por la mala calidad de agua (debido a los altos niveles de coliformes fecales, por ejemplo, que llevó a la prohibición del riego de cultivos con esas aguas, PNUMA–IEUT, 2004), existen otros impactos indirectos, tales como los olores generados por el manejo de lodos, y la disposición de ellos debido a las restricciones sobre volúmenes que se puede alcanzar en los vertederos.

Es especialmente en el ámbito de la salud donde estas intervenciones están llamadas a mejorar la calidad de vida de la población, porque deben contribuir a la disminución de enfermedades y aumentar la esperanza de vida de los individuos universalizando estos beneficios hacia el conjunto de la población, con efectos aún más favorables para los sectores más desfavorecidos. Otros enfoques de los beneficios sociales asociados a estos proyectos se refieren a la recuperación de tierras y el aumento de la productividad del suelo agrícola, con diferentes formas de medición aproximada, principalmente bajo la idea de nuevas hectáreas habilitadas (Sanhueza, 2003). Desde esta óptica, los efectos sociales se amplían en los casos en que además existen familias campesinas productoras.

En su estudio, Sanhueza (2003) identifica distintos sub–sistemas, parecido a los trabajos de Clarke and Islam (2005), y el enfoque de Ronchi y otros. (2002), quienes desarrollan un índice (ISSI) que tiene diez indicadores socio–económicos (paquete rojo), diez indicadores ambientales (paquete verde), y diez indicadores de recursos (paquete azul). Los sub–sistemas de Sanhueza para la cuenca Maipo–Mapocho son: sistema social; sistema natural; sistema económico–productivo; sistema público; y sistema privado (en este caso, Aguas Andinas S.A.). Es a través de estos sub–sistemas que se intenta establecer el valor económico total (VET) del sistema ambiental (o ecológico, según Clarke and Islam, 2005).

La evaluación económica de las externalidades positivas del Plan de Saneamiento que podría ejecutarse sobre la base del esquema de análisis de Sanhueza, proveerían de elementos de juicio cuantitativos y cualitativos a la hora de estimar el grado de justificación de la inversión realizada. Una primera aproximación “socialmente redistributiva” se refiere a la ejecución de obras de impactos fuertes y básicos en relación a la población y las familias más desfavorecidas. También las tarifas reguladas y diferenciales por consumo y los subsidios adicionales pueden reforzar el carácter redistributivo de estas inversiones. Otros temas de relevancia para la

sustentabilidad de la gestión urbana, como la fiscalización de los proyectos y el monitoreo institucional y social que va ocurriendo, también están presentes en este y otros proyectos urbanos de mayor envergadura (véase por ejemplo, Herzer y Passalacqua, 2003).

3.3 La expansión de las líneas de Metro de Santiago

Para mejorar la movilidad dentro de la ciudad, reducir la congestión y las emisiones producidas tanto por los vehículos privados como por los buses, la iniciativa de extender las líneas del Metro ha sido vital para el buen funcionamiento del sistema urbano, y además para coordinar mejor el desarrollo superficial del sistema Transantiago. Sin duda el Metro es, desde su inauguración en 1975, una de las obras de infraestructura más significativas en Chile. Partiendo por una expansión lenta hasta el año 2000, el aumento de la red para alcanzar los 84 km entre el 2000–2006 ha sido clave en la integración del sistema de transporte público y en forma más efectiva con las zonas de mayor crecimiento del Área Metropolitana. Se planifica cada vez más la extensión, en dirección oriente–poniente, dentro de los programas del bicentenario en el año 2010. A pesar de las presiones adicionales generadas por la puesta en marcha del Plan Transantiago, es uno de los servicios mejor evaluados por la ciudadanía urbana debido a su limpieza, seguridad y eficiencia.

Como arterias principales del sistema de transporte público, el Metro está cada vez más integrado con otros modos de transporte a través del sistema inter–modal y del sistema único de tarificación. Este desarrollo contribuye a la interconectividad de la ciudad a través de redes, que son claves en entender la expansión urbana (Figuroa, 2004). El análisis efectuado por Galilea y otros. (2006) sobre externalidades en los grandes proyectos de infraestructura urbana, estima que las denominadas externalidades urbanas y ambientales se han considerado altamente como secundarias en esta gran intervención urbana. Lo especialmente interesante para el análisis de externalidades, es el modo en que se consideran y valoran las contribuciones que el Metro efectúa con sus inversiones a la comunidad (beneficios sociales) durante las distintas fases de expansión y en los momentos de decisiones claves de la política pública. En particular se destaca la disminución de los niveles de contaminación atmosférica (por ejemplo, el retiro de 2.700 buses que no cumplen con las nuevas normas, PNUMA–IEUT, 2004), el ahorro en tiempos de viajes y de espera (descongestión vehicular), el ahorro de dinero, las cuales se traducen en externalidades positivas generadas por el Metro y que significan \$95.264 millones anuales de ahorro para la comunidad, en donde el 94% corresponde a descongestión y el 6% a descontaminación (Metro 2003, citado en Galilea y otros, 2006), además el aumento de la plusvalía inmobiliaria asociado con la cercanía a las estaciones.

Las principales ventajas se generan cuando el sistema subterráneo se compara con el sistema superficial. La congestión vehicular y la contaminación atmosférica son las externalidades negativas de mayor consideración en el análisis de eventuales beneficios sociales para la expansión de líneas de Metro. La externalidad positiva estará dada por los beneficios que se obtienen en dichos rubros al transferir pasajeros de los modos de transporte en superficie hacia la modalidad del Metro como transporte público (Galilea y otros, 2006). En el sistema de superficie, un vehículo más en superficie afecta a todos los otros vehículos que utilizan las mismas calzadas y los obliga a reducir sus velocidades de desplazamiento, con los consiguientes mayores costos de operación, contaminación del aire e incremento de los tiempos de viaje. Por el contrario, en la utilización del sistema Metro, la incorporación de nuevos pasajeros no influye en la misma relación.

El Metro, como en el caso de las plantas de tratamiento de aguas servidas, genera externalidades positivas que superan los impactos negativos de construcción y operación. Los beneficios del sistema de metro son muy diversos. Existen beneficios que pueden ser medidos por modelos tipo ESTRAUS o simplemente por modelos de diseño, como el caso del ahorro de tiempo que puede ser cuantificado y traducido en un valor económico a través de los precios sociales. De igual manera, se puede obtener el cálculo del ahorro de costos de operación de los vehículos que transitan por el sistema de superficie y que son de orden público (Galilea y otros, 2006).

Para el bicentenario en el 2010 se espera que un 50% de los ciudadanos del Área Metropolitana utilice el Metro, lo cual sería un aporte significativo al Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica. Al respecto, vale destacar que es indudable que el PPDA requiere además sistemas de movilidad urbana eficientes y con bajas tasas de emisión y medidas de políticas públicas complementarias y funcionales para el logro de las metas de sustentabilidad urbana. No obstante, un punto pendiente que vincula el sistema de transporte público y el control de la contaminación es la necesidad de relocalizar ciertas actividades, produciendo una reducción en el número de viajes diarios. Tal iniciativa fue propuesta en el Plan de Transporte Urbano (2000–2006) con el objetivo de incentivar patrones de localización de establecimientos educacionales, comercio, servicios y hogares en compatibilidad con el sistema de movilidad pública (PNUMA–IEUT, 2004; Reyes, 2004).

3.4 Externalidades urbanas y proyectos urbanos

Sin duda, el desarrollo de estos tres sistemas de mejoramiento ha tenido un impacto significativo sobre la huella ecológica y el IPG de la RMS. El caso del Metro refleja una intervención que genera impactos directos y externalidades positivas importantes, mientras que el PPDA y el Plan de Saneamiento generan más impactos indirectos pero también externalidades positivas. En los tres proyectos hay impactos negativos, no obstante, éstos se generan en la fases de construcción, y con menos implicancias en la de operación, especialmente cuando al compararse con las externalidades negativas en el caso contrario de no–implementación. Siempre existe la oportunidad de mejorar los sistemas de gestión para optimizar su desempeño socio–ambiental, pero en el largo plazo estos proyectos fueron necesarios y todavía requieren más afinamiento, desarrollo y expansión.

Como fue enfatizado en la Estrategia de Desarrollo Regional (2000–2006), estos proyectos fueron críticos para el desarrollo de la RMS durante la última década, ocupando la mayor parte de las inversiones disponibles, y contribuyendo a las diversas iniciativas fomentadas por el gobierno nacional, regional y local que buscan promover la sustentabilidad de la región. Aunque la necesidad de instalar sistemas efectivos de monitoreo y regulación siguen vigentes para fomentar la calidad de vida de los habitantes de la región, estos proyectos han avanzado bastante en la reducción de las externalidades negativas más nocivas para la ciudad–región durante el siglo XX.

Las intervenciones de escala regional como las atrás señaladas tienen la capacidad de cambiar radicalmente las condiciones de sustentabilidad de un área territorial. Reflejan bien la estrecha relación entre las dimensiones de la sustentabilidad: social–ambiental–económico–institucional, y la temporalidad de las inversiones requeridas (con una proyección de décadas más que unos pocos años). Aunque estas intervenciones muestran un alto grado técnico, también requieren aceptación social y estudios de costo–beneficio que valoren las múltiples variables que co–existen en la región. No obstante, estos grandes proyectos no son suficientes sin transformaciones substanciales en patrones de producción y consumo, para evitar retroalimentaciones positivas. Sin cambiar la composición energética, el uso de los modos de transporte, el uso per cápita de agua potable, hay límites a los grandes proyectos y riesgos de un deterioro en la calidad de vida mientras los nuevos sistemas de control son puestos en marcha.

Las metodologías de evaluación de la sustentabilidad tratadas en el contexto de la RMS en los próximos dos capítulos, ayudan a identificar áreas para la concentración de políticas públicas, intervenciones (incluyendo grandes proyectos urbanos), e inversión de recursos. La capacidad de identificar las externalidades más críticas e internalizar sus costos en forma Pigouviana, o reducirlos de una manera más homogénea, es vital para el mejor funcionamiento del sistema urbano–regional y el mejoramiento del bienestar y la calidad de vida de la población regional. Estas metodologías contribuyen en este sentido y, además, pueden ser incorporadas como herramientas de gestión urbana y regional para facilitar este proceso de desarrollo estratégico y la priorización de metas y actividades.

En este sentido, se puede hablar de distintas fases en el fortalecimiento de la sustentabilidad. Es un proceso dinámico y permanente para mejorar y reforzar la calidad de vida de los habitantes. A pesar de los aspectos positivos de unas intervenciones técnicas de gran escala, todavía falta mucho por hacer en otras dimensiones, en particular en términos de equidad, el mejoramiento de los accesos de diversas oportunidades, por ejemplo, a un buen nivel de escolaridad, a una vivienda de buena calidad con proximidad al empleo y servicios vitales, y la seguridad ciudadana, entre otros.

IV. Análisis de flujo de materiales y huella ecológica para la Región Metropolitana de Santiago (2002)

Año a año los pobladores de la RMS consumen millares de horas de GigaWatt de energía y millones de toneladas de materiales y de alimento, muchos de los cuales se desechan como residuos, además generan millones de emisiones de CO₂ como consecuencia, principalmente del transporte motorizado. Hasta la fecha, no se había compilado en un único documento las cuentas de los recursos naturales de los habitantes metropolitanos y, a continuación, se presenta el AFM para la RMS en el año 2002, siguiendo la metodología aplicada en el estudio del Gran Londres (BFF, 2002). Además, dando especial atención a la transparencia de la metodología y los cálculos realizados, de tal manera que dicha descripción detallada permita la crítica y también, si fuera el caso, la replicabilidad en estudios similares.

Catalogar y cuantificar en cifras más globales los recursos consumidos en la unidad de toneladas y establecer el flujo de éstos es llegar a conocer el metabolismo de la RMS. Luego traducidos o convertidos a otra unidad: hectáreas, en el cálculo de la Huella Ecológica, para el análisis de la sustentabilidad de la ciudad – región, teniendo como base la literatura descrita en los anteriores capítulos que sostiene que dichas metodologías son herramientas de gran alcance para medir y comunicar resultados respecto al uso sustentable de los recursos (Wackernagel y Rees, 2001; Agudelo, 2002; Hinterberger y otros., 2003; Jenerette y otros., 2005; Knaus y otros., 2005).

1. Análisis de Flujo de Materiales

1.1 Flujo de Energía

La RMS consumió 48.728 GWh de energía durante el año 2002 y las emisiones del bióxido de carbono (CO₂) asociadas a este consumo de energía fueron del orden de 13'850.883 toneladas, en los sectores residencial, industrial, comercial, minero, agrícola, transporte y otros. Sin embargo, al descontar los consumos del sector transporte, por ser una variable independiente en el AFM y evitando con ello la doble contabilidad, se obtuvo un consumo definitivo de energía de 23.754 GWh y 7.439.879 toneladas de emisiones de CO₂, cuya distribución detallada se muestra en la tabla 4.1.

TABLA 4.1
CONSUMO DE ENERGÍA EN LA RMS (2002) Y PRODUCCIÓN DE EMISIONES DE CO₂
Homogenizada por sectores (sin el sector transporte)

Tipo de energía	Consumo	Consumo		Emisiones CO ₂
	GWh	Toneladas		Toneladas
Eléctrica	9 750	838 317	4 284 387	
Residencial	3 581	307 935	1 573 761	
Industrial	3 228	277 585	1 418 653	
Comercio	2 339	201 136	1 027 945	
Minero	17	1 436	7 340	
Agrícola	184	15 842	80 965	
Público	388	33 361	170 498	
Otros	12	1 022	5 225	
Gas Natural	7 308	628 329	1 475 882	
Residencial	1 666	143 259	336 500	
Industrial	4 042	347 530	816 314	
Comercio	235	20 226	47 509	
Otros	1 364	117 314	275 559	
Gas de Ciudad	223	19 189	45 074	
Residencial	124	10 692	25 114	
Industrial	15	1 317	3 092	
Comercio	84	7 181	16 868	
Combustibles	6 470	556 319	1 634 468	
Residencial	40	3 426	10 056	
Industrial	2 507	215 585	631 271	
Comercio	1 307	112 358	335 875	
Minero	2 538	218 186	637 277	
Público	49	4 222	12 578	
Centro de Transformación	25	2 140	6 240	
Consumo Interno	5	402	1 170	
Renovable	2.37	204	69	
Residencial	2 373	204	69	
T o t a l	23 754	2 042 358	7 439 879	

Fuente: Elaboración propia, basado en BFF (2002); CNE – Sepúlveda (2006)

Hernán Sepúlveda, Comisión Nacional de Energía, comunicación personal. La referencia CNE – Sepúlveda (2006) corresponde en todo el texto a esta nota. Ante la importancia de contar con datos específicos de la RMS se acudió a la CNE para analizar la posibilidad de obtener, de manera inédita y oficial, un balance de energía exclusivo para nuestra zona de estudio. La solicitud fue bien recibida por la Comisión y el señor Hernán Sepúlveda se dedicó a la realización de un balance detallado, exclusivamente para la RMS y con las categorías requeridas en la investigación (energía eléctrica, gas y combustibles para diversos sectores de la economía regional).

Criterios de Elaboración de la Tabla:

Se retiraron del cálculo los ítems relacionados con Transporte, así: Eléctrica 131 GWh (metro de Santiago); Gas Natural 48 GWh (vehicular); Combustibles 7.540 GWh (transporte marítimo, terrestre y aéreo) y 17.255 GWh (estaciones de servicio).

- Los consumos de energía renovable están asociados al sector residencial (CNE, 2006).
- Factor de conversión GWh = 85,98 toneladas de combustibles equivalentes (BFF, 2002)
- Los factores de conversión para emisiones de CO₂ en toneladas fueron obtenidos a partir de la Tabla 1: Energía consumida en Londres, por tipo y emisiones de CO₂ (BFF, 2002:7), así: Electricidad (5,1107), Gas (2,3489), Petróleo (3,0764), Diesel (2,9128), Combustible de aviación (2,9904), Otros combustibles líquidos (3,0158) y Renovable (0,3404). Para emisiones de gas de ciudad se aplicó igual factor de gas.
- La energía renovable se calculó por método directo, sin pasar por conversiones de poder calorífico.

Referente a la consecución de la información es relevante destacar que los balances disponibles de energía se encuentran publicados a escala nacional y con una periodicidad anual. Todos los datos fueron calculados para el año 2002, excepto los correspondientes a ventas (consumos) de combustibles que corresponden al año 2004. No se recurrió a llevar los datos de escala nacional hasta el valor per cápita para obtener la proporción de la RMS (extrapolación), pues este tipo de conversiones acarrea enormes errores tal como se demuestra abreviadamente en el siguiente párrafo, y que se prefirieron evitar al máximo o en lo posible durante el desarrollo de la investigación.

En Chile se consumieron 2.321.631 terajoules (Tj) durante el año 2002 (CNE, 2006), o sea, 645.414 GWh, lo cual significa 0,1535 Tj/per cápita, equivalentes a 42,7 MWh/per cápita con base en la población total del país en el 2002 (15.116.435 de habitantes según INE, 2006a). Al aplicar el método de proporcionalidad, se extrapola dicho resultado a la RMS y se obtiene como resultado 258.789 GWh de consumo total de los metropolitanos, un dato substancialmente mayor y equivocado respecto a la realidad de la región, pues el valor de consumo de energía obtenido en esta investigación con base en los datos entregados por la CNE para la RMS durante el año 2002 fue: 48.728 GWh (eléctrica, gas y combustibles).

Otro tipo de contextos donde se enfrentaron dificultades con la selección de datos fue la incongruencia de los datos de energía reportados por diferentes fuentes oficiales, siendo necesario hacer análisis detallados para justificar la selección de las cifras a utilizar en el AFM. Un ejemplo representativo es el que corresponde al dato de consumo total de energía eléctrica en la región: la CNE – Sepúlveda (2006) entrega como resultado 9.905.042 MWh y comparada con la cifra del INE (2004) e INE (2006b) se encuentra una diferencia de 2.251.417 MWh (18%), ya que los datos de distribución de energía eléctrica, por tipo de cliente para el 2002 de la RMS fue de 12.156.459 MWh.

Las explicaciones a dicha diferencia pueden ser de diversa índole, entre otras: primera, de carácter conceptual, o sea, diferencia entre los términos *ventas* y *distribución*; segunda estar relacionada con las elevadas pérdidas (cerca del 30%) que efectivamente ocurren durante la distribución (Dumay, 2006), que finalmente no llegan a convertirse en ventas o consumos; tercera, discrepancias en el modo de clasificar a los clientes para cada uno de los sectores (por ejemplo, industrial vs. minero, algunas faenas podrían estar bajo una u otra categoría); cuarta, el INE tiene acceso a cifras de distribución directa de las generadoras a clientes libres, o con importaciones directas desde Argentina (CNE – Sepúlveda, 2006); y quinta, quizás no se desagregaron las cifras de distribución de las concesionarias Emelectric y CGE, que atienden además de la RMS las regiones VI, VII, VIII y IX. Después del análisis de esta substancial diferencia la investigación adoptó las cifras de la CNE por considerar válidas las explicaciones primera, segunda y quinta.

En cuanto a los procedimientos de cálculo del flujo de energía, se presentaron al menos tres situaciones que requirieron un manejo especial de los datos para alcanzar las cifras definitivas y mostradas en la tabla 4.1.

La conversión a GWh y luego a toneladas de emisiones de CO₂ de las unidades físicas de energía eléctrica (MWh), gas (m³) y combustibles (m³), exigió implementar el método de poder calorífico, más dispendioso pero completo, pues permitió llenar los vacíos que dejan las fórmulas del método de conversión directa para el consumo de m³ de gas de ciudad y m³ de combustibles a GWh. Partiendo de la relación entre unidades físicas y unidades calóricas (equivalencias nacionales), dadas por CNE – Sepúlveda (2006), se transformaron los consumos de energía eléctrica (MWh) y los consumos de gas natural, de ciudad y combustibles (m³) a Kilocalorías (Kcal/KWh y Kcal/m³, respectivamente); luego se convirtieron a teracalorías y por último a GWh.

Resaltan las diferencias en GWh generadas por ambos métodos. Al comparar los resultados finales de consumo en GWh se observa una leve diferencia para la energía eléctrica y una moderada diferencia para el gas natural, así:

	Energía Eléctrica (GWh)	Gas Natural (GWh)
Método directo	9 905	6 551
Método Poder calorífico	9 881	7 356

Ambos métodos son válidos y justificados (CNE, 2006) pero al final muestran una disminución del 0,24% en la energía eléctrica y un incremento del 12,3% en la categoría del gas natural. Para la presente investigación se asumieron los resultados del método de poder calorífico, pues se considera más cercano al consumo energético, y además permite el cálculo desagregado de todos los datos, útil para la etapa de conversión, es decir, el volumen de toneladas asociadas a las categorías de gas de ciudad (223 GWh) y combustibles (31.266 GWh).

De esta manera fue posible configurar la tabla 4.2 en la cual se entregan los valores totales, con los cuales se inició la redacción del presente ítem Flujo de Energía. Los combustibles fueron la categoría de más alto consumo, 31.265 GWh (7.978.157 toneladas de emisiones de CO₂), y el segundo lugar de consumo fue la energía eléctrica con 9.881 GWh que produjeron el segundo nivel más alto de las emisiones de CO₂ (4.342.008 toneladas).

No obstante, surgieron dos interrogantes respecto a dicho procedimiento y resumido en la tabla 4.2: Por qué no se diferencian los factores de conversión para las emisiones de energía hidroeléctrica y termoeléctrica? Se deben eliminar de la tabla los valores relacionados con el transporte? Para el primer interrogante no se halló explicación o posibilidades de ajustar los consumos a toneladas y luego calcular las emisiones de CO₂, y no se identificaron factores de conversión independientes en la metodología del estudio del Gran Londres. En cuanto al segundo cuestionamiento se hizo un trabajo individual en la categoría de combustibles, dispendioso el desglose de los ítems petróleo, diesel, gasolinas, kerosenes, entre otros para lograr sectorizar⁹ y homogenizar los flujos de energía en la RMS, y cuyos datos definitivos se presentan en la Tabla 4.3, con lo cual fue posible evitar el síndrome de la doble contabilidad, descontando las categorías asociadas al transporte. Entonces se retiraron del cálculo los ítems relacionados con transporte, así: Eléctrica 131 GWh (metro de Santiago); Gas Natural 48 GWh (vehicular); Combustibles: 7.540 GWh (transporte marítimo, terrestre y aéreo) y 17.255 GWh (estaciones de servicio).

⁹ Sectorizar a nivel residencial, industrial, comercio, minero, transporte, etc., igual que en los demás tipos de energía, y así poder hallar los consumos relacionados directamente con el transporte, cuya variable y su flujo son analizados en el ítem 4.1.6 del presente capítulo.

TABLA 4.2
CONSUMO DE ENERGÍA EN LA RMS (2002), Y PRODUCCIÓN DE EMISIONES DE CO₂

Tipo de energía	Consumo	Emisiones CO ₂	
	GWh	Toneladas	2
Eléctrica	9 881	849 592	4 342 008
Residencial	3 581	307 935	1 573 761
Industrial	3 228	277 585	1 418 653
Comercio	2 339	201 136	1 027 945
Minero	17	1 436	7 340
Agrícola	184	15 842	80 965
Público	519	44 635	228 119
Otros	12	1 022	5 225
Gas Natural	7 356	632 456	1 485 576
Residencial	1 666	143 259	336 500
Industrial	4 042	347 530	816 314
Comercio	235	20 226	47 509
Transporte	48	4 127	9 694
Otros	1 364	117 314	275 559
Gas de Ciudad	223	19 189	45 074
Residencial	124	10 692	25 114
Industrial	15	1 317	3 092
Comercio	84	7 181	16 868
Combustibles	31 266	2 688 201	7 978 157
Petróleo	73	6 288	19 344
Diesel	13 671	1 175 433	3 423 800
Combustible de aviación	3 770	324 113	969 228
Kerosene Doméstico	924	79 430	239 545
Gasolinas	12 828	1 102 938	3 326 239
Renovables	2.37	204	69
Solar	1 915	165	56
Geotermia	0 458	39	13
T o t a l	48 728	4 189 642	13 850 884

Fuente: Elaboración propia, basado en BFF (2002); CNE – Sepúlveda (2006)

Criterios de Elaboración de la Tabla:

- Factor de conversión: 1GWh = 85,98 toneladas de combustibles equivalentes (BFF, 2002).
- Los factores de conversión para emisiones de CO₂ en toneladas fueron obtenidos a partir de la Table 1: Energía consumida en Londres, por tipo y emisiones de CO₂ (BFF, 2002:7), así: Electricidad (5,1107), Gas (2,3489), Petróleo (3,0764), Diesel (2,9128), Combustible de aviación (2,9904), Otros combustibles líquidos (3,0158) y Renovable (0,3404).
- Para emisiones de gas de ciudad se aplicó igual factor de gas.
- La energía renovable se calculó por método directo, sin pasar por conversiones de poder calorífico.

TABLA 4.3
CONSUMO DE ENERGÍA EN LA RMS (2002),
(Homogenizada por Sectores para Combustibles y Producción de Emisiones de CO₂)

Tipo de energía	Consumo	Consumo Emisiones	CO ₂
	GWh	Toneladas	Toneladas
Combustibles	31 266	2 688 215	7 986 393
Residencial	40	3 426	10 056
Industrial	2 507	215 585	631 271
Comercio	1 307	112 358	335 875
Minero	2 538	218 186	637 277
Transporte	7 540	648 314	1 917 027
Público	49	4 222	12 578
Estación de servicio	17 255	1 483 582	4 434 898
Centro de Transformación	25	2 140	6 240
Consumo Interno	5	402	1 170

Fuente: Elaboración propia, basado en BFF (2002); CNE – Sepúlveda (2006)

Criterios de Elaboración de la Tabla:

- Algunos totales no coinciden exactamente con Tablas anteriores debido a los cálculos en Excel toman todas las cifras decimales y algunas mínimas dificultades para diferenciar las gasolinas y las gasolinas de aviación que llevan factores de conversión diferentes.
- Factor de conversión 1 GWh = 85,98 toneladas de combustibles equivalentes (BFF, 2002)
- Los factores de conversión para emisiones de CO₂ en toneladas fueron obtenidos a partir de la Table 1: Energía consumida en Londres, por tipo y emisiones de CO₂ (BFF, 2002:7), así: Electricidad (5,1107), Gas (2,3489), Petróleo (3,0764), Diesel (2,9128), Combustible de aviación (2,9904), Otros combustibles líquidos (3,0158) y Renovable (0,3404).

En resumen, y teniendo como base la Tabla 4.1 se concluye respecto al flujo de energía: la categoría de más alto consumo fue la energía eléctrica con 9.750 GWh y produjo el nivel más alto de las emisiones de CO₂ (4.284.387 toneladas); en el segundo lugar de consumo se tiene el gas (natural y de ciudad) con 7.531 GWh y 1'520.956 toneladas de emisiones de CO₂; y los combustibles con 6.470 GWh (1.634.468 toneladas de CO₂) ocupan el tercer lugar en consumo; y en el cuarto lugar, con una diferencia extrema, se ubica la energía renovable con apenas 2,3 GWh de consumo y 69 toneladas de emisiones de CO₂.

Para completar la información relacionada con el análisis de flujo de energía es importante describir la proveniencia de estos tipos de energía. Entonces, estos 23.754 GWh de energía, en su mayor parte, se obtienen de fuera de la RMS. El gas y los combustibles son '100% importados' desde otros países y regiones (COCHILCO, 2006). En cuanto a la energía eléctrica, aproximadamente el 32% se genera en la región (INE, 2004; INE, 2005a) y el resto se trae desde otras zonas vecinas. Dejando claro que las emisiones no son totalmente absorbidas dentro de la RMS, debido entre muchos otros factores que los fenómenos climatológicos no conocen de límites político-administrativos.

1.2 Flujo de Alimentos

En la RMS se consumieron 5.035.660 toneladas de alimentos durante el año 2002. Desagregando esta cifra se tiene que se consumieron 1.822.630 toneladas en frutas, verduras y hortalizas;¹⁰ 525.504 toneladas en carnes y pescados; 895.132 toneladas en leche y sus derivados, 676.529 toneladas de huevos y pan; 545.507 toneladas de azúcar; 87.887 toneladas de arroz; 186.685 toneladas en té y café; y 295.786 toneladas en bebidas alcohólicas y jugos. Ver tabla 4.4.

Para establecer el flujo de los alimentos se necesita conocer la relación entre producción, exportación, importación y consumo. Los residuos generados suelen asociarse pero fueron analizados en forma independiente, al igual que la variable transporte asociada de cierta manera con la energía que correspondió al caso anterior. La recopilación de información incorporó un barrido de fuentes desde el nivel internacional, como la FAO, cuyas bases de datos son muy completas pero presentadas a escala nacional de Chile, pasando por instituciones estatales del orden nacional como el Banco Central de Chile, Mideplan, con igual limitación, es decir carencia de cifras específicas para el nivel regional. No obstante, el Servicio Nacional de Aduanas (SNA) tiene y facilita de manera expedita bases de datos completas, y se convirtieron en una buena fuente de datos no sólo para alimentos sino también para materiales en general pertenecientes a la actividad económica de comercio exterior.

TABLA 4.4
CONSUMO SIMPLIFICADO DE ALIMENTOS EN LA RMS (2002)

Total consumo de alimentos	Toneladas
Hortalizas y verduras	850 471
Papa	372 264
Otros cereales y vegetales	196 953
Otras espec. vegetales no especificadas	13 608
Frutas especies mayores	382 848
Frutas especies menores	6 486
Carnes (bovino. porcino y otras)	260 631
Carne de ave	166 076
Pescados	98 797
Leche	763 709
Queso	20 002
Yoghurt	94 598
Crema	3 431
Manjar	8 482
Mantequilla	4 910
Huevos	82 533
Pan	593 996

(continúa)

¹⁰ Esta cifra incluye las estadísticas de tres centrales mayoristas y de Lo Valledor, ésta última responsable del 93% de las transacciones de frutas, verduras y hortalizas en la RMS (Lo Valledor, 2006). Además, las estadísticas de frutas según CIREN - MINAGRICULTURA (2004). Por lo tanto, no incluye los datos de ventas en los supermercados de la RMS.

TABLA 4.4 (CONCLUSIÓN)

Arroz	87 887
Azúcar (bebidas)	545 507
Té	4 849
Café	181 836
Jugos	35 155
Bebidas alcohólicas (vino y cerveza)	260 631
Total	5 035 660

Fuente: Elaboración propia, basado en INE (2003a); CIREN – MINAGRICULTURA (2004); Lo Valledor (2006); ODEPA (2006); ANBER (2006); SAG (2006); FAO (2006); Estrategia (2006); Publimark (2006) Factores de conversión: 1 litro = 1000 gramos; y 1 tonelada = 1 millón de gramos (BFF, 2002), por lo tanto, 1 litro = 0,001 toneladas.

Se identificó como primera ventaja contenida en las bases de datos del SNA que las cifras correspondientes a exportaciones en Chile, a partir del año 1999 y según el formulario de registro, está especificado de qué región propiamente se hace la exportación en trámite, ¹¹ no obstante, las salidas de productos hacia otras regiones dentro del mismo país ‘exportaciones inter-regionales’ no son registradas.

Sin embargo, en las importaciones no ocurre la favorable estrategia que acompaña al tema de las exportaciones. Pues “la información de importaciones no se encuentra regionalizada y la cifra más cercana se logra a través del dato de la tramitación efectuada por el SNA. Esto implica que existen importaciones efectuadas a través de otras Aduanas que finalmente llegan a la RMS y que algunas de las importaciones efectuadas a través de la Aduana Metropolitana se van a otras regiones”.¹²

Los dos argumentos anteriores respaldaron la decisión de no tomar en cuenta las importaciones y exportaciones dentro del AFM de la RMS, excepto en el caso de alimentos que fue de gran ayuda el registro de exportaciones como se muestra más adelante. En este sentido, fue imperativo diseñar otra táctica para obtener, con un válido grado de certeza, lo correspondiente al flujo de alimentos. O mejor, al consumo o ventas de alimentos. Así se profundizó en los aspectos específicos de producción y consumo de alimentos dentro de la RMS, recurriendo al INE (Instituto Nacional de Estadísticas), ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias del Ministerio de Agricultura), y CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), instituciones de carácter público, y a la empresa Central Mayorista Lo Valledor.

En cuanto a producción y rendimiento de cultivos alimenticios dentro de la RMS, el INE (2003c) y ODEPA (2006) disponen de estadísticas, fundamentalmente a nivel nacional y algunas a escala regional, basados en el anuario agropecuario de 1996/97. Allí se encuentran los datos de producción de vinos, carne, carne de ave, pescados y mariscos, lácteos, huevos y otros 11 productos agrícolas según estas fuentes oficiales. Esto permitió deducir que es muy restringida la producción de alimentos dentro de la RMS, ante la poca variedad de estadísticas disponibles.

La Central Mayorista Lo Valledor facilitó a través de su administración, ¹³ las estadísticas más útiles a la investigación acerca de las ventas de hortalizas, frutas y verduras en la RMS, en las cuatro mayoristas principales: Lo Valledor, Mapocho (La Vega), Poniente y Venta Directa

¹¹ María Elisa Prado, MIDEPLAN, comunicación personal.

¹² Verónica Vidal, Servicio Nacional de Aduanas (SNA), comunicación personal.

¹³ Gonzalo Bravo, Mayorista Lo Valledor, comunicación personal. Afirma que las estadísticas son preparadas conjuntamente con ODEPA.

(sitios independientes). Dichas cifras de ventas se transforman directamente en consumos de alimentos para este estudio.

Frente a la ausencia de algunos datos de consumo específico de alimentos para la RMS claves para el AFM, se recurrió a datos de consumo per cápita, sin conocer el detalle de los procedimientos de cálculo para cada alimento en particular utilizado por la fuente bibliográfica respectiva como se muestra a continuación.

El cálculo del consumo de carne tomó en cuenta la cifra promedio establecida para Chile por el Departamento de Estadísticas Agropecuarias del INE (en ODEPA, 2006) para el año 2002, que alcanzó los 70,4 Kg/hab/año. Cifra distribuida de la siguiente manera: el consumo de carne de ave fue 27,4 Kg/hab/año, carne de vacuno 22,4 Kg/hab/año, carne de cerdo 19,5 Kg/hab/año y otras carnes 1,1 Kg/hab/año. Finalmente para el consumo de leche el promedio fue estimado en 126 lt/hab/año (ODEPA, 2006), mantequilla 0,81 Kg/hab/año y queso 3,3 Kg/hab/año (según Fedeleche y ODEPA, en Moura y Mujica, 2003).

Para el consumo de pescado tampoco se encontró una cifra particular para la región, por lo tanto, se asumió el consumo per cápita del país establecido por FAO (2006) de 16,3 kg al año. En cuanto a bebidas alcohólicas, el consumo nacional de vino, SAG (2006) lo establece en 16 lt/hab/año para 2004 y en cerveza 27 lt/hab/año para 2003 (Estrategia, 2006). También reporta los siguientes datos nacionales por hab/año para 2003: pan 98 kilos, té 800 gramos, arroz 14,5 kilos, el azúcar se relaciona directamente con el consumo de bebidas 80 litros (según ANBER, 2006 son 90 litros); y café 150 tazas de 200cc (Publimark, 2006). De esta manera las cifras de producción y consumo quedaron con un nivel satisfactorio para el cálculo del AFM.

Como se mencionó anteriormente, otra dificultad enfrentada correspondió a los vacíos para determinar las importaciones de alimentos en la RMS, y para ello se llevó a cabo un procedimiento especial. Partiendo de la fórmula propuesta por Wackernagel y Rees (2001):

$$\text{Consumo (*)} = \text{Producción} + \text{Importaciones} - \text{Exportaciones}.$$

**consumo comercial corregido*

Se despejó de la ecuación Importaciones, así:

$$\text{Importaciones} = \text{Consumo} + \text{Exportaciones} - \text{Producción}^{14}$$

Las cifras desagregadas de producción y consumo de alimentos ya se tenían disponibles, tal como se expresó en los párrafos anteriores. Las cantidades correspondientes a exportaciones fueron obtenidas a partir de las bases de datos del Servicio Nacional de Aduanas (SNA, 2006), previo procedimiento dispendioso para recopilar los totales exportados de las categorías específicas de alimentos que interesaban relacionar con producción y consumo. También se integraron los datos de exportaciones de frutas (especies mayores y menores) reportadas por CIREN – MINAGRICULTURA (2004).

Se procedió a aplicar dicha ecuación sobre el cuadro resumen de alimentos (matriz en Excel), la cual se sintetizó en la tabla 4.5 y dichos cálculos se convierten en el respaldo para enunciar la siguiente conclusión: el flujo de alimentos de la RMS durante el año 2002 tuvo un consumo estimado de 5.035.660 toneladas y se caracterizó por una dependencia altísima de las importaciones (desde otra región o desde otro país) pues éstas ascendieron a 3'306.901 toneladas, en contraste con la producción que apenas alcanzó

¹⁴ La ecuación original debería tener además una expresión lógica, así: $C=(P-E)+I$ y al despejar las importaciones también debería tener la ecuación una expresión lógica, así: $I=C-(P-E)$. La conclusión en rigor y aplicación tienen los mismos resultados matemáticos ambas propuestas de ecuación para el despeje de importaciones.

las 2.045.103 toneladas, y un mínimo de exportaciones 316.343 toneladas asociadas a frutas y vinos principalmente.¹⁵

Lo anterior muestra una situación en contravía a los principios de la sustentabilidad. El hecho que las importaciones (desde otra región o desde otro país) sean substancialmente superiores a las cifras de producción revela serias deficiencias en el metabolismo biofísico de la región, a pesar de tener suelos agrícolas muy productivos (CNR, 2006). Esta ventaja no se aprovecha positivamente en favor de la sustentabilidad de la RMS, proporcionando evidencias para calificarla de poco sustentable en este aspecto de flujo de alimentos.

Retomando el aspecto relacionado con la existencia de suelos de calidad y clima propicio para la agricultura en la RMS, se identifica una fuerte y permanente competencia con las actividades de desarrollo urbano, industriales, de saneamiento y de minería en menor grado CNR (2006). Es de reconocimiento frecuente la alta presión ambiental y los conflictos entre el uso agrícola de los suelos y la expansión de la ciudad, incluso con urbanizaciones satélites en torno a Santiago¹⁶, que han sepultado suelos de muy buena calidad agrícola.

Principalmente, las actividades industriales de diversa índole como emplazamiento de tranques de relaves, rellenos sanitarios, extracción de áridos y deterioro de suelos por descargas contaminantes, disminuyen aún más las posibilidades que la RMS produzca la mayor parte de sus productos alimenticios y deba importarlos desde otras regiones más alejadas.

¹⁵ Conclusión plenamente coherente con la establecida por MIDEPLAN (2005a) en el análisis del flujo de la canasta de exportaciones de la RMS, pues el grupo denominado “minerales, agua, vino, cerveza y licores” ocupa el primer lugar en el período 1992-2002. Y respecto a los otros grupos de productos, el único producto vegetal de exportación que juega un papel importante son las frutas frescas.

¹⁶ Caso de las ZODUC (Zonas de Desarrollo Urbano Condicionado) y los PDUC (Proyectos de Desarrollo Urbano Condicionado), correspondientes a las modificaciones del PRMS (Plan Regulador Metropolitano de Santiago) en 1997 y 2003, respectivamente.

TABLA 4.5
FLUJO DE ALIMENTOS EN LA RMS (2002)

Total consumo de alimentos	Consumo Pr	ducción Exportaciones	Importaciones	
	Toneladas			
Hortalizas y verduras	850 471		734	851 205
Papa	372 264	63 776		308 488
Otros cereales y vegetales	196 953	196 953		-
Otras espec. vegetales no especificadas	13 608		4 495	18 103
Frutas especies mayores	382 848	408 437	192 143	166 554
Frutas especies menores	6 486	8 669	2 182	-
Carne (bovino)	135 771	80 809		54 962
Carne (cerdo)	118 193	115 247		2 946
Carne de ave	166 076	175 149	9 073	-
Otras carnes	6 667	6 306		361
Pescados	98 797			98 797
Leche	763 709	170 906		592 803
Queso	20 002	9 051		10 951
Yoghurt	94 598			94 598
Crema	3 431			3 431
Manjar	8 482			8 482
Mantequilla	4 910	16		4 894
Huevos	82 533	82 533		-
Pan	593 996	593 996		-
Arroz	87 887			87 887
Azúcar (bebidas)	545 507			545 507
Té	4 849			4 849
Café	181 836			181 836
Jugos	35 155	35 155		-
Bebidas alcohólicas (vino y cerveza)	260 631	98 100	107 716	270 247
Total	5 035 660	2045 103	316 343	3 306 901

Fuente: Elaboración propia, basado en INE (2003a); Moura y Mojica (2003); CIREN – MINAGRICULTURA (2004); SAG (2006); FAO (2006); Estrategia (2006); Publimark (2006); ODEPA (2006); ANBER (2006); Lo Valledor (2006)

Las exportaciones corresponden a análisis de las bases de datos del SNA (2006) y CIREN – MINAGRICULTURA (2004).

Las cifras relacionadas con frutas (especies mayores y menores) están relacionadas directamente con la actualización del catastro frutícola de la RMS para el año 2004, cruzada con la información de Lo Valledor (2006) y SNA (2006).

1.3 Flujo de Materiales de Construcción, Metálicos, No-metálicos y Otros

Durante el año 2002 los residentes de la RMS consumieron 17.168.695 toneladas de materiales (ver tabla 4.6). A partir de dicho balance se establece que el sector de la construcción consumió la mayor parte de los materiales con un total de 13.784.836 toneladas, y en segundo lugar, la minería no-metálica con 3.337.735 toneladas.

TABLA 4.6
FLUJO DE MATERIALES DE CONSTRUCCIÓN, METÁLICOS,
NO-METÁLICOS Y OTROS EN LA RMS (2002)

	Producción	Importación	Exportación	Consumo
	Toneladas			
Construcción	13 785 850	*	1 014	13 784 836
Cemento	3 461 668		1 014	3 460 654
Fierro redondo	328 182			328 182
Hormigón**				
Áridos (6'800.000 m3)	9 996 000			9 996 000
Metálicos	183 113	*	176 679	4 716
Cobre	181 362		176 647	4 715
Molibdeno	1 718			
Oro	1.82		1.20	0.62
Plata	31		31	
No metálicos	3 342 537	*	4 802	3 337 735
Caolín	16.00		0.11	15.89
Carbonato de calcio	2 175 440			2 175 440
Cuarzo	26 310		129	26 181
Pumicita	354			354
Puzolana	622 232			622 232
Yeso	518 185		4 672	513 513
Otros materiales	199	*	285 003	41 408
Madera			271 028	
Madera Aserrada	199			674
Madera Trozas				436
Postes y polines				17 925
Papel para periódico				22 374
Otros tipos de papel			13 974	
Fertilizantes (abono)			0.99	
Total	17 311 698	*	467 497	17 168 695

Fuente: Elaboración propia, basado en SERNAGEOMIN-INE (2003); INFOR (2003); MINAGRIUCULTURA- INFOR (2005), CONAMA (2006a); SNA (2006); COCHILCO (2006).

– Factor de conversión en áridos $1m^3 = 1,470$ toneladas (según datos de CONAMA, 2006a)

– Factor de conversión en madera: Aserrada = 0,55 toneladas (INFOR, 2003)

* Datos no determinados, aparentemente es poca la dependencia de la RMS en importaciones de dichos materiales, excepto en la categoría "Otros materiales".

** Para evitar la doble contabilidad la producción de hormigón no fue incluida dentro del flujo, pues sus componentes como cemento y áridos (e incluso agua) son considerados de manera individual en el AFM.

La tabla 4.6 proporciona un resumen de las categorías de materiales analizados, haciendo tres salvedades: primera, corresponde a una estimación hecha con base en los datos disponibles en instituciones de carácter oficial; segundo, algunas cifras corresponden a períodos diferentes al 2002 (caso de los áridos, 1998 y algunos de madera del 2004); y tercero, fue necesario hacer algunas extrapolaciones amparadas bajo un análisis lógico en función de producción – exportación – consumo, que serán explicadas con detalle durante el desarrollo del presente ítem. Además, se tuvo especial cuidado durante el proceso de evaluación de los tipos de materiales para evitar la doble contabilidad.

Es imperativo reiterar que la mayor dificultad para conseguir estadísticas la ofrecieron los datos relacionados con la producción de otros tipos de materiales como químicos, fertilizantes, plásticos, madera y papel. Quizás la causa principal, al igual que en el estudio del Gran Londres, está en la relación directa de estos materiales con la empresa privada, la cual es sensible frente a la entrega de cifras por considerarlas confidenciales para el mercado y la competencia (BFF, 2002¹⁷).

La columna de importaciones de materiales resultó sin datos, por lo tanto el análisis de flujo para esta variable queda incompleto. Esto se debe a que las importaciones en Chile aún no son materia de estadísticas regionales, por lo cual no se tiene ningún dato respecto a este tipo de transacciones específicas de la RMS. Tampoco se pudo aplicar el procedimiento hecho en el ítem 4.2 flujo de alimentos, pues en la ecuación (consumo = producción + importaciones – exportaciones) sólo debe existir una incógnita, y no dos incógnitas a despejar como lo es el caso particular para las importaciones.

En cuanto a las exportaciones se tuvieron como fuente las bases de datos del Servicio Nacional de Aduanas (SNA, 2006). Mediante un procedimiento mecánico y repetitivo, dispendioso frente a más de 19.000 filas con información, se buscaron las transacciones relacionadas con cada uno de los materiales, luego se hizo la sumatoria para cada uno de ellos, y finalmente la conversión a toneladas para obtener los resultados consignados en la Tabla 4.6.

Dichos resultados fueron confrontados con las estadísticas de exportaciones entregadas por SERNAGEOMIN – INE (2003) y COCHILCO (2006), encontrando algunas diferencias numéricas menores en algunas categorías, frente a lo cual se prefirieron las cifras de SERNAGEOMIN, y en segunda instancia se optaba por el dato del SNA (2006) en caso que en las primeras bases no fuera hallado.

El cálculo de las cifras de consumos utilizó un análisis lógico–matemático. Respecto a los materiales de construcción se asumió que toda la producción se consume dentro de la región, o en caso de existir exportaciones el consumo estimado fue la diferencia del primero menos el segundo. Para la minería metálica se consideró válida la situación que se da a nivel nacional, es decir, la mayor parte de la producción se convierte en exportación,¹⁸ y la diferencia entre ambos es el consumo estimado. Dicha situacional nacional se extrapoló a escala regional, de este modo los porcentajes de exportación y consumo para cobre fueron de 97,4% y 2,6%, y para oro 66% y 34%, respectivamente. Para la plata no se logró establecer esta relación, por ello se asumió que toda la producción de la región se exporta.

Respecto a la minería no–metálica se intentó aplicar el mismo análisis que en minería metálica pero se encontró que el país en el año 2002 exportó fundamentalmente boratos naturales en bruto, trióxido de arsénico, harinas silíceas, carbonato de litio, salitre sódico, salitre potásico, sal marina y de mesa, sulfato de sodio y yodo (SERNAGEOMIN – INE, 2003; COCHILCO,

¹⁷ Respecto a la madera, no se logró establecer con claridad el por qué INFOR y CORMA no tienen disponibles al público las estadísticas a nivel regional para el año 2002.

¹⁸ Por ejemplo, la producción nacional de cobre durante el año 2002 ascendió a 4.619.787 toneladas, y las exportaciones totales de cobre fueron del orden de 4.502.200 toneladas (SERNAGEOMIN – INE, 2003); el consumo interno lo calculan aproximadamente en unas 100 mil toneladas (COCHILCO, 2006).

2006), o sea, ninguno de los materiales que produce la RMS. Por lo tanto se adoptaron las cifras obtenidas en las bases de datos de exportación del SNA (2006), se restaron de la producción y así se obtuvo un consumo estimado. En las situaciones en que no se hallaron datos con exportaciones, por ejemplo, carbonato de calcio, pumicita y puzolana se determinó que toda la producción de la región se consumió dentro de la misma región.

Existe conciencia que este procedimiento puede conllevar a errores para el análisis de flujo de materiales, pues parte de la producción pudo haber sido importada o exportada desde o hacia otras regiones, pero se insiste que las exportaciones e importaciones intra e interregionales no son motivo de registros oficiales en el país. Este ejercicio corresponde a una primera aproximación a escala regional. Donde también se encuentra como obstáculo el acceso a estadísticas regionales privadas, ya que es difícil por el tema de la confidencialidad de datos y la sensibilidad comercial dada por la competencia entre empresas dedicadas a una misma actividad económica.

Adicionalmente, el análisis de los artículos manufacturados y misceláneos requieren una evaluación técnica más adecuada, y también más compleja al pertenecer la mayoría a los flujos indirectos de importaciones y exportaciones, pues exige la aplicación de indicadores particulares como entrada – salida, MIPS (material input per service unit), Life Cycle, mochila ecológica, entre otros, indicadores no planteados dentro de la presente investigación y se dejan como inquietudes o como nuevos proyectos a desarrollar en un futuro próximo. Por ello, la variable de materiales corresponde a la variable de menor profundización, y esta merma cuantitativa incluso puede mostrar cierto grado de incoherencia con la variable residuos, reiterando que es consecuencia de los obstáculos presentados y que se tornaron insalvables durante el desarrollo de la investigación.

1.4 Flujo de Agua

La RMS en el año 2002 alcanzó un consumo de 9.389,38 millones de m³ de agua. Los consumos se hicieron en tres principales servicios o usos, así: el 47,3% en minería, el 47,2% en riego y el 5,5% en agua potable urbana. Ver tabla 4.7.

TABLA 4.7
FLUJO DE AGUA EN LA RMS (2002)

Tipo de Agua Servicio	Consumo m3	Consumo Millones de m3
Potable urbana	516 186 000	516.19
Potable rural	91 454	0.09
Embotellada	46 671	0.05
Minería	4 442 895 348	4 442.90
Riego	4 430 162 688	4 430.16
Total	9 389 382 162	9 389.38

Fuente: Elaboración propia, basado en SISS (2003); CNR (2006); ANBER (2006)

– La categoría de agua potable urbana incluye los clientes residencial, industrial y comercial de la RMS.

– En la categoría de agua rural falta estimar el consumo en los valles Maipo y Mapocho, pues no se encontraron cifras de referencia en la página web de agua potable rural (www.aprchile.cl), ni en otras relacionadas con el tema.

La desagregación detallada de los datos y de donde provienen se describen a continuación por dos razones básicas: primera, porque existen otros consumos que a pesar de ser mucho menores en volumen son importantes en el análisis de flujo del agua; y segundo, para mostrar que algunos cálculos están basados en cifras correspondientes a períodos diferentes al 2002. Los datos originales ameritaron ser objeto de conversiones para mostrar las cifras en millones de m³ de consumo anual, y algunos presentados paralelamente en millones de litros.

Agua potable urbana según SISS (2003) e INE (2005a) para el 2002. La Superintendencia de Servicios Sanitarios elabora desde 1997 un informe anual de Gestión del Sector Sanitario para difundirlo y ponerlo al servicio de la comunidad en general, en el cual se muestran las cifras a nivel nacional pero su presentación facilita la extracción de datos correspondientes a cualquiera de las trece regiones de Chile, así para la RMS fue:

Producción: 728,5 millones de m³

Consumo: 516,0 millones de m³

Pérdidas: 212,5 millones de m³

Respecto a las aguas residuales, en la RMS durante el 2002 se trataron 421,5 millones de m³ en las plantas El Trebal, La Farfana, San José del Maipo y Paine¹⁹ (cuatro de las más relevantes, y de las 12 funcionando) y se descargaron tanto a corrientes naturales como en vastas zonas para riego (Aguas Andinas, 2006). Aproximadamente el 80% del caudal corresponde a empresas sanitarias y el 20% restante a empresas industriales (INE, 2005a).

Agua potable rural según CNR (2006) para 1997. En el balance no se incluyó el consumo total de agua potable rural en los valles Maipo y Mapocho por ausencia de datos, no obstante, teniendo en cuenta la mínima cantidad de habitantes rurales en la región, 3% de la población total, las cifras de consumo deben ser muy bajas por lo cual se priorizó el riego como factor de mayor peso a nivel rural, el cual se explica más adelante.

Consumo: 0,0914 millones de m³ sólo en valles Yalí y Alhué.

91,4 millones de litros

Agua mineral embotellada según (ANBER, 2006) para el 2002. La Asociación Nacional de Bebidas Refrescantes – ANBER (2006) reúne a las seis principales empresas embotelladoras y distribuidoras de bebidas gaseosas, jugos y néctares en Chile. Elabora anualmente un informe gerencial, el cual aportó valiosos datos para nuestro análisis de flujo de materiales.

Consumo: 0,0466 millones de m³

46,6 millones de litros

Agua en la minería según Codelco (2006) para el 2002. En cuanto al consumo de agua en la minería sólo se dispone de las cifras de Codelco, es decir, para las 47 faenas activas reportadas en la RMS y las 50 plantas procesadoras de áridos no hay datos disponibles, pues la empresa privada los considera de carácter confidencial.

Consumo: 0,055 millones de m³ en Casa Matriz.

No obstante la CNR (2006) considera un promedio de 313 lt/seg para 1998 en faenas mineras, por lo tanto:

Consumo: 9,8 millones de m³

¹⁹ Los caudales promedio de tratamiento de aguas son: en la planta El Trebal es 4,4 m³/seg y en La Farfana 8,8 m³/seg (Aguas Andinas, 2006). Las Plantas San José del Maipo (64 lt/seg) y Valdivia de Paine 168 lt/seg, plantas entradas en funcionamiento en el 2002, tratan 5,3 millones de m³/año.

Agua para riego – (uso agrícola) según CNR (2006) para 1997, 2000 y 2001. La Comisión Nacional de Riego es la entidad estatal encargada del tema agua para riego y en el 2002 publicó el estudio denominado *Diagnóstico actual del riego y drenaje en Chile y su proyección*. Para un mejor manejo y aplicación puso a disposición de los usuarios el *Resumen Ejecutivo de Riego y Drenaje* para cada una de las regiones del país y el correspondiente a la RMS fue la base de nuestro análisis.

<i>Consumo del Mapocho y Maipo:</i>	3.870,2	millones de m ³
<i>Consumo Valle Yalí:</i>	366,8	millones de m ³
<i>Consumo Valle Alhué:</i>	193,0	millones de m ³
<i>Total consumo agua para riego:</i>	4.430,1	millones de m ³

Agua para hidroelectricidad según CNR (2006) para el 2000. Esta categoría es únicamente de carácter informativo y se eliminó del balance de flujo del agua para evitar la doble contabilidad, pues su influencia está en el ítem 4.1.1 flujo de energía.

<i>Consumo hidroeléctricas:</i>	2.125,5	millones de m ³
<i>Consumo termoeléctricas:</i>	5,1	millones de m ³
<i>Centrales no conectadas al SIC:</i>	1.477,5	millones de m ³
<i>Total consumo agua para energía:</i>	3.608,1	millones de m ³

Para finalizar el análisis del flujo de agua es importante anotar que la producción total del consumo de agua tiene lugar dentro de la misma RMS y no se identificaron importaciones ni exportaciones del líquido. Aunque vale dejar establecido que 277 millones de m³ (38%) del agua potable urbana y 240 millones de m³ de agua para riego se obtienen de fuentes subterráneas y puede existir disonancia entre los límites de las cuencas, los acuíferos y los límites administrativos de la región, que por experiencia casi nunca coinciden.

1.5 Flujo de Residuos

El flujo de residuos hace parte integral de los flujos de alimentos y materiales, pues éstos corresponden al producto final de cada uno de dichos ciclos. No se incorporan directamente dentro de los ítems 4.1.2 y 4.1.3 pues cada uno de estos desechos tienen un manejo diferente, además, se prefiere mantener la individualidad que también proporciona cada una de las instituciones oficiales que tiene a cargo dichas estadísticas (en los casos en que éstas se publican sistemáticamente o con restricciones como el caso de los residuos industriales).

La variable residuos sólidos se aborda conforme a las grandes clasificaciones que operan dentro de la institucionalidad nacional, así: domiciliarios (RSD), construcción, industriales, peligrosos u hospitalarios (SESMA, 2006), y se consideró relevante incluir el tema de los relaves producto de las faenas mineras, pues como se relaciona en ítems anteriores es una actividad presente dentro de la RMS y sus volúmenes de residuos son significativos.

En el 2002, la RMS generó cerca de 27,7 millones de toneladas de residuos. Aproximadamente: 7,2 millones de toneladas entre RSD, de la construcción y hospitalarios; 20,2 millones de toneladas de residuos de la minería; y sólo 0,2 millones de toneladas de residuos reciclados. El resumen se encuentra en la tabla 4.8.

TABLA 4.8
FLUJO DE RESIDUOS EN LA RMS (2002)

Tipo de residuo	Toneladas
Domiciliarios	2 601 990
Material Orgánico	1 300 997
Papel y Cartón	494 379
Plásticos	260 199
Textiles	104 080
Metales	52 040
Vidrios	52 040
Otros	33 255
Construcción	4 656 362
Hospitalarios	10 233
Minería	20 292 900
Estériles	15 594 000
Relaves de flotación	2 323 000
Ripios de lixiviación	2 346 000
Escorias de fundición	29 900
Industriales	*
Reciclaje	205 932
Papel	128 291
Chatarra Domiciliaria	35 970
Orgánico	24 909
Vidrio	13 583
Plástico	1 733
Latas	1 068
Envases Tetra	378
Total	27 767 417

Fuente: Elaboración propia, basado en SERNAGEOMIN – INE (2003); CChC (2003). SESMA (2006); CONAMA (2006a y 2006b); COCHILCO (2006).

Factor de conversión en la construcción: $1\text{ m}^3 = 4,59$ toneladas aprox. (SESMA, 2006).

* No se logró tener acceso a las estadísticas de residuos industriales del SESMA.

La obtención de las cifras definitivas de generación de residuos se hizo con base en un proceso investigativo de fondo y analítico, con diversos procesos de conversión de unidades para expresarlos finalmente en toneladas, además, teniendo en cuenta las siguientes consideraciones: en la RMS se generaron:

20.292.900 toneladas en la minería. El cálculo se hizo bajo la consideración que la RMS aporta aproximadamente el 1,15% en la producción minera metálica nacional (BCCh, 2006), y ese mismo porcentaje se aplicó al total de residuos en la minería del país reportados por CONAMA (2006b).

4.656.362 toneladas en el sector de la construcción. Teniendo en cuenta que 1 m^3 de escombros pesan alrededor de 4,59 toneladas (SESMA, 2006) se hizo la conversión del total de residuos obtenidos, es decir, $1.014.458\text{ m}^3$ asociados a la edificación aprobada e iniciada en la RMS en el 2002.

2.601.990 toneladas fueron producidas a nivel domiciliario. La desagregación se obtuvo a partir de la composición porcentual de los RSD según CONAMA (2005a): materia orgánica 50%; papeles y cartones 19%; plásticos 10%; textiles 4%; metales 2%; vidrio 2%; otros 13%.

10.233 toneladas correspondientes a residuos hospitalarios.

205.932 toneladas se reciclaron. No se determinó la producción específica de residuos en el sector industrial, por no haber tenido acceso a los antecedentes que reposan en el SESMA, pues la mayor parte de estos residuos son materia de reciclaje a cargo de firmas privadas donde las estadísticas no están disponibles para el público o requieren una autorización especial.²⁰ Por dicha razón se considera conservadora la cifra de reciclaje aquí publicada. Indudablemente en la RMS son miles de toneladas más de residuos industriales que fueron incorporados a programas de reuso, recuperación y reciclaje durante el año 2002; un ejemplo es el acero, del cual se estima que el 43% de la producción en Chile proviene del reciclaje de la chatarra (Gerdau Aza, 2006) y la producción se calcula en 1,8 millones de toneladas.

El SESMA RM, la CONAMA RM y el INE fueron fuentes de datos claves en relación a los residuos sólidos. Una de las dificultades que caracterizó esta variable fue el consenso general de las empresas privadas respecto que sus estadísticas de manejo, reuso y/o reciclaje son confidenciales y únicamente pueden hacer reportes oficiales y dirigidos a instituciones estatales de la RMS, sin embargo, como se explicó anteriormente, tampoco se tuvo acceso a las cifras oficiales del SESMA para el caso específico de residuos industriales. Razón por la cual fue imperativo enfocar la búsqueda y análisis de la variable residuos en las fuentes oficiales, así: en la página web del SESMA RM se obtuvieron la mayoría de cifras y reportes relacionados con residuos, excepto para residuos industriales; por otra parte, la CONAMA RM facilitó valiosos datos a través de contactos personales con sus funcionarios, su página web y sus publicaciones especiales respecto al tema. Y el INE dentro de sus anuarios estadísticos de medio ambiente reporta algunas cifras según estimaciones en base a factores de generación de residuos.

El mayor inconveniente se identificó en las cifras totales de RSD dispuestos en la RMS durante el 2002. Los datos varían substancialmente de una fuente bibliográfica a otra. Por ejemplo, SESMA (2006) registra 2'601.994 toneladas, CONAMA (2005a) reporta 2'273.897 toneladas, y el INE (2005a) 2'766.250 toneladas. Estas diferencias de +328.097 toneladas y – 164.256 toneladas, entre SESMA/CONAMA y SESMA/INE respectivamente, inducen a ambigüedades en el AFM por discrepancias en los datos entre entidades oficiales y se constata un porcentaje de error entre el 6% y 12%. No obstante, la investigación acogió las cifras del SESMA basado en el control mensual de registro de residuos dispuestos en los rellenos sanitarios.

También se halló una enorme diferencia en la totalización de los residuos hospitalarios o peligrosos. El INE (2005a) calcula para 1998 una producción igual a 23.600 toneladas, 130% superior al dato calculado por esta investigación para el 2002, o sea, 10.233 toneladas. La explicación puede estar en el hecho que las cifras del INE corresponden a estimaciones en base a factores de generación de residuos, y las de CONAMA a un estudio específico en los establecimientos hospitalarios de la RMS (SESMA, 2006).

Otro aspecto son las unidades de medida. La falta de homogeneidad de unidades en la presentación de datos obliga a utilizar factores de conversión a toneladas para el AFM. Dichos factores de conversión varían de una fuente bibliográfica a otra, e incluso de un autor a otro, y ello se debe a que son susceptibles a la variación numérica (caso de los áridos y residuos de la construcción) y a la carencia de un estándar regional basado en las condiciones propias del lugar donde se haría su aplicación.

²⁰ Fernando Ríos, SESMA – RM, comunicación personal.

El flujo de los residuos presenta una doble conclusión, contrarias desde el punto de vista que se analice. El manejo de residuos en la región presenta una situación sustentable bajo el enfoque que la disposición se hace casi en un 100% dentro de los límites político-administrativos metropolitanos. Aparentemente no está exportando externalidades negativas hacia otras regiones, y se dice aparentemente por el asunto de los lixiviados hacia las napas subterráneas. Pero bajo el enfoque de reuso, recuperación y reciclaje de los residuos se llega a una conclusión totalmente opuesta, pues sólo el 8,3% de los RSD fue reciclado en el año 2002 (CONAMA, 2005b), una cifra extremadamente baja, contraria a los principios de la sustentabilidad y demostrando que el volumen de residuos creciente año tras año está siendo depositado en rellenos sanitarios que cada vez requieren mayores extensiones de territorio.

1.6 Flujo Derivado del Transporte

Los habitantes metropolitanos viajaron más de 60.000 millones de kilómetros durante el 2002, que equivalen a 7,8 millones de toneladas de emisiones de CO₂. El principal contribuyente a estas emisiones fue el transporte privado con 27.610 millones de km y 5,5 millones de toneladas en emisiones de CO₂. En la tabla 4.9 se muestran los demás modos de transporte, incluyendo público, de carga (sólo áridos), aéreo, bicicleta y caminata.²¹

El análisis del flujo se inició por el **transporte motorizado urbano**, tanto público como privado, por ser el más relevante en la valoración y la razón radica en que el 97% de la población de la RMS vive en áreas urbanas y es su principal modo de desplazamiento. Los resultados finales presentados en la tabla 4.9 corresponden a un nuevo procedimiento, pues los datos específicos de km/pasajero o km/tonelada para la RMS no habían sido calculados hasta la fecha, ni siquiera en la Encuesta Origen Destino (EOD) de viajes del año 2001,²² cuyo estudio se convirtió en la base fundamental para los cálculos realizados en la presente investigación.

TABLA 4.9
FLUJO DERIVADO DEL TRANSPORTE EN LA RMS (2002)

Modo de transporte	KM/PAS	KM/TON	Emisiones de CO ₂ Toneladas
Transporte privado	27 610 190 375		5 553 748
Transporte público	20 910 170 393		794 355
Metro de Santiago	5 767 076 735		552 734
Transporte de carga (áridos)	40 000 000		8 046
Transporte aéreo pasajeros	2 559 407 752		911 412
Transporte aéreo carga		47 128 618	16 783
Bicicleta	1 562 134 108		-
Caminata	1 933 959 781		-
Total	60 430 067 761		7 837 077

Fuente: Elaboración propia, basado en BFF (2002); SECTRA y otros (2006); CONAMA (2006a); DGAC (2006).

Es la primera vez que se realizan dichos cálculos y son los más representativos de la RMS, a pesar de no corresponder a las 52 comunas que la componen, ya que la zona de influencia de la EOD fueron 38 comunas, 34 del Gran Santiago y otras cuatro comunas, a saber: Colina y

²¹ En cuanto al transporte ferroviario no se estableció el parámetro km/pas para la RMS, por no disponer de datos exclusivos para el 2002.

²² Juan de Dios Ortúzar, Pontificia Universidad Católica de Chile, comunicación personal.

Lampa de la Provincia de Chacabuco; y Pirque y Calera de Tango de la Provincia de Cordillera (SECTRA y otros, 2006). Es decir, no están incluidas 14 comunas de la RMS, así: cinco de la provincia de Talagante, cinco de la provincia de Melipilla, dos de la provincia de Maipo, una de la provincia de Chacabuco y una de la provincia de Cordillera. No obstante, el total de vehículos en circulación que quedaron por fuera de la EOD corresponde sólo al 7% de la RMS, y la población residente en esas 14 comunas es el 8,3% de la región. Bajo este panorama se concluyó que la EOD 2001, elaborada por PUC, MIDEPLAN y SECTRA era la mejor herramienta y la más representativa de la RMS para proyectar el promedio de km/pas – km/ton y las emisiones asociadas durante el 2002.

Una de las primeras conclusiones halladas después de aplicar un procedimiento matemático lógico fue: en un día laboral de temporada normal el acumulado en kilómetros de todos los viajes realizados por los habitantes de la RMS es de 87.512.839 km en transporte público y 50'765.492 km en transporte privado, pero aplicando la tasa de ocupación respectiva para cada tipo de transporte los datos finales corresponden a 2.628.013 km y 28.203.051 km por día, respectivamente.

También se determinó que en las 38 comunas de la RMS incluidas en la EOD se recorren 138'278.331 km diarios a partir de todos los viajes realizados tanto en transporte público como privado, lo cual daría un promedio per cápita de 25,13 km si el cálculo se hace con el total de la población urbana de las 38 comunas; de 24,87 km si el cálculo se hace con el total de la población (urbana y rural) de las 38 comunas; y 23,95 km per cápita si el cálculo se hace con el total de la población proyectada por la EOD.²³ Y en caso de hacerse una extrapolación a toda la RMS los resultados serían: 22,81 km/per cápita considerando el total de la población (6.061.185 hab.), ó 23,54 km/per cápita considerando sólo la población urbana (5.875.013 hab.).

Al realizar la sistematización para un año completo, previo cálculo de múltiples datos no especificados en la EOD y que no corresponde detallar en este documento (véase León, 2006), el total de kilómetros recorridos por los pasajeros en la RMS durante el año 2002 fue de 51.996.769.629 km que corresponden a 13.056'265.702 bajo la mirada de la tasa de ocupación. Y el 6,7% del transporte motorizado corresponde al Metro de Santiago, (SECTRA y otros, 2006).

Desagregando la anterior cifra, es notable la influencia de la tasa de ocupación. Todos los pasajeros de la RMS usuarios del transporte público recorrieron durante el año 2002 un total 29.588 millones de kilómetros, sin embargo, con la tasa de ocupación estos se reducen a 1.048 millones de kilómetros, que se reflejan en 1.341.089 toneladas de CO₂. En una posición contraria y poco sustentable, por ser una minoría la población de usuarios del transporte privado, éstos recorrieron durante el 2002 un total de 22.409 millones de kilómetros, pero con la tasa de ocupación de este modo de transporte solo se reducen a 12.009 millones de kilómetros a los cuales se asocia 5,5 millones de toneladas de CO₂. Esto muestra una vez más los beneficios en materia de sustentabilidad del transporte público.

Son tangibles las ventajas a nivel de sustentabilidad urbana que ofrece el transporte público, y al mismo tiempo las desventajas que en la misma materia se generan al favorecer el transporte privado en la RMS. Situación más crítica, y en contravía de la sustentabilidad cuando se realizó el cálculo de la totalidad de emisiones de CO₂ asociadas al parque automotor privado, cifras que no incluyen otras emisiones contaminantes como son PM10, CO, NOx, COV y SO₂, cuyas proporciones son 10 a 1, es decir, 11,12 gr/km/pas en transporte privado y 1,11 gr/pas/km en transporte público (CONAMA, 2006c).

²³ Población urbana de las 38 comunas: 5.503.051 (INE, 2006a); Población total (urbana y rural) de las 38 comunas: 5.560.993 (INE, 2006a); Población proyectada en la EOD: 5.772.617 (SECTRA y otros, 2006).

El contraste de distancias recorridas durante el año 2002 entre las temporadas normal y estival, y entre los modos de transporte público y privado, se pueden observar en la tabla 4.10, permitiendo concluir que en la época de mejores condiciones climatológicas de la RMS se tienen las más bajas emisiones de CO₂ y viceversa.

TABLA 4.10
CONTRASTE EN LA RMS EN DISTANCIA RECORRIDA POR MODO DE TRANSPORTE,
EN TEMPORADAS NORMAL Y ESTIVAL (2002)

Modo de transporte / tipo de temporada	Sin tasa de ocupación	Aplicando tasa de ocupación
	km	km
Transporte público, temporada normal	24 202 499 661	824 069 847
Transporte privado, temporada normal	17 865 236 016	9 524 882 086
Transporte público, temporada estival	5 385 347 200	223 587 226
Transporte privado, temporada estival	4 543 686 753	2 483 726 544
Totales	51 996 769 629	13 056 265 702

Fuente: Elaboración propia, basado en SECTRA y otros (2006).

El **transporte no motorizado** incluyó las categorías de caminata y bicicleta. En la RMS los peatones recorrieron 1.934 millones de km y los ciclistas 1.562 millones de km durante el año 2002. La caminata es visiblemente predominante en las estadísticas de la EOD de la RMS realizada por SECTRA y otros (2006). Por este motivo se intentó hacer un cálculo similar al del transporte motorizado, para obtener el total de kilómetros recorridos por todos los residentes metropolitanos durante el 2002. En ambos ejercicios hubo que realizar varias generalizaciones por carencia de información mínima requerida, como se describe a continuación.

Para la caminata, inicialmente se procedió al cálculo para un día laboral en temporada normal, tomando como base las Tablas de Tiempos de viaje y la Matriz Origen Destino para dicho modo de transporte no motorizado de la EOD (SECTRA y otros, 2006). Dicho procedimiento arrojó como resultado que de los 5.978.312 de viajes caminando, solo hay información disponible para 5.700.439 y éstos representan 3.833.190 kilómetros recorridos en caminata en un día laboral de temporada normal en la RMS.

Al pretender continuar con el procedimiento para sábado y domingo de temporada normal y día laboral de temporada estival, se halló un primer obstáculo, pues no se dispone de la matriz de viajes específica para cada uno de estos días, en el modo de transporte no motorizado. Por esta razón se decidió calcular la distancia total recorrida con dos generalizaciones básicas, igual tiempo promedio de viaje e igual velocidad promedio de desplazamiento para todas las categorías de días en las dos temporadas.

Además, fue necesario calcular en forma proporcional (valoración matemática) el número de viajes de caminata para los días sábado y domingo de temporada estival pues estos datos no están disponibles en la EOD. En conclusión, durante el 2002 los residentes de la RMS acumularon 1.933.959.781 kilómetros en caminata, actividad que no tiene asociada ningún otro tipo de emisión más que la natural del proceso de respiración de un ser humano.

Para bicicleta, otro modo de transporte no motorizado, se intentó realizar el mismo procedimiento aplicado para la caminata pero no fue posible. En el primer paso se halló un error

en la Matriz Origen Destino ²⁴ consistente en que el total de viajes de dicha tabla (174.350) no corresponde al total de viajes real para el modo bicicleta en un día laboral de temporada normal (303.887). Por lo tanto fue imperativo utilizar un procedimiento sucinto para todos y cada uno de los días de las temporadas normal y estival, con la aplicación de una velocidad igual a todos los viajes. En conclusión, 1.562.134.108 kilómetros fueron recorridos en bicicleta por los habitantes metropolitanos, cifra que incorpora cierto margen de error (no deseado debido a la generalización), sin embargo se justifica y respalda el resultado por corresponder a un procedimiento matemático y por tratarse de una primicia (primer acercamiento) para conocer la distancia total recorrida en bicicleta por los residentes metropolitanos durante un año en particular (2002). Igual justificación aplica para la categoría de caminata (ver tabla 4.11)

²⁴ Tabla 6.141 de la EOD “Matrices Origen Destino para Transporte no motorizado. Propósito: Todos. Período: Todo el día”. Valor total (303.887) reiterado en muchas otras secciones de la EOD, por ejemplo, en las Tablas 6.25 “Distribución de los viajes según modo de transporte y propósito. Período: Todo el día” y 6.34 “Generación de viajes según modo de transporte desagregado. Propósito: Todos. Período: Todo el día”.

TABLA 4.11
DISTANCIA RECORRIDA POR HABITANTES DE LA RMS (2002)
MODOS DE TRANSPORTE NO-MOTORIZADO: CAMINATA Y BICICLETA

	DÍA LABORAL TEMPORADA NORMAL	SÁBADO TEMPORADA NORMAL	DOMINGO TEMPORADA NORMAL	DÍA LABORAL TEMPORADA ESTIVAL	SÁBADO TEMPORADA ESTIVAL	DOMINGO TEMPORADA ESTIVAL
CAMINATA						
Numero de viajes	5 978 312	5 566 374	5 428 669	4 335 143	4 031 683	3 944 980
Distancia promedio recorrida en metros	960	960	960	960	960	960
Distancia recorrida en km en un día	5 741 403	5 345 790	5 213 542	4 163 350	3 871 915	3 788 648
Numero de días	210	42	42	50	10	10
Distancia total recorrida en km/año	1 205 694 725	224 523 169	218 968 752	208 167 498	38 719 155	37 886 483
TOTAL CAMINATA						1 933 959 781
BICICLETA						
Numero de viajes	303 887	270 771	332 174	481 004	428 094	524 294
Distancia promedio recorrida en metros	12 730	12 730	12 730	12 730	12 730	12 730
Distancia recorrida en km en un día	3 868 443	3 446 880	4 228 533	6 123 120	5 449 582	6 674 196
Numero de días	210	42	42	50	10	10
Distancia total recorrida en km/año	812 372 993	144 768 975	177 598 375	306 155 984	54 495 821	66 741 959
TOTAL BICICLETA						1 562 134 108

Fuente: Elaboración propia, basado en TRB (2000); SECTRA y otros (2006)

Se asumió:

Velocidad de caminata igual a 4 km/hora (66,6 metros por minuto) según TRB, 2000. Tiempo promedio 14,42 minutos obtenido a partir de la tabla 6.69 de la EOD.

El número de viajes en caminata para el sábado de temporada estival es 7% menor al número de viajes del día laboral en temporada estival, que corresponde a la misma relación entre el día laboral y el sábado de temporada normal. Para el domingo un 9% menos con el mismo análisis matemático.

Velocidad de bicicleta igual a 20 km/hora (333,33 metros por minuto) según TRB, 2000. Tiempo promedio 38,19 minutos obtenido a partir de la tabla 6.69 de la EOD.

El número de viajes en bicicleta para el sábado de temporada estival es 11% menor al número de viajes del día laboral en temporada estival, que corresponde a la misma relación entre el día laboral y el sábado de temporada normal. Para el domingo un 9% menos con el mismo análisis matemático.

En **transporte aéreo** los pasajeros metropolitanos recorrieron durante el 2002 aproximadamente 2.559.407.752 de kilómetros, además, un total de 47.128.618 km por transporte de carga (ver tabla 4.12).

Dicho transporte relaciona el número de pasajeros y las toneladas de carga que salieron desde Santiago hacia un destino conocido, como son las ciudades principales del país según INE (2003b). Luego se establecieron con la Dirección General de la Aeronáutica Civil (DGAC, 2006) las distancias aéreas entre la capital y cada uno de estos destinos,²⁵ para calcular en forma conservadora un dato base inicial de km/pas y km/ton en la RMS para el año 2002, pues no se tiene la certeza que cada uno de estos pasajeros haya regresado a Santiago.

En cuanto al **transporte de carga** sólo se determinó para áridos, con base en cifras de la RMS. Para transportar los 6,8 millones de m³ de áridos desde las plantas de producción hacia los destinos de consumo, aproximadamente 1 millón de viajes anuales (suponiendo camiones con carga promedio de 10 toneladas por viaje) y considerando un recorrido promedio estimado de 20 km por viaje se obtuvo un total de 20 millones de km anuales recorridos con carga y los respectivos 20 millones de kilómetros anuales de recorrido sin carga, tomando el centro de Santiago como el destino más probable (CONAMA, 2006a).

TABLA 4.12
DISTANCIA RECORRIDA EN TRANSPORTE AÉREO
(Habitantes / carga de la RMS, 2002)

Ciudad	Distancia desde Santiago	Número de pasajeros	Toneladas por carga	KM/PAS aéreo	KM/TON aéreo
	km				
Arica	1 673	137 547	2 316	230 116 131	3 874 668
Iquique	1 430	257 697	4 378	368 506 710	6 260 540
Antofagasta	1 107	347 144	4 147	384 288 408	4 590 729
Calama	1 225	178 781	1 115	219 006 725	1 365 875
Copiapó	719	65 271	384	46 929 849	276.096
El Salvador	793	14 558	5	11 544 494	3 965
La Serena	389	135 717	643	52 793 913	250 127
Isla de Pascua	3 752	30 014	2 215	112 612 528	8 310 680
Concepción	429	348 673	1 756	149 580 717	753 324
Chillán	372	1 383	-	514 476	-
Los Angeles	470	94	-	44 180	-
Temuco	620	170 200	432	105 524 000	267 840
Pucón	664	5 429	-	3 604 856	-
Valdivia	724	65 638	258	47 521 912	186 792
Osorno	827	39 651	143	32 791 377	118 261
Puerto Montt	917	254 507	2 173	233 382 919	1 992 641
Ballmaceda	1 395	72 374	2 283	100 961 730	3 184 785
Punta Arenas	2 181	210 767	7 195	459 682 827	15 692 295
TOTALES		2 335 445	29 443	2 559 407 752	47 128 618

Fuente: Elaboración propia, basado en INE (2003b); DGAC (2006).

²⁵ Juan Carlos Castro, Dirección General de la Aeronáutica Civil, comunicación personal.

1.7 Capacidad de Carga de la RMS

Las variaciones ocurridas en los terrenos por cambio de uso del suelo en la RMS tomaron como base inicial los estudios realizados por entidades públicas, algunos detallados por CONAF – CONAMA (1999), CONAF – CONAMA (2003), otras clasificaciones más resumidas y/o generalizadas disponibles en los anuarios de instituciones como INFOR (2003) y del INE y ODEPA basados en los estudios antes mencionados o en el VI Censo Agropecuario de 1997.

Sin embargo, para el AFM y la huella ecológica se requieren datos de uso de suelo con menor desagregación de categorías y los correspondientes al año 2002 fueron encontrados en INE (2003c). Allí se identificaron ocho principales tipos de usos del suelo: Urbana e industrial, Agrícola, Pradera y Matorrales, Bosques, Humedales, Áreas desprovistas de vegetación, Nieves y Glaciares, y Cuerpos de Agua.

Dichas áreas se redistribuyeron según las categorías de usos de suelo propuestas por Wackernagel y Rees (2001), para determinar la capacidad de carga de la RMS y resumidas en la tabla 4.13, dejando señalado que no existe un encuadre cabal en cada una de las categorías, por lo cual se realizó un proceso de asociación lógico, el cual se describe a continuación de la tabla, así:

TABLA 4.13
CAPACIDAD DE CARGA, RMS (2002)

Categorías de uso del suelo	Hectáreas
Energía Fósil	105 753.60
Área construida / sin productividad	457 867.60
Cultivable	245 989.80
Pastos	715 174.50
Bosques	6 270.40
Mar / agua	19 909.00
Total	1 550 964.90

Fuente: Elaboración propia, basado en Wackernagel y Rees (2001); CONAF–CONAMA (2003).

La absorción de energía fósil se relacionó con las superficies de bosque nativo (105.548,1 ha) y bosque mixto (205,4 ha) para un subtotal de 105.753,6 ha. La producción de madera se asoció directamente con las plantaciones 6.270,4 ha.

El total de área construida corresponde al uso urbano e industrial (83.844,8 ha) más las áreas desprovistas de vegetación (374.022,8 ha), ya que Wackernagel y Rees (2001) sugieren incluir en esta categoría las áreas biológicamente no productivas, para un subtotal de 457.867,6 ha.

El área cultivable está relacionada con el área agrícola de la RMS, es decir, 245.989,8 ha. Y los pastos se asociaron con las zonas denominadas praderas y matorrales 715.174,5 ha.

En la categoría mar (agua) se incluyeron las áreas de humedales (6.578,8 Ha), nieves y glaciares (8.636,4 Ha) y cuerpos de agua (4.693,8 Ha) para un subtotal de 19.909 Ha.

Por último, no se aplicaron factores de equivalencia a cada una de las seis categorías de suelo de la tabla 4.13, como lo indican Wackernagel y Rees (2001) pues la presente investigación se orienta por la utilidad local del ejercicio de cálculo, y no por la posibilidad de comparación a nivel internacional o ranking.

En cuanto al concepto de conservación de la biodiversidad, aspecto que no cumple la RMS, pues debe ser un área aproximada del 12% (Wackernagel y Rees, 2001) y las superficies SNASPE de la región únicamente alcanzan las 13.284 ha (INE, 2005^a), o sea, el 0,85%.

Otra dificultad relacionada con los usos del suelo se enfrentó durante el análisis inicial de las variaciones durante el período 1995 y 2002. La mayoría de las variaciones que registraron los estudios de CONAF e INE eran coherentes con la dinámica dada en la RMS durante el período analizado, sin embargo, los datos correspondientes a Nieves y Glaciares, y Áreas desprovistas de vegetación mostraron un exagerado cambio, una disminución de 70.984 ha. Y 61.596 ha, respectivamente, careciendo de explicación a primera vista. Incluso hasta el mismo total de extensión de la RMS tenía un insólito aumento de 307,10 hectáreas.

La respuesta a estos cambios tan abismales parecía corresponder a razones humanas y no naturales. En CONAF afirmaron que se trató de tres factores: primero, “un cambio en la metodología aplicada estudio más reciente; segundo, que la toma de los datos se hizo en épocas distintas; y tercero, la actualización se hizo con una disponibilidad de mejores herramientas y equipos de trabajo para la delimitación de las áreas”.²⁶

Lo anterior fue confirmado en el estudio de CONAF – CONAMA (2003:1) donde se expresa lo siguiente: “El monitoreo y actualización en esta región tuvo particulares características, debido a que en la zona precordillerana y cordillerana se realizó un nuevo Catastro, con el fin de corregir y complementar la información que fuera levantada entre los años 1994 a 1997; [...] se realizó mediante la utilización de los siguientes materiales: fotografías aéreas digitales color ortorectificadas, (escala original 1:115.000), tomadas en el mes de marzo del año 2000; [...] y contó con un equipo de profesionales altamente especializados en cartografía de vegetación de zonas semiáridas y de altura”.

En conclusión, se requiere en las instituciones encargadas de actualizar los usos del suelo en el país la unificación de criterios y metodologías, además de una periodicidad más frecuente para mantener dicho catastro al día y favorecer la toma de decisiones ‘a tiempo’ ante cualquier eventualidad respecto de la sustentabilidad de la región o del país. Este último aspecto se argumenta al encontrar en INE (2005b), apartado II.3.1–02 “Superficie por tipo de uso según regiones” una nota explicativa referida a que la información es vigente hasta junio de 2005, por lo tanto las cifras de las ocho categorías de usos de suelo no sufrieron variación alguna en el 2000, 2001, 2002, 2003 y 2004.

1.8 Consolidado del análisis de flujo de materiales en la RMS (2002)

En la tabla 4.14 se tiene el resumen del AFM de la RMS, para el año 2002, resaltando producción, consumo, importaciones y exportaciones en todas y cada una de las variables analizadas, y reiterando que estuvo sujeto a la disponibilidad de los datos en concordancia con lo descrito anteriormente.

²⁶ Verónica Ollarsol, CONAF, comunicación personal.

TABLA 4.14
CONSOLIDADO DEL AFM DE LA RMS (2002)

Variable	Consumo total	Reporte en toneladas.* Emisiones CO ₂	Particularidades de los flujos en la RMS
Energía	23 754 GWh * 7	439 879	– Del consumo total de energía eléctrica 9.750 GWh, aproximadamente la Región:
Industrial	9 793 2	869 330	Importó el 68% (6.630 GW), Produjo el 32% (3.120 GW),
Residencial	5 414 1	945 500	– Del consumo total de gas natural, gas de ciudad y combustibles 14.001 GWh, la Región:
Comercial	3 965 1	428 197	Importó el 100%.
Mínero	2 554 644	618	– Del consumo total de energía renovable 2,37 GWh, la Región:
Agrícola	184 80	965	Produjo el 100%.
Otros: consumo interno y centros de transformación	1 844	471 269	Nota: Sin incluir actividades del transporte.
Alimentos	5'035 660 toneladas		Del consumo total: 5'035.660 toneladas, aproximadamente la Región:
Vegetales y frutas	1'822 630		Importó el 65,7% (3'306.901 toneladas), Produjo el 34,3% (2'045.103 toneladas), Pero exportó 316.343 toneladas que son el 15,7% de la producción.
Leche y sus derivados	895 132		
Huevos y pan	676 529		
Azúcar	545 507		
Carnes y pescados	525 504		
Bebidas alcohólicas y jugos	295 786		
Té y café	186.685		
Arroz	87.887		
Materiales	17'168 695 toneladas		– Del consumo total: 17'168.695 toneladas, aproximadamente la Región:
Construcción (cemento, fierro redondo y áridos).	13'784 836		Produjo el 100% de los materiales de construcción y de los minerales no-metálicos aquí descritos.
No – metálicos (caolín, carbonatos de calcio, cuarzo, yeso, pumicita y puzolana).	3'337 735		Y se estima que exportó el 100% de Ag, el 97,4 de Cu y 66% de Au.
Metálicos (cobre, oro, plata y molibdeno).	183 113		En ninguna categoría se logró determinar la cantidad de toneladas importadas para consumo exclusivo de la RMS.
Otros, fundamentalmente madera.	41 408		Nota: No están incluidos los materiales misceláneos, manufacturados y químicos.

(continúa)

Agua	9 389 millones m ³		La RMS produjo el total de agua requerida para consumo humano (potable), riego y minería. No se encontraron reportes de exportación e importación del líquido. El porcentaje de tratamiento de aguas residuales o servidas en el año 2002 era de un 25% aproximadamente, por lo tanto, el 75% de las externalidades negativas se exportaban hacia otras regiones.
Minería	4 443		
Riego	4 430		
Potable urbana	516		
Potable rural y embotellada	0,14		
Residuos	27'767 417 toneladas		La RMS dispone, aparentemente, el total de los residuos producidos dentro de sus límites político-administrativos, es decir, tiene un ciclo cerrado sin importaciones ni exportaciones.
Minería	20'292 900		
Construcción	4'656 362		
Domiciliarios	2'601 990		Nota: La duda queda asociada al manejo de los residuos industriales por no haber tenido acceso a dicha información, pudiendo elevar la cifra de residuos reciclados o reutilizados.
Hospitalarios o peligrosos	10 233		El reciclaje de RSD fue del 8%.
Reciclaje	205 932		
Transporte	60 430 millones km	* 7'837.077	La RMS importó desde otras regiones y países todos los combustibles y gas requeridos para el transporte. No tiene producción de combustibles fósiles (COCHILCO, 2006).
Transporte privado	27 610 535	53.748	
Transporte público	26 677 134	7.089	
Transporte aéreo (pasajeros y carga)	2 606 928	8.195	No obstante, el mayor porcentaje de las emisiones de CO ₂ no fueron absorbidas dentro de la RMS.
Transporte de carga (áridos solamente)	40	8.046	
Bicicleta	1 562	sin emisiones	
Caminata	1 934	sin emisiones	
Capacidad de carga (local)	1'550 965 ha		Basado en Wackernagel y Rees (2001); CONAF-CONAMA (2003), sin factores de equivalencia.
Pastos	715 175		
Área construida sin productividad biológica	457 868		Nota: Este dato total de hectáreas debería tener un descuento del 12% para protección de la biodiversidad.
Cultivable	245 990		
Energía Fósil	105 754		
Mar / agua	19 909		
Bosques	6 270		

Fuente: Elaboración propia.

2. Huella Ecológica de la RMS (2002)

Para estimar la huella ecológica de una población, en este caso de la RMS, se debe calcular la cantidad de agua y tierra requerida en forma continua para producir todos los bienes consumidos y para asimilar todos los desechos generados por dicha población. Obviamente, si se intenta incluir la totalidad de los artículos de consumo y tipos de desecho, además de todas las funciones del ecosistema, se obtendría un volumen de información tan elevado que sería imposible manejar y serios problemas en el procesamiento de los datos (Wackernagel y Rees, 2001).

Por dicha razón, los autores de la huella ecológica afirman que el indicador corresponde a una aproximación con variadas simplificaciones, por ejemplo, suponer que las prácticas agroindustriales son sustentables, incluir sólo los servicios básicos de la naturaleza, evitar el doble conteo (doble contabilidad), utilizar una taxonomía sencilla de la productividad ecológica con ocho categorías de suelos²⁷ aunque recientemente se están incluyendo las áreas marinas y se han retirado los huertos y las tierras degradadas. Además afirman “una buena teoría busca un balance entre complejidad y simplicidad” (Wackernagel y Rees, 2001: 129).

Con base en lo anterior, el concepto de huella ecológica está basado en la idea que para cada unidad de consumo o desecho, material o energético, se requiere una cierta cantidad de suelos, y como no es posible evaluar cada uno de los miles de bienes de consumo y residuos los cálculos se limitan a las principales categorías, las cuales incluso están supeditadas a la disponibilidad de los datos.

Bajo dichas premisas se desarrolló esta sección, con una dinámica descriptiva del proceso de cálculo en coherencia con lo planteado al inicio del capítulo y dejando señalado que fue un proceso difícil de construir y llevar a cabo. Difícil, debido a la mínima bibliografía explicativa respecto al tema, además, por la omisión de todos los factores claves y procedimientos de conversión hechos tanto en el estudio del Gran Londres a partir del AFM como en otros estudios similares de la huella ecológica. Este hecho obligó a ir lento en la investigación para superar cada uno de los obstáculos generados por la necesidad de transformar toda la información relacionada con la RMS del año 2002 a una única unidad de medida: hectáreas.

La huella ecológica de la RMS fue de 1,28 ha/per cápita para el 2002, lo cual significa un territorio 5 veces mayor. La categoría de alimentos tiene el mayor peso (0,73 ha/per cápita), en segundo lugar el transporte (0,35 ha/per cápita) y en tercer lugar la energía directa (0,10 ha/per cápita). En la Tabla 4.15 se muestra en forma general los resultados de las variables y se aprecian las diferencias de áreas requeridas para cada uno de los componentes.

TABLA 4.15
RESUMEN DE LA HUELLA ECOLÓGICA, RMS (2002)

Componente	Area total requerida	Huella ecológica
	hectáreas	ha/per capita
Energía Directa	633 316	0.1044871
Alimentos	4 460 608	0.7359300
Materiales	1 053	0.0001737
Agua	98 340	0.0162246
Residuos	95	0.0000156
Transporte	2 118 129	0.3500902
Construida (y degradada. sin productividad)	457 868	0.0755409
Total	7 769 408	1.2824621

Fuente: Elaboración propia.

²⁷ Energía, construida, degradada, huertos, cultivada, pastizales, bosques y mar.

Se trata de hectáreas locales, no son hectáreas globales (gha). La mayoría de los factores de rendimiento y productividad son ‘autóctonos’, es decir, corresponden a los promedios reales de producción en la RMS y algunos pocos son del orden nacional. Esto se debe a que la investigación consideró relevante la escala local muy por encima de la escala mundial, además, se pretende que el indicador de sustentabilidad, la huella ecológica calculada para la RMS se convierta en un apoyo a las decisiones que orientan el desarrollo de la ciudad – región.

En caso de querer obtener la comparación de este ejercicio a escala internacional, debe hacerse la modificación en la columna Rendimiento Local –ton/ha– al valor correspondiente (Rendimiento Global –ton/gha–) y recalcularse para todas y cada una de las variables: alimentos, materiales, residuos, agua y transporte. Excepto para energía, pues los factores de conversión utilizados son globales, y se tomó esta decisión por dos razones básicas: primera, éstos hacen la diferenciación de emisiones producidas por distintas plantas de generación; segunda, para dar el beneficio de menor impacto a la huella (menor valor de ha/per cápita frente a otro método de cálculo) tal como se describe en el ítem de energía.

2.1 Cálculo de la Huella Ecológica para la RMS (2002)

En esta investigación no se hace referencia a una única matriz, generalmente en Excel, caracterizada por un vasto contenido de categorías, datos, cifras, fórmulas, factores de conversión, etc., o al simple dato final de huella ecológica de la región estudiada, como ocurre en la mayoría de los estudios de esta índole. Se considera que al omitir la transparencia de la metodología se está vedando al lector de la comprensión real del origen, transformación y resultado que incorpora el proceso de cálculo de la huella ecológica para una determinada zona. Además, permitirá la crítica de los hechos, premisas y decisiones tomadas durante la investigación.

La huella ecológica de la variable energía fue de 0,10 ha/per cápita en la RMS durante el 2002 y significa que requirió 633.316 Ha en total para absorber las emisiones de CO₂. La mayor cantidad de suelo, 263.083 Ha, fue demandado para la absorción de las emisiones del gas natural, y en segundo lugar fueron los combustibles con 232.9332 Ha. Según los procedimientos establecidos por Wackernagel y Rees (2001) el total de 0,104826 Ha se adjudica a la categoría de suelo: Absorción Energía Fósil (ver tabla 4.16).

TABLA 4.16
HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE ENERGÍA, RMS (2002)

BALANCE DE ENERGÍA	CONSUMO		RENDIMIENTO	ÁREA REQUERIDA	HUELLA ECOLÓGICA
	GWh	Gj	Gj/ha	ha ha/per cap	
Hidroeléctrica	6 845	24 640 200	1 000	24 640	0.0040652
Termoeléctrica	2 906	10 459 800	100	104 598	0.0172570
Gas Natural	7 308	26 308 254	100	263 083	0.0434045
Gas de Ciudad	223	803 462	100	8 035	0.0013256
Combustibles	6 470	23 293 188	100	232 932	0.0384301
Renovable	2	8 543	300	28	0.0000047
TOTAL ENERGÍA	23 754	85 513 447		633 316	0.1044871

Fuente: Elaboración propia, basado en BFF (2002); Wackernagel y Rees (2001); INE (2006a); CNE – Sepúlveda (2006).

La variable energía tomó como referencia los consumos obtenidos en la Tabla 4.1. Estos consumos en GWh tuvieron una conversión previa a Gj (Gigajoules) en todas las subcategorías²⁸ y luego el cálculo definitivo se hizo mediante la premisa: “una hectárea de un bosque promedio puede secuestrar anualmente la emisión de CO₂ generada por el consumo de 100 Gj de combustibles fósiles” (Wackernagel y Rees, 2001: 143). También una hectárea puede secuestrar las emisiones de 1.000 Gj de hidroelectricidad y 300 Gj de energía renovable por año (Wackernagel y Rees, 2001). El consumo de energía eléctrica se dividió de acuerdo a lo establecido por la CNE (2006): la generación en el Sistema Interconectado Central (SIC) para el año 2002 fue de 70,2% en hidráulica y 29,8% en térmicas.

Los resultados presentados en la Tabla 4.16 también consideraron para el cómputo de la última columna (ha/per cápita) una población de la RMS igual a 6.061.185 habitantes según el censo poblacional del año 2002 (INE, 2006a), premisa que fue aplicada igualmente en todas y cada una de las seis variables analizadas.

En este procedimiento se destaca la diferenciación que se hace entre la energía producida por hidroeléctricas y termoeléctricas, situación que no se vió tan claramente reflejada durante el AFM para establecer la cantidad de emisiones de CO₂, al utilizar un único factor de conversión para toda la producción en GWh de energía.

Una situación que muestra la debilidad de la huella ecológica está relacionada con la utilización de factores de rendimiento global vs. factores de rendimiento local, e incluso el hecho de recurrir a diferentes unidades de medición de la energía Gigajoules (Gj) o Toneladas de emisión de CO₂. Ello se demuestra con el siguiente ejercicio.

Al utilizar un procedimiento de cálculo de huella ecológica para la energía basado en la cantidad de toneladas de CO₂ producidas en la RMS durante el año 2002, se llega a cifras y conclusiones diferentes a las reportadas en la Tabla 4.16. Es decir, con base en el total obtenido en la tabla 4.1 del flujo de energía: 7.439.879 toneladas, y utilizando la premisa de Telló (1997) “una hectárea de bosque mediterráneo esclerófilo absorbe 3,7 toneladas de CO₂ al año” (equivalente a los bosques nativos presentes en Chile) se obtiene una huella de 0,3317467 ha/per cápita, valor muy superior a 0,1048262 de la tabla 4.16. Además, como efecto directo este resultado también elevaría la huella ecológica de la RMS a 1,51 ha/per cápita, por ende a 9'146.870 ha totales, lo que se reflejaría en 1.377.462 ha adicionales (casi otra superficie igual a la RMS, para un total de seis veces su territorio actual).

La huella ecológica de la variable alimentos fue de 0,74 ha/per cápita en la RMS durante el 2002 y significa que se requirieron aproximadamente 4.460.608 hectáreas para la producción del total de alimentos consumidos.²⁹ Exonerando como un caso especial el área estimada para la categoría de pescados, la mayor cantidad de suelo fue demandado por la carne derivada del ganado bovino (469.796 ha). En segundo lugar, fueron los productos vegetales (frutas, verduras, hortalizas y cereales) con 417.750 ha, y en tercer lugar la leche y sus derivados que requirieron 142.238 ha (ver Tabla 4.17).

Según los procedimientos establecidos por Wackernagel y Rees (2001) el total de ha/per cápita se distribuye en las siguientes categorías de suelo: Cultivable 0,0689222 ha; Pastos 0,1049406 ha y mar 0,5620672 ha. La categoría ‘mar’ se considera especial, pues su factor de rendimiento 29 kg/ha es global (Wackernagel, 1998) y se desconoce el procedimiento detallado para convertir la producción del mar en hectáreas. También hubo dilema para definir la categoría a la cual pertenecen la carne de ave y los huevos, finalmente se optó por la categoría pastos, sólo

²⁸ 1 GWh = 3.600 Gj (BFF, 2002).

²⁹ Para el contraste, se anota que la extensión de la RMS es sólo de 1.550.964 hectáreas (INE, 2003c) y sus superficies cultivadas y productivas son 145.357 ha (ODEPA en CNR, 2006).

para concordar con las clasificaciones generales de presentación de datos en la huella ecológica, es decir, alimentos provenientes de plantas ('cultivable') y alimentos provenientes de animales ('pastos') Wackernagel (1998). Este aspecto permite concluir que son limitadas las categorías de suelos disponibles en la huella ecológica.

TABLA 4.17
HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE ALIMENTOS EN LA RMS (2002)

Tipo de alimentos	Consumo total	Area requerida	Huella ecológica	Tipo de suelo
	toneladas	hectáreas ha/per cap		
Verduras, hortalizas y otras especies	433 296	100 450	0.0165726	Cultivable
Frutas (especies mayores y menores)	389 334	23 888	0.0039412	Cultivable
Carne (bovinos)	135 771	469 796	0.0775089	Pastos
Carne (porcinos)	118 193	844	0.0001393	"Pastos"
Carnes (aves)	166 076	76	0.0000125	"Pastos"
Otras carnes	6 667	23 069	0.0038061	Pastos
Pescados	98 797	3 406 793	0.5620672	Mar
Leche	763 709	116 990	0.0193015	Pastos
Queso	20 002	6 128	0.0010110	Pastos
Yoghurt	94 598	14 491	0.0023908	Pastos
Crema	3 431	526	0.0000867	Pastos
Manjar	8 482	2 599	0.0004287	Pastos
Mantequilla	4 910	1 504	0.0002482	Pastos
Huevos	82 533	42	0.0000069	"Pastos"
Arroz	87 887	15 694	0.0025893	Cultivable
Pan	593 996	153 999	0.0254074	Cultivable
Té	4 849	606	0.0001000	Cultivable
Café	181 836	51 953	0.0085714	Cultivable
Azúcar (bebidas)	580 662	71 160	0.0117402	Cultivable
Total		4 460 608	0.7359300	

Fuente: Elaboración propia, basado en MINAGRICULTURA y otros (1993); Wackernagel (1998); Wackernagel y Rees (2001); INE (2003a); INIA (2003); CIREN – MINAGRICULTURA (2004); FAO (2006); INE (2006a); SRA (2006); Cenicafía (2006).

La conversión de la variable alimentos se hizo a hectáreas a partir de los consumos establecidos y mediante los factores locales de productividad disponibles en la literatura revisada. Para cada uno de los tipos de cultivos: hortalizas, legumbres, frutas (especies mayores y menores), incluso tipos de carne, entre otros, se obtuvieron los factores a partir de la revisión de múltiples estudios específicos de MINAGRICULTURA y otros (1993), Wackernagel y Rees (2001), Wackernagel (1998), CIREN – MINAGRICULTURA (2004), FAO (2006), INE (2003a), INIA (2003), entre otros, los cuales a su vez también se homogenizaron a ton/ha.

La determinación de cada uno de los factores de rendimiento local se transformó en un proceso detallado, dispendioso, específico y muy variable. Dichos factores son susceptibles al cambio debido a la multitud de posibilidades de cálculo, de alternativas que efectivamente se dan

en la práctica, de ocurrencia real de los procesos, y a la exigencia de análisis para la selección de cifras específicas en cada caso.

Algunos ejemplos de dichas situaciones se describen a continuación y se deja establecido como fueron abordadas durante la investigación, obviamente quedando otras alternativas o cifras válidas por fuera de los cálculos y es en ese aspecto específico en que se considera débil el indicador de la huella ecológica:

(a) Los factores de rendimiento corresponden a promedios, orientados hacia una producción normal (no baja, ni alta), y muy lejos de los sistemas de producción orgánica cuyas cifras muestran el verdadero valor del espacio cultivado y por ende la sustentabilidad de los cultivos. Sólo a modo de ejemplo breve, el rendimiento de un cultivo tradicional de plátano es de 15,8 ton/ha y la productividad del mismo cultivo de plátano orgánico puede ascender hasta 44 ton/ha (FAO, 2006).

(b) Los consumos de carne ameritaron un factor de rendimiento por cada tipo de animal. Así, la cantidad de carne que produce una res varía de acuerdo al peso del animal de engorde listo para faenarlo, y oscila entre 120 a 250 kilos,³⁰ para la investigación se tomó un promedio de 170 kilos, anotando que la cabeza, extremidades y órganos internos también se consumen por separado pero no se contabiliza como carne.

(c) La densidad de población de las aves criadas a piso (broilers) es de 9 aves por metro cuadrado, viven 45 días y se obtiene alrededor de 2,5 a 4 kg de carne/ave. Se estimó un promedio de 3 kg de carne por cada ave. En cuanto a las aves destinadas a postura de huevos, éstas tienen un promedio de un huevo cada 28 horas, por ende se estima una producción anual de 312 huevos por ave.

(d) La densidad de población de los cerdos para producción de carne es aproximadamente 2m²/animal y se obtienen alrededor de 20 a 35 kilogramos de carne (Morales, 2006). Para el estudio se tomó como promedio de producción de carne 28 kg/cerdo.

(e) La producción anual de leche varía de acuerdo a la raza del ganado bovino. Las principales en Chile son Holstein Friesian, Overo negro y Overo colorado, y se estimó una producción de 3.840 litros por año (INIA, 2003). En una hectárea de tierra empastada o pradera se contempla el desarrollo de 1,7 vacas (INIA, 2003) y con los anteriores datos se estableció una producción de 6.528 litros de leche por hectárea. Además, para la producción de un kilo de queso se necesitan 2 litros de leche, igual proporción para el manjar; y para un litro de yoghurt un litro de leche (Morales, 2006). Aunque se reitera que cada factor de rendimiento depende de la clase de ganado, de la productividad particular de los pastos, y de las fórmulas particulares de preparación de los derivados de la leche según cada compañía productora.

Otros rendimientos se obtuvieron de países donde Chile hace importaciones. El caso del té proviene de cifras argentinas (8 ton/ha), donde el 90% de su producción es exportado y una fracción llega a Chile (SRA, 2006). Y para el café se tomó el promedio de las productividades de Colombia 0,86 ton/ha/mes (Cenicaña, 2006) y de otros países productores 6 ton/ha/año (FAO, 2006), ya que en la RMS se consume una mezcla obtenida de diversas importaciones.

En cuanto a los jugos y bebidas alcohólicas no se calculó particularmente su huella ecológica, ya que son alimentos preparados que involucran en su proceso agua, frutas, azúcar, uvas, cebada, entre otros (además energía) y se corría el riesgo de una doble contabilidad pues cada uno de sus componentes son analizados de manera particular.

³⁰ Teresa Zulema Morales, CFT Santo Tomás de Talca, comunicación personal.

Indudablemente quedaron alimentos por fuera del cálculo de la huella ecológica, no obstante, se cuantificaron las categorías para las cuales se hallaron datos confiables en cuanto a consumo, además, haciendo poco uso de la extrapolación de cifras para obtener así un indicador respaldado por los antecedentes propios de la RMS.

Respecto a las variables materiales y residuos, éstas se unifican en el análisis de acuerdo a la metodología aplicada en el estudio del Gran Londres (BFF, 2002) debido a su estrecha relación, pues los residuos son en un alto porcentaje producto de la mayoría de materiales y puede mostrarse el efecto que tiene el reciclaje en este análisis. De esta forma, los totales de reciclaje son restados de los respectivos consumos finales de materiales, para evitar doble contabilidad. Dicha relación no se logró establecer completamente en el caso de la RMS a causa de la poca disponibilidad de datos relacionados con artículos manufacturados, misceláneos y residuos industriales. Por lo tanto, las categorías materiales y residuos se analizaron de manera separada e independiente tal como fueron tratados en la sección anterior.

La variable materiales requirió 1.053 ha que equivalen a 0,0001737 ha/per cápita en la RMS durante el 2002. La mayor cantidad de suelo fue demandado por ‘Otros materiales’ principalmente madera (941 ha); y en segundo lugar, fueron los materiales de construcción (65 ha). Según los procedimientos establecidos por Wackernagel y Rees (2001) el total de 0,0001553 ha/per cápita se adjudican a la categoría de suelo forestal, y lo restante que corresponde a los materiales de construcción y minería no encaja directamente en ninguna de las clasificaciones. Por ello fue necesario acoger la sugerencia de los autores de la huella, considerar dichas áreas como degradadas y añadirlas a la categoría de medio ambiente construido o urbanizado (Wackernagel y Rees, 2001) al dejar de ser biológicamente productivas (ver tabla 4.18).

TABLA 4.18
HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE MATERIALES EN LA RMS (2002)

Tipo de material	Consumo total	Rendimiento local	Area requerida	Huella ecológica	Tipo de suelo
	toneladas	ton/ha	hectáreas	ha/per cap	
Construcción	13 784 836	213 104	64.69	0.0000107	"Construida"
No metálicos	3 337 735	75 714	44.08	0.0000073	"Construida"
Metálicos	4 716	1 633	2.89	0.0000005	"Construida"
Otros materiales (Madera)	41 408	44.00	941	0.0001553	Forestal
Total	17 168 695		1 053	0.0001737	

Fuente: Elaboración propia, basado en SEIA (2006); CODELCO (2006); Minería Chilena (2006).

En la valoración de los materiales, la conversión de unidades y el establecimiento de rendimientos locales exigieron superar varios obstáculos. En dichos procedimientos se enfrentaron dificultades tanto de procedimiento lógico como conceptuales para convertir las unidades originales de algunos materiales (m^3) a hectáreas. Incluso hasta el paso intermedio que es la conversión a toneladas, y se toman los áridos como caso ejemplificador: su factor oscila entre 1,2 y 1,9 toneladas por m^3 (CONAMA 2006a; SEIA, 2006) y no hay un valor exacto, ya que depende en forma subjetiva del autor o la institución que haga la conversión, y en forma objetiva dependerá en cada caso de los tipos de roca ‘madre’ o litología aportante de los sedimentos.

El hecho de ‘reducir’ una variable tridimensional a una unidad bidimensional acarrea serias problemáticas, incluso hasta la idea de excluir este apartado específico del cálculo de la huella ecológica. Por ejemplo, contabilizar la minería subterránea y expresarla en superficie (ha)

es un gran reto en el procedimiento de cálculo del indicador, pues éste debe reflejar el verdadero impacto de una actividad sobre el territorio y mostrar su relación con la sustentabilidad.

No obstante, los materiales metálicos, no-metálicos y de construcción si tienen un peso importante dentro de las actividades productivas, comercio exterior y de consumo en la RMS. Por ello se intentó un ejercicio práctico para hacer la conversión de m^3 y/o toneladas a hectáreas y hallar un rendimiento local aproximado.

El factor de rendimiento de los materiales de construcción se basó en la producción de áridos, y los consumos de materiales reportados en la Tabla 4.6, expresados en toneladas. El rendimiento se aplicó a los demás materiales de construcción asumiendo el sesgo que acarrea dicha generalización, el cual no origina efectos drásticos en el cálculo de la huella ecológica.

Los rendimientos de los proyectos de explotación de áridos son diversos, pues dependen de la zona de aprovechamiento, y fundamentalmente de la profundidad a la cual se ejecutarán las excavaciones. Por esta razón se eligieron tres proyectos representativos y aprobados por CONAMA para realizar en la RMS, a partir de los cuales se hizo el cálculo del rendimiento: primero, extracción mecanizada de áridos Hacienda Las Casas de Pudahuel con 12.000 m^3 en 7,63 ha; segundo, Megaridos Ltda con 3 millones de m^3 en 20 ha; y tercero Planta San Bernardo con 17 millones de m^3 en 60 ha (SEIA, 2006). De este modo se obtuvo un rendimiento de 144.969 m^3 /ha, equivalentes a 213.104 ton/ha.

Para los minerales no-metálicos el factor de conversión se calculó con base en el Yacimiento San Camilo de la RMS donde se explota puzolana, en una extensión de 7 ha y un volumen total de 530.000 m^3 por tres años (SEIA, 2006). Lo anterior permitió establecer un rendimiento de 75.714 m^3 /ha. Este valor se aplicó a los otros minerales no-metálicos producidos y consumidos en la RMS asumiendo los sesgos que acarrea dicha generalización, pues no se encontraron en el SEIA (2006) proyectos relacionados a los demás minerales para calcular un factor de rendimiento particular para caolín, calizas, cuarzo y yeso. Igual al caso anterior, dicha generalización no implica radicales cambios en la huella ecológica.

En la minería metálica, se pretendió tomar como base un típico proceso de extracción minera que funciona esencialmente por hundimiento de bloques a partir del uso de explosivos para socavar un bloque rectangular de roca, que puede tener aproximadamente 80 m de ancho, 100 m de largo y entre 120 a 180 metros de alto (CODELCO, 2006), pero la búsqueda no permitió establecer (ni siquiera aproximadamente) cuantas toneladas métricas de mineral de cobre se pueden obtener de dicho procedimiento. Por lo cual se indagaron otras posibilidades sin resultados concretos, ya que los datos de extensión de las minas en la RMS tienen calidad confidencial³¹.

Lo anterior obligó a buscar un caso nacional y correspondiente a otro mineral metálico como es el oro. Se encontró el yacimiento Puren, en la tercera región, cuyas reservas están calculadas en 4,9 millones de toneladas y éste tiene una extensión de 30 km^2 (Minería chilena, 2006). Así se estableció el rendimiento de los minerales metálicos: 1.633 ton/ha.

Bajo este tipo de procedimiento se hizo el cálculo de huella ecológica de la minería metálica, pero estos resultados en la huella ecológica no son representativos. Lo anterior debido a que la mayor proporción del mineral se exporta y el consumo interno es ínfimo respecto a la producción en los casos del cobre, oro y plata (SERNAGEOMIN – INE, 2003), por lo tanto, la superficie de suelo correspondiente a la producción en la RMS no se refleja en el cálculo de la huella ecológica, debido a que la mayor parte se exporta y el procedimiento de Wackernagel y Rees (2001) obliga entonces a su distribución en la huella de los diferentes países consumidores.

³¹ Myriam Segeth, Biblioteca Sernageomin, comunicación personal.

Finalmente, el hecho de centrar toda la atención en el consumo durante el cálculo de la huella ecológica no permite mostrar algunas evidencias de sustentabilidad débil como el caso de la minería, pues las mayores externalidades negativas quedan dentro del territorio productor (disminución del capital natural de la región), comprometiendo extensas áreas (por ejemplo, efectos del material particulado) e implicando otros recursos (contaminación de napas subterráneas). Sin embargo, dichas externalidades no se muestran ni se reflejan en los resultados de la tabla 4.18 que resume la huella ecológica de algunas actividades mineras realizadas en la RMS.

La variable agua es un tema particular con un procedimiento de cálculo diferente a lo aplicado para energía, alimentos, materiales y residuos. Son varias las razones que justifican este hecho y se explican brevemente a continuación.

Estimar la productividad del agua es complejo, y generalizarla para todos los usos (potable, riego y minería) es casi utópico. Existen muchas formas de estimar la productividad del agua, por ejemplo, en la agricultura se habla de “cultivo por gota”, que se refiere a la cantidad de producto obtenido por unidad de agua, “nutrientes por gota”, “per cápita por gota”, “trabajos por gota” y “medios de vida sostenibles por gota”. No existe una definición única de productividad y el valor considerado depende del enfoque de cada investigación o de la disponibilidad de datos. Lo que es bien claro es la necesidad de comparar la productividad del agua en diferentes partes del mismo sistema o cuenca y también la productividad del agua en la agricultura con otros usos posibles del agua (FAO, 2006).

Sin embargo, establecer un rendimiento del agua exigiría una generalización para estimar su productividad en la RMS y relacionarlos con los consumos obtenidos en la tabla 4.19 para riego, minería y agua potable. Una premisa de generalización aceptable hace referencia a la extensión de la principal cuenca hidrográfica de la región, el río Maipo con 15.157 km² y su producción de agua promedio 100 m³/seg. Al emplear el cálculo similar a las anteriores variables se obtiene una huella de 74,4 ha/per cápita. Resultado paradójico. El agua es un recurso natural renovable, y renovable en un lapso de tiempo corto mediante su ciclo hidrológico, valga la redundancia, por ello su flujo es constante y tan continuo que se torna imperceptible al hombre, y esta es la situación predominante en la RMS y no es capturada por la huella ecológica.

Por ello la huella ecológica no es un procedimiento mecánico, sino que requiere hilar fino y elaborar análisis cuidadosos de cada uno de los temas y datos a utilizar. Además, la generalización presente en el cálculo de la huella, tratando de simplificar los procesos naturales, acarrea errores en la definición de productividades para distintas actividades económicas, o genera mayor complejidad en el procedimiento al requerirse un rendimiento específico para cada actividad. Es ahí donde se encuentran las debilidades del indicador para establecer la sustentabilidad de una región, que por naturaleza es diversa y compleja en sus funciones y relaciones.

Otros conflictos que se afrontan en el cálculo de la huella ecológica del agua es convertir los consumos de m³ a ha, teniendo en cuenta que alrededor del 38% del preciado líquido consumido en la RMS proviene de fuentes subterráneas y el 62% restante de fuentes superficiales. Esto indica que no debe ignorarse la estrecha relación natural que existe entre las aguas lluvias y de escorrentía con los acuíferos, incluso la evapotranspiración, que difieren de un territorio a otro y son producto de la geología existente, las coberturas vegetales, las condiciones climáticas particulares, entre otras.

Por lo tanto, hubo que acudir a la recomendación de Wackernagel y Rees (2001:148) para áreas secas: “cuantificar las áreas recolectoras de agua”, aunque la RMS no corresponde a una zona árida. Es decir, medir las superficies del embalse El Yeso y las laguna Negra y Lo

Encañado³² que son las reservas de agua para la RMS, ubicadas en la parte alta de la cuenca del río Maipo (Provincia Cordillera). Se utilizó la cifra de CONAF – CONAMA (2003) referente a cuerpos de agua en la región (4.693,8 ha).³³

De este modo el cálculo de la huella ecológica del agua para la RMS resultaba parcial al considerar únicamente las aguas superficiales, pues para los acuíferos (reservorios de aguas subterráneas) “no hay un registro sistemático y público de las reservas” correspondientes a la RMS (PNUMA y otros, 2004). Aunque CNR – JICA (1999) hizo una estimación de las áreas y reservas de agua subterránea con base en datos y cartografía de 1984, se consideran demasiado desactualizadas las cifras para incorporarlas a la presente investigación. Sin embargo, la Universidad de Chile y otros (2006) expresa que el acuífero que se ubica al oeste, suroeste y sur de la Metrópoli de Santiago (Pudahuel, Maipú, Peñaflor, Talagante, Calera de Tango e Isla de Maipo) bajo depósitos aluviales alcanza una superficie de 934.914,20 ha, y este dato se utilizó para cuantificar la huella de las aguas provenientes de fuentes subterráneas.

En conclusión, la RMS requirió 98.340 ha que equivalen a 0,0162246 ha/per cápita durante el 2002 para el abastecimiento de agua. La cantidad de suelo fue demandado para el almacenamiento del líquido en las lagunas Negra y Lo Encañado y en la represa El Yeso, principalmente. También se incorporó el acuífero del sector oeste–suroeste–sur de la región, a pesar de ser hectáreas subterráneas. Y según los procedimientos establecidos por Wackernagel y Rees (2001) el total de 0,016 ha se adjudican a la categoría de suelo ‘mar’ por ser la categoría más asimilable a agua (ver tabla 4.19).

TABLA 4.19
HUELLA ECOLÓGICA DEL CONSUMO DE AGUA EN LA RMS (2002)

Tipo usos del agua	Consumo total Area	requerida	Huella ecológica	Tipo de suelo
	Millones de m3		ha per/cap	
Potable, riego, minería	9 389			
Almacenamiento superficial		4 694	0.0007744	"Mar/agua"
Almacenamiento subterráneo		93 420	0.0154128	"Mar/agua"
Aguas Residuales (PTAR)	422	227	0.0000374	"Mar/agua"
Total		98 340	0.0162246	

Fuente: Elaboración propia, basado en CONAF – CONAMA (2003); Aguas Andinas (2006); SEIA (2006); UdeChile y otros (2006).

Para las aguas residuales se tuvo en cuenta la extensión de las dos plantas de tratamiento más grandes de la RMS, El Trebal (92 ha) y La Farfana (130 ha), además, las dos plantas entradas en funcionamiento en el año 2002: San José del Maipo (3,3 ha) y Valdivia de Paine (1,2 ha), SEIA (2006). Con ello se estableció que los 416,2 millones de m³ de aguas residuales producidas en la RMS son tratadas en una extensión de 226,5 ha, por lo tanto, su huella per cápita es de 0,0000374.

La variable residuos requirió 95 ha que equivalen a 0,0000156 ha/per cápita en la RMS durante el 2002. La mayor cantidad de suelo fue demandado para la disposición de RSD y hospitalarios (54 ha), y en segundo lugar, los depósitos de los sobrantes de la minería que requirieron 39 ha. Según los procedimientos establecidos por Wackernagel y Rees (2001) el total de 0,0000156 ha/per cápita se adjudican a la categoría de suelo ‘Construida’ (ver tabla 4.20).

³² La represa El Yeso tiene una capacidad de almacenamiento es 250 millones de m³, y las lagunas Negra y Lo Encañado son de 600 y 50 millones de m³, respectivamente (Aguas Andinas, 2006).

³³ Ante la negativa de Aguas Andinas para entregar los datos correspondientes.

Al igual que en el caso de los materiales, la variable de residuos no se articula directamente con ninguna de las clasificaciones de suelo de la huella. Por ello, una vez más, se acogió la sugerencia de Wackernagel y Rees (2001:147), respecto a considerar dichas áreas como degradadas y añadirlas a la categoría de medio ambiente construido o urbanizado pues “dejan de ser biológicamente productivas”.

TABLA 4.20
HUELLA ECOLÓGICA DE LOS RESIDUOS EN LA RMS (2002)

Tipo de residuos	Consumo total	Rendimiento local	Area requerida	Huella ecológica	Tipo de suelo
	toneladas	ton/ha hectáreas ha/	per cap		
Domiciliarios y hospitalarios	2 612 223	48 649	54	0.0000089	"Construida"
Construcción	4 656 362	2 065 500	2	0.0000004	"Construida"
Minería	20292 901	521 739	39	0.0000064	"Construida"
Industriales	*				
Total	27 561 486		95	0.0000156	

Fuente: Elaboración propia, basado en Wackernagel y Rees (2001); SEIA (2006); SESMA (2006)

NOTA: Los residuos contemplados dentro de la categoría de reciclaje (205.932 toneladas) no se incluyen en este balance, pues en el ejercicio de cálculo deben ser descontados de los materiales originales de los cuales provienen, generalmente de industriales, manufacturados y otros (BFF, 2002) para evitar la doble contabilidad.

Los consumos de residuos tomados como base fueron reportados en la tabla 4.8 y expresados en toneladas. La alternativa aplicada para transformar dichos consumos a hectáreas fue definir un rendimiento local con base en la capacidad de almacenamiento de un relleno sanitario que funciona en la RMS, uno de los ex – pozo utilizado como escombrera y un depósito de lixiviados, así:

El relleno Santa Marta tiene una capacidad mensual de disposición de 20.000 toneladas para veinte años de vida útil en un área total de 296 ha (SEIA, 2006). Por lo tanto, su rendimiento es de 48.649 ton/ha y se utilizó tanto para los residuos domiciliarios domésticos como para los hospitalarios, ya que estos últimos también se disponen en celdas especiales de los rellenos y sólo un porcentaje medianamente aceptable es reciclado.

- El ex – pozo utilizado por Regemac S.A. para la disposición de sobrantes de construcción y escombros tiene un área total de 10 ha (El Mercurio, 2006) y su capacidad de almacenamiento es de 4'500.000 m³ (SESMA, 2006), por lo tanto, su rendimiento es de 2'065.000 ton/ha.
- Para los residuos de la minería se tomó como modelo el proyecto de la tercera región, pues no se encontraron datos de un ejemplo en la RMS. Se denomina “Disposición de residuos provenientes del proceso de lixiviación de la planta Biocobre”, el cual tiene una capacidad para 12 millones de toneladas (6 millones de m³) en 23 hectáreas (SEIA, 2006). Por lo tanto, el rendimiento local es de 521.739 ton/ha.

La variable transporte requirió 2.118.129 ha que equivalen a 0,35 ha/per cápita para absorber fundamentalmente las emisiones de CO₂ producidas en la RMS durante el 2002 por el desplazamiento motorizado. La mayor cantidad de suelo fue demandado por el transporte privado (1.501.013 ha) para la absorción de las 5,5 millones de toneladas de CO₂, y en segundo lugar, el transporte aéreo (de carga y pasajeros) con 250.863 ha para absorber 928.195 toneladas de CO₂ (ver tabla 4.21).

La conversión se hizo partiendo de los resultados obtenidos y consignados en la Tabla 4.9 referentes a la emisión de CO₂ de cada tipo y modo de transporte, y a través de la premisa “una hectárea de bosque mediterráneo esclerófilo absorbe anualmente 3,7 toneladas de CO₂ (Colló, 1997).

Una vez más las generalidades y los promedios estuvieron presentes en el cálculo. Las áreas directamente relacionadas con ciclovías y caminata, por su mínima extensión en la RMS, quedaron incorporadas dentro de la categoría de suelo ‘urbanizado’. Para los 2.555 km de la red caminera existente en la RMS (INE, 2003b) se asumió un ancho promedio de 15 metros, que contemplan la carpeta de rodadura, cunetas y área que ocupan los taludes de corte o terraplén.

TABLA 4.21
HUELLA ECOLÓGICA DE LOS CONSUMOS EN TRANSPORTE, RMS (2002)

Tipo de transporte	Emisión total de CO ₂	Rendimiento local	Area requerida	Huella ecológica	Tipo de suelo
	toneladas	ton/ha	hectáreas	ha/per cap	
Transporte privado	5 553 748	3.7	1 501 013	0.2476435	Bosque
Transporte público	794 355	3.7	214 690	0.0354205	Bosque
Metro de Santiago	552 734	3.7	149 387	0.0246466	Bosque
Transporte de carga (áridos)	8 046	3.7	2 175	0.0003588	Bosque
Transporte aéreo pasajeros	911 412	3.7	246 328	0.0406402	Bosque
Transporte aéreo carga	16 783	3.7	4 536	0.0007483	Bosque
Red carretera			3 833	0.0006323	Construida
Total	7 837 077		2 118 129	0.3500902	

Fuente: Elaboración propia.

2.2 Reflexiones acerca de la Huella Ecológica como Indicador de Sustentabilidad

La huella ecológica de la RMS fue de 1,28 ha/per cápita para el año 2002. Dato calculado con factores de rendimiento local en la mayoría de las variables, excepto en energía tal como se explicó en el inicio de la sección 4.2. Dicho dato permite concluir que la región requiere 7.758.317 hectáreas, es decir, 5 veces su tamaño para proporcionar todos los recursos energéticos/materiales consumidos y absorber todos los desechos generados por su población residente. Fundamentalmente, la RMS depende de otras áreas para su dinámica urbana y exporta externalidades negativas hacia otras regiones. Es difícil comparar estos resultados con la medición de la huella ecológica para el Área Metropolitana de Santiago –2,64 gha/per cápita– debido a la escala del estudio y cuatro diferencias principales en la metodología de cálculo (ver León, 2006).

De los tres pilares que conforman la sustentabilidad: equidad social, crecimiento económico y equilibrio ambiental (Gross, 2002; Gallopin, 2003) la huella ecológica se enfoca principalmente en el tercer pilar y someramente en los dos primeros. Poco se puede interpretar de la aproximación de la RMS a una sustentabilidad fuerte o a una sustentabilidad débil, pues el consumo del capital natural no tiene efecto contundente y explícito dentro del procedimiento de cálculo de la huella.

La utilidad de la huella debe reconocerse a nivel pedagógico en el proceso de concientización de dirigentes públicos, profesionales de empresas públicas o privadas, independientes, líderes y comunidades en general que incursionan en el tema de la sustentabilidad. Es una valiosa alternativa para dar a conocer en forma didáctica los efectos del modelo de consumo prevaleciente en una región determinada. Las debilidades descritas a lo largo de la presente sección son plenamente coherentes con las críticas publicadas por distintos autores, sin llegar a descalificar su valiosa utilidad como se expuso ampliamente en el capítulo dos y tales debilidades hacen parte del proceso de desarrollo de dicha metodología. Agudelo (2002) hace su crítica en cuanto a la homogenización de la sociedad analizada, mientras que Jennerette y otros. (2005a) expresan reparos al hecho que varios servicios se pueden proporcionar por la misma área superficial y esto no pueda ser validado dentro del cálculo de la huella. Esto sucede cuando al 'bosque' únicamente se le asigna la función de absorber CO₂, por ejemplo, y no es posible asignarle también funciones dentro de la producción y regulación de agua.

También se identifica esta investigación con el cuestionamiento de Muñiz y Galindo (2005) en cuanto a la dificultad de asignar un área superficial asociada a los recursos que vienen del mar, es decir, el procedimiento de convertir un ambiente tridimensional en bidimensional. Elemento ampliamente discutido en la investigación durante el análisis y aplicación a la explotación minera y al abastecimiento de agua a partir de fuentes subterráneas.

Las críticas de Knaus y otros. (2005) respecto que la metodología de huella ecológica pone demasiado énfasis en la energía, se trató de mitigar en parte durante la presente investigación al combinar el proceso previo de cálculo del AFM que da un enfoque más específico a cada variable y no se orienta únicamente en traducirlo a consumos de energía. Y respecto al uso, en algunos casos inadecuado, de los factores de productividad globales (promedios) en lugar de factores de productividad locales, en el presente estudio se hizo el esfuerzo investigativo exhausto por evitar al máximo el uso de los primeros factores y obtener productividades propias de la RMS, para que la toma de decisiones en relación al desarrollo regional tengan una base local.

Como comentario final, se coincide con Van den Bergh y Verbruggen, 1999; Ayres, 2000; Moffatt, 2000; Ferng, 2002; en Wiedmann y otros. (2005) en que la huella ecológica no es muy útil para quienes elaboran las políticas de una región. La susceptibilidad al cambio de cada variable y su efecto directo sobre el valor numérico (aún sobre los decimales) y las conclusiones que éste mismo valor representa, hacen a este indicador muy débil para defenderlo ante cuestionamientos y argumentaciones técnicas bien justificadas e igualmente válidas a las utilizadas en el proceso de cálculo. Además, la huella no muestra los responsables de las externalidades negativas, ni el origen todas y cada una de éstas para que las medidas correctivas sean tomadas de manera más acertada y efectiva.

V. Mejorando el bienestar regional: el índice de bienestar económico sustentable (IBES) y el indicador de progreso genuino (IPG), 1986–2003

1. Desde el producto hacia el bienestar

El enfoque de la economía neoclásica se concentra en conseguir la maximización del bienestar económico de la población (Linott, 1998). Por lo tanto, cuando se desea evaluar o juzgar el desempeño de la economía, se busca elaborar un indicador que pueda medir las variaciones que afectan el bienestar económico.

El indicador más conocido y ampliamente utilizado en la esfera internacional, corresponde al Producto Interno Bruto (PIB), el cual es empleado en el diseño de políticas monetarias y fiscales de los gobiernos, en la generación de proyectos corporativos de inversión, y comúnmente usado para evaluar estrategias económicas de desarrollo. De acuerdo con este índice, las tendencias o flujos monetarios positivos representan el crecimiento económico, entendido como mayor consumo para la población en su conjunto y, por lo tanto, como mayor bienestar. En la actualidad el crecimiento económico es interpretado como sinónimo de progreso.

Sin embargo, desde los inicios del PIB como indicador de crecimiento en la década de 1930 han surgido críticas importantes, entre las cuales se indican: (i) que no se ocupa del origen de los flujos monetarios que suma, tales como: los costos asociados al aumento de accidentes, enfermedades, contaminación, y en general de una mayor destrucción del medio ambiente, siendo contabilizados positivamente, e incluso contribuyendo al supuesto crecimiento económico; (ii) no da cuenta de la riqueza creada que no es monetaria; (iii) no considera la distribución del ingreso en el valor del PIB/per cápita, entre otras. A pesar de ello en Chile, y los demás países, el PIB es y ha sido en forma indiscutida, el indicador más empleado por responsables políticos para dirigir los destinos de la nación.

En consecuencia, cuando el objetivo de los países es fortalecer el desarrollo sustentable, se requiere tener un indicador de rendimiento que de cuenta no sólo de los sistemas económicos, sino también de los sociales y naturales, que entregue información más realista para su análisis y

el diseño de estrategias y políticas adecuadas. Es en este contexto donde tienen origen el Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES) y el Indicador de Progreso Genuino (IPG), los cuales intentan obtener un acercamiento más comprensivo a la evaluación del progreso económico, que las medidas convencionales como el Producto Interno Bruto (PIB).

2. Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES) e Indicador de Progreso Genuino (IPG)

Las primeras evidencias tendientes a mejorar las deficiencias del PIB, intentaron generar una serie de medidas de bienestar unidimensionales que consideraban el cálculo del bienestar a través de sólo un indicador. Nordhaus and Tobin (1972), innovaron con la inclusión de la evaluación del tiempo libre, pero manteniendo el PIB como indicador de bienestar, mientras Zolotas (1981) incluyó al cálculo la contaminación. Posteriormente, varios investigadores han propuesto alternativas que tratan de separar las variables positivas y negativas de la actividad económica, añadiendo bienes y servicios no transables en el mercado, y ajustándolas por distribución del ingreso. Dentro de éstos se incluyen: el Índice de Bienestar Económico Sustentable (IBES), propuesto por Daly and Cobb (1989), redefinido en el Indicador de Progreso Genuino (IPG) por Cobb y Halstead (1995), y otras adaptaciones como el Índice de Bienestar Neto Sustentable (IBNS) propuesto para Australia, por Lawn and Sanders (1999).

El IBES intenta mejorar los actuales índices de crecimiento, considerando los siguientes componentes: Consumo Privado (CP), que incluye todos los gastos finales incurridos por el consumidor, ajustado por la distribución del ingreso, y a partir de éste se substraen todos los ítems que son considerados Gastos Defensivos, entendidos como: aquellos que aumentan el gasto privado pero no necesariamente el bienestar, tales como los costos asociados con contaminación del aire y del agua; los gastos que se pueden atribuir al aumento de la población; y un porcentaje de los gastos privados en salud y educación. Además se agregan servicios que están fuera del mercado como el trabajo voluntario y de la mujer en el hogar, y un porcentaje de los gastos del gobierno en salud y educación considerados Gastos No Defensivos. Por último, el CP es ajustado por el agotamiento de los recursos naturales, y es sumada la formación de capital neto, que es agregado tomando en cuenta los stocks de capital que debieran ser preservados a través del tiempo para mantener los niveles de consumo actuales (Daly and Cobb, 1989).

El IPG, por su parte, no es más que un cambio generacional del IBES, que sugiere algunas correcciones a este último. Sin embargo, no existe consenso sobre tales correcciones dado a que por una parte, se señala la exclusión de los ítems como los gastos defensivos públicos y privados en salud y educación, y la inclusión de los valores de costos por pérdida de tiempo libre, subempleo y pérdida de bosques; por otra, existen estudios como el cálculo del IPG en Australia, que sí incluye los gastos en salud y educación (Hamilton, 1999), y en otros casos asumiendo cualquiera de las dos denominaciones incluyen o excluyen otras variables que para los investigadores son consideradas necesarias, como lo es el caso de Tailandia, donde el IBES incluyó variables como costos de corrupción y comercio sexual, entre otros (Clarke and Islam, 2005).

Lo anterior, sugiere que las variables que en definitiva son incluidas en uno u otro índice, dependen tanto de la disponibilidad de información, como de las realidades sociopolíticas, económicas y ambientales que se desean analizar, privilegiándose la inclusión de aquellas que son acordes con estos principios. En general, Lawn (2003) resume que el uso de uno u otro de estos índices varía entre los países donde se aplican, siendo los motivos para esta selección la disponibilidad de datos y la preferencia de los investigadores por usar un método de valoración específico. Por lo tanto, es posible señalar que ambos índices coexisten y que en consecuencia se puede encontrar en la literatura científica actual mediciones de ambos.

A partir de la experiencia de los países y regiones o provincias en los cuales se han calculado estos índices (ver capítulo 2), se ha podido dilucidar una tendencia del bienestar económico que muestra una realidad distinta a la presentada a través de índices convencionales. En general, los resultados muestran una marcada diferencia entre las variaciones del PIB y el IBES/IPG, demostrándose en la mayoría de ellos la hipótesis del umbral cuya noción señala que cuando los sistemas macroeconómicos se amplían más allá de un cierto tamaño, las ventajas adicionales de crecimiento son excedidas por los gastos asistentes (Max–Neef, 1995).

Sin embargo, también existen algunas críticas que manifiestan la discusión y propuestas de ajustes sobre varios métodos usados para la valoración del agotamiento de recursos no renovables y el daño ambiental a largo plazo: la valoración del índice de desigualdad de distribución y la ganancia en el gasto de consumo personal; la inclusión de gastos defensivos y gastos de rehabilitación; y la tendencia de deducir el costo acumulativo de agotamiento de ozono y la pérdida de bosque nativo. Lo cual plantea la necesidad que los métodos de valoración sean discutidos, examinados y consensuados, para lograr posicionar estos indicadores en la discusión sobre políticas de desarrollo nacionales o regionales.

En virtud de lo anteriormente expuesto, se hace evidente la importancia de desarrollar investigación en la materia, motivo por el cual se planteó como objetivo de este estudio, valorizar el bienestar económico de la RMS, para ello se decidió emplear el Indicador de Progreso Genuino (IPG), con las modificaciones propuestas por Cobb y Halstead (1995), agregando los servicios y gastos en salud y educación del gobierno, considerándose como un método más actualizado a su predecesor IBES, además, con mayores experiencias a escala regional (ver Solis, 2007). A partir de este indicador, se entrega evidencia empírica respecto a las dificultades de su medición, las adecuaciones necesarias de realizar para ser utilizado, y la validación de su aplicabilidad a escala regional, como un indicador de sustentabilidad en la RMS.

3. IPG: Métodos y Resultados en la RMS (1986 – 2003)

En primer lugar, cabe consignar que para los fines del ajuste del PIB, a través del IPG, se emplearon las cifras macroeconómicas correspondientes al PIB Regional (PIBR) real, vale decir, aquel que utiliza las series de precios constantes (BCCh, 2002a). Ello, con el objeto de obtener un índice real del volumen o cantidad de bienes y servicios producidos en la RMS durante el periodo de análisis. Lo anterior, significa trabajar con cantidades reales de bienes, multiplicados por un conjunto fijo de precios, lo cual se replica para todos los cálculos realizados en la valoración del IPG, deflactados por el Índice de Precios al Consumidor (IPC), asumido en forma deliberada para los fines de este estudio.

En relación a los registros disponibles que integran el Sistema de Cuentas Nacionales (SCN) del Banco Central de Chile, se empleó el año base 1996 calculado a precios medidos en moneda chilena: peso chileno año 1996 (100=1996), que corresponde al sistema más actualizado de cuentas nacionales integrado y a la última base de medición de la economía chilena, reemplazando la base anterior correspondiente al año 1986. El registro considera las cuentas de producción y tablas de insumo–producto por ramas de actividad y un conjunto de cuentas de producción, ingresos y gastos, y acumulación por sectores institucionales (Banco Central, 1996).

Cabe destacar que el empleo de este último año base tiene por objeto incluir, dentro del cálculo del IPG, las mediciones en función del cambio estructural que ha experimentado la economía; además, integrar dos objetivos esenciales y complementarios que tiene la actualización del año base, por una parte ofrecer una ponderación actualizada de la economía chilena para el cálculo y empleo de los indicadores coyunturales, y por otra, servir de base a la elaboración de cuentas anuales hacia el presente, y con retroproyección eventual al pasado. Lo anterior tiene

importancia, por cuanto el sistema de cuentas en año base 1996 comprende el periodo (1996–2005), el cual es inferior al empleado para la determinación del IPG–RMS (1986–2003), por tanto, también se debió emplear la serie anterior que abarca el periodo (1986–1996), 1986 (100=1986). Para ello, fue necesario realizar una retropolación o empalme de los valores en base 1986 a base 1996.

El método de empalme utilizado correspondió al propuesto por el Banco Central (2002b), para series a precios constantes, que emplea la tasa de variación entre los niveles alcanzados por las series en 1986 y 1996, de acuerdo a la antigua y nueva base respectivamente. De esta forma se asegura la comparabilidad conceptual y estadística entre las estimaciones nacionales y regionales correspondientes, para cada sector de actividad y en el total.

Estas referencias constituyen el inicio para el cálculo del IPG–RMS, a partir de las cuales se valoraron cada uno de los ítems siguientes de ajuste al PIBR. Éstos se detallan a continuación, mediante la asignación de letras correlativas que representan el orden en que fueron calculados o estimados. Se indican en cada variable: los datos empleados; los métodos de valorización económica; los supuestos asumidos; y las principales conclusiones del cálculo.

Columna A: Consumo Personal (CP)

El énfasis que la economía ecológica le da al concepto de consumo, entendido convencionalmente como el gasto corriente sobre bienes y servicios, incurrido de manera contable por consumidores y el gobierno en un territorio dado (Kaberger, 1996 citado por Lintott, 1998), tiene sentido por cuanto pretende re–examinarlo, asignándole el valor efectivo que éste tiene en la manifestación del bienestar de la población. Lo anterior se entiende en el escenario disímil que existe entre ‘ambientalistas’ que demandan que el consumo sea asumido en términos absolutos, y la opinión predominante dentro de la economía neoclásica que señala que el consumo está estrechamente relacionado con el bienestar y, por tanto, debería ser maximizado (Lintott, 1998).

En este marco, el IPG como herramienta de la economía ecológica, pretende relevar el concepto de consumo al lugar concreto que le corresponde en la manifestación del bienestar de la población. Para ello, el método comienza con la valorización monetaria total de este ítem, individualizado en el Consumo Personal o Privado (*CP*), el cual corresponde al gasto final de los hogares e instituciones sin fines de lucro.

De acuerdo a la metodología original de Daly y Cobb (1993), no se consideran el Consumo Público para este indicador, argumentando que no hay ningún motivo a priori que refleje que éste debiera ser un aporte al bienestar, más que el Consumo Personal, por lo tanto, sólo aquellos elementos del consumo público que generan bienestar efectivo son considerados de manera positiva en el flujo monetario, siendo descontados aquéllos que representan Gastos Defensivos³⁴ para la población.

Como punto de partida el cálculo de IPG en la RMS (IPG–RMS), requirió la valorización del Gasto del PIB a escala regional (ver fórmula 1). No obstante, un aspecto que lo dificultó fue que éste no ha sido calculado a escala regional, aludiéndose a las dificultades que presentan la valoración del Consumo Privado Regional, pero fundamentalmente la determinación de los flujos de importación y exportación entre regiones, siendo una tarea pendiente en materia de cuentas regionales.³⁵

³⁴ Se entiende por Gastos Defensivos del gobierno, aquellos que perteneciendo al ítem de consumo en la valorización del Gasto del PIB, no son un aporte al bienestar de la población, por lo cual son descontados del ítem de Consumo en el IPG.

³⁵ Antonio Escandón, Banco Central de Chile, comunicación personal.

$$PIB = CP + GP + IB + EN (1)$$

CP = Consumo privado GP = Gasto público IB = Inversión privada bruta
 EN = Exportaciones netas

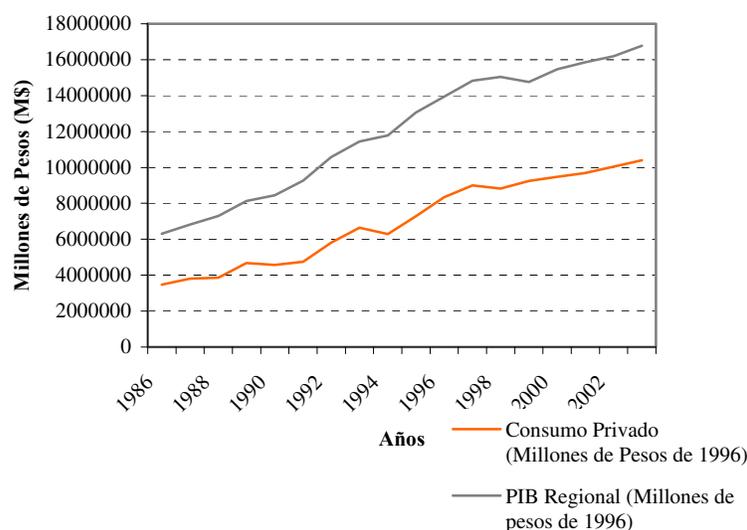
Sin perjuicio de lo anterior, esto no fue estrictamente limitante, siendo posible la obtención del CP-RMS a través del empleo de fuentes de información oficial que contabilizan algunos de los componentes del gasto del PIB, como es la Matriz Insumo – Producto Regional y Nacional (Frigolett, 2006; Banco Central, 1996). Este instrumento tiene la ventaja de ser una representación sinóptica de las relaciones y flujos macroeconómicos regionales. Ellas posibilitan caracterizar la oferta y demanda totales de bienes y servicios por parte de los agentes productivos regionales, además de proveer una completa caracterización de las estructuras productivas y de consumo de cada región del país.

Lo anterior fue contrastado con el estudio de MIDEPLAN (2005b) que obtiene una aproximación de la Participación del Excedente Bruto en el Valor Agregado Marginal, que incluye una estimación del Consumo Personal Regional CPR. En este marco, se obtuvo que el valor del CPR del año 1996, al igual que a nivel nacional, represente alrededor de dos tercios del gasto total de la economía correspondiente. Éste fue proyectado al resto del período de análisis, utilizando la tasa de variación del PIBR.

Si bien fue necesario estimar CPR, los resultados obtenidos se acercan a la tesis de Riffo y otros. (2006), por cuanto, la economía regional metropolitana es la que presenta el menor grado de diferencia en su estructura productiva respecto a la estructura productiva nacional. En otras palabras, es la región que tiene un mayor grado de similitud en relación a la estructura sectorial con la estructura sectorial del país.

FIGURA 5.1
VARIACIÓN ANUAL DEL PIB Y CP EN LA RMS

Tendencias del PIB v/s CP en la Región Metropolitana



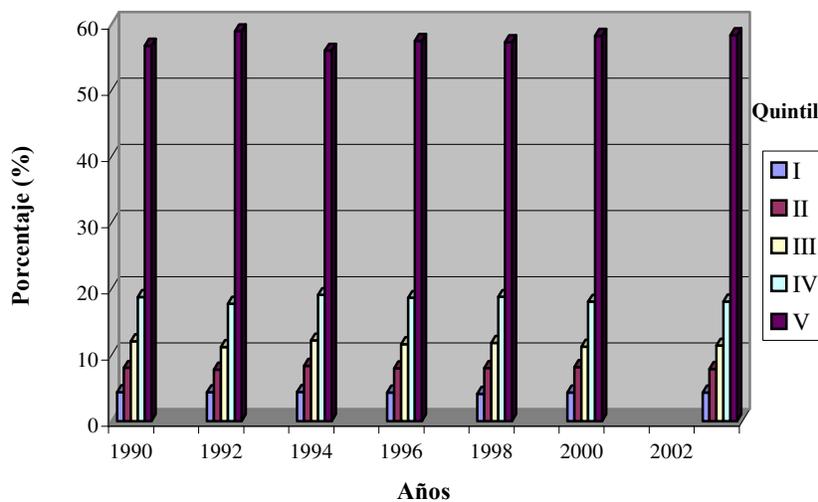
Fuente: Banco Central (2006); Riffo y otros. (2006).

Columna B: Índice de Distribución del Ingreso

De acuerdo con Daly y Cobb (1993), la incorporación del componente distributivo en el cálculo del IPG tiene por objeto que el **tema** de la equidad distributiva no se tome como un problema separado de la magnitud del bienestar económico, como ha sido considerado por la economía convencional. Para la RMS la importancia de su inclusión radica en la necesidad de contra-argumentar, tal como lo señala Schatan (2006: 4) la tesis de que, “para que haya un verdadero progreso, se necesita un cierto grado de concentración de los ingresos y la riqueza, ya que son los ricos quienes ahorran e invierten – mecanismo básico para el crecimiento – mientras que los pobres solamente consumen, luego, al cabo de algún tiempo, ese crecimiento ayudará a salir de la pobreza a los grupos afectados”.

En efecto, este principio que hoy en día es la base para la toma de decisiones requiere ser al menos discutida. En este marco, el cálculo del IPG–RMS pretende contribuir al debate sobre el ‘crecimiento económico con equidad’, más aún cuando se evidencia las actuales condiciones de vida de buena parte de la población, dentro del contexto de mayor crecimiento económico y competitividad de la RMS. En la Figura 5.2 se representa la distribución del ingreso para la parte final del período de análisis del estudio. En ella se evidencia la disparidad entre ricos y pobres en la RMS, según los registros de MIDEPLAN (2006a).

FIGURA 5.2
DISTRIBUCIÓN DEL INGRESO EN LA RMS
(*Quintil del ingreso autónomo*)



Fuente: MIDEPLAN (2006a)

Para reflejar la importancia de la distribución de ingreso en el caso de estudio, se empleó el coeficiente de Gini considerado uno de los principales instrumentos para medir desigualdad. Este índice calcula el área entre la real distribución del ingreso y la línea que representa una distribución equitativa. Da valores entre 0 y 1, siendo el cero el que representa una distribución igualitaria.

Si bien para la RMS fue posible el cálculo de este índice en base a datos oficiales, cabe consignar que, de acuerdo a lo señalado por Bravo y Contreras (1999), cálculos de distribución del ingreso que examinan horizontes de largo plazo no debieran considerar fuentes de información que no comprendan el período total de análisis, más aún cuando el año base, a partir del cual se desea comparar la desigualdad, no corresponde al período en el cual se dispone de información. De esta forma, se evita llegar a conclusiones como las señaladas por muchos estudios que aseguran que la distribución del ingreso se ha mantenido estable en los últimos 40 años.

Asumiendo esta reflexión para el caso de estudio, se emplearon dos fuentes de información que barrieron el período completo de análisis. Por una parte, para el período (1986–1996), se empleó la Encuesta de Ocupación y Desocupación de la Universidad de Chile, considerando que la Encuesta CASEN comenzó a tomarse sólo en 1987. A partir del año 1996, se empleó la proyección realizada por MIDEPLAN (2000), basada en la Encuesta CASEN para el período (1997–2003). En ambos casos se consideró la distribución del ingreso por quintiles.

Es pertinente aclarar que las cifras aquí empleadas consideran ingresos monetarios y no incluyen los subsidios a las clases más pobres, ni los impuestos al ingreso, por lo cual, se pudiera esperar una sobreestimación o subestimación de la desigualdad (Wodon y otros., 2001). Por tanto se requiere de precisiones en este aspecto, emanadas de las fuentes de información a emplear. Por ahora se empleó la información que se encontraba disponible, (véase Tabla 5.7 al final del capítulo).

Columna C: Ajuste Consumo Personal por Distribución del Ingreso

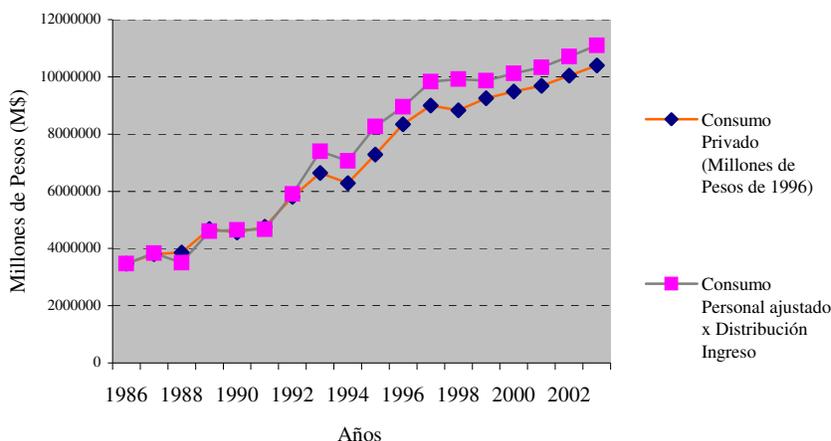
En este ítem, el Consumo Privado fue ajustado por la distribución del ingreso, para lo cual se dividió el coeficiente de Gini indexado al año 1986, multiplicado por 100. La razón de dividir es que números mayores en la columna B indican mayor desigualdad.

La Columna C es el punto a partir del cual los factores restantes en el IPG son o sumados o restados. Es importante destacar que, de acuerdo con otros estudios que han calculado el índice de distribución del ingreso en la RMS, el horizonte de análisis de este estudio comienza en un período *PIC*, de máxima desigualdad en los últimos 20 años, sucediéndose a continuación del año 1987 por un período de disminución constante de la desigualdad del ingreso, hasta el año 1996, donde comienza nuevamente un leve aumento de la desigualdad. Dicha situación resulta en un ajuste del Consumo Personal RMS positivo, lo cual significa que desde el año 1986 la desigualdad del ingreso es siempre menor. No obstante, conviene advertir que un horizonte de análisis mayor al de este estudio, mostraría que en décadas anteriores la desigualdad del ingreso era considerablemente menor a las que se evidencian en el período de análisis, siendo de cualquier forma elevada para los estándares internacionales (Bravo y Contreras, 1999; Contreras y otros., 2001).

Si bien esta situación revela una inconsistencia respecto a la realidad de la distribución del ingreso en la RMS, se consideró adecuado reflejar el contexto del análisis para el horizonte estudiado en forma fidedigna, eliminando posibilidades de otros ajustes (ver figura 5.3).

FIGURA 5.3
AJUSTE DE LA DISTRIBUCIÓN DEL INGRESO

Tendencias del CP v/s CP Ajustado por la Distribución del Ingreso en la
Región Metropolitana



Fuente: MIDEPLAN (2000); Banco Central (2006).

Columna D: Valor del Trabajo en el Hogar

Sin duda, una de las demandas más consideradas en la esfera internacional, especialmente en las problemáticas sociales, tienen que ver con la necesidad de disponer de información sobre el valor del trabajo doméstico no remunerado que realizan generalmente las mujeres, sin el justo reconocimiento social. En Chile, a pesar de que el tema de género ha adquirido relevancia en los últimos años, el valor del trabajo en el hogar aún no se ha considerado, sin embargo, el hecho de haber sido tema de debate político y público en la última campaña presidencial, indica que al menos existe una preocupación a nivel nacional por que éste sea valorado.

Para los fines de la presente investigación se estima fundamental incluir esta variable, toda vez que Castañeda (1999) la señalara con un 80% del total de los valores positivos que contribuyen al bienestar en Chile en el periodo 1965–1995. Por lo tanto, es un buen elemento de comparación a escala regional, y en especial con la RMS por su representatividad con la realidad nacional.

Si bien en Chile no existen cuentas satélites que consideren el valor del trabajo en el hogar a nivel nacional y menos a escala regional, existe suficiente información posible de ser empleada para obtener una estimación certera de lo que significa este ítem en el valor del bienestar económico de la población en la RMS.

Hay tres métodos principales para el cálculo de esta variable: (i) poner precio por los servicios del trabajo doméstico, o por el trabajo (ingreso); (ii) por el costo de oportunidad; (iii) por precios de mercado (Stockhammer, 1997). En general, se ha empleado el salario de la mujer por fuerza de trabajo (Castañeda, 1999) y el salario por género, por hora de labores domésticas, en Anielski and Rowe (1999), Hamilton (1999), Constanza y otros. (2004) y Jackson and Stymne (1996). En el caso de estudio, se escogió como método de valoración el costo de oportunidad que significa para la mujer ‘quedarse en el hogar’ realizando los quehaceres domésticos. Para ello se asumió que son ellas quienes desempeñan generalmente estas labores.

Los datos empleados para estos fines correspondieron a las cifras que representan la condición de actividad de la población mayor de 15 años o Población Económicamente Activa (PEA), en específico la relativa a ‘mujeres inactivas’ de la RMS, de acuerdo a los datos registrados por el Servicio Nacional de la Mujer (SERNAM, 2006) en base a registros laborales del INE. De esta cifra, se encontró que un 52,1% de las mujeres que se quedan en casa se dedican a realizar labores del hogar y a cuidar sus hijos, por no tener con quien dejarlos (MIDEPLAN, 2002).

Para calcular el costo de oportunidad, se emplearon las cifras anuales de Remuneraciones Mínimas pagadas a Trabajadores por Clase en base a registros del INE y la Superintendencia de Seguridad Social (2006), asumiéndose el supuesto de que éste corresponde al salario mínimo al que podrían acceder las dueñas de casa, trabajando fuera del hogar (ver tabla 5.1).

A partir de los datos presentados, se entiende que los resultados corresponden a una aproximación del valor real, debido a que, por una parte, se asume que las mujeres que se desempeñan en labores hogareñas no podrían obtener más ingreso que el salario mínimo, y por otra, aunque la ley lo exija existe un número importante de personas que reciben menos que el salario mínimo. En caso que se decidiera emplear el IPG como índice de bienestar económico sustentable, la medición de este ítem requerirá considerar estos aspectos en la medición, disminuyendo el sesgo aquí presentado

TABLA 5.1
NÚMERO DE MUJERES DEDICADAS A LABORES DEL HOGAR,
E INGRESO MÍNIMO MENSUAL

Año	Población dedicada al Trabajo Doméstico (Miles de mujeres)	Ingreso Mínimo Nominal
		(\$ Pesos)
1986	568	9 279
1987	576	11 430
1988	576	14 080
1989	579	18 000
1990	624	26 000
1991	657	33 000
1992	651	38 600
1993	684	46 000
1994	638	52 150
1995	660	58 900
1996	666	65 500
1997	670	71 400
1998	669	80 500
1999	671	90 500
2000	692	100 000
2001	724	105 500
2002	751	111 200
2003	751	115 648

Fuente: INE (2006c).

De acuerdo a los cálculos de esta variable, se obtuvo un crecimiento de M\$627.089, entre los años 1986 y 2003, el cual se atribuye al crecimiento poblacional y con ello un mayor número de mujeres dedicadas a labores del hogar, además del aumento progresivo del salario mínimo.

Columna E: Valor del Trabajo Voluntario

Siguiendo la lógica del cálculo anterior, se procedió a calcular el valor del trabajo voluntario no remunerado en la RMS. Si bien este ítem no fue considerado en los orígenes del IBES-IPG, comenzó a ser incluido en todas las últimas mediciones en distintos regiones y países que han calculado el IPG (por ejemplo, Costanza, y otros., 2004; Anielski and Rowe, 1999).

De acuerdo con informes de desarrollo elaborados para América Latina, gran parte de un importante trabajo realizado en toda la región corresponde a trabajo voluntario no remunerado, destacándose entre otros, varias ONG's, iglesias, clubes deportivos, los cuales tienen un incalculable valor, principalmente en países subdesarrollados. En el caso de Chile, se agrega la importante labor de Bomberos de Chile.

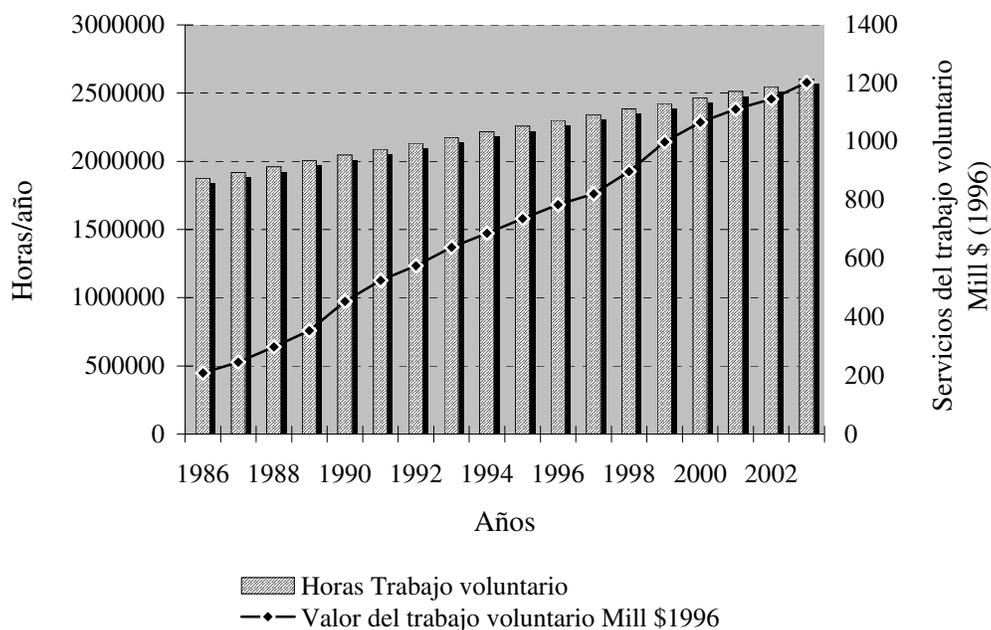
Todos estos trabajos voluntarios, en general, se refieren a un trabajo realizado por una red nacional, regional o local informal, en forma 'invisible' para la economía de mercado, pero de la cual la sociedad es altamente dependiente. En este sentido, no cabe duda el aporte que representan dichas labores en beneficio del bienestar de la población, pero que es omitido en el PIB.

En la RMS se estima que alrededor de un 25 a 35% de la población económicamente activa se dedica a realizar trabajo voluntario, con un total de 10,2 horas como promedio de dedicación a la semana (Alcalá Consultores, 2002). Estos antecedentes fueron claves al momento de estimar el valor anual por este concepto.

Cabe consignar que la inclusión de esta variable comienza a partir de la redefinición del IBES al IPG por Cobb y Halstead (1995). Por lo tanto, sólo se ha medido en las estimaciones de este último. Medido a través de las horas de trabajo voluntario por la tasa promedio de remuneraciones por hora (Anielski and Rowe, 1999; Hamilton, 1999; Costanza y otros., 2004).

Para obtener el valor del trabajo voluntario en la RMS, en primer lugar se obtuvo el número total de personas que se dedica a estas labores. Se emplearon como base los resultados de la Encuesta Mundial de Valores realizadas en Chile en los años 1990 y 2000 (citado por Zulueta, 2003). En este estudio se indica que la evolución del voluntariado en la RMS entre 1990 y 2000 varió de un 28% a un 34% de la PEA, respectivamente. A partir de estos datos, se hizo una extrapolación anual basada en la PEA de la RMS según estadísticas del INE. El valor monetario del trabajo voluntario se estimó considerando las cifras anuales de Remuneraciones Mínimas pagadas a Trabajadores por Clase, en base a registros del INE y la Superintendencia de Seguridad Social (2006).

FIGURA 5.4
TRABAJO VOLUNTARIO EN LA RMS



Fuente: Elaboración propia, basado en Encuestas MORE 1991 – 2001

Como resultado, se aprecia un aumento significativo del valor del trabajo voluntario durante el período de análisis, lo cual se fundamenta en el aumento de horas de voluntariado, así como en el aumento de los valores de remuneraciones considerados en el análisis.

En relación con el cálculo de este ítem, se debe considerar que existe escasa información respecto a la cantidad efectiva de trabajo voluntario en la RMS, no obstante, el reconocimiento del significativo aporte al bienestar social del país. Muestra de ello es que los registros y bases de datos según las encuestas referidas a la fuerza de trabajo no se ocupan de este segmento de la población, más que cuantificar el número de desocupados e inactivos, lo que refleja la omisión y falta de reconocimiento de este componente en la economía y en el bienestar social.

Columna F: Servicio de Bienes Durables

El consumo de bienes durables significa, sin duda, un aporte al bienestar de la población. Sin embargo, el valor por sí sólo no es una medida real del valor que los consumidores reciben de estos bienes, por lo cual es pertinente tener en cuenta el tiempo efectivo que éstos duran proporcionando su servicio, y si cumplen las expectativas de su vida útil. Lo anterior pretende dar cuenta del sesgo en que se incurre cuando reparaciones o nuevas compras son consideradas como aportes positivos en el PIB, sin contribuir al bienestar.

En este marco, el IPG considera los servicios de los bienes durables como beneficio y su precio de compra inicial como un costo. Los servicios anuales de los bienes de consumo durables incluyen una tasa de depreciación y un costo de oportunidad de capital, atribuido a la tasa de interés del bien. De esta forma se considera la proporción de su servicio cada año y lo que el comprador del producto podría haber recibido poniendo el dinero a la tasa de interés en el banco.

Dado que el Consumo de Bienes Durables es parte del ítem de CP, el cual no ha sido valorado a escala regional, se debieron estimar las cifras anuales correspondientes. Para ello, se consideraron las correspondencias que expresa la Matriz Insumo–Producto, entre el consumo a escala nacional y regional, para calcular el consumo de durables haciendo la correlación con las cifras a escala nacional, ajustado por la tasa de variación del PIBR (Frigolett, 2006; Banco Central 1996, 2005).

Como medida de verificación se contrastaron los resultados con la información de la V Encuesta de Presupuestos Familiares, la cual presenta la estructura del gasto del consumo de una muestra de los hogares del Gran Santiago. Por tanto, se estima que los resultados son representativos de la tendencia en el consumo de bienes durables en la RMS, para el horizonte examinado.

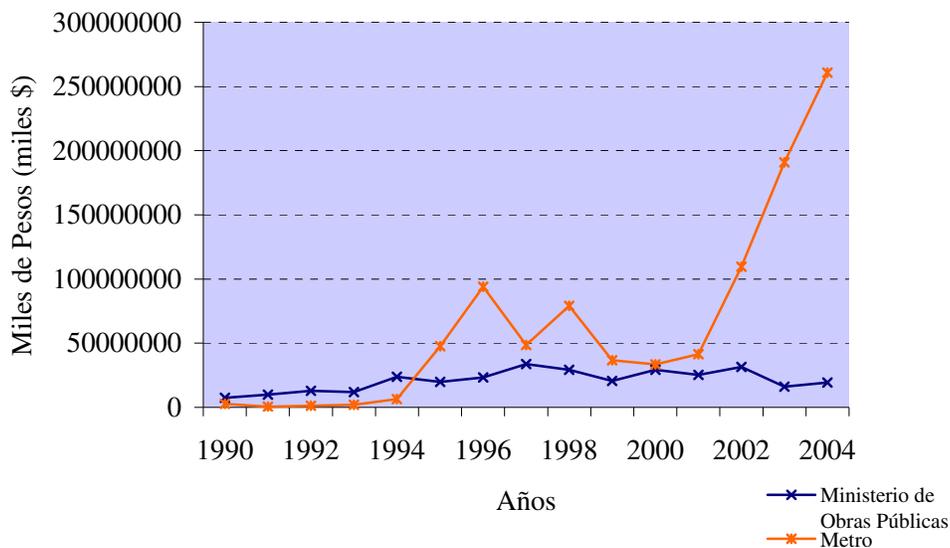
A partir de estas cifras se calcularon los servicios que proporcionan estos bienes, para lo cual se asumió una tasa de depreciación del 15% y una tasa de interés media del 7,5%, por lo cual el valor de los servicios de bienes durables fue estimado en un 22,5 % del valor de reserva neta al final de cada año, de acuerdo a lo propuesto por Cobb and Cobb (1994). Por último, cabe consignar que, como el CP incluye el gasto en este tipo de bienes (medido por su valor en el momento de la compra), es necesario sustraerlo posteriormente (la columna M), para evitar doble contabilidad. Los servicios ganados por este concepto, el año 1996, ascienden a M\$162.507 (véase Tabla 5.7, al final del capítulo).

Columna G: Servicio de Calles y Carreteras

La inclusión de los gastos del gobierno en la medida del bienestar económico no se considera, dado que, si bien algunas actividades de gobierno como los sistemas de tránsito, alcantarillado, derechos de agua, etc. proporcionan servicios para los usuarios, éstos se incluyen en el consumo personal en las cuentas de renta locales, por tanto ya son incluidos en la columna A. Sin embargo, existen otros servicios, que en el caso del Gobierno Regional, si bien no son incluidos en el CP, tienen un impacto positivo sobre el bienestar de la población.

En el caso de estudio se consideró como aporte ofrecido por el Estado al bienestar de la población metropolitana, el empleo de calles y carreteras, tanto en el área urbana como rural. Los valores fueron extraídos del Sistema de Información Regional (SIR) de MIDEPLAN (2006b), concentrándose en este caso en los registros de inversión sectorial de Obras Públicas y Transportes. Estos aspectos se refieren a inversiones en vialidad inter – urbana, autopistas urbanas y el metro de Santiago.

FIGURA 5.5
INVERSIÓN SECTORIAL CALLES Y CARRETERAS



Fuente: Elaboración propia, basado en MIDEPLAN (2006b)

De acuerdo a la figura 5.5, las inversiones respecto a las obras públicas han mantenido una tendencia relativamente constante, con un punto de inflexión desde el año 1994. En relación a la inversión en el Metro de Santiago, se presenta una mayor incidencia a partir de la última década, reflejándose ello en las nuevas líneas integradas a la red de metro.

En este escenario, de acuerdo con Anielski and Rowe (1999), se asumió que el valor anual de servicios de calles y carreteras corresponde al 7,5% del valor de stock neto, basado en la lógica de que alrededor de un 10% del stock neto es el valor anual estimado de todos los servicios de calles y carreteras, asignándose un 2,5% de depreciación y un 7,5% de tasas de intereses medias. Para ello se asume que un 25% de todos los viajes en vehículo corresponden a los desplazamientos diarios a los lugares de trabajo (Gasto Defensivo), y que un 75% correspondería a los beneficios netos. De esta forma el IPG asume que el valor del servicio neto de calles y carreteras es de un 75% del 1%, o el 7,5% del stock neto.

Si bien el caso de estudio se basó en estimaciones sobre el aporte en servicios de calles y carreteras, lo ideal sería contar con estudios propios que definan la proporción del stock neto de estos servicios que contribuyen efectivamente al bienestar de la población en la RMS. También se deberían agregar los servicios que ofrecen otras inversiones del Estado como el Metro de Santiago para los capitalinos, y a futuro quizás considerar el aporte en bienestar del Sistema Integrado de Transporte Urbano – TranSantiago.

Columna H: Servicio de Salud y Educación

Si bien los autores originales del IPG/IBES concluyen que la inversión gubernamental no ofrece un aporte efectivo al bienestar, dada su naturaleza defensiva (Daly y Cobb, 1993), ellos asumen que, además de los servicios de calles y carreteras, el Estado provee otras prestaciones, que para el caso de este estudio fueron consideradas. Se trata del gasto en salud y educación, del cual se asumió que al menos una porción del mismo contribuye al bienestar de la población que habita la RMS.

Sin perjuicio de lo anterior, son legítimas algunas aprehensiones sobre la baja correlación entre el crecimiento de los programas gubernamentales y la ganancia en bienestar neto, más aún cuando la evidencia a nivel nacional ha demostrado que existe un real descontento de la población por los sistemas de salud y educación, expresado en casos como los paros a la salud y la última gran movilización de los estudiantes secundarios, la denominada “revolución de los pingüinos”³⁶. Por otra parte, existen algunos datos que en el caso de la educación desacreditan su real contribución a la productividad. Incluso, se le desconoce como aporte al consumo, reconociéndose como mayoritariamente defensiva (Daly y Cobb, 1993).

En este escenario, para el cálculo de los servicios de educación para la RMS se consideró lo señalado por Zolotas (1981, citado por Daly y Cobb 1993:394), quien concluyó que la mitad de la educación superior corresponde a consumo efectivo, “en el sentido de que se busca por sí misma en lugar de servir a otro propósito”. Por lo tanto, se consideró que un 50% de los recursos destinados a Educación Superior corresponden a un servicio. Estos recursos corresponden a: aportes fiscales para la educación superior, itemizados en educación, CONICYT, fortalecimiento de la formación de docentes, y donaciones realizadas anualmente como aporte fiscal. Esta información fue obtenida de los registros del compendio estadístico del Ministerio de Educación (MINEDUC, 2006).

En el caso de los gastos públicos en salud, se consideró que un 50% de los gastos en salud incrementan el bienestar, el resto se asumieron como gastos defensivos, necesarios para compensar los daños ambientales y perjuicios sociales que tienen consecuencias para la salud de la población (Daly y Cobb, 1993). La información se obtuvo de los registros de MIDEPLAN (2006b), referidos al sistema nacional de inversión, el cual cuenta con datos anuales desde el año 1990.

Para ambos casos, se encontró información sistematizada tanto de MIDEPLAN como de MINEDUC, a partir del año 1990. En consecuencia, se debieron analizar las tendencias de inversión en educación y salud, con el objeto de proyectar, mediante la tasa de variación promedio correspondiente, los montos de inversión hasta el año 1986.

Un elemento a ser discutido es el empleo del estudio de Zolotas (1981), como referencia para este caso. Dado que, por una parte, corresponde a una investigación realizada en un país distinto a la realidad nacional y de la RMS en particular, y por otra, de haberse realizado en una época muy distinta a la actual. En este sentido, quizás sería necesario focalizar un estudio específico que de respuesta a la misma interrogante que se hiciera Zolotas hace más de dos décadas. Por ahora, es la información disponible y la única posible de ser empleada.

Lo anterior manifiesta de alguna forma, cómo se ignora la tesis de que no toda la inversión en educación o en salud refleja necesariamente una contribución al bienestar. Por lo que, mientras no se tenga conciencia de ello, los economistas clásicos, que son los que mayoritariamente generan la información, no encontrarán necesario incluir tales elementos.

Columna I: Costo de Delincuencia

Sin duda uno de los mayores problemas que enfrenta la población de manera creciente en Chile, es la delincuencia. En efecto, es en la ciudad de Santiago donde se registran los mayores índices de delincuencia, creando un clima de angustia en la ciudadanía (Fundación Paz Ciudadana, 2004; Dammert, 2004).

³⁶ Entre abril y junio de 2006, se produjo la mayor movilización de estudiantes secundarios conocida en la historia de Chile, quienes enfrentaron al gobierno por la mala calidad de la educación. La denominación informal de este acontecimiento fue conocida como la revolución de los pingüinos, debido al tradicional uniforme utilizado por los estudiantes. Se estima que más de 100 mil estudiantes de más de 100 colegios del país se movilizaron el 26 de mayo, antes del paro nacional de estudiantes realizado el 30 de mayo, el que habría tenido una adhesión de más de 600 mil escolares.

El presente ítem no fue incluido en el índice original, siendo considerado a partir de la redefinición por IPG. La idea que hay tras la inclusión de esta variable es considerar los costos directos (daños por delincuencia) e indirectos (gasto en defensa para prevenir y evitar la delincuencia), midiéndose inicialmente los costos por crímenes en estudios de Redefining Progress (2004) y Costanza y otros. (2004). A lo anterior, Hamilton (1999) agrega la noción que los gastos por crimen son: la pérdida de la propiedad; gastos médicos; dolor y sufrimiento; sentimientos de inseguridad; imposibilidad de realizar actividades por el miedo de la exposición a delitos; y recursos considerados para la defensa de las personas y la propiedad (cerraduras, alarmas y guardias de seguridad).

Para el caso de la RMS se utilizaron los estudios desarrollados por Silva (2000), en relación a los costos de la delincuencia en U.F. (Unidad de Fomento), que incluyen los delitos de homicidio, robos y hurtos. Otros delitos como violaciones y lesiones graves y menos graves no fueron incluidos, dado a que estos ya fueron descontados en la columna N, de salud y educación. Los datos anuales fueron ajustados de acuerdo al valor del peso por una U.F. Por otra parte, se incluyó el estudio de Guzmán y García (2003) quienes estimaron el costo anual incurrido por la población en medidas preventivas y defensivas contra la delincuencia, las cuales también deben ser descontadas del consumo personal, puesto que no contribuyen al bienestar de la población. Por último, en lo referido a las estadísticas de casos registrados anualmente por estos delitos, la información fue obtenida de los registros del INE–Policía de Investigaciones (2000), en el caso del número de homicidios, robos y hurtos hasta el año 2000. Para los años posteriores al 2000, se utilizaron los registros del Balance Anual de la delincuencia en Chile de la Fundación Paz Ciudadana (2004). Con esta información, se construyó la función que determinó el valor anual por concepto de delincuencia en la RMS:

$$\text{Costo Delincuencia} = (Hp * Hn) + (Ryhp * Ryhn) + (Sp) \quad (2)$$

Donde: Hp = Costo por Homicidio

Hn = N° de Homicidios

$Ryhp$ = Costo por Robos y Hurtos

$Ryhn$ = N°. de Robos y Hurtos

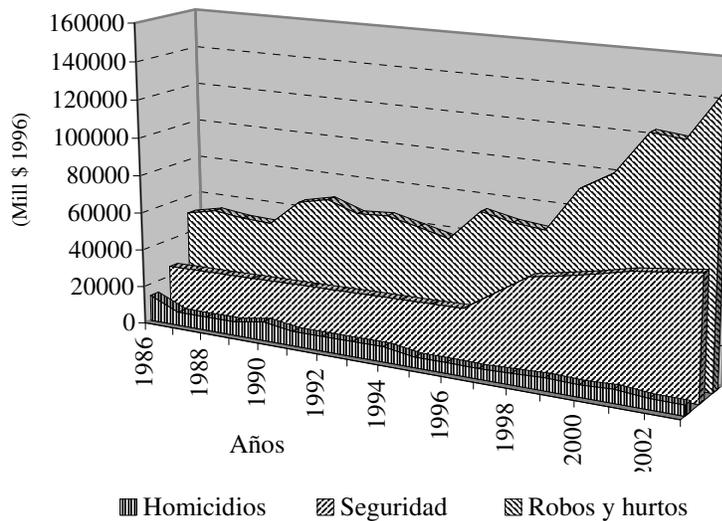
Sp = Costo en Seguridad

De acuerdo con el estudio de Silva (2000), el valor que aquí se ha denominado Sp , incluye las pérdidas anuales de productividad por personas muertas que dejan de trabajar; $Ryhp$, considera el valor monetario de los objetos perdidos en robos y hurtos; y en Sp , el costo de seguridad, considera la inversión anual que los privados de la RMS realizan para protegerse contra la delincuencia, considerando tres ítems: alarmas y monitoreo; transporte de valores; y guardias y vigilancias.

Cabe destacar que en la búsqueda de información referida a los costos incurridos por concepto de delincuencia, se encontraron una serie de estudios que abordan el tema tanto en Chile como en Santiago, y sin duda seguirán desarrollándose otros. No obstante, es importante señalar que de todos ellos fue necesario discriminar, de acuerdo al método empleado para la valorización. Esta situación revela la dificultad que significó valorar esta columna, a causa de la gran diversidad de estudios que asignan valores distintos a un mismo delito, producto de las variables consideradas en cada caso y los métodos de valorización implicados. A ello se suma la carencia de estudios gubernamentales que incluyan los costos económicos en esta materia, siendo la mayoría informes de tipo descriptivo o cualitativo.

Lo anterior, deja de manifiesto la necesidad de generar métodos de consenso para desarrollar estudios económicos sobre este tema, que incluyan todos los costos involucrados tanto físicos, como sociales y psicológicos, contribuyendo así a dar cuenta de una realidad comprendida hasta ahora sólo a través de estadísticas, pero no desde el punto de vista de las pérdidas económicas anuales y su influencia en el bienestar de la población de la RMS.

FIGURA 5.6
COSTOS DE DELINCUENCIA – RMS



Fuente: Elaboración propia, basado en Silva (2000); INE (2000); Guzmán y García (2003); Fundación Paz Ciudadana (2004)

Los resultados que se presentan en la Figura 5.6 muestran que en la última década ha habido un aumento continuo de los casos de robos y hurtos, lo cual ha generado mayor inversión en elementos de seguridad tanto de empresas como de la ciudadanía, llegándose el año 2003 a valores por sobre los \$145.000 millones de pesos por concepto de robos y hurtos y de \$65.000 millones aproximadamente en seguridad. En el caso de los homicidios, la figura representa una tendencia leve a la baja desde el año 1986 a 1994, año a partir del cual se mantiene relativamente constante, involucrando costos menores a \$10.000 millones anuales. Las altas cifras obtenidas en este ítem ratifican la importancia de que esta variable sea considerada en las cuentas nacionales, a fin de incidir en el desarrollo eficiente de políticas públicas, encaminadas a disminuir las cifras de delincuencia y con ello mejorar la calidad de vida de la sociedad.

Columna J: Costo de Divorcios

Según lo planteado por Anielski and Rowe (1999), a pesar del rol fundamental que la familia cumple en la sociedad, su inclusión en las cuentas nacionales tiene una visión netamente mercantilista, por cuanto sólo se considera su aporte en las cifras de consumo, omitiéndose el papel tradicional y las funciones que, desarrollándose al interior de los hogares, tiene repercusiones básicas para el desarrollo de la sociedad. Sobre todo en la condición de las sociedades modernas, donde altos niveles de consumo son parte de la cotidianidad, y un elemento de salida frente a la falta de tiempo para dedicarse a la familia, para almorzar en casa y para el cuidado de los niños, implicando cuentas en restaurantes, contratación de ‘nanas’ y la compra de televisores y videojuegos para los hijos, lo cual es igualmente considerado de manera positiva en el PIB, sin considerarse si ello aporta al bienestar y calidad de vida de la sociedad.

En este marco, el espíritu del IPG es hacer frente a esta problemática y darle el valor genuino dentro de los flujos monetarios de la economía. Para ello, considera el costo de divorcio de las parejas como el elemento indicador de quiebre familiar y de los servicios que la institución de la familia entrega a la sociedad. Lo ideal para este cálculo sería usar valores económicos y

gastos en ‘servicios’ y ‘funciones’ de la familia, considerándose para ello la pérdida o agotamiento del valor del capital social, de manera similar a como se estima la depreciación y agotamiento de los recursos naturales. Los estudios desarrollados en Estados Unidos, a escala nacional y regional, consideran los siguientes elementos: i) el divorcio y sus efectos en niños; ii) la cantidad de tiempo que las familias gastan mirando televisión. En ambos casos se asume que los resultados son imperfectos, pero que subestiman el valor real del costo que tiene para la nación la pérdida de capital social.

Para el caso de la RMS, la carencia de datos referidos al tema y la imposibilidad de cuantificar los costos sociales del quiebre familiar y el número de horas que las familias dedican a ver televisión, en el marco del desarrollo de este estudio, exigió buscar otro método de valorización, asumiéndose que el resultado distará considerablemente del valor representativo de la realidad al que se desea llegar. Entonces, considerándose que el cálculo del PIB incluye los gastos del divorcio, como lo es el pago a abogados dentro de los flujos positivos, se consideró oportuno que para el caso del IPG, este valor debería ser descontado de las cifras de consumo.

Las cifras empleadas correspondieron al número de nulidades ³⁷ ocurridas al año, a nivel nacional. Éstas fueron obtenidas de los Anuarios de Justicia del INE (2006d). En lo referido a los costos en abogados incurridos en el proceso de nulidad, se consideró un valor de mercado promedio, de acuerdo a cotizaciones de abogados expertos en materia de nulidades y divorcios. Este valor alcanzó un costo promedio por cada caso, de \$73.750 en el año 1996.

Como se señaló anteriormente, los resultados obtenidos en esta columna no rescatan la esencia del IPG, por cuanto no se atiende el concepto integral de pérdida de las funciones de la familia, sino que sólo se descuenta uno de los elementos del consumo que contribuyen al quiebre familiar. Prueba de ello son los valores finales expresados en el resultado, los cuales muestran cifras marginales – en promedio \$168 millones al año – respecto al resto de variables sociales que influyen en el bienestar económico de la población regional.

Dada la complejidad del cálculo de este ítem, se estima que será difícil contar a corto plazo con valorizaciones de este tipo, debido a la dificultad que significa trabajar sobre temas valóricos y de tanto impacto en la sociedad, más aún cuando el objetivo es asignarle un valor de mercado. Por lo tanto, asumiendo la relevancia que este ítem debiera tener en el resultado final del IPG, se hace necesario llegar a un consenso internacional respecto al método a aplicar en todas las distintas realidades sociales, asumiendo igual número de variables, y asignándole peso según cada caso.

Columna K: Costo del Ocio

El PIB no considera el valor que significa el aumento o disminución de la calidad del tiempo libre en la realidad económica, debido a que éste no puede ser comercializado en el mercado. Sin embargo parece ser cierta la tesis de Zolotas, señalando que a pesar de que originalmente el crecimiento económico y el aumento de la productividad (PIB) acortarían el tiempo dedicado al trabajo en el futuro, optándose a mayor tiempo libre, lo cierto es que en medidas preliminares de tiempo, esto no se ha materializado. La razón que Zolotas (1981:94) sugiere, es que: “el crecimiento en producto físico, entendido de la manera en que lo aborda la economía moderna, es una fuente de presión constante, que exige a las personas trabajar más para poder comprar la corriente interminable de nuevos bienes producidos por el sistema”.

En razón de lo anterior, parece adecuado hacer notar la manera en que el PIB crea la ilusión de que las cifras positivas de crecimiento hacen una nación o región más fructífera y mejor, cuando la realidad es que para ello las personas deben trabajar más, para producir más,

³⁷ Cabe consignar que dado que la Ley de Divorcio es incipiente, por lo que no existen datos sobre divorcios.

consumir más, lo que al mismo tiempo significa pagar más interés y endeudarse para muchos. En consecuencia, una medida más exacta de progreso genuino y de bienestar debe considerar la compensación por pérdida de ocio, debido a mayores rendimientos de la economía. O dicho de otra forma, darle valor de mercado al beneficio que significa para la economía no incluir el valor del tiempo libre.

La discusión respecto a la inclusión de esta variable, más que por la credibilidad de los argumentos, se debe a la falta de consenso respecto al mejor método para cuantificarlo. Daly y Cobb (1993) no lo consideraron en la medición del IBES de Estados Unidos, aludiendo las dificultades para precisar el concepto de ocio, además de no poder contar con cifras que enseñaran los cambios que ha experimentado el ocio en el tiempo. Por su parte, Castañeda (1999) omite esta columna, argumentando la falta de información para obtener un valor fidedigno. No obstante, las últimas mediciones realizadas en Estados Unidos, tanto a escala nacional como regional, han estimado un valor de ocio sobre la base de un estudio de 1992 que contabilizó el número de horas al año trabajadas y su evolución en el tiempo, a partir de lo cual se pudo estimar las horas anuales perdidas de ocio (Anielski and Rowe, 1999; Venetoulis and Cobb, 2004; Costanza y otros., 2004).

La dificultad para medir este ítem ocurrió también en el caso de la RMS debido a la falta de información oficial sobre este tema. En efecto, las instituciones que manejan las cifras reales sobre empleo y fuerza de trabajo no registran las horas implicadas en cada caso, y menos las horas dedicadas a otras actividades como el tiempo libre. En este sentido, no fue posible estimar las horas anuales dedicadas al ocio y esparcimiento, producto del aumento del PIB Regional, lo cual sin duda es un elemento importante de ser incluido toda vez que reflejaría cuánto le cuesta en bienestar a la población de la RMS, contar con una ciudad muy competitiva en términos regionales.

Columna L: Costo de Subempleo

La idea que hay detrás de la inclusión de esta columna, es dejar en evidencia que cuando se crean nuevos empleos, con su consecuente incremento en la tasa de crecimiento económico, esto no necesariamente significa una mejor calidad del trabajo, debido a que muchos de ellos son requeridos en jornada parcial, obligando a muchas personas a escoger el ocio cuando por el contrario preferirían estar totalmente empleados. El trabajo a medio tiempo o subempleo es un concepto que se refiere a las personas que realizan trabajo ‘part time’ de manera involuntaria, deseando un trabajo de tiempo completo. En definitiva, los costos del subempleo lo pagan los trabajadores y sus familias, pero también la comunidad y la sociedad en general cuando se viven situaciones de frustración, con consecuencias de suicidios, violencia, crimen, enfermedades mentales, o alcoholismo y drogadicción.

Costanza y otros. (2004) estimó el daño asociado al subempleo, considerando datos reales como el número total de subempleados y un costo por horas obligadas a no ser trabajadas. En el caso de este estudio, se consideró el mismo concepto, empleándose las cifras de subempleo visible del INE (1995)³⁸. La estimación de horas de subempleo se realizó considerando la diferencia entre una jornada laboral completa y el mínimo de horas requeridas por una jornada normal en Chile, correspondiente a 13 horas laborales por semana, equivalentes a 676 horas de subempleo al año, por cada subempleado en la RMS.

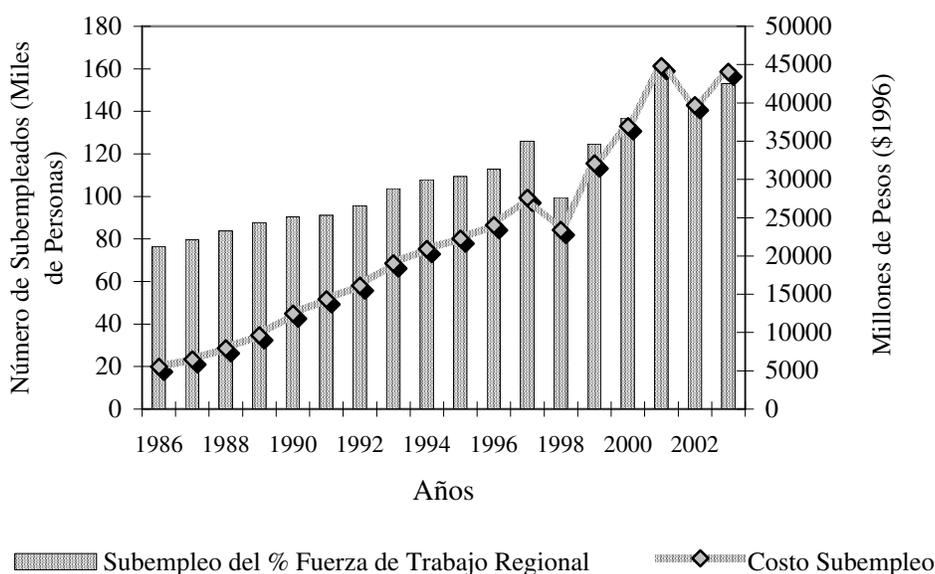
El costo asociado a este ítem se estimó utilizando el valor del ingreso mínimo (promedio anual) por hora laboral en cada año, llegando a un costo de \$44.819 millones de pesos,

³⁸ El subempleo se divide en: subempleo invisible, asociado a la ocupación que genera muy bajos ingresos derivado de una precaria calificación y productividad; y el subempleo visible, referido al grado de sub-utilización de la mano de obra, debido a las limitaciones estructurales de la capacidad productiva para generar empleos de mejor calidad.

encontrando el año 2001 como el período que registró el costo más alto del horizonte analizado. (ver Tabla 5.7 al final del capítulo). Este valor es similar y proporcional a las economías de Estados Unidos y los diferentes estados considerados en el estudio de Costanza y otros. (2004). Los resultados muestran cifras importantes que reflejan el costo que le significa a la economía asumir los daños y perjuicios de tener a gente con trabajo de medio tiempo, queriendo estar en jornada completa.

Es preciso señalar que si bien el cálculo de este ítem utilizó cifras oficiales, en general los registros de subempleo no son parte integrante de las estadísticas anuales del INE, u otra entidad especializada del Estado, encontrándose cifras parciales y diseminadas en estudios económicos y de empleo a escala nacional. En este contexto, se requiere que estos datos sean incluidos en los registros públicos, a escala regional, de tal forma de poder ser calculados anualmente en un indicador como el IPG.

FIGURA 5.7
SUBEMPLEO Y COSTO ECONÓMICO ASOCIADO



Fuente: Elaboración propia, basado en INE (2006c); CEPAL (2006).

En otra materia, es importante dejar en claro que la inclusión de este ítem pudiera parecer menos relevante que los daños y perjuicios asociados al desempleo, sobre todo en países como Chile considerado aún como subdesarrollado. No obstante, se decidió su inclusión en forma deliberada, a fin de tener elementos de comparación con mediciones de países desarrollados. Sin perjuicio de lo anterior, en consideración a las adecuaciones que otros países han hecho al incluir aquellas variables que se estimaron necesarias para reflejar la realidad del bienestar económico de su población, la inclusión de este ítem parecía evidente. Sin embargo, se consideró adecuado mantener las variables originalmente incluidas en el método, pudiendo quedar el ítem de desempleo como una interrogante a ser analizada en un nuevo estudio.

Columna M: Costo de Consumo de Bienes Durables

Así como en la Columna F se consideraron positivamente los servicios de los Bienes Durables, corresponde en esta columna descontar la diferencia que no constituye un aporte al bienestar. Estas cifras fueron obtenidas a partir de Banco Central (2005), de acuerdo a la metodología sugerida en la Columna F.

La importancia del tratamiento efectuado a esta variable es que se intenta ser más preciso en la determinación del consumo personal, que hoy es considerado como el componente principal en la evaluación del bienestar de la población, demostrándose que sólo un porcentaje del consumo de bienes durables es efectivamente una contribución al bienestar total, a pesar de la baja representatividad que tiene esta variable en el ítem de consumo del PIB (Banco Central, 2005).

Columna N: Costos de Salud y Educación

Correspondió en este ítem descontar las proporciones del gasto *privado* en salud y educación, que no contribuyen al bienestar. Se restaron los Gastos Defensivos de Consumo Personal, dado que éstos ya están incluidos en la Columna A. Por lo tanto, se debieron restar todos los gastos en educación privada, a excepción de la mitad de los gastos referidos a educación superior, de acuerdo con la tesis de Zolotas (1981).

El costo de la educación privada se obtuvo a partir de las cifras de ‘Servicios Personales’ del PIBR, a partir de las cuales se empleó el porcentaje de estos servicios que son destinados a educación, de acuerdo a las cifras nacionales (Banco Central 2002a, 2005). Para obtener la proporción del gasto que es destinado a educación superior, y que debió ser descontado de este ítem, se utilizó una estimación del *World Education Indicators* (WEI), del año 1999, en el cual se asigna un 77,2% de participación privada en el financiamiento de la educación superior en Chile, la segunda más alta, después de Corea, dentro de los 13 países incluidos en WEI más los países de la OECD (World Bank, 2006). La proyección anterior y posterior a este año se realizó considerando la tasa de crecimiento anual del número de matriculas en instituciones privadas de educación superior, de acuerdo al estudio desarrollado por University of Albany (2006).

En el caso del gasto en salud se emplearon, al igual que en educación, las cifras de ‘Servicios Personales’ del PIB Regional, considerándose para la obtención de la proporción destinada a salud, los porcentajes anuales en salud a escala nacional (Banco Central 2002a, 2005). Luego, se asumió que la mitad del crecimiento anual del gasto corresponde a Gastos Defensivos según lo propuesto por Daly y Cobb (1993).

El cálculo de este ítem corresponde a otra de las variables en las cuales se hace imperioso contar con datos sobre el gasto del PIB sub itemizado por el tipo de gasto en el Sistema de Cuentas Nacionales, de modo que se puedan ajustar los resultados con la realidad regional. Asimismo, se hace ineludible poder contar con registros anuales destinados a la inversión en educación privada, lo cual además de permitir poner en perspectiva la situación regional de la educación, permitiría desarrollar políticas públicas que enmienden las problemáticas actuales.

Columna Ñ: Costo de Traslado al Lugar de Trabajo

Los costos de traslado al trabajo podrían ser considerados necesarios, sin embargo no aportan al bienestar de las personas. Por el contrario, mucha gente considera los viajes al trabajo como una insatisfacción e incluso una experiencia frustrante, si se toma en cuenta que este tiempo podría ser compartido con la familia o dedicado a actividades de recreación o descanso (Anielski and Rowe, 1999). Por otra parte, si se considera el incremento en los tiempos de desplazamiento producto de la congestión vehicular, claramente existe un costo que debiera ser considerado en el cálculo del IPG (Daly y Cobb, 1993). Los costos de desplazamiento al trabajo se componen de dos aspectos. Uno corresponde a los gastos directos de transporte (automóvil, combustible, precio de pasajes de locomoción, etc.). El otro componente es el tiempo gastado en el desplazamiento, el cual podría ser aprovechado de tal forma que aporte al bienestar personal.

En el presente estudio se trabajó sobre la base del cálculo de los costos indirectos de viaje al trabajo. Para ello, la estimación de tiempos de viaje se realizó en base a los resultados de las encuestas Origen–Destino de viajes del Gran Santiago (SECTRA y otros, 2006) para los años 1991 y 2001. En la última encuesta se indica que diariamente en la RMS se realizan 16'283.919 viajes diarios, de los cuales 4'275.184 presenta como destino el trabajo (26,3%).

Los datos de tiempos de viaje fueron extrapolados para el período de análisis a partir de los registros de 1991 y 2001. Para el cálculo de costos se empleó como valor del tiempo el doble del ingreso promedio por hora de trabajo de cada año, obtenidos a partir de los ingresos mínimos mensuales de cada año (INE, 2006c), siendo los valores ajustados de acuerdo al IPC (para trabajar con moneda de 1996). Los costos directos, por su parte, se estimaron en un 17% del valor de costos indirectos, de acuerdo a lo señalado por CONAMA (2001).

Los resultados indican que el tiempo total consumido en el traslado al trabajo ha disminuido durante el período de estudio a una tasa promedio de 0,3% anual. Esta situación se debe a las medidas que ha tomado el gobierno regional, para reducir la congestión vial y el impacto ambiental (por ejemplo, la restricción vehicular y el mejoramiento de calles y avenidas, entre otras). También se observa un aumento progresivo y significativo de los costos indirectos por traslado, situación que debe tener su origen en el alza de los ingresos mínimos anuales, muy superior al IPC respectivo.

El análisis de esta variable planteó dificultades importantes en cuanto a la estimación de los costos directos e indirectos involucrados en el tiempo de viaje al trabajo. En este sentido se hace necesaria una mayor profundización en las investigaciones concernientes y acuerdo respecto a los valores a asignar para estos eventos.

Columna O: Costo de Accidentes

Los daños y costos económicos como resultado de los accidentes de tránsito representan una consecuencia de la expansión industrial y aumentos de la densidad de tránsito vehicular (Anielski and Rowe, 1999). El aumento del tránsito vehicular se aprecia claramente en la RMS, según datos de las encuestas Origen–Destino de 1991 y 2001, donde el parque vehicular de Santiago aumentó de 421.419 a 826.012 vehículos motorizados, lo que equivale a un cambio en la tasa de motorización de 93,6 a 143,1 autos por cada mil habitantes (SECTRA y otros, 2006).

Existen una serie de factores que han tendido a agravar este problema, el principal de ellos es el mayor crecimiento de la tasa de motorización en comparación con la tasa de crecimiento de la infraestructura vial. Esto se traduce en un exceso de demanda por el uso de la infraestructura (Domper, 2003; PNUMA, 2004).

Para evaluar los costos de accidentes de tránsito se emplearon registros de accidentalidad provenientes de estadísticas anuales a nivel nacional hasta 1995, elaboradas por la Comisión Nacional de Seguridad de Tránsito (CONASET, 2005a). Los valores para la RMS fueron extrapolados en función de la proporción del parque automotriz a nivel nacional según estadísticas anuales del INE. A partir de 1996, se obtuvieron datos regionales directos con base en los resúmenes elaborados por la CONASET (2006), que a su vez se fundamentan en las fichas estadísticas anuales de accidentes de tránsito de Carabineros de Chile.

Los costos asociados en esta evaluación corresponden a aquellos estimados por la CONASET (2005b), los cuales fueron ajustados según variaciones del IPC al año 1996. Estos costos incluyen daños directos e indirectos. En el primer caso, los costos corresponden a los daños por pérdidas materiales debido a los accidentes. En el segundo caso, los costos corresponden a daños indirectos a las personas involucradas en los accidentes, considerando específicamente la pérdida de productividad por imposibilidad de trabajar (muertes o discapacidad física y psicológica).

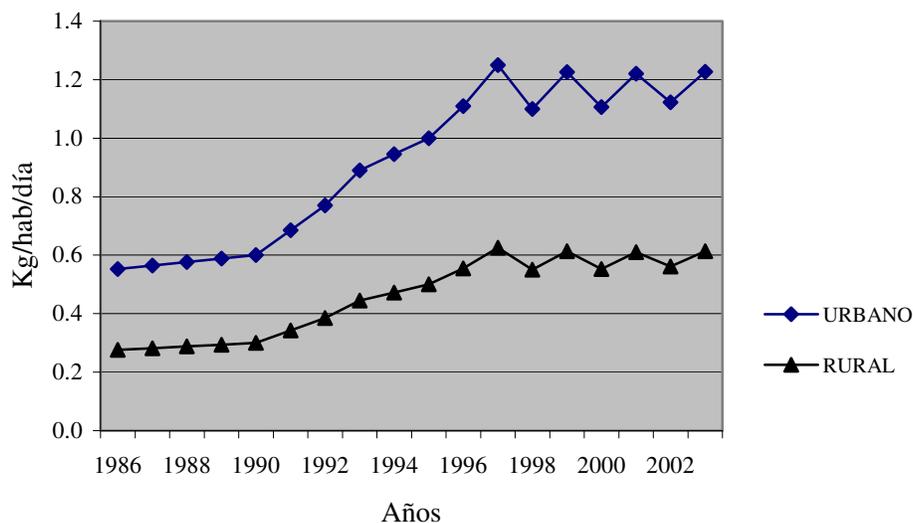
Los resultados indican que los costos indirectos representan aproximadamente el 32% de los costos totales por accidentes, correspondiendo el 68% restante a costos directos. En relación a la evolución de los costos, estos fueron ascendentes hasta el año 1998, a partir del cual se han mantenido e incluso disminuido levemente a pesar del incremento significativo del parque automotor. Esto manifiesta un resultado adecuado de los esfuerzos de las autoridades de gobierno y seguridad por disminuir la tasa de accidentabilidad, y consecuentemente, los costos defensivos asociados a este fenómeno.

El análisis anterior, advierte la falta de sistematización de información regional sobre accidentes de tránsito y sus consecuencias con anterioridad a 1995, existiendo sólo estadísticas a nivel nacional. No obstante, a partir de 1996 existe una sistematización adecuada de la accidentalidad y lesionados a nivel regional, función bajo la responsabilidad de Carabineros de Chile y la CONASET. Con la persistencia de estas series estadísticas, se estima que es factible continuar con la evaluación de costos de accidentes, y su potencial incorporación en las cuentas nacionales.

Columna P: Costo por Contaminación de Residuos Sólidos Domiciliarios

La generación de Residuos Sólidos Domiciliarios (RSD) es una condición inherente de los asentamientos humanos, fomentada por el crecimiento de la población, los estilos de vida y la aparición de una cultura de producción que privilegia lo desechable por sobre lo retornable (patrones de consumo). En efecto, el creciente desarrollo de la economía chilena ha traído consigo un considerable aumento en la generación de estos residuos: entre 0,2 a 0,5 kg/habitante/día, en la década de los 1960, hasta más de 1 kg/habitante/día en la actualidad (Serplac, 2000; CONAMA RM, 2005).

FIGURA 5.8
GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DOMICILIARIOS – RMS



Fuente: Elaboración propia, basado en Universidad de Chile (2000); CONAMA RM (2005)

Si bien en la RMS un alto porcentaje de los RSD generados se disponen en rellenos sanitarios de buen nivel tecnológico y sanitariamente controlados, lo cual representa un logro

importante en materia de sustentabilidad, no cabe duda que el constante aumento de generación de basura se transforma día a día en uno de los principales problemas ambientales y de contaminación existentes.

A pesar de existir cada vez mayor conciencia respecto a los efectos que los RSD pueden llegar a tener en la calidad de vida y en la salud de las personas, sobre todo de los más pobres, el problema no se aborda en su totalidad. Es por ello que para el caso de estudio, sólo se consideró el costo directo de disposición final de residuos sólidos, que son cargados a la población, considerándose como el costo defensivo real que es asumido por los generadores de RSD. Sin embargo, en estricto rigor, lo correcto hubiera sido considerar además los costos indirectos sobre los ecosistemas donde se depositan los desechos y estimar un costo por daños acumulativos sobre las futuras generaciones.

Para obtener este costo de disposición final de RSD, se calculó en primer lugar la generación anual sobre la base de las cifras de generación de residuos por habitante al día (kg/hab/día), obtenida de la Universidad de Chile (2000). Además, se hizo la diferencia entre población urbana y rural dado que, según INE (2005a) la población campesina genera al menos la mitad de los residuos generados por los habitantes de la ciudad. A partir de estas cifras oficiales, se extrapolaron los datos anteriores al año 1995, que no estaban disponibles, considerándose para ello la tasa de variación promedio del periodo anterior, comparándola con la tasa de variación del ítem de consumo, bajo la premisa de que un mayor consumo produce mayor producción de RSD. Posteriormente, se descontó el porcentaje de residuos que son reciclados, de acuerdo a los registros de CONAMA RM (2005).

Respecto a los costos de disposición final se estableció un valor promedio en base a los registros de las encuestas desarrolladas por Ulloa (2002) para los años 1998 y 1999, a precios de mercado de algunas comunas de la RMS. Todos los valores fueron ajustados en base al IPC del año 1996, a objeto de obtener la serie correspondiente en precios constantes.

Se advierte de este análisis la dispersión en la sistematización de la información, encontrándose en diversos estudios realizados por instituciones del Estado como CONAMA, la Autoridad Sanitaria y las municipalidades, que en general disponen de registros de costos. Un aporte interesante en materia de sistematización, lo constituyen los estudios desarrollados por privados como EMERES y KDM, organismos que realizan una importante recopilación de información en las municipalidades con las cuales hacen sus negocios, no abarcando la totalidad de la RMS. En este sentido, se hace necesario que las municipalidades mantengan un registro homólogo de: generación promedio de residuos por habitante, cotizaciones de precios, y costos anuales de manejo/disposición de RSD incurridos tanto por estas mismas como los cargados a la población de la comuna. Ello mejoraría considerablemente el cálculo y los resultados de este ítem en la valorización del IPG–RMS. Por ahora sólo se dispuso de datos parciales que fue necesario extrapolar, lo cual constituye una aproximación a la realidad de la región, alcanzándose un costo anual promedio de \$6.772 millones por la disposición final de RSD.

Columna Q: Costo por Contaminación del Agua

En los inicios del IBES, Daly y Cobb (1993) proponían para esta medición una combinación de dos elementos: (i) daños a la calidad de las aguas en los puntos de descarga; (ii) daños por erosión. Al respecto mencionan varios motivos para creer que su estimación de daños de contaminación a corrientes es aún baja. De la revisión de estudios que han aplicado tanto el IBES como el IPG, se observa una diferencia entre los métodos utilizados para obtener el valor monetario del daño de la contaminación de agua. Se encuentran aquellos que han estimado el costo no monetarizado o que consideran el daño sobre los servicios ambientales, y otros que han empleado un costo a partir de precios de mercado. Para la clarificación de ambos, se discuten a

continuación las experiencias en los diversos países y regiones locales donde se han medido estos índices.

En primer término se tienen las experiencias en Estados Unidos de Daly y Cobb (1993), como otras nuevas mediciones realizadas a escala regional o provincial, las cuales han estandarizado el método basado en el beneficio total del agua no contaminada (Freeman, 1982), que utilizó un análisis costo-beneficio para estimar a través de tres estudios los intervalos de los niveles de daño a la recreación en el punto de descarga, la estética, la ecología, los valores de propiedad y los usos en diversión.

Freeman (1982) estimó un costo de US\$12 millones el daño causado por la contaminación en EE.UU., valor a partir del cual nuevas mediciones se han realizado a escala regional (San Francisco, Vermont, Alameda, Marin, San Mateo, Santa Clara, etc.). En el Reino Unido se usó una escala simple a partir del costo de EE.UU., haciendo la extrapolación sobre la base del PIB respectivo, asumiendo que la calidad de las aguas es proporcional al nivel de la actividad económica de los países. Estos estudios recalcan que el costo de contaminación de agua para la estimación del IPG no es el dinero gastado para tratar el agua contaminada, ya que si los gastos de tratamiento fueran contados como positivos, indirectamente significaría que la contaminación aumenta el bienestar (Jackson y otros., 1997).

Por otra parte, y de alguna manera en oposición al planteamiento anterior, están las experiencias que han empleado métodos de valoración directa, que consideran los costos de control, o Gastos Defensivos, como los cálculos realizados por Stockhammer y otros. (1997) y Hamilton (1999), quienes evaluaron para el cálculo del IPG Australiano el daño ambiental de los recursos hídricos, estimado a partir del costo de mejorar la calidad del agua contaminada. Asimismo en Tailandia, Clarke and Islam (2005) realizaron un complemento, estimando el costo de tratamiento de aguas por kilogramo de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Siguiendo la misma línea, otro estudio realizado a escala provincial en Italia (Pulselli y otros., 2005) agregaron los parámetros DBO y DQO (Demanda Química de Oxígeno), donde el costo de contaminación es calculado sobre la disminución de niveles de contaminación orgánicos. Una estimación de la cantidad total necesaria de purificar es obtenida de datos sobre una planta de purificación estándar.

En otro aspecto de la valorización, cabe consignar que existe además el método de costo del tratamiento en enfermedades a causa de la contaminación del agua. Tal es el caso del método empleado por Castañeda (1999), que consideró los costos por casos de tifoidea del año 1992 en Chile. A pesar de ser un método legítimo de valorización directa, éste implica una doble contabilidad, pues dicho valor ya se encuentra asumido en los costos de salud, los cuales fueron restados anteriormente del Consumo Personal.

Considerando el análisis de los métodos de valorización, indirecto y directo, descritos anteriormente para el caso de estudio en la RMS, se hizo el ejercicio de abordar ambos métodos en base a la información regional disponible, los resultados fueron los descritos en la Tabla 5.2. La tabla muestra en la primera columna la extrapolación de los valores obtenidos por Freeman (1982) en base al PIB regional (Banco Central, 2002a). En la segunda columna se contabilizó el costo de control de la contaminación; para ello, se emplearon cifras de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS, 2006) en relación al número de clientes a los cuales se les cargan los costos por tratamiento de aguas servidas anualmente, y del Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción (2006), respecto a la evolución de tarifas por este concepto.

TABLA 5.2
RESULTADO VALORIZACIÓN DE COSTOS POR CONTAMINACIÓN DE AGUAS EN LA RMS

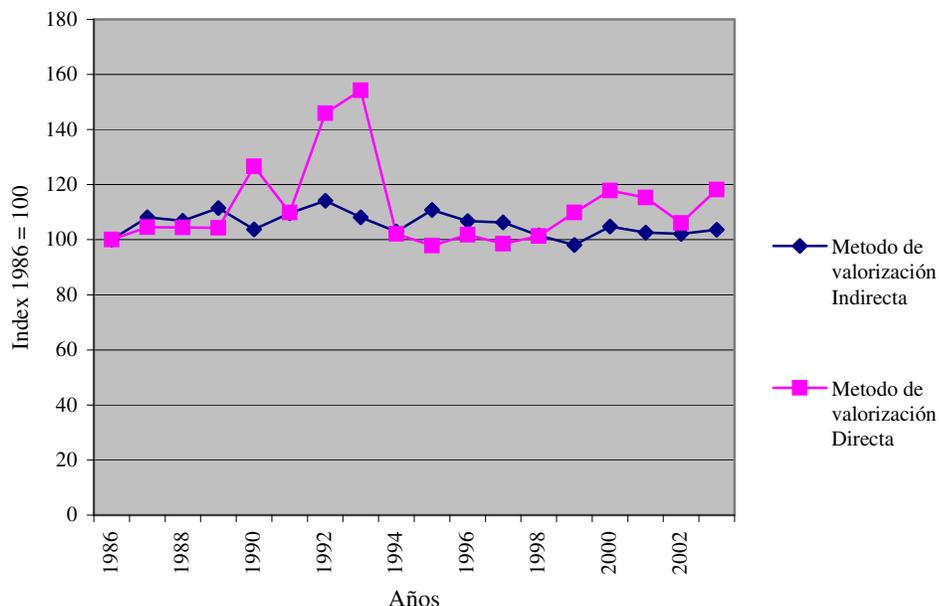
Año	(Mill \$ 1996)	
	Método de valorización Indirecta	Método de valorización Directa
1986	6 391	1 610
1987	6 910	1 684
1988	7 384	1 759
1989	8 235	1 836
1990	8 548	2 326
1991	9 373	2 556
1992	10 702	3 731
1993	11 579	5 757
1994	11 925	5 883
1995	13 217	5 754
1996	14 112	5 857
1997	15 001	5 770
1998	15 228	5 843
1999	14 928	6 418
2000	15 644	7 561
2001	16 046	8 717
2002	16 389	9 249
2003	16 980	10 927

Fuente: Elaboración propia.

De acuerdo con estos resultados se generó un gráfico de tendencias, indexado al año 1986, con la finalidad de analizar los comportamientos de ambas curvas en el horizonte de tiempo examinado y, de este modo, escoger el método que en definitiva representa con mayor precisión la realidad de la RMS.

La Figura 5.9 pretende comparar el fenómeno descrito anteriormente, en base a los dos métodos de valoración calculados. Ésta da cuenta de una tendencia aproximadamente constante de la variación de los costos por pérdidas de servicios ambientales, ofrecidos por los recursos hídricos, mostrándose incluso una disminución de los mismos a partir del año 1995, lo cual necesariamente debiera contribuir al bienestar de la población. Por su parte, la gráfica que representa los costos directos muestra una tendencia al crecimiento, con una variación de costos importante en el año 1993. Esta inclinación, aunque tenue a partir del año 1994 comienza a aumentar a finales de la década pasada y comienzos de la nueva década, precisamente cuando se comienzan a implementar en la RMS las plantas de tratamiento de aguas servidas, las cuales han sido cargadas a las cuentas de consumo de agua de los usuarios, disminuyendo su capacidad de gasto y al mismo tiempo, perjudicando el bienestar de la población.

FIGURA 5.9
VARIACIÓN DE COSTOS DE CONTAMINACIÓN DE AGUAS



Fuente: Elaboración propia, basado en Freeman (1982); SISS (2006); Min. Economía (2006)

En consecuencia, considerando que el método indirecto propuesto por Freeman (1982) no refleja la realidad de la RMS, por cuanto, durante el período de análisis no se han experimentado pérdidas significativa de servicios ambientales de los recursos hídricos, ya que éstos fueron afectados mucho tiempo atrás y en mayor proporción que lo reflejado actualmente, se decidió utilizar el método de valoración directa, único procedimiento posible en consideración a la información disponible, que a pesar de las críticas, manifiesta la realidad que ha caracterizado a la RMS en materia de tratamiento de aguas servidas en los últimos veinte años. No obstante, con la finalidad de mantener el espíritu del IBES/IPG, sería necesario emprender estudios como los realizados por Freeman en EE.UU. que aborden el tema de los servicios ambientales de los recursos hídricos y les asignen valores de mercado.

En relación al costo de irrigación de agua, el cual consiste en la estimación de los efectos de la erosión de terrenos agrícolas, así como las redes fluviales de caminos y sectores construidos, se plantean métodos como el propuesto por Hamilton (1999), que estimó los gastos ambientales de empleo de agua y salinización, a través del método de costo de control, que implica estimar la pérdida de rendimiento agrícola y otras reducciones generadas por la canalización del agua. En EEUU, se estimó un costo a partir de valores de erosión del Servicio de Conservación de Suelo, sin embargo, se señala que la valoración partió de supuestos que hicieron del valor una cifra especulativa, por lo que se requiere obtener datos más confiables (Anielski and Rowe, 1999).

En el caso de la RMS, no fue considerado debido a la falta de información referida a la pérdida anual de superficies regadas, pérdidas anuales de suelo por erosión, y otros datos necesarios, según las metodologías antes señaladas. En general, un problema que dificultó el cálculo de este ítem fue la gran cantidad de instituciones del Estado que intervienen con el

recurso hídrico, entre ellas SISS, DGA, Comisión Nacional de Riego, generándose duplicidad de funciones y dispersión de datos.

Columna R: Costo por Contaminación del Aire

La idea que estaba detrás de la valorización de este factor en Daly y Cobb (1993) era obtener un valor que diera cuenta de los daños y perjuicios de la contaminación sobre la población. Para ello se empleó el estudio de Freeman (1982), que diferenció en seis los posibles daños: (1) daño a la vegetación; (2) daños materiales; (3) limpieza de polvos; (4) daños de la lluvia ácida; (5) molestias urbanas, referido a la pérdida de plusvalía por efecto de la contaminación y la necesidad de pagar salarios mayores para llevar personas a áreas más contaminadas; y (6) estéticas, valorado por la disponibilidad a pagar para mejorar los valores estéticos. En cada caso se emplearon valores de otros estudios que dieran respuesta final del daño total. En este método no se contabilizan los costos en salud que no están absorbidos por el gobierno, por lo cual se puede señalar que el valor final puede ser considerado como un valor conservador.

El método propuesto por Freeman (1982), aplicado a nivel de multiescala en EE.UU., como en el caso de Vermont por Costanza y otros. (2004), considera los agentes contaminantes de dióxido de azufre, monóxido de carbono, plomo, partículas de varios tamaños y composiciones, óxidos de nitrógeno, y compuestos volátiles orgánicos (CVO, ejemplo el metano). A partir de estos valores se estima un índice de contaminación total (Índice Estándar de Contaminación-PSI), el cual es multiplicado por el valor total del daño ambiental estimado a nivel nacional o regional.

En el caso del Reino Unido se adoptó una metodología ligeramente diferente para estimar los gastos asociados a la contaminación atmosférica. Se consideraron cinco agentes contaminantes claves: partículas; dióxido de azufre; óxidos de nitrógeno; monóxido de carbono; y compuestos volátiles orgánicos, a partir de los cuales se multiplican las emisiones de cada contaminante por una estimación de los gastos marginales sociales de cada uno, para obtener los gastos de cada contaminación en cada año (Jackson y otros., 1997). Por su parte, en Austria, considerando un estudio sobre los costos defensivos del año 1987 (Fischer – Kowalski, 1991), se calcularon los costos defensivos potenciales conforme a la emisión de contaminantes (óxidos de azufre, monóxido del carbono, óxidos nitrosos, partículas y CVO). Para ello fue considerado como una –unidad de contaminación–, los niveles de contaminantes por sobre el umbral del plan de alarma austriaco (Stockhammer y otros., 1997).

Para el caso de este estudio se aplicó la adaptación de Jackson y otros. (1997), en el sentido de considerar los niveles de contaminación por los costos asociados a los gastos marginales sociales de cada uno, sin incluir los costos en salud, los cuales ya fueron considerados en el anterior ítem columna N.

Se emplearon entonces los elementos y cifras de contaminantes, por tipo y por año, de acuerdo a la disponibilidad datos que han sido sistematizados por CONAMA RM (2006)³⁹, sobre la base de registros oficiales de la Autoridad Sanitaria RM, considerando, además, la existencia de valores de costos sociales asociados a cada elemento. Éstos correspondieron a días perdidos de trabajo; días de actividad restringida; y pérdida de visibilidad, de acuerdo a los valores estimados por Cifuentes (2000) para el PM 2,5.

Los elementos incluidos fueron: PM 10= \$ social/ton; PM 2,5 = \$ social /ton; NO₂= \$ social /ton.

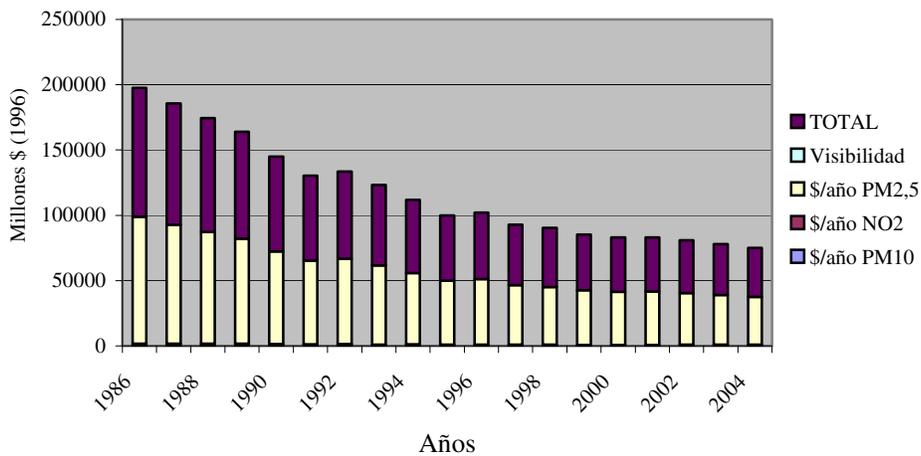
³⁹ En todos los cálculos se consideró la data disponible de la Red Macam 1, en 4 estaciones: Providencia (Seminario), Las Condes, Parque O'Higgins y La Paz. En general, la información contiene registros parciales en algunas series horarias. La información del año 1997 en adelante es de mejor calidad, de la data Red Macam 2, en 8 estaciones funcionando. Joyce Vera B, CONAMA RM, comunicación personal.

En virtud a que no existen valores de costos para el resto de los elementos considerados, se asumió la relación entre las emisiones de contaminantes primarios – aquellos que son emitidos directamente a la atmósfera por las fuentes (como el CO y el SO₂) y las concentraciones ambientales de contaminantes secundarios, aquellos que son formados en la atmósfera a partir de reacciones físico-químicas (como el ozono y la fracción fina del material particulado), para asignar concentraciones ambientales de PM 2,5 a los diferentes contaminantes primarios (DICTUC, 2000).

La estimación precisa de la relación entre las emisiones de contaminantes primarios y las concentraciones ambientales de contaminantes secundarios requiere un modelo que incorpore las reacciones químicas que ocurren en la atmósfera, modelo que actualmente no está disponible. Debido a esta limitación, se usan modelos simplificados que permiten calcular aproximadamente la relación entre las emisiones y las concentraciones ambientales mediante los Factores de Emisión Concentración (FEC), y para este estudio correspondieron a las estimaciones efectuadas por CONAMA RM (2000).

En la Figura 5.10 se representan los resultados del cálculo del ítem de contaminación del aire. En ella se aprecia una tendencia a la baja en los costos sociales de la contaminación en la RMS. Ello se explica fuertemente por la puesta en marcha del Plan de Prevención y de Descontaminación Atmosférica (PPDA), que comenzó luego de la promulgación del D.S N°131/96 del (MINSEGPRES) que declaró la RMS como Zona Saturada por Ozono (O₃), Material Particulado Respirable (PM 10), Partículas Totales en Suspensión (PTS) y Monóxido de Carbono (CO), y Zona Latente por Dióxido de Nitrógeno (NO₂), además por las mejoras en materia de transporte. En este sentido, es importante comprender de este análisis que la baja en los costos sociales atribuidos a la contaminación del aire se debe al creciente desembolso de recursos por parte del Estado – Gastos Defensivos – para hacer frente a una de las problemáticas ambientales y sanitarias más delicadas en la RMS.

FIGURA 5.10
VARIACIÓN DE COSTOS DE CONTAMINACIÓN DE AIRE



Fuente: Elaboración propia, basado en Cifuentes (2000); CONAMA RM (2000).

La falta de registros de los elementos O_3 , CO y SO_x con anterioridad al año 1997, y la dificultad de obtener una extrapolación precisa que asegure su inclusión en este análisis, así como, la inexistencia de valores de daño marginal asociados a los elementos CO y SO_x, para las variables sociales consideradas en este estudio, hizo imposible la inclusión de estos compuestos. Sin embargo, se sabe que los esfuerzos del PPDA han tenido repercusiones también en estos elementos, por lo tanto, se estima que la curva de daños ambientales por este concepto habría mantenido su tendencia, pero con un nivel de gastos mayor.

Columna S: Costo por Contaminación Acústica

El ruido es el contaminante más común. Puede definirse como cualquier sonido que sea calificado por quien lo recibe como algo molesto, indeseado, inoportuno o desagradable. Si bien la contaminación acústica no es causa directa de enfermedades graves inmediatas, salvo en casos extremos como explosiones o ruidos de gran potencia, va causando de a poco un daño a la capacidad auditiva y daños a la salud mental de las personas. El aumento de enfermedades de tipo nervioso convierte al ruido en uno de los principales responsables de la contaminación ambiental, sobre todo en ciudades altamente pobladas como Santiago.

Por ejemplo, se estiman que una proporción significativa de las incapacidades y dificultad para oír en el mundo entero, alrededor de un 16%, es resultado de la exposición excesiva al ruido en los lugares de trabajo (Nelson y otros., 2005). Por otra parte, según una publicación de la Unión Europea, señala que aproximadamente el 40% de la población en los países de la U.E. está expuesta al ruido del tráfico en carreteras con niveles que exceden los 55dB (A), y el 20% expuesto a niveles que exceden los 65dB (A) durante el día. Más del 30% está expuesto a niveles que exceden los 55dB (A) durante la noche. Estos datos deberían ser puestos en perspectiva, con las normas de ruido en la comunidad, que requieren menos de 30dB (A) durante la noche para un sueño de buena calidad y menos de 35dB (A) en aulas para permitir a la enseñanza buena y condiciones de estudio (WHO, 2006). De ahí su importancia de ser incluida en el cálculo del IPG.

En el caso de los estudios realizados en Estados Unidos, tanto a escala nacional como regional, se ha empleado un valor del daño causado por la contaminación acústica, como concepto del perjuicio sobre la salud de la población que no se considera en los gastos defensivos del gobierno, el cual para el año 1972 fue estimado en US\$ 4 mil millones por la OMS (Congressional Quarterly, 1972), citado por Costanza y otros. (2004), y extrapolado a los años siguientes. Anielski and Rowe (1999) proponen, para futuras estimaciones, se evalúen las tendencias del ambiente acústico, sobre la base de los elementos que contribuyen a generar mayores índices de contaminación por ruido, tales como: los vuelos de avión, millas de transporte de camiones, millas automovilísticas, etc.

Un estudio posterior realizado a escala regional, que mantiene este concepto, empleó la siguiente fórmula para el cálculo de la contaminación acústica (Costanza y otros., 2004): costos estimados del daño por contaminación acústica de la OMS (Congressional Quarterly, 1972), multiplicado por el valor del índice de urbanización. En el IPG Australiano se sugieren varias estimaciones, un valor nacional de alrededor de US\$ 2.4 mil millones por gastos de contaminación acústica, el número usado es una serie formada por un índice de kilómetros viajados por camiones, autobuses y vehículos comerciales livianos. De acuerdo con Hamilton (1999), el método a partir del cual se estimó el costo de la contaminación acústica en Australia es el siguiente: niveles de ruido excesivos, valorados por el costo de reducirlo a niveles aceptables.

Por otra parte, existen los modelos que consideran los gastos defensivos incurridos por concepto de la contaminación acústica (Stockhammer y otros., 1997), tales como los costos por construir pantallas acústicas a lo largo de caminos y casas, la caída en los valores de la propiedad, así como la pérdida de atractivo de habitar zonas más contaminadas. Asimismo, se mencionan

otros indicadores como las quejas de particulares recibidas por ruidos molestos de carreteras, construcción y demolición.

Para los objetivos de este estudio, tal vez ninguno de los datos sobre niveles de ruido o de quejas sobre el ruido proporciona una base genuina para el cálculo. Claramente, la ausencia de un racionamiento aceptado para considerar los gastos por ruido, y la naturaleza subjetiva de los ruidos molestos, conduce a una incertidumbre en cualquier estimación de costos. Sin embargo, de los análisis revisados, se propuso un método con el que se pudo llegar a una proporción del costo total anual, en virtud de la disponibilidad de datos encontrados.

Un aspecto importante para el cálculo de este ítem es abordar la problemática del ruido en función de la realidad existente en la RMS. En efecto, de acuerdo a lo señalado por expertos en ruidos de CONAMA y la Autoridad Sanitaria RM⁴⁰, concuerdan en que un período de diez años es insuficiente para percibir cambios significativos en los niveles de ruido en la RMS, toda vez que las medidas tendientes a solucionar los problemas acústicos en Santiago, si bien significan cambios importantes en tecnologías, el aumento del parque automotriz hace que se mantengan los niveles de ruido en este período, haciéndose difícil percibir su contribución. No obstante, es importante señalar que siempre se habla de cifras preocupantes que superan las normas internacionales de calidad acústica.

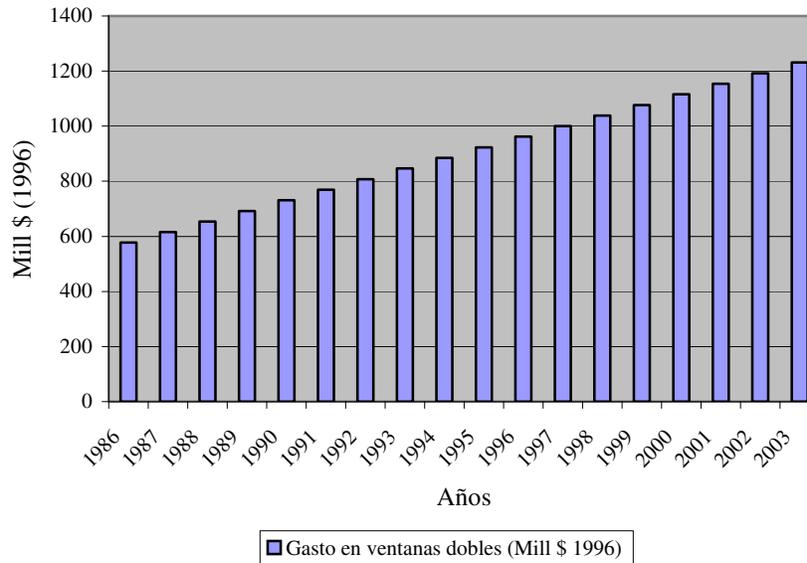
En este escenario, en el cual los registros de la Autoridad Sanitaria, la Intendencia de Santiago y CONAMA, indican que no hay variaciones significativas en los índices de ruido y su interferencia en la calidad de vida de las personas, fue necesario buscar un método que mostrara, de igual forma, las consecuencias del ruido en el tiempo. Entones, se revisó un estudio del impacto de ruido en carreteras (CONAMA, 2001), el cual consideró métodos de valorización del bienestar económico y social de la normativa para la regulación de la contaminación acústica generada por carreteras y autopistas.

El método empleado correspondió a la valorización de los gastos defensivos incurrido por la población para mitigar los niveles de ruido. Para ello se emplearon las proyecciones de los m² de ventanas que estarían expuestas a la contaminación atmosférica en la RMS, a partir de lo cual se estimó la cantidad de m² de ventanas que se construirán al año en la RMS (CONAMA, 2000). Se consideró el mismo valor estimado por m² de ventana doble que se presenta en el análisis general del impacto económico y social, para la norma que regula las emisiones de ruido máximas para buses que prestan servicios de locomoción colectiva urbana y rural de CONAMA (2000), el cual corresponde a \$38.004 el m² de ventana doble, incluido el precio de instalación. Este precio fue ajustado de acuerdo al IPC, año 1996. Sin perjuicio de que éste pudo haber sido también ajustado de acuerdo a la variación de precios del vidrio, no obstante como se señaló anteriormente, se decidió utilizar el mismo índice deflactor para todos los ítems correspondientes. Los resultados obtenidos, sobre la base de la estimación de m² de dobles ventanas proyectadas al año 1986, se presentan en la Figura 5.11.

Cabe consignar que la valorización de este ítem corresponde a una estimación muy somera, obtenida a partir de otras estimaciones efectuadas en la RMS, por lo tanto, no pueden considerarse como cifras oficiales. No obstante, es una fracción de los costos incurridos por la población santiaguina para mitigar el impacto del ruido. Por otra parte, sólo se consideró un costo defensivo, omitiéndose otros como la implementación de barreras anti-ruido en las autopistas concesionadas, financiadas por los usuarios, y otros costos sociales como es la pérdida de plusvalía de las casas cercanas a vías expuestas a niveles sonoros excesivos.

⁴⁰ Igor Baldevenito, CONAMA y Antonio Marzzano, SEREMI Autoridad Sanitaria; comunicación personal.

FIGURA 5.11
VARIACIÓN DE COSTOS DE CONTAMINACIÓN DE AIRE



Fuente: Elaboración propia, basado en Cifuentes (2000); CONAMA (2000).

Las deficiencias anteriores pueden ser subsanadas con la generación de un registro anual de gastos incurridos en ventanas dobles, estudios sobre la pérdida de plusvalía, a través de métodos los precios hedónicos, etc., lo cual es materia de un estudio particular. Lo anterior, se visualiza como uno de los métodos posibles de cálculo de este ítem, considerando la poca eficiencia que le asignan los expertos al empleo de datos anuales de ruido.

Columna T: Pérdida de Humedales

La inclusión de este ítem involucra la consideración de los servicios ambientales que proporcionan este tipo de ecosistemas. El argumento que Daly y Cobb (1993) mencionan, es que aquellos humedales que no han sido convertidos a un uso urbano, proporcionan beneficios presentes y futuros tales como: la protección de inundaciones, la purificación y almacenamiento de aguas subterráneas, preservación de flora y fauna, y también del paisaje escénico.

En este sentido, la valorización de la pérdida de humedales requiere comprender que lo fundamental del cálculo es que su pérdida es un proceso acumulativo, entonces, usando una superficie de humedales inicial como totales, se debe calcular el valor anual de servicios ecológicos perdidos: multiplicando las áreas perdidas (por ejemplo, acres) por una estimación del valor de servicios ecológicos proporcionados en una hectárea de humedales (o un acre de pantanos). En el caso de EEUU, Anielski and Rowe (1999) proponen la siguiente fórmula (3):

$$V_{\text{Humedales}} = \text{Totales acumulativos}$$

(basados en estimación de la pérdida de pantanos) x (el valor del acre)⁴¹ x (valor inflacionario para reflejar escasez)⁴² (3)

Sin embargo, al considerar otras áreas de importancia ecológica, en el caso del Reino Unido se escogió una cifra £ 2,000 por hectárea (en libras esterlinas de 1990), basada en dos fuentes: (i) el precio promedio por hectárea pagado por la Real Sociedad para la Protección de Aves para comprar un sitio de 1.200 hectáreas; (ii) un valor de una gama de valores (£ 1,529 a £ 5,703), que un estudio asigna a la disponibilidad para pagar por hábitat naturales en South Downs (Willis y Garrod 1994, citado por Jackson and Marks, 1998). A partir del cual se asume que cada uno de estos gastos representa el valor futuro descontado del bienestar, asociado con la conservación de tales sitios, y asimismo que dicho valor es descuento de la pérdida futura de bienestar asociado a su no conservación.

De los estudios analizados, todos han buscado un método de valorización de los servicios ambientales, incluso en Australia se asignó un valor positivo dado un aumento de pantanos, lo que se valoró en 1.333 euros/hectáreas como aporte al bienestar económico (Guenno and Tiezzi, 1998, citado por Pulzelli y otros., 2005).

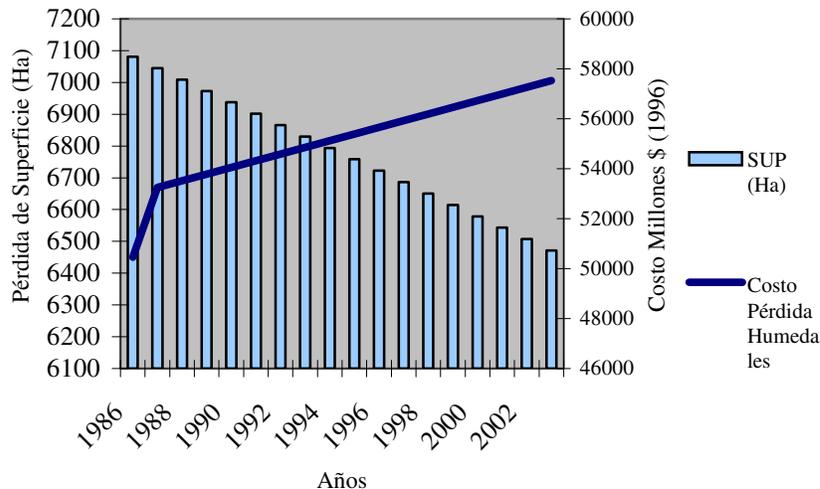
Un método distinto a los revisados hasta el momento, es el realizado en Austria donde se empleó un precio de mercado para valorar la destrucción de áreas naturales, usado para las negociaciones entre la administración local y una empresa eléctrica. Entonces, las áreas naturales fueron clasificadas en forma cualitativa como “de importancia regional”, “de importancia nacional” y de “importancia internacional”, asignándose a la primera, la mitad la del precio, y a los segundos el valor entero (Stockhammer y otros., 1997).

No obstante, para este estudio se consideró recomendable mantener los principios argumentativos del IPG, y valorar la pérdida de humedales en sentido amplio. Entonces, en primer lugar se buscó información respecto al valor asignado por la población a estos ecosistemas, además de la tasa de cambio de humedales a otros usos en la RMS. En razón a que no se han realizado estudios a partir de los cuales se obtenga este valor de los servicios de tal tipo de ecosistemas en Chile, se emplearon las cifras de servicios ambientales propuestos por el estudio de Costanza y otros. (1997). En el caso de la pérdida de superficie de humedales en la RMS, se ocuparon los valores registrados por el Catastro de Bosque Nativo para los años 1997–2001 (CONAF–CONAMA, 2003), a partir de los cuales se extrapolaron las superficies hasta el año de inicio del estudio (1986).

⁴¹ Costanza et al. (1997) estimó el valor medio global de servicios ecológicos globales de pantanos de 25,000 dólares por acre/año para pantanos costeros y de 48,000 dólares por acre/año para pantanos y llanuras inundables en 1996.

⁴² En EEUU se asumió que el valor de servicios de pantano se eleva en un 5% por año, debido a la escasez creciente.

FIGURA 5.12
COSTOS POR PÉRDIDAS ANUALES DE HUMEDALES



Fuente: Elaboración propia, basado en Costanza y otros. (1997); CONAF–CONAMA (2003).

La figura anterior muestra una directa relación entre la pérdida de humedales y el aumento en los costos asociados a la pérdida de servicios ambientales. Estos resultados corresponden a una estimación de los valores económicos de los servicios ambientales que ofrecen los humedales en la RMS. Llegar a cifras más aproximadas requiere necesariamente realizar estudios de valorización como el desarrollado por Costanza y otros. (1997), que incluya los servicios ambientales reales que ofrece este tipo de ecosistemas para la población, de acuerdo a las características ecológicas de cada uno.

Columna U: Pérdida de Terrenos Agrícolas

La valorización de este factor debe entregar una comprensión de cuán sostenible es la capacidad productiva de las tierras agrícolas, fundamentalmente como reservorio alimenticio. Para ello se requiere conocer si éstas han reducido su capacidad productiva, ya sea debido a la expansión urbana, o al mal manejo de la tierra. Para los economistas convencionales, esta visión no es un problema puesto que los gastos por pérdidas de tierras agrícolas ocurrirán en un futuro distante en el cual la gente será mucho más rica que hoy, y la tecnología mucho más avanzada. Esta visión reduccionista sugiere que los futuros beneficios y pérdidas pueden ser descontados de la tasa de interés actual para determinar el valor presente, lo cual no se condice para la agricultura, ya que el suelo no tiene sustitutos, por lo que puede ser considerado *un capital natural crítico*.

Las actuales prácticas agrícolas no son sustentables. El recurso suelo se está agotando y su uso para la agricultura es cada vez menos productiva para las futuras generaciones. Por lo tanto el valor productivo sólo debiera ser considerado en el IPG en la medida que sea sustentable. De otra forma, se trata simplemente de conversión de capital a ingreso corriente, por lo que el IPG debe restar el daño acumulativo a la productividad a largo plazo producto de la urbanización y el mal manejo.

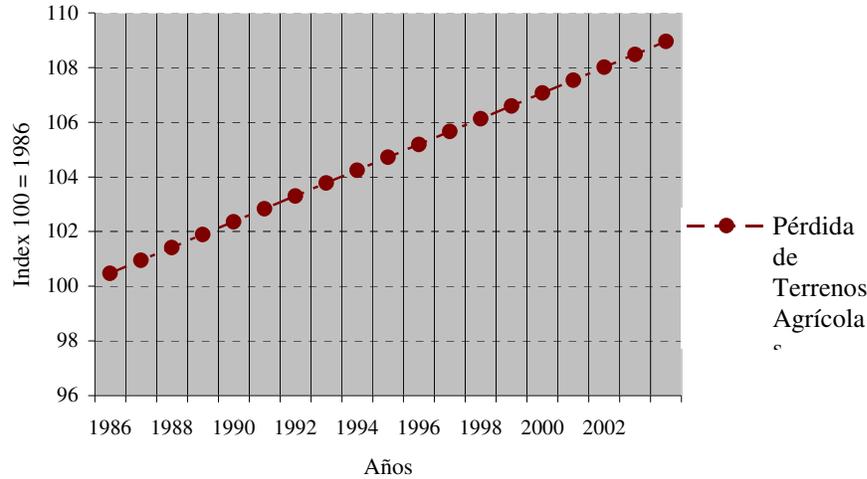
Para el cálculo a nivel metropolitano, si bien se consideró importante reflejar la pérdida de productividad sustentable de tierras agrícolas regionales a causa de la creciente urbanización de la ciudad, además de reflejar el deterioro de los servicios de las tierras arables, etc., la escasez de datos, a menudo sujetos a limitaciones severas, o estar incompletos para la serie de tiempo en análisis, se decidió emplear el valor de Costanza y otros. (1997), de \$44.339 (1996), el cual considera sólo el valor de los servicios ambientales de las tierras arables, y su beneficio a la población, resolviéndose que éste refleja de mejor manera el valor real, más que el valor comercial actual, que le asigna sólo un valor de ingreso corriente. Cabe destacar que la no inclusión de datos de experiencias productivas sustentables se debió a que se desconoce la existencia de éstas, por tanto de existir, se debería hablar de un resultado conservador.

En lo referido a los datos de superficies de terrenos agrícolas, la falta de información al respecto obligó a estimar este ítem considerándose la superficie anual convertida a uso urbano según Ducci (2002), y las cifras de superficie del Catastro de Bosque Nativo, el cual estima que alrededor de un 80% de la superficie de expansión urbana, afectó tierras arables (CONAF–CONAMA, 2003).

En consecuencia, es preciso consignar que el estudio sólo consideró el área metropolitana, pero no el área rural, por tanto, los resultados podrían estar subestimados. Sin embargo, se piensa que esta superficie debiera ser marginal, por cuanto la gran proporción de terrenos agrícolas convertidos a uso urbano se encuentra en el Gran Santiago. Además, dado el aumento explosivo que ha tenido en el último tiempo la sustitución de bosque esclerófilo para la fruticultura, esta superficie debiera incrementarse, sin embargo debido a que éstas constituyen malas prácticas o productividad a corto plazo se decidió adecuado no considerarse.

Los valores de la Figura 5.13 muestran una tendencia en aumento de la pérdida de tierras arables, atribuido a la tasa de urbanización del área urbana de Santiago. En el año base (1986) de inicio del estudio, se contaba con una superficie total de terrenos agrícolas cercana a las 280 mil hectáreas, a partir de la cual comienza a cederse terreno al uso urbano. Pese a la dificultad para llegar a esta estimación, esta figura representa con fidelidad lo que ocurre en la RMS, por cuanto se deriva de estudios abocados a estudiar la evolución de la mancha urbana en Santiago y las consecuencias sobre la pérdida de terrenos agrícolas. No obstante, requiere de precisiones respecto a las superficies efectivas que se pierden cada año, así como, de los valores de estos terrenos, en función de su productividad sustentable, para la generación de alimentos a las poblaciones futuras, manteniendo en el tiempo su aporte al bienestar económico de la región.

FIGURA 5.13
COSTOS POR PÉRDIDAS ANUALES DE TERRENOS AGRÍCOLAS



Fuente: Elaboración propia, basado en Ducci (2002); CONAF–CONAMA (2002).

Columna V: Degradación de Recursos No Renovables

Uno de los aspectos de mayor relevancia para el IPG es la incorporación de pérdida de capital natural en el análisis del desarrollo. Como Daly y Cobb (1993) lo señalan en la formulación del IBES, el agotamiento de los recursos no renovables es un costo cargado a las futuras generaciones, por lo que deberían ser restadas de la cuenta de capital de la generación presente. En este sentido, los autores proponen incorporar en las cuentas nacionales la pérdida de recursos no renovables, tales como formas de energía (petróleo, gas natural, carbón, etc.) y reservas metalúrgicas. Existen dos enfoques en relación a la forma de estimar los costos asociados a este ítem. Por una parte, está el enfoque de aquellos métodos basados en la renta del recurso, y por otro lado, los métodos focalizados sobre el costo de reemplazo.

La primera aproximación al cálculo de Daly and Cobb (1989), empleó el método de costo del usuario, propuesto por el economista Salah El Serafy, quien parte de la noción básica de que el capital económico y el capital natural son sustitutos, por lo que está inmerso en los indicadores de sostenibilidad débil. El Serafy (1989) sostiene que el ingreso no está apropiadamente calculado en las economías basadas en recursos naturales. A su juicio, los depósitos minerales y otros recursos naturales que pasan por el mercado son activos, cuya venta no genera valor agregado y no debería ser incluida en el PIB. Las ventas generan fondos líquidos, que pueden ser puestos en usos financieros alternativos. Entonces sugiere que las series finitas de las ganancias de la venta del recurso tienen que ser convertidas en series infinitas de ingreso verdadero, de tal forma que los valores capitalizados de las dos series sean iguales. A partir de las ganancias anuales producto de las ventas de los recursos naturales, se obtiene una porción de ingreso que puede ser gastada en consumo; el resto, un elemento de capital, debería ser invertido para crear un flujo continuo de ingresos, que serían capitalizados durante la vida del recurso para mantener ese flujo de ingresos cuando se agote el recurso.

De esta forma, se define una porción de ingreso verdadero y una parte de capital. Bajo ciertos supuestos, la relación entre el ingreso verdadero respecto al total de las ganancias se puede simplificar como en la fórmula 4:

$$X/R = 1 - \left[\frac{1}{(1+r)^{n+1}} \right] \quad (4)$$

Donde:

X = ingreso verdadero; *R* = ingreso total recibido (neto de los costos de extracción); *X/R* = relación entre el ingreso verdadero y el ingreso total recibido; *r* = tasa de descuento; y *n* = la relación entre las reservas y la extracción del recurso o la expectativa de vida del recurso medida en años.

El costo de uso o el factor de agotamiento de capital está dado por *R - X*, que debería ser dejado de lado como una inversión de capital y sería totalmente excluido del PIB. Debido a las numerosas dificultades para establecer el número de años de degradación de los recursos (*n*) y el valor de la tasa de descuento (*r*), Daly y Cobb proponen asignar al valor total de ingresos de la producción mineral como el valor adecuado para excluir del PIB. Este enfoque ha sido utilizado por Daly and Cobb (1989), Stockhammer y otros. (1997), Guenno and Tiezzi (1998), y Hamilton (1999).

No obstante, surgen una serie de críticas a este procedimiento, principalmente orientadas a la escasa utilidad del método para representar actualmente una cuenta del valor de cambio en el stock de los recursos de capital natural (Cobb and Cobb, 1994). De esta forma, se da paso a un segundo enfoque empleado para evaluar la pérdida de recursos naturales no renovables, basado en el 'costo de reemplazo', el cual se sustenta en la idea que el uso de recursos no renovables al no poder prolongarse eternamente, es por lo tanto, no sostenible en el futuro indefinido, y tendría que ser reemplazado por recursos renovables. En este sentido, el IPG utiliza el costo de reemplazo de uso de energía no renovable (combustibles fósiles) en energía renovable, para lo cual se considera la energía de biomasa como el recurso sustituto sustentable.

Dado que no existe una estandarización del método de valorización de este factor, y en consideración a la incertidumbre sobre la disponibilidad futura real de recursos no renovables, se han desarrollado posiciones distintas en relación a la estimación de costos de reemplazo. Por una parte, se encuentran las posiciones optimistas que consideran adecuado asumir un costo de reemplazo cero, y por otra parte, los pesimistas, que consideran necesario asumir un costo de reemplazo para la totalidad de recursos consumidos. Esta última posición, ha sido asumida en la mayoría de los estudios del IBES e IPG (Cobb and Cobb, 1994; Moffatt and Wilson, 1994; Castañeda, 1999; Jackson and Stymne, 1996; y Jackson y otros., 1997). En estos casos se ha empleado como costo estimado el valor de US\$ 75 por barril de petróleo (precio de 1988), agregando un impuesto de 3% anual a partir del primer año de evaluación. Por otra parte, Hamilton (1999) considera una posición intermedia que atribuye un costo de reemplazo de US\$ 75 (precio de 1995), aplicable sólo a la extracción de petróleo y gas natural, reconociendo al petróleo como único combustible de transporte, para el cual no existe ningún sustituto disponible, excepto si son obtenidos a costos muy altos.

Si bien la aplicabilidad de ambos enfoques es factible en la RMS, para el caso se utilizó el segundo enfoque, que requirió de un registro anual del consumo de energías no renovables, datos obtenidos a partir de los balances energéticos de la CNE (2006), entre los años 1991–2003. El consumo de los años anteriores al 1991 hasta 1986 fue extrapolado, calculando la tasa de variación promedio de los cinco primeros años de la serie.

Considerando que no existen cifras de consumo de energía primaria a escala regional para todo el período del estudio, se utilizaron las cifras nacionales y a partir de las cuales se realizó una extrapolación a escala regional, de acuerdo a los índices de eficiencia energética de los sectores: residencial; industrial y minero; y transporte. En otras palabras, haciendo la relación entre el nivel productivo nacional de los sectores señalados y sus niveles de consumo de energía primaria asociados, se estimó el nivel demandado de energía primaria para la RMS, para sostener su propio nivel de producción regional en los mismos sectores.

En consecuencia, la lógica que se utilizó para este cálculo es que el consumo de energía está en directa relación con el nivel de producción de cada una de las clases de actividad económica antes mencionadas. En este sentido, las actividades con mayor participación en el PIB a escala nacional tendrán un mayor consumo de energía, proporcional al consumo de energía nacional, en dicha actividad. A continuación, se muestra un cuadro con los porcentajes de participación de las principales actividades productivas de la RMS, en relación al PIB nacional (Tabla 5.3).

En relación a las proporciones anteriores, se estimó indirectamente el consumo de energía renovable para la RMS. Si bien estas cifras son extrapoladas, muestran la tendencia aproximada a los niveles de producción reales que existen en la región. En este sentido cabe destacar que si bien en la RMS no se consume directamente energía primaria, ya que ésta se utiliza preferentemente en las refinerías de petróleo ubicadas en la Región de Magallanes, el destino final de este consumo es la RMS.

Los valores del costo de reemplazo empleado fueron los estimados por Hamilton (1999) correspondiente a US\$ 75 por barril de petróleo (precio de 1995), ello considerando que el costo actual del barril de petróleo es cercano a US \$75. A ello, se agregó un impuesto de 3% anual a partir del primer año de evaluación.

TABLA 5.3
PARTICIPACIÓN DE LAS RAMAS DE ACTIVIDAD ECONÓMICA REGIONAL
EN EL PIB NACIONAL

Participación PIB regional del nacional				
Año	Minería	Industria y manufactura	Transporte	Residencial
1984	3,39	45,63	49,70	44,0
1985	3,62	47,46	49,67	43,4
1986	4,10	47,41	49,58	42,8
1987	3,76	47,77	48,75	42,2
1988	4,01	48,91	48,96	41,8
1989	4,14	49,44	49,59	41,3
1990	4,87	49,98	49,40	40,9
1991	5,41	50,70	51,12	40,5
1992	5,39	49,71	51,68	40,1
1993	5,02	50,52	51,66	39,8
1994	8,10	54,34	73,71	39,5
1995	7,34	54,69	77,64	39,2
1996	7,07	52,61	80,31	38,9
1997	6,50	52,25	86,90	38,7
1998	6,40	52,34	87,39	38,4
1999	6,04	50,70	92,89	38,2

(continúa)

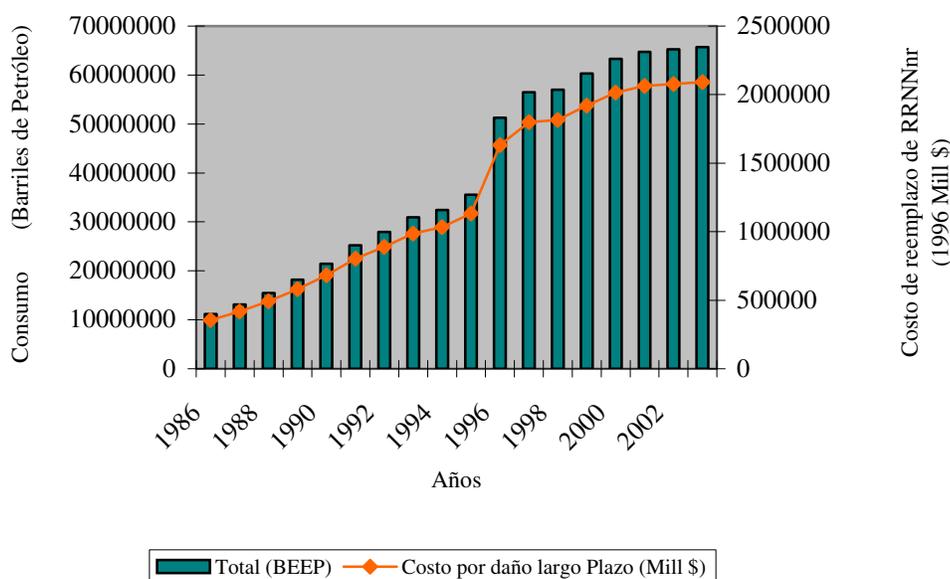
TABLA 5.3 (CONCLUSIÓN)

2000	6,41	49,79	93,78	38,0
2001	6,41	49,79	93,78	37,8
2002	6,41	49,79	93,78	37,6
2003	6,41	49,79	93,78	37,4

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados muestran que el aumento constante en el consumo de energía resulta en una pérdida creciente de recursos naturales no renovables (RRNNnr). Tal como lo plantea Castañeda (1999), el crecimiento económico en Chile es atribuido principalmente a las exportaciones de recursos naturales, en alrededor del 80% de exportaciones totales. En este marco, la RMS es la región del país que proporcionalmente requiere un mayor consumo de éstos recursos, para mantener su productividad de manera creciente. Por lo tanto, es acertado descontar del PIB regional la pérdida de capital natural. De esta forma, se asume una externalidad negativa atribuida al crecimiento económico de la RMS, en desmedro de la degradación de RRNNnr de otras regiones del país (figura 5.14).

FIGURA 5.14
PÉRDIDAS ANUALES DE RECURSOS NATURALES NO RENOVABLES/V/S COSTOS DE REEMPLAZO



Fuente: Elaboración propia, basado en CNE (2006); Banco Central (2006).

Cabe consignar que este estudio no incluyó los recursos mineros, dado el escaso aporte de esta rama de la actividad económica en el PIB nacional (menor al 5%). Sin embargo, cabe recalcar que la inclusión de éstos en el IPG es crucial en zonas cuyo PIB es altamente dependiente de estos recursos, por cuanto su omisión podría llevar a estimar cifras efímeras de ingresos, sin considerar las pérdidas

permanentes de riqueza, tal como lo plantea la relación propuesta por Repetto y otros. (1990) sobre la dicotomía entre las altas tasas de crecimiento a base de la extracción sostenida de recursos naturales.

Columna W: Daño Ambiental a Largo Plazo

Este ítem se refiere al daño ambiental a largo plazo, ocasionado por las emisiones de desechos producto de las actividades colectivas del desarrollo contemporáneo, lo cual indiscutiblemente incrementará los costos del desarrollo de las generaciones futuras (Daly y Cobb, 1993).

Entre los daños se incluyen aquellos causados por las emisiones industriales que contribuyen al efecto invernadero (emisiones de dióxido de carbono, dióxido de nitrógeno y metano). En la primera formulación del IBES (Daly and Cobb, 1989) se consideraron también aquellos efectos que contribuyen a la pérdida de ozono en la atmósfera superior, producto de las emisiones de clorofluorocarbonos. Sin embargo, a partir de la revisión del IBES (Cobb and Cobb, 1994), se desagregó este último ítem como ‘daño por pérdida de ozono’.

Producto de la dificultad para conocer con certeza los daños ocasionados a las generaciones futuras y, en consecuencia, de los inconvenientes de cuantificar y valorar los daños respectivos, se ha recurrido a diferentes métodos de estimación de los costos, entre los cuales se destacan tres enfoques. Primero, está el enfoque establecido por Daly and Cobb (1989), el cual supone que el monto de los daños causados al futuro, en términos de la perturbación ecológica, es directamente proporcional al consumo de energéticos no renovables (combustibles fósiles y energía nuclear). En consecuencia, se estimó un fondo disponible para compensar a las generaciones futuras por el daño causado a largo plazo por el uso de combustibles fósiles y de la energía atómica. Para ello, se determinó la cantidad total de energía consumida cada año desde 1900 a 1984, transformándola en el equivalente a barriles de petróleo crudo. Se definió un costo equivalente a US\$ 0,5 (precio de 1972) por cada barril de petróleo consumido anualmente y creciendo en forma acumulada en el tiempo, asumiendo que muchos gases invernadero permanecen por largo tiempo en la atmósfera, contribuyendo al daño ambiental más allá del año de su emisión. Este enfoque ha sido implementado por Daly and Cobb (1989), Cobb and Cobb (1994), Castañeda (1999), Guenno and Tiezzi (1998), entre otros.

Jackson y otros. (1997) definen un segundo enfoque para estimar el costo de daño ambiental por cambio climático, argumentando la arbitrariedad para estimar el costo según el enfoque de Daly y Cobb. Este nuevo enfoque se basa específicamente en el daño ambiental a largo plazo asociado con las emisiones de gases invernadero. La idea básica es asignar a cada tonelada de emisiones, desde el año 1900 progresivamente, un costo social marginal que refleje el valor total (descontado) de todo el daño futuro surgido de cada tonelada de emisión. El costo total surgido en cada año es calculado multiplicando este costo social marginal por las emisiones de carbono del año correspondiente. El valor anual del índice es calculado acumulando los costos desde 1900 al año correspondiente.

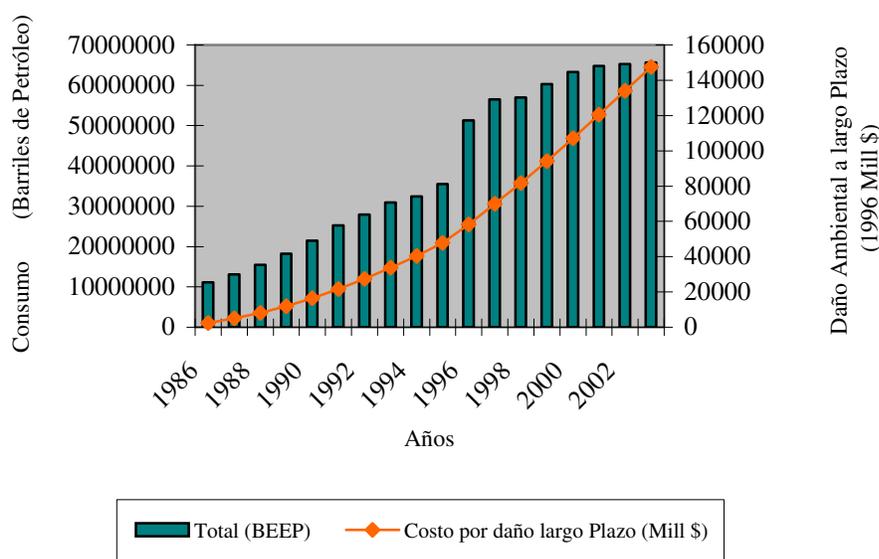
Jackson y otros. (1997) estimaron los valores de emisiones de carbono a partir de estadísticas históricas de consumo de energía asociada a combustibles fósiles, transformando estos valores a emisiones de carbono mediante coeficientes de emisión estándar (DTI, 1995). El valor del costo marginal asociado a cada tonelada de carbono empleado fue de £ 11,4 (precios de 1990). Este enfoque metodológico ha sido empleado por Jackson and Stymne (1996), y Jackson y otros. (1997). Una modificación de este método fue aplicada por Clarke and Islam (2005) al incorporar, además, las emisiones de CO₂ producto de superficies de bosques deforestadas y áreas de cultivo de arroz.

Un tercer enfoque para calcular el costo por daño ambiental debido al cambio climático, es definido por Hamilton (1999), argumentando la dificultad para asignar un costo a cada unidad

de CO₂ emitida. El autor propone una aproximación empleando el enfoque de ‘costo de control’ para las emisiones de carbono. El argumento se sustenta en que si existen políticas requiriendo la estabilización de emisiones a niveles de 1990 para el año 2000, se puede calcular el precio implícito de carbón en una economía, un precio que puede ser considerado como el costo de compra de un permiso para emitir una cierta cantidad de carbono. Para el cálculo del IPG en Australia, Hamilton aplicó un valor de A\$ 36,4 (dólares australianos) por tonelada de dióxido de carbono.

Para este estudio se empleó el método que proveyó una mayor factibilidad de aplicación, vale decir, a través de estimaciones basadas en el consumo histórico de energía para la RMS. Para ello, se emplearon las estimaciones obtenidas en el ítem anterior, correspondiente a los consumos de energía en función de la producción por tipo de actividad económica (residencial, minera e industrial, y transporte). Estos datos se obtuvieron de los registros estadísticos de la CNE (2006).

FIGURA 5.15
CONSUMO DE ENERGÍA RENOVABLE V/S DAÑO AMBIENTAL A LARGO PLAZO – RMS



Fuente: Elaboración propia, basado en CNE (2006); Banco Central (2006).

Si bien los resultados indican que de acuerdo a los niveles de consumo de energía, como consecuencia de los procesos productivos en la RMS, es legítimo atribuirle un efecto o daño acumulativo al medio ambiente, se mantiene la incertidumbre respecto a los supuestos considerados para este cálculo. En este sentido, mientras no se realicen estudios validados científicamente respecto a la relación entre el consumo de energía renovable y los efectos en la degradación de RRNNr y en los daños ambientales a largo plazo, el IPG seguirá sustentándose en bases teóricas idealistas y será difícil su inclusión en los indicadores económicos de crecimiento.

Columna X: Costo de Degradación de Ozono

Los costos asociados con la disminución del ozono fueron incorporados en la revisión del IBES (Cobb and Cobb, 1994), como respuesta a las críticas alusivas a que no todo el daño ambiental a largo plazo está relacionado al uso de energía. De esta forma, se incorporan los daños por pérdida de ozono debido a las emisiones de clorofluorocarbono.

El método utilizado para el cálculo de este daño ambiental corresponde al enfoque de sustitución, es decir, se determina una cantidad de recursos que puedan ser destinados para compensar a las generaciones futuras por entregarles un planeta menos habitable. Cobb and Cobb (1994) estimaron los costos de agotamiento del ozono aplicando un costo unitario US\$ 15 (precios de 1972) por cada kilogramo de CFCs 11 y 12 producido en los EE.UU. Este método ha sido aplicado además por Costanza y otros., (2004). Por otra parte, Jackson and Marks (1994) anotan que este cálculo debiera incluir los cinco tipos de CFCs listados en Montreal, es decir: CFCs 11, 12, 113, 114 y 115. Esto debido a que mientras las emisiones de CFC's 11 y 12 comienzan a disminuir por las restricciones impuestas, los demás CFC's aumentan significativamente. Así se obtendría una figura más realista de los cambios que podrían lograrse en el tiempo.

Posteriormente, Jackson and Stymne (1996) sugieren que la forma apropiada de asignar los costos asociados con la emisión de sustancias que disminuyen el ozono, es sobre la base de la cantidad consumida en cada país. De esta forma se evita la posibilidad de que un país altamente importador de sustancias CFC's para consumo, no asuma el costo correspondiente. Esta modificación fue incorporada además por Jackson y otros. (1997) y Guenno and Tiezzi (1998), asumiendo en todos los casos los mismos valores marginales que Cobb and Cobb (1994).

Respecto a la aplicabilidad de este ítem en el cálculo del IPG de la RMS, se estimó que es poco significativo el descuento al PIB, debido al bajo nivel de producción y consumo de componentes CFCs, en comparación con la situación en países más industrializados, más aún cuando se trata de sólo una región de Chile.

Columna Y: Pérdida de Bosque Nativo

En general, el valor de los bosques cosechados en función de los productos madereros que se obtienen en los procesos productivos están agregados en el PIB, pero los costos por pérdida de servicios ambientales asociados a las funciones que prestan los ecosistemas forestales, tales como: pérdida de biodiversidad, disminución de los valores estéticos y recreativos, y la disminución de otros valores de no-uso, no son considerados. Por esta razón, de la mano de los economistas medioambientales se han propuesto métodos de valorización de estos intangibles como el valor de existencia; de legado; valores de opción; y disponibilidad a pagar, entre otros, que han permitido el gran aporte realizado por Costanza y otros. (1997), de darle valor económico a los servicios ambientales de diversos tipos de ecosistemas presentes en el planeta.

Es el caso de los EE.UU. se sostiene que en teoría, una medida del valor de los ecosistemas forestales debería considerar tanto la pérdida de integridad del ecosistema forestal y servicios ecológicos, como el costo de prácticas de manejo insustentables. Asimismo señalan que conceptualmente existen dos enfoques interrelacionados: (i) la pérdida de recurso: reducción de la cantidad de madera que puede ser cosechada en el futuro; y (ii) el costo ecológico: destrucción de especies de plantas o animales (Anielski and Rowe, 1999).

En ese contexto, las evaluaciones que se hacen a nivel país y regional deben considerar que una valoración que asume un amplio período de análisis estará necesariamente subestimando el valor de aquellos bosque que han comenzado a ser manejados y que por lo tanto su valor ecológico intrínseco no fue valorado. Sin perjuicio de lo anterior, se han propuesto métodos de valorización por pérdida de bosques, como es el caso de Vermont, donde se empleó la siguiente fórmula: multiplicando la tasa de cambio de la cobertura forestal por el valor estimado para bosques templados y boreales (Costanza y otros., 1997).

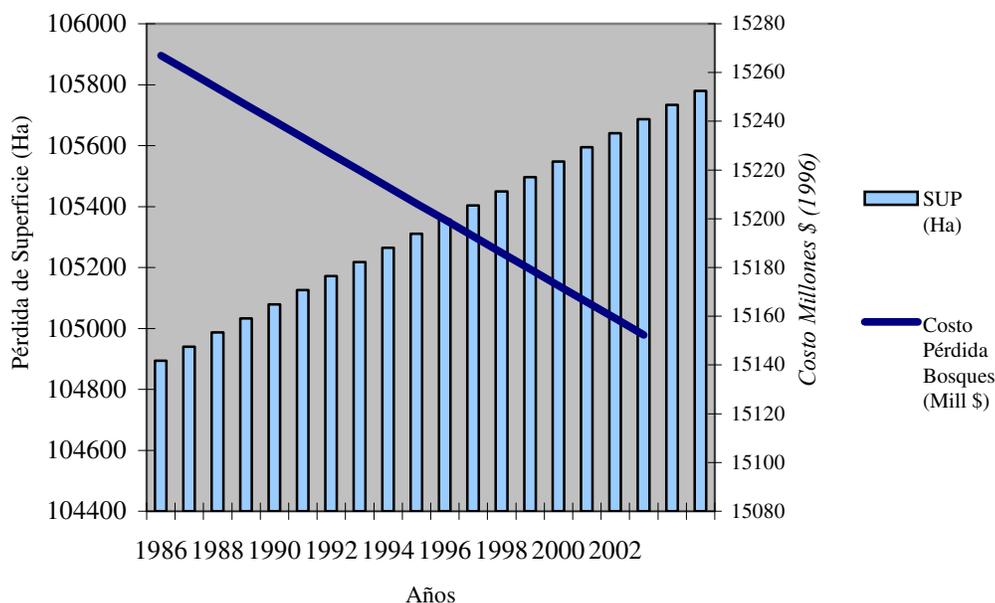
No obstante, la propuesta del enfoque original de valorización se ha empleado en otros países el mismo concepto de valorización de servicios ambientales pero con diversos métodos que acercan el valor a la realidad de cada país. Por ejemplo, en el cálculo desarrollado en Australia se estimó que la pérdida de

bosques nativos representa un gran impacto al bienestar, por tanto se incluyó una estimación monetaria de las pérdidas para su comparación con el PIB. En lugar de intentar valorar cada componente de pérdida, un acercamiento comprensivo a la valoración monetaria puede ser obtenido por estimaciones a través del método de valorización contingente o de disponibilidad a pagar por la preservación de valores medioambientales. Entonces se asumió que el área inicial de bosques alcanzó su máxima en los años finales de la década de 1980, para los otros años se aproximó un cálculo usando datos sobre volúmenes de madera extraídos de bosques naturales.

El método de valorización por pérdida de bosques que se aplicó en la RMS, en ausencia de estudios locales, consideró los valores propuestos por Costanza y otros. (1997) asociado a los tipos de ecosistemas presentes a escala regional. En relación a la pérdida de bosques nativos a nivel de la RMS, la inexistencia de información al respecto sólo hizo posible estimar una tasa de pérdida anual, en función de las cifras de expansión urbana propuestas por Ducci (2002) y el porcentaje de estas cifras correspondiente a pérdida bosque nativo, respecto a la superficie de uso del año 2000, según las cifras proporcionadas en el catastro de recursos vegetacionales nativos de Chile y sus actualizaciones (CONAF–CONAMA, 2003).

En consecuencia, los resultados de este ítem se encuentran subestimados a causa de no haberse considerado las superficies de pérdida fuera del Área Metropolitana de Santiago. Sin embargo, considera la superficie de bosques que ha sido reemplazada para el uso urbano, especialmente en la zona precordillerana de la cuenca del río Mapocho, reflejando con ello las secuelas que esto ha tenido en la pérdida de bienestar, como resultado de la disminución de servicios ambientales, tales como: protección de la cuenca, protección del suelo, control de erosión e inundaciones, entre otras.

FIGURA 5.16
SUPERFICIE Y COSTOS POR PÉRDIDA DE BOSQUES NATIVOS EN LA RMS



Fuente: Elaboración propia, basado en Ducci (2002); CONAF–CONAMA (2003).

Es importante tener presente que la falta de información en este ítem ha sido una dificultad para validar en forma efectiva el IPG. Asimismo, se presenta como un obstáculo importante para su réplica en otras regiones de Chile o para la actualización y revalidación del

índice a escala nacional. A pesar de tener una fácil solución desde el punto de vista práctico, pareciera ser que desde el punto de vista económico, no se han realizado los esfuerzos necesarios para contar con una base de datos nacional de uso de suelo, obtenida a través del uso de la tecnología, mediante el apoyo de imágenes satelitales. Por ahora, sólo se encuentran estudios que abarcan áreas específicas de análisis, pero no la superficie regional.

Columna Z: Inversión Neta de Capital

La Inversión Neta de Capital es equivalente a la Formación Neta de Capital, es decir, en lenguaje de las cuentas nacionales de Chile es Formación Bruta de Capital Fijo (FBCF). La formación o stock de capital, es aquella parte de la producción que no es consumida en un período. Comprende los gastos que adicionan bienes nuevos duraderos a sus existencias de activos fijos, menos sus ventas netas de bienes similares de segunda mano y de desecho, efectuados por las industrias, administraciones públicas y los servicios privados no lucrativos que se prestan a los hogares (Banco Central, 2005).

Este stock de capital es una variable de importancia a la hora de realizar estudios relativos al crecimiento económico. El nivel y antigüedad del stock de capital, junto con la fuerza de trabajo, da una idea de las posibilidades de producción de una economía y de su potencial de crecimiento (Pérez, 2003). En este marco, la idea de incluir esta variable en el cálculo de IPG, es que para que el bienestar económico se sostenga a través del tiempo, la oferta de capital debe aumentar a fin de satisfacer el aumento demográfico. En otras palabras, se trata de incluir la cantidad de capital disponible para la fuerza de trabajo, por cuanto la capacidad de sostenimiento económico depende de cantidades crecientes o constantes de capital (Daly y Cobb, 1993).

Dado que no existe el cálculo de este valor a escala regional, se realizó una estimación indirecta de esta variable, a través de la derivación de la relación FBCF/valor bruto nacional a regional, asumiendo que esta relación es representativa para la RMS⁴³. Cabe destacar que esta estimación persigue el objetivo práctico para la medición del IPG, careciendo de consistencia desde el punto de vista estadístico – contable. La información respecto al Stock Neto a escala nacional, para el período de análisis, se obtuvo de la proyección del Stock Neto de Capital realizada por Pérez (2003). La información respecto al Valor Bruto de Producción Regional se obtuvo del Banco Central (2002a). Por su parte, los datos respecto a la fuerza de trabajo para la RMS se obtuvieron en base a registros laborales del Instituto Nacional de Estadísticas (INE, 2006c). El método empleado para el cálculo de la inversión en Capital Neto fue extraído de Daly y Cobb (1993). Este consiste en calcular el capital mínimo por trabajador para mantener el siguiente período, para luego sustraer el cambio de capital actual, de forma de obtener el crecimiento neto de capital. Detalles del cálculo pueden ser revisados en la tabla 5.4.

⁴³ Sugerencia del Walter Illanes, Banco Central de Chile, comunicación personal.

TABLA 5.4.
CÁLCULO DEL CRECIMIENTO NETO DE CÁPITAL EN LA RMS

Año	Fuerza de Trabajo PEA – RMS (Miles de personas)	Cambio porcentual de la Fuerza de Trabajo	Promedio móvil cambio porcentual Fuerza de Trabajo	Stock Neto de Capital Regional (Mill \$)	Promedio móvil del Stock Neto de Capital	Cambio en el Promedio móvil Stock de Capital	Requerimiento de Capital para la mano de obra	Crecimiento de Capital Neto
1981 1	524			13 835 772				
1982 1	571	3,11		14 208 058				
1983 1	620	3,11		14 577 575				
1984 1	670	3,11		14 978 326				
1985 1	722	3,11	2,49	15 388 574	14 597 661			
1986 1	776	3,11	2,80	15 589 973	14 993 117	395 456	453 676	-58 220
1987 1	829	3,01	2,95	16 214 667	15 291 545	298 428	465 967	-167 539
1988 1	906	4,19	2,98	16 683 250	15 753 106	461 561	468 079	-6 518
1989 1	976	3,67	3,58	17 665 550	16 218 178	465 072	570 831	-105 759
1990 2	1 015	2,00	3,63	18 546 917	16 941 864	723 686	591 428	132 258
1991 2	1 014	-0,04	2,81	19 661 733	17 744 390	802 526	478 143	324 383
1992 2	1 092	3,85	1,39	21 247 514	18 703 062	958 672	246 991	711 680
1993 2	1 249	7,50	2,62	23 137 784	19 975 288	1 272 226	490 375	781 851
1994 2	1 317	3,01	5,06	24 101 725	21 556 536	1 581 248	1 011 119	570 129
1995 2	1 328	0,48	4,04	26 130 312	22 829 131	1 272 594	870 176	402 419
1996 2	1 356	1,22	2,26	28 138 075	24 479 721	1 650 590	515 052	1 135 539
1997 2	1 422	2,79	1,74	30 463 211	26 308 898	1 829 177	425 177	1 404 000
1998 2	1 488	2,73	2,26	32 248 600	28 386 054	2 077 156	595 387	1 481 769
1999 2	1 543	2,22	2,49	33 268 630	30 317 327	1 931 273	708 066	1 223 207
2000 2	1 534	-0,35	2,36	34 929 615	31 792 979	1 475 652	714 074	761 577
2001 2	1 537	0,13	1,00	36 182 924	33 361 297	1 568 318	319 042	1 249 276
2002 2	1 525	-0,49	0,56	37 796 908	34 772 110	1 410 813	188 483	1 222 331
2003 2	1 595	2,77	0,04	39 455 274	36 284 509	1 512 399	13 873	1 498 525

Fuente: Elaboración propia, basado en Daly y Cobb (1993); Pérez (2003); INE (2006c).

Columna AA: Indicador de Progreso Genuino (IPG)

Esta columna representa el resultado del cálculo del IPG, el cual en términos concretos comienza con la valorización del Consumo Personal (A), suma los servicios de las columnas (D a H), resta las columnas referidas a costos sociales y ambientales de (I a Y), suma la columna (Z) y se ajusta por la Distribución del ingreso (*dI*) que en este caso es la columna (B). Utilizando la siguiente fórmula:

$$IPG = (C+D+E+F+G+H+Z) - (I+J+K+L+M+N+O+P+Q+R+S+T+U+V+W+X+Y) \\ \text{aj. } dI \quad (5)$$

Columna AB: Producto Interno Bruto

Se incluye en esta columna el Producto Interno Bruto Regional, con el fin de hacer una comparación entre los dos índices. Las cifras fueron obtenidas del Sistema de Cuentas Nacionales del Banco Central de Chile (2002a).

Columna AC: Indicador de Progreso Genuino Per Cápita

En esta columna se calcula el Indicador de Progreso Genuino per cápita (IPG– *cap*), dividiendo IPG por la población de la RMS, obtenida a partir de los Censos de Población de los años 1982 – 1992 – 2002 del INE (2006a).

Columna AD: Producto Interno Bruto Per Cápita

Lo mismo se realiza para el caso de PIB, dividiéndose por la población de la RMS, para el período de análisis, con lo cual se obtiene el PIB–cap.

4. Las Ventajas del IPG

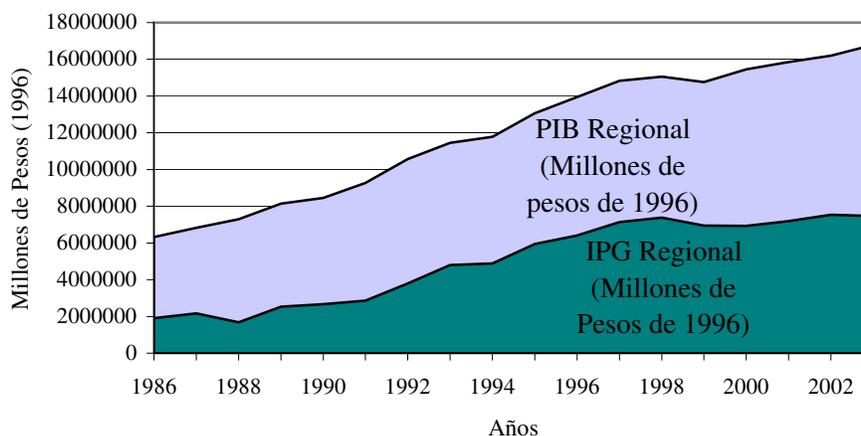
En consideración a las reconocidas deficiencias del PIB como un indicador adecuado para reflejar el bienestar económico de la población, la aplicación IPG como un instrumento más conveniente es un avance cierto. Ello por cuanto, enseña una imagen general del comportamiento de la economía pero, al mismo tiempo, muestra cómo los procesos productivos responsables del crecimiento económico interfieren en el bienestar de la población. Además, representa un escenario en el cual este crecimiento se hace cargo de las externalidades positivas y negativas propias de los procesos productivos.

En efecto, la sola posibilidad de comparación entre el PIB y el IPG es una puesta en alerta de las diferencias que se producen al internalizar las externalidades del crecimiento económico. La Figura 5.17 muestra la brecha existente entre el indicador convencional y el IPG. Los resultados de cada columna se presentan en la Tabla 5.7 (al final del capítulo).

De la Figura 5.17 se puede interpretar por una parte, el aumento paulatino que ha tenido el PIB en la RMS, traducido en la actualidad como crecimiento y por ende como mayor bienestar para la población. Por otra parte, la curva representada por el IPG–RMS muestra una tendencia que corre en forma paralela al PIB–RMS, pero casi un 40% más bajo hasta el año 1991, a partir del cual la diferencia entre uno y otro comienza a aumentar paulatinamente, llegando a ser el IPG alrededor de un 55% menor que el PIB en los últimos siete años del periodo de análisis.

Lo anterior demuestra que a medida que ha aumentado el crecimiento económico, entendido desde la perspectiva de la economía neoclásica, la brecha es mayor con el progreso genuino, representado en una mejor medida del bienestar, lo cual puede interpretarse como un aumento en las presiones sociales y ambientales ejercidas por el crecimiento económico. Dicho de otra forma, se puede concluir que las tasas progresivas de crecimiento económico han ido en detrimento de las condiciones sociales y ambientales de la RMS.

FIGURA 5.17
TENDENCIA DEL PIB V/S IPG, REGIÓN METROPOLITANA



Fuente: Elaboración propia.

No obstante, es importante tener presente que al momento de aplicar este indicador a escala regional, se presentaron problemas prácticos importantes que dificultaron su valorización. Por una parte, la falta de sistematización de la información, en particular, con anterioridad al año 1990 que en algunos casos obligó a realizar extrapolaciones para todo el horizonte estudiado; y por otra, la dispersión y duplicidad de datos existentes para un mismo componente en diversas instituciones que en muchos casos tienen dualidad de responsabilidades, con inadecuados mecanismos de coordinación, que sin duda dificultó una expedita valorización de los ítems considerados. Asimismo, la escasez de datos que obligó en algunos ítems a restringir el número de variables que intervienen en el cálculo de los mismos, como fue el costo de la contaminación del aire y ruido, y además, restringir el uso de métodos que rescatan de modo íntegro el espíritu del IPG, como el caso de los cálculos de costo por contaminación del agua, donde se debió emplear un método de costo de control o de gasto defensivo, en base a tarifas por concepto de la puesta en marcha de las plantas de tratamiento de aguas servidas.

En este mismo sentido, otro elemento que fue de suma relevancia en la obtención de este indicador, lo constituyó la falta de algunos datos a escala regional en el SCN del Banco Central, que significó realizar extrapolaciones de acuerdo a las cifras macroeconómicas y cuentas a nivel nacional, lo cual pudo ser subsanado gracias a la alta correlación entre las cifras macroeconómicas nacional y regional y a una amplia variedad de estudios desarrollados en la RMS. Por lo anterior, se estima que los resultados son una aproximación que tiene sesgos de tipo estadístico contable, que si bien no son de relevancia, pueden reflejar diferencias cuando esta información pueda ser elaborada y se cuente con las estadísticas a escala regional necesarias para dar solución a este problema.

En consecuencia, se cree que la forma de poder aplicar de manera efectiva este indicador, pudiendo ser replicado en otras regiones, será posible cuando se coordine eficientemente a las instituciones del Estado y otros entes privados que manejan información regional y nacional, para la creación de cuentas satélites, que contengan bases de datos digitales anuales, con la

información requerida para estos fines. A partir de este estudio, se cree que esta situación es posible, por cuanto la información en muchos casos existe y en otras es posible incluirla en los sistemas de registros, encuestas, etc. del INE, MIDEPLAN, y otras instituciones que manejan los recursos del Estado.

Las instituciones públicas se destacan por la escasa generación de información de los costos sociales y económicos de una importante cantidad de variables incluidas en este estudio, lo cual revela la baja internalización sobre la posibilidad que estos elementos puedan ser valorados económicamente y, por lo tanto, competir con los criterios que hoy en día se utilizan para priorizar la inversión y tomar las decisiones sobre la generación de políticas públicas. Sin embargo, pese a los inconvenientes que presentó el cálculo del IPG regional, se considera que los resultados obtenidos son una adecuada aproximación al valor del bienestar económico genuino y sustentable de la RMS. Ello, en virtud de la consideración de variables que no han sido incluidas en el cálculo del actual indicador de bienestar PIB, a partir del cual hoy en día se toman las decisiones políticas que rigen los destinos de Chile y sus regiones.

En este marco, al observar la Tabla 5.5 donde se muestra la evolución del porcentaje anual de crecimiento para el IPG-cap y el PIB-cap, en períodos de tres años, es posible reconocer que el PIB-RMS ha crecido más del 100% en los últimos 17 años, mientras que el IPG-RMS lo ha superado creciendo un 157% en el mismo período. En general se aprecia que del crecimiento promedio cada tres años, el IPG-RMS, sólo creció menos que el PIB-RMS en los períodos 1986–1989 y 1999–2001, lo cual coincide con las bajas que experimentó el PIB en el mismo período.

TABLA 5.5
PORCENTAJE ANUAL DE CRECIMIENTO DE IPG/CAP Y PIB/CAP,
CADA TRES AÑOS EN LA RMS

Período de análisis	IPG / CAP	PIB / CAP
1986 – 1989	-2,14	3,60
1990 – 1992	10,93	6,21
1993 – 1995	18,94	6,72
1996 – 1998	10,68	6,44
1999 – 2001	-4,88	0,01
2002 – 2003	4,85	1,32
Crecimiento Total	156,77	101,91

Fuente: Elaboración propia.

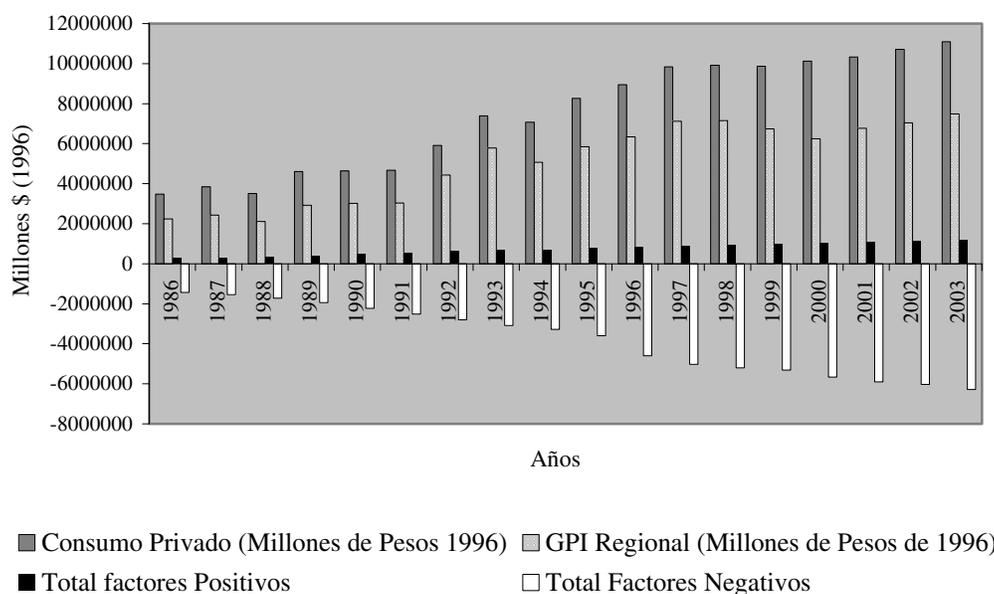
Lo anterior parece responder, en parte, al alto costo que tuvo para la población los problemas de contaminación del aire al inicio del período de análisis y a las cifras negativas del Crecimiento Neto de Capital, período en que el país se encontraba superando la crisis de la década de 1980, originada por un sobreconsumo nacional, promovido por la liquidez mundial, la actividad crediticia interna regulada por el mercado, y una política de tipo cambiario fijo que fue usada para controlar la inflación y fue haciendo crecientemente baratas las importaciones (González, 2004).

En el caso del período 1999–2001, las cifras negativas coinciden con una disminución en el crecimiento económico, evaluado en el PIB, lo cual produjo una baja evidente en los niveles de consumo de bienes durables y de los servicios netos del gobierno en salud, educación e infraestructura, provocado por la crisis Asiática que afectó a Chile en el período antes citado.

En lo que respecta al mayor crecimiento del IPGR en relación PIBR, se puede señalar que esta tendencia obedece al alto aporte del crecimiento neto de capital y al aumento que recibió el ítem de consumo por concepto del ajuste por distribución del ingreso, donde hay que recordar que en ambos casos el aporte al IPG fue ampliamente positivo.

Al analizar el aporte de cada categoría de análisis – valores positivos y negativos – en relación al IPG, se aprecia que los ítems que mayormente contribuyen al mismo corresponden al Consumo Personal. Los Gastos Defensivos sociales y ambientales, representados en los factores negativos, aportan de manera considerable en el resultado final del IPG, por sobre el aporte de los factores positivos (figura 5.18).

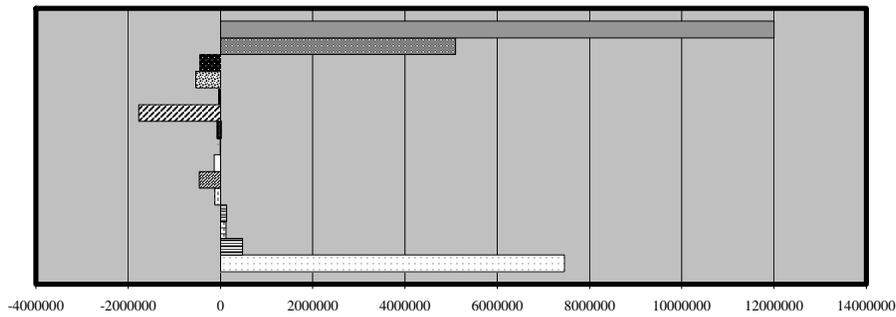
FIGURA 5.18
CONTRIBUCIÓN DE LOS ÍTEMES AL IPG–RMS
(millones de pesos 1996)



Fuente: Elaboración propia.

Entrando en el análisis de las variables consideradas en cada categoría, la Figura 5.19 muestra la participación promedio de cada columna en el IPG dentro del horizonte evaluado. En ella se presentan resultados interesantes. Por una parte, la alta participación de los servicios del trabajo de la mujer en el hogar, como aporte al IPG, representando el 65% de la categoría de factores positivos. Otra variable importante es la correspondiente a los servicios ofrecidos en salud y educación, influido mayoritariamente por el aporte en la salud. Cabe consignar que ambas variables fueron las más representativas en el cálculo del IBES, desarrollado por Castañeda (1999) a escala nacional, lo cual confirma la gran representatividad que tiene la RMS en las cifras macroeconómicas nacionales, fundamentalmente cuando se trata de variables dependientes de cifras de inversión y de población, en relación al resto del país.

FIGURA 5.19
PARTICIPACIÓN DE LAS DISTINTAS VARIABLES EN EL IPG–RMS



Millones de Pesos
(\$1996)

- Consumo Personal ajustado
- Consumo de Bienes Durables (1)
- Costo de delincuencia
- Costos de accidentes
- Costo de contaminación del aire
- Daño ambiental a largo plazo
- Costos defensivos (Salud/Educ)
- PIB Regional (Millones de pesos de 1996)
- Valor trabajo del hogar
- Servicios de Salud/Educ
- Costo de Traslado a lugares de Trabajo
- Costo Residuos Solidos Domicilarios
- Degradación de recursos no renovables
- Costos de consumos durables
- GPI Regional (Millones de Pesos de 1996)

Fuente: Elaboración propia.

En relación al análisis de variables que inciden en la disminución del IPG, se encuentra en primer lugar el costo de la Degradación de Recursos Naturales no Renovables, cifra que, de acuerdo al método empleado sugiere una valoración abultada respecto al resto de las variables.

Dada las fuertes críticas que ha tenido el método de valorización de este ítem se realizó la medición del IPG, sin esta columna para comparar ambos resultados (tabla 5.6).

TABLA 5.6
INDICADOR DE PROGRESO GENUINO CON Y SIN LA VARIABLE DE DEGRADACIÓN DE
RECURSOS NATURALES NO RENOVABLES

Año	IPG	IPG s–pRRNN	IPG/cap	IPG s–pRRNN/cap
1986	2 215 275 2	570 675 474 162	550 233	
1987	2 510 529 2	928 926 537 359	626 914	
1988	2 145 366 2	637 924 459 199	564 627	
1989	2 926 591 3	506 457 626 414	750 530	
1990	2 982 718 3	665 368 638 428	784 543	
1991	3 105 089 3	908 740 664 620	836 635	
1992	4 538 875 5	428 708 971 511	1 161 972	
1993	5 826 772 6	812 438 1 247 175	1 458 149	
1994	5 192 807 6	226 677 1 111 480	1 332 772	
1995	6 077 754 7	209 595 1 300 896	1 543 157	
1996	6 718 816 8	351 427 1 438 110	1 787 558	
1997	7 637 393 9	437 104 1 634 724	2 019 938	
1998	7 835 196 9	650 808 1 677 063	2 065 680	
1999	7 597 553 9	517 606 1 626 197	2 037 169	
2000	7 258 274 9	274 034 1 553 577	1 985 035	
2001	7 915 669 9	978 219 1 694 287	2 135 760	
2002	8 286 769 10	364 180 1 773 718	2 218 372	
2003	8 850 996 10	943 207 1 894 487	2 342 308	

Fuente: Elaboración propia.

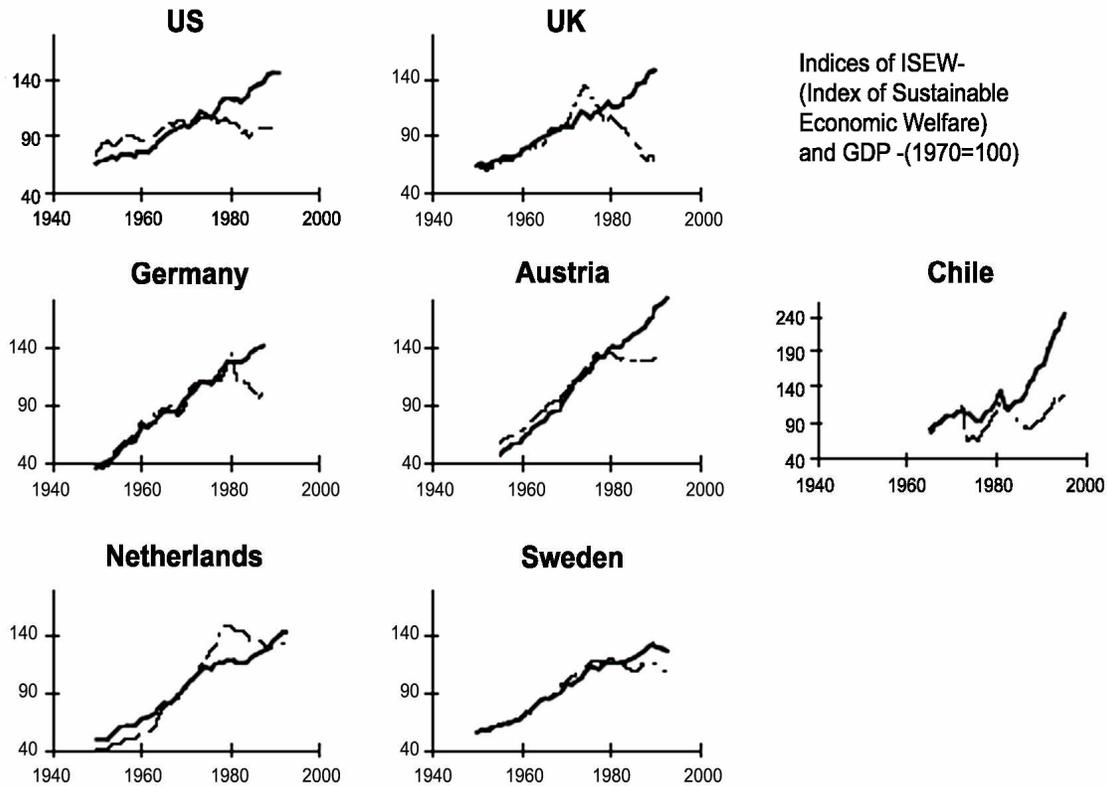
La tabla 5.6 muestra que la inclusión de esta variable influye de manera importante en el resultado del IPG, por cuanto representa cerca del 20% del valor de las variables negativas. Ello implica que sin su inclusión el IPG sería mayor, lo cual sugiere que no es despreciable reconocer que en efecto la RMS es altamente demandante y consumista, lo cual induce a degradar recursos naturales no renovables que deben ser asumidos dentro de la valorización, puesto que esta cifra demuestra que es la mayor limitante de la región para ser considerada sustentable. Sin perjuicio de lo anterior, al revisar la tendencia del cálculo IPG–sRRNN, es verificable igualmente la brecha respecto al PIB–RMS, lo cual demuestra que de todas formas existen otras variables del crecimiento, distintas a la degradación de recursos no renovables, que disminuyen el bienestar neto de la población.

5. El Valor de un Indicador de Bienestar Regional

En general los estudios realizados en diversos países que han medido tanto el IBES como el IPG se tiene que, a pesar de que existen muchas diferencias, hay claras semejanzas entre estos estudios. En particular, muchos de ellos muestran evidencias de una divergencia progresiva entre PIB e IPG hacia las últimas décadas. En la mayoría de los estudios, los índices ajustados aparecen creciendo de manera semejante al PBI hasta aproximadamente mediados de la década de 1970 o a principios de la década de

1980. Después de estos períodos, las medidas ajustadas, en particular en los países más desarrollados, tienden a estabilizarse o disminuir, a pesar del crecimiento continuo del PIB (Figura 5.20).

FIGURA 5.20
IBES Y PIB PARA PAÍSES SELECCIONADOS



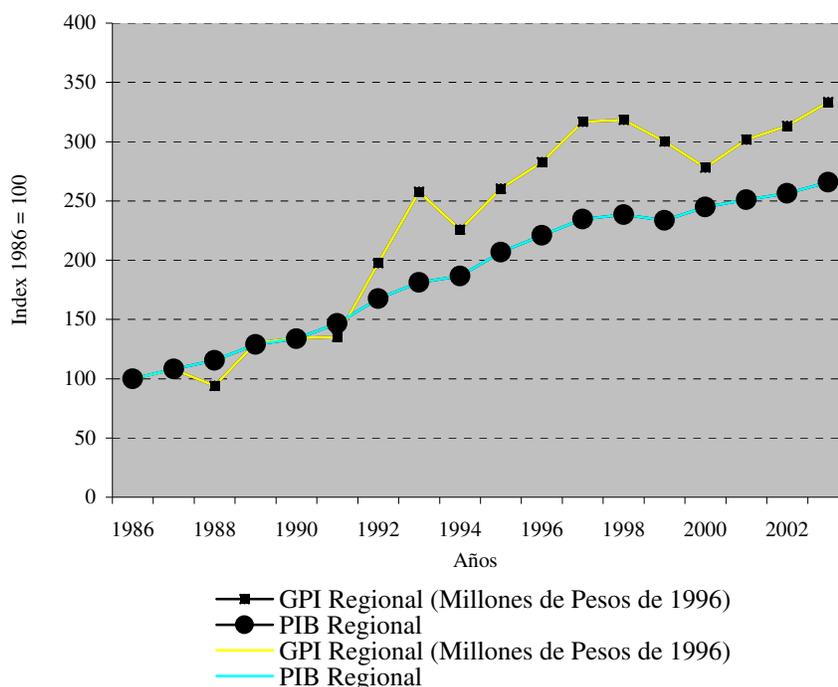
Fuente: Costanza y otros. (2004)

Ahora bien, si se comparan los resultados del presente estudio con los desarrollados en otros países, indexando los valores del PIB-RMS y del IPG-RMS al año de inicio (1986), de manera de tener un patrón objetivo de contraste, se encuentra lo siguiente: de acuerdo a los resultados analizados, observados en la Figura 5.21, el IPG-cap ha tenido un comportamiento ascendente, creciendo a tasas mayores que el PIB-cap, lo cual puede representar dos escenarios. Por una parte, puede manifestar una situación alentadora para la RMS, en el sentido que a pesar del evidente efecto del crecimiento regional en la degradación de recursos naturales y las crecientes amenazas ambientales y sociales, el IPG-RMS aumentó más rápido que el PIB, indicando que se avanza rápidamente a un nivel de bienestar mayor y sustentable. Por otra parte, en un escenario menos positivo, observando la misma figura se puede señalar que el índice de crecimiento sigue manteniendo e incluso aumento la brecha que existe entre el PIB-RMS y el IPG-RMS, lo cual sugiere que mientras se continúen imponiendo metas de crecimiento ascendentes, las consecuencias serán mayores sobre la salud de la población, y los costos sociales y ambientales.

Lo anterior es concordante con los resultados obtenidos en países desarrollados que inician un período con un IBES/IPG igual o superior al PIB al comienzo del período, hasta un punto donde se inicia una tendencia inversa. En el caso de la RMS, bien podría deberse a que no se ha llegado a los niveles de crecimiento donde los gastos asistentes del crecimiento sean superiores a este, como lo plantea la 'Hipótesis del Umbral' de Max-Neff.

En términos generales, podemos señalar que existe una relación directa entre los valores del PIB–RMS y el IPG–RMS, lo cual demuestra la alta dependencia que tiene el IPG con las cifras macroeconómicas regionales, estando las del valor del trabajo en el hogar dentro de las variables positivas, y la degradación de recursos naturales no renovables en las negativas, dentro de las que tienen mayor incidencia social y ambiental en la baja de las cifras de crecimiento.

FIGURA 5.21
VARIACIÓN DEL PIB V/S IPG, EN LA RMS



Fuente: Elaboración propia. (Indexado 1986)

Sin embargo, aún cuando se elimine la columna de degradación de recursos naturales no renovables, el IPG mantiene la misma tendencia, lo cual indica que la manifestación del bienestar económico no es enteramente dependiente de esta variable.

Cabe destacar que el IPG se vió favorecido en su relación con la distribución del ingreso, debido a que el período de análisis comienza en *perpetuo* de una mejora en los índices de desigualdad, lo cual produjo que su ajuste indexado al año 1986 produjera cifras de consumo superiores a los valores iniciales que no consideraba la distribución del ingreso. Situación similar ocurre con el crecimiento neto de capital, cuyos valores fueron obtenidos a partir de una proyección del stock de capital a escala nacional y no con cifras reales de la región, correspondiendo sólo la proyección de la fuerza de trabajo a cifras de la RMS. Esta situación puede explicar en gran medida el creciente aumento del IPG–RMS, corroborado con la desaceleración que se produce en el crecimiento del IPG los años 1988 – en que el crecimiento neto fue negativo – y 1991 – en que disminuyó el CP –, tal como lo muestra la Figura 5.21 y el cuadro de síntesis del cálculo de cada variable del IPG (ver Tabla 5.7 al final del capítulo).

Elementos importantes de ser destacados en relación a las variables sociales lo constituyen los costos de accidentes, los cuales disminuyeron paulatinamente a partir del año 1997. Ello puede deberse al desarrollo de políticas públicas y mejoras en la seguridad vial, que han contribuido a aumentar el bienestar por este concepto. No ocurre lo mismo con la delincuencia y los costos de traslado a los lugares de trabajo, los cuales han aumentado durante el período, lo cual indica que las medidas contra la

delincuencia no han sido lo suficientemente efectivas como para reducir las pérdidas por este concepto, dejando con ello una alerta a las autoridades para seguir perfeccionando las políticas de seguridad. En relación a los costos de traslado, si bien ha habido mejoras en los sistemas de transporte público, las cifras indican que aún existen elementos que interfieren en la mejoría de esta variable, algunos de estos elementos son las largas distancias de desplazamiento producto de la expansión de la ciudad y el aumento paulatino de la tasa de motorización con la consecuente congestión, entre otros.

En ambos casos, la notoria incidencia de los valores anuales en la declinación del bienestar, dejan de manifiesto la necesidad de poner atención a estos temas, de manera de seguir innovando en el desarrollo de estrategias y políticas públicas. Cabe consignar que las cifras de análisis llegan hasta el año 2003, por lo tanto de existir nuevas mejoras, podrá evidenciarse en el cálculo del IPG con posterioridad al año 2003.

Mención honrosa le cabe a la valorización del costo por contaminación del aire. Sus cifras muestran una inclinación a la baja desde el año de inicio del horizonte examinado. Esta tendencia muestra que las medidas ambientales como: las exigencias en mejoras tecnológicas, el Plan de Descontaminación, y las normas de emisiones fijas y móviles, han tenido efectos positivos sobre el bienestar económico. Sin embargo, las cifras actuales son igualmente altas, lo cual indica que aún hay variables que mejorar, ya sea a través del perfeccionamiento de los instrumentos, el aumento de la fiscalización, y la inyección de recursos, entre otros.

En consecuencia, estamos frente a un resultado que no sólo mostró una fotografía de la tendencia pasada y una proyección actual del bienestar económico, sino que además entregó antecedentes concretos sobre la realidad económica, social y ambiental de la RMS, sobre la cual se pudo analizar la eficiencia de las políticas, planes y programas del Estado implementadas hasta ahora, y para evidenciar cuales hay que mejorar en virtud de alcanzar la sustentabilidad de la ciudad–región.

TABLA 5.7 – A
RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL
IPG–RMS

Año	Factores Positivos							
	Consumo Privado (Millones de Pesos de 1996)	Distribución del Ingreso	Consumo Personal ajustado x Distribución Ingreso	Valor del Trabajo en el Hogar	Valor del Trabajo Voluntario	Consumo de Bienes Durables (1)	Servicios de Calles y Carreteras	Servicios de Salud/Educ.
1986 3	470 743	100	3 470 743	151 322	209	63 227	1 289	47 573
1987 3	805 357	99	3 837 882	173 559	246	68 370	1 287	50 058
1988 3	861 982	110	3 505 491	202 118	298	73 054	1 321	54 755
1989 4	683 675	102	4 605 614	235 177	353	81 476	1 301	56 758
1990 4	565 075	98	4 643 783	318 590	453	84 568	1 229	63 150
1991 4	755 771	102	4 676 508	381 141	526	92 736	1 135	79 190
1992 5	808 367	98	5 908 511	405 407	576	105 882	1 416	99 752
1993 6	640 285	90	7 392 015	463 325	639	114 557	1 268	117 151
1994 6	286 390	89	7 064 705	456 116	687	117 985	2 591	131 065
1995 7	284 705	88	8 265 338	496 424	737	130 764	5 380	142 020

(continúa)

TABLA 5.7 – A (CONCLUSIÓN)

1996 8	342 332	93	8 949 047	523 349	785	162 507	8 810	159 619
1997 9	002 169	92	9 835 703	541 914	822	180 373	5 837	169 913
1998 8	825 112	89	9 917 745	581 404	898	181 551	7 301	183 469
1999 9	248 293	94	9 867 076	637 663	1,000	132 605	3 750	195 151
2000 9	485 654	94	10 120 318	690 470	1,067	142 409	3 911	185 420
2001 9	688 414	94	10 336 645	738 044	1,111	137 543	4 022	203 165
2002 10	038 304	94	10 709 945	778 411	1,146	136 942	8 221	205 822
2003 10	400 831	94	11 096 727	798 086	1,203	148 963	11 887	215 156

Fuente: Elaboración propia.

(Valores en millones de pesos chilenos, con excepción de los valores porcentuales),

**TABLA 5.7 – B
RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL
IPG–RMS**

		Factores de costos defensivos						
		Social						
I J K L M N Ñ O								
Año	Costo de Delincuencia	Costos de Divorcios	Costos de Horas de Ocio	Costo de Desempleo	Costos de Consumos Durables (2)	Costos Defensivos (Salud/Educ.)	Costo de Traslado a Lugares de Trabajo	Costos de Accidentes
1986	124 212	137	0	5 513	281 011	275 019	179 376	101 763
1987	86 823	146	0	6 491	303 865	304 165	202 210	97 386
1988	85 529	153	0	7 955	324 686	336 044	234 630	102 969
1989	85 261	156	0	9 648	362 116	370 820	270 793	113 353
1990	101 767	159	0	12 486	375 857	408 640	338 966	121 317
1991	103 381	162	0	14 325	412 162	449 623	383 861	125 250
1992	98 553	165	0	16 131	470 587	496 453	410 723	135 351
1993	100 068	167	0	19 034	509 144	547 673	444 897	139 815
1994	96 868	169	0	20 886	524 380	603 586	467 729	138 954
1995	90 876	172	0	22 291	581 174	664 493	490 398	156 361
1996	107 485	174	0	24 023	722 253	730 680	510 682	174 880
1997	114 705	177	0	27 585	801 658	767 501	523 596	161 561
1998	124 242	178	0	23 404	806 892	798 924	560 143	156 223
1999	150 902	174	0	32 066	589 355	811 393	610 685	145 953
2000	163 428	192	0	36 955	632 927	843 691	638 527	120 830
2001	189 888	187	0	44 819	611 301	853 668	649 798	143 259
2002	188 821	177	0	39 704	608 633	860 070	658 678	135 684
2003	214 813	185	0	44 076	662 058	870 836	672 870	143 971

Fuente: Elaboración propia.

TABLA 5.7 – C
RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL
IPG–RMS

Factores de costos defensivos									
Ambiental									
Año	P	Q	R	S	T	U	V	W	Y
	Costo Residuos Sólidos Domiciliarios	Costo de Contaminación del Agua	Costo de Contaminación del Aire	Costo de Contaminación Acústica	Costo por Pérdida de Humedales	Costo Pérdida de Terrenos Agrícolas	Degradación de Recursos no Renovables	Daño Ambiental a Largo Plazo	Costo Pérdida de Bosque Nativo
1986	1 929	1 610	102 222	577	0	0	355 401	2 300	0
1987	2 348	1 684	96 051	615	259	97	418 397	5 008	2
1988	2 857	1 759	90 260	654	517	193	492 559	8 196	3
1989	3 475	1 836	84 823	692	776	290	579 866	11 950	5
1990	4 224	2 326	74 931	731	1 034	387	682 650	16 368	6
1991	4 639	2 556	67 417	769	1 293	484	803 652	21 570	8
1992	5 630	3 731	69 019	808	1 551	581	889 833	27 329	9
1993	6 625	5 757	63 783	846	1 810	679	985 666	33 709	11
1994	5 933	5 883	57 807	885	2 069	776	1 033 870	40 401	12
1995	7 172	5 754	51 628	923	2 327	874	1 131 841	47 726	14
1996	8 672	5 857	52 809	962	2 586	972	1 632 611	58 293	15
1997	9 897	5 770	48 029	1 000	2 844	1 070	1 799 711	69 942	17
1998	9 830	5 843	46 730	1 039	3 103	1 168	1 815 612	81 694	19
1999	9 769	6 418	44 149	1 077	3 362	1 266	1 920 053	94 121	20
2000	9 777	7 561	42 949	1 116	3 620	1 364	2 015 760	107 168	22
2001	9 629	8 717	43 012	1 154	3 879	1 498	2 062 550	120 518	24
2002	9 700	9 249	41 885	1 192	4 137	1 644	2 077 411	133 964	26
2003	9 788	10 927	40 345	1 231	4 396	1 802	2 092 211	147 506	29

Fuente: Elaboración propia.

TABLA 5.7 – D
RESULTADOS DE LOS CÁLCULOS DE CADA COLUMNA PARA OBTENER EL VALOR DEL
IPG–RMS

Cálculo del indicador de progreso genuino						
Z		AA	AB		AC	AD
Año	Inversión Neta de Capital	IPG Regional (Millones de pesos de 1996)	PIB Regional (Millones de pesos de 1996)	Población Regional (Personas)	IPG Regional Per Cápita (Pesos de 1996)	PIB Regional Per Cápita (Pesos de 1996)
1986 –58 220		2 245 076	6 315 632	4 671 976	480 541	1 351 812
1987 –167 539		2 425 765	6 829 287	4 764 888	509 092	1 433 252
1988 –6 518		2 111 559	7 297 227	4 859 647	434 509	1 501 596
1989 –105 759		2 925 289	8 138 449	4 956 291	590 217	1 642 044
1990 132 258		3 016 504	8 447 285	5 054 857	596 754	1 671 123
1991 324 383		3 036 467	9 263 218	5 155 383	588 990	1 796 805
1992 711 680		4 434 094	10 576 301	5 257 937	843 314	2 011 493
1993 781 851		5 784 545	11 442 861	5 333 223	1 084 625	2 145 581
1994 570 129		5 067 266	11 785 280	5 409 587	936 720	2 178 592
1995 402 419		5 844 101	13 061 716	5 487 044	1 065 073	2 380 465
1996 1 135 539		6 345 219	13 945 724	5 565 610	1 140 076	2 505 696
1997 1 404 000		7 111 990	14 824 797	5 645 301	1 259 807	2 626 042
1998 1 481 769		7 146 078	15 048 761	5 726 133	1 247 976	2 628 084
1999 1 223 207		6 740 078	14 752 778	5 808 123	1 160 457	2 540 025
2000 761 577		6 246 028	15 460 202	5 891 287	1 060 215	2 624 249
2001 1 249 276		6 775 068	15 856 994	5 975 641	1 133 781	2 653 606
2002 1 222 331		7 035 618	16 195 945	6 061 203	1 160 763	2 672 068
2003 1 498 525		7 487 611	16 780 850	6 147 991	1 217 896	2 729 485

Fuente: Elaboración propia.

VI. El uso de Metodologías de evaluación de Sustentabilidad en las Políticas Públicas

El concepto de desarrollo sustentable ha sido aplicado con más frecuencia a las ciudades–regiones desde la mitad de la década de 1990, debido al reconocimiento del rol de las ciudades como centros claves de producción y consumo, que tienen repercusiones más allá de sus áreas locales. En muchos sentidos, el mejoramiento de la gestión de ciudades y sus contextos regionales es visto como una forma de fomentar o influir en fenómenos ambientales más amplios tales como el cambio climático, el abastecimiento de agua potable, el saneamiento, y la provisión de energía. No obstante, esta perspectiva debe ser extendida hacia consideraciones de transformaciones sociales y económicas, incluyendo diversos aspectos como la expansión urbana, la infraestructura, la salud y la violencia, entre otros.

Se requiere un mejoramiento en la coordinación de las actividades socio–económicas y capacidades ecológicas, ligado a que autoridades, actores privados y comunidades pueden seguir orientaciones más sustentables para el desarrollo urbano y regional. Dichas orientaciones fueron identificadas en el informe Brundtland (1988) y detalladas en términos de opciones de implementación en el Programa 21 (1992). Han sido la Comisión de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas y otras agencias, tales como Habitat y PNUMA, las más activas en promover la adopción, por parte de autoridades urbanas y comunidades, de un pensamiento que favorece más sustentabilidad en su planificación y su coordinación de actividades.

Son pocas las autoridades regionales y municipales que han integrado esta orientación en sus operaciones y su planificación estratégica. Sin embargo, el número es creciente debido a tres factores: proceso de concientización; aumento de la participación ciudadana; y la generación de sistemas alternativos de gestión urbana y regional.

Otras organizaciones, incluso ICLEI (Gobiernos Locales para la Sustentabilidad), están siendo claves en el aumento de la concientización, no obstante, en algunos países son las mismas instituciones de coordinación nacional del desarrollo sustentable las que ofrecen este estímulo. Las empresas privadas también son agentes de dichas transformaciones, debido a que muchas han adoptado sistemas de gestión ambiental o, al menos, son más conscientes de la necesidad de reconsiderar sus insumos (por ejemplo, la calidad de materias primas y energía), y reducir sus emisiones y descargas a través de sistemas de producción limpia o tecnologías ‘end–of–pipe’.

También son relevantes en términos de sus actividades de empleo y relaciones comunitarias, porque tienen implicaciones de sustentabilidad más amplias debido a las asociaciones entre ellos y los indicadores macro-económicos sobre la salud de la empresa. Es precisamente la confluencia entre actividades públicas, privadas y basadas en las comunidades las que generan la sustentabilidad general del sistema de la ciudad-región. Por eso, un mejoramiento en la comprensión de actores y variables constituye una evaluación amplia de la sustentabilidad, en términos de agentes, escalas geográficas y temporalidad.

El desarrollo de metodologías de evaluación de la sustentabilidad para reflejar estos componentes del sistema de la ciudad-región y su pasado, presente, y escenarios futuros posibles, es esencial para el proceso de planificación y para la toma de decisiones en el corto, mediano y largo plazo. No obstante, las metodologías disponibles no son perfectas debido a la escala geográfica de análisis, a la calidad y disponibilidad de los datos, y a las variables que son incluidas o excluidas en cada evaluación. Esta situación no debe generar un rechazo de estos métodos o de un enfoque basado en la sustentabilidad. El uso del PIB es también una medida inadecuada para el desarrollo urbano y regional, porque no revela los criterios de calidad de vida o la capacidad de carga ecológica del sistema natural inmediato, sobre el cual están establecidos el ambiente construido y la socio-economía metropolitana.

En el caso de la RMS, la ciudad-región es un pivote del desarrollo nacional. Debido a la concentración de la población nacional en su ciudad principal y a la concentración de actividades económicas que sirven a los sectores de recursos naturales orientados hacia las exportaciones del país, por ello la sustentabilidad de la RMS es un indicador importante de la condición nacional. La región utiliza la base de los recursos naturales y, como la mayoría de las regiones metropolitanas, es un importador neto de recursos, por eso genera una huella ecológica significativa. En términos de lo que ocurre dentro de la RMS, el IPG también revela que un porcentaje considerable del PIB, la salud económica de la región, es generado por presiones negativas sobre el tejido social y el entorno regional. Ambas metodologías de análisis son indicativas de las tendencias negativas y positivas que transcurren en la región. Además de revelar las áreas de la socio-economía regional (e inter-regional) y la condición ambiental que son afectadas negativamente por los procesos contemporáneos de producción y consumo, es posible diseñar mejores políticas públicas y estimular la toma de decisiones más sensibles a distintos niveles de gobernanza, desde autoridades ministeriales y regionales hasta comités barriales. En muchos sentidos, esta tendencia sigue la perspectiva Pigouviana y muestra la necesidad de incorporar las externalidades en las evaluaciones del comportamiento de distintos actores, para promover un bienestar ampliamente concebido. Es un proceso complejo debido principalmente al rango de las externalidades posibles, las dificultades en identificar quien es el responsable por su creación en espacios urbanos densificados, la capacidad o resiliencia del entorno natural y de la sociedad para reaccionar ante estas externalidades, y por las variaciones espaciales y temporales de estos fenómenos.

Las ciudades-regiones son sistemas dinámicos y complejos, por eso es altamente difícil extraer sub-sistemas o externalidades específicas y examinarlas en forma aislada. Tienen que ser entendidas dentro del contexto de sistema completo para clarificar por qué, dónde y cómo ocurren, quienes no alcanzan a internalizarlas, y quienes son responsables para cambiar esta condición. Lo anterior puede ser visto claramente en los casos del tratamiento de aguas servidas, la contaminación atmosférica y la red de transporte pública Transantiago. A pesar de esta complejidad, la huella ecológica y el IPG proveen indicadores útiles de cómo está funcionando el sistema completo y hacia donde deben estar enfocadas las intervenciones de políticas públicas para crear un nuevo equilibrio. Estas metodologías requieren más desarrollo y es dicho objetivo el que motiva la presente investigación aplicada. Así, la reunión del Global Footprint Network en Siena, en junio 2006, juntó los expertos más activos en promover la huella ecológica y demuestra

la preocupación contemporánea en refinar la metodología y reflejar su rol en el apoyo a los tomadores de decisiones, o por lo menos, generar una mayor concientización del comportamiento o patrones de consumo en la sociedad. Este proceso está actualmente basado en un set de estándares para la huella ecológica.

Para avanzar en el mejoramiento de los tipos de metodologías de evaluación de la sustentabilidad, es importante enfatizar sobre los obstáculos presentados y las oportunidades que se pueden generar. En el caso de la RMS, el punto de origen es una nota sobre la complejidad del sistema de la ciudad–región y como eso genera intentos por fragmentar analíticamente el sistema, espacialmente y en términos de componentes, dentro de distintas intervenciones públicas y privadas.

Como todas las ciudades–regiones metropolitanas, la RMS experimentó un rápido crecimiento durante el siglo XX. Aunque las tasas de crecimiento demográfico han disminuido hacia el finales del siglo XX, la dinámica de crecimiento natural de una población de más de 5 millones genera fuertes presiones sobre los recursos (alimenticios, agua, energía, materiales de construcción, entre otros) y la generación de residuos. Hay factores significativos asociados a las densidades urbanas, pobreza e inequidad, y aspectos de crímenes y violencia. No obstante, la calidad de vida en la RMS varía considerablemente por comuna, también en forma intra–comunal, debido entre diversos aspectos a su distribución e intensidad geográfica. Sin embargo, estas experiencias a escalas más micro y meso no son establecidas por las metodologías empleadas.

En esta aplicación específica, los métodos ocupan datos a nivel regional para establecer los parámetros de cambios en la RMS. Para pasar a otra escala geográfica, es decir hacia escalas provinciales, municipales y vecinales, hay que entender mejor estos parámetros. En el caso de la huella ecológica de Santiago elaborada por Wackernagel y basada en datos de principios de la década de 1990, posteriormente se hizo una evaluación proxy para las comunas de Vitacura y Cerro Navia. No obstante, los datos utilizados en dicha evaluación no están basados en estas dos municipalidades per se, sino en aproximaciones derivadas de la huella metropolitana completa. Como en todas las dimensiones de la huella, son indicativas más que representativas de una condición específica. Es útil para aumentar la concientización de no solamente las presiones ejercidas fuera del área metropolitana, sino las variaciones significativas dentro del área metropolitana.

Sin duda, la disponibilidad y la calidad de los datos son claves para generar indicadores compuestos de los cambios urbanos y regionales: en el caso de la huella ecológica es hectáreas per cápita, mientras el IPG funciona en términos de la brecha entre el PIB y el IPG en moneda chilena. En ambos casos, son diversos los datos que entran en el cálculo. Estos datos vienen de diferentes fuentes, tienen unidades de medición diversas y son medidas en escalas geográficas distintas. La necesidad de generar uniformidad en estas unidades produce decisiones complejas respecto a criterios de conversión. La ponderación de estos datos está predeterminada en los marcos metodológicos de cada instrumento. Lo importante de destacar es que, por razones de políticas públicas, los factores de conversión global no son utilizados en escenarios regionales. Los factores de conversión global, en el caso de la huella, ofrecen números que no reflejan la situación local. Mientras que son necesarios para establecer criterios universales para comparar huellas nacionales, este objetivo de comparar y rank experiencias internacionales deriva abstracciones significativas de los que pasa en el territorio. Por ejemplo, calcular una huella metropolitana por extrapolación de datos nacionales puede producir errores significativos. No obstante, por usar criterios de conversión local, es posible construir un instrumento que puede servir a los tomadores de decisiones urbanas y regionales. Es este último concepto el que debe primar en la aplicación de la metodología y para los tomadores de decisiones debe ser priorizado por sobre las alternativas para rankings internacionales.

En los dos casos (huella ecológica e IPG), los desafíos frente a la consecución de los datos han sido revelados a nivel de detalle de manera que sean útiles para quienes quieran llevar a cabo un estudio similar en la RMS u otra ciudad–región. Fue otro de los objetivos de esta investigación que se ha realizado: la necesidad de abrir la caja negra de estas metodologías y exponerlas para escrutinio, ya sea para bien o para mal. Es solamente a través de una reflexión crítica que es posible mejorarlas, para rechazar su utilidad en la toma de decisiones, o apoyar su uso más amplio para propósitos diferentes, tal vez educacional, para las políticas públicas metropolitanas o la selección de proyectos, o para los análisis comparativos intranacionales o internacionales.

En el caso de la CEPAL y varios institutos nacionales de estadísticas, la incorporación de datos ambientales es más común desde el año 2000. Por eso, es posible ver las relaciones entre criterios ambientales, sociales y económicos. Aunque las variables sociales y económicas usualmente tienen series de datos más largas y son más detalladas, es muy probable que eso empiece a ocurrir en el caso de las variables ambientales y de los recursos naturales. Se podrán comparar estadísticas para ver la creación de un desarrollo más integral, por ejemplo, no solamente el uso energético per cápita sino el grado de renovación de las fuentes energéticas, también la relación entre la calidad ambiental a nivel municipal contra ingresos, vivienda, o desempeño educacional. En este sentido, los datos ambientales pueden ser vistos como parte de la generación y el análisis de datos. En consecuencia, los aspectos negativos del proceso de desarrollo que fueron tradicionalmente externalizados (y no ‘contados’ o ‘contabilizados’) son incorporados en el modelo de desarrollo, como funciones del mismo. Eso cambia la manera en que se ve el desarrollo. Si se puede ver como un sistema, con diversos vínculos endógenos y exógenos, todas las variables son relevantes. No es posible ‘perder o ignorar’ las variables que no son apreciadas como positivas en la evaluación del sistema, tales como residuos sólidos o descargas de aguas contaminadas, o delincuencia, o inferior salud respiratoria o mental por ejemplo. Dichas variables deben ser factores incluidos y entendidos como (bi)productos del sistema más que elementos no deseados o rechazados, que puedan ser dejados de lado en los cálculos del estado o condiciones de la ciudad–región.

Mediante la internalización de estas características al sistema de la ciudad–región (conceptual, política y en forma cuantitativa), sería posible enfrentar la sustentabilidad de las ciudades–regiones metropolitanas en forma pro–activa. El objetivo es precisamente satisfacer las necesidades de las generaciones actuales sin comprometer las capacidades de generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades. Éstas y sus capacidades futuras (basadas en educación, tecnologías y mejoramiento del conocimiento, y usos alternativos del sistema natural sobre el cual está establecido el ambiente construido) están implícitas en la evaluación de las tendencias de producción y consumo que son centrales para la huella ecológica y el IPG.

La huella ecológica, conocida y difundida durante la última década, ofrece perspectivas importantes sobre los aspectos espaciales del desarrollo de la ciudad–región. Dentro de un mundo cada vez más globalizado, es claro que las áreas metropolitanas no subsisten con los recursos disponibles dentro de su proximidad inmediata. El desarrollo histórico de las ciudades es sinónimo con el desarrollo histórico del mercantilismo, y las redes de producción y comercio dentro de las cuales las ciudades fueron los pivotes. Es poco realista presumir que las ciudades–regiones deben subsistir solamente de los recursos inmediatos. No obstante, es claro que la dependencia de la ciudad–región en cuanto a importaciones de energía, agua, alimentos y materias primas implica costos de transporte adicionales, emisiones relacionadas, y otros riesgos. Tal vez es más evidente en la dependencia energética de Santiago sobre importaciones argentinas de gas. Estos flujos de gas han sido cortados en varias ocasiones en años recientes, produciendo el cierre de la capacidad manufacturera en la región con enormes pérdidas asociadas.

La huella muestra algunas de estas características de dependencia, revelando las presiones que son generadas sobre otras regiones (aunque el instrumento no diferencia entre regiones vecinas u otros países), por eso es útil evaluar los diversos impactos del sistema de la ciudad–región, lo que está produciendo localmente y lo que hay que importar. Así, pueden ser tomadas ciertas decisiones respecto a si estas situaciones son deseables o no. También pueden ser enfrentadas las decisiones respecto al grado de autonomía de los tomadores de decisiones, especialmente cuando se trata de sujetos con un rango de actores exógenos fijando precios y la disponibilidad de insumos claves que garanticen la salud del sistema. De igual modo, las preguntas respecto a las presiones inter–generacionales que son generadas actualmente pueden ser revisadas y utilizadas en la planificación estratégica, tales como la expansión urbana, la disponibilidad y distribución de agua, la infraestructura, la provisión y localización de la vivienda, la equidad en servicios públicos, y la seguridad, todos vinculados con criterios de calidad de vida y capacidad ecosistémica.

Actualmente, la aplicación de la huella ecológica es complicada debido a la calidad de los datos disponibles para algunos de los requisitos en las cifras más complejas, tales como provisión de alimentos a cierta escala y los factores de conversión local asociados; varios autores destacan la sensibilidad del modelo actual a las variaciones en ciertas variables, como energía o la capacidad ecológica de una unidad territorial determinada (Knaus y otros., 2005; Jennerette y otros., 2005a). También hay variaciones significativas que pueden surgir y distorsionar la huella. Estas consideraciones de calidad de los datos producen variaciones al comparar los resultados de la huella publicados en 1998 (basado en datos de principios de la década de 1990), y los del estudio del año 2006. Otro obstáculo es que la huella dice poco sobre riqueza, pobreza y equidad. Debido a que los datos son calculados en forma regional en este caso, poco se puede inferir sobre quienes se benefician del sistema actual y quienes son afectados en forma negativa. En este sentido, el pilar social con respeto a la equidad se queda marginado. Es solamente en el ámbito de las tendencias productivas y de consumo en las que se incorporan los criterios sociales y económicos.

Es evidente que la huella tiene más valor educacional que valor en la toma de decisiones de políticas públicas. El énfasis en la comparabilidad internacional y la promoción del instrumento en la sociedad civil, en los individuos para medir sus propias huellas por ejemplo, refleja esta tendencia. En contraste, el IPG es una metodología diferente en esta consideración, pues tiene gran potencial para promover conciencia, educar y reflejar sobre medios de vida en las ciudades–regiones contemporáneas.

Tal vez el aspecto más fuerte del IPG es que juega con la medida de desarrollo dominante: el PIB. Aunque el PIB es incompleto en términos de proveer el cuadro marco de bienestar y salud del sistema de la ciudad–región, ofrece una línea base adecuada contra la cual puede ser comparada una medida más amplia, o sea el IPG. Es este contraste, el PIB contra el IPG, el que presenta dicha fortaleza porque se convierte en indicador de la calidad de la tendencia del crecimiento económico. Por restar aspectos de desarrollo que afectan negativamente y no contribuyen a mejorar nuestro bienestar, o la capacidad del entorno natural en mantener sus servicios ambientales, es posible mostrar ‘la condición de sustentabilidad’ del sistema en forma más sensible. Es difícil argumentar en contra del hecho que una medida con aumento en costos defensivos (si bien de divorcio, alarmas, o cuidados para prevenir o curar el cáncer) debe indicar un mejoramiento en el sistema de la ciudad–región, bajo cualquier conceptualización de desarrollo. Al mismo tiempo, la adición de contribuciones positivas del sistema, como trabajo voluntario y trabajo doméstico, son claves en ofrecer un cuadro más nítido de lo que hacen distintas personas en el sistema y como operan las redes del capital social. El método también incluye la distribución del ingreso como un indicador de equidad. Debido a que un aumento en equidad es un objetivo primario del desarrollo sustentable, la incorporación de esta variable es esencial.

Para crear un desarrollo más sustentable en el contexto del desarrollo urbano y regional, especialmente en áreas metropolitanas donde encontramos altas concentraciones de población nacional y regional, se requieren nuevas herramientas de análisis y medición. Éstas pueden ayudar a los analistas para avanzar más allá de los impasses conceptuales y entrar en las aplicaciones específicas y mediciones de los fenómenos en las ciudades–regiones. A la vez, estas herramientas pueden generar indicadores compuestos o desagregados que permitan a los expertos y no–expertos juzgar la salud del sistema y tomar decisiones para fines de planificación, a niveles vecinales, comunales y regionales. Debido a que el sistema de ciudad–región es complejo y dinámico, siempre habrá discrepancias en las definiciones de criterios, su ponderación, y su interpretación. Sin embargo, esto no impide que los analistas sigan trabajando con las actuales metodologías y mejorándolas. Las aplicaciones de análisis de flujos de recursos y la huella ecológica en el Plan de Londres 2004 (Best Food Forward, 2002), o la evaluación de largo plazo del IPG de los EE.UU (Venetoulis and Cobb, 2004) muestran como son empleados para apreciar las tendencias contemporáneas y para los propósitos de planificación estratégica.

El desarrollo sustentable es un concepto adolescente, por eso no es una sorpresa que encontremos que las metodologías de evaluación de la sustentabilidad están en una etapa de evolución y que requieren más desarrollo. Sin embargo, es importante tomar en cuenta que, hasta la fecha, no había metodologías adecuadas para evaluar el desarrollo del sistema de la ciudad–región y su amplia variedad de componentes ambientales y socio–económicos. El IPG nos acerca a entender este proceso de desarrollo, mientras que la huella ecológica nos facilita comprender los flujos entre sistemas, el déficit ecológico de la región, y los niveles de dependencia de otros sistemas. Para generar regiones metropolitanas más sustentables es necesario refinar estas metodologías, garantizando que reflejan situaciones locales (más que datos extrapolados de otras escalas espaciales) y asegurando que son adiciones esenciales a la caja de herramientas de los tomadores de decisiones urbanos y regionales. Es solamente a través de las políticas públicas, complementadas por las actividades del sector privado y las organizaciones de la sociedad civil, que se puede realizar un desarrollo más sustentable. Estas políticas públicas deben ser orientadas hacia la clara definición y satisfacción de las necesidades societales contemporáneas, además el fortalecimiento de las capacidades de la gente joven para enfrentar los desafíos de la ciudad–región de la próxima generación, y también definir y satisfacer sus necesidades.

Bibliografía

- Aarlborg (1994). 'Charter of European Cities and Towns towards sustainability'. Revisada en enero 2007, http://ec.europa.eu/environment/urban/pdf/aalborg_charter.pdf.
- Acsehrad, H. (1999). 'Sustentabilidad y Ciudad', EURE 25:74, 35–46.
- Aguas Andinas (2006). 'Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas'. Revisada en agosto de 2006, <http://www.aguasandinas.cl>.
- Agudelo, L. C. (2002). 'Indicadores de Sostenibilidad y Ordenación del Territorio: huella ecológica y ecosistemas estratégicos en Medellín, Colombia', manuscrito no publicado.
- Alcalá Consultores (2002). Voluntariados en Chile: Lo plural y lo diverso. Sistematización de antecedentes generales en Chile y el exterior. Santiago, LOM.
- Allen, A. y otros. (2002). Sustainable Urbanisation: bridging the green and blue agendas, London, DPU/DFID.
- Ambiente Italia (2000). Towards a Local Sustainability Profile: European Common Indicators. Luxemburg, European Commission.
- ANBER (Asociación Nacional de Bebidas Refrescantes) (2006). 'Balance y Resultados 2004'. Revisada en mayo de 2006, <http://www.anber.cl>.
- Anielski, M. and Rowe, J. (1999). The Genuine Progress Indicator 1998 Update. Issue Brief–December. San Francisco, Redefining Progress.
- Asia and Pacific Leadership Forum (2004). 'Hong Kong Declaration on Sustainable Development for Cities'. Revisada en junio de 2006, http://www.un.org/esa/sustdev/csd/csd12/HK_declaration.pdf.
- Bachelet, M. (2006). 'Discurso 21 de Mayo 2006'. Revisada en marzo de 2007, http://www.gobiernodechile.cl/discursos/discurso_busca.asp.
- Banco Central de Chile (1996). Matriz Insumo – Producto de la Economía Chilena: Nueva Base de Medición de la Economía Chilena 1996. Revisada en abril de 2006, <http://www.bcentral.cl/esp/publ/estad/aeg/pdf/ctasnacreg.pdf>.
- Banco Central de Chile (2002a). Producto Interno Bruto Regional 1996–2000, Base 1996. Revisada en abril de 2006, <http://www.bcentral.cl/esp/publ/estad/aeg/pdf/ctasnacreg.pdf>.
- Banco Central de Chile (2002b). Empalme PIB: series anuales y Trimestrales 1986 – 1995, base 1996. Documento Metodológico 179. Revisada en abril de 2006, <http://www.bcentral.cl/Estudios/DTBC/doctrab.htm>.
- Banco Central de Chile (2005). Anuario de Cuentas Nacionales 1996–2004. Revisada en abril de 2006, <http://www.bcentral.cl/esp/publ/estad/aeg/pdf/ctasnac2004.pdf>.

- Banco Central de Chile (2006) Producto Interno Bruto Regional de Chile 1996–2004: Metodología y Resultados. Revisada en agosto de 2006, <http://www.bcentral.cl/esp/estpub/estudios/see/pdf/see52.pdf>.
- Banco Mundial (1993). Towards a Sustainable Urban Environmen: the Rio de Janeiro Study. Washington, D.C., World Bank Discussion Paper 195.
- Barrett, J., Vallack, H., Jones, A. and Haq, G. (2002). A Material Flow Analysis and Ecological Footprint of York: technical report. York, Stockholm Environment Institute. http://ec.europa.eu/environment/urban/pdf/aalborg_charter.pdf.
- Barton, J. R. (1999). ‘The Environmental Debates: Accountability for Sustainability’ en. Buxton, J. y Phillips, N. (eds.) *Developments in Latin American Political Economy Vol. I: States, Markets and Actors*. Manchester, Manchester University Press, 186–205.
- Barton, J. R. (2006). ‘Sustentabilidad Urbana como Planificación Estratégica’ EURE 32:96.
- Beck, U. (1992). *Risk Society: towards a new modernity*. London, Sage.
- Bell, S. y Morse, S. (2001). ‘Breaking through the Glass Ceiling: who really cares about sustainability indicators?’, *Local Environment* 6:3, 291–309.
- Bell, S. y Morse, S. (2003). *Measuring Sustainability: learning by doing*. London, Earthscan.
- BFF (Best Foot Forward Ltd.) (2002). *City Limits: a resource flow and ecological footprint analysis of Greater London*. London, Best Foot Forward.
- Blanco, H. y otros. (2001). ‘Indicadores Regionales de Desarrollo Sustentable en Chile: ¿Hasta qué punto son útiles y necesarios?’, EURE 27:81.
- Blasco, J. y Baringo, D. (2004). *Zaragoza: ciudad sostenible. Estado de la cuestión*. Zaragoza, Prames.
- Bravo, D. y Contreras D. (1999) *La Distribución del Ingreso en Chile 1990–1996: análisis del impacto del mercado de trabajo y las políticas sociales*. Santiago, Universidad de Chile.
- Camagni, R. (2005) *Economía Urbana*. Barcelona, Bosch.
- Camagni, R., Capello, R., y Nijkamp, P. (1996). ‘Sustainable City Policy: economic, environmental, technological’ en Van der Meulen, G. y Erkelens, P. (eds.) *Urban Habitat: the Environment of Tomorrow*. Eindhoven, Technische Universiteit.
- Cámara de Diputados (1993) *Dialogo para el Desarrollo Sustentable (Redacción de Sesiones, Comisión de Recursos Naturales, Bienes Nacionales y Medio Ambiente)*. Valparaíso, Congreso Nacional.
- Cámara Chilena de la Construcción (CChC) (2003). ‘Cuadros Estadísticos: Estadísticas e Indicadores’, *En Concreto* 11.
- Campbell, S. (2005). ‘Green Cities, Growing Cities, Just Cities? Urban Planning and the Contradictions of Sustainable Development’ en S. Campbell y S. Fainstein (eds.) *Readings in Planning Theory*. Oxford, Blackwell, 435–458
- Castañeda, B. (1999). ‘An Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) for Chile’, *Ecological Economics* 28, 231–244.
- CDS (Comisión de Desarrollo Sostenible) (2007). ‘Theme Indicator Framework from 2001’. Revisada en enero de 2007, http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table_4.htm
- Cenicaña (Centro de Investigación de la Caña de Azúcar de Colombia) (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.cenicana.org>.
- CEPAL (2001). *La Sostenibilidad del Desarrollo en América Latina y el Caribe: desafíos y oportunidades*. Santiago, CEPAL.
- CEPAL (2005). *Cuentas Ambientales: conceptos, metodologías y avances en los países de América Latina y el Caribe*. Santiago, CEPAL.
- CEPAL (2006). *Estudio Económico de América Latina y el Caribe, 2005–06*. Santiago, CEPAL.
- CEPAL – OCDE (2005). *Evaluación del Desempeño Ambiental: Chile*. Santiago, OCDE–CEPAL.

- CFEWE (2001). 'Carbon Flows between Eastern and Western Europe. IHDP-IT Report on the First Workshop'. Revisada en enero de 2007, http://130.37.129.100/english/o_o/instituten/IVM/research/ihdp_it/workshop/cfeweWS1.pdf.
- Cifuentes, L. (1999). Evaluación Económica del Plan Piloto de Buses a GNC. Santiago, CONAMA RM.
- Cifuentes, L. (2000). Estimación de los Beneficios Sociales de la Reducción de Emisiones y Concentraciones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana. Santiago, CONAMA RM.
- CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales) y MINAGRICULTURA (Ministerio de Agricultura) (2004). Visión Frutícola de Chile. Superficie, producción e infraestructura. Santiago.
- Clarke, M. y Islam, S. (2005). 'Diminishing and Negative Welfare Returns of Economic Growth: and index of sustainable economic welfare (ISEW) for Thailand', *Ecological Economics* 54.
- Claude, M. (1997). Una Vez más la Miseria ¿Es Chile un país sustentable? Santiago, LOM.
- CNE (Comisión Nacional de Energía) (2006). 'Balances Energéticos Nacionales'. Revisada en septiembre de 2006. http://www.cne.cl/estadisticas/f_balance.html.
- CNR (Comisión Nacional de Riego) (2006). 'Resumen Ejecutivo. Diagnóstico Preliminar de Riego y Drenaje Región Metropolitana. Información Regional'. Revisada en mayo de 2006, <http://www.cnr.cl>.
- CNR (Comisión Nacional de Riego) y JICA (Agencia de Cooperación Internacional del Japón) (1999). Estudio para el Desarrollo Agrícola y Manejo de Aguas del Área Metropolitana. Volumen II. Anexos. Santiago.
- Cobb, C. y Cobb, J. (1994) *The Green National Product (A Proposed Index of Sustainable Economic Welfare)*. New York, University Press of America.
- Cobb, C., Halstead, E., y Rowe, J. (1995). *The Genuine Progress Indicator—Summary of Data and Methodology*. Washington, DC., Redefining Progress.
- COCHILCO (Corporación Chilena del Cobre) (2006). 'Anuarios Estadísticos'. Revisada en julio de 2006, <http://www.cochilco.cl>.
- CODELCO (Corporación Nacional del Cobre) (2006). 'Reporte Ambiente y Comunidad 2002'. Revisada en mayo de 2006, http://www.codelco.com/desarrollo/fr_publicaciones.html
- CONAF–CONAMA (1999). Catastro y Evaluación de Recursos Vegetacionales Nativos de Chile. Informe Regional, Región Metropolitana. Santiago.
- CONAF–CONAMA (2003). Actualización Catastro de Uso del Suelo y Vegetación, Región Metropolitana. Valdivia, Universidad Austral de Chile e Instituto Forestal – INFOR.
- CONAMA (1998). Una Política Ambiental para el Desarrollo Sustentable. Santiago.
- _____ (2000). Análisis General de los Impactos Económicos y Sociales de las Normas de emisión para buses de la locomoción colectiva urbana en la Región Metropolitana. Santiago.
- _____ (2001). Elaboración de Propuesta de la Normativa para la Regulación de la Contaminación Acústica generada por Carreteras y Autopistas. Santiago.
- _____ (2005a). GAL: Gestión Ambiental Local. Santiago.
- _____ (2005b). Política de Gestión Integral de Residuos Sólidos. Santiago.
- _____ (2006a). 'Producción de Áridos de la Región Metropolitana. Balance a 1998'. Revisada en mayo de 2006, <http://www.conama.cl/rm/568/article-2572.html> y http://www.conama.cl/rm/568/articles-2572_capitulo2.pdf.
- _____ (2006b). 'Minería'. Revisada en mayo de 2006, <http://www.conama.cl/rm/568/article-1202.html>.
- _____ (2006c). 'Contaminación Atmosférica en la Región Metropolitana'. Revisada en mayo de 2006, <http://www.conama.cl/rm/568/article-1155.html> – 47k.

- CONAMA RM (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social del Anteproyecto de Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana. Santiago.
- _____ (2005). Sistemas de Reciclaje. Estudio de Casos en la Región Metropolitana. Santiago.
- _____ (2006). Informe de Seguimiento de la Implementación del PPDA, 2005. Santiago.
- CONASET (Comisión Nacional de Seguridad de Tránsito) (2005a). Evolución de Siniestros de Accidentes de Tránsito. Consecuencias e Indicadores. Período 1972 – 2005. Revisada en agosto de 2006, http://www.conaset.cl/cms_conaset/archivos/Costos%20sociales2004_2005.xls.
- _____ (2005b). Costos Sociales Siniestros de Tránsito, 2004–2005. Revisada en agosto de 2006, http://www.conaset.cl/cms_conaset/archivos/Costos%20Sociales2004_2005.xls.
- _____ (2006). Siniestros por Región (2000 – 2005). Revisada en agosto de 2006, http://www.conaset.cl/cms_conaset/archivos/Regiones%282000_2005%29.xls
- Contreras, D., Larraña, O., Litchfield, J., y Valdés, A. (2001). ‘Poverty and Income Distribution en Chile. 1987–1998. New evidence’, Cuadernos de Economía 38:114, 191–208.
- Costanza, R. y otros.. (1997). ‘The Value of the World’s Ecosystem Services and Natural Capital’, Nature 387, 253–260
- _____ (2004). ‘Estimates of the Genuine Progress Indicator (GPI) for Vermont, Chittenden County and Burlington, from 1950 to 2000’, Ecological Economics 51, 139–155.
- Crosby, A. (1987). Ecological Imperialism: the biological expansion of Europe, 900–1900. New York, Cambridge University Press.
- CSD (Commission for Sustainable Development) (2002). ‘Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development’. Revisado en julio de 2006, http://www.un.org/esa/sustdev/documents/WSSD_POI_PD/English/WSSD_PlanImpl.pdf
- CSD/ICLEI (2002). Second Local Agenda 21 Survey. Background Paper 15. New York, UN Department of Social and Economic Affairs.
- Chambers, N. y otros. (2000). Sharing Nature’s Interest: ecological footprints as an indicator of sustainability. London, Earthscan.
- Daly, H. (1996). Beyond Growth: the economics of sustainable development. Boston, Beacon Press.
- _____ (1991). Steady State Economics. Washington D.C., Island Press, segunda edición.
- Daly, H. y Cobb, J. (1989) For the Common Good: redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future, Boston, Beacon Press.
- _____ (1993). Para el Bien Común: reorientando la economía hacia la comunidad el ambiente y un futuro sostenible. México D. F., Fondo de Cultura Económica.
- Dammert, L. (2004). ¿Ciudad Sin Ciudadanos? Fragmentación, Segregación y Temor en Santiago. EURE 31:91, 87–96.
- Declaración de Carnoules (1997). ‘Declaration of the Factor 10 Club’. Revisada en enero de 2007, <http://www.techfak.uni-bielefeld.de/~walter/f10/declaration94.html>
- De Mattos, C., Fuentes, L. y Sierralta, C. (2004). Santiago ¿Ciudad de Clase Mundial? Santiago, EURE libros.
- DICTUC (2000). Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la RMS al Año 2000: Análisis Económico. Santiago, PUC.
- DGAC (Dirección General de Aeronáutica Civil) (2006). Revisada en julio de 2006, <http://www.dgac.cl>.
- Diefenbacher, H. (1994). ‘The Index of Sustainable Economic Welfare in Germany’ en Cobb, C. y Cobb, J. (eds.) The Green National Product. New York, UPA, 215–245.
- Domper, M. (2003). Congestión Vehicular y Tarifación Vial. Serie Informe Económico 137, Instituto Libertad y Desarrollo.

- DTI (Reino Unido) (1995). *Energy Projections for the UK – energy use and energy-related emissions of carbon dioxide in the UK 1995–2020*, Energy Paper 65. London, HMSO.
- Dubois-Taine, G. et. al. (2001). *Cities of the Pacific Rim: Diversity and Sustainability*. Singapore, Pacific Economic Cooperation Council–Sustainable Cities Task Force.
- Ducci, M.E. (1995). *La Dimensión Política de la Sustentabilidad Urbana*, IEU+T Serie Azul 10, Santiago.
- _____ (2002). 'Área Urbana de Santiago, 1991–2000: expansión de la industria y la vivienda' *EURE* 28:85, 187 – 207.
- Dumay, C. (2006). 'La Construcción Sustentable abre nuevas oportunidades' *En Concreto* 43 (Cámara Chilena de la Construcción), 31– 36.
- El Mercurio (2006). 'Cámara Chilena de la Construcción: recuperan suelos con residuos inertes'. Revisada en agosto de 2006, <http://www.elmercurio.cl>.
- El Serafy, S. (1989). 'The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources', en Ahman, Y.J., El Serafi, S., y Lutz, E. (eds.) *Environmental Accounting for Sustainable Development*. Washington, DC, World Bank.
- Engels, F. (1845). *The Condition of the Working Class in England*. Leipzig.
- England, R. (1998). 'Measurement of Social Well-Being: alternatives to gross domestic product', *Ecological Economics* 25, 89–103.
- Estrategia (2006). 'Alimentos y Bebidas: El Consumo Per Cápita en Chile y el Mundo'. Revisada en agosto de 2006. www.estrategia.cl.
- FAO (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.fao.org> y faostat.fao.org.
- Fernández Güell, J. M. (2000). *Planificación Estratégica de Ciudades*. Barcelona, Gustavo Gili.
- Figuroa, O. (2004) 'Infraestructura, Servicios Públicos y Expansión Urbana en Santiago' en C. de Mattos y otros. (eds.) *Santiago en la Globalización: ¿Una Nueva Ciudad?* Santiago, EURElibros, 243–272
- Fischer-Kowalsky, M. (1991) *Konzept einer Umweldefensivkostenrechnung für Österreich*. Ergänzungsband II: Grundlagen der defensivkostenrechnung für den Bereich Luft. Viena.
- Forsyth, T. (2003). *Critical Political Ecology*. London, Routledge.
- Freeman, M. (1982). *Air and Water Pollution Control: A Benefit–Cost Assessment*. New York, John Wiley and Sons.
- Friedmann, J. (1986). 'The World City Hypothesis', *Development and Change* 17, 69–83
- Frigolett, H. (2006). 'Desde los Equilibrios Regionales de Oferta y Uso a la Formulación de los Modelos Regionales de Insumo Producto. Teoría, Experiencia Empírica y Aplicaciones', *Estadística y Economía*, primer semestre, 37–58
- Fundación Paz Ciudadana (2004). *Anuario de Estadísticas Criminales, 2004*. Santiago.
- Galetovic, A. (2005, ed.). *Santiago. Donde estamos y hacia donde vamos*. Santiago, CEP.
- Gallopín, G. (2003). *Sostenibilidad y Desarrollo Sostenible: un enfoque sistémico* CEPAL Serie Medio Ambiente y Desarrollo 64.
- Galilea, S., Reyes, M. y Sanhueza, N. (2006). *Externalidades en los Proyectos de Infraestructura en Ciudades*, Santiago, CEPAL, manuscrito no publicado.
- Garrido, R. et. al. (1999). *Propuestas de Diseño de los Instrumentos de Gestión Ambiental Tendientes a Reducir las Emisiones de la Actividad Transporte y Análisis de sus Impactos Económicos, Sociales y de Efectividad en la Reducción de Emisiones*. Santiago, PUC–CONAMA.
- Gerda Aza S.A. (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.gerdauaza.cl>.
- Gibson, R., Hassan, S., Holtz, S., Tansey, J. y Whitelaw, G. (2005). *Sustainability Assessment: criteria, processes and applications*. London, Earthscan.
- Giljum, S. (2004). 'Trade, Materials Flows, and Economic Development in the South: the example of Chile', *Journal of Industrial Ecology* 8:1–2, 241–261
- Gobierno Regional Metropolitano (1995). *Estrategia de Desarrollo: construir la región es construir país 1995–2000*. Santiago.

- Gobierno de Chile (2000). Región Metropolitana de Santiago, 2000–2006 – Estrategia de Desarrollo. Santiago.
- González, R. (2004). ‘Tres Décadas de un Nuevo Orden Económico: 1973–2003’ *Revista Europea de Estudios Latinoamericanos y del Caribe* 77, 61 – 77.
- Greater London Authority (2004). *The London Plan*. London, GLA.
- Gross, P. y otros. (2002). *Sustentabilidad ¿Un Desafío Imposible?* Santiago, Corporación Ambiental del Sur.
- Gross, P. y Hayek, E. (1998). *Indicadores de Calidad y Gestión Ambientales*. Santiago, PUC.
- Guenno, G. y Tiezzi, S. (1998) *An Index of Sustainable Economic Welfare for Italy*. Working Paper 5. Milan, Fondazione Eni Enrico Mattei.
- Guzmán, E. y García, J. (2003). *El Costo de la Delincuencia en Chile*. Serie Informe Político 79, Libertad y Desarrollo. Santiago.
- Herzer, H. y Passalacqua, E. (2003). ‘Gestión de Servicios Públicos en América Latina’ en Jordán, R. y Simioni, D. (eds.) *Gestión Urbana para el Desarrollo Sostenible en América Latina y El Caribe*. Santiago, CEPAL, 147–201
- Hajer, M. (1997). *The Politics of Environmental Discourse: ecological modernisation and the policy process*. Oxford, Oxford University Press.
- Hamilton, C. (1999). ‘The Genuine Progress Indicator and Methodological Developments and Results from Australia’, *Ecological Economics* 30, 13–28.
- Hanley, N., I. Moffatt, R. Faichney y M. Wilson (1999). ‘Measuring Sustainability: a time series of alternative indicators for Scotland’, *Ecological Economics* 28, 55–73.
- Henríquez, C. (2002). ‘Estimación Preliminar de la Huella Ecológica de la VIII Región del Bío Bío como indicador de sustentabilidad del crecimiento urbano’ presentado a la conferencia del Instituto Geográfico Militar, manuscrito no publicado.
- Hinterberger, F. y otros. (1997). ‘Material Flow vs. ‘natural capital’: what makes an economy sustainable?’, *Ecological Economics* 23:1, 1–14.
- Hinterberger, F., Giljum, S. y Hammer, M. (2003). *Material Flow Accounting and Analysis (MFA): A Valuable Tool for Analyses of Society–Nature Interrelationships*, Sustainable Europe Research Institute (SERI), Background Paper 2.
- Hjorth, P. y Bagheri, A. (2006). ‘Navigating towards Sustainable Development: a system dynamics approach’, *Futures* 38, 74–92.
- Hunter, C. y Shaw, J. (2007). ‘The Ecological Footprint as a Key Indicator of Sustainable Tourism’, *Tourism Management* 28:1, 46–57.
- ICLEI–GTZ (2002) ‘La Carta de las Municipalidades Latinoamericanas para el Desarrollo Sustentable (Carta de Nuñoa)’. Revisada en marzo de 2007.
http://www.iclei.org/documents/LACS/carta_Nunooa.pdf.
- INE (Instituto Nacional de Estadísticas) (1995). *Empleo, subempleo y crecimiento económico*. Estadística y Economía 11.
- _____ (2003a). *Anuario Estadístico de Medio Ambiente 1998 – 2002*. Santiago.
- _____ (2003b). *Anuario de Transporte y Comunicaciones 2002*. Santiago.
- _____ (2003c). *Anuario de Estadísticas Agropecuarias 2002 – 2003*. Santiago.
- _____ (2004). *Anuario Estadístico Sector Eléctrico 2003*. Santiago.
- _____ (2005a). *Estadísticas del Medio Ambiente 2000 – 2004*. Santiago.
- _____ (2005b). *Compendio Estadístico 2005*. Santiago.
- _____ (2005c). ‘Estadísticas del Medio Ambiente’. Revisada en agosto de 2006.
http://www.ine.cl/ine/canales/chile_estadistico/medio_ambiente/medio_ambiente.php.
- _____ (2006a). ‘Estadísticas Demografía y Vitales’. Revisada en junio de 2006,
http://www.ine.cl/ine/canales/chile_estadistico/demografia_y_vitales/demografia/demografia.php.
- _____ (2006b). *Compendio Estadístico 2005*. Revisada en junio de 2006, <http://www.ine.cl>.

- _____ (2006c). 'Estadísticas de Fuerza de Trabajo'. Revisada en agosto de 2006, <http://www.ine.cl>.
- _____ (2006d). 'Anuario de Justicia'. Revisada en agosto 2006, <http://www.ine.cl>.
- INE y Policía de Investigaciones de Chile (2000). Anuario de Estadísticas de Investigaciones de Chile. Santiago.
- INE y Superintendencia de Seguridad Social (2006). 'Chile Estadístico: Remuneraciones'. Revisada en agosto de 2006, http://www.ine.cl/ine/canales/chile_estadistico/estadisticas_laborales/remuneraciones/xls/remunminimas.xls.
- INFOR (Instituto Forestal) (2003). 'Estadísticas Forestales 2002'. Boletín Estadístico 88. Santiago.
- INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias) (2003). Seminario Hagamos de la Lechería un Mejor Negocio. Osorno. Serie Actas 24.
- Inostroza, L. (2005). 'La Huella Urbana y Ecológica de Magallanes. Una mirada sobre nuestra insostenibilidad', *Urbano* 8:11, 28–40.
- Jackson, T. y Marks, N. (1994). *Measuring Sustainable Economic Welfare: a pilot index for the UK 1950 – 1990*. London, Stockholm Environment Institute/ New Economics Foundation.
- _____ (1998). 'Consumption, Sustainable Welfare and Human Needs – with reference to UK consumers expenditure 1954–1994', *Ecological Economics* 28:3, 421–442.
- Jackson, T. y Stymne, S. (1996). *Sustainable Economic Welfare in Sweden: A Pilot Index 1950–1992*. London, Stockholm Environment Institute / New Economics Foundation.
- Jackson, T., Laing, F., y MacGillivray, A. (1997). *An Index of Sustainable Economic Welfare for the UK 1950–1996*. Guildford, University of Surrey Centre for Environmental Strategy.
- Jenerette, G. D. y otros. (2005a). 'Contrasting Water Footprints of Cities in China and the United States', *Ecological Economics* 57:3, 346–358.
- Jenerette, G. D., Marussich, W. y Newell, J. (2005b). 'Linking Ecological Footprints with Ecosystem Valuation in the provisioning of Urban Freshwater', *Ecological Economics* 59:1, 38–47.
- Jordan, R. y D. Simioni (eds. 2003). *Gestión Urbana para el Desarrollo Sostenible en América Latina y el Caribe*. Santiago, CEPAL.
- Keiner, M. y otros. (eds. 2004). *From Understanding to Action: Sustainable Urban Development in Medium–Sized Cities in Africa and Latin America*. Dordrecht, Kluwer.
- Katz, R. (2005). 'Contaminación del Aire en Santiago: estamos mejor que lo que creemos pero a mitad de camino' en Galetovic, A. (ed.) *Santiago. Donde estamos y hacia donde vamos*. Santiago, CEP, 331–370.
- Knaus, M., Lohr, D. y O'Regan, B. (2005). 'Valuation of Ecological Impacts – a regional approach using the ecological footprint concept', *Environmental Impact Assessment Review* 26:2, 156–169.
- Larraín, S. (1999). *Por un Chile Sustentable: propuesta ciudadana para el cambio*. Santiago, LOM.
- Lawn, P. y Sanders, R. (1999). 'Has Australia surpassed its optimal macroeconomic scale? Finding out with the aid of 'benefit' and 'cost' accounts and sustainable net benefit index', *Ecological Economics* 28, 213–229.
- Lawn, P. (2000). *Towards Sustainable Development: an ecological economics approach*. Boca Raton, Lewis.
- _____ (2003). 'A Theoretical Foundation to Support the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), Genuine Progress Indicator (GPI), and other related indexes', *Ecological Economics* 44:1, 105–118.
- _____ (2005). 'An Assessment of the Valuation Methods used to Calculate the Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW), Genuine Progress Indicator (GPI), and

- Sustainable Net Benefit Index (SNBI)', *Environment, Development and Sustainability* 7, 185–208.
- León, S.M. (2006). *Análisis de Flujo de Materiales y Huella Ecológica. ¿Tiene Sustentabilidad la Región Metropolitana de Santiago?* Tesis para optar al Grado de Magíster en Asentamientos Humanos y Medio Ambiente, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Lewan, L. y C. Simmons (2001). *The Use of Ecological Footprint and Biocapacity Analyses as Sustainability Indicators for Sub-national Geographical Areas: a recommended way forward*. European Common Indicators Project.
- EUROCITIES/Ambiente Italia.. Revisada en enero de 2007, http://www.prosus.uio.no/english/sus_dev/tools/oslows/index.htm
- Lintott, J. (1998). 'Beyond the Economics of More: the place of consumption in ecological economics', *Ecological Economics* 25, 239 – 248.
- Lo Valledor (Centro de Abastecimiento) (2006). Revisada en junio de 2006, <http://www.lovalledor.cl>.
- Max-Neef, M. (1995). 'Economic Growth and Quality of Life: a threshold analysis', *Ecological Economics* 15:2, 115–118.
- McDonald, G. W. y otros. (2006). 'Treading Lightly: ecofootprints of New Zealand's ageing population', *Ecological Economics* 56:3, 424–439.
- McDonough and Partners (2002). 'The Hannover Principles: Design for Sustainability'. Revisada en junio de 2006, <http://www.mcdonough.com/principles.pdf>.
- Medved, S. (2005). 'Present and Future Ecological Footprint of Slovenia – the influence of energy demand scenarios', *Ecological Modelling* 192:1–2, 25–36.
- Mitchell, G. (2004). 'Forecasting Urban Futures: a systems analytical perspective on the development of sustainable urban regions' en Purvis, M. y Grainger, A. (eds.) *Exploring Sustainable Development: geographical perspectives*. London, Earthscan, 99–127.
- Ministerio de Agricultura, Subsecretaría de Agricultura y PNUD (1993). *Fortalecimiento de las Capacidades de Formulación y Evaluación de Proyectos para la Pequeña Agricultura*. Santiago.
- Ministerio de Agricultura e INFOR (2005). 'Estadísticas Forestales 2004', *Boletín Estadístico* 101. Santiago.
- Ministerio de Economía (2006).. *Anuario: Indicadores de Regulación Servicios de Utilidad Pública, 2005*. Santiago.
- Ministerio de Educación (2006). 'Financiamiento y Aportes Fiscales a Educación Superior'. Revisada en septiembre de 2006, http://compendio.educador.cl/comp_fina_apor.html#4_1_1.
- MIDEPLAN (2000). *Estudio sobre la Distribución del Ingreso: Estructura Funcional en 1987–96 y Proyecciones*. Santiago.
- _____ (2002). *La Situación de la Mujer y las Brechas de Género: análisis de la información de la encuesta CASEN 1990 y 2000*. Santiago.
- _____ (2005a). *Canastas exportadoras regionales y país, período 1992–2004*. Santiago.
- _____ (2005b). *Aproximación a las Economías Regionales con base en las Matrices Insumo Producto Regionales del Año 1996*. Santiago.
- _____ (2006a). 'Encuesta Casen'. Revisada en septiembre de 2006, http://www.mideplan.cl/casen/modulo_empleo.html
- _____ (2006b). *Sistema de Información Regional: Estadísticas Económicas*. Revisada en septiembre de 2006, <http://www.sir.mideplan.cl>.
- Minería Chilena (2006). 'Yacimiento Puren. Planta de la Coipa. Parte producción en proyecto de oro Puren' *Revista Minería Chilena*.
- Moffatt, I. y Wilson, M. (1994). 'An Index of Sustainable Economic Welfare for Scotland, 1980–1991', *International Journal of Sustainable Development* 1, 264 – 291.

- Mol, A. (2001). *Globalization and Environmental Reform : the ecological modernization of the global economy*. Cambridge, Mass., MIT Press.
- Moura, V. y Mujica, G. (2003). *Análisis de las Tendencias del Mercado Nacional e Internacional de la Leche*. Santiago.
- Munda, G. (2006). 'Social Multi-criteria Evaluation for Urban Sustainability Policies', *Land Use Policy* 23, 86–94
- Muñiz, I. y Galindo, A. (2005). 'Urban Form and the Ecological Footprint of Commuting. The Case of Barcelona', *Ecological Economics* 55, 499–514.
- Naess, A. (1989). *Ecology, Community and Lifestyle: outline of an ecosophy*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Nelson, D., Concha-Barrientos, M., y Fingerhut, M. (2005). *The Global Burden of Occupational Noise-induced Hearing Loss*. Revisada en diciembre de 2006, http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/global/6noise.pdf.
- Neumeyer, E. (2000). 'On the Methodology of ISEW, GPI and Related Measures: some constructive suggestions and some doubt on the 'threshold' hypothesis', *Ecological Economics* 34:3, 347–361.
- Nordhaus, W. y Tobin, J. (1972). *Is Growth Obsolete?*, *Economic Growth General Series* 96, New York, National Bureau of Economic Research.
- Norgaard, R. (1989). 'The Case for Methodological Pluralism', *Ecological Economics* 1.
- _____ (1994). *Development Betrayed: The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. London, Routledge.
- OAS (Organisation of American States) (1996). 'Plan de Acción para el Desarrollo Sostenible de las Américas'. Revisada en junio de 2006, http://www.science.oas.org/espanol/stacruz_plan.htm.
- OCDE (2004). *OECD Workshop on Material Flows and Related Indicators : chair's summary*, OECD Working Group on Environmental Information and Outlooks. Paris.
- ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias del Ministerios de Agricultura) (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.odepa.gob.cl>.
- Ostro, B. y otros. (1996). *Air Pollution and Mortality, Results from Santiago, Chile*, Policy Research Working Paper. Washington D.C., World Bank.
- O'Riordan, T. y Voisey, H. (eds.,1998). *The Politics of the Sustainability Transition*. London, Earthscan.
- Peet, R. y M. Watts (2004). *Liberation Ecologies: environment, development, social movements*. London, Routledge, segunda edición,
- Pérez, J. (2003). *Stock de Capital de la Economía Chilena y su Distribución Sectorial*. Documento de Trabajo 223, Banco Central de Chile, Santiago.
- PNUMA (2004). *Perspectivas del Medio Ambiente Urbano en América Latina y el Caribe: las evaluaciones GEO Ciudades y sus resultados*. México, PNUMA.
- PNUMA/IEUT (2004). *Informe GEO Santiago de Chile 2003*. Santiago, EURE libros.
- Publimark (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.publimark.cl>.
- Pulselli, F., Ciampalini, F., Tiezzi, E., y Zappia, C. (2005) *The Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) for a Local Authority: A Case Study in Italy*. Siena, Università Degli Studi di Siena.
- Redefining Progress (1995). *Gross production vs. Genuine Progress*. Excerpt from the *Genuine Progress Indicator: Summary of Data and Methodology*. San Francisco, Redefining Progress.
- Repetto, R., Magrath, W., Wells, M., Beer, C., y Rossini, F. (1989). *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*. Washington, DC., World Resources Institute.
- Rees, W. y Wackernagel, M. (1995) *Our Ecological Footprint*. Gabriola Island, B.C., New Society.

- Revetz, J. (2000a). *City Region 2020: integrated planning for a sustainable environment*. London, Earthscan.
- _____. (2000b). 'Integrated Assessment for Sustainability Appraisal in Cities and Regions', *Environmental Impact Assessment Review* 20, 31–64.
- Reyes, S. (2004). 'Santiago: la difícil sustentabilidad de una ciudad neoliberal' en C. de Mattos y otros. (eds.) *Santiago en la Globalización ¿Una Nueva Ciudad?* Santiago, Eure libros, 189–218.
- Riffo, L., Becerra, H., Acevedo, R., Morgado, M., y Villegas, O. (2006). *Matrices Insumo Producto Regionales*. Santiago, INE.
- Robèrt, K–H. (2000). 'Tools and Concepts for Sustainable Development, how do they relate to a general framework for sustainable development, and to each other?', *Journal of Cleaner Production* 8, 243–254.
- Robèrt, K–H. y otros. (2002). 'Strategic Sustainable Development – selection, design and synergies of applied tools', *Journal of Cleaner Production* 10, 197–214.
- Ronchi, E., Federico, A. y Musmeci, F. (2002). 'A System Oriented Integrated Indicator for Sustainable Development in Italy', *Ecological Indicators* 2, 197–210.
- Rosenberg, K. y Oegema, T. (1995). *A Pilot ISEW for The Netherlands 1950–1992*. Amsterdam, Instituut Voor Milieu en Systemanalyse.
- Rostow, W. W. (1960). *The Stages of Economic Growth*. Cambridge, Cambridge University Press.
- SAG (Servicio Agrícola y Ganadero) (2002). *Catastro Vitícola Nacional 2002*. Santiago.
- _____. (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://sag.gob.cl>.
- Sánchez, J.M. y Valdés S. (1996). *Estimación de los Beneficios en Salud del Plan de Prevención y Descontaminación del Aire en el Área Metropolitana de Santiago*. Santiago, CONAMA.
- Sanhueza, N. (2003). *Beneficios del Plan de Saneamiento de Aguas Servidas de la Cuenca Maipo Mapocho: aplicación de los conceptos de valor económico total y el sistema ambiental*, Tesis en Biología Ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- Sassen, S. (1994). *Cities in the Global Economy*. London, Pine Forge Press.
- Schatan, J. (2006). *Distribución del Ingreso y Pobreza en Chile*. Revisada en abril de 2006, http://www.cep.cl/Cenda/Cen_Documentos/Pub_JS/Propuesta_DI.pdf
- SECTRA (Secretaría Interministerial de Transporte), PUC y MIDEPLAN (2006). *Encuestas Origen Destino de viajes del Gran Santiago*. Revisada en septiembre de 2006. <http://www.sectra.cl>.
- SEIA (Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental) (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.e-seia.cl>.
- SERNAGEOMIN (Servicio Nacional de Geología y Minería) e INE (2003). *Anuario de la Minería de Chile 2002*. Santiago.
- SERNAM (2006). 'Estadísticas Servicio Nacional de la Mujer'. Revisada en agosto de 2006, <http://www.sernam.cl/basemujer/Cap10/rm/3.htm>.
- SERPLAC (2000). *Análisis del Sistema de Recolección, Transporte y Costos del Manejo de los Residuos Sólidos Domiciliarios en la Región Metropolitana*. Santiago.
- SESMA (Secretaría Regional Ministerial de Salud y Medio Ambiente) (2006). 'Residuos'. Revisada en julio de 2006, <http://www.asrm.cl>.
- Silva, I. (2000). *Costo Económico de los Delitos, Niveles de Vigilancia y Políticas de Seguridad Ciudadana en las Comunas del Gran Santiago*. Santiago, CEPAL.
- Simon, J. and Kahn, H. (1984) *The Resourceful Earth: a response to Global 2000*. Oxford, Blackwell.
- SISS (Superintendencia de Servicios Sanitarios) (2003). *Informe de Gestión del Sector Sanitario 2002*. Santiago.

- _____ (2006). 'Informes de Gestión del Sector Sanitario'. Revisada en septiembre de 2006. <http://www.siss.cl/default.asp?cuerpo=981>.
- SNA (Servicio Nacional de Aduanas) (2006). 'Bases de datos de importaciones y exportaciones, Región Metropolitana'. Revisada en abril de 2006, <http://www.aduana.cl>.
- Solis, O. (2007). El Bienestar Económico Sustentable de la Región Metropolitana de Santiago: Valoración a través del Índice de Progreso Genuino (IPG). Tesis para optar al Grado de Magíster en Asentamientos Humanos y Medio Ambiente, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Spangenberg, J. H., Hinterberger, F., Moll, S. y Schutz, H. (1999). 'Material Flow Analysis, TMR and the MIPS—concept: a contribution to the development of indicators for measuring changes in consumption and production patterns', *International Journal of Sustainable Development* 2:4, 491–505.
- SRA (Sociedad Rural Argentina) (2006). Revisada en agosto de 2006, <http://www.sra.org.ar>.
- Stern, D. y otros. (1996). 'Economic Growth and Environmental Degradation: the environmental Kuznets curve and sustainable development', *World Development* 24:7, 1151–1160.
- Stockhammer, E., Hochreiter, H., Obermayr, B. y Steiner, K. (1997). 'The Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) as an alternative to GDP in measuring economic welfare. The results of the Austrian (revised) ISEW calculation 1955–1992' *Ecological Economics* 21, 19–34.
- Stymme, S. and Jackson, T. (2000). 'Intra-generational Equity and Sustainable Welfare: a time series analysis for the UK and Sweden', *Ecological Economics* 33, 219–236.
- Sustainable Seattle (1993). *Sustainable Seattle Indicators of Sustainable Community: a report to citizens on long term trends in their community*. Seattle, WA, Sustainable Seattle.
- Svirejeva-Hopkins, A. y otros. (2004). 'Urbanised Territories as a Specific Component of the Global Carbon Cycle', *Ecological Modelling* 173:2–3, 295–312.
- Swyngedouw, E. (1992). 'The Mammon Quest: 'Glocalization'', *Interspatial Competition and the Monetary Order: The Construction of New Scales*' en Dunford, M. y Kafkalis, G. (eds.), *Cities and Regions in the New Europe. The Global-Local Interplay and Spatial Development Strategies*. London, Belhaven Press, 39–67.
- Telló, E. (1997). 'Principios e indicadores para ciudades más sostenibles. Facultad de Ciencias Económicas de la Universidad de Barcelona'. Revisada en agosto de 2006. <http://www.egunbide.es/ciudades/Conferencias1997/EnricTello.htm>
- TRB (Transportation Research Board) (2000). *Highway Capacity Manual*. Washington, D.C., TRB.
- Ulloa, G. (2002). Análisis de la Gestión Económica de los Residuos sólidos domiciliarios en el Área Metropolitana de Santiago: Periodo 1998–1999. Tesis para optar al Grado de Magíster en Asentamientos Humanos y Medio Ambiente, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.
- Universidad de Chile (2000). *Informe País Estado del Medio Ambiente en Chile – 1999*. Santiago.
- Universidad de Chile, Gobierno Regional Metropolitano de Santiago y Corporación Técnica Alemana (GTZ) (2006). *Proyecto OTAS. Bases para el Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable de la Región Metropolitana de Santiago*. Santiago.
- University of Albany (2006). 'The Program for Research on Private Higher Education'. Revisada en octubre de 2006, http://www.albany.edu/~prophe/data/Data%20collection%20forms_chile%20II.xls
- UN (2006). 'The UN Millennium Development Goals', Revisada en junio de 2006, <http://www.un.org/millenniumgoals/#>.
- _____ (2002). 'Plan of Implementation of the World Summit on Sustainable Development'. Revisada en junio de 2006, http://www.ine.cl/ine/canales/chile_estadistico/compendio_estadistico/pdf/2005/3.pdf.

- UNEP (2002) *Melbourne Principles for Sustainable Cities*. Osaka, UNEP.
- Unsworth, R. (2004). 'Making Cities more Sustainable: people, plans and participation' en M. Purvis y A. Grainger (eds.) *Exploring Sustainable Development: geographical perspectives*. London, Earthscan, 128–155.
- Velásquez, L.S. (1998). 'Agenda 21: a form of joint environmental management in Manizales, Colombia', *Environment and Urbanisation* 2:10, 9–36.
- Venetoulis, J. y Cobb, C. (2004). 'The Genuine Progress Indicator, 1950–2004 (2004 update)'. Revisada marzo de 2006, www.redefiningprogress.org.
- Van Vuuren, D. y Smeets, E. (2000) 'Ecological Footprints of Benin, Bhutan, Costa Rica and the Netherlands', *Ecological Economics* 34, 115–30.
- Von Bertalanffy, L. (1976). *Teoría General de los Sistemas: fundamentos, desarrollo, aplicaciones*. México D.F., Fondo de Cultura Económica.
- Von Weizsäcker, E. y otros. (1997). *Factor Four: doubling wealth, halving resource use*. London, Earthscan.
- Wagner, J. (2005). 'On the Economics of Sustainability', *Ecological Economics* 57:4, 659–664.
- Wackernagel, M. (1998). 'The Ecological Footprint of Santiago de Chile' *Local Environment* 3:1, 7–25.
- Wackernagel, M. y Rees, W. (2001). *Nuestra Huella Ecológica. Reduciendo el impacto humano sobre la Tierra*. Santiago, LOM.
- WCED (1997). *Our Common Future*. Oxford, Oxford University Press.
- WHO (2006). 'Noise and Health'. Revisada en diciembre de 2006, <http://www.euro.who.int/Noise>.
- Wiedmann, T., Minx, J., Barrett, J. y Wackernagel, M. (2005). 'Allocating Ecological Footprints to Final Consumption categories with Input–Output Analysis', *Ecological Economics* 56:1, 28–48.
- Winchester, L. (2005). *Sustainable Human Settlements Development in Latin America and the Caribbean*. CEPAL Serie Medio Ambiente y Desarrollo 99.
- _____ (2006). 'Desafíos para el desarrollo sostenible de las ciudades en América Latina y el Caribe', *EURE* 32:96, 7–25.
- Wodon, Q. y otros. (2001). 'Poverty in Latin America: trend (1986–1998) and determinants', *Cuadernos Económicos*, 38:114, 127 – 153.
- World Bank (2006). 'Relative Proportions of Public and Private Expenditure on Educational Institutions (1999)'. Revisada en octubre de 2006, <http://devdata.worldbank.org/edstats/ThematicDataOnEducation/WEIFina/table13.xls>.
- Yue, D. y otros. (2005). 'Spatiotemporal Analysis of Ecological Footprint and Biological Capacity in Gansu, China 1991–2005: down from the environmental cliff', *Ecological Economics* 58:2, 393–406.
- Zhao, S., Liand, L. y Li, W. (2005). 'A Modified Method of Ecological Footprint Calculation and its Application', *Ecological Modelling* 185, 65–75.
- Zolotas, X. (1981). *Economic Growth and Declining Social Welfare*. New York, University Press.
- Zulueta, S. (2003). *La Evolución del Voluntariado en Chile entre los años 1990 y 2002*. Tesis para optar al grado de Magíster en Sociología, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago.