



Ministerio del
Medio
Ambiente

Gobierno de Chile



Guía Metodológica

Para la Elaboración de un Análisis General de
Impacto Económico y Social (AGIES) para
Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire





Guía Metodológica

Para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire



Documento publicado y editado por:
Departamento de Economía Ambiental
Ministerio del Medio Ambiente

En base al trabajo realizado por:
GreenLab UC, Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A.

GUÍA METODOLÓGICA
PARA LA ELABORACIÓN DE UN ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO
Y SOCIAL (AGIES) PARA INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE CALIDAD DEL AIRE

Diagramación Original: Gráfica Metropolitana
Fotografía de Portada: Francisco Donoso

Impreso en Santiago, marzo de 2013

Presentación

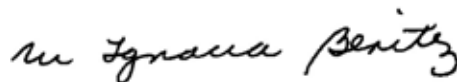
Chile ha presentado importantes avances en normativa ambiental durante los últimos años, y de acuerdo a lo establecido en la Ley N°19.300 y el Reglamento para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión (DS N° 93/95), se requiere de un Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES) de cada propuesta normativa en esta materia.

El Ministerio del Medio Ambiente a través de su Departamento de Economía Ambiental lleva a cabo el desarrollo de los AGIES requeridos, los que constituyen una importante herramienta de apoyo a la toma de decisiones.

Debido a su relevancia como herramienta de apoyo a la toma de decisiones y con el fin de promover y asegurar el correcto desarrollo de AGIES

aplicados a instrumentos de gestión de la calidad del aire el Ministerio del Medio Ambiente (MMA), ha desarrollado la presente Guía Metodológica para la Elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire, que sirva como documento de consulta tanto a profesionales del MMA, como a equipos de investigación académica y consultores, que estén encargados de estimar y valorizar impactos ambientales, atribuibles a normas y planes de prevención y/o descontaminación en evaluación.

Esperamos que la presente publicación se transforme en un instrumento útil para los evaluadores, y que permita asimismo al Ministerio del Medio Ambiente cumplir de mejor manera su labor.



MARÍA IGNACIA BENÍTEZ
Ministra del Medio Ambiente

Equipo de Trabajo

Jefe División de Información y Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente

Cristóbal De La Maza

Jefe Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente

Sandra Briceño

Departamento de Economía Ambiental, Ministerio del Medio Ambiente

Nicolás Becerra

Francisco Donoso

Isabel Rojas

Paulina Schulz

GreenLab UC, Gestión y Política Ambiental DICTUC S.A.

Luis Abdón Cifuentes

Camila Cabrera

José Ignacio Dussailant

Andrés Pica

Álvaro Puelma

Mayo Rodríguez

Agradecimientos a Oficina de Comunicaciones y Prensa, Ministerio del Medio Ambiente

Alejandro Armendariz

Karina Bahamonde

Francisca Villalón

Tabla de Contenidos

Parte I

1	Introducción.....	16
2	Antecedentes de Regulación Ambiental en Chile.....	20
3	Criterios para la toma de decisiones.....	24
4	Descripción General Análisis Costo-Beneficio.....	28

Parte II

5	Metodología para la Elaboración de un AGIES utilizando ACB.....	50
6	Definición Alcance del Análisis.....	52
7	Estimación de Emisiones.....	64
8	Medidas de Reducción de Emisiones.....	80
9	Estimación de Costos.....	94
10	Determinación del Cambio en Concentraciones.....	106
11	Estimación de Beneficios.....	118
12	Análisis Económico.....	166

Parte III

13	Bibliografía.....	176
	Anexos.....	182
	I. AGIES y Estudios que utilizan ACB realizados en Chile.....	182
	II. Resumen documento "Precios Sociales para la Evaluación de Proyectos".....	190
	III. Mecanismos por los cuales se forma el $MP_{2,5}$ secundario.....	191
	IV. Etapas para la elaboración de un AGIES utilizando un ACB.....	192
	V. Detalle de Fenómenos que afectan al pago.....	193

Lista de Tablas

Tabla 2-1: Listado de AGIES elaborados en Chile producto de un anteproyecto de norma	22
Tabla 3-1: Comparación entre ACB y ACE	26
Tabla 4-1: Ejemplo ACB.....	30
Tabla 4-2: Buenas Prácticas para la elaboración de un ACB según Toman y Farrow.....	34
Tabla 4-3: Comparación entre resultados estudio Antecedentes Anteproyecto Norma Calidad MP _{2,5} y Principio de Equimarginalidad	37
Tabla 4-4: Ejemplo - Costos según agente social y tipo de fuente (MUSD).....	38
Tabla 4-5: Ejemplo - Beneficios según agente social y tipo de fuente (MUSD).....	38
Tabla 4-6: Trato de incertidumbre.....	40
Tabla 6-1: Alcances que deben ser definidos.....	52
Tabla 6-2: Contaminantes.....	54
Tabla 6-3: Clasificación de fuentes emisoras según Tipo, Subtipo y Categoría.....	55
Tabla 6-4: Reducción de depositación de MP ₁₀ según escenario de norma de emisión. (2014 y 2020 ton/año).....	58
Tabla 6-5: Efectos en Salud	59
Tabla 6-6: Resumen alcance norma termoeléctricas.....	62
Tabla 6-7: Resumen alcance PPDA.....	63
Tabla 7-1: Factores de variación de FE	67
Tabla 7-2: Fuentes de Información para obtener los Factores de Emisión.....	71
Tabla 7-3: Línea base DICTUC 2009 (ton)	73
Tabla 7-4: Factores de emisión según norma y capacidad de buses (gr/km)	73
Tabla 7-5: Parque Base de buses considerado según capacidad (2009-2015).....	74
Tabla 7-6: Tipos de fuentes PPDA.....	75
Tabla 7-7: Caracterización fuentes fijas PPDA.....	77
Tabla 7-8: Numero de fuentes según uso de combustible PPDA.....	78
Tabla 8-1: Ventajas y Desventajas de las medidas del tipo Comando y Control	81
Tabla 8-2: Ejemplo de información contenida en la base de datos de CATC, EPA.....	83
Tabla 8-3: Medidas PPDA.....	84
Tabla 8-4: Medidas de abatimiento para centrales térmicas de generación eléctrica.....	85

Tabla 8-5: Cumplimiento mayores emisores	87
Tabla 8-6: Equipos de Abatimiento analizados en Medio Ambiente Gestión y Cifuentes (2010).....	90
Tabla 8-7: Medidas de reducción PPDA	92
Tabla 9-1: Ajustes a costos privados	95
Tabla 9-2: Ejemplo - Costos considerados en la realización de un AGIES	97
Tabla 9-3: Distribución porcentual según tipo de costo y agente social	99
Tabla 9-4: Costos utilizados en la evaluación del AGIES PPDA RM.....	101
Tabla 9-5: Distribución de costos PPDA.....	103
Tabla 9-6: Supuestos costos.....	104
Tabla 10-1: Modelos fotoquímicos.....	109
Tabla 10-2: Relaciones entre Contaminantes emitidos y componente en el filtro	116
Tabla 11-1: Efectos de la contaminación	119
Tabla 11-2: Resumen cambio de incidencia	130
Tabla 11-3: Funciones Dosis Respuesta Recomendadas para la exposición de $MP_{2.5}$	132
Tabla 11-4: Funciones Dosis Respuesta Recomendadas para la exposición de O_3	133
Tabla 11-5: Funciones Dosis Respuesta Recomendadas para la exposición de SO_2 y NO_2	134
Tabla 11-6: Valores Utilizados en la cuantificación de los efectos considerados (UF/caso).....	136
Tabla 11-7: Ejemplo - Criterios de asignación de las pérdidas en productividad a los diferentes agentes	139
Tabla 11-8: Efectos en salud KAS.....	140
Tabla 11-9: Funciones D-R para el ozono utilizadas.....	150
Tabla 11-10: Valor de Capital Humano (\$2011).....	158
Tabla 11-11: Caso de Estudio	161
Tabla 12-1: Valores tasa de descuento	167
Tabla 12-2: Resultados considerando IC.....	172
Tabla 12-3: Resumen indicadores AGIES PPDA.....	173
Tabla 12-4: Distribución beneficios	173
Tabla 12-5: Distribución costos PPDA	174
Tabla 12-6: Distribución beneficios PPDA.....	175

Lista de Figura

Figura 1-1: Nivel óptimo social de contaminación	18
Figura 3-1: Curvas de Indiferencia Social y Curva de Posibilidades de Utilidad	24
Figura 4-1: Esquema ACB.....	28
Figura 4-2: Esquema de los valores de uso y no uso.....	33
Figura 4-3: Mejora Potencial de Pareto.....	36
Figura 4-4: Representación gráfica modelo.....	41
Figura 4-5: Sensibilidad en el modelo	43
Figura 4-6: Escenarios combinatorios.....	46
Figura 4-7: Sensibilidad CAA	48
Figura 5-1: Esquema del Marco Metodológico propuesto.....	50
Figura 6-1: Escenarios reducción de concentraciones.....	61
Figura 7-1: Herramientas para la estimación de emisiones.....	65
Figura 7-2: Variación del Factor de Emisión según Velocidad y Desgaste.....	68
Figura 7-3: Evolución norma Euro para el NO_x de Camiones Diesel	69
Figura 7-4: Evolución norma Euro para el MP de Camiones Diesel	70
Figura 7-5: Variación NA según antigüedad	72
Figura 7-6: Línea base emisiones SO_x	74
Figura 7-7: Emisiones al aire declaradas por el propio sector de rubros industriales RETC, 2007	75
Figura 7-8: Línea base $\text{MP}_{2.5}$ vehículos pesados	76
Figura 8-1: Distribución de incumplimientos según tipo de falta	88
Figura 9-1: Distribución porcentual de costos	98
Figura 9-2: Costo y beneficio según agente económico	99
Figura 10-1: Modelos atmosféricos.....	106
Figura 10-2: Modelo de dispersión.....	110
Figura 10-3: Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones.....	112
Figura 10-4: Cambio en concentraciones Transantiago.....	114
Figura 10-5: Fracción de componentes elementales de $\text{MP}_{2.5}$ (2005).....	115
Figura 11-1: Etapa de cuantificación de impactos en la función daño	120
Figura 11-2: Variación Compensatoria y Equivalente	121
Figura 11-3: Etapa de valorización de impactos en la función daño	124
Figura 11-4: Esquema del método de la función de daño	125

Figura 11-5: Linearización de cambio de incidencia	129
Figura 11-6: Función daño agricultura.....	142
Figura 11-7: Beneficio social.....	143
Figura 11-8: Efecto de reducción en rendimiento de cultivos.....	144
Figura 11-9: Efecto de daño a calidad de productos.....	144
Figura 11-10: AOT para un día.....	147
Figura 11-11: Cambio rendimiento de la Cebada a casusa de acidificación	149
Figura 11-12: Valor de Capital Humano según Edad (\$ de 2011).....	159
Figura 11-13: Valor Implícito de la Vida a lo largo del ciclo de vida en algunos escenarios.....	162
Figura 12-1: Sensibilidad tasa de descuento.....	171
Figura 12-2: Beneficios según medida PPDA RM - Escenarios Bajo y Alto.....	174

Lista de Ecuaciones

Ecuación 1-1: Beneficio Neto	18
Ecuación 1-2: Formulación Matemática Óptimo Social.....	18
Ecuación 4-1: Modelo ACB.....	39
Ecuación 4-2: Modelo simplificado	41
Ecuación 4-3: Vector de valores.....	42
Ecuación 4-4: Escenario nominal	42
Ecuación 4-5: Sensibilidad	42
Ecuación 4-6: Elasticidad	43
Ecuación 4-7: Aproximación Gaussiana	44
Ecuación 4-8: Varianza del resultado.....	44
Ecuación 4-9: Sensibilidad de rango nominal	45
Ecuación 4-10: Muestra de resultados aleatorios	46
Ecuación 4-11: Media de la muestra.....	47
Ecuación 4-12: Varianza de la muestra.....	47
Ecuación 4-13: Intervalo de confianza.....	47
Ecuación 4-14: Tamaño de muestra	47
Ecuación 7-1: Cálculo de Emisión.....	66
Ecuación 7-2: Eficiencia en reducciones.....	68
Ecuación 7-3: Emisión fuentes fijas PPDA.....	78
Ecuación 8-1: Factor de Emisión con Medida de Abatimiento	86

Ecuación 8-2: Impacto en el Nivel de Actividad por un impuesto al combustible	87
Ecuación 8-3: FE con norma de emisión	89
Ecuación 8-4: Cambio en emisiones norma termoeléctricas	91
Ecuación 8-5: Factor de emisión Bus Euro III/EPA2007 con filtro	92
Ecuación 8-6: Cambio de emisiones de la situación "con proyecto" a través de la modificación del factor de emisión	93
Ecuación 8-7: Cambio de emisiones de la situación "con proyecto" a través de la modificación del nivel de actividad	93
Ecuación 9-1: Pago anual de una inversión	96
Ecuación 9-2: Costo Oportunidad	96
Ecuación 9-3: Costo alternativo de viaje	104
Ecuación 9-4: Costos operación vehículo con restricción	105
Ecuación 10-1: Concentración según posición y tiempo	110
Ecuación 10-2: Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones	111
Ecuación 10-3: FEC PPDA	114
Ecuación 10-4: Cálculo de la concentración de $MP_{2.5}$ a través de la fracción del componente elemental del análisis de filtros	116
Ecuación 10-5: Cálculo del cambio de concentraciones de $MP_{2.5}$ a través del uso del factor de emisión concentración (FCE)	116
Ecuación 11-1: Tasa de incidencia base	127
Ecuación 11-2: Cambio de incidencia en efectos	128
Ecuación 11-3: Linearización de cambio de incidencia	129
Ecuación 11-4: Exposición aguda	130
Ecuación 11-5: Efectos anuales	130
Ecuación 11-6: Transferencia WTP	135
Ecuación 11-7: Proyección valorización de efectos	135
Ecuación 11-8: Cálculo de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita	136
Ecuación 11-9: Cálculo del beneficio de un efecto determinado	137
Ecuación 11-10: Agregación de beneficios	137
Ecuación 11-11: Beneficios unitarios salud	137
Ecuación 11-12: Beneficio resultante	138
Ecuación 11-13: Efectos en exceso KAS	141
Ecuación 11-14: Función exposición-respuesta	148

Ecuación 11-15: Porcentaje de cambio en rendimiento.....	148
Ecuación 11-16: Producción con medida.....	148
Ecuación 11-17: Beneficio en producción ozono.....	148
Ecuación 11-18: Cambio en rendimiento de la Cebada a causa de acidificación	149
Ecuación 11-19: Cambio en producción de la Cebada por SO_2	149
Ecuación 11-20: Producción en escenario con medida.....	150
Ecuación 11-21: Beneficio social agricultura	151
Ecuación 11-22: Función de utilidad esperada	153
Ecuación 11-23: Tasa marginal de sustitución entre q e I	153
Ecuación 11-24: Valor de reducción de riesgo fatal (Jones).....	155
Ecuación 11-25: Valor de reducción de riesgo fatal (ecuación reducida).....	155
Ecuación 11-26: Calculo de valor de capital humano.....	158
Ecuación 11-27: Monto por reducir el riesgo de muerte a cero.....	159
Ecuación 11-28: Aproximación del monto de reducir el riesgo de muerte a cero.....	160
Ecuación 11-29: Relación entre valor implícito de la vida e ingreso	160
Ecuación 11-30: Valor de reducción de riesgo fatal recomendado.....	164
Ecuación 12-3: Costo-efectividad emisiones	168
Ecuación 12-4: Razón beneficio-costos.....	169
Ecuación 12-5: Beneficio social neto.....	169

Acrónimos y Abreviaturas

Instituciones

CATC	Centro de Tecnología del Aire Limpio (siglas en inglés).
CONAMA	Comisión Nacional del Medio Ambiente.
DICTUC	Dirección de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Pontificia Universidad Católica de Chile.
FONASA	Fondo Nacional de Salud.
ISAPRE	Institución de Salud Previsional.
INE	Instituto Nacional de Estadísticas.
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change.
MACAM	Red de Monitoreo de la Calidad del Aire de la Región Metropolitana.
MIDEPLAN	Ministerio de Planificación y Cooperación.
MINSEGPRES	Ministerio Secretaría General de la Presidencia.
NCAR	National Center for Atmospheric Research.

OECD	Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo.
OMS	Organización Mundial de la Salud.
SEIA	Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental.
SERNAC	Servicio Nacional del Consumidor.
USEPA	United States Environmental Protection Agency.

Programas y Estudios

EOTCP	European Open Top Chamber Program.
NCLAN	National Crop Loss Assessment Network..
MODEM	Modelo de Emisiones Vehiculares.
MODEC	Modelo Económico-Ambiental de Planes de Desarrollo del Sistema de Transporte Urbano.
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
UNECE LRTRAP	United Nations Economic Commission for Europe Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

Monedas

CLP	Pesos de Chile.
EUR	Euros.
MUSD	Millones de Dólares Americanos.
USD	Dólares Americanos.

Países

EE.UU.	Estados Unidos de América.
UE	Unión Europea.

Efectos a la Salud

ASTH	Asma, por sus siglas en ingles Asthma
BRO	Bronquitis Aguda
CHD	Enfermedad Cardioisquémica, por sus siglas en inglés Congestive Heart Disease.
CHF	Falla Cardioisquémica, por sus siglas en inglés Congestive Heart Failure.
CLD	Enfermedad Respiratoria Crónica, por sus siglas en inglés Congestive Lung Disease
COPD	Enfermedad Respiratoria Crónica, por sus siglas en inglés Chronic Obstructive Pulmonary Disease.
CPM	Enfermedades cardiopulmonares
CVD	Enfermedad Cardiovascular, por sus siglas en inglés Cardiovascular Disease.

DYS	Disrritmia, por sus siglas en inglés Dysrhythmia.
EA	Exacerbación del Asma
ERV	Visitas Salas Emergencia, por sus siglas en inglés Emergency Room Visit
HA	Admisiones Hospitalarias.
IHD	Enfermedad Cardioisquémica, por sus siglas en inglés Isquemic Heart Disease.
LRI	Infección Respiratoria Aguda, por sus siglas en inglés Lower Respiratory-TractInfection.
MRAD	Días con Actividad Restringida Leve, por sus siglas en inglés Minor Restricted Activity Days
PNEU	Pneumonía
RAD	Días con Actividad Restringida, por sus siglas en inglés Restricted Activity Days
RSP	Enfermedades Respiratorias
RTI	Infeccion Tracto-Respiratoria, por sus siglas en inglés Respiratory TrackInfection.
SLD	Días de Colegio Perdidos, por sus siglas en inglés School Lost Days
TIA	Ataque Isquémico Transiente, por sus siglas en inglés TransientIsquemic Attack.
WLD	Días Laborales Perdidos, por sus siglas en inglés Work Lost Days

Abreviaturas

ACB	Análisis Costo Beneficio.
ACE	Análisis Costo Efectividad.
AGIES	Análisis General del Impacto Económico y Social.
BS	Beneficio Social.
BSN	Beneficio Social Neto.
COI	Costo de Tratamiento Médico, por sus siglas en inglés Cost of illness.
CYC	Comando y Control.
DAP	Disposición a Pagar.
EC	Excedente del Consumidor.
EP	Excedente del Productor.
EIS	Evaluación de Impacto en la Salud.
FE	Factores de Emisión.
FEC	Factores Emisión-Concentración.
GEI	Gases de Efecto Invernadero.
IPC	Ingreso Per Cápita.
NACT	Nivel de Actividad.
PDA	Plan de Descontaminación Ambiental.

PPA	Plan de Prevención Ambiental.
PPDA	Plan de Prevención y Descontaminación Ambiental.
PYMES	Pequeñas y Medianas Empresas.
RE	Eficiencia del convertidor catalítico en cuanto a reducción de emisiones.
RT	Revisión Técnica.
RV	Restricción Vehicular.
SIC	Sistema Interconectado Central.
SING	Sistema Interconectado del Norte Grande.
TIR	Tasa Interna de Retorno.
VAN	Valor Actual Neto.
VET	Valor Económico Total.
WTP	Disposición a Pagar, por sus siglas en inglés Willingness to Pay.

1.

Introducción

El Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) es una herramienta de gran utilidad para la toma de decisiones. Por ello surge la necesidad de desarrollar la presente guía, que tiene como objeto entregar lineamientos para la correcta elaboración de AGIES, específicamente en los casos aplicados a instrumentos de gestión de calidad del aire, a través del análisis de Costo-Beneficio. Los AGIES, revierten valor tanto por su capacidad para apoyar la toma de decisiones de política ambiental¹ como por la posibilidad de diseñar y generar instrumentos de mercado.

Los AGIES poseen múltiples dimensiones. Por un lado, son herramientas valiosas para la toma de decisiones de política ambiental, que ayudan a determinar la intensidad de regulación de los agentes participantes en la economía para lograr objetivos ambientales; por otro, otorgan la posibilidad de diseñar y generar instrumentos de mercado para modificar, de manera más apacible y beneficiosa socialmente, el comportamiento de los agentes.

Si consideramos, tal como lo hacen Ashford y Caldart (2008), que los recursos naturales, servicios y calidad provistos por el ambiente poseen un valor económico, el estudio de la economía (en el contexto apropiado) puede contribuir a la evaluación y

priorización de distintas alternativas que permitan mejorar la calidad ambiental en la cual están insertos los habitantes del país. Tanto la evaluación como la priorización, pueden realizarse dentro de una cierta área de interés (como por ejemplo la reducción de la contaminación atmosférica desde variadas fuentes), o entre distintas áreas de interés (contaminación atmosférica, hídrica y residuos tóxicos).

La economía, a través de diferentes criterios para la toma de decisiones, ofrece una alternativa para racionalizar la intervención de un problema ambiental en particular. En la actualidad, el mecanismo más utilizado para conducir actividades económicas y sociales es el mercado privado.

El mercado corresponde a una red descentralizada para realizar transacciones, en la cual se revelan las preferencias individuales de los participantes, el funcionamiento correcto del mercado teórico, corresponde a un “mercado perfecto” que contiene dos importantes características. La primera sugiere que el mercado es económicamente eficiente, lo que implica que los recursos se distribuyen entre los agentes según quiénes más los valoran (o alternatively, los recursos son utilizados según su mayor valor de uso), de esta forma tanto la combinación apropiada de bienes y servicios que se producen, como todas las transacciones generadas que son mutuamente beneficiosas para las partes involucradas, son realiza-

¹ La que consiste en determinar la intensidad de regulación de los agentes participantes en la economía para lograr objetivos ambientales.



das hasta el punto en que no es posible mejorar el bienestar de un individuo sin empeorar el de otro (eficiencia en el sentido de Pareto). La segunda característica consiste en que las transacciones en el mercado perfecto son totalmente voluntarias, siempre y cuando las partes interesadas sean capaces de negociar un beneficio mutuo.

Para que el mercado perfecto suceda, se necesita cumplir cuatro condiciones:

- Todos los costos y beneficios derivados de las acciones de las partes involucradas en el mercado deben ser soportadas por los participantes, esto significa que el mercado no debe generar externalidades (la común inexistencia de esta condición es una de las causas primarias del descontrol en cuanto a emisión de contaminantes al ambiente).
- Los participantes del mercado deben tener información perfecta sobre los valores del mercado y las consecuencias de generar las transacciones correspondientes.
- Los mercados deben ser perfectamente competitivos, para que de esta manera los agentes del mercado (productores y consumidores) no puedan influir excesivamente en los precios de los bienes y servicios.
- Dado que los resultados del mercado varían según la distribución inicial de los recursos, la

legitimidad y deseabilidad de la distribución final obtenida por el mercado requiere que exista una regulación ética y distributiva, en la cual los mercados funcionen dentro de los márgenes de lo socialmente aceptable.

En la práctica, la inexistencia de una, o más, de estas condiciones es más una regla que una excepción. Por causa de las externalidades presentes en los mercados, esta situación es particularmente relevante en la regulación ambiental. Las externalidades surgen cuando las acciones de un agente imponen costos o beneficios en otros, pero no son reconocidos por las transacciones de mercado. El clásico ejemplo de esta situación, es, de hecho, la contaminación ambiental.

A modo de ejemplo se puede considerar la actividad de una fábrica que como subproducto emite contaminantes al aire por la presencia de una caldera industrial, la cual se encuentra cercana a una comunidad. En este caso, los habitantes no reciben compensación alguna por la empresa dueña de la fábrica, por ende los costos asociados a la contaminación no son reflejados en las transacciones de mercado y surge una externalidad (algunas veces se denomina como un “mal público” en contraste a los “bienes públicos”). En este ejemplo, la fábrica sin regulación puede disponer del aire como un recurso sin costo, incluso cuando las decisiones productivas de la empresa imponen un costo social en

la comunidad cercana. Como consecuencia, la empresa encontrará rentable contaminar el aire más allá del **óptimo social**.

El **óptimo social**, se encuentra definido por la maximización del beneficio total que ocurre cuando el beneficio marginal es igual al costo marginal. La formalización matemática de esta situación se muestra en las siguientes ecuaciones.

El **beneficio neto**, se encuentra definido por la diferencia entre los beneficios y costos totales, los cuales dependen de la cantidad de emisiones descargadas al medio ambiente.

Ecuación 1-1: Beneficio Neto

$$\text{Beneficio Neto} = \text{Beneficio Total (E)} - \text{Costo Total (E)}$$

Si maximizamos el beneficio neto

$$\left(\frac{\partial \text{Beneficio Neto (E)}}{\partial E} = 0 \right)$$

en búsqueda del óptimo social, tal como se señaló anteriormente, resulta que el óptimo social ocurre cuando el beneficio marginal es igual al costo marginal, tal como lo muestra la siguiente ecuación.

Ecuación 1-2: Formulación Matemática

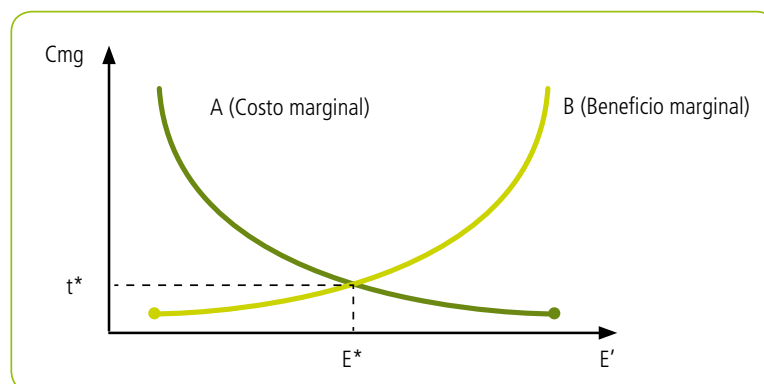
Óptimo Social

$$\frac{\partial \text{Beneficio Total (E)}}{\partial E} = \frac{\partial \text{Costo Total (E)}}{\partial E} \Rightarrow \text{BMg(E)} = \text{CMg(E)}$$

Esto último, se ilustra en la Figura 1-1. El eje horizontal, corresponde a la cantidad de contaminante descargado por la fábrica. Un movimiento desde la derecha a la izquierda, indica que menos contaminación está siendo descargada (se produce abatimiento).

La curva A (oscura), representa el costo marginal, para la empresa, de reducir su contaminación. Mientras la empresa reduce sus emisiones de E' a 0, los costos aumentan ya que, en teoría, la empresa debería ir agotando sus alternativas de abatimiento a partir de las menos costosas hacia las que imponen un mayor costo. La curva B (clara), representa el costo social marginal del daño a la población a causa de la contaminación. A esta curva, a veces, se le refiere como la disposición marginal a pagar (DAP) para evitar la contaminación, o el valor marginal del aire o agua limpia. Esta curva, también representa los beneficios marginales para aquellos individuos expuestos a las reducciones en contaminación.

Figura 1-1: Nivel óptimo social de contaminación



Fuente: Greenlab (2012a).

El costo social marginal aumenta mientras la fábrica aumenta sus descargas desde 0 hacia E' . Acorde con la teoría neoclásica económica, el óptimo social corresponde al punto E^* , en donde el daño causado por una unidad adicional de descarga es igual al costo marginal t^* de reducirlo. Sin embargo, en un contexto desregulado, la empresa escogerá descargar cantidades cercanas al punto E , en exceso del óptimo social. Esto ocurre debido a que el costo marginal del daño generado por la contaminación es cero para la empresa, por lo tanto no será rentable incurrir en costos para reducir su descarga.

En este contexto, se hace necesario, mediante los instrumentos de gestión ambiental (normas de calidad, normas de emisión y planes de prevención y descontaminación), la regulación por parte del Estado. En la misma lógica Arrow *et al.* (1996) describe los principales roles de herramientas económicas, específicamente el análisis costo beneficio (ACB), para soportar decisiones en relación a la regulación por parte de un gobierno. Según estos autores, quienes toman las decisiones no deberían ser restringidos en el uso de herramientas económicas. El ACB, debería ser requerido para las decisiones que involucren cambios regulatorios mayores y a pesar que a las entidades se les solicite un ACB para reformas en la regulación, la decisión final no debería estar estrictamente definida por su resultado, esto, ya que siempre existen factores que se escapan del análisis, los cuales deben ser considerados en la decisión final.

Por estas razones, el presente documento tiene el objeto de servir como guía para quienes deban realizar el AGIES utilizando un ACB como herra-

mienta para la toma de decisiones. El documento se divide en tres secciones. La primera de ellas busca contextualizar el proceso de toma de decisiones; para ello da cuenta de los principales antecedentes de la regulación ambiental en Chile, junto con presentar, desde un punto de vista teórico, los problemas de la contaminación atmosférica y de la toma de decisiones, entregando una revisión de los métodos existentes para generar información relevante, entre ellos, Análisis Costo Beneficio y Análisis Costo Efectividad (Capítulos 3 y 4).

La segunda parte (Capítulos 5 a 12), presenta una descripción general de la metodología para la elaboración de AGIES con el método ACB, en ella se plantea una contextualización y descripción de todas las etapas que se deben realizar para la completa y correcta elaboración de AGIES. Para cada una de ellas se indica la metodología específica a seguir, mostrando al comienzo un cuadro que lista los pasos que se deben completar. Es necesario que quien realice el análisis se asegure de chequear que todos los pasos hayan sido desarrollados correctamente. Al final de cada capítulo se expone un caso, basado en estudios anteriores realizados en Chile y que utilizaron ACB, para analizar cómo se abordó en él la etapa en estudio.

Por último, se entrega un capítulo de anexos, en la cual se puede encontrar información sobre el contexto específico en que se realizaron los AGIES en Chile, un resumen del documento sobre precios sociales para la evaluación de proyectos, una lista de chequeo para la realización de AGIES, entre otros antecedentes que complementan la información de quien debe realizar el análisis.

2.

Antecedentes de Regulación Ambiental en Chile

2.1 Instrumentos de Gestión Ambiental

Según el Sistema Nacional de Información Ambiental, la institucionalidad ambiental del país posee diferentes mecanismos para lograr sus objetivos. Dentro de estos se encuentran las normas de emisión, normas de calidad, sistemas de evaluación de impacto ambiental, planes de prevención y descontaminación, participación ambiental ciudadana, fondo de protección ambiental y de educación ambiental. No obstante, en el contexto de este documento, los instrumentos de gestión ambiental de interés corresponden a las normas de emisión y de calidad y a los planes de prevención y descontaminación.

Las normas de emisión establecen límites a la cantidad de contaminantes emitidos al aire, o al agua, que pueden producir las instalaciones industriales o fuentes emisoras en general. El propósito de estas normas puede ser la prevención de la contaminación o de sus efectos, o bien ser un medio para restablecer los niveles de calidad del aire o del agua cuando estos han sido sobrepasados. Su aplicación puede ser a nivel nacional o local dependiendo del objetivo de protección que tenga la norma.

En el caso de las normas de calidad, éstas se dividen en dos tipos: primarias y secundarias. Las de calidad primaria tienen como objetivo proteger

la salud de la población y se aplican en todo el país por igual. En tanto, las secundarias permiten proteger recursos naturales u otros, tales como cultivos, ecosistemas, especies de flora o fauna, monumentos nacionales o sitios con valor arqueológico.

Los planes de descontaminación tienen por finalidad recuperar los niveles señalados en las normas primarias y/o secundarias de calidad ambiental de una zona saturada². Por su parte, los planes de prevención tienen por finalidad evitar la superación de una o más normas de calidad ambiental primaria o secundaria en una zona latente³.

2.2 Normativa - Necesidad Legal de realizar un AGIES

La Ley 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente introdujo formalmente el análisis económico en los procesos de elaboración de ciertas regulaciones ambientales en Chile. Particularmente, en los artículos 32, 40 y 44 se establece el procedimiento que debe seguir para la dictación de una norma de calidad, una norma de emisión y planes de prevención y descontaminación

² Una zona saturada es aquella en que una o más normas de calidad ambiental se encuentran sobrepasadas.

³ Una zona latente es aquella en que la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo, se sitúa entre el 80% y el 100% de la respectiva norma de calidad ambiental.



respectivamente, el cual incluye dentro de sus etapas un análisis técnico y económico (MINSEGPRES, 2007).

Por su parte, el Decreto Supremo 93, en su artículo 15, estipula que una vez elaborado un anteproyecto de norma (ya sea de emisión, de calidad, o bien, planes de prevención y descontaminación) se deberá encargar un Análisis General del Impacto Económico y Social (AGIES) de la o las normas contenidas en el ante-proyecto. Dicho estudio deberá evaluar los costos y beneficios para la población, ecosistemas o especies directamente afectadas o protegidas y deberá contener los costos y beneficios para el o los emisores que deberán cumplir la norma y los costos y beneficios para el Estado como responsable de la fiscalización del cumplimiento de la norma (MINSEGPRES, 1995).

Es importante mencionar que el reglamento que obliga a la elaboración de un AGIES no establece ningún criterio normativo con respecto a los resultados que éste entregue. Es decir, se requiere de su elaboración como una herramienta que apoye la toma de decisiones pero no existe un cri-

terio normativo que implique que los beneficios sociales deben ser mayores a los costos sociales. En respuesta a dicha reglamentación se hace necesaria una metodología que contribuya en la elección entre las alternativas que se barajen para mejorar la calidad ambiental. La herramienta más ampliamente usada y desarrollada en estos casos corresponde al Análisis Costo Beneficio (ACB).

La siguiente tabla muestra todas las normas vigentes relacionadas con la calidad del aire, que fueron declaradas en Chile posterior a la promulgación del Decreto Supremo 93 y que tienen asociado un correspondiente AGIES (se incluyen normas de calidad, normas de emisión, PPDA y PDA).

Tabla 2-1: Listado de AGIES elaborados en Chile producto de un anteproyecto de norma

Tipo de Norma	Título	Año Publicación	¿Analizado?	Método Análisis Costo - Beneficio
Calidad	Norma Primaria de Calidad Ambiental para Material Particulado Fino Respirable MP _{2,5}	2011	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado incluyendo Salud, Materiales (solo RM) y Visibilidad (solo RM) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	Norma de Calidad Primaria de Aire para Monóxido de Carbono (CO), Dióxido de Azufre (SO ₂), Ozono (O ₃), Dióxido de Nitrógeno (NO ₂) y Partículas Totales en Suspensión (PTS)	2002	No Disponible	
	Norma de Calidad Primaria para Plomo en el Aire	2000	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio
Emisión	Revisión Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago	Aún no publicada	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud, Materiales, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	Norma de Emisión para Termoeléctricas	2011	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud), Cuantificado (Recursos Naturales), Identificado (Materiales y Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio con ítems valorizados.
	Norma de Emisión para Artefactos de Uso residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa	Aún no publicada	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud) Análisis Costo Beneficio
	Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrónicos en la Región Metropolitana	Aún no publicada	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizado (Salud, Materiales, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	Norma de Emisión Incineración y Coincineración	2007	No Disponible	
	Normas de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago	2002	No Disponible	
	Norma de Emisión para Motocicletas	2000	Sí	Costos: Valorizado Beneficios: Valorizados (Salud, Ruido, Congestión) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	Norma de Emisión de Hidrocarburos No Metánicos para Vehículos Livianos y Medianos	2000	Sí	Tipo: Valorizado Beneficios: Identificados (Salud, Materiales, Agricultura, Visibilidad) Tipo: Descripción de Costos y Beneficios
	Norma de Emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire	1999	Sí	Costos: Valorizados Beneficios: Cuantificados (Salud) Tipo: Descripción de Costos y Beneficios

Continuación

Tipo de Norma	Título	Año Publicación	¿Analizado?	Método Análisis Costo - Beneficio
PPDA / PDA	PPDA Región Metropolitana	2000 + Actualizaciones	Sí	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	PPDA Chuquicamata	1993 + Actualizaciones	Sí	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	PDA Tocopilla	2010	Sí	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud), Identificados (materiales, agricultura, turismo, diversidad ecosistemas) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	PDA María Elena y Pedro de Valdivia	1999 + Actualizaciones	No Disponible	
	PDA Potrerillos	1999	Sí	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud) Tipo: Análisis Costo Beneficio
	PDA Ventanas	1992	No Disponible	
	PDA Caletones	1998	No Disponible	
	PDA Temuco y Padre Las Casas	2010	Sí	Costos: Valorizados Beneficios: Valorizados (Salud, Visibilidad) Tipo: Análisis Costo Beneficio

Fuente: Greenlab (2012a).

3.

Criterios

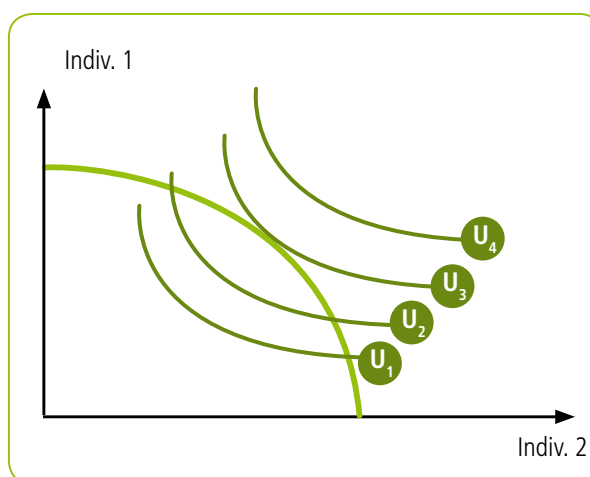
para la toma de decisiones

La economía del bienestar analiza el bienestar general a partir de las elecciones individuales y postula que la maximización de la utilidad del individuo lleva a la maximización por parte de la sociedad. Su herramienta conceptual más potente es la curva de posibilidades de utilidad, que define el conjunto de asignaciones de utilidad que se puede lograr en una sociedad sujeta a las limitaciones de las elecciones individuales y las tecnologías (Besley 2002). Cada individuo tiene sus propias preferencias, lo que se refleja gráficamente en las curvas de utilidades individuales que miden la utilidad o satisfacción del individuo cuando disfruta de una cierta cantidad de un determinado bien. Estas curvas son decrecientes, pues suponen que al aumentar el consumo de un bien, la satisfacción producida por cada nueva unidad del mismo bien es menor que la producida por la anterior.

El bienestar social, entendido como la suma del bienestar de todos los individuos, tiene como representaciones gráficas las curvas de indiferencia social y la función de bienestar social. Las primeras muestran las distintas combinaciones de utilidad de los distintos individuos que dan como resultado el mismo nivel de bienestar. La segunda es una función que combina el bienestar de los distintos individuos para obtener el nivel de bienestar social (Stiglitz 2003). La función de bienestar social entrega la utilidad social para distintas asignaciones de recursos, permitiendo ordenar

dichas asignaciones. Por tanto, una asignación que implique un mayor valor de la función es preferida socialmente a otra que tenga un valor menor como se ilustra en la Figura 3-1.

Figura 3-1: Curvas de Indiferencia Social y Curva de Posibilidades de Utilidad



Fuente: Stiglitz (2003).

Las curvas de indiferencia social (U_1 , U_2 , U_3 y U_4) representan distintos valores de la función de bienestar social. A medida que se aleja la curva del origen, mayor es el valor de la función. De esta manera U_1 y U_2 no son óptimas puesto que se puede alcanzar un mayor bienestar (U_3 y U_4). Es importante tener en cuenta que hay una restricción que impone la curva de posibilidades de utilidad, por lo tanto, U_4 no es alcanzable por la



sociedad. La selección óptima estará dada por el punto tangente entre una curva de indiferencia (U_3 en la figura) y la curva de posibilidades de utilidad.

Las funciones de bienestar pueden ser utilitarias o *rawlsianas*. En la función social utilitarista, el bienestar social es igual a la suma de las utilidades de los miembros de la sociedad. En la *rawlsiana*, el bienestar social es igual a la utilidad del miembro de la sociedad peor situado. La economía del bienestar es una aproximación metodológica para juzgar los logros de los mercados y establecer criterios para las políticas gubernamentales con respecto a la asignación de recursos (Besley 2002).

Si bien existen diversos tipos de criterios para la toma de decisiones, en busca de cumplir con la teoría del bienestar social, en forma genérica se agrupan principalmente en cuatro grandes categorías basadas en: la utilidad, los derechos, las tecnologías y criterios híbridos (Morgan y Henrion 1990). Debido al tipo de decisión y los objetivos que se enfrentan en el presente documento sólo es necesario profundizar en los criterios basados en la utilidad. El análisis basado en la utilidad implica decisiones sustentadas en la evaluación de los resultados obtenidos. Los criterios presentados a continuación capturan gran parte de las alternativas filosóficas usadas hoy en día (Morgan y Henrion 1990).

El primer criterio implica un balance entre los costos y beneficios (ACB), el que puede incorporar o no la incertidumbre. El objetivo de este análisis es estimar y evaluar el beneficio neto. Si el valor del beneficio no puede ser estimado, pero puede realizarse una elección entre un número de alternativas en las cuales es posible obtener los respectivos costos, se utiliza el análisis costo-efectividad (ACE), en donde se selecciona un objetivo con criterios que pueden no ser económicos. Luego se elige la alternativa que alcance el objetivo al menor costo, manteniendo el resto de los parámetros relativamente constantes.

Por otro lado, existe el criterio de Análisis Costo Limitado (ACL), también llamado criterio de “presupuesto regulado”, el cual fija un presupuesto máximo que la sociedad puede pagar por una actividad y luego intenta distribuir los recursos de manera de maximizar un beneficio social (como por ejemplo reducción de algún tipo de riesgo) alcanzado dentro de las limitaciones presupuestarias. Aunque el enfoque de este criterio no puede establecer la restricción presupuestaria en el nivel social óptimo, dentro de esa restricción se realiza al menos un incentivo para la eficiencia local en la asignación de recursos.

La forma más general de los criterios basados en la utilidad corresponde al criterio de maximización de una función de utilidad multi-atributo (AMA). La mayoría de las decisiones involucran

elegir entre opciones que envuelven una colección de atributos que no son medibles y que sólo en raras ocasiones es factible convertir el nivel de cada atributo a un equivalente valor monetario para luego sumarlos y obtener el valor económico total de la opción. El criterio multi-atributo proporciona una manera teórica de evitar este problema.

Entre los criterios mencionados destaca el análisis costo-beneficio (ACB), ya que cuando se aplica correctamente, ha demostrado ser la mejor herramienta para evaluar la aplicación de cualquier regulación mayor, siendo el análisis costo-efectividad (ACE) la segunda tendencia más relevante. En la Tabla 3-1 se puede apreciar una comparación entre ambos métodos.

Tabla 3-1: Comparación entre ACB y ACE

Análisis Costo Beneficio (ACB)	Análisis Costo Efectividad (ACE)
Considera costos y beneficios del proyecto.	Sólo considera los costos de diferentes alternativas.
Considera la identificación, cuantificación y valoración de impactos.	No considera los impactos. Si la decisión ya está tomada, busca la manera más económica de realizarla.
Requiere mucha información y de buena calidad para tomar una decisión.	Permite decidir cuando la información es escasa.
Permite considerar múltiples parámetros y dimensiones de un proyecto en la toma de decisión.	No permite decidir considerando variaciones en múltiples parámetros simultáneamente (SO ₄ , salinidad, etc.) y múltiples impactos (recreación, actividad productiva), no es operativo.
Determina claramente cuál alternativa es más beneficiosa para la sociedad.	No permite determinar cuál alternativa es más beneficiosa para la sociedad (no considera la evaluación de impactos).
Un buen ACB considera en su análisis un ACE.	Un ACE no considera en su análisis un ACB.

Fuente: Greenlab (2012a).

Cabe destacar que la única ventaja del ACE, frente al ACB, es la facilidad de su ejecución y esto se debe a que simplifica el problema de buscar el mejor mecanismo para una decisión de regulación ya tomada, sin contrastar beneficios con costos. El ACB sirve para comparar los costos y los beneficios de ejecutar programas o políticas, intentando identificar, cuantificar y valorizar todos los impactos. Los costos deberían referirse a los costos económicos totales relacionados con la

pérdida de bienestar debido a la implementación de políticas o proyectos. Esto implica la inclusión de costos directos, de financiamiento, de operación y administración de las medidas adicionales. En tanto, los beneficios se refieren a los aumentos de bienestar producto de la implementación de las medidas. Los efectos de estas medidas pueden generar fluctuaciones en los valores de mercado como también en otros aspectos que no son de mercado.

Arrow *et al.* (1996), describe los principales roles del ACB, como soporte de decisiones en relación a la regulación por parte del gobierno. Destacan las siguientes recomendaciones, en caso de seleccionar este método:

- Quienes toman las decisiones no deberían ser restringidos en el uso de herramientas económicas para estimar los costos y beneficios asociados a distintas políticas.
- El ACB debería ser requerido para las decisiones que involucren cambios regulatorios mayores. La escala y alcance del análisis, así como la posibilidad de que la información resultante del análisis pueda afectar la decisión final, deberían depender directamente de lo que está en juego con la decisión.
- No obstante que a las entidades se les solicite ACB para reformas regulatorias, la decisión final no debería estar estrictamente definida por su resultado. Existen factores que se escapan del análisis y que deben ser considerados en la decisión final (como por ejemplo la equidad intergeneracional resultante por la decisión).

4.

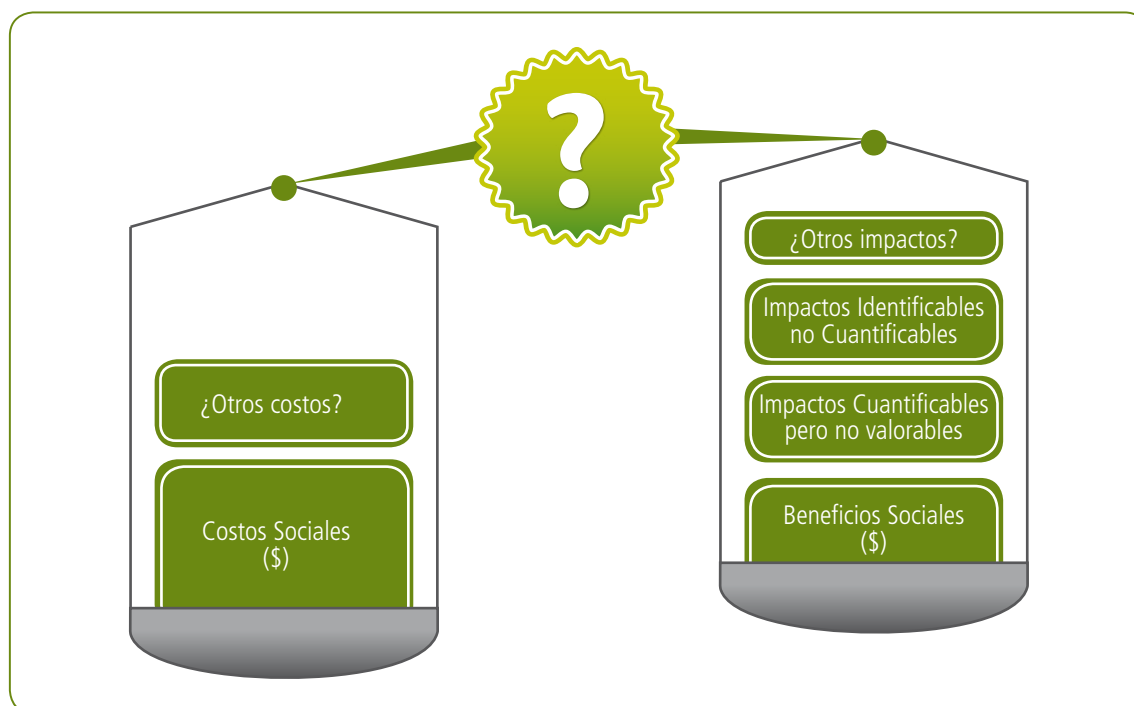
Descripción

General Análisis Costo-Beneficio

El ACB es una técnica económica que genera información cuyo objetivo es mejorar la toma de decisiones. Básicamente consiste en identificar y estimar monetariamente, los impactos asociados a un proyecto o alternativa (por ejemplo alternativas de reducción de emisiones) para luego contraponerlos y comparar el beneficio social que generan (el ACB en un contexto de regulación ambiental tiene un enfoque, hasta el momento, antropocén-

trico en el sentido que traduce efectos nocivos de la contaminación a valores sociales que aumentan o disminuyen el bienestar social de la población afectada). Una manera simple de ejemplificar el concepto consiste en la representación de balanzas que pesan los costos contra los beneficios para identificar aquellas alternativas rentables socialmente. En la Figura 4-1 el esquema clásico de un análisis costo beneficio y lo que representa.

Figura 4-1: Esquema ACB



Fuente: Greenlab (2012a).



Las etapas claves de un ACB según Lave y Gruenspecht (1991) son:

- **Identificación de impactos:** Detectar los impactos que producen los contaminantes a evaluar.
- **Cuantificación:** Relacionar la concentración de contaminantes con el número de casos del efecto o el nivel de impacto de ellos.
- **Valorización:** Estimar los efectos, en términos monetarios, para así contraponerlos con los costos y evaluarlos.

Estas tres etapas son complejas. Los impactos en ciertas circunstancias simplemente no pueden ser identificados ya que están sujetos al conocimiento actual entregado por la ciencia, lo que sugiere que aún no se conocen todos los efectos nocivos producidos por la contaminación. De los impactos que pueden ser identificados, sólo algunos pueden ser cuantificados y de aquellos, pocos pueden ser valorados. La valoración es especialmente compleja debido a que algunas asignaciones son catalogadas como controversiales (esto es especialmente verdad para políticas que afectan el riesgo de enfermedad o muerte y muchos problemas ambientales implican estos riesgos), particularmente, entre otras complicaciones, debido a que asignan un valor a la reducción de la probabilidad de que ocurra un evento antes que este realmente ocurra (Lave y Gruenspecht 1991).

Aquellos efectos (o flujos) futuros se descuentan para representar el valor monetario del impacto en el presente. Como los costos y beneficios asociados a cada una de las alternativas son inciertos, se ajustan las estimaciones según su probabilidad de ocurrencia. Finalmente se procede a sumar los beneficios y restar los costos correspondientes para obtener el beneficio neto descontado. Calcular el beneficio neto de cada alternativa es el objetivo primordial del ACB ya que con él es posible identificar aquellas que más aumentan el bienestar social de la población, o las que son menos costosas. Si bien el ACB puede ser utilizado para evaluar alternativas bajo distintos contextos este estudio se enfocará en el uso para tomas de decisión en el ámbito de regulación ambiental, y específicamente, en calidad del aire.

Conceptualmente el ACB se utiliza para priorizar alternativas según el beneficio neto social atribuible a cada una de ellas, sin embargo, también ofrece la opción de identificar el nivel de contaminación óptimo teórico para la sociedad. No obstante, cuando el nivel objetivo de contaminación está dado, la técnica a utilizar es el análisis costo-efectividad (ACE) que consiste en priorizar posibilidades de mitigación según la pérdida de bienestar social con el objetivo de lograr la calidad ambiental propuesta con la menor pérdida posible. El ACE se considera un subconjunto del ACB por lo que a veces en la literatura, y en

el resto del estudio, al referirse a un ACB se está abarcando a las dos técnicas (si se desea profundizar en lo que consiste en términos generales y conceptuales un Análisis Costo Beneficio puede revisar Toman y Farrow, 1998).

A modo de ejemplo, en la Tabla 4-1 se representa un ACB simplificado que evalúa distintas normas de emisión para el contenido de plomo en combustibles para vehículos. La primera columna corresponde a los impactos identificados de introducir una norma poco restrictiva y la segunda al caso de aplicar una más restrictiva.

Tabla 4-1: Ejemplo ACB

Impactos	Alternativa con norma poco restrictiva (MUSD)	Alternativa con norma restrictiva (MUSD)
Costos		
Incurridos por Agentes Privados	10.250	12.300
Incurridos por Agentes Sociales	37.500	45.600
Total	47.750	57.900
Beneficios		
Salud	69.200	75.120
Agricultura	1.300	2.300
No monetizados	C1	C2
Total	70.500 + C1	77.420 + C2
Beneficio Neto	22.750 + C1	19.520 + C2
Consideraciones: C1 y C2 representan beneficios cuantificados pero no monetizados que pueden influir en la decisión final		

Fuente: Greenlab (2012a).

Si bien el uso del ACB es bastante extensivo mundialmente en el ámbito de regulación ambiental, aún presenta limitaciones por lo que a continuación se revisarán las fortalezas y debilidades de este tipo de análisis. Se hace mayor hincapié en sus debilidades ya que éstas deben ser consideradas para obtener mejores resultados.

4.1 Fortalezas

Es posible identificar dos visiones. Por un lado está el argumento de Arrow (1996), según quien el ACB es útil para comparar los efectos favorables y

desfavorables de las políticas públicas, siempre y cuando sean cuantificables. Si no lo son, la herramienta aún es útil para identificarlos, logrando una decisión más informada. Por otra parte, según Kopp *et al.* (1997), las mayores fortalezas del ACB son la transparencia, revelación de ignorancia y comparabilidad. A continuación se detalla cada una:

Transparencia: Si un ACB es correctamente documentado se puede vincular cada supuesto, teoría o método utilizado en la elaboración con los resultados obtenidos. De esta manera se puede cuantificar el impacto de cada paso realizado en

el resultado brindando transparencia en el momento que la decisión pública final se base en los resultados del análisis.

Revelación de Ignorancia: El análisis requiere la identificación de efectos e impactos que producen las alternativas (o escenarios) en el bienestar social. Esta identificación genera información valiosa la cual se recolecta y organiza según la plantilla (costos y beneficios) de la metodología del ACB. La plantilla permite al tomador de decisión determinar la idoneidad de la información recolectada e identificar aquella información relevante que no está disponible. Este proceso genera conocimiento que revela el nivel de ignorancia respecto a atributos importantes en el resultado final.

Comparabilidad: El objetivo principal del ACB es capturar todos los efectos atribuibles a una decisión, alternativa o escenario que impactan en el bienestar social y representarlo en una única métrica. Esto permite la comparación de políticas, normas o medidas que afectan distintos atributos del bienestar social y medirlos bajo un mismo criterio. Por ejemplo, dada la existencia de recursos limitados puede ser de gran valor comparar una medida que disminuya la contaminación atmosférica con una que mejore el manejo de residuos, ya que ambas tienen como objetivo aumentar el bienestar social.

4.2 Debilidades

Algunas debilidades han sido identificadas y acordadas obteniendo un consenso entre los expertos y en algunos casos se ha logrado el desarrollo de herramientas complementarias para abordarlas. De esta manera el ACB ha evolucionado incorporando estas herramientas y logrando resultados cada vez más fidedignos, pero aun así existen puntos débiles en el análisis que merecen atención.

Por otro lado existen debilidades asociadas a diferencias conceptuales entre distintos puntos de vista teóricos. Uno de ellos plantea que satisfacer las necesidades individuales aumenta el bienestar de la persona y que además el bienestar social es función del individual. Otra contra-argumentación a esto es diciendo que hay comportamientos que satisfacen necesidades pero disminuyen el bienestar.

Tomando como ejemplo a quienes fuman, éstos pueden considerar que un cigarro aumenta su bienestar, sin embargo, los médicos pueden contra-argumentar que este acto disminuye su bienestar. Esto finalmente recae en una definición algo ambigua. Algunas corrientes de pensamiento han optado por asumir que el bienestar es un estado relativo al individuo y otras lo consideran de una manera absoluta para la sociedad (para mayor detalle sobre este punto ver Kopp, *et al.*, (1997)). A continuación se presentan debilidades que debieran ser consideradas:

Consideraciones en equidad: Comúnmente se discute que el ACB toma la distribución inicial de ingresos como dado y no considera las implicancias en equidad de las alternativas evaluadas. Esto se debe a que los cambios en bienestar social se estiman de una manera agregada para la población afectada y no revela los cambios individuales de bienestar. Sin embargo un análisis distributivo permite identificar los cambios en bienestar según grupos representativos de la población afectada, como por ejemplo diferentes agentes sociales (Privados, Estado y Población), grupos etarios, grupos socioeconómicos, grupos étnicos, entre otros.

Costos de información: La elaboración de un ACB requiere de información acerca de los efectos causados por las alternativas como también la valorización social de aquellos efectos. Muchas veces esta información no está disponible

y es necesario realizar estudios para obtenerla. Por lo general, la calidad de los resultados tiene una correlación positiva con la cantidad y calidad de información disponible. Además, el tipo de información requerida es costosa en tiempo y recursos, haciendo más difícil la elaboración de un correcto análisis.

Valorización de efectos: Destacado como los anteriores Ashford y Caldart (2008) dividen la dificultad de la valoración en dos grandes temas que poseen sus propias complejidades. El primero, corresponde a la valoración relacionada con los beneficios en salud. Mientras que el segundo incluye la dificultad de valorar los efectos en los recursos y amenidades ambientales.

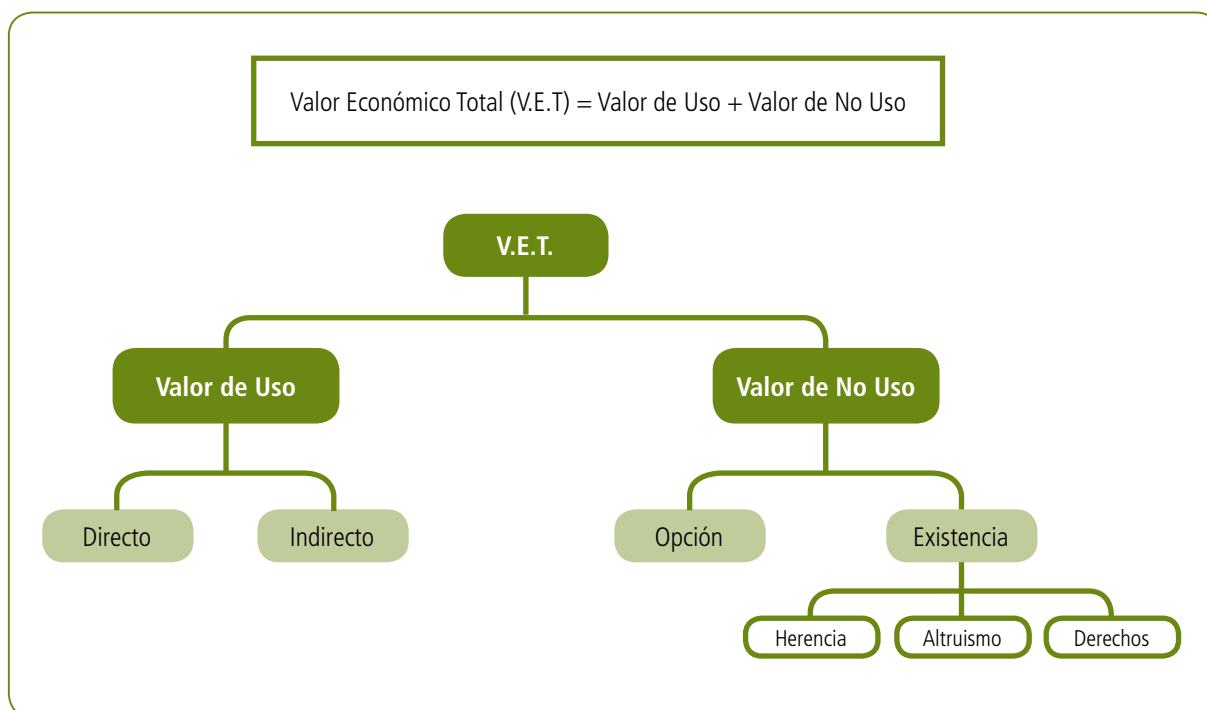
Los beneficios asociados a efectos en salud incluyen, entre otros, disminución en gastos médicos, reducción de la discapacidad física, dolor, muerte y aumento en la productividad. Algunos de esos beneficios, como disminución en gastos médicos, han sido económicamente valorados asignándoles un valor de mercado, sin embargo, con muchos de los otros beneficios es imposible hacerlo de esa manera. Los métodos tradicionales que se han utilizado para asignar estos valores (encuestas y estudios de mercado) no han sido totalmente exitosos debido a que poseen la limitación inherente de preguntar al encuestado por la disposición a pagar de una disminución en el riesgo de situación que es hipotética.

El valor de la vida estadística (VVE) es una de las asignaciones que ha causado mayor controversia y es utilizada en el ACB para evaluar los efectos, medidas o regulaciones asociadas a la contaminación atmosférica. Economistas y científicos han debatido con respecto a este valor, los detractores de su uso argumentan que no es moral o ético

asignar “valor a una vida humana” y utilizar ese valor en este tipo de análisis; por otro lado, los simpatizantes de su uso argumentan que no se le está asignando un valor a la vida sino que el concepto implica una valoración de pequeños riesgos de muerte, dado que el valor de la vida estadística corresponde a la suma de las disposiciones a pagar, de la población expuesta a contaminación, por pequeñas reducciones del riesgo de muerte.

Del mismo modo, la valoración de la disminución del daño al ambiente y el correspondiente aumento de los recursos y atractivos ambientales también manifiesta su complejidad. Azqueta (1994), clasificando los valores que son posibles de otorgar y definiendo las complicaciones de monetizar cada uno de ellos, realiza una buena definición de las dificultades que existen en la valoración que los individuos le dan a la calidad ambiental. Se realiza una distinción entre los valores de uso y no uso. Los valores de uso, y que en general son más simples de monetizar, corresponden a los que entran directamente en la función de utilidad de los individuos ya que consumen el bien ambiental directa o indirectamente. El uso indirecto, se refiere a que el individuo no consume el bien directamente pero ese bien sí influye en su nivel de utilidad, por ejemplo vivir cerca de un parque (uso indirecto no consuntivo).

Por su parte, los valores de no uso corresponden a los que no dependen del uso del bien y se pueden clasificar en los valores de opción, que se refieren a que el individuo no usa el bien en la actualidad pero puede que en el futuro lo haga, por lo que le otorga un valor, y los valores de existencia, que aunque el individuo no use el bien ni piense usarlo en el futuro, le otorga un valor.

Figura 4-2: Esquema de los valores de uso y no uso

Fuente: Greenlab (2012a) en base a Azqueta (1994).

Dada la complejidad de los valores de no uso es tentador ignorarlos, sin embargo, eso podría producir una subestimación importante de los beneficios. El objetivo de estudiar los diferentes tipos de valores es entender de mejor manera la complejidad mediante la cual los bienes ambientales ofrecen valor a los consumidores. Mirar sólo el valor de uso puede subestimar el verdadero valor de estos bienes. La mayoría de las veces es imposible medir en forma separada los diferentes componentes de valor de un bien por lo que se obtiene, cuando es posible, la valoración agregada y que generalmente está subestimada por la dificultad de considerar y monetizar todos los tipos de valores.

Dada la gran complejidad para obtener el valor real que asignan los individuos tanto a los efectos en la salud de la población como a la calidad

ambiental (recursos naturales y amenidades), es que se hace necesario determinar la disposición a pagar o la disposición a aceptar compensación frente a la variación en la calidad de un bien. En el capítulo 11.1.3 se presentan los conceptos y métodos que se utilizan en la actualidad para estimar estos valores.

Además de la dificultad en la valoración, existen efectos que no pueden cuantificarse debido a la ausencia de información para realizar este proceso. Por ejemplo, no existe una metodología clara y consolidada para cuantificar los daños en ecosistemas acuáticos en Chile (sin embargo puede que esto sí sea posible en el futuro). Para estos efectos no cuantificables por lo general en el ACB se les asigna una valoración de beneficio cero, lo que genera una subestimación de los beneficios.

4.2.1 Otras debilidades

El ACB presenta una gran sensibilidad con respecto a la tasa de descuento. La elección de la tasa de descuento para evaluar la conveniencia de una política gubernamental puede tener importantes efectos en los resultados arrojados por el análisis. Además es un instrumento que ayuda a elegir la mejor manera de alcanzar los fines sociales, pero no selecciona estos fines, de hecho una política que satisface el criterio de costo-beneficio puede ser socialmente no deseada debido a que el objetivo de la política puede no ser óptimo, lo que genera que en la práctica el uso del ACB pueda arrojar problemas de suboptimización.

Otra debilidad que presenta este análisis tiene que ver con la capacidad que tiene el ACB de presentar el efecto total esperado de una política en un solo valor monetario. Esto genera una miopía debido a que este valor no revela la cantidad de supuestos realizados e información utilizada para obtenerlos. De esta manera los tomadores de decisión así como los grupos interesados pueden aceptar estos resultados sin considerar si las hipótesis de

base, así como la información utilizada, son o no plausibles. Por otra parte, se puede generar una politización del ACB, al existir grupos políticos con intereses especiales o con el objetivo de fomentar ciertas ideologías que pueden tratar de influir sobre la manera en que se estiman los costos y beneficios o bien en la manera en que los resultados del análisis pueden ser utilizados en la formulación de políticas (para más detalle ver Ashford y Caldart (2008), Kopp, *et al.* (1997), Toman y Farrow (1998).

4.3 Buenas Prácticas en la Elaboración de un ACB

Dado que el ACB es el método más completo y preferido para la elaboración de un AGIES, siempre y cuando exista la información y los recursos disponibles, es que cobra relevancia identificar buenas prácticas para su elaboración de manera de obtener mejores resultados y apoyar la toma de decisiones de forma apropiada.

Toman y Farrow (1998) proponen buenas prácticas para la elaboración de un ACB, las que están resumidas en la siguiente tabla.

Tabla 4-2: Buenas Prácticas para la elaboración de un ACB según Toman y Farrow

Asunto	Buena Práctica
Problema	Debe estar claro el problema que se desea resolver con la herramienta que se está evaluando.
Situación base	La situación base debe estar establecida bajo criterios lógicos y consistentes.
Integración	Se debe proveer información clara acerca de los efectos que generan los costos y beneficios, como por ejemplo: casos evitados (salud), toneladas de contaminante abatido, etc. Esto para no sólo publicar los resultados en valores monetarios y aumentar así la transparencia.
Valorización	Los efectos directos e indirectos de los costos y beneficios deben ser valorados extensivamente mediante métodos consistentes.
Equidad	El ACB debe contar con un análisis de equidad para identificar quiénes incurren en costos y perciben los beneficios (mayor detalle en el Capítulo 4.3.1).
Datos	Es recomendable verificar la consistencia y credibilidad de los datos usados en el análisis.
Incertidumbre	Un ACB debe contar con un análisis de incertidumbre. La incertidumbre puede ser enfrentada mediante un análisis de sensibilidad (mayor detalle en el Capítulo 4.3.2).
Descuento	Debe existir lógica y consistencia en el descuento de costos y beneficios.
Comunicación	Presentar los resultados bajo un formato estándar (indicadores y tablas) de manera transparente.

Fuente: Greenlab (2012a) a partir de Toman y Farrow (1998).

Por otra parte, basándose en los argumentos de Arrow *et al.* (1996), se desprende que el ACB tiene un rol potencialmente significativo en la toma de decisiones en cuanto a regulación ambiental, sin embargo, la decisión final no debe basarse sólo en los resultados arrojados por este análisis. A continuación se proponen principios para la elaboración de herramientas económicas en la toma de decisiones y de soporte en la comparación de diferentes medidas, políticas o regulaciones.

- Mientras los análisis sean revisados por agentes externos (personas que no son los desarrolladores directos del análisis), además de los agentes internos (desarrolladores del análisis)⁴, es probable que se llegue a mejores resultados. Se recomienda una revisión realizada por pares a los ACB, en los casos que involucren decisiones de gran impacto económico.
- Un conjunto básico de supuestos económicos deberían usarse para el análisis costo-beneficio. Como por ejemplo la tasa de descuento social, el valor de una vida estadística y la valorización de mejoras en la salud de la población. Es importante tener la capacidad de comparar los resultados obtenidos por distintos ACB, esta capacidad aumenta al realizar supuestos económicos comunes entre análisis. Además se recomienda que cada entidad establezca un conjunto de valores estándar para beneficios y costos típicamente presentes.
- A pesar de que un ACB debería enfocarse en la relación general entre los costos y beneficios, un buen análisis debería ser capaz de identificar consecuencias en la distribución de recursos. Por lo general existe suficiente informa-

ción para estimar los impactos en cada uno de los subgrupos de la población y así promover decisiones equitativas.

4.3.1 Análisis Distributivo

En ocasiones, aquellos que incurren en costos no son los mismos individuos que obtienen los beneficios de una alternativa de mitigación, lo que insta a identificar quiénes asumen los costos y en quiénes recaen los beneficios (Farrow 2009). El término “efecto distributivo” se refiere al nivel de impacto de una cierta medida o norma en distintos grupos de la población. Estos grupos pueden estar definidos por nivel socio-económico, sexo, sector industrial, geografía o lo que corresponda según las características del impacto y el alcance del análisis.

A continuación se definen conceptos que se deben tener en mente para contextualizar porqué se debe realizar un análisis distributivo (Criterio de Pareto y Principio de Equimarginalidad) para luego guiar de manera práctica la manera de abordarlo (Evaluación de Equidad).

4.3.1.1 Criterio de Pareto

El criterio de Pareto establece que si todos los individuos prefieren una misma alternativa, la sociedad también la preferirá. Este concepto implica que si la sociedad elige dicha alternativa todos los habitantes deben estar al menos mejor que antes de elegirla (Kolstad 2000). El problema de este criterio es que muchas opciones no pueden ser comparadas ya que al comparar dos situaciones diferentes, lo más probable es que algunos habitantes prefieran una y otros otra.

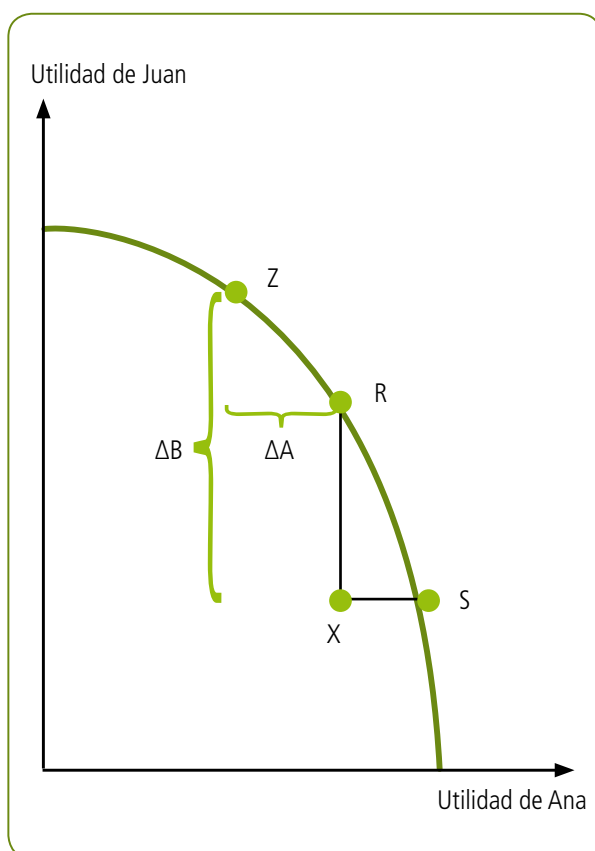
Si el criterio de Pareto se utiliza para tomar las decisiones públicas, las decisiones tenderían a

⁴ Se recomienda una revisión constante de los resultados obtenidos en cada paso del ACB y el AGIES de manera que éstos sean consecuentes en magnitud. Por ejemplo revisar que la cantidad de emisiones reducidas no sea mayor que las emisiones totales de un sector.

mantener el *statu quo* (Kolstad 2000) en materia ambiental y otras decisiones. Un perfeccionamiento de este criterio es la *mejora potencial de Pareto*.

La *mejora potencial de Pareto* básicamente se refiere a que si una parte de la sociedad no prefiere una alternativa (debido a que no se encuentra al menos mejor que sin esa alternativa) pero se le ofrece una compensación y gracias a ésta finalmente se encuentra igual o mejor, entonces se cumple la mejora potencial de Pareto. Esta situación se puede mostrar en la siguiente figura.

Figura 4-3: Mejora Potencial de Pareto



Fuente: Kolstad (2000).

Si se utiliza el criterio de Pareto estándar no se podría comparar la distribución de recursos entre X y Z. A medida que Ana se mueve de X a Z, ella pierde ΔA de utilidad y Juan gana ΔB . A pesar de que no se pueden comparar las utilidades de las dos personas, Juan podría transferir recursos (dinero, por ejemplo) para compensar a Ana de cualquier pérdida de utilidad. Juan va a transferir sólo lo suficiente para evitar que la utilidad de Ana siga bajando por lo que Z es una mejora potencial de Pareto en comparación a X.

Este nuevo principio posee otro inconveniente para aplicarlo en un caso real, que corresponde a que la mayoría de las veces no es simple identificar exactamente la transferencia de recursos para que el otro individuo cambie de preferencia. Kaldor y Hicks (citados en Kolstad, 2000), proponen un nuevo principio, el principio de compensación que postula que si las transferencias de recursos hacen que exista unanimidad sobre una alternativa en particular entonces, la alternativa es socialmente deseable aún si las transferencias no son realmente hechas (para profundizar en este tópico, se sugiere revisar Kolstad, 2000).

4.3.1.2 Principio de Equimarginalidad

En economía ambiental, el principio de equimarginalidad se cumple cuando los costos marginales de control de la contaminación son iguales para todos los contaminadores (fuentes emisoras). Este principio propone que, emisores que contribuyen al daño ambiental en la misma forma, incurran en un costo marginal de control que sea igual entre todos ellos, con el fin de lograr una reducción de emisiones al menor costo posible (Kolstad, 2000).

Aunque por lo general esto es difícil de aplicar a priori en la elaboración de un AGIES, es importante que se tenga en consideración una vez obtenidos los resultados, un análisis comparativo de cómo se deben distribuir los costos y reducciones, y cómo se están distribuyendo realmente.

El óptimo se alcanza cuando el costo marginal es igual al beneficio marginal y para que se cumpla el principio de equimarginalidad, este costo marginal debiera ser igual para cada una de las fuentes contaminantes, por lo tanto, una aplicación práctica de este principio ayudaría a determinar las reducciones exigibles a cada sector con el objetivo de maximizar el beneficio social. La Tabla 4-3 muestra la comparación entre las reducciones óptimas utilizando el principio de equimarginalidad y las reducciones reales que fueron estimadas en el estudio.

Tabla 4-3: Comparación entre resultados estudio Antecedentes Anteproyecto Norma Calidad $MP_{2,5}$ y Principio de Equimarginalidad (en ug/m^3)

Fuente	Antecedentes $MP_{2,5}$	PPDA Equimarginalidad
Todas	9,0	9,0
Industriales	2,6	6,1
Móviles	2,4	1,5
Residenciales	4,0	1,1
Fugitivas	0,03	0,2

Fuente: Greenlab (2012a) en base a DICTUC (2009d).

Las reducciones calculadas por este principio son estimadas según la participación en las emisiones, mientras que, las reducciones de DICTUC (2009d) son calculadas a partir de las medidas de reducción evaluadas.

4.3.1.3 Evaluación de Equidad

Para casos prácticos, en el contexto de regulación ambiental los impactos de costos y beneficios se pueden agrupar según: población, privados o Estado. Cada uno de estos grupos puede ser dividido en sub-grupos representativos de la población (sectores productivos, nivel socio-económico, grupo etario, etc.). Interesa identificar los impactos en estos sub-grupos debido a las distintas susceptibilidades a la contaminación atmosférica, la incapacidad de representar sus propios intereses o si presentan una desventaja o vulnerabilidad económica.

Para resaltar la utilidad de un análisis distributivo supongamos que el beneficio social neto de una alternativa es bajo, pero aquel grupo que se beneficia más corresponde a quienes tienen un nivel socio-económico más bajo. Considerando que el sistema de impuestos no es suficiente para redistribuir los beneficios entonces la alternativa evaluada no puede descartarse sólo por su ineficiencia y debe considerarse debido a sus efectos de distribución.

Se recomienda que la elaboración de un ACB cuente con un análisis distributivo que identifique los efectos de la medida sobre cada tipo de agente, de manera que quien utiliza el análisis como apoyo para una decisión pueda considerar la equidad de las alternativas en conjunto con la eficiencia.

Si bien existen varios tipos de análisis distributivos, en este estudio se recomienda, y se hará énfasis, en el análisis que corresponde a la evaluación de equidad. En términos generales, los pasos de una evaluación de equidad son:

1. Determinar qué grupos poblacionales de interés están dentro del alcance del ACB y son afectados por las alternativas a evaluar.
2. Definir las variables distributivas a considerar y sus rangos relevantes para el análisis. Por ejemplo si uno de los objetivos distribucionales es identificar los impactos en comunas de bajos ingresos entonces se debe generar una clasificación adecuada de qué se considera "bajos ingresos".
3. El último paso corresponde a medir las consecuencias de la equidad. Para esto se debe realizar un análisis sobre cuáles grupos perciben los costos y beneficios, por lo que se debe desagregar el beneficio neto obtenido del ACB con el uso de información pertinente.

A modo de ejemplo, consideremos los costos médicos ahorrados a causa del control de la contaminación atmosférica. Se pueden identificar por lo menos dos grupos representativos en cuanto a su tipo de previsión, aquellos habitantes que cuentan con FONASA y aquellos suscritos a alguna ISAPRE (esto definirá quién se ahorra los costos, o alternatively, recibe los beneficios del abatimiento de la contaminación). El gobierno percibirá la mayoría de los beneficios a causa del ahorro en los habitantes con previsión FONASA y respectivamente los privados se beneficiarán en el caso de los habitantes que cuentan con ISAPRE. Se debe hacer un análisis acabado de los costos y la proporción que recae en uno u otro grupo.

Por ejemplo, en DICTUC (2008), una vez obtenidos los resultados se realizó una evaluación de equidad tanto de los beneficios como de los costos según agente social y según tipo de fuente; privados (emisores), Estado y población. Los resultados de esta evaluación, con respecto a los costos y beneficios, se muestran en las siguientes tablas.

Tabla 4-4: Ejemplo - Costos según agente social y tipo de fuente (MUSD)

Fuentes	Emisores	Estado	Población	Total
Móviles	272	12	55	339
Fijas	294	10	0	304
Otras	29	218	8	255
Total	595	240	63	898
Participación	66%	27%	7%	100%

Fuente: DICTUC (2008).

Tabla 4-5: Ejemplo - Beneficios según agente social y tipo de fuente (MUSD)

Fuentes	Emisores	Estado	Población	Total
Móviles	27	87	919	1.034
Fijas	27	88	607	723
Otras	28	95	878	1.001
Total	82	270	2.404	2.758
Participación	3%	10%	87%	100%

Fuente: DICTUC (2008).

Como se aprecia en las tablas, los privados (emisores) asumen la mayoría de los costos, destacando los de implementación de las medidas aplicadas a fuentes fijas. En cambio, los beneficios los recibe en casi un 90% la población mientras que los privados sólo reciben un 3%. Es importante mostrar este análisis para que los tomadores de decisión lo tengan en cuenta⁵.

⁵ Para más detalle en el Capítulo 9 se recomienda cómo elaborar un análisis distributivo en los costos y en los Apartados 11.2.7 y 11.3.4 se detalla cómo elaborar un análisis distributivo según el beneficio específico a considerar. Si se desea profundizar el concepto teórico recomendamos ver EPA (2000).

4.3.2 Propagación y Análisis de Incertidumbre

La incertidumbre y el riesgo son ubicuos. El ACB busca identificar resultados que brinden el mayor beneficio neto. Para implementar de manera correcta esta herramienta de decisión bajo incertidumbre, se requiere una recolección exhaustiva sobre la distribución probabilística de aquellos componentes principales de los costos y beneficios (Kopp, *et al.* 1997).

El análisis de incertidumbre constituye un elemento esencial en cualquier estudio, ya que permite caracterizar el rango y la probabilidad de los valores obtenidos, ayudando así a los tomadores de decisión a poner las estimaciones en la perspectiva adecuada, considerando su aversión al riesgo y facilitando la toma de decisiones informada. Este tipo de análisis es recomendado por organismos internacionales como USEPA y ha sido utilizado en estudios nacionales como DICTUC (2009a) y DICTUC y Ambiente y Gestión (2010). Además ha sido propuesto en las directrices del *Intergovernmental Panel on Climate Change* como un paso metodológico requerido para la elaboración de inventarios de GEI (IPCC 2006).

El AGIES es una herramienta para el apoyo a la toma de decisiones. Cuando se utilice la metodología del ACB para elaborarlo, aquellas alternativas que presenten beneficios netos positivos generalmente se clasifican como socialmente deseables. Es en este contexto que cobra relevancia tratar con la incertidumbre. Una evaluación utilizando sólo valores nominales (media, media-

na u otro) puede conducir a una decisión distinta a si se considera la incertidumbre presente en las cantidades que definen los costos y beneficios.

Para ejemplificar de mejor forma los beneficios de tratar la incertidumbre conviene representar el ACB como un modelo predictivo. En la evaluación de medidas de descontaminación atmosférica el modelo está compuesto por los módulos representados en la Figura 5-1 del Capítulo 5. Algunos de estos módulos utilizan y generan variables con incertidumbre, por lo que es necesario identificar los efectos y propagación de estas incertidumbres a través del modelo. La Ecuación 4-1 presenta una caracterización general del modelo.

Ecuación 4-1: Modelo ACB

$$f(X,D,V,M) \longrightarrow U$$

Donde,

$f()$: Estructura del modelo

X : Cantidades empíricas inciertas

D : Decisiones

V : Parámetros de valor

M : Parámetros de dominio

U : Resultado de la modelación, los costos y beneficios.

En un correcto análisis de incertidumbre se debe modelar cada variable o parámetro considerando su naturaleza. La Tabla 4-6 resume el trato de la incertidumbre para cada una de las cantidades que representan a las variables de entrada del modelo.

Tabla 4-6: Trato de incertidumbre

Tipo de Cantidad	Ejemplos	Trato de incertidumbre
Empíricas (X)	Coficiente de riesgo unitario, precio del combustible	Probabilístico, paramétrico o escenario
Variables de decisión (D)	Medidas de reducción, cuánto reducir	Paramétrico o escenarios
Parámetro de valor (V)	Tasa de descuento, Valor estadístico de la vida	Paramétrico o escenarios
Parámetro de dominio (M)	Región afectada, horizonte de tiempo, resolución temporal	Paramétrico o escenarios
Resultado (U)	Valor presente neto, utilidad, costos, beneficios	Determinado por el trato de las variables de entrada del modelo (X, D, V, M)

Fuente: Morgan y Henrion (1990).

Es así como la incertidumbre de parámetros continuos y variables empíricas, se puede modelar usando una distribución de frecuencia, que tiene las mismas propiedades que una distribución de probabilidad. En cambio, los parámetros de valor, que representan las preferencias del tomador de decisiones o de las personas que representan, se deben modelar en forma paramétrica o con escenarios. En situaciones en que se identifique un significativo impacto en el resultado por parte de la incertidumbre de los parámetros de dominio, se sugiere proceder de la misma forma para éstos.

A lo largo del AGIES se debe modelar la incertidumbre tanto en el cálculo de los inventarios como en los pasos subsecuentes, como por ejemplo el impacto de las medidas de mitigación a través de escenarios o el cambio en efectos de la salud por medio de rangos acordes con la distribución de la variable. La distribución de probabilidad que mejor representa a cada parámetro dependerá de la naturaleza de éste, y de la cantidad de información disponible. Morgan y Henrion (1990) presentan varias recomendaciones para la elección de las distribuciones.

En algunos casos se conoce la distribución, debido al proceso que representa la variable (por ejemplo, las tasas de incidencia de efectos no-

civos para la salud, que tienen una distribución binomial). En otros casos, en que el proceso estocástico no es conocido, la recomendación depende de la cantidad de información disponible. Por ejemplo, Morgan y Henrion (1990) recomiendan, que cuando no se dispone de información para poder inferir la distribución de probabilidad de una muestra y se dispone de valores de medios y rangos mínimos y máximos; es razonable elegir una distribución triangular caracterizada por los valores disponibles (moda, mínimo y máximo).

La propagación y el análisis de incertidumbre se pueden realizar a través de diferentes métodos y enfoques. Sin embargo, todos los enfoques mantienen un objetivo en común: comprender el comportamiento de los resultados debido a incertidumbres en las variables de entrada. Los 3 enfoques más utilizados son:

- **Análisis de sensibilidad:** Cálculo de los efectos en los resultados debido a variaciones en las cantidades de entrada.
- **Propagación de incertidumbre:** Estimación de las incertidumbres en el resultado inducidas por incertidumbre en las cantidades de entrada.

- **Análisis de incertidumbre:** Comparación relativa de las contribuciones en la incertidumbre del resultado por parte de las incertidumbres de las cantidades de entrada.

Se sugiere que al menos uno de estos métodos sea realizado de forma transversal a la elaboración de un AGIES. La decisión depende de los recursos, información disponible y del modelo. Considerando la composición común del modelo de un AGIES, se recomienda analizar la propagación de incertidumbre.

4.3.2.1 Conceptos Básicos

En este apartado se describirán conceptos básicos sobre el trato de la incertidumbre (según lo expuesto por Morgan y Henrion (1990)). A modo

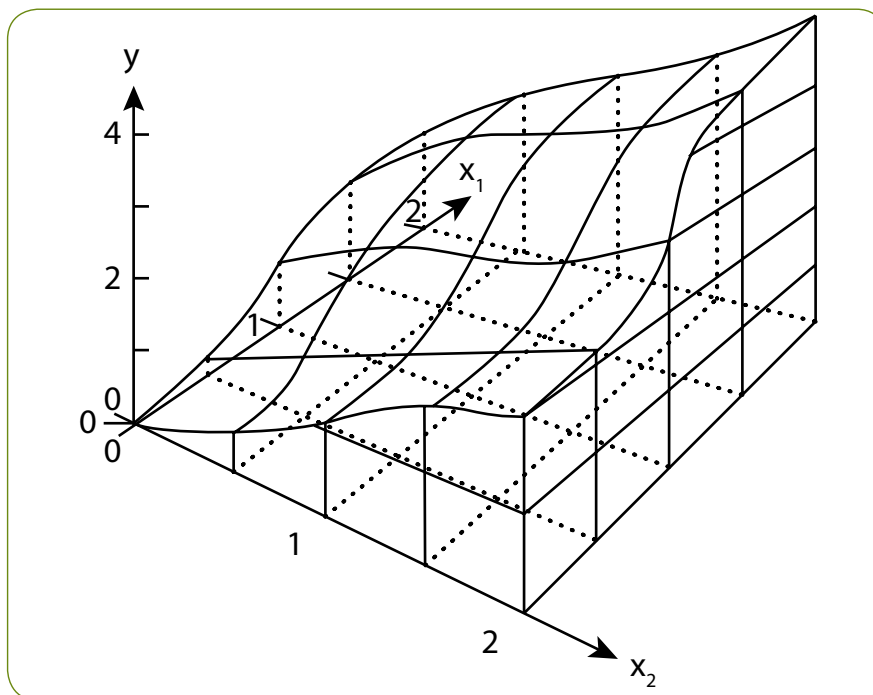
de ejemplo se utilizará un modelo simplificado que consiste en dos variables de entrada inciertas, representado por la siguiente ecuación:

Ecuación 4-2: Modelo simplificado

$$y = f(x_1, x_2)$$

Se asumirá que ambas cantidades son variables empíricas, cuya incertidumbre se trata de forma probabilística. La Figura 4-4 caracteriza el modelo, los ejes horizontales representan las variables de entrada y el vertical al resultado (y). La superficie expone cómo el valor del resultado cambia frente a variaciones en los valores de entrada, a veces se denomina esta superficie como “superficie de respuesta”.

Figura 4-4: Representación gráfica modelo



Fuente: Morgan y Henrion (1990).

Un escenario es una situación particular, determinada por un solo valor para cada variable de entrada. Define un único punto en la superficie. Una manera de representar un escenario es a través de un vector de valores, en este caso X :

Ecuación 4-3: Vector de valores

$$X = (x_1, x_2)$$

Lo que generalmente se realiza en la elaboración de un ACB o AGIES es generar un escenario nominal para evaluar resultados. Este escenario se construye utilizando valores nominales para todas aquellas variables de entrada que presentan incertidumbre. Los valores nominales más utilizados son la media, mediana y moda. Un escenario nominal se podría representar como:

Ecuación 4-4: Escenario nominal

$$y^0 = (x_1^0, x_2^0)$$

Donde x_1^0 y x_2^0 corresponden a los valores nominales de las variables de entrada e y^0 es el resultado del modelo bajo estos valores.

Un método para cuantificar la importancia de la incertidumbre en el modelo se denomina *measure of uncertainty importance* MUI, el cual se designará como $U(x, y)$, donde x corresponde al vector de variables de entrada. A continuación se repasará, en forma creciente en complejidad, algunos MUI basados en los enfoques de análisis de sensibilidad y propagación de incertidumbre.

Finalmente, a manera de ejemplo, se describirá el análisis de incertidumbre realizado por la USEPA para el ACB del Clean Air Act (CAA).

4.3.2.2 Sensibilidad

La sensibilidad es probablemente el MUI más simple, éste corresponde a estimar la tasa de cambio del resultado (y) con respecto a variaciones en las variables de entrada. Para el modelo simplificado, la sensibilidad corresponde a las derivadas parciales de y con respecto a x_1 y x_2 . Estas derivadas se evalúan bajo el escenario nominal, denominado x^0 . La expresión de la sensibilidad se enuncia de la siguiente forma:

Ecuación 4-5: Sensibilidad

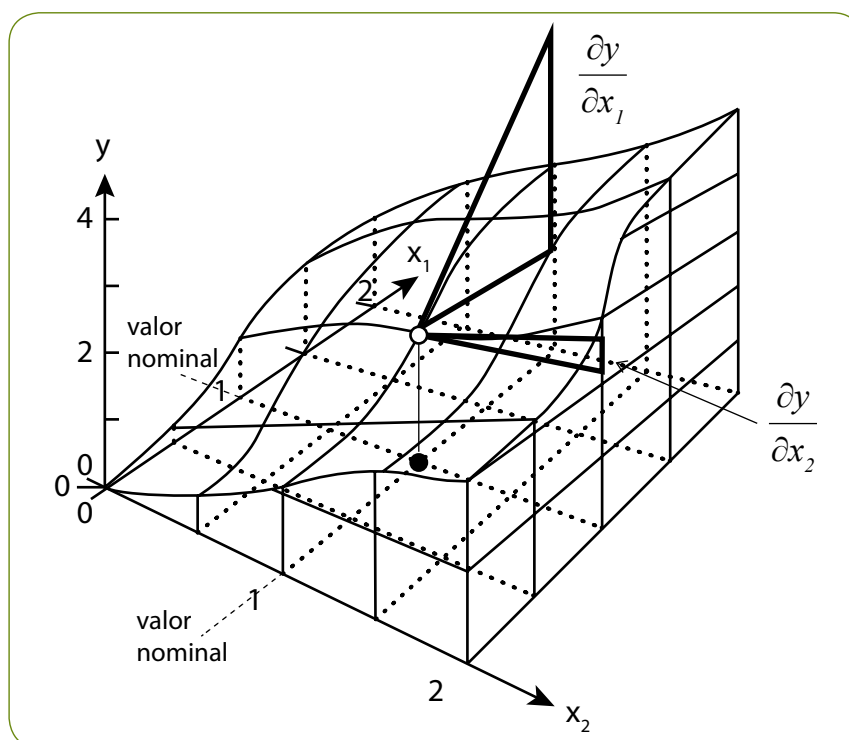
$$U_s(x, y) = \left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$$

Donde,

$U_s(x, y)$ = : Sensibilidad de y .

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal x^0 .

Estas sensibilidades representan las pendientes, paralelas a los ejes, de la superficie de respuesta en el escenario nominal. Si bien la sensibilidad puede brindar comprensión sobre el comportamiento del resultado debido a variaciones en las variables de entrada, no se aborda la incertidumbre como tal en este método. En la Figura 4-5 se representa la sensibilidad en el modelo ejemplo.

Figura 4-5: Sensibilidad en el modelo

Fuente: Morgan y Henrion (1990).

En la figura se representan las pendientes de la superficie de respuesta con respecto a las variables x_1 y x_2 . Uno de los problemas de este tipo de análisis de sensibilidad es que depende de la escala, o unidades de la cantidad. Por ejemplo, la sensibilidad de una variable medida en milímetros va a ser mil veces menor que la sensibilidad realizada a la misma variable pero expresada en metros. Es deseable que la importancia de las variaciones no esté afectada por la unidad en que se expresa la variable. Una manera simple de solucionar esto es normalizando la sensibilidad. La sensibilidad normalizada se define como el porcentaje de cambio en el resultado, inducido por un uno por ciento de cambio en la variable de entrada. Este MUI se denomina como elasticidad. Su cálculo se representa en la siguiente ecuación:

Ecuación 4-6: Elasticidad

$$U_E(x, y) = \left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0} \cdot \frac{x^0}{y^0}$$

Donde,

 $U_E(x, y)$: Elasticidad de y . $\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal x^0 . x^0 : Valor nominal de las variables x_1 y x_2 y^0 : Valor de y evaluada en el escenario nominal x^0 .

Una debilidad de evaluar sólo las pendientes de la superficie de respuesta, como lo realiza la sensibilidad, es que se ignora el grado de incer-

tidumbre en las variables de entrada. El objetivo principal de la sensibilidad es comprender cómo pequeñas variaciones en las variables de entrada afectan el resultado final. No obstante, una variable de entrada con una pequeña sensibilidad pero gran incertidumbre puede ser tan importante como una variable con una gran sensibilidad y pequeña incertidumbre.

El método más simple para considerar tanto la sensibilidad como la incertidumbre se denomina aproximación de primer orden, o alternativamente, aproximación Gaussiana.

4.3.2.3 Aproximación Gaussiana

Una manera de expresar el grado de incertidumbre de las variables empíricas es a través de su desviación estándar (σ_x). De esta forma se puede estimar la contribución por parte de cada una de las variables de entrada en la incertidumbre del resultado. Esto se logra multiplicando la sensibilidad, o derivada parcial, con la desviación estándar, como se muestra en la Ecuación 4-7.

Ecuación 4-7: Aproximación Gaussiana

$$U_G(x, y) = \left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0} \cdot \sigma_x$$

Donde,

$U_G(x, y)$: Aproximación Gaussiana de y .

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal x^0 .

σ_x : Desviación estándar de la variable x .

Esta medida puede ser utilizada directamente para estimar la propagación de incertidumbre, el segundo enfoque mencionado en el Apartado 4.3.2. La propagación de la incertidumbre corresponde a cómo las variables inciertas inducen incertidumbre en el resultado. La varianza del resultado, $\text{Var}[y] = \sigma_y^2$ se estima como la suma de los cuadrados de las contribuciones de cada variable de entrada. Siguiendo con el ejemplo simplificado, denotando la varianza de cada variable como $\text{Var}[x_1] = \sigma_1^2$ y $\text{Var}[x_2] = \sigma_2^2$, la varianza del resultado está dada por las aproximaciones Gaussianas:

Ecuación 4-8: Varianza del resultado

$$\text{Var}[y] = \left(\left[\frac{\partial y}{\partial x_1} \right]_{x^0}^2 \cdot \text{Var}[x_1] \right) + \left(\left[\frac{\partial y}{\partial x_2} \right]_{x^0}^2 \cdot \text{Var}[x_2] \right)$$

Donde,

$\text{Var}[y]$: Varianza del resultado.

$\text{Var}[x]$: Varianza de las variables de entrada.

$\left[\frac{\partial y}{\partial x} \right]_{x^0}$: Derivada de y según x , evaluada en el escenario nominal x^0 .

De esta forma se puede obtener una aproximación de la incertidumbre total presente en el resultado, expresada como varianza.

Es importante considerar que la aproximación Gaussiana es local, ya que sólo considera la incertidumbre en torno a la vecindad del escenario nominal. Esto puede ser efectivo únicamente

en situaciones en que la superficie de respuesta del modelo sea relativamente constante y existan pequeñas incertidumbres. En el caso donde la función que genere la superficie de respuesta sea discontinua o muy compleja, la aproximación Gaussiana puede desorientar. En estos casos se sugiere utilizar un MUI que evalúe escenarios distantes al valor nominal, como por ejemplo la sensibilidad de rango nominal.

Un problema con la aplicación de este método es que su complejidad aumenta gradualmente con la incorporación de variables inciertas al modelo. El AGIES puede llegar a considerar un gran número de variables inciertas, por lo que la utilización de la aproximación Gaussiana puede tornarse inviable debido a su alta complejidad computacional. La alternativa más utilizada para propagar la incertidumbre corresponde a la simulación de Monte Carlo. Al ser un método numérico la complejidad computacional no presenta mayores problemas (Monte Carlo tiene una complejidad lineal, este método se analizará en el Apartado 4.3.2.5).

4.3.2.4 Sensibilidad de Rango Nominal

La sensibilidad de rango nominal consiste en estimar los resultados en distintos escenarios. Este método puede ser utilizado para cuantificar la incertidumbre en variables empíricas como también para parámetros de dominio y de modelo. Con el fin de simplificar el análisis se seguirá utilizando el modelo $y = f(x_1, x_2)$, pero en este caso las variables pueden corresponder también a parámetros. Dado el valor nominal de cada una de ellas se puede establecer un rango mediante la selección de valores altos (*high*) y bajos (*low*). La

idea es reflejar la variación factible de estas variables mediante el rango, la determinación de éste queda a criterio del analista (para variables empíricas comúnmente se utiliza un intervalo de confianza del 95%). Los rangos se pueden definir como: $[x_1^-, x_1^+]$ y $[x_2^-, x_2^+]$. El método de sensibilidad de rango, ampliamente utilizado, consiste en calcular los efectos en el resultado debido a variaciones dentro del rango de las variables de entrada. Para el caso ejemplo, la sensibilidad de rango nominal quedaría definida como:

Ecuación 4-9: Sensibilidad de rango nominal

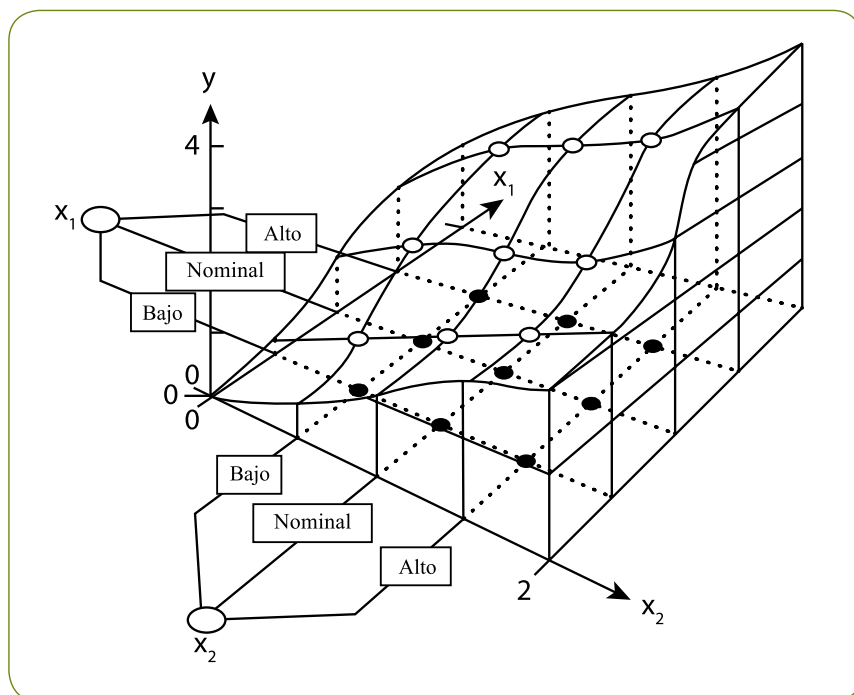
$$U_R(x_1, y) = f(x_1^+, x_2^0) - f(x_1^-, x_2^0)$$

$$U_R(x_2, y) = f(x_1^0, x_2^+) - f(x_1^0, x_2^-)$$

A diferencia de la aproximación Gaussiana, el método de sensibilidad de rango es más que una medida local. Sin embargo, no alcanza para ser clasificada como global debido a que al evaluar los extremos de cada variable mantiene al resto en sus valores nominales. Para muchas funciones, el efecto de una variable puede depender del valor de otras variables de entrada, por lo que se puede necesitar la realización de un análisis paramétrico conjunto.

Una alternativa más completa de evaluación de escenarios consiste en el método de escenarios combinatorios. Esto radica en evaluar la función en cada intersección de los rangos de las variables de entrada. En la Figura 4-6 se representa este método, los puntos negros representan las intersecciones de los valores de las variables, los blancos muestran el resultado del modelo para estas intersecciones.

Figura 4-6: Escenarios combinatorios



Fuente: Morgan y Henrion (1990).

Existe la posibilidad de evaluar estas intersecciones de forma continua a través del rango, sin embargo, dada la existencia de modelos más complejos los requerimientos computacionales pueden tornar esta alternativa poco factible.

4.3.2.5 Monte Carlo

La simulación de Monte Carlo es un método de propagación de incertidumbre. En este análisis se determina un valor de manera aleatoria para cada una de las variables inciertas que componen el modelo. La asignación aleatoria se realiza respetando la distribución de probabilidad de cada variable. El conjunto de valores asignados a las variables definen un escenario, el cual se utiliza como input para generar un resultado. Este proceso se repite m veces produciendo m escenarios independientes, los cuales son evaluados en el modelo

para obtener m resultados. Estos resultados constituyen una muestra aleatoria de la distribución de probabilidad, inducida por las distribuciones de probabilidad de las entradas. Una de las ventajas de este método es que la precisión de la distribución resultante puede estimarse utilizando técnicas estadísticas simples. Esto se debe a que los valores del resultado generados por los escenarios aleatorios corresponden a una muestra aleatoria de la verdadera distribución del resultado.

Considerando que la muestra de resultados obtenidos se puede definir como:

Ecuación 4-10: Muestra de resultados aleatorios

$$(y_1, y_2, y_3, \dots, y_m)$$

Donde y_i corresponde al resultado obtenido en la corrida i de la simulación. Por lo tanto la media ($\bar{y}$) y la varianza (s^2) del resultado del modelo estarán definidas como:

Ecuación 4-11: Media de la muestra

$$\bar{y} = \sum_{i=1}^m \frac{y_i}{m}$$

Ecuación 4-12: Varianza de la muestra

$$s^2 = \sum_{i=1}^m \frac{(y_i - \bar{y})^2}{(m-1)}$$

De esta forma un intervalo de confianza de α para el resultado estará determinado por el siguiente rango:

Ecuación 4-13: Intervalo de confianza

$$\left(\bar{y} - z_{\alpha/2} \cdot \frac{s}{\sqrt{m}}, \bar{y} + z_{\alpha/2} \cdot \frac{s}{\sqrt{m}} \right)$$

Donde,

$\bar{y}$: Media de la muestra

s : Desviación estándar de la muestra

m : Tamaño de la muestra

$z_{\alpha/2}$: Desviación obtenida a través de tablas de la distribución normal.

Seleccionar el número de muestras es una decisión clave para estimar la incertidumbre en el resultado de forma precisa. Esta decisión depende de dos factores, el costo de cada muestra y para qué se desea el resultado. Por ejemplo, si se desea una estimación de la media del resultado, con un inter-

valo de confianza α que su rango sea menor que w unidades, el tamaño de la muestra necesario puede ser obtenido mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 4-14: Tamaño de muestra

$$m > \left(\frac{2 \cdot z_{\alpha/2} \cdot s}{w} \right)^2$$

Donde,

m : tamaño de muestra

s : desviación estándar

w : rango en unidades

$z_{\alpha/2}$: Desviación obtenida a través de tablas de la distribución normal.

Para poder utilizar esta ecuación será necesario generar una muestra de al menos 10 valores para tener una primera aproximación de la desviación estándar (Para más información se recomienda revisar el capítulo 8.5 de Morgan y Henrion, 1990).

4.3.2.6 Trato de incertidumbre en Clean Air Act, EE.UU.

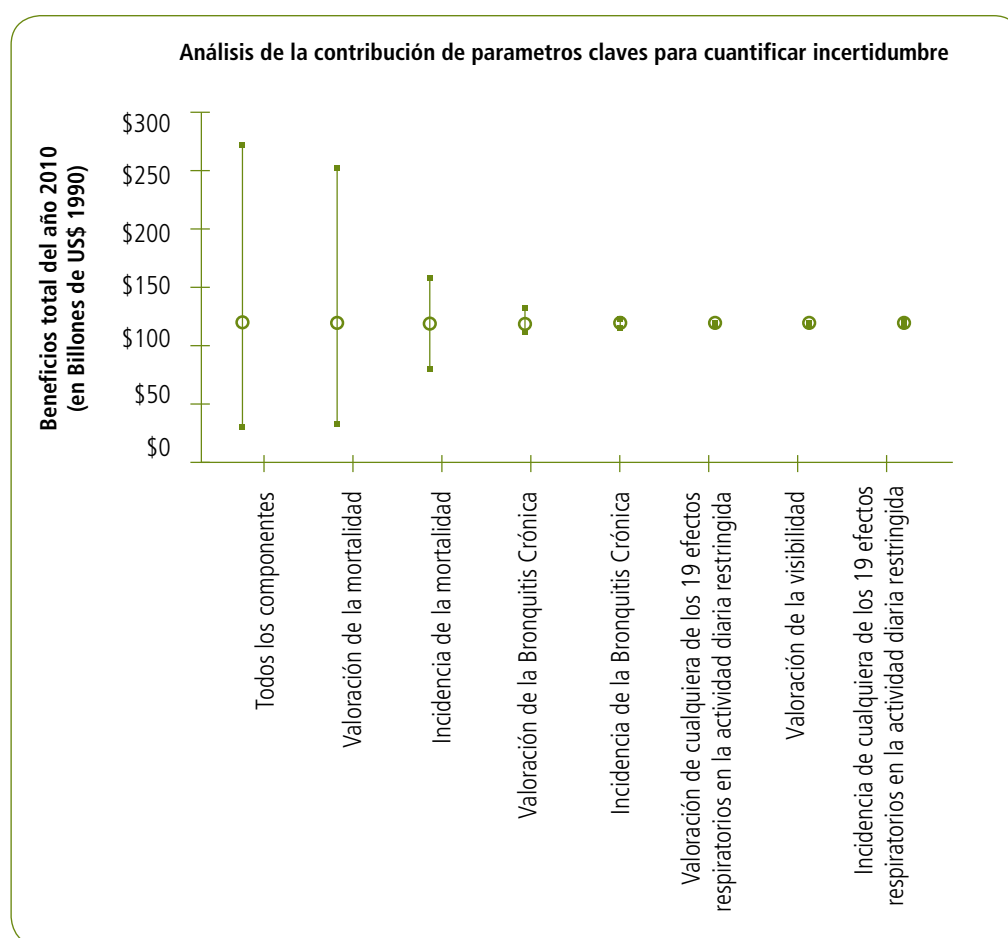
Clean Air Act es una ley que tiene como objetivo principal mejorar la calidad del aire en EE.UU. Esta ley se encuentra constituida por una serie de normas, las cuales modificaron el comportamiento de muchos de los sectores económicos de ese país. Su última modificación sustancial fue en 1990 y en el año 1999 se realizó un ACB que evaluaría los costos y beneficios entre los años 1990 y 2010.

Este ACB cuenta con un análisis de incertidumbre exhaustivo, donde primero se identificaron, de forma cualitativa, las principales fuentes de incertidumbre en el análisis y luego, para cada una de estas incertidumbres se analizó el efecto tanto

en costos como beneficios, con el fin de revisar si es que alguna de ellas podría revertir la situación nominal (los beneficios superaron a los costos). El efecto se analizó utilizando parámetros alternativos a los utilizados en el escenario nominal. Es sabido que por lo general las mejoras en la salud de las personas brindan los mayores beneficios económicos tras instaurar medidas de reducción de emisiones. Dado que la estimación de beneficios

en salud tiene asociado un grado de incertidumbre alto, es necesario evaluar los efectos de variar los valores utilizados en la estimación. Debido a esto la USEPA condujo un análisis de sensibilidad para determinar cuál de los valores utilizados en la estimación de beneficios en salud contribuyen de mayor manera a la incertidumbre del resultado. En la figura se representan los resultados obtenidos en el análisis.

Figura 4-7: Sensibilidad CAA



Fuente: U.S. EPA (1999).

De esta forma se logra comparar cómo cada una de las variables clave contribuyen a la incertidumbre total descrita por *All components*. Se concluye fácilmente, mediante la observación de

la figura, que el mayor peso recae en la cuantificación y valorización de la mortalidad (para profundizar en el tema se recomienda revisar el capítulo 8 de USEPA (1999).

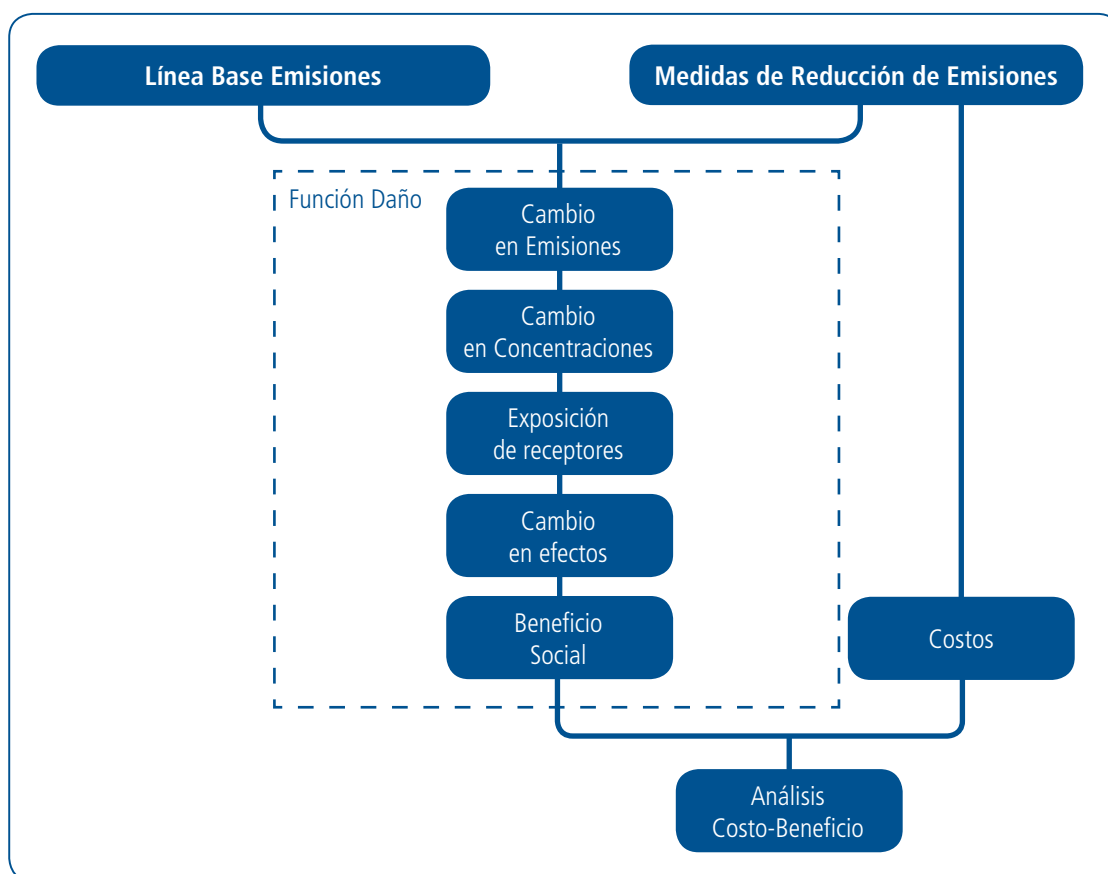
5.

Metodología para la Elaboración de un AGIES utilizando ACB

En términos generales, la metodología consiste en comparar los beneficios, a causa de reducciones en las concentraciones de contaminantes atmosféricos, con los costos de implementar las medidas de reducción de emisiones. Para lograr esto se debe realizar una secuencia de pasos, culminando en un análisis costo-beneficio que preten-

de entregar valiosa información a quienes deseen formular nuevas normas o planes para mejorar la calidad del aire. A continuación se puede observar un diagrama explicativo de los pasos para la elaboración de un AGIES utilizando un análisis costo-beneficio:

Figura 5-1: Esquema del Marco Metodológico propuesto



Fuente: Greenlab (2012a).



Se propone realizar el AGIES en base a la metodología de la función daño en conjunto con un análisis costo-beneficio. La función daño es una técnica de valorización ampliamente utilizada que consiste de una serie de pasos para obtener los beneficios de reducir emisiones. Los pasos principales son los descritos por la figura 5-1, y estarán expuestos en mayor detalle en las secciones correspondientes a la estimación de beneficios.

La precisión del AGIES está condicionada tanto por la calidad como la cantidad de información disponible. En Chile existe bastante información que no está disponible aún para desarrollar un análisis costo-beneficio tal como lo recomienda la literatura internacional (USEPA, 2004b). Es por esto que se recomienda tener en cuenta los siguientes puntos al momento de su elaboración:

1. Utilizar información y estudios locales para los pasos que componen el análisis.
2. Extrapolar datos internacionales para cubrir frente a la ausencia de datos locales.

3. Recomendar alternativas para abordar falta de información, cuando corresponda.
4. Documentar e informar correctamente las extrapolaciones realizadas durante la elaboración del AGIES ya que pueden aumentar el grado de incertidumbre de los indicadores económicos resultantes del análisis.

En las siguientes secciones se presenta la descripción de las etapas, junto con los requerimientos de información para el desarrollo de ellas, y las alternativas para realizar las estimaciones necesarias. Además se expondrán ejemplos ilustrativos para cada paso con el fin de facilitar la comprensión con situaciones prácticas.

6.

Definición

Alcance del Análisis

La definición del alcance del análisis es un paso prioritario en la elaboración de un AGIES ya que es donde se define el “qué” se analizará. A continuación se presentan los principales puntos que se deben desarrollar para la elaboración de un AGIES. Se recomienda realizar este paso al comienzo con el fin de asegurar consistencia en el análisis. A modo de resumen en la Tabla 6-1 se muestran los aspectos que deben ser especificados para enmarcar el alcance del AGIES.

Alcance

- ☐ Definir el alcance geográfico y temporal
- ☐ Definir los contaminantes considerados
- ☐ Identificar las clases de fuentes emisoras afectadas
- ☐ Identificar la población y/o receptores afectados
- ☐ Definir los efectos a considerar
- ☐ Definir los escenarios de análisis

Tabla 6-1: Alcances que deben ser definidos

Alcance	Descripción
Geográfico	Límites geográficos.
Temporal	Horizonte de tiempo y resolución temporal.
Contaminantes	Contaminantes considerados.
Fuentes emisoras	Tipos de fuentes que serán analizadas y que emiten los contaminantes considerados.
Receptores	Receptores afectados por los contaminantes.
Efectos	Efectos de los contaminantes en los receptores.
Escenarios	Escenarios que se usarán en la evaluación para representar diferentes situaciones.

Fuente: Greenlab (2012a).



6.1 Alcance Geográfico

El análisis debe considerar todo el territorio afectado por la regulación, por lo tanto el alcance geográfico está sujeto a la herramienta de regulación que se desea evaluar. En general, el territorio que debe incluirse en la evaluación es aquel en que los cambios en la concentración de contaminantes afecta a una población considerable. El territorio no contemplado es aquel en que la población afectada por el cambio de concentraciones ambientales es poco numerosa. El criterio para establecer cuándo la población es muy pequeña es subjetivo. A manera de recomendación, puede considerarse como territorio no afectado si la densidad de receptores es muy baja.

En el caso de un plan de prevención o descontaminación el alcance debe considerar la división administrativa afectada por la regulación, más aquel territorio fuera de la división que también se ve afectado por la reducción de contaminantes. El límite geográfico para la evaluación de normas de emisión está sujeto al territorio afectado por las fuentes normadas. Las normas de calidad primaria se aplican a todo el territorio nacional, por lo que una correcta evaluación debería considerar todo el país. Sin embargo las normas de calidad secundarias pueden ser aplicadas en territorios específicos.

6.2 Alcance temporal

El alcance temporal define el intervalo de tiempo considerado y la resolución que será utilizada en el análisis. Generalmente los intervalos de evaluación son entre 10 y 20 años, no obstante es conveniente establecer otros horizontes ya sea, según la vida útil de los equipos de abatimiento (medidas de reducción), o bien, por metas de reducción de contaminantes ambientales establecidos.

La resolución corresponde a la granularidad del análisis dentro del horizonte de tiempo, definida por la cantidad de periodos. Comúnmente, la resolución es anual, no obstante, ésta no define el nivel de detalle del análisis, por ejemplo, los resultados obtenidos a causa de algunas medidas de reducción dependen de la hora en que ellas se apliquen, lo que instará un análisis a nivel horario.

6.3 Contaminantes

Los contaminantes atmosféricos relacionados con daño en salud, agricultura, biodiversidad y otros pueden ser clasificados como primarios y secundarios. Los contaminantes primarios son aquellos emitidos directamente desde las fuentes a la atmósfera. En tanto, los secundarios son aquellos que surgen de reacciones químicas entre los contaminantes primarios en la atmósfera. Los

contaminantes que podrían ser parte del análisis se listan en la Tabla 6-2. Éstos se encuentran comúnmente en el aire y pueden perjudicar la salud, el medio ambiente y causar daños a la propiedad.

Tabla 6-2: Contaminantes

Contaminantes		Gases Efecto Invernadero
Primarios	Secundarios	
MP ₁₀	MP _{2,5}	CO ₂
MP _{2,5}	O ₃	CH ₄
Pb		N ₂ O
SO ₂		HFC _s
NO _x		PFC _s
CO		SF ₆
COV		O ₃
NH ₃		

Fuente: Greenlab (2012a).

Se deberán contemplar en el AGIES todos aquellos contaminantes que producen beneficios en los receptores considerados. Estos contaminantes dependerán de la norma o plan que se esté evaluando, sin embargo, habitualmente ocurre que al aplicar medidas que buscan reducir las concentraciones de los contaminantes regulados, conjuntamente se logran reducciones en otros contaminantes. A continuación se presenta una recomendación específica de qué contaminantes considerar según cada herramienta de gestión.

Norma de Emisión: Las normas de emisión establecen límites a la emisión de contaminantes primarios. En este caso se considerarán aquellos cuyas concentraciones se ven afectadas por la norma. Por lo tanto, además de contemplar los contaminantes primarios que implica la norma, se deberá identificar si es que ellos son precursores de contaminantes secundarios que causan efectos

en los receptores presentes en el análisis; en tal caso, los contaminantes considerados deben ser tanto los primarios como secundarios.

Norma de Calidad: Las normas de calidad establecen niveles aceptables para la salud de las personas del país. Éstas pueden aplicarse tanto a contaminantes primarios como a secundarios. Si la norma regula un contaminante primario el análisis deberá considerar tanto el regulado como los secundarios producidos a partir de la emisión del elemento normado. Si por el contrario aplica sobre uno secundario, aquellos a considerar serán todos los precursores del contaminante normado.

Plan de Prevención y/o Descontaminación Atmosférica: Para que se elabore un PPA o un PDA, una zona deber ser declarada latente o saturada respectivamente. Esto ocurre en situaciones en que las concentraciones de uno o más contaminantes estén próximas o sobrepasen los niveles establecidos por una norma de calidad. Específicamente, en Chile se declara una zona como latente cuando la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo, se sitúa entre el 80% y el 100% del valor de la respectiva norma de calidad. Debido a esto, los contaminantes a considerar son aquellos cuyas concentraciones se encuentren en dicho rango. Se considera una zona como saturada cuando las concentraciones superan el 100%. En este caso, se deben considerar tanto los contaminantes secundarios como sus precursores.

6.4 Fuentes emisoras

Las fuentes emisoras de contaminantes pueden ser clasificadas según tipo (ver Tabla 6-3). La tabla presenta una clasificación que corresponde a la clasificación de fuentes que generalmente se utiliza en la elaboración de los inventarios de emisiones en Chile.

Tabla 6-3: Clasificación de fuentes emisoras según Tipo, Subtipo y Categoría

Tipo	Contaminantes	Subtipo	Ejemplo de Categorías
Fuentes Fijas (Estacionarias)	MP_{10} , $MP_{2.5}$, SO_x , NO_x	Areales	Residencial, Comercial, Biogénicas, Rellenos Sanitarios, Quemadas, Incendios Forestales.
		Puntuales	Combustión externa, Combustión Interna, Procesos, Evaporativas.
Fuentes Fugitivas	MP_{10} , $MP_{2.5}$, Si, AL, Fe, NaCl	Construcción y Demolición	Edificios, Caminos.
		Polvo Resuspendido	Calles Pavimentadas (incluye desgaste de frenos y neumáticos, tierra, oxidaciones, etc.), Calles sin Pavimentar, Preparación de Terrenos Agrícolas, Otras fuentes naturales (Erosión Eólica).
Fuentes Móviles	MP_{10} , $MP_{2.5}$, CO, NO_x , COV, Pb, SO_x	En Ruta	Buses, Camiones, Vehículos Particulares, Vehículos Comerciales, Taxis, Motocicletas.
		Fuera de ruta	Máq. Construcción, Puertos, Aeropuertos, Maquinaria Agrícola, Maquinaria Construcción, Puertos.

Fuente: Greenlab (2012a) en base a Sistema de Administración de Inventarios de Emisiones (SAIE) de R.M. y Jorquera (2007).

En el contexto de simulación y estimación de emisiones se consideran fuentes fijas aquellas que pueden ser simuladas como un punto en el espacio, ejemplos ilustrativos son la industria y la generación eléctrica. Las fuentes móviles son aquellas relacionadas con el sector transporte, como por ejemplo automóviles y aviones. Las emisiones de fuentes fugitivas pueden dividirse en emisiones de polvo suspendido natural (provocadas por el viento) y en emisiones de polvo antropogénico (en donde están incluidas las otras categorías como calles pavimentadas, preparación de terrenos agrícolas, etc.). A continuación se detallan mayores características de cada uno de los tipos de fuentes.

Las Fuentes Fijas o Estacionarias incluyen la quema de combustibles producto de las actividades industriales y residenciales para la generación de

energía, calor y/o vapor. El uso en la industria de combustibles fósiles como carbón y petróleo son causantes de la formación de material particulado primario y secundario. Los sulfatos son las principales partículas relacionadas con la combustión de petróleo pesado, petcoke y carbón, ya que son combustibles que poseen azufre en altos porcentajes. Además de los combustibles fósiles, la biomasa (madera) puede ser quemada y ser usada como combustible principalmente para la calefacción. Las partículas finas dominan estas emisiones y el principal compuesto liberado es el carbono orgánico (EPA, 1995).

Dentro de las fuentes fijas se distinguen dos tipos: areales y puntuales. Las fuentes areales corresponden a una gran variedad de fuentes que por su naturaleza no es posible tratarlas de manera individual por lo que sus emisiones son es-

timadas en forma agregada. Esto generalmente se produce porque la localización de las emisiones no es conocida en el espacio o su patrón de actividad temporal es intermitente. Al contrario, las fuentes fijas puntuales son aquellas posibles de identificar y conocer sus emisiones para cada fuente individual.

Las Fuentes Fugitivas, se clasifican en dos tipos: antropogénicas y naturales. Las fuentes antropogénicas son las emisiones de polvo resuspendido o polvo fugitivo fruto de la actividad humana. Corresponden a emisiones provenientes de calles pavimentadas y sin pavimentar, de la construcción y demolición, de la agricultura, etc. Principalmente son partículas gruesas, siendo prácticamente el 90% mayores a $2,5\mu\text{m}$ (Chow y Watson 1998). La composición química del polvo de calles pavimentadas es una mezcla de partículas provenientes de diferentes fuentes como tierra, gases de automóviles, oxidaciones, desgaste de frenos (ricos en Zn), neumáticos, etc. Las fuentes fugitivas naturales son originadas por la suspensión de tierra o erosión de rocas por acción del viento. Sus tasas de emisión dependen fuertemente de parámetros meteorológicos como la velocidad del viento, humedad ambiental y precipitaciones. Su perfil de elementos incluye principalmente Si, Al y Fe. El viento también es causante de la aparición de sal (NaCl) en el material particulado a través de la agitación de la superficie marina.

Las Fuentes móviles generan emisiones provenientes de los gases de escape y desgaste de frenos y neumáticos de los medios de transporte: automóviles, camiones, etc. La principal fuente móvil de contaminación del aire es el automóvil,

pues produce grandes cantidades de monóxido de carbono (CO) y en menores cantidades óxidos de nitrógeno (NO_x) y compuestos orgánicos volátiles (COVs), compuestos que contribuyen a la formación de material particulado secundario. Las emisiones de los automóviles también contienen Pb (concentración que ha disminuido gracias a la gasolina sin plomo) y cantidades traza de algunos contaminantes peligrosos. El principal compuesto aportado por los vehículos a la masa de material particulado lo constituye el carbono elemental (C_{elem}) y orgánico (C_{org}). Este último se forma en la cámara de combustión de los motores producto de una combustión incompleta del combustible. Los camiones y buses generalmente tienen motores Diesel que usan combustible diferente de la mayoría de los automóviles. La quema de combustible Diesel produce mayor cantidad de NO_x , SO_2 y C_{elem} que los motores gasolineros. El perfil de partículas emitidas en la combustión de derivados del petróleo pertenece fundamentalmente a la fracción fina.

Por último, otras fuentes naturales se refieren a actividades volcánicas y a la suspensión de desechos orgánicos como polen, semillas, y esporas que se encuentran principalmente en la fracción gruesa. En la fracción fina del aerosol están presentes bacterias, virus, protozoos y microalgas.

Se debe definir e identificar qué tipos de fuentes emiten contaminantes normados para considerarlos en el análisis, aun cuando se pueden agregar nuevas fuentes que se consideren relevantes, durante el proceso de estimación de emisiones.

6.5 Receptores Afectados

Para estimar los beneficios a causa de mejoras en la calidad ambiental es necesario identificar y definir los receptores que están dentro del alcance geográfico y son susceptibles a cambios en la concentración de contaminantes bajo observación. El tipo de receptor a considerar depende del efecto que se esté evaluando, por ejemplo, la población corresponde a los receptores afectados en el contexto de efectos adversos para la salud. Por otro lado, la infraestructura es el receptor afectado por efectos dañinos para materiales.

Población: La población que forma parte del análisis debe ser toda aquella que está comprendida dentro del alcance geográfico. Se recomienda identificar y definir grupos sociales vulnerables pertenecientes a ella (por ejemplo: niños, adultos mayores, población de bajos ingresos, entre otros). Esto debido a que en los pasos posteriores del AGIES se deben realizar análisis sobre las distribuciones, tanto de costos como de beneficios, según los agentes sociales afectados.

Cultivos: Los cultivos afectados son todos aquellos comprendidos en el territorio considerado por la norma o plan a evaluar. Se deben definir tanto

la ubicación de los terrenos como también el tipo de cultivo. Cada cultivo tiene una susceptibilidad distinta a las concentraciones de contaminantes por lo que se requiere una identificación detallada del tipo y ubicación de los sembradíos.

Otros receptores: En el caso que se desee evaluar otros beneficios, se deben identificar aquellos receptores impactados por los efectos definidos siguiendo las recomendaciones expuestas en el Capítulo 6.6. Por ejemplo, en el estudio realizado por KAS Ingeniería y GeoAire (2009), que consiste en la evaluación de una norma de emisión para termoeléctricas, los consultores estimaron los beneficios en recursos naturales a causa de reducciones en la deposición de contaminantes. Para ello identificaron el uso de suelo a través del territorio nacional y clasificaron como recursos naturales aquellos que correspondían a uso agrícola, bosque, plantaciones, praderas y renovales. En este caso los recursos naturales fueron considerados como receptores afectados. Cabe mencionar que los beneficios fueron sólo cuantificados y no valorizados. En la Tabla 6-4, se puede observar las reducciones de depositación de MP_{10} obtenidas por KAS Ingeniería y GeoAire para los años 2014 y 2020.

Tabla 6-4: Reducción de depositación de MP_{10} según escenario de norma de emisión. (2014 y 2020 ton/año)

Zona	Tipo de suelo	Área (Ha)	Año 2014			Año 2020		
			Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Norte	Agrícola	208.309	4E+00	7E+00	8E+00	4E+00	6E+00	8E+00
	Bosque	194	4E-03	6E-03	8E-03	3E-03	5E-03	7E-03
	Plantaciones	33.433	1E+00	2E+00	2E+00	1E+00	2E+00	2E+00
	Praderas	413.938	7E+00	1E+01	1E+01	6E+00	1E+01	1E+01
	Renovables	38.440	9E-01	1E+00	2E+00	8E-01	1E+00	2E+00
Central	Agrícola	2.543.847	4E+01	8E+01	1E+02	3E+01	8E+01	1E+02
	Bosque	341.669	3E+00	8E+00	1E+01	3E+00	7E+00	1E+01
	Plantaciones	1.728.560	7E+01	2E+02	3E+02	7E+01	2E+02	3E+02
	Praderas	498.499	9E+00	2E+01	3E+01	8E+00	2E+01	3E+01
	Renovables	1.207.135	2E+01	6E+01	9E+01	2E+01	5E+01	8E+01
Sur	Agrícola	839.957	4E+00	1E+01	2E+01	4E+00	1E+01	2E+01
	Bosque	3.199.207	3E+00	8E+00	1E+01	3E+00	8E+00	1E+01
	Plantaciones	843.067	5E+00	1E+01	2E+01	4E+00	1E+01	2E+01
	Praderas	1.867.616	3E+00	7E+00	1E+01	3E+00	6E+00	1E+01
	Renovables	1.397.750	3E+00	7E+00	1E+01	3E+00	7E+00	1E+01
Austral	Agrícola	3.390	5E-04	1E-03	2E-03	5E-04	1E-03	2E-03
	Bosque	1.407.686	1E-01	4E-01	6E-01	1E-01	4E-01	6E-01
	Plantaciones	7.836	1E-03	3E-03	5E-03	1E-03	3E-03	5E-03
	Praderas	2.967.492	1E-01	4E-01	7E-01	1E-01	4E-01	7E-01
	Renovables	1.144.900	1E-01	3E-01	5E-01	1E-01	3E-01	5E-01
TOTAL		20.692.924	170	422	649	161	412	640

Fuente: KAS Ingeniería y GeoAire (2009).

6.6 Efectos

Teniendo en cuenta que las fases críticas de un ACB son: identificación, cuantificación y valoración de efectos (Lave y Gruenspecht 1991), se recomienda definir desde el comienzo en la etapa de Definición de Alcance los efectos que serán considerados en la evaluación.

El cambio en la incidencia de efectos a causa de mejoras en la calidad del aire se traduce en beneficios, los que posteriormente son contrastados con los costos para evaluar la rentabilidad social de las medidas de reducción. Se debe identificar y documentar todos los efectos adversos causados por los contaminantes incluidos en el análisis, con el objetivo de incrementar la información dis-

ponible para la autoridad. Por otro lado, la cuantificación y valoración sólo podrán realizarse en algunos de los efectos identificados.

En el caso de la cuantificación, la dificultad muchas veces recae en la no existencia de información que relacione el cambio en la calidad del aire con el cambio en la incidencia de efectos, mientras que en la valoración, la dificultad radica en bienes cuyo valor (definido por las preferencias de la población) no está directamente reflejado en los precios de mercado, como por ejemplo la biodiversidad, lo que exige recursos que se traducen en costos que no siempre son posibles de financiar. Sin embargo, existen métodos para extraer las preferencias y los valores que la población asigna a ciertos bienes públicos, como la visibili-

dad o la calidad del aire (valoración contingente, análisis conjunto, precios hedónicos, COI, función de daño, etc.). Estos métodos se han enfocado en valorizar los efectos que tiene la contaminación en la salud ya que éstos son los más importantes a evaluar.

En el contexto de un AGIES los efectos que deben ser prioritarios por su magnitud y actual calidad de información son aquellos relacionados con la salud de la población. En la Tabla 6-5 se presentan algunos de ellos, que además de ser nocivos para la salud cuentan con suficiente sustento científico como para cuantificarlos frente a variaciones en la contaminación ambiental. Además se presenta el método de valoración utilizado para estimar los beneficios monetarios de reducir los casos.

Tabla 6-5: Efectos en Salud⁶

Tipo de efecto		Causa específica	Disponibilidad de valores (WTP, COI) ⁶
Muerte Prematura		Todas las causas	WTP
Enfermedad		Bronquitis crónica	WTP
Acciones Médicas	Admisiones hospitalarias	Enfermedad cardiovascular	WTP
		Asma	WTP
		Arritmia	COI
	Visitas a la sala de emergencia	Asma	WTP
		Causas respiratorias	WTP
		Neumonía	COI
		Enfermedades respiratorias bajas-RSP	COI, WTP
		Síntomas respiratorios altos-RSP	COI, WTP
Enfermedad		Ataques asmáticos	COI, WTP
		Bronquitis aguda	WTP
Días de actividad restringida		Días de trabajo perdido (WLD)	COI
		Días de actividad restringida (RAD)	WTP

Fuente: Elaborado en base a (Cifuentes, Krupnick *et al.* 2005).

⁶ WTP y COI son explicados en el Capítulo 11.

Otros efectos que cuentan con información para ser considerados en los AGIES, corresponden a daños en cultivos (disminución del rendimiento del cultivo), desgaste en materiales de infraestructura y disminución de visibilidad. Al existir evidencia de una relación entre la concentración de contaminantes y estos efectos, la recomendación es valorizarlos, siempre y cuando exista disponibilidad de la información necesaria para hacerlo.

Se debe definir a priori cuáles serán los efectos considerados en el análisis, no obstante, a medida que transcurre la elaboración pueden surgir nuevos beneficios a considerar que en un principio fueron ignorados y se recomienda que estos sean considerados.

6.7 Criterios para definir escenarios de evaluación

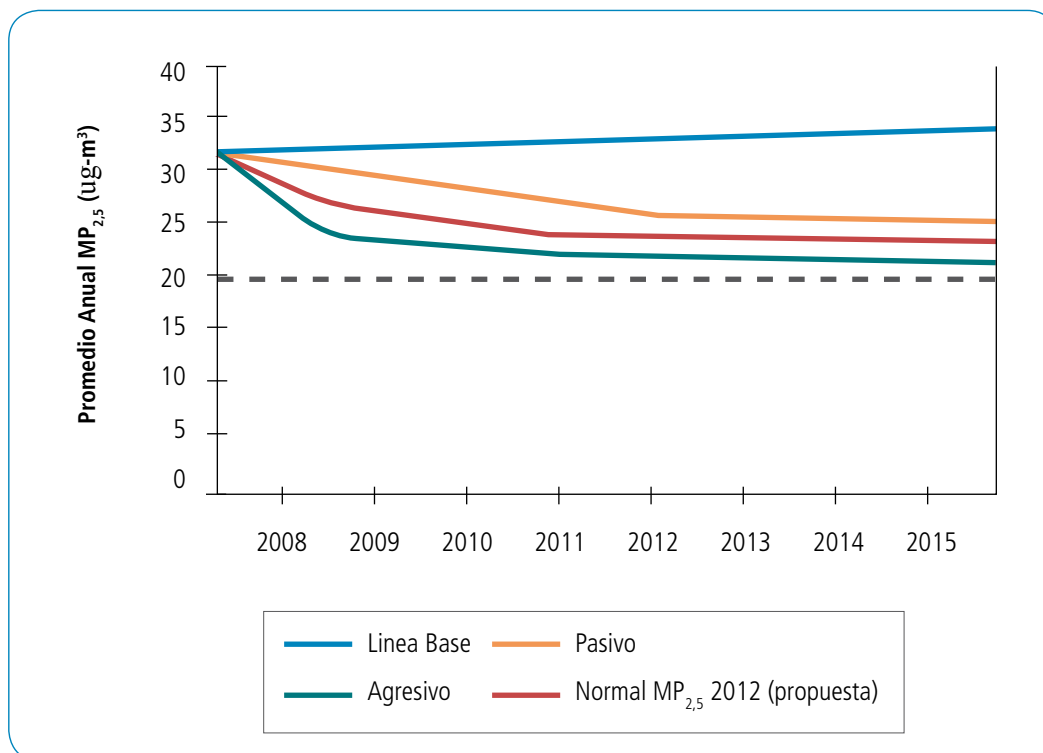
La utilización de distintos escenarios en la evaluación de un AGIES tiene objetivos variados. Se utilizan para representar y evaluar un conjunto de alternativas en cuanto a:

- La herramienta que se utiliza para reducir la contaminación (por ejemplo, para conseguir una reducción de la contaminación se puede dictar una norma o introducir un impuesto a la contaminación, lo que puede ser modelado a través de dos escenarios diferentes),

- El nivel de cumplimiento de medidas,
- Las variables exógenas o cualquier parámetro que presente incertidumbre o que se desee optimizar.

En el caso de una norma de calidad, PDA o PPA, una práctica común es evaluar el nivel de cumplimiento que tendrán las medidas para comprender si éstas podrán lograr la meta impuesta por la regulación. De tal manera, se puede sugerir cuáles niveles de cumplimiento serán necesarios y suficientes para lograr los objetivos planteados. En la Figura 6-1 se puede observar los resultados en concentraciones estimadas por el estudio DICTUC (2008), correspondiente al AGIES del PPDA para la Región Metropolitana, según escenarios de implementación de medidas. Cada línea de color representa un escenario, y la punteada el nivel de norma propuesto.

En algunas ocasiones, se tiene incertidumbre respecto del comportamiento de variables empíricas y parámetros continuos considerados en los criterios para definir cada escenario, por lo que se recomienda realizar un análisis de propagación de la incertidumbre de dichos parámetros sobre los resultados finales (ver Capítulo 4)

Figura 6-1: Escenarios reducción de concentraciones

Fuente: DICTUC (2008).

6.8 Casos

Caso 1 Basado en el estudio: Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Para ejemplificar la definición de alcance, a continuación se hace referencia al estudio realizado por MG y Cifuentes (2010), en el Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

El anteproyecto de norma que generó la elaboración de este estudio estipulaba que los contaminantes a regular correspondían a material particulado, SO_2 y NO_x y fue esto lo que definió

los contaminantes a evaluar. Los efectos considerados correspondieron al estado del arte de la información necesaria para evaluarlos y las fuentes emisoras quedaron definidas *a priori* por el tipo de norma, que en este caso afecta a una fuente específica.

El alcance geográfico que se definió en el estudio correspondió a un radio de 100 km centrado en la ubicación de cada una de las centrales termoeléctricas, el cual fue limitado por el modelo de dispersión utilizado. Si bien los receptores podrían encontrarse fuera de dicho alcance geográfico, muchas veces y como fue en este caso, lo que limita el análisis corresponde a otros factores.

Tabla 6-6: Resumen alcance norma termoeléctricas

Alcance	Descripción
Geográfico	Radio de 100 km para cada central termoeléctrica
Temporal	Horizonte de 10 años, año base 2010 y periodo un año
Contaminantes	Material particulado, SO ₂ y NO _x
Efectos	Beneficios en salud y agricultura
Fuentes emisoras	Termoeléctricas (fuentes fijas)
Receptores	Población y cultivos dentro del límite geográfico de análisis (radio 100 km)
Escenarios	5 escenarios alternativos de norma

Fuente: Greenlab (2012a).

Los escenarios que se evaluaron fueron determinados por una revisión de la normativa internacional (nivel de norma propuesta por el Banco Mundial y nivel de norma vigente en la Unión Europea), el nivel de norma propuesta por la autoridad ambiental, un nivel de norma proveniente de las restricciones del SEIA, y un nivel de norma definida por el mismo estudio que fue estimada a través de la maximización de beneficios.

Caso 2: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana.

Otro AGIES que permite ejemplificar la etapa de decisión es el desarrollado para el Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe que fue encargado por CONAMA de la Región Metropolitana a DICTUC (2008).

Dado que este estudio se relaciona con la realización de un PPDA, el límite geográfico queda definido por la ciudad o región que se encuentra latente o saturada, en este caso la Región Metropolitana por completo. Sin embargo, si es que

existiera disponible la información necesaria (por ejemplo ubicación de cada una de las fuentes y/o un modelo de dispersión cuasi real), los receptores podrían corresponder a aquellos que se ubican fuera de la Región Metropolitana (comunas aledañas) ya que se verían afectadas por los beneficios de la reducción de la contaminación.

En este caso, el alcance temporal, en particular el horizonte de análisis, se vio determinado por las metas que quiere lograr el PPDA (por ejemplo al año 2015 se tiene como meta alcanzar una concentración promedio anual de 50 ug/m³). Por su parte, al corresponder a un análisis de un PPDA se debieron considerar todos los contaminantes que poseían una concentración tal que provocaron que la zona fuera definida latente o saturada. Si es que la reducción de emisiones de estos contaminantes causan una disminución en la concentración de otros (contaminantes secundarios) también fueron incluidos en el análisis debido a que la reducción de éstos genera beneficios (por ejemplo MP_{2.5}). La información disponible para la RM hizo posible la estimación de beneficios para salud, visibilidad y materiales. Las medidas que

fueron analizadas estaban incluidas en el anteproyecto por lo que consideraron las fuentes emisoras que se veían afectadas por estas medidas.

Por último, los escenarios que fueron considerados representaron distintos niveles de exigencia y fiscalización de cada una de las medidas. En particular este estudio analizó escenarios normal,

pasivo y agresivo de exigencia y cumplimiento. Además se crearon escenarios que quedaron determinados por los beneficios en salud calculados (explicados principalmente por los distintos métodos utilizados para la estimación del valor de la vida estadística). La siguiente tabla muestra un resumen del alcance definido en este estudio.

Tabla 6-7: Resumen alcance PPDA

Alcance	Descripción
Geográfico	Región Metropolitana
Temporal	Horizonte de 7 años, año base 2009 y periodo un año
Contaminantes	MP ₁₀ , MP _{2,5} , SO _x , NO _x , Polvo resuspendido
Efectos	Beneficios en salud, visibilidad y materiales
Fuentes emisoras	Fuentes fijas, móviles y otras
Receptores	Población y receptores dentro de la RM
Escenarios	Escenarios para evaluar implementación de medidas e incertidumbre en beneficios

Fuente: Greenlab (2012a).

7.

Estimación de Emisiones



En esta etapa se debe realizar un registro de todas las fuentes emisoras correspondientes a los tipos de fuentes que caen dentro del alcance de la evaluación (definidas en el Capítulo 6.4). Luego de este paso, se estiman las emisiones de todas las fuentes con el objetivo de construir la línea base de emisiones.

Emisiones

- ☐ Identificar las fuentes de cada tipo
- ☐ Para cada tipo de fuente calcular las emisiones
- ☐ Estimar la emisión del año base según tipo de fuente
- ☐ Determinar la evolución de las emisiones en el tiempo

7.1 Métodos de Estimación de Emisiones

Para la construcción del inventario de emisiones existen dos enfoques metodológicos de acuerdo a la manera en que se procesa y obtiene la información. El enfoque *top-down*, parte de arriba hacia abajo, agregando el sistema que se analiza, sin especificar detalles para obtener las estimaciones que se requieren. Cada parte luego va refinándose hasta alcanzar un nivel que permita validar el modelo. En cambio el método *bottom-up* parte de abajo hacia arriba, detallando y especificando las partes individuales del sistema, para generar componentes más grandes y posteriormente formar el sistema completo. Este enfoque es generalmente utilizado para evaluar costos y beneficios de programas.

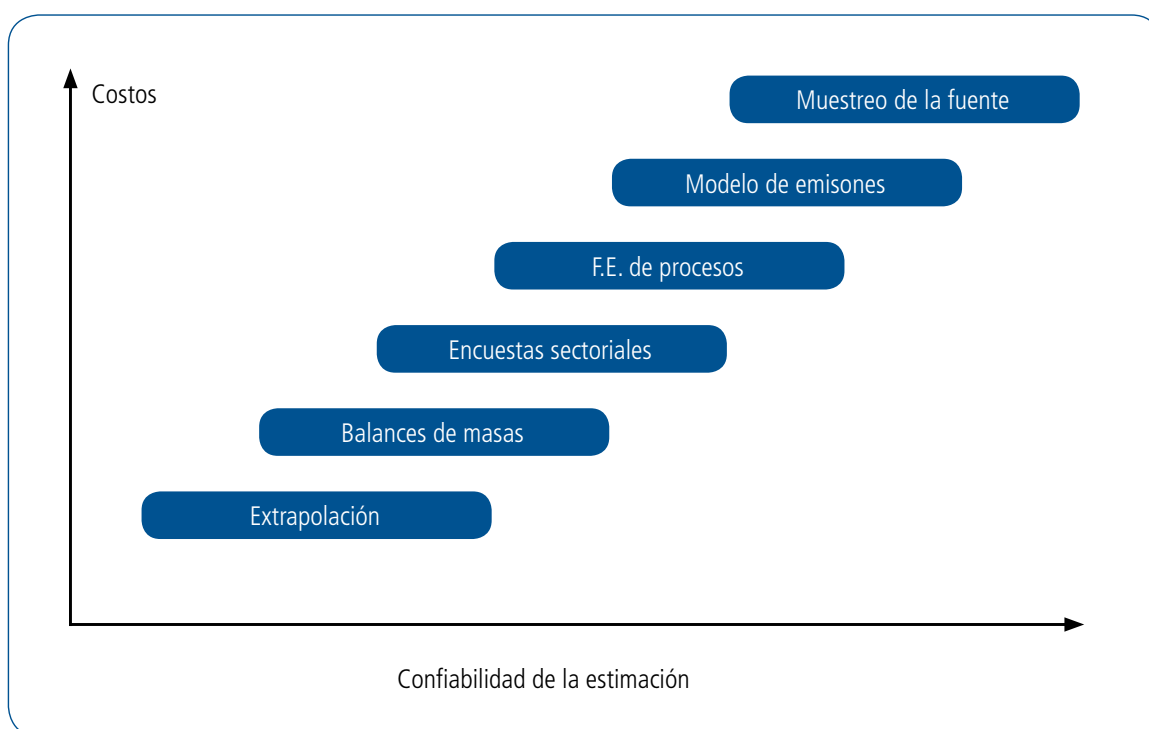
El método a utilizar depende de los objetivos, escala de análisis y disponibilidad de datos y recur-

sos que se disponen. El enfoque elegido determina entonces las herramientas que se utilizarán para la construcción del inventario de emisiones, en conjunto con el costo que se está dispuesto a incurrir y la confiabilidad en los resultados que requiere. En la Figura 7-1 se puede observar los métodos junto con sus características de costo y confiabilidad.

La opción más confiable, pero poco factible debido a su alto costo, es medir directamente una muestra de las emisiones de cada fuente presente en el análisis. La siguiente opción, siguiendo un orden de costo y confiabilidad decreciente es utilizar un modelo de emisión. Estos corresponden a sistemas de cálculo desarrollados para estimar los contaminantes emitidos a la atmósfera por las diversas actividades humanas y fuentes de origen natural que son de interés, para un periodo y área geográfica determinada. Los modelos utilizados varían en complejidad y recursos utilizados.



Figura 7-1: Herramientas para la estimación de emisiones



Fuente: Elaboración Propia.

Si para las fuentes bajo análisis existe suficiente información acerca de la relación entre nivel de emisión y variables ambientales, el uso de un modelo de emisión puede ser recomendado. Sin embargo la confiabilidad del modelo está sujeta a la calidad de los datos de input, por ello a pesar de que se cuente con los recursos necesarios para realizar el modelo, puede que ésta no sea la mejor opción.

El método más utilizado para estimar emisiones totales se enmarca bajo el enfoque *bottom-up* y corresponde a factores de emisión (FE)⁷, que consiste en calcular la emisión según los niveles de actividad de cada fuente y su factor de emisión asociado (principalmente expresado en peso por unidad de actividad). Su masificación se debe a

⁷ El F.E es una relación entre la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera y una unidad de actividad, por ejemplo: mg $MP_{2.5}$ /km recorrido, mg NOx/hr de funcionamiento, etc.

que el uso de FE es una simplificación para un problema complejo, estimando de forma sencilla y bastante precisa las emisiones. La ventaja es que estos son, bajo ciertas condiciones, extrapolables de una situación a otra. Esto permite estimar emisiones que, en muchos casos, no se podría debido a la ausencia de información local. Sin embargo, se debe tener precaución en la extrapolación. Para realizar una aplicación exitosa, debemos reconocer cuáles son los agentes que modifican los factores de emisión (no las emisiones totales). Si los factores modificadores con que fueron establecidos los factores de emisión son similares a las condiciones en donde se quieren utilizar, se puede realizar la extrapolación.

El FE de una fuente en particular puede ser obtenido mediante medición directa o balance de masas. El grueso de la aplicación de este método está en la estimación de emisiones de fuentes móviles (automóviles, aviones, barcos, etc.) y fuentes fijas (industria, residencial, etc.). Para la estimación de emisiones según fuente se utiliza la siguiente fórmula:

Ecuación 7-1: Cálculo de Emisión

$$Emisión_{ij} = FactorEmisión_{ij} \cdot NivelActividad_j$$

Donde,

Emisión_{ij}: Emisión [gr/año] del contaminante i por la fuente emisora j.

FactorEmisión_{ij}: Factor de emisión de la contaminante i para la fuente emisora j (Ejemplo: gr_i/km, gr_i/hr, etc.).

NivelActividad_j: Nivel de actividad de la fuente emisora j (Ejemplo: km/año, hr/año, etc.).

Este cálculo se debe realizar tanto para el año base como para todos los periodos dentro del horizonte de tiempo de la evaluación (determinados por la resolución del análisis). Es necesario tener en cuenta que tanto los FE como el nivel de actividad (NACT) no son estáticos y varían durante el horizonte de tiempo; en las secciones posteriores se ejemplifica cómo se manifiestan estas variaciones. Para estimar las emisiones de cada periodo se deberá calcular tanto el nivel de actividad de las fuentes como la composición de los factores de emisión, lo que requerirá una proyección de estas dos componentes.

En situaciones puntuales o frente a la restricción de recursos existen otras alternativas para estimar las emisiones, como por ejemplo la estimación en base a encuestas sectoriales. También existe la posibilidad de uso de balance de masas para obtener una estimación de las emisiones por sector o tipo de fuente. Este método se recomienda para estimaciones de largo plazo ya que no considera fluctuaciones en el corto plazo. Es ideal para situaciones en que se libera gran parte del contaminante de interés a la atmósfera sin generación o consumo en el proceso. Finalmente, existe la posibilidad de calcular las emisiones extrapolando resultados de otros estudios; si bien el costo es bajo, su poca confiabilidad lo hace poco apropiado.

Por otro lado, se tiene la alternativa del enfoque *top-down* que consiste en definir el detalle de las emisiones a partir de lo más general. Por ejemplo, proyectar las emisiones de todo un sector y luego desagregar según subsector estimando las proporciones correspondientes a cada actividad. En esta modelación se va desde lo general al detalle, en contraste del enfoque *bottom-up* en que se va desde el detalle a lo general. Para lograr esto, usualmente, se estiman las emisiones según la relación histórica entre emisiones o uso

energético del sector y variables macroeconómicas, como por ejemplo el producto interno bruto, la población o la producción.

Si es que no se cuenta con la información necesaria para hacer un análisis desagregado o la medida a evaluar es intersectorial y se desea analizar la interacción entre el sector energético y la economía del país se recomienda utilizar una estimación *top-down*, en la que a través de regresiones lineales o modelos econométricos es posible encontrar variables representativas del comportamiento del parque emisor (como el PIB o la población), pudiendo así proyectar las emisiones a nivel agregado.

Adicionalmente, existe la posibilidad de utilizar modelos híbridos *bottom-up* y *top-down*, de manera de compensar las limitaciones existentes en una metodología u otra. Se puede aprovechar el detalle tecnológico (principalmente del sector eléctrico y de fuentes móviles) utilizado en una metodología *bottom-up* y una estructura macroeconómica como la que supondría una metodología *top-down*.

7.1.1 Factores de Emisión

El FE representa la cantidad promedio de un contaminante emitido a la atmósfera por un proceso, combustión, equipo o fuente en particular. Se expresa en distintas unidades dependiendo del proceso al cual pertenezca. Por ejemplo, para automóviles puede estar expresado tanto en gramos de contaminante por kilómetro recorrido como en gramos por litro de combustible.

Los FE pueden ser obtenidos mediante medición directa de fuentes representativas como también estimados a través del método de balances de masa. Por lo general la obtención se produce en el momento en que la fuente está nueva y en

óptimas condiciones por lo que se debe tener en cuenta que el uso y el tiempo desgastan las fuentes, produciendo cambios en el FE. Para la construcción de la línea base es necesario estimar las emisiones de las fuentes para cada periodo del análisis, por tanto se deben proyectar los FE en el tiempo considerando las variaciones.

7.1.1.1 Proyección Factores de Emisión

Los FE varían según distintos elementos particulares de cada tipo de fuente, las principales causas que inciden en los FE y provocan su variación en el tiempo para el caso de fuentes móviles se listan en la siguiente tabla.

Tabla 7-1: Factores de variación de FE

Factores	Ejemplo
Condiciones de marcha	Velocidad
	Aceleración
	Carga en vehículos
	Pendiente de la ruta
Tipo de combustible	Gasolina (composición)
	Diesel (composición)
	Gas natural
	Otros
Tecnología de las fuentes	Deterioro
	Convertidor catalítico
Condiciones climáticas	Temperatura
	Humedad

Fuente: Greenlab (2012a).

Algunas de las variables que afectan a los FE en fuentes fijas son: Eficiencia en los procesos, Composición de materias primas (Combustibles), Equipos (Tecnología), Temperatura y otras condiciones ambientales del proceso. En la estimación de emisiones, considerar todos estos factores de manera simultánea es una tarea compleja, no obstante, es

recomendado considerar la mayor cantidad posible de información disponible. Por ejemplo, para considerar la implementación de un convertidor catalítico en la estimación de emisiones de un

vehículo liviano se puede utilizar la Ecuación 7-2. Esta ecuación representa el impacto de la medida de reducción de emisiones directamente en el factor de emisión.

Ecuación 7-2: Eficiencia en reducciones

$$Emisión_{ij} = NivelActividad_j \cdot FactorEmisión_{ij} (1-RE/100)$$

Donde,

Emisión_{ij}: Emisión [gr/año] del contaminante i por la fuente emisora j.

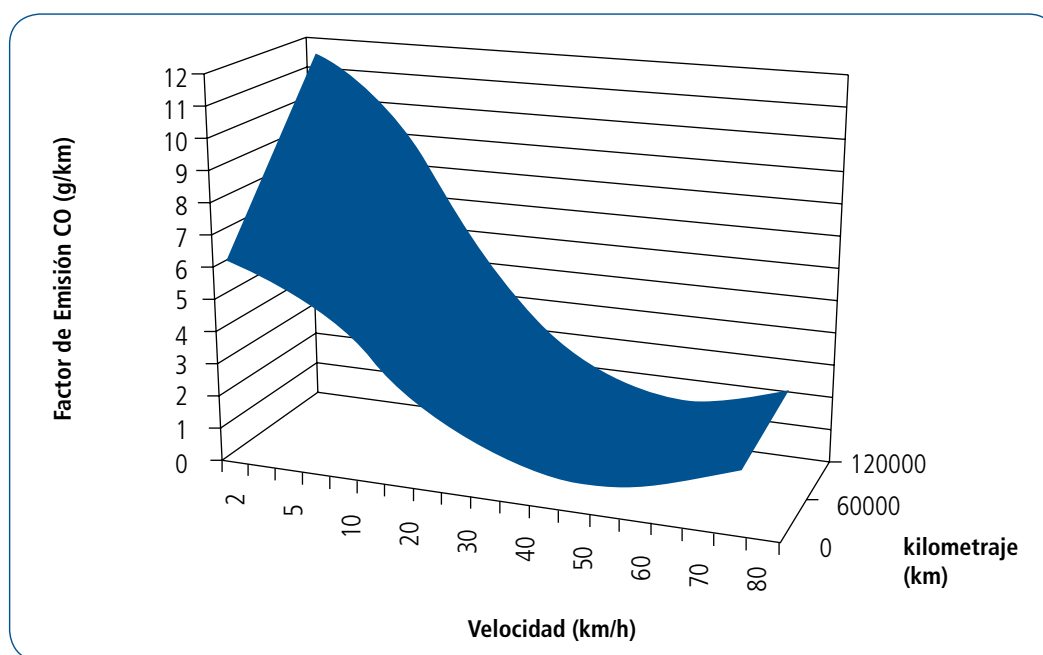
FactorEmisión_{ij}: Factor de emisión original de la contaminante i para la fuente emisora j (Ejemplo: gr/km, gr/hr, etc.).

NivelActividad_j: Nivel de actividad de la fuente emisora j (Ejemplo: km/año, hr/año, etc.).

RE: Eficiencia del convertidor catalítico en cuanto a reducción de emisiones.

En el Figura 7-2 se expone la relación entre el FE del monóxido de carbono (CO) y la velocidad del vehículo. Se incluye además el deterioro del vehículo (en kilometraje) y su impacto para un mejor ajuste en el FE. Esto brinda la posibilidad de realizar un análisis bajo las distintas dimensiones que pueden afectar el FE y estimar las emisiones de forma más precisa.

Figura 7-2: Variación del Factor de Emisión según Velocidad y Desgaste



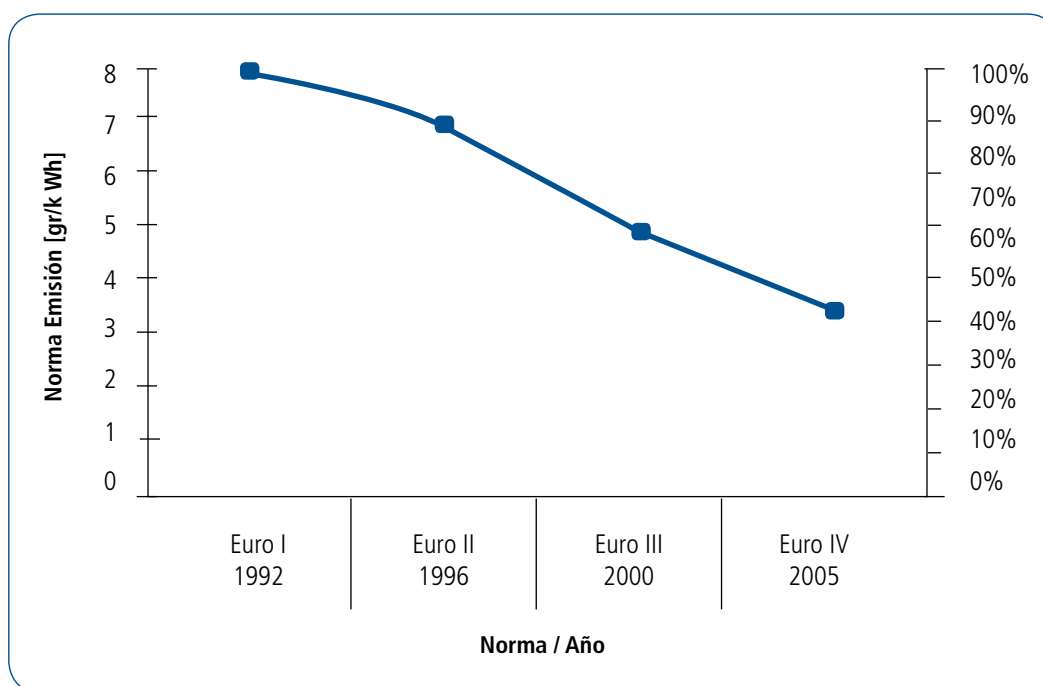
Fuente: CENMA - Vehículos livianos de pasajeros con convertidor catalítico.

Si bien estos ejemplos aplican para el análisis sobre un tipo de fuente en particular, existen factores, como el avance tecnológico, que modifican los FE de fuentes que ingresan al parque dentro del horizonte de análisis.

Un ejemplo práctico de la evolución de los FE a causa de las normas está constituido por la promulgación de las normas europeas de emisión para vehículos (fuentes móviles), Euro. Esta norma regula las emisiones de algunos de los contami-

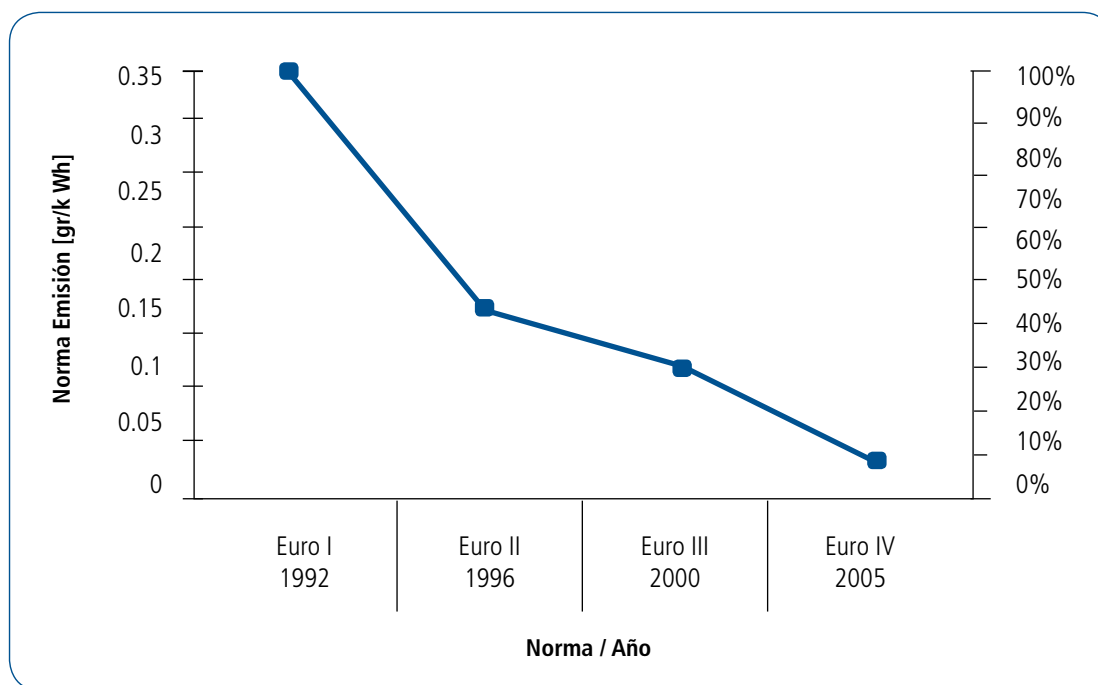
nantes liberados por la combustión de los motores, lo que directamente impacta en el FE. Debido a que esta norma se ha vuelto cada vez más estricta, los FE para estas fuentes han disminuido a través de los años. Como se puede observar en la Figura 7-3 y Figura 7-4, para el caso de los camiones a diesel, los niveles permitidos de NO_x han disminuido en un 56% desde el año 1992 (EURO I), mientras que para el MP esta reducción es aún mayor, presentando un 94% de disminución con respecto al EURO I.

Figura 7-3: Evolución norma Euro para el NO_x de Camiones Diesel



Fuente: Greenlab (2012a).

Figura 7-4: Evolución norma Euro para el MP de Camiones Diesel



Fuente: Greenlab (2012a).

Los ejemplos expuestos en este Capítulo tienen como objetivo mostrar cómo los FE pueden variar debido a condiciones de uso o transcurso del tiempo. En el momento de estimar las emisiones dentro del horizonte de tiempo se deberá proyectar el estado de los FE para cada periodo. Por ejemplo, para ajustar los FE según el deterioro de las fuentes en el tiempo se podrá supo-

ner un promedio de kilómetros recorridos (nivel de actividad) dentro del periodo analizado. Para considerar el ajuste de FE según velocidad de la fuente, un supuesto común consiste en utilizar la velocidad promedio de los vehículos dentro del territorio de análisis. La siguiente tabla muestra las fuentes de información típicas para obtener FE tanto para fuentes fijas como móviles.

Tabla 7-2: Fuentes de Información para obtener los Factores de Emisión

Tipo	Fuente de Información FE
Fuentes Fijas	Emission Factors, AP-42 (http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/)
	Base de Datos FE Gases Efecto Invernadero IPCC http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB
Fuentes Móviles	EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook - 3rd edition October 2002 UPDATE
	USA: Modelos de EPA: Mobile 5, Mobile 6
	Chile: Factores propuestos por el Centro Nacional del Medio Ambiente, Metodología para el Cálculo de Emisiones Vehiculares (MODEM)
	Factores internacionales modificados según las mediciones realizadas en el Centro de Control y Certificación Vehicular (3CV)
	Europa: Factores de emisión del Programa Copert

Fuente: Greenlab (2012a).

7.1.2 Nivel de actividad

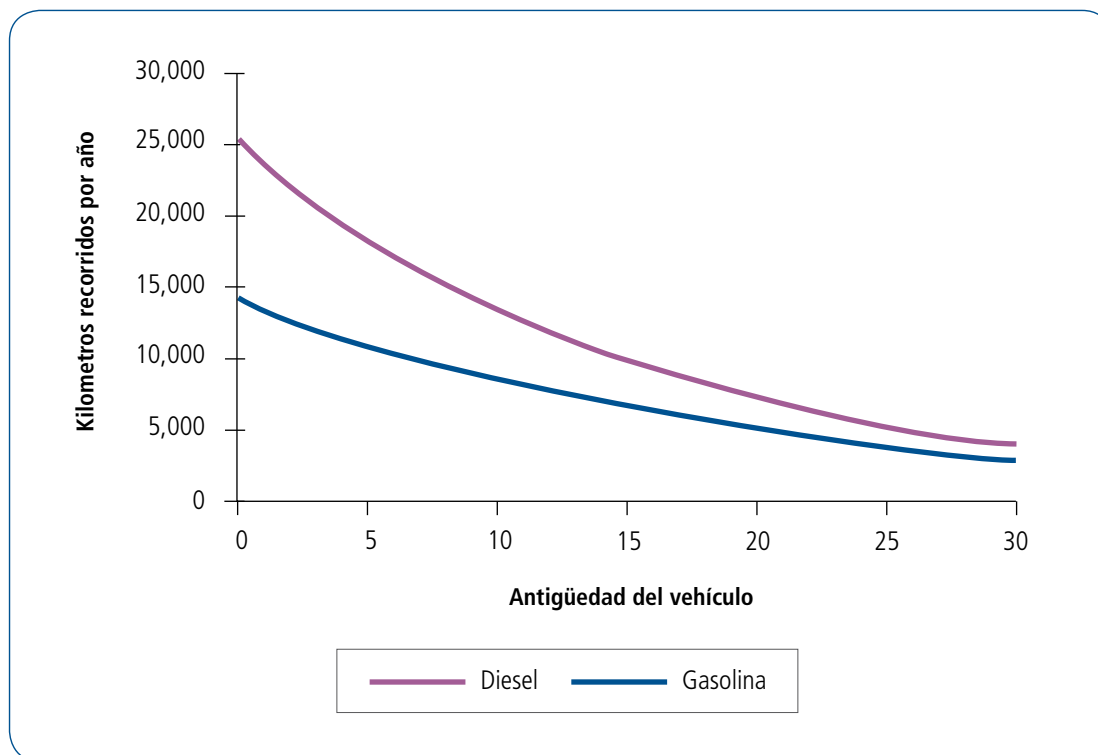
El nivel de actividad representa el grado de uso de la fuente dentro del periodo de análisis. Algunas expresiones comunes para esta característica de la fuente son: km/año, hr/año, lt/año, etc. Lo importante es que la expresión esté acorde con el FE que se utiliza para así obtener la cantidad de contaminante emitido por la fuente dentro del periodo. Al igual que los FE el Nivel de Actividad (NA) de una fuente varía en el tiempo. Estas variaciones pueden ser debido a características propias de la fuente como también debido al comportamiento de la población. Para estimar las emisiones correspondientes a una fuente en el horizonte de tiempo se debe proyectar el nivel de actividad para cada periodo.

7.1.2.1 Proyección de Nivel de Actividad

Para considerar la variación del nivel de actividad una alternativa consiste en el uso de modelos estadísticos. El nivel de actividad puede estar relacionado con la antigüedad de la fuente, variables macroeconómicas, conducta social, regulación existente u otros incentivos que alteren el comportamiento. En particular, la conducta social puede estar determinada por los cambios futuros en los precios relativos, el ingreso, la capacidad limitada del recurso (disponibilidad) y las actitudes sociales, entre otros.

Por ejemplo, en la Figura 7-5 se representa el nivel de actividad de vehículos según su antigüedad. Los vehículos nuevos fallan menos y por ende recorren más kilómetros anualmente que vehículos más antiguos (Caserinia, Giuglianoa *et al.* 2008).

Figura 7-5: Variación NA según antigüedad



Fuente: Caserinia, Giuglianoa *et al.* (2008).

Mediante el uso de información disponible o análisis estadístico se debe proyectar el nivel de actividad de cada fuente para cada periodo, de esta manera se obtendrá una estimación de las emisiones más precisa.

7.2 Construcción Línea Base

La construcción de la línea base consiste en agregar las emisiones de todas las fuentes consideradas en el análisis. Es imperativo que la construcción sea acorde a las definiciones realizadas en el Capítulo 6. El objetivo de la línea base es

generar un escenario de referencia para comparar las emisiones reducidas a causa de las medidas de abatimiento. Esta diferencia en emisiones es usada para calcular el cambio en concentraciones que se puede atribuir a cada medida con el fin de estimar sus beneficios.

A modo de ejemplo la Tabla 7-3 representa la línea base resultante del estudio DICTUC (2009) sobre norma de emisión para motores de buses de locomoción colectiva en la Región Metropolitana.

Tabla 7-3: Línea base DICTUC 2009 (ton)

Contaminante	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
CO	770	670	670	640	640	640	640
MP _{2,5}	92	83	83	85	85	85	85
COV	370	330	330	310	310	310	310
NO _x	2.900	2.600	2.600	2.700	2.700	2.700	2.700
SO _x	9	9	9	10	10	10	10
CO ₂	690.000	640.000	640.000	720.000	720.000	720.000	720.000
NH ₃	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4

Fuente: DICTUC (2009b).

Esta línea base fue creada considerando un parque de 6.157 buses en el año 2009, un nivel de

actividad de 90.000 km por bus por año, una velocidad promedio de 30 km/hr y los FE que se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 7-4: Factores de emisión según norma y capacidad⁸ de buses (gr/km)

Norma	Capacidad	CO	NO _x	MP _{2,5}	COV	SO _x	CO ₂
Euro I	A1	2,1	7,8	0,03	0,9	0,01	708
	A2	2,1	7,8	0,03	0,9	0,01	708
	B1	2,3	8,7	0,04	1,0	0,01	787
	B2	2,3	10,7	0,04	1,0	0,01	935
Euro II	A1	1,7	5,6	0,19	0,8	0,02	1.165
	A2	1,7	5,6	0,19	0,8	0,02	1.165
	B1	1,9	6,2	0,22	0,9	0,02	1.294
	B2	1,9	7,6	0,24	0,9	0,02	1.537
Euro III	A1	1,2	3,9	0,14	0,6	0,02	1.036
	A2	1,2	3,9	0,14	0,6	0,02	1.036
	B1	1,3	4,4	0,15	0,6	0,02	1.152
	B2	1,3	5,4	0,17	0,6	0,02	1.537
	C2	1,3	6,1	0,19	0,6	0,03	1.580

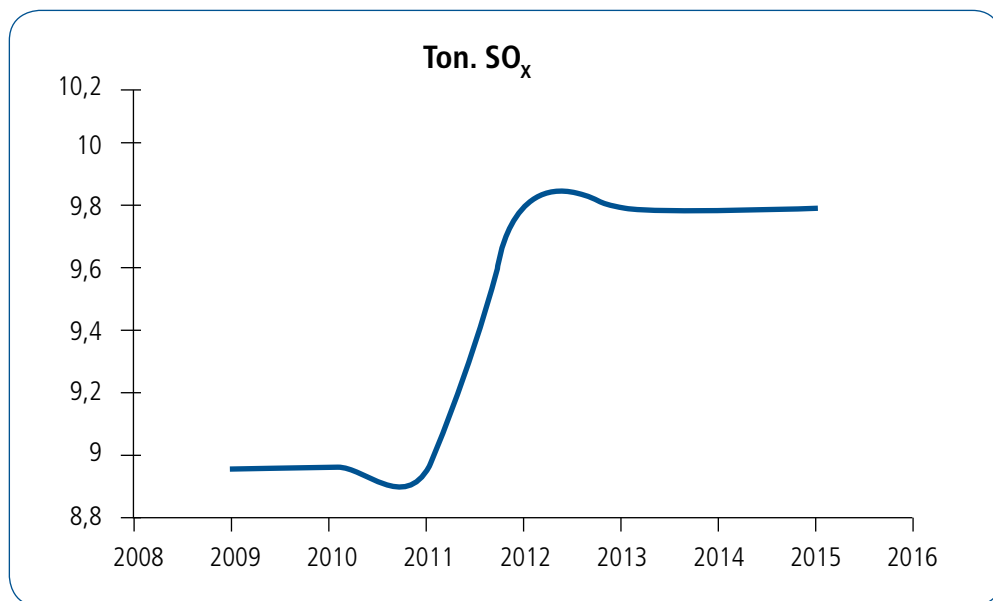
Fuente: (DICTUC 2009c).

Para una comprensión más eficiente es imperativa la construcción de gráficos a partir de los

resultados. A manera de ejemplo, se representa la línea base para el SO_x en la Figura 7-6.

⁸ Se refiere a capacidad de pasajeros de los buses en donde A1, A2, B1, B2 y C2 son de 42, 62, 76, 80 y 160 respectivamente.

Figura 7-6: Línea base emisiones SO_x



Fuente: Greenlab (2012a) a partir de DICTUC (2009b).

7.2.1 Definición del parque emisor

Para generar la línea base de emisiones, es necesario precisar cuál es el parque que libera las emisiones, así como especificar y caracterizar quiénes componen este parque emisor. Esta definición dependerá fundamentalmente del tipo de análisis que se desea realizar. En el estudio realizado por DICTUC (2009) sobre norma de emisión para mo-

tores de buses de locomoción colectiva en la RM, el parque emisor corresponde a los buses de la locomoción colectiva de la Región Metropolitana.

Una vez definido el parque emisor, se requiere proyectar el parque durante el horizonte de tiempo sobre el cual se realizará el análisis. A continuación se presenta la proyección del parque de buses de la locomoción colectiva para la Región Metropolitana para los años 2009-2015, utilizada para la generación de la línea base de emisiones.

Tabla 7-5: Parque Base de buses considerado según capacidad (2009-2015)

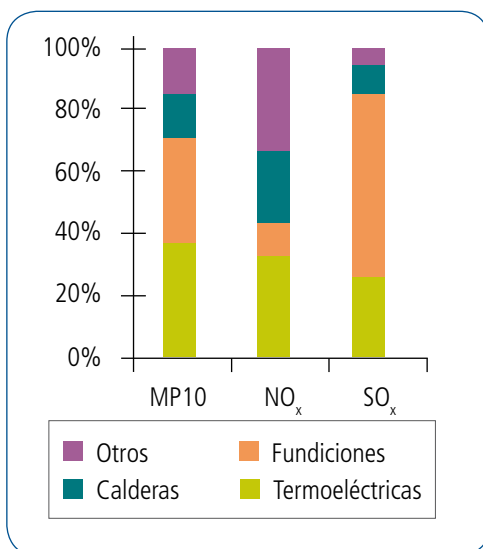
Capacidad	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
A1	635	635	635	111	111	111	111
A2	546	546	546	94	94	94	94
B1	2.120	2.120	2.120	1.727	1.727	1.727	1.727
B2	1.308	1.313	1.318	2.200	2.205	2.210	2.215
C2	1.548	1.550	1.552	1.554	1.556	1.558	1.560
Total	6.157	6.164	6.171	5.686	5.693	5.700	5.707

Fuente: (DICTUC 2009c).

7.3 Indicadores de Emisiones

Con el objetivo de aumentar el valor del análisis se recomienda generar indicadores de emisión que presenten la línea base según distintas perspectivas. Por ejemplo se pueden asignar responsabilidades de las emisiones según: sector económico, tipo de fuente u otra clasificación que se estime necesaria. La siguiente figura muestra un ejemplo de asignación de responsabilidades en las emisiones por tipo de fuente.

Figura 7-7: Emisiones al aire declaradas por el propio sector de rubros industriales RETC, 2007



Fuente: Ministerio del Medio Ambiente (2011).

7.4 Casos

Caso 1: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana.

Para ejemplificar cómo se desarrolla la estimación de emisiones, se presenta la metodología utilizada en DICTUC (2008), para el análisis y evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana.

Tabla 7-6: Tipos de fuentes PPDA

Tipo	Subtipo
Móviles	Transporte público
	Vehículos Pesados
	Vehículos livianos y medianos
	Motocicletas
Fijas	Fijas (no incluye equipos electrógenos)
	Equipos electrógenos
Otras	Equipos calefacción a leña o biomasa
	Quemas agrícolas

Fuente: Greenlab (2012a) a partir de DICTUC (2008).

A continuación se explicará en forma resumida, la manera en que se abordó la estimación de emisiones para Fuentes Móviles (vehículos pesados) y Fuentes Fijas (sin grupos electrógenos).

Para la estimación de emisiones en ambos casos, se tomó como base la Ecuación 7-1 que utiliza FE y niveles de actividad. Existía información disponible para construir la línea base, tanto para fuentes fijas como fuentes móviles, a partir del parque, y su proyección en el tiempo, de los FE y del nivel de actividad de cada una de las fuentes. Luego de que se realizaron todas las estimaciones de emisiones de los tipos de fuentes considerados se estableció la línea base agregada.

Fuentes móviles

En el caso de fuentes móviles, la modelación utilizó los FE estimados por el programa COPERT III, desarrollado en la Unión Europea y ajustados para la realidad chilena durante el desarrollo de MO-DEM⁹.

⁹ Modelo utilizado para estimar emisiones, puede ser de utilidad revisar el documento DICTUC (2010a).

Para el caso de los vehículos pesados por ejemplo, el nivel de actividad fue establecido según MODEM y corresponde a la distancia anual recorrida promedio para cada categoría de camiones:

- Camiones livianos: 63.000 km/año
- Camiones medianos: 46.000 km/año
- Camiones pesados: 86.000 km/año

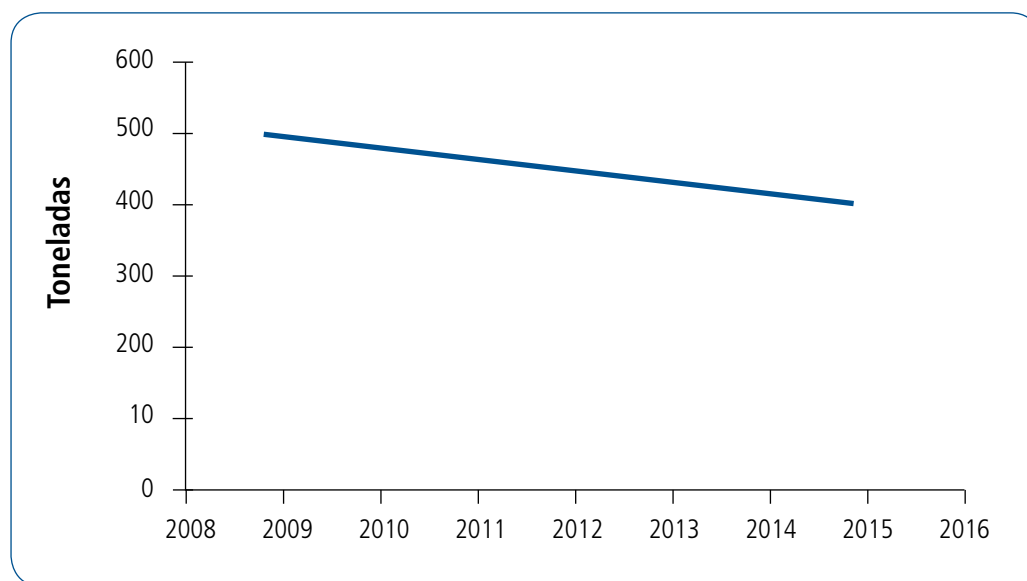
Para proyectar el nivel de actividad en el horizonte de tiempo del análisis se utilizó la elasticidad¹⁰ entre la distancia anual recorrida y el PIB per cápita estimada por DICTUC (1999).

El parque se calculó en base a datos de plantas de revisión técnica de la RM entre los años 1998 y 2005, los valores fueron ajustados según datos del INE (2005). Para proyectar el parque en el tiempo

se utilizó la tasa de crecimiento de camiones obtenida de registros temporales de plantas de revisión técnica. Dicho valor alcanza al 2,5% anual (DICTUC 1999). Además se consideró que todo nuevo camión contara con norma EURO III (la norma EURO establece las bases para la asignación de FE a los camiones). Con esto se estimó la composición del parque para el periodo de evaluación según la norma EURO de cada vehículo.

De esta forma se estimó la línea base considerando los FE, el nivel de actividad y la composición del parque. El siguiente gráfico muestra la línea base de emisiones obtenida para el contaminante $MP_{2.5}$ para el caso de vehículos pesados. Su pendiente negativa se debe a normas y regulaciones que ya rigen en el escenario base para el parque automotor.

Figura 7-8: Línea base $MP_{2.5}$ vehículos pesados



Fuente: Greenlab (2012a) a partir de DICTUC (2008).

¹⁰ El concepto económico de elasticidad cuantifica la variación experimentada por una variable al cambiar otra.

En este caso, el valor de elasticidad utilizado midió la sensibilidad (variación) de la distancia recorrida por un vehículo ante la variación del PIB per cápita.

Fuentes Fijas

Para el caso de fuentes fijas, la metodología para la estimación de la línea base utilizó las siguientes fuentes de información:

Se utilizó información de la SEREMI de Salud con el fin de obtener datos sobre mediciones para cada fuente fija considerada. Por otro lado, se utilizó el estudio de caracterización de fuentes fijas realizado por GAMMA Ingenieros S.A. (2007) para identificar todas las fuentes existentes en la RM.

SEREMI (2005): Es una base de datos que recoge información de mediciones realizadas por la Secretaría Regional Ministerial de Salud el año 2005, a 6.920 fuentes fijas existentes en la Región Metropolitana. Contiene las mediciones de las horas de operación diarias, los días de operación al año, el combustible base y de respaldo utilizado, el consumo de combustible, el caudal de gases y la concentración de MP y CO de cada

fuelle medida. Está compuesta de dos fuentes de información: las mediciones de gases realizadas el año 2005 y las mediciones de MP realizadas en 2006. Se supone como válida la información de la medición de MP siempre que ésta se encuentre disponible.

GAMMA (2007): Estudio realizado por Gamma Ingenieros S.A. en el año 2007 para CONAMA RM, en el cual se caracterizan las fuentes fijas existentes en la Región Metropolitana. En dicho estudio se recabó información de eficiencia y costos de los sistemas de abatimiento de emisiones disponibles para el control de NO_x en las fuentes clasificadas como mayores emisores, además, se estimaron las emisiones diarias de NO_x para cada fuente en este mismo grupo.

Gracias a la información disponible las fuentes fijas pudieron ser caracterizadas con el nivel de detalle presentado en la siguiente tabla:

Tabla 7-7: Caracterización fuentes fijas PPDA

Tamaño	Condición	Total	%
Menores	Calderas residenciales	3.609	52%
	Calderas Industriales	708	10%
	Panificadoras	1.370	20%
	Procesos	1.097	16%
Mayores - Pre 1997	Calderas residenciales	4	0%
	Calderas Industriales	54	1%
	Panificadoras	0	0%
	Procesos	64	1%
Mayores - Post 1997	Calderas residenciales	0	0%
	Calderas Industriales	18	0%
	Panificadoras	0	0%
	Procesos	38	1%
Total		6.962	100%

Fuente: DICTUC (2008).

Es necesario asignar un FE específico a cada tipo de fuente, y para realizar esta asignación correctamente fue pertinente identificar el combustible utilizado por cada una de ellas. Con el uso de la

información de GAMMA (2007) se construyó la Tabla 7-8 la cual caracteriza el uso de combustible para fuentes fijas según la clasificación de tamaño de la Tabla.

Tabla 7-8: Numero de fuentes según uso de combustible PPDA

Combustible	Menores	Mayores - Pre 1997	Mayores - Post 1997
Carbón	3	4	0
PC6	126	1	0
PC5	59	0	1
Diesel	3.498	6	10
Gas Licuado	1.069	12	8
Kerosene	39	0	0
Biomasa	10	0	0
Viruta	0	0	0
Gas de ciudad	224	0	0
Gas Natural	1.838	29	12
Biogás	7	0	0
PC2/Kerosene	8	1	0
Total	6.881	53	31

Fuente: Greenlab (2012a).

Para estimar la línea base de emisiones de MP se utiliza la siguiente ecuación que multiplica el caudal de gases, concentraciones de contaminantes, horas de operación diarias y días de operación anuales (información obtenida de la base de datos de la SEREMI).

Ecuación 7-3: Emisión fuentes fijas PPDA

$$Emisión\ anual_{SPi} = Q \cdot C \cdot Horas \cdot Días$$

Donde,

$Emisión\ anual_{SPi}$: Emisión anual equipo i
[mg/año]

Q: Caudal medido [Nm³/h]

C: Concentración en la medición [mg/m³]

La información disponible sólo permitió calcular FE (mg/hr) para 24% (1.677 fuentes) de las fuentes medidas, para el resto faltaba información de caudal o concentración por lo que se estimaron FE promedio por categoría para completar la información faltante. Las categorías sin información se completaron con el FE promedio por tipo (tamaño) y combustible y cuando no había información por tipo (tamaño) se utilizó el FE promedio por combustible.

Para las estimaciones de emisiones de SO₂ por fuente se utilizó el contenido de azufre de los combustibles, información disponible en el estudio GAMMA (2007). Para proyectar las emisiones se supuso que tanto las industrias como sus emisiones crecerán al 3% anual.

8.

Medidas

de Reducción de Emisiones

Dada la necesidad de mejorar la calidad del aire, a causa de las externalidades producidas, surgen las medidas de reducción de emisiones. Existen tres grandes clasificaciones de medidas de reducción (Tietenberg 1998). Primero están las del tipo *comando y control (CYC)* que tienen un enfoque restrictivo en cuanto al comportamiento de las fuentes emisoras (normativas que obligan al uso de tecnologías específicas, cotas máximas de emisión, etc.). Segundo, existen las medidas consideradas como *instrumentos económicos* que buscan cambiar el comportamiento de las actuales fuentes emisoras a través de incentivos económicos para reducir sus emisiones (impuestos, permisos de emisión transable, subsidios, etc.). Por último, el tercer tipo de medidas corresponde a las de *información y educación* a la población que impactan directamente en el comportamiento de los habitantes (un ejemplo serían las campañas publicitarias de educación a la comunidad impartidas por la Agencia Chilena de Eficiencia Energética). A continuación se explica con mayor detalle cada una de ellas.

Comando y control

Las medidas de CYC han sido las herramientas mayormente utilizadas en el mundo hasta la actualidad y cumplen la función de establecer cómo y cuándo una tecnología debe usarse. Su objetivo

Emisiones

- ☐ Identificar las medidas de reducción de emisiones
- ☐ Identificar los contaminantes afectados por la medida
- ☐ Identificar el impacto de las medidas
- ☐ Estimar la efectividad de la medida
- ☐ Calcular la reducción de emisiones de cada medida, para cada escenario

“es lograr una reducción significativa de la contaminación a costos razonables” (Stern 2002). Dentro de estas medidas se encuentran la zonificación, las prohibiciones y las normas de emisión. La primera de ellas se refiere a una restricción de lugar en el uso de la tecnología (por ejemplo la circulación de camiones dentro del anillo de Américo Vespucio). Por su parte, las prohibiciones se refieren al límite de uso de cierto proceso asociado a una tecnología, y por último, las normas de emisión regulan las cantidades emitidas al entorno dejando espacio para que la fuente emisora “elija” entre reducir la producción o mitigar sus emisiones. Esta flexibilidad hace que las normas de emisión sean las que se acercan más al óptimo social, dado que los costos marginales de reducir



la producción pueden ser menores que los de invertir en una nueva tecnología de mitigación, lo cual evita un alza en los precios de los productos

(Sternier 2002). La tabla que sigue a continuación muestra las ventajas y desventajas, analizadas por diferentes autores, de las medidas de CYC.

Tabla 8-1: Ventajas y Desventajas de las medidas del tipo Comando y Control

Ventajas	Desventajas
Buena estimación de la reducción de contaminación que se obtendrá (cuando existe una gran cantidad de fuentes emisoras que contribuyen de diferentes maneras a la contaminación, es difícil saber cómo reaccionarán ante un estímulo económico, por lo que optar por una medida CYC resulta más certero).	Dificultad de lograr cumplir que los costos marginales de la contaminación entre diferentes contaminadores, que producen la misma contaminación, sean iguales (principio de equimarginalidad), lo que se traduce en que los costos de regulación suban considerablemente.
Son sencillas de aplicar y, por sobre todo de monitorear	Ofrece muy pocos incentivos para mejorar la forma de controlar la contaminación, ya que la fuente emisora debe pagar sólo el control de la contaminación, pero no el daño residual de ésta, que sigue contaminando incluso después de los controles, lo que significa un subsidio para la fuente. Además, es muy probable que no se alcance la reducción esperada, dado que no se regula todo el proceso.
Son las autoridades quienes conocen mejor las últimas tecnologías y la información técnica necesaria, la cual es compleja y costosa para la empresa.	Se debe realizar un estudio acabado del funcionamiento de la fuente que se quiere regular, lo que requiere una gran cantidad de información y, por ende, alto costo. Esto implica que, muchas veces, con el fin de evitar una compleja investigación, se utilice la información entregada por la propia fuente emisora, quien, dado que le afectará directamente, tiene incentivos para distorsionarla.

Fuente: Greenlab (2012a) en base a Sternier (2002) y Kolstad (2000).

Instrumentos económicos

Las medidas identificadas como instrumentos económicos se pueden clasificar en tres tipos; impuesto por contaminación, permisos transferibles y responsabilidad. El primero se resume en que la fuente emisora paga al gobierno por cada unidad de contaminación que produce. El segundo, los permisos transferibles, funcionan al fijar una cantidad fija de emisiones posibles en el mercado, las cuales se negocian (compran y venden) entre los contaminadores, manteniendo de esta forma la contaminación neta que se produce en el tiempo. Finalmente, la responsabilidad se refiere a que el contaminador se hace responsable de lo que contamina, es decir, si ocurre algún daño asociado a su contaminación, deberá hacerse cargo y remediarlo o compensarlo en su totalidad (Kolstad 2000).

Dentro de las ventajas de los instrumentos económicos se puede nombrar el hecho de que es la fuente emisora la que paga los costos por lo que ésta buscará siempre minimizarlos. Esto implica, según Kolstad (2000), que cada fuente emisora decida cuál es la mejor forma de disminuir la contaminación que produce según las características de su producción, es decir, lo incentiva a mejorar continuamente sus procesos en pro de la eficiencia.

La segunda ventaja corresponde al hecho de que el gobierno, o ente regulador, no requiere de información específica más que la cantidad total de contaminantes que se están emitiendo, lo que no significa un costo elevado en comparación con las medidas CYC. Dado que estos incentivos están directamente asociados a la contaminación producida, cada contaminador debe pagar, a la vez, los costos de control y los asociados al daño producido por la contaminación (Kolstad 2000).

Educación e información a la ciudadanía

Las medidas de educación e información a la ciudadanía responden al principio de ofrecer información clara y confiable al público. Dentro de estas medidas es posible nombrar algunas como divulgación de información, difusión pública de desempeño ambiental de empresas, etiquetado verde, etc.

Programas voluntarios

En la actualidad existe otro tipo de medida que no está incluida en la clasificación recién descrita. Este corresponde a los programas voluntarios que han surgido como una nueva alternativa para incentivar el control voluntario de emisiones. En este sentido, Chile posee los Acuerdos de Producción Limpia (APL)¹¹ que sirven como instrumento de gestión para mejorar las condiciones productivas, ambientales, de eficiencia energética, de eficiencia en el uso del agua y otras materias, y que busca incentivar a las empresas no sólo al cumplimiento de las normas ambientales sino también a realizar mejoras que van más allá de lo obligatorio.

Independiente de las ventajas o desventajas que pueda poseer cada uno de los tipos de medida que se han explicado, desde una perspectiva económica aquella medida que logre reducciones al menor costo posible (costo-eficiente) es la más recomendada, teniendo siempre la consideración de que ésta sea equitativa y factible de implementar.

¹¹ "Convenio celebrado entre un sector empresarial, empresas y los organismos públicos con competencia en las materias del Acuerdo, cuyo objetivo es aplicar producción limpia a través de metas y acciones específicas" (Definición según norma chilena oficial NCh. 2796. Of 2003).

La correcta realización de esta etapa sugiere que se caractericen las medidas según el tipo de fuente que afecta, la tecnología utilizada, grado de cumplimiento esperado (efectividad) u otras características que puedan ser relevantes para estimar efectivamente las reducciones correspondientes. A continuación se presentan las recomendaciones y consideraciones que deben estar presentes para una adecuada evaluación de un AGIES.

8.1 Identificación y Clasificación de Medidas

Es probable que las medidas a evaluar estén definidas con anterioridad a la elaboración del AGIES. En caso contrario se podrá consultar la literatura para considerar las medidas de reducción aplica-

bles. Una buena base de datos pública que cuenta con la especificación de cada fuente y sus tecnologías de abatimiento de emisiones de los contaminantes a controlar, corresponde a la del CATC de la EPA¹². Esta base de datos presenta las mejores tecnologías disponibles de control de emisiones actualmente en uso y está a disposición para ser utilizada como guía para estudiar las diferentes tecnologías que se pueden implementar, ya que una parte de ella presenta detalles como costos y eficiencia. Además, las tecnologías de abatimiento están clasificadas según la situación de la calidad del aire local (no saturado y saturado), lo que ayuda en la toma de decisiones sobre qué tecnología implementar. La siguiente tabla presenta como ejemplo la forma de la información contenida en dicha base de datos.

Tabla 8-2: Ejemplo de información contenida en la base de datos de CATC, EPA

Proceso	Combustible	Contaminante	Tecnologías de Control
Calderas y hornos	Biogás	CO	Quemadores de NO _x bajo y Recirculación de gases de chimenea
		NO _x	Quemadores de NO _x bajo y Recirculación de gases de chimenea
Calderas	Carbón Pulverizado	NO _x	Reducción Catalítica Selectiva y Quemadores de NO _x bajo
	Gas Natural	NO _x	Quemadores de NO _x bajo y ultra bajo y Recirculación de gases de chimenea

Fuente: Greenlab (2012a) en base a CATC, EPA.

Luego de identificar las medidas a evaluar se deben clasificar según el tipo de fuente que afectan. Del mismo modo, es necesario identificar los contaminantes reducidos por cada una de ellas.

A modo de ejemplo en la Tabla 8-3 se muestran algunas de las medidas utilizadas en el AGIES del PPDA de la Región Metropolitana (DICTUC 2008).

¹² <http://cfpub.epa.gov/rblc/index.cfm?action=Search.BasicSearch&lang=en>

Tabla 8-3: Medidas PPDA

Fuente	Sector	Medida
Móviles	Transporte Público	EURO IV / EPA 2007 con Filtro de Partículas (2012)
		Uso de combustible dentro de especificación
	Vehículos pesados	EURO III / EPA 98 con Filtro de Partículas (2010)
		EURO IV / EPA 2007 con Filtro de Partículas (2012)
	Vehículos livianos	Restricción vehicular de carácter permanente (4 SSV)
		Uso de combustible dentro de especificación
Fijas	Industria	Programa de construcción de ciclovías urbanas
		Metas de reducción de emisiones de MP y NO _x establecidas para mayores emisores
		Programa de reducción de Dióxido de Azufre (SO ₂) en mayores emisores
		Norma de Emisión de Dióxido de Azufre (SO ₂) para Fuentes Estacionarias
Difusas	Leña	Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC)
	Quemas agrícolas	Erradicación de quemas agrícolas
	Áreas Verdes	Plan Santiago verde

Fuente: Greenlab (2012a) a partir de DICTUC (2008).

8.2 Impacto de Medidas de Reducción

Dada la herramienta o norma que se desee evaluar en el AGIES es necesario identificar el tipo de impacto que tendrá cada una de las medidas que las componen. A partir de la Ecuación 7-1 se desprende que para reducir las emisiones es necesario modificar el factor de emisión, el nivel de actividad o ambos. Tanto las medidas de comando y control como los instrumentos económicos y las medidas que pueden agruparse como nuevas tendencias (divulgación de información a las personas, etiquetado verde y programas voluntarios), pueden impactar ambos factores, lo que hace necesario realizar una evaluación detallada para cada una de las medidas a analizar según su impacto.

Si bien es sencillo estimar el impacto de medidas que obliguen el uso de ciertas tecnologías es complejo determinar el de aquellas que modifiquen el comportamiento de actores. Para identificar el impacto de medidas complejas, para las cuales no se posee información o datos, o estos no son confiables o completos, se sugiere consultar a expertos del área objetivo de la medida, como por ejemplo expertos del sector transporte.

Obteniendo el impacto de las medidas de mitigación se procede a elaborar escenarios alternativos al escenario base para luego comparar y determinar las reducciones que son atribuibles a cada una de las medidas evaluadas en el AGIES.

8.2.1 Impacto en el Factor de Emisión

Tanto las medidas comando y control, como los instrumentos económicos y las medidas de información ciudadana pueden impactar en los FE. Las medidas de comando y control tienen la capacidad de modificar los FE a través de la obligación de uso de ciertas tecnologías, como por ejemplo, filtros. Por su parte, los instrumentos económicos pueden incentivar a la innovación y mejora de FE.

Exigir una nueva norma para los buses es una medida de comando y control que impacta directamente en el factor de emisión. Por lo general este tipo de medidas no impacta el nivel de actividad pero hay que tener en cuenta la posibilidad de que la nueva tecnología posea una eficiencia diferente que genere una alteración en dicho nivel

(disminución en el rendimiento de combustible, por ejemplo). Sin embargo, por lo general, estos efectos son despreciables.

Por otro lado un instrumento económico puede incentivar al cambio de FE, por ejemplo, un impuesto a las emisiones de las termoeléctricas que incentive la innovación en tecnologías de abatimiento. Por su parte, una medida que consista en informar y educar a la población podría influir en las preferencias de la gente. De esta manera optarían por tecnologías con FE más bajos. A continuación, y a modo de ejemplo, se aprecian dos medidas junto con su eficiencia de reducción aplicable a centrales térmicas generadoras de electricidad y que reducen MP_{10} y SO_2 respectivamente. Esta eficiencia en la reducción de contaminantes impacta directamente en el factor de emisión.

Tabla 8-4: Medidas de abatimiento para centrales térmicas de generación eléctrica

Medida	Principio	Aplicabilidad	Contaminante	Eficiencia Típica de Reducción (ER)
Lavador de Gases (LG)	Remoción de MP por fuerzas centrífugas e inerciales, inducidas al forzar el cambio de dirección del gas cargado de partículas	Se utiliza para centrales de menor tamaño	MP	50
Desulfurizador con agua de mar (SW FGD)	Desulfurización a través de agua de mar como agente alcalino	Centrales que tengan acceso al recurso marino	SO_2	60-90

Fuente: Air Control Net (EPA 2006).

Esta eficiencia en la reducción de contaminantes impacta directamente en el factor de emisión, a

continuación se observa la ecuación que describe el FE con abatimiento:

Ecuación 8-1: Factor de Emisión con Medida de Abatimiento

$$FE_{con_abatimiento} = FE_{sin_abatimiento} \cdot \left(1 - \frac{ER}{100}\right)$$

Donde,

$FE_{con_abatimiento}$: Factor de emisión con abatimiento

$FE_{sin_abatimiento}$: Factor de emisión sin abatimiento

ER : Eficiencia típica de reducción

8.2.2 Impacto en el Nivel de Actividad

Los niveles de actividad también pueden ser modificados por todos los tipos de medida. Los instrumentos económicos por ejemplo pueden incentivar el uso de alternativas reduciendo el nivel de actividad de una fuente pero aumentando el de otra. Las medidas de comando y control pueden procurar reducir las emisiones de un cierto sector limitando el nivel de actividad. Al igual que en el caso anterior las medidas de educación e información ciudadana podrán también afectar los niveles de actividad. Al aumentar la conciencia ambiental la gente tal vez escogerá conductas que reducirían el nivel de actividad de ciertas fuentes, como por ejemplo los kilómetros recorridos por vehículos o las horas que se tiene encendida una ampolleta.

Las medidas que apuntan al aumento del costo en el acceso a un bien, impactan en la utilidad de cada consumidor, que se sentirá más propenso a cambiar su conducta dependiendo de la elasticidad en la demanda por ese bien en particular, que de ser inelástica, será necesario un aumento en el costo muy alto, para generar impactos en la conducta. La elasticidad será mayor en la medida que existan bienes sustitutos adecuados, es importante considerar que la efectividad de una medida será mayor si los bienes sustitutos son ambientalmente mejores.

Existen métodos para determinar la elasticidad del consumidor, tanto basados en preferencias reveladas históricamente (modelos de equilibrio parcial) como por medio de encuestas, pero estos no presentan un gran nivel de certidumbre, debido a que las conductas cambian en el tiempo; en economía se habla de curvas de demanda al corto, mediano y largo plazo. Por ejemplo: de instaurarse un sistema de tarificación vial en una autopista, el nivel de uso disminuirá mucho en el primer periodo, pero luego volverá a subir hasta alcanzar un equilibrio, por debajo del uso inicial, por otra parte en la medida que cambien el resto de las condiciones al largo plazo (crecimiento del parque automotriz por ejemplo), el nivel de actividad con tarificación puede ser incluso mayor al inicial, por lo que se justificará a este punto un aumento en la tarifa. Es probable que no existan estudios locales que determinen la elasticidad de la demanda del bien en particular, para la zona del AGIES, por lo que es válido utilizar otros referentes, idealmente nacionales.

Una vez determinada la elasticidad en la demanda sobre el bien a utilizar, es necesario conocer además cuánto de este efecto se traduce en el nivel de actividad de este bien (valor que también se recomienda buscar en literatura). A modo de ejemplo se representará el efecto de un impuesto al combustible sobre el nivel de actividad en el transporte terrestre: Dado un aumento en el precio del combustible en un 20%, una elasticidad de la demanda a largo plazo por combustible de -0,5 y a que sólo el factor de transformación de elasticidad NA a precio del combustible es de 0,4 (el resto de la disminución en la demanda de combustible se traduce en medidas de eficiencia en la conducción). Para este caso el nivel de actividad nuevo (NA_1), que se mide en km/vehículo, estará dado por la siguiente ecuación:

Ecuación 8-2: Impacto en el Nivel de Actividad por un impuesto al combustible

$$NA_I = NA_0 \cdot (1 + \Delta\%PC)^{Elast \cdot FTE} = NA_0 \cdot (1 + 20\%)^{-0.5 \cdot 0.4} = NA_0 \cdot 96.4\%$$

Fuente: Greenlab (2012a).

Donde,

NA_I : Nuevo Nivel de actividad.

NA_0 : Nivel de actividad inicial.

$\Delta\%PC$: Variación porcentual en el precio del combustible.

$Elast$: Es la elasticidad de precios en el consumo de combustible.

FTE : Es el factor de transformación de la elasticidad del consumo de combustible al nivel de actividad.

Es importante hacer un análisis acabado del impacto de las medidas. Por ejemplo, una medida de comando y control que obligue a la construcción de más ciclovías impactará el nivel de actividad del uso de automóviles y buses, cambio que debe ser considerado. Esto se debe a que la bicicleta es un sustituto al transporte, pero evidentemente el efecto de la medida será mayor de ser complementada con una mayor tarificación al medio de transporte que se desea desincentivar; idealmente este costo adicional debiera igualar la externalidad generada.

8.2.3 Impacto en Composición del Parque

Existe el caso especial en que las medidas de reducción de emisiones impactan simultáneamente al nivel de actividad y al factor de emisión de las fuentes. Por ejemplo el parque vehicular, compuesto por muchas fuentes móviles de vida útil definida y factor de emisión determinado, puede ser reemplazado a causa de una medida que in-

centive el recambio de vehículos o bien reduzca o congele el crecimiento del parque. En el caso que la medida incentive el ingreso de nuevos vehículos se acelera el proceso natural de renovación del parque, impactando así directamente las emisiones de éste, difiriendo de la línea base.

8.3 Efectividad de la Medida

Se debe tener en consideración que las medidas regulatorias impuestas por el gobierno no tienen un nivel de cumplimiento del 100%, por lo que las reducciones a estimar deben considerar un nivel acorde con experiencias previas o en base a una opinión experta. Para estimar el porcentaje de cumplimiento se sugiere consultar la literatura para sustentar los supuestos. A modo de ejemplo, en el estudio DICTUC (2010b) se registraron distintos niveles de cumplimientos para normas y metas de emisión. En la Tabla 8-5 se muestra el nivel de cumplimiento por parte de los mayores emisores (fuentes fijas) en torno a metas de reducción de contaminantes.

Tabla 8-5: Cumplimiento mayores emisores

Contaminante	Nº Mayores Emisores	No Cumple	Cumple
NO _x	85	29%	71%
MP	57	5%	95%
SO ₂	6	50%	50%

Fuente: DICTUC (2010b).

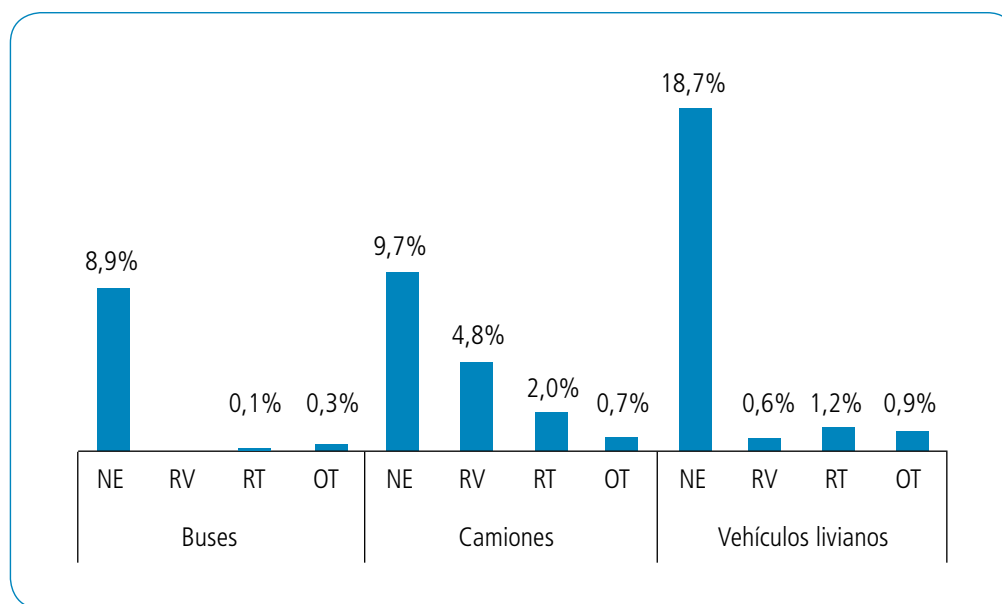
Otro ejemplo que demuestra que el nivel de cumplimiento no es de un 100% corresponde a los resultados obtenidos por la fiscalización a vehículos realizada entre enero y septiembre del 2009 por el Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones (MTT). En la fiscalización a cada vehículo detenido se le revisó si cumplía con la Revisión Técnica (RT), Restricción Vehicular (RV), si tenía su análisis de gases al día y si presentaba humos visibles. Estas dos últimas revisiones fueron agrupadas como Otros (OT) dada su menor cantidad.

En la Figura 8-1 se presenta el porcentaje de incumplimiento según tipo de vehículo y falta detectada en el total de fiscalizaciones in situ, para distintos tipos de fuentes móviles (Buses, camio-

nes, vehículos livianos). Esta información puede utilizarse para crear un escenario de no cumplimiento, haciendo el supuesto de que el porcentaje detectado (número de incumplimientos detectados sobre el número total de fiscalizaciones realizadas al tipo de fuente móvil) se puede extrapolar al universo del parque de ese tipo de fuente móvil de la RM, en el caso de no contar con mejor información.

Este nivel de desagregación y la demostración de que las medidas de abatimiento no son cumplidas en un 100% permite estimar de mejor forma la reducción de emisiones atribuible a medidas específicas.

Figura 8-1: Distribución de incumplimientos según tipo de falta



Fuente: DICTUC (2010b).

La presencia de incertidumbre en el nivel de efectividad de la medida genera la necesidad de representarla mediante escenarios de cumplimiento (ver Capítulo 6.7) cuando no existe información para incorporar un análisis de incertidumbre o un

análisis de sensibilidad basado en supuestos sustentados por información como la recién expuesta (ver Capítulo 12.3 para análisis de sensibilidad e incertidumbre).

8.4 Estimación de la Reducción de emisiones de cada Medida

Para estimar la reducción de emisiones atribuible a cada una de las medidas es necesario desarrollar un escenario de emisiones considerando el impacto de la medida en los FE, nivel de actividad o composición del parque emisor (para los escenarios de cumplimiento establecidos). El paso siguiente consiste en comparar el escenario con medidas de reducción con la línea base. La diferencia de éstas corresponde a la reducción de emisiones, la cual puede variar en el tiempo. Este resultado es el que sirve de insumo para la estimación del cambio en la concentración ambiental de los contaminantes. La calidad ambiental, y los beneficios correspondientes, están directamente relacionados con la concentración de contaminantes en el aire.

Es importante chequear los resultados que se obtienen para cerciorarse de que se están obteniendo estimaciones coherentes. Es necesario revisar por ejemplo, que las reducciones de emisiones obtenidas no sean mayores a las emisiones de la línea base.

8.5 Casos

Caso 1: Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.

Para ejemplificar la metodología que se debe seguir para estimar la reducción de emisiones producto de las medidas que se aplican en cada uno de los instrumentos regulatorios se utiliza el estudio de Cifuentes (2010). Específicamente se analiza el enfoque utilizado para el uso de medidas de abatimiento y cómo se establece el potencial de reducción de ellas.

En este caso, los escenarios de reducción analizados dependían de los escenarios que representaban los distintos enfoques regulatorios (nivel de norma Banco Mundial, nivel de norma Unión Europea, nivel de norma Anteproyecto, etc.). La norma de emisión incide de manera directa en el factor de emisión de cada central a través de un valor máximo en la concentración de los contaminantes a la salida de la chimenea. La central que deba reducir sus emisiones instalará un equipo de abatimiento, el cual, mediante su eficiencia de remoción de contaminantes η , reduce el factor de emisión de la chimenea disminuyendo finalmente la emisión, y por ende, la concentración de contaminantes a la salida de la chimenea, manteniendo constante la generación de energía. Por lo tanto, bajo cada escenario de reducción se definió un $FE_{c/norma}$ diferente para cada central (el cual depende de la eficiencia del equipo de abatimiento).

Ecuación 8-3: FE con norma de emisión

$$FE_{c/norma} \left(\frac{\text{ton}}{\text{kWh}} \right) = (1-\eta) \cdot FE_{s/norma} \left(\frac{\text{ton}}{\text{kWh}} \right)$$

Donde,

$FE_{c/norma}$: Factor de Emisión con norma de emisión vigente

$FE_{s/norma}$: Factor de Emisión sin norma de emisión vigente

η : Eficiencia remoción de contaminantes del equipo de abatimiento

En la Tabla 8-6 se muestran algunos de los equipos de abatimiento utilizados por el estudio para reducir la emisión de distintos contaminantes¹³. Las medidas de abatimiento se caracterizan por su aplicabilidad y eficiencia de reducción típica.

¹³ Los equipos de abatimiento utilizados en el estudio fueron extraídos de EPA (2006).

Tabla 8-6: Equipos de Abatimiento analizados en Medio Ambiente Gestión y Cifuentes (2010)

Equipo de Abatimiento	Aplicabilidad	Contaminante	Eficiencia (%) ¹⁴
Lavador de Gases (LG)	Se utiliza para centrales de menor tamaño	Material particulado	50
Filtro de Manga (FF)	Para cualquier tipo de turbina	Material particulado	90-99,9
Desulfurizador semi húmedo (SDA)	Desulfurización a través de spray semiseco de lechada de cal o caliza como agente alcalino	SO ₂	60-90
Cambio de Combustible (FS)	Toda central que pueda utilizar combustibles con diferentes contenidos de azufre	SO ₂	50
Inyección de agua (WI)	Para turbinas de gas y ciclos combinados	NO _x	15-70
Quemadores de bajo NO _x (LNB)	Para calderas o turbinas de vapor. Para turbinas a gas o ciclos combinados que quemen gas natural	NO _x	50

Fuente: Greenlab (2012a) a partir de MG y Cifuentes (2010) y EPA (2006).

Una vez estudiados los equipos a considerar para lograr los niveles de emisión de cada escenario, se determinó un orden de entrada costo-eficiente de los equipos de abatimiento y sus combinaciones, considerando el nivel de reducción de emisiones requerido. Para esto se diseñaron configuraciones específicas de abatimiento, las cuales dependen directamente del nivel de reducción que se debía alcanzar por cada central y de la compatibilidad de los equipos de abatimiento con la tecnología de generación eléctrica de cada central.

Además, se utilizó como supuesto que un mismo equipo de abatimiento no disminuye emisiones en un contaminante diferente al cual se diseñó, lo que reduce la sinergia existente entre medidas y causa un aumento en los costos.

Para determinar cuál equipo de abatimiento instalar se analizó cada central según factibilidad técnica y económica para establecer qué combinación era la más conveniente. Por ejemplo, para la reducción de MP en una central que ya posea un precipitado electrostático, el camino lógico (o de mínimo costo) sería realizar un *upgrade* a dicho equipo de abatimiento en lugar de la instalación de un filtro de mangas. A su vez, se consideraron los impedimentos tecnológicos de combinar algunos equipos de abatimiento entre sí. Por lo mismo, se realizó un análisis caso a caso para determinar las "alternativas de abatimiento" factibles, es decir, las medidas-equipos que probablemente serían instaladas en cada una de las centrales en cada escenario normativo de emisiones, partiendo siempre de la línea de base de los sistemas ya instalados en cada central.

¹⁴ η = Eficiencia / 100.

Luego, utilizando la combinación de equipos de abatimiento que cumplía con la reducción requerida por cada central para alcanzar la norma, según el escenario que se estuviera evaluando, se

obtuvo el factor de emisión equivalente de cada central. La siguiente ecuación muestra la operación realizada.

Ecuación 8-4: Cambio en emisiones norma termoeléctricas

$$\Delta E \left(\frac{\text{Ton}}{\text{Año}} \right) = E_{s/\text{norma}} - E_{c/\text{norma}} = \text{Gen} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{Año}} \right) \cdot (FE_{s/\text{norma}} - FE_{c/\text{norma}}) \left(\frac{\text{ton}}{\text{kWh}} \right)$$

Donde,

$\Delta E \left(\frac{\text{Ton}}{\text{Año}} \right)$: Reducción de emisiones anual relativa a la situación sin norma.

$E_{s/\text{norma}}$: Emisiones de la central sin norma, o alternativamente, en el caso base.

$E_{c/\text{norma}}$: Emisiones totales en el escenario de norma evaluado.

$\text{Gen} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{Año}} \right)$: Es la generación anual de cada central.

Cabe señalar que en este estudio el objetivo era implementar medidas de mitigación para conseguir el FE de cada central para que ésta cumpliera con la norma. Los parámetros, conocidos desde un principio, eran los escenarios de concentración definidos por el caso base (sin norma) y el caso con norma, lo que posibilitaba el cálculo del DE de cada central para que ésta cumpliera con los niveles normados.

Caso 2: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana.

Para continuar ejemplificando la estimación de reducción de emisiones se utiliza el estudio DIC-

TUC (2008), Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana. Las medidas evaluadas en este caso son todas aquellas propuestas en el anteproyecto. Sin embargo la disponibilidad de información no permitió la evaluación de todas ellas.

En el contexto de un PPDA lo que interesa es evaluar todas las medidas en cuanto a reducción, costos y beneficios. Se debe hacer énfasis en la reducción ya que el objetivo de un PPDA es lograr que el territorio donde se aplica logre los niveles normados. Dentro del paquete de medidas propuestas, existen algunas que producen un cambio en los FE del parque que satisface una demanda específica (por ejemplo buses para el transporte público con filtro de partículas) y otras que producen un cambio en el nivel de actividad de este parque (por ejemplo Programa de ciclovías que produce un cambio en el nivel de actividad del transporte público y privado). En la Tabla 8-7 se pueden apreciar algunas de las medidas evaluadas.

Tabla 8-7: Medidas de reducción PPDA

Fuente	Sector	Medida
Móviles	Transporte Público	EURO III / EPA 98 con Filtro de Partículas (2009)
		EURO IV / EPA 2007 con Filtro de Partículas (2012)
	Vehículos pesados	EURO III / EPA 98 con Filtro de Partículas (2010)
		EURO IV / EPA 2007 con Filtro de Partículas (2012)
		Exigencias de Tecnologías de Control de Emisiones y Registro de Flotas
	Vehículos livianos y medianos	Livianos Nuevos motor Ciclo Otto Norma EURO IV/ Tier 2 Bin8 (2010)
		Livianos Nuevos motor diesel norma EURO V/TIER 2 BIN 5
	Motocicletas nuevas	Norma Euro II / EPA 2006 (2009)
		Norma Euro III / EPA 2010 (2010)
Fijas	Calidad de combustibles	Especificaciones Petróleo Diesel
		Especificaciones de la Gasolina
		Ciclovías
	Industria	Programa de construcción de ciclovías urbanas
		Metas de reducción de emisiones de MP y NO _x establecidas para mayores emisores
		Programa de reducción de Dióxido de Azufre (SO ₂) en mayores emisores
	Leña	Norma de Emisión de Dióxido de Azufre (SO ₂) para Fuentes Estacionarias
		Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC)
		Quemas agrícolas
Otras	Áreas Verdes	Erradicación de quemas agrícolas
	PAC	Plan Santiago verde
	Fuera de Ruta	Programa de aspirado de calles
		Instalación de filtros en maquinarias fuera de ruta

Fuente: Greenlab (2012a).

Cada medida posee una metodología diferente para la estimación de las reducciones. En las siguientes páginas se explican dos de esas metodologías. Una de ellas con cambio en los FE y otra con cambio en el nivel de actividad.

8.5.1.1 EURO IV / EPA 2007 con Filtro de Partículas (2012) para Transporte Público.

Una de las medidas para el transporte público considera que todos los buses que ingresan al parque vehicular a partir del 2012 cuentan con la norma EURO IV / EPA 2007 y un filtro de partículas. Se supuso una efectividad de reducción de emisiones de cada filtro de 85% para CO, 85% para HCT y 90% para MP (MODEM 2006). Luego

se estimaron nuevos FE para los buses con filtro mediante la Ecuación 8-5 donde ER corresponde al porcentaje de reducción asociado al filtro.

Ecuación 8-5: Factor de emisión

Bus Euro III/EPA2007 con filtro

$$FE_{EIV / EPA2007-CF} = FE_{EIV / EPA2007-SF} \cdot \left(1 - \frac{ER}{100}\right)$$

Donde,

$FE_{EIV / EPA2007-CF}$: Factor de Emisión de Bus Euro IV/ EPA III con filtro de partículas instalado

$FE_{EIV / EPA2007-SF}$: Factor de Emisión de Bus Euro IV/ EPA III sin filtro de partículas instalado

ER : Efectividad de reducción de emisiones

Finalmente para estimar las reducciones se multiplicó el nuevo FE por el nivel de actividad asociado a los buses del transporte público, y se restó de las emisiones en la situación base o sin proyecto, de acuerdo a la siguiente ecuación:

Ecuación 8-6: Cambio de emisiones de la situación "con proyecto" a través de la modificación del factor de emisión

$$\Delta E^t = NA^t \cdot (FE_{SP}^t - FE_{EIV/EPA2007-CF}^t)$$

Donde,

ΔE^t : Cambio de emisiones en el año t. (toneladas)

NA^t : Nivel de actividad en el año t. (km recorridos)

FE_{SP}^t : Factor de emisión en el caso base o sin proyecto de un bus sin filtro de partículas (gr/km).

$FE_{EIV/EPA2007-CF}^t$: Factor de emisión en el caso con proyecto de un bus Euro IV/EPA2007 con filtro de partículas (gr/km).

8.5.1.2 Programa de Construcción de ciclovías urbanas

Otra de las medidas evaluadas para las fuentes móviles es el Programa de Construcción de ciclovías urbanas, en el que un aumento en la cantidad de ciclistas tiene directa relación con una reducción del uso de transporte público y privado, con la consiguiente reducción de emisión de contaminantes locales y globales. Esta medida es un ejemplo de una reducción de emisiones lograda por una reducción de la cantidad de kilómetros recorridos por modos de transporte público-privado, es decir, una reducción del nivel de actividad.

La estimación de reducción de emisiones se basa en el siguiente supuesto: por efecto de la ciclovía

un 1% de los vehículos se dejarán de usar y ese porcentaje de reducción es aplicable tanto a los kilómetros recorridos por el parque automotriz como a las emisiones totales producidas por vehículos livianos y motos.

Se consideró el periodo de evaluación comprendido entre los años 2008 y 2015, en los que la reducción de vehículos, kilómetros recorridos y emisiones se aplica solamente a vehículos particulares. Se podría esperar un impacto en buses, camiones, taxis y el resto del parque automotriz, pero con un impacto menor en el corto plazo. En este caso particular, la reducción de emisiones viene dada como la suma de la reducción de emisiones de las distintas tecnologías involucradas, de acuerdo a la siguiente ecuación:

Ecuación 8-7: Cambio de emisiones de la situación "con proyecto" a través de la modificación del nivel de actividad

$$\Delta E_i^t = \sum_j FE_{i,j}^t \cdot \Delta NA_j^t$$

Donde,

ΔE_i^t : Cambio en la emisión del contaminante i en el año t. (toneladas).

$FE_{i,j}^t$: Factor de emisión del contaminante i para una tecnología j en el año t. (gr/km).

ΔNA_j^t : Cambio en el nivel de actividad de la tecnología j en el año t. (kilómetros recorridos).

Luego de estimar las reducciones de cada una de las medidas, estas se agregaron para obtener el total de reducciones. Se utilizaron distintos escenarios de mitigación, representando el grado de cumplimiento de las medidas por parte de las fuentes emisoras.

9.

Estimación de Costos

El cálculo de costos es una etapa importante en la elaboración de un análisis costo-beneficio. Lo central de este tipo de análisis consiste en comparar los costos y beneficios asociados a cada medida de reducción de emisiones presente en las herramientas de control de contaminación, para que de esta manera se identifiquen aquellas alternativas rentables socialmente. El correcto análisis sobre los costos puede condicionar la rentabilidad de la alternativa a evaluar.

Si bien este Capítulo hace énfasis en el cálculo de los costos sociales de implementar medidas de reducción, se debe estar consciente de la existencia de otros costos y beneficios que no son valorables y que pueden afectar la rentabilidad social de una herramienta.

Se debe tener en cuenta que el AGIES es un análisis social por lo que tanto beneficios como costos deben representar el cambio en el bienestar de la sociedad. Todos aquellos costos que correspondan a insumos para aplicar las medidas de reducción deben estar calculados según su precio social. El precio social es una forma de medir monetariamente el cambio en el bienestar de la comunidad ocasionado por un cambio pequeño en la disponibilidad de bienes o factores de producción.

La presencia de distorsiones, que generan diferencias entre los precios de mercado y los pre-

Costos

- ☐ Calcular los costos sociales de implementar las medidas
- ☐ Identificar la distribución de costos en los diferentes actores sociales

cios sociales, hace que la valoración de los agentes individuales pueda diferir del valor social de dichos insumos. De esta manera, el precio social corresponde al precio de mercado, pero corregido considerando dichas distorsiones. Según Fontaine (1993) las fuentes de distorsiones son: los mercados imperfectos; impuestos y subsidios; y las externalidades.

El AGIES requiere un ajuste de los costos privados de las medidas de reducción para que éstos representen valores sociales. A continuación se presenta en la Tabla 9-1 los ajustes más comunes que deberán introducirse a los valores privados en el caso que exista una distorsión en el precio de mercado de algún componente de las medidas. Si se desea mayor detalle consultar Fontaine (1993).

Por su parte, MIDEPLAN, periódicamente revisa y propone los precios sociales de los factores básicos de producción tales como la tasa de descuento, mano de obra, divisa y otros precios sociales



como el valor social del tiempo, el precio social de los vehículos nuevos, el precio del combustible, etc. En caso que este documento defina el precio social que se requiere, se deberá utilizar

ese valor. Si se desea profundizar en el contenido de este documento, en el Anexo II se presenta un resumen que contiene las principales características y contenidos de él.

Tabla 9-1: Ajustes a costos privados

Caso	Breve Descripción
Impuestos y Subsidios	Aquella porción del costo privado que corresponde a ingresos tributarios debe ser sustraído para así obtener el costo social.
Externalidades en el Mercado de los Insumos	Deberán considerarse aquellas externalidades que generan una variación entre el costo social y el costo marginal de producir un insumo para el proyecto. En presencia de externalidades negativas el costo privado subestima el costo social de utilizar ese insumo.
Insumos Monopolizados	El costo social de un bien es generalmente inferior al costo privado fijado por un monopolio.

Fuente: Greenlab (2012a).

9.1 Tipos de Costos Sociales a considerar

Se deben identificar todos los costos sociales relacionados con cada medida de reducción para luego agregarlos y obtener el costo social total de la herramienta a evaluar. Las siguientes secciones presentan los tipos de costos que deben considerarse al momento de la evaluación.

9.1.1 Costos de Inversión

Corresponden a los costos que se realizan en el momento de adquisición de equipos, infraestruc-

tura u otros insumos. Por lo general éstos son efectuados al comienzo del periodo y de ellos depende la creación del proyecto. Los insumos que se consideran parte de la inversión deben estar valorados socialmente.

Resulta importante aclarar que el costo de la inversión se debe anualizar y no asignar el costo total al año en que se realiza la inversión. Para esto resulta fundamental definir correctamente el número de pagos y la tasa de descuento a utilizar. En general se recomienda considerar un pago por año y el número de pagos debe ser igual a la vida útil de cada equipo, infraestructura u otro insumo.

En cuanto a la tasa, se recomienda utilizar la tasa de descuento social (Ver Capítulo 12.1). La ecuación que determina el valor del pago anual es la siguiente:

Ecuación 9-1: Pago anual de una inversión

$$PI = \frac{I_0 \cdot TD \cdot (1+TD)^{VU}}{(1+TD)^{VU} - 1}$$

Donde,

PI : Es el pago a realizar por año de la inversión.

I_0 : Es la inversión inicial realizada.

TD : Es la tasa de descuento.

VU : Es la vida útil en años.

9.1.2 Costo Oportunidad

El costo oportunidad o alternativo, se refiere al costo asociado al no aprovechamiento de un recurso en la segunda mejor alternativa económica disponible. Permite parangonar con mayor precisión escenarios económicos, porque siempre que se toma una decisión de inversión, se deja de invertir en otra cosa. En la realización de un AGIES existen dos tipos de situaciones en que la consideración del costo oportunidad es importante, frente a una inversión y cuando se introduce un sustituto tecnológico más limpio.

Frente a una inversión (I_0), es importante considerar el retorno alternativo que pudo generar ese capital, por lo que I_0 no representa todo el costo asociado a la decisión de invertir. Existe además el ingreso adicional que pudo generar este capital al que se renuncia al momento de invertir, para ello se debe considerar el periodo de duración de esta inversión y la tasa de retorno de la alternativa de inversión. Es importante destacar que en la

medida que un recurso alternativo es más escaso, su tasa de retorno es mayor, esto se ve reflejado cuando comparamos dos economías, si en una el capital es un recurso abundante, la tasa de retorno tenderá a ser menor a la de una economía que presenta escasez de capital.

En concreto, se recomienda utilizar una tasa de descuento social (TD) para evaluar el costo oportunidad (CO) de la destinación de un capital a la inversión. En cuanto al tiempo de inversión (TI), se sugiere utilizar siempre inversiones anuales. De esto se entiende que el costo oportunidad será:

Ecuación 9-2: Costo Oportunidad

$$CO = I_0 \cdot [(1+TD)^T - 1]$$

Recordemos que este costo queda introducido al anualizar la inversión, como se indica en el capítulo anterior, pero de querer distinguirlo se puede utilizar la ecuación 9-2.

En cuanto al costo de implementar una tecnología limpia como medida de descontaminación, su costo neto es el diferencial entre el costo total de ésta y el costo de la tecnología alternativa (costo oportunidad) que se hubiera utilizado.

9.1.3 Costos de Operación y Mantenición

Los costos de operación y mantención corresponden a los que se incurrirá mientras esté en operación la medida de reducción correspondiente a la norma o plan en evaluación. Se recomienda anualizar estos costos y deben ser valorados socialmente.

9.1.4 Costos de Fiscalización

En caso de que la medida requiera fiscalización, los costos asociados deben ser considerados so-

cialmente y anualizados. A manera de ejemplo, la siguiente tabla muestra algunos de los costos que

fueron considerados al evaluar las medidas de la Actualización del PPDA de la Región Metropolitana (DICTUC 2008).

Tabla 9-2: Ejemplo – Costos considerados en la realización de un AGIES

Tipo de Fuente	Medida	Costos Considerados
Fuentes Móviles	Normas de emisión para buses nuevos	Inversión anual de US\$ 745 y mantención anual de US \$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$ 300 por vehículo. El costo de combustible Diesel considerado es de US\$ 0,7 por litro.
	Revisión Técnica Modo ASM	Existen costos de recambio de convertidor catalítico (de US\$ 80 a US\$ 200). Para los vehículos rechazados se asume un costo promedio de reparación de US \$10. La inversión en fiscalización asciende a US\$ 13.000 anuales y se estima un costo incremental de US \$1 por vehículo inspeccionado.
Fuentes Fijas	Norma SO ₂ (ng/l) para mayores emisores	Conversión hacia combustibles más limpios. Fuentes que no cumplen la norma (utilizan petróleos pesados y carbón) deben instalar equipos de abatimiento. El costo anualizado por tonelada reducida de SO _x alcanza a US\$ 3.220, considerando una vida útil de los equipos de 15 años.
Otras Fuentes	Control de emisiones provenientes de equipos de calefacción a leña o biomasa	Se consideró un valor de 0,09 US\$/kg de leña. Además, se consideró un costo de certificación para el rotulado de los equipos nuevos igual a US \$2.000 más un costo de logística de US \$1.000.
	Programa de construcción de ciclovías urbanas	Se considera un costo de instalación anual igual a US\$ 4.310 por kilómetro y una mantención anual igual a US\$ 4.918 por km. Además existen ahorros asociados a lubricantes, combustibles y neumáticos de \$ 36,6 por km.

Fuente: DICTUC (2008).

9.2 Criterio Costo-Efectividad

Se debe considerar siempre el criterio costo efectividad al momento de seleccionar la inclusión de una tecnología de reducción de emisiones en un AGIES. Esto implica que, si existen dos tecnologías para el cumplimiento de un mismo objetivo y que producen la misma reducción de emisiones, se debe seleccionar la que posea el menor costo total de implementación (incluyendo costo de inversión, de operación y mantención y de fiscalización), en otras palabras, se elige la alternativa que alcance el objetivo al menor costo.

9.3 Distribución de Costos

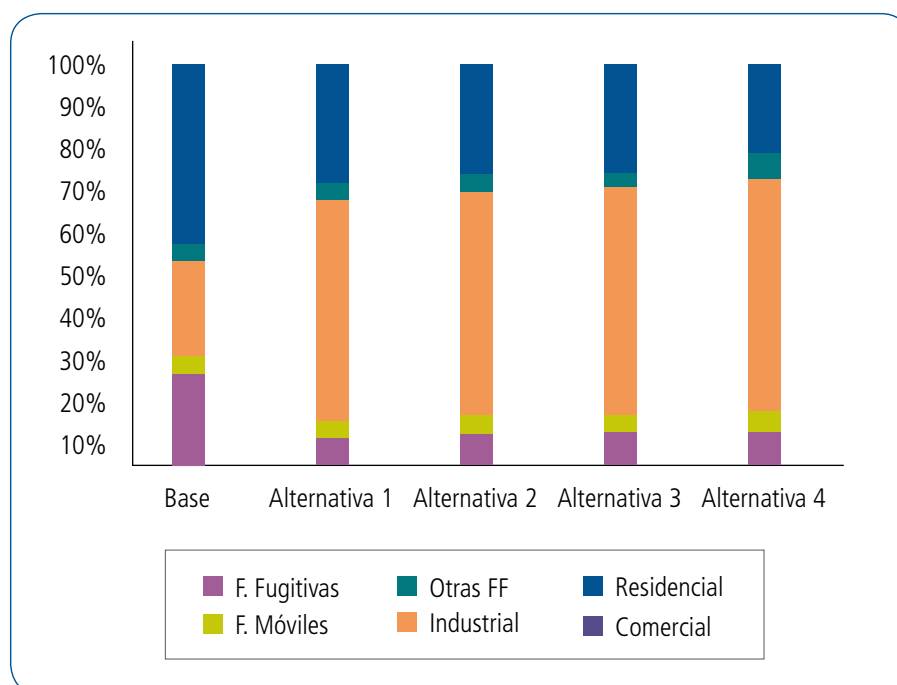
La identificación de la distribución de costos es altamente recomendada en la elaboración de un AGIES ya que resulta interesante identificar quiénes son los que incurren en los costos de aplicar normas o planes de descontaminación. A pesar de que para una medida se estime una razón beneficio-costos alta, sus resultados en la distribución de costos pueden tornar la medida indeseable. A modo de ejemplo, junto con las recomendaciones, se irán presentando los resultados del análisis.

lisis sobre costos realizado en el estudio DICTUC (2009d), correspondiente al anteproyecto de norma de calidad del aire para $MP_{2.5}$.

Es relevante para el estudio desagregar los costos según distintos tipos de clasificación. Primero,

se recomienda distribuirlos según las fuentes y sectores afectados por las medidas de reducción presentes en los escenarios a evaluar. En la Figura 9-1 se presenta la distribución porcentual de costos según sector para distintas alternativas de norma $MP_{2.5}$.

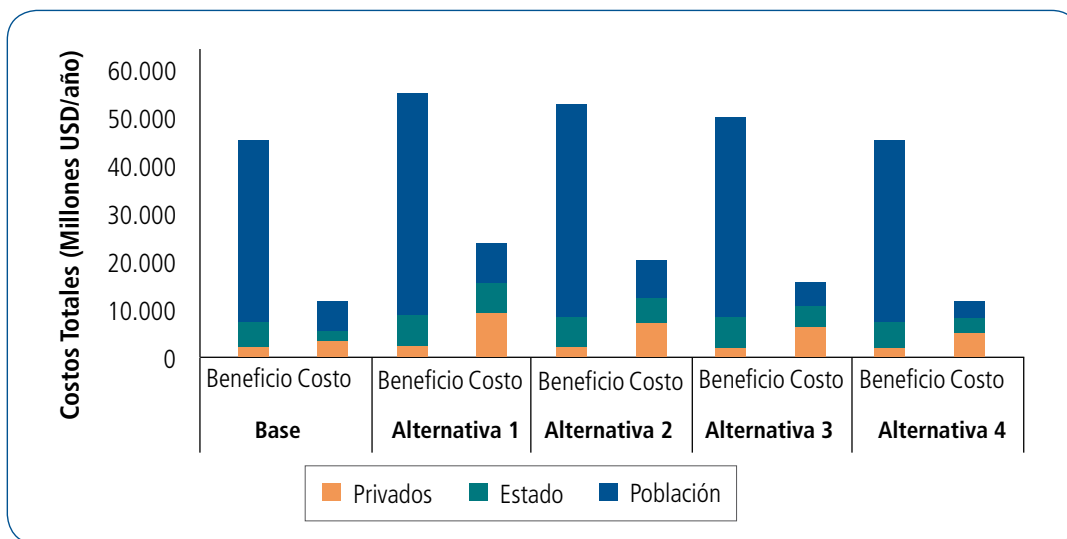
Figura 9-1: Distribución porcentual de costos



Fuente: DICTUC (2009d).

A partir de la distribución de costos por fuentes y sectores es posible determinar la repartición de costos para cada agente económico involucrado. Los principales agentes económicos son: sector privado, población y Estado. Para determinar esta repartición se deben generar supuestos para determinar quién asumirá los costos de cada sector. Por ejemplo para DICTUC (2009d) se realizaron

los siguientes supuestos: el Estado asumirá los costos asociados a fuentes fugitivas; el sector privado asumirá los costos del sector industrial más un porcentaje de las fuentes móviles; la población incorporará los costos del sector residencial, entre otros. En la Figura 9-2 se presentan los resultados de la distribución de costos y beneficios según agente económico.

Figura 9-2: Costo y beneficio según agente económico

Fuente: DICTUC (2009d).

También puede ser interesante realizar un análisis distributivo con respecto a los tipos de costos asociados a las medidas (costos de inversión, operación y mantención, y fiscalización) según agente económico para reconocer quiénes son los que realizan cada uno de esos costos. Por ejemplo, es importante reconocer qué agente social se lleva en mayor parte la inversión ya que dicho monto se debe cubrir de una sola vez. La siguiente tabla muestra, a manera de ejemplo, cómo se pueden presentar los resultados. Cabe destacar que esta tabla es sólo ilustrativa para presentar cómo abordar el análisis. La distribución presentada no es real.

Tabla 9-3: Distribución porcentual según tipo de costo y agente social

Tipo Costo	Privados	Estado	Población
Inversión	92%	6%	2%
Operación - Mantención	20%	10%	70%
Fiscalización	5%	95%	0%

Fuente: Greenlab (2012a).

Puede ser de utilidad para el tomador de decisión desagregar aún más a los agentes económicos. Por ejemplo, en un contexto en el que se desee promover el crecimiento económico será relevante desagregar el sector privado según el tamaño de las empresas que lo componen, como por ejemplo: Grandes empresas y PYMES. Por otro lado, aumentar el nivel de detalle en la distribución de los costos en la población también puede ser de interés. Es importante identificar la situación de los grupos más vulnerables económicamente con y sin norma, sobre todo porque al percibir menores ingresos los costos representarán un porcentaje más importante de sus gastos totales, generando una pérdida de bienestar mayor que en grupos más acomodados. Se recomienda realizar un análisis sobre la distribución de costos que pueda ser utilizado por los tomadores de decisión en el contexto de elegir alternativas alineadas con los objetivos del Gobierno.

9.4 Casos

Caso 1: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Para ejemplificar la estimación de costos atribuibles a la implementación de medidas de reducción de emisiones, un buen caso es el trabajo de DICTUC (2008), que analiza y evalúa el impacto económico que tuvo el Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana.

En este estudio, la evaluación de costos consideró aquellos de carácter incremental para cada medida sobre el escenario base (sin PPDA), y corresponden a la suma de los costos privados (inversión, operación y mantención, y fiscalización), valorados socialmente, requeridos para implementar las medidas contenidas en el PPDA. La valoración social de los costos privados de reducción de emisiones no consideró las transferencias de recursos como costos (subsidios e impuestos), conforme a lo establecido por MIDEPLAN para la evaluación de proyectos sociales.

La evaluación de costos implica la anualización de costos de inversión y operación en vez de un análisis de calendarización de inversiones y costos operacionales. Ello se justifica debido a que muchas de las medidas poseen una vida útil que va más allá de los plazos que considera el plan o del alcance temporal que presenta el AGIES. Bajo estas condiciones, se observan beneficios que se prolongan hasta después del periodo de análisis, por lo que la manera más adecuada de comparar los beneficios y costos es prorrateando los costos de acuerdo a la vida útil del cambio tecnológico asociado a cada medida.

La anualización de costos consideró la vida útil de las tecnologías y una tasa de descuento del 8% (tasa de descuento social establecida por el MIDEPLAN al momento de realizar el estudio). De este modo, el costo unitario anual (por vehículo, caldera, etc.) corresponde al costo operacional más el costo de inversión anualizado. Los costos considerados en este estudio para cada una de las medidas evaluadas se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 9-4: Costos utilizados en la evaluación del AGIES PPDA RM

Sector	Medidas	Costos
Fuentes Móviles	Normas de emisión para buses nuevos	Inversión anual de US\$ 745 y mantención anual de US \$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$ 300 por vehículo. El costo de combustible Diesel considerado es de US\$ 0,7 por litro.
	Normas de emisión para vehículos pesados nuevos	Inversión anual de US\$ 1.745 y mantención anual de US \$300 por filtro. Se asume un costo incremental de la tecnología Euro IV versus Euro III de US\$ 300 por vehículo. El costo de combustible Diesel considerado es de US\$ 0,7 por litro.
	Exigencias de tecnologías de control de emisiones y registro de flotas de vehículos de carga y servicio	Inversión anual de US\$ 745 y mantención anual de US\$ 300 por filtro. El costo de combustible Diesel considerado es de US \$0,7 por litro.
	Normas de emisión para vehículos livianos y medianos nuevos	Se estima un costo incremental tecnología Euro III versus Euro IV de US\$ 75 para vehículos gasolineros y un costo incremental tecnología Euro IV versus Euro V de US\$5 00 para vehículos diesel. El costo de combustible considerado es de US\$ 0,7 por litro, tanto para Diesel como para Gasolina.
	Revisión Técnica modo ASM	Existen costos de recambio de convertidor catalítico (de US\$ 80 a US\$ 200). Para los vehículos rechazados se asume un costo promedio de reparación de US\$ 10. La inversión en fiscalización asciende a US\$ 13.000 anuales y se estima un costo incremental de US\$ 1 por vehículo inspeccionado.
	Normas de emisión para motocicletas nuevas	Se considera una inversión de US\$ 40 por motocicleta para cumplir con nueva norma.
	Restricción vehicular permanente para el período GEC	Se considera un ahorro de costos asociados a lubricantes, combustibles y neumáticos de \$ 36,6 por km (Baraño <i>et al.</i> 2006) y un costo asociado al cambio de modo de transporte de \$ 50 por km.
	Calidad de los combustibles	Se supone un costo de US\$ 0,2 por m ³ de combustible mejorado.
	Programa de construcción de ciclovías urbanas	Se considera un costo de instalación anual igual a US\$ 4.310 por kilómetro y una mantención anual igual a US\$ 4.918 por kilómetro. Además existen ahorros asociados a lubricantes, combustibles y neumáticos de \$ 36,6 por km (Baraño <i>et al.</i> 2006).

Continuación

Sector	Medidas	Costos
Fuentes Fijas	Meta 2010 MP (50% de emisiones 1997)	Se asume que la norma de SO ₂ para mayores emisores está vigente. Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con emisiones metas por fuentes (s/scrapping). El costo anualizado por tonelada reducida de MP alcanza a US\$ 232.000, con una vida útil de los equipos de 15 años.
	Norma SO ₂ (ng/l) para mayores emisores	Conversión hacia combustibles más limpios. Fuentes que no cumplen la norma (utilizan petróleos pesados y carbón) deben instalar equipos de abatimiento. El costo anualizado por tonelada reducida de SO _x alcanza a US\$ 3.220, considerando una vida útil de los equipos de 15 años.
	Meta 2010 NO _x (50% de emisiones 1997)	Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con emisiones metas por fuentes Gamma (2005). El costo anualizado por tonelada reducida de NO _x alcanza a US\$ 9.093, considerando una vida útil de los equipos de 15 años.
	Compensación fuentes nuevas RM	Se consideran costos de compensación de emisiones por concepto de instalación de dispositivos de abatimiento en fuentes similares al emisor.
	Control de emisiones grupos electrógenos existentes	Considera tecnología de abatimiento necesaria para cumplir con la norma y costos de fiscalización adicionales (Gamma (2005)).
	Control de emisiones grupos electrógenos nuevos	No se evalúan costos pues no se incluye en anteproyecto PPDA.
Otras fuentes	Instalación de filtros en maquinarias fuera de ruta	El valor presente del costo de la medida, considerando la inclusión de filtros de partículas a la totalidad de los vehículos de los dos tipos de vehículos con mayores emisiones, para el periodo 2009-2015 es MUS\$ 9,5.
	Control de emisiones provenientes de equipos de calefacción a leña o biomasa	Se consideró un valor de 0,09 US\$/kg de leña. Además, se consideró un costo de certificación para el rotulado de los equipos nuevos igual a US\$ 2.000 más un costo de logística de US\$ 1.000. Estos costos corresponden a los utilizados por Ambiente Consultores Ltda para RM.
	Regulación para el uso de calefactores. Gestión de Episodios Críticos (GEC)	Se estimó el costo por equipo de un día de paralización por gestión de episodios críticos de US\$ 8 por equipo. Este costo incluye consumo de combustible y utilización de equipos con otras tecnologías.
	Programa aspirado de calles	La estimación de los costos se basó en los datos del Programa de Aspirado de Calles. Según éste, para 2007 los costos por kilómetro fueron de \$ 11.621.
	Plan Santiago Verdes	Se considera una inversión de US\$ 3.800 por hectárea y una man- tención anual de US \$400 cada hectárea.

Fuente: DICTUC (2008).

En este estudio también se realizó una distribución de los costos entre los distintos agentes

económicos. Los supuestos (% del costo total de la medida) que se utilizaron se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 9-5: Distribución de costos PPDA

Fuentes	Medidas	Grupo		
		Privados	Estado	Población
Móviles	Buses Nueva Norma EIII	100%	0%	0%
	Buses Nueva Norma EIV	100%	0%	0%
	Buses Filtro Antiguos	100%	0%	0%
	Camiones Nueva Norma EIII	100%	0%	0%
	Camiones Nueva Norma EIV	100%	0%	0%
	Incentivos Camiones en Flota	100%	0%	0%
	Veh Livianos Nueva Norma Diesel	100%	0%	0%
	Veh Livianos Nueva Norma Gasolina	100%	0%	0%
	Veh. Livianos Norma ASM	80%	20%	0%
	Veh. Livianos RV Diesel	0%	0%	100%
	Veh. Livianos RV Gasolina	0%	0%	100%
	Motos Nueva Norma	100%	0%	0%
	Calidad Combustible	0%	100%	0%
	Ciclovías	0%	100%	0%
Fijas	Norma SO ₂ (30 ng/l)	100%	0%	0%
	Meta 2010 MP	100%	0%	0%
	Meta 2010 NOX	100%	0%	0%
	Compensación Nuevas FF	57%	43%	0%
	GE Existentes	100%	0%	0%
	GE Nuevos	100%	0%	0%
Otras	Filtros Fuera de Ruta	100%	0%	0%
	Regulación Calefactores Nuevos	100%	0%	0%
	GEC Leña	0%	100%	0%
	Erradicación quemas agrícolas	0%	100%	0%
	PAC	0%	100%	0%
	Áreas Verdes	1%	76%	23%

Fuente: DICTUC (2008).

Caso 2 Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos

En el estudio realizado por Villena, *et al.* (2007), la estimación de costos se realiza de una manera diferente al caso anterior por lo que también resulta interesante ejemplificarlo en la presente guía.

Este trabajo considera tres medidas a las cuales se les debió calcular su costo de implementación. En particular, a continuación se presenta la metodología seguida por este estudio para estimar los costos para la medida que duplica el parque de vehículos sujeto a restricción vehicular, tanto en periodos sin episodios como en días con episodios críticos. Se escogió ejemplificar la metodología utilizada en esta medida debido al uso de costos alternativos en la estimación de los costos totales de implementación.

En este estudio se consideró que el aumento de la restricción vehicular impactaría en el comportamiento de la población. Luego, los agentes involucrados deben buscar formas alternativas de movilizarse, ya sea utilizando otro vehículo sin restricción para ese día, usando el transporte público, viajando a pie o en bicicleta, etc.

Esta variación en la situación tradicional que enfrenta el agente supone que debe realizar gastos que no haría si es que la medida adoptada por la autoridad no estuviera vigente ese día, por lo tanto existe una transferencia en los gastos que debe considerarse en la evaluación. Por otro lado, el hecho de no utilizar su automóvil supone también un ahorro en gastos operacionales que debería desembolsar si es que lo ocupara para movilizarse. La información relevante en relación a los costos está dada por la reducción absoluta de los kilómetros recorridos por todos los autos que son restringidos de circular, bajo una medida concre-

ta. También se cuenta con información respecto al número de vehículos que dejan de circular de acuerdo a una restricción específica.

En la estimación de los costos, el consultor realizó el supuesto que el habitante utilizará el transporte público por sobre otras alternativas para realizar los viajes que, de no mediar la restricción, efectuaría en el automóvil sujeto a la limitación señalada. Luego el costo alternativo utilizado en este estudio, para cada persona, estará dado por la Ecuación 9-3.

Ecuación 9-3: Costo alternativo de viaje

$$CA = VS \cdot (P + VST \cdot H) \cdot PV \cdot V \cdot D$$

En donde *CA* es el costo alternativo, *VS* es el número de vehículos que sale del parque, *P* es el valor del pasaje por viaje, *VST* es el Valor Social del Tiempo, *H* son las horas promedio por viaje, *PV* es el número de personas promedio por vehículo, *V* es el número de viajes por persona, y *D* son los días sujetos a restricción vehicular. Además, se supone que el período de restricción dura 14 horas al día, por cinco días a la semana durante las 21 semanas que suceden en el tiempo comprendido por la medida. Los supuestos para estimar los costos son resumidos en la Tabla 9-6.

Tabla 9-6: Supuestos costos

Variable	Precio	Fuente
Pasaje por viaje	\$ 380	MTT
Valor social del tiempo	730 \$/hora	MIDEPLAN
Hora por viaje en bus	0,77 horas	Fernández (1999)
Hora por viaje en auto	0,45 horas	Fernández (1999)
Personas por vehículo	2	
Viajes por persona	2	
Días de restricción	61,3 días	

Fuente: Villena *et al.* (2007).

En el estudio se considera una segunda situación en la cual el agente que sufre la restricción no incurre en gastos de operación de su automóvil, lo que está directamente relacionado con los km que deja de recorrer. La expresión para estimar dicho costo se muestra en la Ecuación 9-4.

**Ecuación 9-4: Costos operación
vehículo con restricción**

$$CO = DV \cdot \frac{P}{R}$$

En donde CO son los costos de operación, DV es la distancia recorrida por los vehículos, P es el precio social promedio del combustible (530 \$/litro), y R es el rendimiento promedio del vehículo (12 km/litro). Los datos fueron obtenidos desde SERNAC.

Luego según el estudio, el costo neto será la diferencia entre el costo de movilizarse de manera alternativa, para todas las personas que viajan en los vehículos versus el ahorro en gastos de operación, en un periodo de tiempo equivalente a la vigencia de la gestión de episodios críticos (desde el 1 de abril al 31 de agosto).

Como se aprecia en esta medida, los costos de fiscalización se consideraron despreciables teniendo sólo el costo de inversión (cuando correspondía) y el costo de operación y mantención. En el trabajo tampoco realizó una distribución de los costos según agentes de interés.

10.

Determinación

del Cambio en Concentraciones

La calidad del aire está definida por la concentración de contaminantes que se encuentran en él. Los beneficios sociales están directamente relacionados con el cambio de concentración logrado por las medidas de reducción de emisiones, por esto es necesario asociar las reducciones de emisiones con variaciones en las concentraciones de contaminantes.

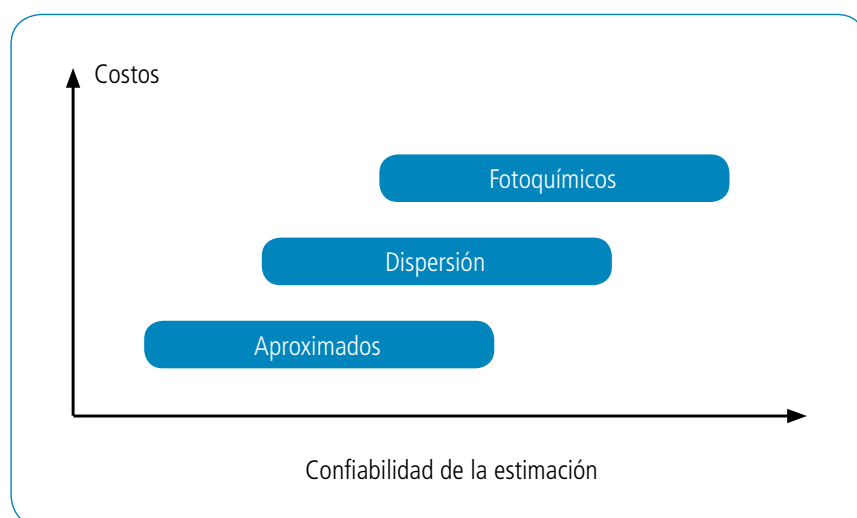
Con la ayuda de modelos atmosféricos se puede estimar la reducción en concentraciones a causa de un cambio en el comportamiento del parque emisor. Los cambios en la calidad del aire (cambios en la concentración ambiental) son utilizados en la siguiente etapa (ver Capítulo 11) para calcular los beneficios atribuibles a las medidas

Concentraciones

- ☐ Recolectar información disponible
- ☐ Seleccionar el método de estimación adecuado
- ☐ Calcular el cambio en concentraciones para cada escenario

y contraponerlas con los costos asociados. En la Figura 10-1 se muestran alternativas de modelos, ordenados según costos y precisión, para estimar los cambios en concentración de contaminantes a causa de un cambio en las emisiones.

Figura 10-1: Modelos atmosféricos



Fuente: Greenlab (2012a).



Se deberá escoger uno de estos modelos acorde con los recursos y disponibilidad de información que cuenta el estudio. En las secciones posteriores se detallarán los más relevantes junto con la descripción de la información necesaria para poder utilizarlos.

10.1 Información Relevante

Para modelar y proyectar las futuras concentraciones se necesita, además de la línea base y los escenarios de reducción de emisiones, información meteorológica del sector geográfico donde se desea determinar el cambio en concentraciones y mediciones en concentraciones actuales de los contaminantes.

Se recomienda la obtención de datos íntegros para la elaboración de modelos capaces de pronosticar la calidad del aire. Las emisiones y sus respectivas reducciones según los escenarios evaluados deberán provenir de la metodología planteada en los Capítulos 7 y 9. En cuanto a la calidad del aire, actual e histórica, se recomienda recopilar información desde las estaciones de monitoreo. Una posible fuente de información corresponde al Sistema Nacional de Calidad del Aire —SINCA— (ver: <http://sinca.mma.gob.cl>) en donde existe información de concentración de

variados contaminantes¹⁵. Sin embargo no todos los monitores cuentan con información de todos los contaminantes y tampoco existen monitores en todos los puntos que podrían ser de interés.

Luego que el modelo esté completo, las concentraciones históricas pueden ser comparadas con los resultados arrojados por el modelo para así ajustarlo. La información meteorológica regional, necesaria para modelos de dispersión y fotoquímicas se puede desagregar en las siguientes mediciones: Perfil vertical de la dirección y velocidad del viento, perfil vertical de la humedad y temperatura, altura de mezcla, precipitaciones diarias y la radiación solar.

La elección del modelo atmosférico está sujeta tanto a los recursos como a la información disponible para el territorio de análisis. A continuación se presentan las características específicas de los modelos mencionados en la Figura 10-1.

10.2 Modelos Atmosféricos

El método científico estándar no es aplicable al estudio de la atmósfera debido a la dificultad de realizar experimentación controlada en espacios de tal escala (Andrews 2010). A falta de tal exactitud, después que un fenómeno atmosférico es

¹⁵ Los contaminantes medidos por los monitores pertenecientes a SINCA son: Arsénico, CH₄, CO, HCNM, HCT, MP₁₀, MP_{2.5}, NO, NO₂, NO_x, O₃ y SO₂.

descubierto tras escudriñar una gran cantidad de datos, se desarrollan modelos que representan los procesos que hipotéticamente son los causantes del fenómeno. Los modelos actúan como atmósferas sustitutas en las cuales la experimentación sí es posible. Estos modelos usualmente están compuestos por ecuaciones matemáticas y los experimentos corresponden a soluciones admisibles para ellas.

Modelar la calidad del aire es un proceso complejo. Para modelar la futura calidad del aire, especialmente en zonas urbanas, se requiere mucha información local como insumo. La información local es preferible pero si no está disponible existe la posibilidad de incorporar algunos datos e información de otros países o generar supuestos (ver Capítulo 10.2.3). Sin embargo, estas incorporaciones aumentan la incertidumbre por lo que deben estar documentados e informados.

Modelar contaminantes que son emitidos directamente a la atmósfera (primarios) desde fuentes fijas, móviles o dispersas es menos complejo que estimar las concentraciones de los contaminantes reactivos (secundarios), lo que presenta una dificultad en la elaboración de un correcto análisis ya que los contaminantes secundarios impactan directamente al medio ambiente. Los modelos fotoquímicos tienen la capacidad de modelar ambos tipos de contaminantes pero son complejos y requieren de mucha información y recursos, los que muchas veces no están al alcance en el contexto nacional. Si bien los modelos fotoquímicos son lo ideal para el desarrollo de un AGIES, existen otras opciones. Para la modelación de las concentraciones de contaminantes primarios se pueden usar modelos de dispersión, los que requieren menos insumos de información y recursos computacionales. Si la información meteorológica escasea o los recursos y tiempo

del estudio son limitados se pueden usar modelos aproximados. Otra posibilidad para estimar el cambio en concentraciones es la modelación de los contaminantes primarios en base a un modelo de dispersión y estimar los secundarios con modelos aproximados.

A continuación se presenta una breve descripción de los modelos recién mencionados siguiendo un orden decreciente en cuanto a complejidad.

10.2.1 Modelos Fotoquímicos

Este tipo de modelo tiene la capacidad de formar complejas transformaciones fotoquímicas de las emisiones en la atmósfera. Esta facultad permite al modelo proyectar tanto contaminantes atmosféricos primarios como secundarios. Los modelos fotoquímicos separan el terreno de evaluación formando grillas. La cantidad de celdas (por ejemplo, 4 km por 4 km) por terreno definen la resolución del modelo, mientras mayor resolución es mayor la exactitud. La grilla permite descifrar cómo la contaminación atmosférica se forma, acumula y disipa.

Un ejemplo de modelo fotoquímico corresponde a los de caja lagrangeanos que consisten en una "caja" o masa de aire que es transportada por los campos de viento y en la cual se inyectan las emisiones que la caja recibe a lo largo de su trayectoria. Estos modelos requieren conocer el inventario de las emisiones a lo largo de la trayectoria, lo cual complejiza su uso.

Otro ejemplo corresponde a los modelos de grilla eulerianos que resuelven las ecuaciones de conservación de masa para uno o más contaminantes en una grilla tridimensional fija en el espacio. Es-

tos modelos son los que requieren mayor cantidad de información por lo que su uso es justificado en contadas ocasiones.

En la siguiente tabla se muestran algunos de los modelos fotoquímicos existentes y sus requerimientos de información.

Tabla 10-1: Modelos fotoquímicos

Modelo	Ejemplo	Requerimientos
Caja Lagrangeanos	PLMSTAR, RADM, DIFKIN, EKMA	• Campos de viento. • Inventario de emisiones a lo largo de la trayectoria de los vientos.
Grilla Eulerianos	UAM, CALGRID, CAMx, CMAQ, MATCH	• Inventarios de emisiones desagregados espacial y temporalmente. • Condiciones iniciales y de borde para cada contaminante en cada celda de la grilla. • Meteorología en 3 dimensiones para cada celda de la grilla.

Fuente: Greenlab (2012a) a partir de Jorquera (2007).

Por su parte, la USEPA recomienda los siguientes modelos fotoquímicos: CMAQ, CAMx, REMSAD y UAM-V.

10.2.2 Modelos de Dispersión

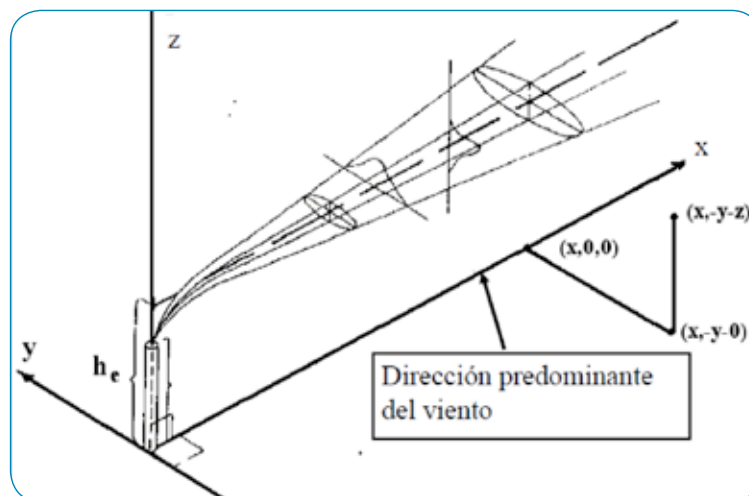
Los modelos de dispersión atmosférica son los más utilizados para proyectar los impactos en la calidad del aire para los contaminantes primarios y gases de efecto invernadero. Estos modelos realizan complejas ecuaciones matemáticas usando los inventarios, escenarios e información meteorológica para estimar los procesos de transporte y remoción de las emisiones desde su fuente hasta la locación de impacto. Luego, el modelo

utiliza esta información para predecir las concentraciones ambiente de los contaminantes en una ubicación dada.

La ventaja de estos modelos, comparado con los más complejos, es que requieren una menor cantidad de información. Sin embargo, las simplificaciones que se realizan en estos modelos los hace incapaces de estimar las concentraciones de contaminantes secundarios, que pueden llegar a tener un impacto considerable en la salud y agricultura.

El método clásico de los modelos de dispersión (representado por la Figura 10-2) consiste en modelar las emisiones como una descarga constante a la atmósfera situada en el origen de un eje cartesiano de tres dimensiones.

Figura 10-2: Modelo de dispersión



Fuente: Zannetti (1990).

Luego la concentración en toda posición y tiempo está dada por Crank (1979):

Ecuación 10-1: Concentración según posición y tiempo

$$c(x, y, z, t) = \frac{M}{8(\pi Dt)} \exp \left\{ -\frac{x^2 + y^2 + z^2}{4Dt} \right\}$$

Donde,

x, y, z, t : Coordenadas espaciales y temporales

M : Masa del contaminante descargado

D : Coeficiente de difusión.

Esta ecuación representa los inicios de los modelos de dispersión que actualmente han evolucionado tanto en precisión como complejidad para considerar terrenos complejos y otros factores de incidencia en las concentraciones ambientales.

Los modelos de dispersión descansan en una variedad de hipótesis simplificadoras que disminuyen su precisión para estimar la concentración en un punto en el espacio, no obstante son muy

útiles si se desea conocer la distribución estadística de las concentraciones para un determinado lugar, causadas por una determinada fuente y modeladas en intensidad por las condiciones meteorológicas predominantes. Esto hace a los modelos de dispersión muchas veces deseables, en relación al uso de recursos y cantidad de información necesaria para su elaboración, para estimar los cambios en concentración dados cambios en las emisiones de contaminantes en el contexto de un AGIES.

Los modelos de dispersión recomendados por USEPA son: AERMOD, ISC3, CALPUFF, BLP, CALINE3, CAL3QHC, CTDMPPLUS, OCD.

Por ejemplo, el modelo CALPUFF que corresponde a uno de los modelos del tipo *puffs* o "paquetes" considera la variación temporal de las emisiones al representar la emisión de una fuente puntual como un conjunto de paquetes de contaminantes (*puffs*), los cuales son transportados por el campo de vientos. Estos *puffs* se expanden al mezclarse con el aire que los rodea y en su interior se consideran también las reacciones químicas más im-

portantes. Este tipo de modelo requiere información detallada de campos de viento para lo cual se requiere disponer de datos de varios monitores en forma simultánea. Se puede modelar varios contaminantes primarios en forma simultánea y las reacciones químicas también se pueden incorporar de manera simplificada (Jorquera 2007).

Si bien los modelos de dispersión son ampliamente utilizados, existen dos problemas con su uso que instan al manejo de modelos fotoquímicos en situaciones donde el costo de equivocarse en la estimación de concentraciones es alto. El primer problema consiste en la hipótesis de viento uniforme en que descansan los modelos de dispersión, la cual ignora el impacto de cuerpos de agua y terrenos irregulares en la estimación de concentración de contaminantes. Segundo, los modelos de dispersión son incapaces de analizar el caso de los periodos de calma (bajas velocidades del viento), ya que la ecuación diverge cuando

la velocidad tiende a cero. Esto es grave ya que los episodios críticos de contaminación por lo general ocurren en situaciones de calma.

10.2.3 Modelos Aproximados

Debido a la común falta de información o de recursos para utilizar modelos fotoquímicos y de dispersión surge la posibilidad de usar modelos aproximados para determinar la relación entre emisiones de contaminantes primarios y concentraciones resultantes de contaminantes primarios y secundarios.

Un ejemplo es el uso de un modelo del tipo *roll-back* simple en el que se supone una relación lineal entre las emisiones de un contaminante y la concentración que genera, lo que permite construir los factores emisión-concentración (FEC) utilizando la siguiente ecuación:

Ecuación 10-2: Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones

$$FEC'_i \left(\frac{\text{ton}}{\mu\text{g}/\text{m}^3} \right) = \left(\frac{\partial C'_i (\mu\text{g}/\text{m}^3)}{\partial E'_i (\text{ton})} \right)^{-1} \approx \left(\frac{E'_i (\text{ton})}{C'_i (\mu\text{g}/\text{m}^3)} \right)$$

Donde,

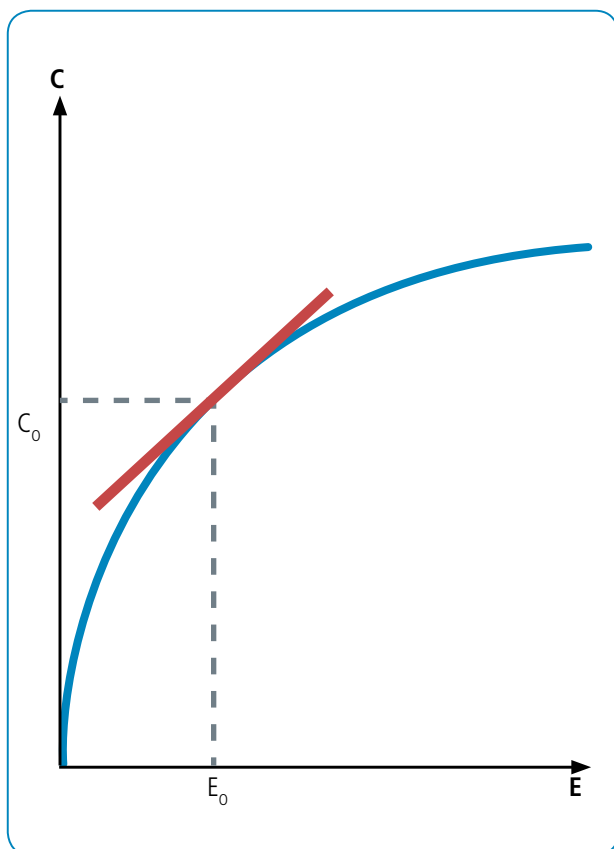
$FEC'_i \left(\frac{\text{ton}}{\mu\text{g}/\text{m}^3} \right)$: Factor emisión-concentración en la zona i en el año t

$C'_i (\mu\text{g}/\text{m}^3)$: Concentración ambiental de contaminante correspondiente al emitido (eventualmente secundario), en la zona i para el año t

$E'_i (\text{ton})$: Emisión de contaminante para el año t

En rigor, lo que interesa es la sensibilidad de las concentraciones ambientales frente a cambios en las emisiones, evaluado en un punto cercano a las condiciones actuales. Como esto no es posible, se aproxima esta relación según el cociente entre el total de emisiones y la concentración ambiental del contaminante. Este supuesto (Ecuación 10-2) es representado también gráficamente en la figura 10-3.

Figura 10-3: Supuesto de la relación lineal entre emisiones y concentraciones



Fuente: Greenlab (2012a).

La línea azul muestra la relación teórica entre emisión y concentración, si se asume que la variación en la concentración es pequeña en comparación con la situación base, el error que se comete asumiendo la relación lineal (línea roja) es aceptable para casos en que no exista mayor información.

La ventaja de utilizar los modelos aproximados consiste en su simpleza computacional y la menor información requerida, y debido a que generalmente los recursos son limitados, permite destinar estos recursos al análisis posterior.

10.2.4 ¿Qué modelo utilizar?

Para tomar esta decisión existen dos variables, la primera y más importante depende de qué se quiere modelar. La segunda es restrictiva y depende de la cantidad y calidad de información que se tiene.

Para evaluaciones en las cuales existen pocas fuentes, los contaminantes de interés son primarios y no hay características de terreno muy complejas, un modelo de dispersión de tipo Gaussiano simple como el ISC3 o AEROMOD es usualmente suficiente. Sin embargo, si las estimaciones iniciales indican posibles excedencias, o las características del lugar poseen problemas locales de circulación, un modelo del tipo *puff* (CALPUFF, por ejemplo) entregará resultados más confiables.

Los modelos fotoquímicos (los más avanzados) del tipo Lagrangeano o Euleriano se justifican en un contexto de planes de descontaminación debido a los recursos requeridos, que son bastante considerables.

10.3 Cálculo del Cambio en Concentraciones

Según las características de la evaluación requerida y de la información existente se escoge el modelo a utilizar y esta modelación entrega la concentración resultante, para cada uno de los contaminantes considerados, tanto para la línea base de emisiones atmosféricas como para los escenarios de reducción de emisiones. La diferencia entre estos dos resultados corresponde al cambio en concentración producto de la aplicación de medidas de reducción de emisiones. Este cambio en la concentración debe responder al alcance temporal definido por lo que se obtendrá como

resultado un cambio en la concentración ambiental para todo el periodo de evaluación y según la resolución del análisis (diario, anual, semestral).

10.4 Casos

Caso 1: Evaluación Ambiental de Transantiago

Para ejemplificar los diferentes métodos que se pueden utilizar para la determinación del cambio en las concentraciones (modelos atmosféricos), se presentará una aplicación del modelo fotoquímico *Comprehensive Air Quality Model with Extensions* (CAMx) realizada en la Evaluación Ambiental de Transantiago a cargo de DICTUC (2009).

En primer lugar se simuló el escenario “sin Transantiago” con el fin de comparar los resultados con las observaciones empíricas realizadas por la red de monitoreo MACAM¹⁶ y ajustar el modelzo. El espectro considerado por la red MACAM condicionó los contaminantes simulados con el modelo¹⁷.

Los requerimientos de información de un modelo fotoquímico son altos, en este caso se ha aplicado el modelo MM5 (*Mesoscale Modeling System, version 3.0* disponible en: <http://www.mmm.ucar.edu/mm5/>) desarrollado en EEUU por el NCAR (*National Center for Atmospheric Research*).

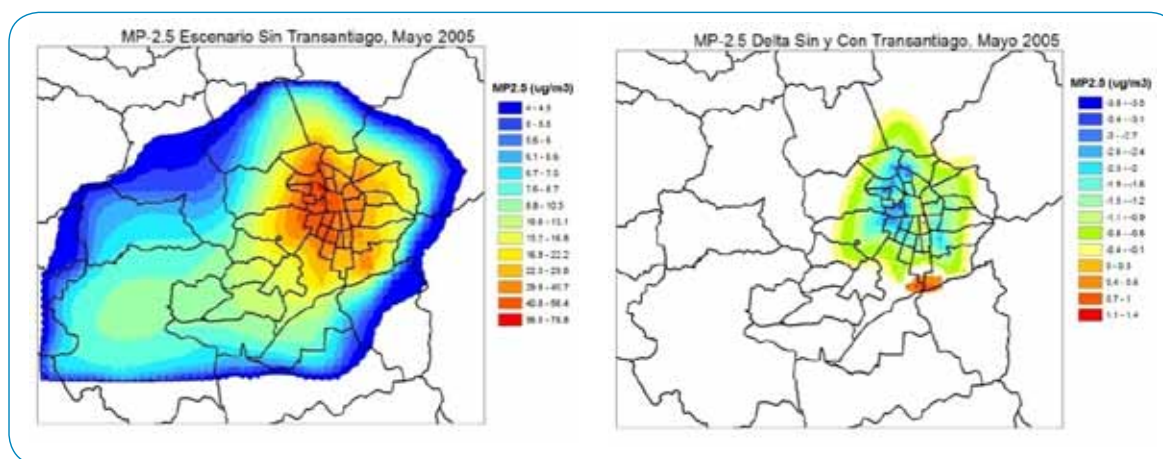
Las salidas de estas simulaciones corresponden a campos meteorológicos de temperatura, humedad relativa, cobertura de nubes y dirección y magnitud del viento, los cuales se requieren para poder aplicar el modelo de dispersión de emisiones. Luego, para un ajuste a la simulación realizada por el modelo MM5 se utilizó CALMET, con el objetivo de incorporar las observaciones de todas las estaciones de meteorología superficial disponibles en el campo de vientos tridimensional. Finalmente se obtuvo la mejor información disponible para construir campos de viento, temperatura y humedad relativa requeridos por el modelo fotoquímico de dispersión CAMx.

CAMx simula la emisión, dispersión, reacciones químicas y remoción de contaminantes en la troposfera por medio de la solución de la ecuación de continuidad —balance de masa— para cada especie contaminante en un sistema de grilla tridimensional. De esta manera, al simular los escenarios con y sin Transantiago con el modelo CAMx se puede establecer el cambio de concentraciones atribuible a los cambios en tecnologías propuestos por cada alternativa. En el cuadro de la izquierda de la Figura 10-4 se aprecian las concentraciones en el caso base y en el lado derecho el cambio en concentraciones debido a la implementación del Transantiago, resultados arrojados por el modelo CAMx utilizado.

¹⁶ Con la idea de disponer de manera eficaz de información sobre el comportamiento de los contaminantes críticos, se creó en enero de 1988, la primera Red de Monitoreo de la Calidad del Aire y variables Meteorológicas (MACAM).

¹⁷ Los gases CO, NO_x, COV, O₃, y SO₂, y el material particulado fino y grueso: partículas finas de combustión, de polvo de calles y de origen secundario; partículas gruesas de actividades del transporte, construcción y agrícolas.

Figura 10-4: Cambio en concentraciones Transantiago



Fuente: DICTUC (2009e).

Para poder tener concentraciones para todos los días de 2005 fue necesario hacer una modelación que mezclara estas concentraciones simuladas con las efectivamente medidas por los monitores MACAM.

Los resultados obtenidos de la modelación con CAMx fueron agregados por día y luego contrastados con las concentraciones medidas en las celdas que incluyen monitores MACAM. Se encontraron diferencias para el caso de todos los contaminantes por lo que los resultados de CAMx fueron ajustados.

Luego se procedió a extrapolarlos para todos los días del año. Para cada contaminante, se ajustó un modelo lineal para las celdas, que explicara la concentración de la celda como una función del promedio diario de las concentraciones medidas en los monitores MACAM y factores meteorológicos. Luego, usando esta relación, las concentraciones por celda fueron predichas para todo el año.

Caso 2: Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Para ejemplificar el uso de un modelo aproximado, a continuación se hace referencia al estudio realizado por DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana que utilizó un modelo *Rollback* simplificado que permite realizar una estimación aproximada de la relación entre las emisiones y las concentraciones ambientales (explicado en el Apartado 10.2.3, correspondiente a modelos aproximados), pudiendo construir los FEC con el uso de la Ecuación 10-3.

Ecuación 10-3: FEC PPDA

$$FEC_i^t = \left(\frac{\partial C_i^t}{\partial E^t} \right)^{-1} \approx \frac{E_i^t}{C^t}$$

Donde,

FEC_i^t : Factor emisión-concentración en el monitor i en el año t [(ton/año)/(µg/m³)]

C_i^t : Concentración ambiental de contaminante correspondiente al emitido (eventualmente secundario), en el monitor i para el año t [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

E_i^t : Emisión de contaminante para el año t [ton]

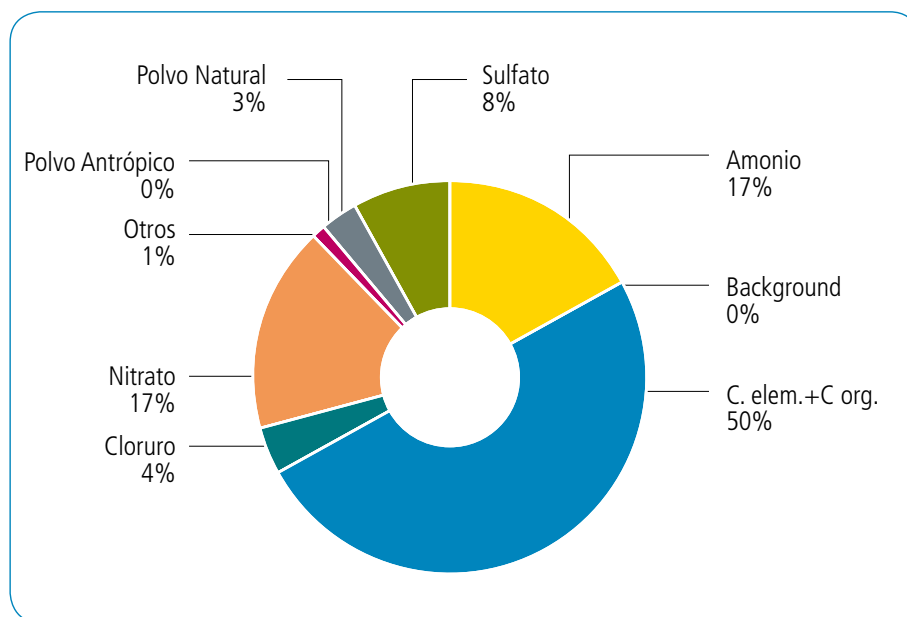
La información base disponible para la construcción de FEC es:

- Emisiones de distintos contaminantes del Inventario de Emisiones para la Región Metropolitana.
- Concentraciones de contaminantes entregadas por los monitores de la red MACAM.

Con esta información el estudio estima el FEC correspondiente a la RM para cada uno de los contaminantes considerados.

Para considerar el impacto en la formación del material particulado secundario se relacionan las emisiones de los diferentes precursores (NH_3 , SO_2 y NO_x) con la fracción correspondiente del material particulado secundario. Esta fracción se estima en base a la composición elemental del $\text{MP}_{2.5}$, información obtenida de estudios de filtros de monitores en distintas estaciones de monitoreo en la Región Metropolitana. Una metodología similar se utilizó para obtener la concentración de MP_{10} . La Figura 10-5 a continuación muestra la composición de componentes elementales para la RM en el año 2005.

Figura 10-5: Fracción de componentes elementales de $\text{MP}_{2.5}$ (2005)



Fuente: Comunicación personal, Roberto Martínez, CONAMA, 20 de marzo de 2007.

A partir de la información anterior es posible estimar la concentración ambiental de $\text{MP}_{2.5}$ en la

forma de un componente elemental i según la siguiente ecuación:

Ecuación 10-4: Cálculo de la concentración de $MP_{2,5}$ a través de la fracción del componente elemental del análisis de filtros

$$C_{MP_{2,5}i} = CT_{MP_{2,5}} \cdot F_{MP_{2,5}i}$$

Donde,

$C_{MP_{2,5}i}$: Concentración ambiental de $MP_{2,5}$ en forma del componente elemental i [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

$CT_{MP_{2,5}}$: Concentración ambiental total de $MP_{2,5}$ [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]

$F_{MP_{2,5}i}$: Fracción del componente elemental i en el análisis de los filtros de $MP_{2,5}$ [%]

i: Amonio, Sulfato, Nitrato, Cloruro, C Elemental, C Orgánico, Polvo Natural, Polvo Antropogénico, Otros, Background.

A continuación para obtener las concentraciones de $MP_{2,5}$ asociadas a los contaminantes de interés ($MP_{2,5}$, SO_x , NO_x , NH_3) se supuso una relación directa entre la emisión de estos contaminantes y los componentes elementales según lo presentado en la siguiente tabla:

Tabla 10-2: Relaciones entre Contaminantes emitidos y componente en el filtro

Contaminante Emitido por las Fuentes	Componente Correspondiente en Filtro
NH_3	Amonio
SO_2	Sulfato
NO_x	Nitrato
$MP_{2,5}$	Carbono elemental + Carbono orgánico

Fuente: DICTUC (2009d).

Con la concentración de $MP_{2,5}$ asociada a los contaminantes de interés ($MP_{2,5}$, SO_x , NO_x , NH_3) y la emisión de estos mismos contaminantes fue posible estimar un FEC para cada contaminante. Finalmente, se estimó el cambio en la concentración de $MP_{2,5}$ en base al cambio de emisión (de acuerdo a los escenarios de reducción) de distintos contaminantes, en función de la siguiente ecuación:

Ecuación 10-5: Cálculo del cambio de concentraciones de $MP_{2,5}$ a través del uso del factor de emisión concentración (FEC)

$$\Delta C'_{MP_{2,5}} = \sum_i \frac{\Delta E'_i}{FEC'_i}$$

Donde,

$\Delta C'_{MP_{2,5}}$: Cambio en la concentración de $MP_{2,5}$ en el año t. ($\mu\text{g}MP_{2,5}/\text{m}^3$)

$\Delta E'_i$: Cambio en la emisión del contaminante primario i ($MP_{2,5}$, SO_x , NO_x , NH_3) en el año t. (ton/año)

FEC'_i : Relación emisión concentración para el contaminante primario i en el año t. [(ton/año) / ($\mu\text{g}MP_{2,5}/\text{m}^3$)]

11.

Estimación de Beneficios

De acuerdo a la metodología de Análisis Costo Beneficio para la elaboración de AGIES, la estimación de los beneficios generados por una reducción en las emisiones de contaminantes consta de tres etapas clave (Lave y Gruenspecht 1991), las que se listan a continuación.

- **Identificación de impactos:** Corresponde a identificar los impactos que producen los contaminantes a evaluar.
- **Cuantificación:** Consiste en relacionar la concentración de contaminantes con el número de casos afectados o el nivel de impacto de ellos.
- **Valorización:** Se deben valorizar los efectos en términos monetarios para así contraponerlos con los costos y evaluarlos.

Estas etapas son complejas. Los impactos en ciertas circunstancias simplemente no pueden ser identificados dado que el conocimiento científico actual no lo permite (esto sugiere que no se

conocen todos los efectos nocivos producidos por la contaminación). De los impactos que sí son susceptibles de ser identificados sólo algunos pueden ser cuantificados, y de aquellos sólo un número menor pueden ser valorados.

A continuación se presenta, para cada una de estas etapas, la metodología y consideraciones específicas que se deben tener en cuenta. Para luego presentar la metodología específica en la estimación de los beneficios en salud y agricultura.

11.1.1 Identificación de Impactos

A continuación, en la Tabla 11-1, se enumeran algunos de los efectos causados por la contaminación atmosférica. Se debe tener en cuenta que la identificación de efectos es un proceso continuo que está ligado al conocimiento generado por el método científico, por lo que esta tabla sólo representa parte de los efectos.

**Tabla 11-1: Efectos de la contaminación**

Efecto	Breve descripción
Daño a la Salud	Las partículas y compuestos emitidos al aire en exceso pueden producir efectos nocivos en la salud de las personas, como por ejemplo dañando el sistema cardio-respiratorio.
Disminución en visibilidad	La presencia de partículas en el aire reduce la visibilidad causando una disminución del bienestar y calidad de vida.
Daño a materiales	El exceso de contaminación atmosférica puede causar daños en los materiales de construcción alterando propiedades físicas y químicas de los mismos.
Daño a ecosistemas acuáticos	Altas concentraciones de NO_x y SO_x pueden producir deposición ácida en el agua modificando su composición y dificultando la supervivencia de especies acuáticas.
Daño en plantas y bosques	La deposición ácida puede alterar el crecimiento de plantas y árboles. Además el ozono y otras partículas pueden ingresar vía las estomas de las plantas y dañar su estructura.
Aumento en efecto invernadero	Los gases de efecto invernadero aumentan el efecto del mismo nombre acrecentando la probabilidad de elevar de las temperaturas a nivel global, gatillando el cambio climático.
Otros	Sin duda existen otros efectos pero por lo general no son evaluados a través del ACB en el contexto de contaminación atmosférica. Sin embargo previo a la realización del ACB se recomienda una revisión bibliográfica de los efectos a considerar en el análisis.

Fuente: Elaboración propia.

Se deberá identificar qué efectos son causados por los contaminantes que se están considerando y cuáles de ellos se verán modificados por el instrumento que se evalúa en el AGIES correspondiente.

11.1.2 Cuantificación

Esta etapa corresponde al núcleo principal del cálculo de los beneficios sociales. En ella se debe relacionar el cambio en la concentración de con-

taminantes con el cambio en el número de efectos o nivel de impacto de ellos. Como ya se ha señalado, es necesario tener en consideración que no todos los efectos identificados podrán ser cuantificados.

En el contexto de la metodología “Función Daño”, expuesta y explicada en el capítulo 5, en la Figura 11-1 se aprecia la ubicación de esta etapa.

Figura 11-1: Etapa de cuantificación de impactos en la función daño



Fuente: Greenlab (2012a).

Como se ve en la figura, esta etapa contempla el cálculo del cambio en los efectos, el cual requiere como insumo la exposición de los receptores afectados. Por lo general, para la etapa de cuantificación se utilizan funciones dosis-respuesta para obtener el cambio de efectos, las que, por métodos científicos, relacionan una concentración determinada de contaminante con el nivel de impacto de un efecto específico. Es necesario recopilar en la literatura especializada estas funciones dosis-respuesta para los efectos identificados.

11.1.3 Valorización

En esta etapa se deben valorar los efectos en términos monetarios para así contraponer costos y beneficios para evaluar el proyecto. La etapa de valoración es especialmente compleja debido a la dificultad de asignar un valor, tanto a los bienes ambientales, como a lo que cada individuo está dispuesto a pagar por ellos. En el Capítulo

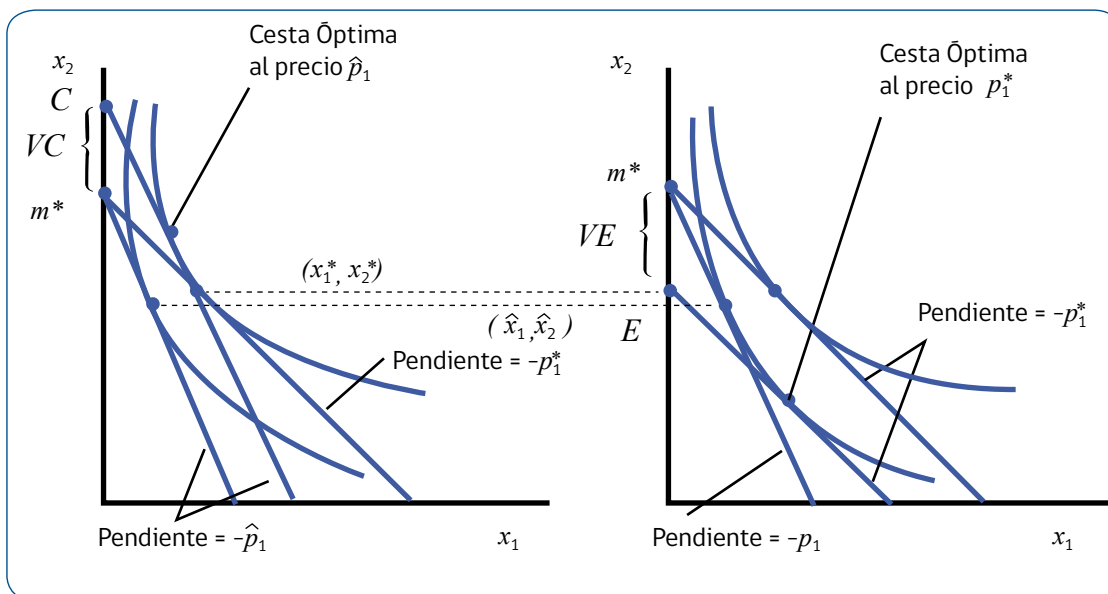
4 se dedicó un apartado especial a la valoración, contabilizándola como una de las grandes debilidades del ACB. Debido a la dificultad en obtener el valor real de estos, es que se hace necesario determinar la disposición a pagar o la disposición a aceptar compensación, frente a la variación en la calidad de un bien.

En microeconomía un desafío importante es determinar el efecto que tiene en el bienestar del consumidor la variación del precio. En este ámbito existen los conceptos de variación compensatoria y variación equivalente que son explicados a continuación.

Supongamos que un individuo, que consume inicialmente una canasta (x_1^*, x_2^*) a precios $(p_1^*, 1)$, se ve enfrentado a un aumento del precio del bien 1 a $\hat{p}_1$, por lo que sustituye su consumo a $(\hat{x}_1, \hat{x}_2)$.

La variación compensatoria, es la cantidad de renta necesaria para que el consumidor retorne a su nivel de utilidad inicial, es decir, es la cantidad de dinero que compensa exactamente al consumidor por la variación de precio. En la Figura 11-2, caso A, corresponde a preguntarse cuánto habría que desplazar la nueva recta presupuestaría (pendiente $-\hat{p}_1$), para que sea tangente a la curva de indiferencia inicial.

La variación equivalente, por su parte, mide cuánto habría que quitarle al consumidor antes de la variación de precios, para que disfrutara del mismo bienestar que después. En la misma Figura 11-2, caso B, corresponde a desplazar la curva presupuestaria original, para que pase por la nueva curva de indiferencia (pendiente $-p_1^*$).

Figura 11-2: Variación Compensatoria y Equivalente

Fuente: Varian (1999)

En la práctica resulta muy difícil determinar las curvas de utilidad exactas de cada uno de los consumidores. Un ejemplo de dificultad en la valoración (que además corresponde a los efectos que se encuentran mejor estudiados y valorados en la actualidad), concierne al caso de valorar las mejoras en salud producto de una reducción de la contaminación atmosférica que puede generar beneficios en los individuos gracias a la reducción de gastos médicos, discapacidades físicas, dolor y sufrimiento, y disminución del riesgo de muerte. Algunos de estos beneficios, como por ejemplo reducción en gastos médicos, han logrado ser valorados de manera certera con el uso de valores de mercado. Sin embargo, otros beneficios como las reducciones de sufrimiento, dolor y riesgo de muerte sólo se logran estimar, muchas veces, de manera deficiente a como se querría.

La manera tradicional de valorar estos beneficios consiste en encuestas (valoración contingente, análisis conjunto), estudios de mercado (precios

hedónicos) y métodos de costo de viaje (valor que efectivamente se ha pagado por el uso de un bien ambiental), métodos que, según Ashford y Caldart (2008), han logrado resultados poco satisfactorios.

El método de valoración contingente (VC) así como el de análisis conjunto son técnicas que buscan revelar las preferencias de los consumidores o usuarios, basándose en mercados ficticios diseñados a través de encuestas. Este tipo de métodos estima la *Disposición a pagar* (DAP) o *Disposición a aceptar compensación* (DAC), infiriendo cuál sería el comportamiento de las personas de acuerdo a las respuestas que estas entregan en una encuesta.

El análisis conjunto es una técnica multivariante que se utiliza para estudiar las preferencias que manifiestan los consumidores por bienes o servicios con determinados atributos. El método se basa en el supuesto de que los consumidores (o usuarios) evalúan la utilidad total de un producto,

sumando los valores parciales de utilidad que respectivamente proporcionan sus atributos (Brey 2009). Esto, se traduce en que las utilidades que entrega cada uno de los aspectos que son importantes, en la elección de un bien o servicio, se obtienen descomponiendo las valoraciones globales realizadas por los consumidores encuestados.

El método del análisis conjunto se ha convertido en una importante herramienta en la evaluación de las preferencias declaradas por un consumidor o usuario y en un método alternativo al análisis de valoración contingente, ya que se presenta como extensión de éste, en el que se incluyen atributos y niveles sin agobiar a los encuestados (Sánchez y Pérez 2000).

Hensher (1994) propone una secuencia lógica de tareas a realizar para la confección de una encuesta basada en esta metodología:

- **Identificación del conjunto de atributos:** en esta etapa se deben reconocer las variables influyentes en el proceso de decisión implícito al contexto de elección presentado. Una vez identificados los atributos de mayor relevancia, se debe determinar cuáles de estos serán incluidos en el ejercicio y cuáles serán excluidos; estos últimos pueden ser tratados como variables de contexto que se considerarán en un mismo nivel para todas las opciones presentadas. En esta etapa debe definirse el medio de pago a utilizar.
- **Selección de las unidades de medición para cada atributo presentado:** esto es especialmente relevante en el caso de variables con unidad métrica ambigua, donde se debe recurrir a escalas ordinales (nivel alto, medio y bajo) que pueden ser problemáticas si no se describe precisamente lo que cada nivel representa. Otro caso interesante correspon-
- de a atributos que a pesar de tener una unidad de medición precisa resulten poco conocidos para la población a encuestar. En este último caso se debe optar por educar a los entrevistados, a fin de relacionar las unidades objetivas de medición con su realidad cotidiana, o bien describir los atributos de la manera más cotidiana posible, para posteriormente encontrar una relación adecuada con las unidades de medición objetiva.
- **Especificación de la cantidad de niveles para cada atributo y de las magnitudes asociadas a los mismos:** se debe ser extremadamente cauto a la hora de determinar las magnitudes asociadas a los diferentes niveles de los atributos, de manera que éstos sean valores cercanos a la realidad actual de cada encuestado y se mantengan dentro del rango de variaciones plausibles. La cantidad de niveles para cada atributo está determinada por la complejidad del diseño en su conjunto. Esto involucra tomar en consideración la combinación de niveles que se generará en cada alternativa a presentar, la manera en que serán expuestas a los entrevistados y la necesidad de investigar efectos no lineales; en particular, cuáles interacciones entre atributos pueden ser importantes. Según Ortúzar (2000), al menos una de las alternativas se debe parecer mucho a la situación real del encuestado a fin de facilitar la posterior validación de los resultados.
- **Transcripción del diseño generado:** generación de tarjetas tanto manuales como computacionales. Generación de preguntas.
- **Elección del procedimiento de estimación:** finalmente se debe escoger un método de estimación apropiado para las características del diseño estadístico confeccionado, que

depende además del formato que se escoja para obtener las preferencias de los individuos.

En el método de valoración contingente (VC), que ha sido el más utilizado, se suele preguntar directamente a los encuestados si ellos pagarían una cierta cantidad de dinero por una mejora hipotética o, alternativamente, cuál sería su máxima disposición a pagar por cierto beneficio. En general, la mayor ventaja de este método es su flexibilidad pues las preguntas pueden ser enmarcadas para capturar varios aspectos de las preferencias individuales. Para que las encuestas provean información valiosa, el mercado debe ser especificado y descrito con suficiente detalle, y permitiendo a los encuestados entender todas las dimensiones involucradas (DICTUC 2009e).

En la práctica se han utilizado cuatro formatos diferentes para realizar las preguntas de disposición al pago en este tipo de cuestionarios:

- **Formato abierto:** se hace simplemente la pregunta directa sobre la disposición al pago del individuo sin entregar cifras tentativas.
- **Formato múltiple:** en este caso se le presenta al encuestado un cuadro o tabla en el que se ofrecen varias cifras y se le pide que seleccione una.
- **Formato referéndum (o binario):** se realiza la pregunta de manera que las respuestas sean simplemente sí o no. El encuestador propone una cifra y consulta al encuestado si está dispuesto a pagar al menos dicha cantidad. Según la respuesta del encuestado, se procede a realizar una o dos preguntas equivalentes utilizando esta vez valores mayores o menores según corresponda.
- **Formato subasta:** es similar al referéndum en cuanto a presentar al encuestado diferentes cifras a pagar. En este caso, se continúa realizando nuevas preguntas hasta que el individuo se declare indiferente, obteniéndose así la disposición al pago del individuo.

A pesar que este método es ampliamente utilizado para la valoración de los programas ambientales, a menudo es visto con escepticismo (Stevens, Belkner *et al.* 1999). Una de las mayores críticas a este método es que demanda una alta carga cognitiva de parte del encuestado, al enfrentarlo a un proceso mental como lo es definir su máxima disposición a pagar por un bien público no transado en el mercado. Se ha argumentado que el enfoque crea incentivos para que los encuestados subestimen su verdadero valor, mientras que el método de elección (Análisis Conjunto) elimina este incentivo lo que produce estimaciones más precisas de DAP. Esto se debe a que los sustitutos se hacen explícitos en este enfoque (AC), lo que puede promover que los encuestados exploren con más detalle sus preferencias. Adicionalmente esta situación explicaría que las estimaciones obtenidas a través de AC puedan ser mayores a las obtenidas a través de VC, ya que en este último caso, las encuestas disponen al encuestado a considerar menos sustitutos (Stevens, Belkner *et al.* 1999). Este defecto del método VC ha significado su remplazo por el método de análisis conjunto que asimila de mejor forma el proceso de compra de un bien.

Un ejemplo de esto es el uso de la VC para estimar el valor de la vida estadística, cuyo resultado se basa en la disposición a pagar (WTP) del individuo por reducir su riesgo de contraer efectos nocivos de la contaminación, pero no considera la WTP de sus seres queridos u otros individuos dispuestos

a pagar por su bienestar. Con eso el método de valoración contingente subestima el valor de la vida estadística.

En el caso de los estudios de mercado (precios hedónicos) el mayor problema es la cantidad de información que se requiere, además que muchas veces los bienes y servicios son consumidos por una variedad de razones y es muy difícil aislar cuál parte es incentivada por obtener una reducción de riesgo de muerte u otro beneficio, sobre todo debido a que los consumidores no siempre están lo suficientemente informados acerca de la reducción de riesgos asociada a un producto. También hay evidencia sobre problemas en la percepción del riesgo en la población que dificultan el método de valoración mediante precios hedónicos (Tversky y Kahneman 2000). Por último, el método de costo de viaje también tiene su problema al momento de aislar cuánto del gasto se asigna al servicio ambiental valorado, ya que este método subestima los valores debido a que una persona puede estar dispuesta a pagar bastante más de los gastos que implica utilizar un bien ambiental.

Se recomienda dar especial atención a los valores utilizados en esta etapa considerando siempre un análisis de sensibilidad y/o de incertidumbre en caso de ser posible.

En el contexto de la metodología “Función Daño” expuesta en el Capítulo 5, a continuación se aprecia en la figura la ubicación de esta etapa.

Figura 11-3: Etapa de valorización de impactos en la función daño



Fuente: Greenlab (2012a).

A continuación se presentan las metodologías específicas a seguir en los tres pasos recién descritos (Identificación, Cuantificación y Valorización) para los efectos en salud y agricultura.

11.2 Cálculo del Beneficio en Salud

El presente apartado describe el procedimiento que debe realizarse para la estimación de beneficios unitarios por reducciones en las concentraciones ambientales de material particulado percibidos por mejoras en la salud de la población expuesta.

El impacto de la contaminación atmosférica en la salud de la población es uno de los más importantes. La creciente disponibilidad de estadísticas asociadas a este tema ha permitido realizar estudios de evaluación de impacto en el área, los que han dado cuenta de su magnitud.

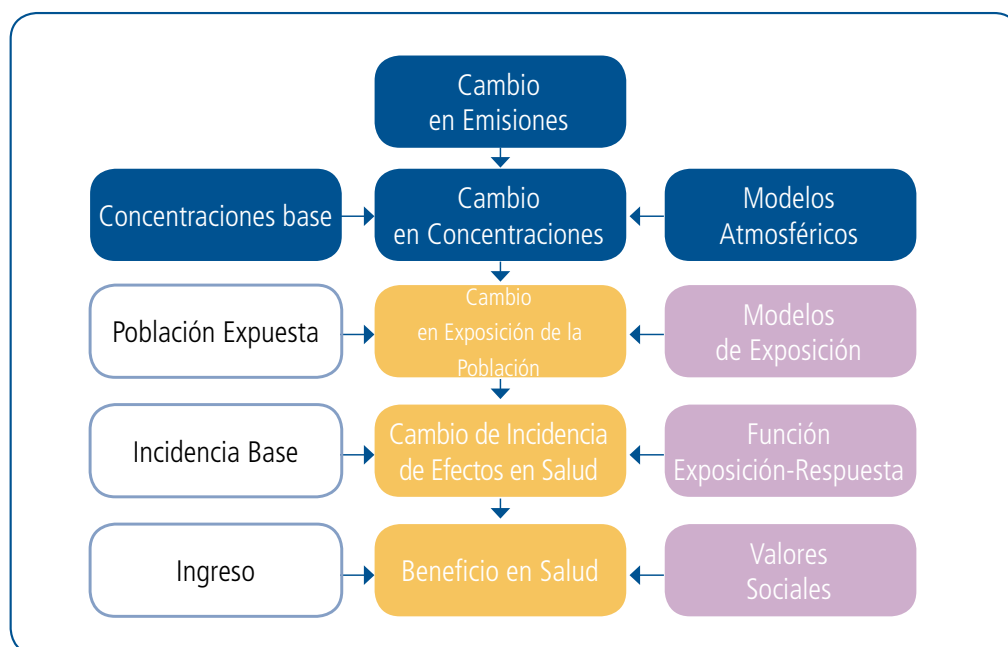
La Organización Mundial de la Salud (OMS) mostró en una reciente publicación (WHO 2009) que a nivel mundial, aproximadamente el 8% de la mortalidad por cáncer pulmonar, el 5% de la mortalidad cardiopulmonar y alrededor del 3% de la mortalidad por infecciones respiratorias agudas son atribuibles a los niveles actuales de contaminación atmosférica urbana. Esto resulta en aproximadamente 1.200.000 muertes anuales en exceso (el 2% de las muertes totales), de las cuales la mayoría ocurre en países en desarrollo.

Para poder llevar a cabo una evaluación económica de los impactos en salud, es necesario en primer lugar cuantificar la magnitud de éstos en función de la variación en los niveles de contaminación existentes. Para llevar a cabo este paso, se sigue el método de la función de daño explicado en el Capítulo 5.

El método de la función de daño comprende una secuencia de modelos interrelacionados. En primer lugar se dispone de un modelo que estima los cambios en emisiones producto de cambios en el nivel de actividad de las fuentes, luego un modelo que estima el cambio en concentraciones ambientales resultante de los cambios en emisiones, después un modelo que vincula los cambios en concentraciones de contaminantes con los cambios en la incidencia de efectos nocivos sobre la salud de la población. Finalmente, se valoriza el cambio en la incidencia de los efectos usando valores sociales.

Los primeros pasos ya fueron descritos en las secciones previas. El cambio de emisiones corresponde al impacto estimado por parte de las medidas de mitigación, descrito en el Capítulo 8.

Figura 11-4: Esquema del método de la función de daño



Fuente: Greenlab (2012a).

Por su parte el cálculo del cambio de concentraciones atribuible a las medidas fue descrito en el Capítulo 10. La población expuesta debe estimarse según la resolución geográfica definida por el alcance del proyecto. Esta resolución puede ser desde un nivel regional hasta un nivel máximo de detalle definido por manzanas geográficas, estos datos pueden ser obtenidos a través del INE en base a la información recolectada por el CENSO.

11.2.1 Identificación

El núcleo principal del cálculo de los beneficios sociales en salud, lo constituye el cálculo del cambio en la incidencia de efectos en salud de la población, resultante del cambio en concentraciones atmosféricas de los contaminantes de interés. A continuación se describen los efectos asociados a cada contaminante según la evidencia y literatura actual.

11.2.1.1 Efectos Asociados a la Contaminación Atmosférica

11.2.1.1.1 Efectos del Material Particulado

Dentro del material particulado, la fracción más fina (MP_{10} , $MP_{2.5}$ e incluso más pequeñas, como sulfatos) es consistentemente asociada a impactos en salud. Aunque los mecanismos fisiológicos de los efectos de MP_{10} aún no son comprendidos cabalmente, cientos de estudios epidemiológicos realizados en diferentes partes del mundo han mostrado efectos en poblaciones diversas y en diferentes grupos de edad. Una revisión exhaustiva se encuentra en el documento de Criterios de la USEPA (EPA 2004a, EPA 2006) y en otros estudios recientes (NRC 2004, AIRNET 2005, Pope y Dockery 2006). Por otro lado el $MP_{2.5}$ tiene un impacto demostrado en la salud de la población

debido a que su tamaño le permite ser respirado y penetrar más profundo en las vías respiratorias (Hopke, et al.2006).

También existe evidencia de que los estratos socio-económicos más bajos son más susceptibles a los efectos del material particulado (O'Neill, et al. 2003, Bell, et al. 2005). En nuestro país también se han encontrado efectos más importantes en los estratos con nivel menor de educación (Cifuentes, et al. 1999).

11.2.1.1.2 Efectos del Ozono

El ozono, principal contaminante fotoquímico presente en ciudades, es un potente oxidante. Sus efectos en la salud han sido documentados por muchos estudios epidemiológicos, clínicos y toxicológicos.

Un número creciente de estudios epidemiológicos han relacionado las concentraciones de ozono con mortalidad prematura, mortalidad cardiovascular, y morbilidad respiratoria, desde admisiones hospitalarias hasta simples síntomas. Los efectos nocivos del ozono se observan mayoritariamente en el verano (cuando las concentraciones de ozono son más altas), y parecen ser independientes del efecto de otros contaminantes. Al contrario que en el caso del material particulado, para el ozono diversos estudios toxicológicos ofrecen soporte biológico para los efectos encontrados en los estudios epidemiológicos y clínicos.

11.2.2 Cuantificación

11.2.2.1 Funciones Concentración - Respuesta

El análisis de riesgo y su posterior valoración descansa en las funciones Concentración-Respuesta (C-R), funciones que relacionan la incidencia de

determinados efectos en salud con los niveles de concentración ambiental de los contaminantes en estudio. El modelo de análisis de riesgo combina la información de los niveles de concentración con datos de incidencia de efectos y de población expuesta para estimar el número de casos anuales que son atribuibles a la contaminación atmosférica.

Las funciones se obtienen, en su mayoría, de estudios epidemiológicos de series de tiempo, de cohorte, o de sección transversal. Los primeros consisten en observar los cambios temporales (generalmente diarios) en la incidencia de efectos en una población (por lo general, una ciudad o comunidad completa) y relacionarlo estadísticamente con los cambios en los niveles de contaminantes. Como la población es la misma, ésta actúa como su propio control estadístico. Los mayores efectos de confusión son, en este caso, variables ambientales como temperatura y humedad que al igual que la contaminación, varían en forma diaria.

Los estudios de cohorte toman una muestra de individuos, generalmente seleccionada de manera aleatoria, y monitorean su estado de salud durante periodos largos de tiempo (diez o más años), relacionándolo con características de los individuos y con variables ambientales. De esta manera, estiman el efecto que tienen exposiciones de mediano y largo plazo a la contaminación, sobre la salud de los individuos. Estos estudios requieren una gran cantidad de recursos, por lo que se han realizado muy pocos, todos ellos en Estados Unidos.

Los estudios de sección transversal estiman una relación funcional entre la incidencia de un cierto efecto a la salud en un área metropolitana y diversas variables propias del área en cuestión, incluyendo la concentración de contaminantes. Esto se realiza analizando en forma conjunta mu-

chas áreas metropolitanas a la vez. Estos estudios pueden entregar una estimación de efectos de largo plazo, pero son mucho más sensibles al efecto de variables de confusión, por lo que su uso no es tan extendido.

Se debe hacer una distinción en efectos crónicos y agudos en cuanto a las funciones concentración-respuesta derivadas de los estudios. Por lo general los parámetros resultantes para efectos agudos tienen una unidad temporal diaria, a diferencia de los crónicos cuya unidad temporal es el año. Esto debe considerarse para el cálculo de cambio en incidencia de efectos en la salud ya que el procedimiento difiere ligeramente.

11.2.2.2 Cálculo del Cambio en la Incidencia de Efectos en Salud

Una vez identificados los efectos a cuantificar que debieron ser definidos al determinar el alcance del proyecto (ver Capítulo 6.6), se debe estimar el impacto que producen los cambios en las concentraciones ambientales.

11.2.2.2.1 Cálculo de Tasa de Incidencia Base

La tasa de incidencia base es uno de los insumos necesarios para calcular el cambio en efectos nocivos para la salud. La tasa es representativa de la población bajo análisis. Se calcula de la siguiente forma:

Ecuación 11-1: Tasa de incidencia base

$$IR_{ij} = \frac{E_{ij}}{Pop_j}$$

Donde,

E_{ij} : Número de efectos i en la población j.

Pop_j : Grupo de población j bajo análisis.

IR_{ij} : Tasa incidencia del efecto i en la población j.

El número de efectos puede ser obtenido a partir de los datos estadísticos que posee el Ministerio de Salud, mientras que la población puede ser obtenida a través de los datos que publica el Instituto Nacional de Estadística (INE).

11.2.2.2.2 Efectos de exposición crónica

La mayoría de las funciones C-R son del tipo "riesgo relativo". Para estas funciones, que corresponden generalmente a relaciones de tipo log-lineal, el cambio en la incidencia de los efectos está dado por la siguiente ecuación:

Ecuación 11-2: Cambio de incidencia en efectos

$$\Delta E_{ij}^k = [\exp(\beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k) - 1] Pop_j^k IR_{ij}$$

Donde,

ΔE_{ij}^k : Cambio en el número de efectos i debido al cambio de concentraciones del contaminante k en la población j.

β_{ij}^k : Coeficiente de riesgo unitario del efecto i en la subpoblación j producto del contaminante k.

ΔC^k : Cambio de concentración del contaminante k.

Pop_j^k : Número de personas del grupo j que está expuesta al contaminante k.

IR_{ij} : Tasa incidencia del efecto i en la población j.

La población i corresponde generalmente a una división de la población según grupo etario. Los más usados generalmente son infantes (0-1 años), niños (0-17 años)¹⁸, adultos (18-64 años) y adultos mayores (mayores de 65 años), aunque en algunos estudios se usan grupos de edad definidos específicamente (por ejemplo, en el estudio de cohorte de Pope *et al.*, se estudia el efecto en todas las personas mayores de 30 años de edad). En algunos casos no se distingue por grupo de edad, realizándose la estimación para la población completa. El cálculo de los efectos se debe realizar en concordancia con el grupo etario usado en el estudio original.

El término $Pop_j^k IR_{ij}$ representa sencillamente el número de casos del efecto i observado en la situación actual, es decir, sin que se produzca el cambio en las concentraciones del contaminante. Este número de casos se expresa en función de la tasa de incidencia IR_{ij} y la población expuesta Pop_j^k debido a que generalmente el número de casos no está disponible directamente, pero se puede calcular fácilmente a partir de datos locales de población expuesta y de tasas de incidencia promedio del país o de la región bajo análisis.

11.2.2.2.3 Linearización de la Relación Concentración-Respuesta

Debido a que el riesgo unitario es generalmente pequeño (los valores normales son del orden de magnitud de 10^{-3}), la ecuación anterior se puede linearizar, de modo de simplificar su cálculo:

¹⁸ Se debe tener especial cuidado de no realizar doble conteo al considerar niños e infantes, pues estos último son un subgrupo del primero.

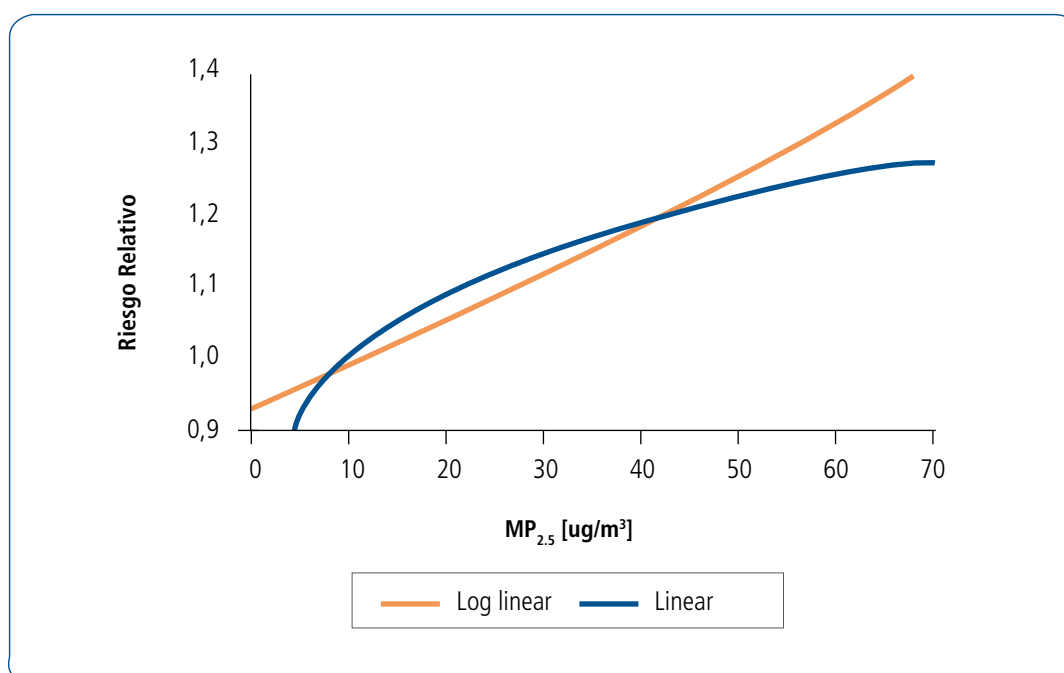
Ecuación 11-3: Linearización de cambio de incidencia

$$\Delta E_{ij}^k = [\exp(\beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k) - 1] Pop_j^k IR_{ij} \cong \beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k \cdot Pop_j^k \cdot IR_{ij}$$

Esta linearización del cambio en la incidencia, también se puede apreciar en la siguiente figura que utiliza como riesgo unitario (β)

correspondiente a la mortalidad cardiovascular en adultos mayores de 30 años.

Figura 11-5: Linearización de cambio de incidencia



Fuente: Greenlab (2012a).

Si el coeficiente de riesgo unitario es pequeño (y generalmente lo son), el error cometido al usar esta aproximación es pequeño (tal como se puede apreciar en la Figura 11-5), y despreciable frente a la incertidumbre de los parámetros. Por ejemplo, un valor típico de beta es de 0,001. Si consideramos un cambio de 10 ug/m³ en la concentración, el error porcentual de la aproximación es de 0,5%. Esto es muy inferior a solamente el error estadístico del parámetro de riesgo unitario.

11.2.2.2.4 Efectos de exposición aguda

Para el cálculo de efectos anuales a partir de efectos diarios (cuando se usan estudios en que la unidad de análisis temporal es un día) se utiliza la ecuación anterior, calculando el cambio en efectos para un día en particular. Para obtener el cambio en efectos para el año completo, es necesario sumar los cambios de efectos para todos los días del año:

Ecuación 11-4: Exposición aguda

$$\Delta E_{ij}^k = \sum_{l=1}^{365} \Delta E_{ij}^{kl} = \sum_{l=1}^{365} [\beta_{ij}^k \cdot \Delta C^{kl} \cdot ND_{ij}^{kl}]$$

En esta ecuación el índice l representa un día del año, por lo que ND_{ij}^{kl} representa el número base de efectos diarios, y ΔC^{kl} representa el cambio diario de concentraciones ambientales.

Si asumimos que el número de efectos diarios es constante durante todo el año, entonces podemos calcular el número total de efectos durante todo el año de la siguiente manera:

Ecuación 11-5: Efectos anuales

$$\Delta E_{ij}^k = \beta_{ij}^k \cdot ND_{ij}^k \sum_{l=1}^{365} \Delta C^{kl} = \beta_{ij}^k \cdot ND_{ij}^k \cdot 365 \Delta \bar{C}^k = \beta_{ij}^k \cdot N_{ij}^k \cdot \Delta \bar{C}^k$$

En que $\Delta \bar{C}^k$ corresponde al cambio en el promedio anual de la concentración del contaminante k y ND_{ij}^k corresponde al número de efectos anuales.

es constante. Si el número de efectos diarios y los cambios en concentración están correlacionados, entonces esta suposición puede no ser válida.

La aplicación de la ecuación es similar para el cálculo de efectos crónicos, donde la unidad de análisis es un año completo, y para el cálculo de efectos agudos, en que la unidad de análisis es un día. Es necesario recordar que ésta es una aproximación, que asume que el número de efectos diarios

A continuación se presenta un resumen de consideraciones para el cálculo de cambio de incidencia en efectos a causa de la contaminación atmosférica.

Tabla 11-2: Resumen cambio de incidencia

Características Función C-R	Aguda	Crónica
Parámetros C-R	Promedio diario	Promedio anual
Tasa Incidencia	Tasa diaria	Tasa anual
Cálculo	$\Delta E_{ij}^k = \beta_{ij}^k \cdot N_{ij}^k \cdot \Delta \bar{C}^k$	$\Delta E_{ij}^k = \beta_{ij}^k \cdot \Delta C^k \cdot Pop_j^k \cdot IR_{ij}$

Fuente: Greenlab (2012a)

11.2.2.3 Funciones Concentración Respuesta Recomendadas para Salud en la exposición de Corto Plazo

A continuación se presenta una revisión de los efectos en salud asociados a la contaminación atmosférica y luego, en base al reconocimiento de los efectos con evidencia científica, se realiza una recomendación de las funciones concentración-respuesta para material particulado fino, ozono, dióxido de nitrógeno y dióxido de azufre.

Para esto se consideran dos estudios: el primero generado por Greenlab (Greenlab 2012c) y el segundo de la Secretaría de Planificación de Transporte (SECTRA 2012). Tanto para Greenlab como para SECTRA algunos de los criterios en la selección fueron: preferir funciones de concentración

respuesta log-lineal, considerar solo los estudios con bases científicas y publicados en revistas especializadas y con resultados cuantitativos, entre otros (Greenlab 2012c). Para SECTRA, en los casos que existe más de un estudio que cumpla con los criterios establecidos, éstos se analizan en conjunto a través de la técnica de pooling con el fin de reducir la incertidumbre. En las tablas se presentan los estudios recomendados por Greenlab en color oscuro y los recomendados por SECTRA en claro. También se puede notar que en muchos de los casos los estudios ocupados son los mismos y la diferencia se explicaría por aproximaciones decimales en etapas anteriores. En las tablas, a través de la columna Métrica se pueden diferenciar los efectos que corresponden a Largo Plazo (más de un año) y Corto Plazo (menores a un día).

Tabla 11-3: Funciones Concentración Respuesta Recomendadas para la exposición $MP_{2.5}$

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Grupo Edad	Métrica	β	Sigma Beta	Inc por 10 $\mu g/m^3$	Fuente
Mortalidad Prematura Largo Plazo	Mortalidad Prematura	Todos	30+	Anual	0,0093	0,00290	9,70%	Cifuentes et al. (2000)
					0,0094	0,00095	9,80%	Pooled (Krewski et al. 2000; Laden et al. 2006 y Pope et al. 2002)
Mortalidad Prematura	Mortalidad Prematura	Todos	Todos	Media 24h	0,0012	0,00030	1,20%	Cifuentes et al. (2000)
					0,0013	0,00005	1,30%	Pooled (Kreswski et al. 2000, Laden et al. 2006, Pope 2002)
Acciones Médicas	Admisiones Hospitalarias	CHF	65+	Media 24h	0,0031	0,00131	3,10%	Ito (2003)
					0,0038	0,00072	3,80%	Pooled (Ito 2003, Lippmann et al. 2000)
		DYS	65+	Media 24h	0,0013	0,00204	1,30%	Ito (2003)
					0,0017	0,00113	1,70%	Pooled (Ito 2003, Lippmann et al. 2000)
		IHD	65+	Media 24h	0,0014	0,00116	1,40%	Ito (2003)
					0,0013	0,00062	1,30%	Pooled (Ito 2003, Lippmann et al. 2000)
		CVD	18-64	Media 24h	0,0015	0,00038	1,50%	Moolgavkar (2000)
					0,0014	0,00034	1,41%	Moolgavkar (2000)
			65+	Media 24h	0,0016	0,00035	1,60%	Moolgavkar (2003)
					0,0016	0,00034	1,58%	Moolgavkar (2003)
					0,0016	0,00034	1,58%	Moolgavkar (2003)
		PNEU	65+	Media 24h	0,0040	0,00167	4,10%	Ito (2003)
					0,0042	0,00089	4,30%	Pooled (Ito 2003, Lippmann et al. 2000)
		CLD	18-64	Media 24h	0,0024	0,00080	2,40%	Moolgavkar (2000)
					0,0021	0,00041	2,10%	Pooled (Moolgavkar 2003 (a), Moolgavkar 2003 (b))
			65+	Media 24h	0,0012	0,00207	1,20%	Ito (2003)
					0,0011	0,00020	1,10%	Pooled (Ito 2003, Moolgavkar 2003 (a), 2003 (b), 2000)
					0,0011	0,00020	1,10%	Pooled (Ito 2003, Moolgavkar 2003 (a), 2003 (b), 2000)
		ASTH	0-64	Media 24h	0,0033	0,00104	3,40%	Sheppard (2003)
					0,0033	0,00104	3,40%	Sheppard (2003)
	Visitas Salas Emergencia	ASTH	0-17	Media 24h	0,0166	0,00413	18,00%	Norris et al. (1999)
					0,0165	0,00349	18,00%	Norris et al. (1999)
		BRO	0-17	Media 24h	0,0044	0,00215	4,50%	Dockery et al. (1989)
Restricción Actividad	WLD		18-64	Media 24h	0,0046	0,00034	4,70%	Ostro (1987)
					0,0046	0,00036	4,70%	Ostro (1987)
	RAD		18-64	Media 24h	0,0048	0,00029	4,90%	Ostro (1987)
	MRAD		18-64	Media 24h	0,0074	0,00071	7,70%	Ostro and Rothschild (1989)
					0,0074	0,00070	7,70%	Ostro and Rothschild (1989)
					0,0074	0,00070	7,70%	Ostro and Rothschild (1989)

Nota:
$$\beta = \frac{\ln(RR)}{\Delta C} = \frac{\ln(\%Inc + 1)}{\Delta C}$$

Fuente: Greenlab (2012c) y SCTR (2012).

El efecto Admisiones Hospitalarias causa CVD incluye dentro de sus códigos a las causas CHF, DYS e IHD por lo que para el grupo de edad 65+ si se utilizan todas estas funciones dosis respuesta conjuntamente se está produciendo un doble conteo ya que los efectos CHF, DYS y IHD se están considerando tanto en la cuantificación individual como en la cuantificación de los efectos agrupados en CVD. Se debe tomar una decisión de qué función dosis respuesta utilizar. La primera opción corresponde a utilizar solo Moolgavkar (2000) o en su defecto utilizar conjuntamente las reportadas por Ito (2003) para los efectos CHF, DYS e IHD. En este caso, se recomienda la utilización de la función dosis respuesta reportada por Moolgavkar (2000)

por contener mayor códigos de enfermedades en su análisis.

Para mortalidad prematura, a pesar de señalar una función dosis respuesta correspondiente a la exposición a corto plazo (métrica 24 h) y otra a largo plazo (métrica anual), para el cálculo del daño marginal, éstas no se pueden utilizar conjuntamente ya que se produce un doble conteo de los casos de mortalidad. Por esto se recomienda utilizar la función correspondiente a la exposición a largo plazo (Mortalidad por causas cardiopulmonares para mayores de 30 años) que abarca ambos efectos. Igual que antes los datos de Greenlab en oscuro y los de SCTR en claro.

Tabla 11-4: Funciones Concentración Respuesta Recomendadas para la exposición a O₃

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Grupo Edad	Métrica	β	Sigma Beta	Inc por 10 ug/m ³	Fuente
Mortalidad Prematura	Mortalidad Prematura	Todos	Todos	Media 24h	0,0015	0,00040	1,50%	Bell et al. (2005)
					0,0015	0,00040	1,51%	Bell et al. (2005)
Acciones Médicas	Admisiones Hospitalarias	RSP	65+	Media 24h	0,0027	0,00139	2,70%	Schwartz (1995)
		ASTH	Todos	Media 24h				
					0,0025	0,00072	2,53%	Burnett et al. (1999)
		CLD	Todos	Media 24h				
					0,0030	0,00111	3,05%	Burnett et al. (1999)
		PNUM	Todos	Media 24h				
					0,0020	0,00052	2,02%	Burnett et al. (1999)
		DYS	Todos	Media 24h				
Restricción Actividad	SLD		0-17	M á x i m a 8h	0,0082	0,00463	8,50%	Gilliland et al. (2001)
	MRAD		18-64	M á x i m a 1h	0,0022	0,00067	2,20%	Ostro and Rothschild (1989)
						0,00066	2,22%	Ostro and Rothschild (1989)

Nota:
$$\beta = \frac{\ln(RR)}{\Delta C} = \frac{\ln(\%Inc + 1)}{\Delta C}$$

Fuente: Greenlab (2012c) y SCTR (2012).

En este caso también se debe tener cuidado al ocupar el valor recomendado de enfermedades respiratorias (RSP) evitar la doble contabilidad y no utilizar otros valores como asma (ASTH), en-

fermedad respiratoria crónica (CLD), Neumonía (PNUM) y Disrritmia (DYS), teniendo cuidado también en el grupo etario que se quiere estudiar.

Tabla 11-5: Funciones Concentración Respuesta recomendadas para la exposición a SO₂ y NO₂

Tipo Efecto	Efecto	Causa	Cont.	Grupo Edad	Métrica	β	Sigma Beta	Inc por 10 ug/m ³	Fuente
Acciones Médicas	HA	RSP	SO2	65+	Media 24h	0,0008	0,00046	0,8%	Schwartz et al. (2003)
			NO2	65+	Media 24h	0,0032	0,00173	3,3%	Fung et al. (2006)
	ERV	ASTH	SO2	0-14	Media 24h	0,0050	0,00901	5,1%	Wilson et al. (2007)
			SO2	65+	Media 24h	0,0110	0,01402	11,6%	Wilson et al. (2007)
			NO2	75+	Media 24h	0,0135	0,00534	14,5%	Villeneuve et al. (2007)
Restricción Actividad	EA	SLD	NO2	4-12	Media 24h	0,0140	0,01055	15,0%	O'Connor et al. (2008)
	MRAD	Tos	NO2	7-14	Media 24h	0,0157	0,01122	17,0%	Schwartz et al. (1994)

Nota:
$$\beta = \frac{\ln(RR)}{\Delta C} = \frac{\ln(\%Inc + 1)}{\Delta C}$$

Fuente: Greenlab (2012c)

Por ahora solo se tiene disponible el estudio de Greenlab para los contaminantes SO₂ y NO₂.

11.2.3 Valoración

Una vez cuantificada la magnitud de los impactos en salud de cada una de las medidas es necesario llevarlos a términos monetarios para poder valorarlos económicamente.

La valoración económica de los efectos a la salud puede ser estimada de las siguientes maneras:

- A través de medidas de costo, que incluyen el tratamiento de la enfermedad y la pérdida de productividad por días no trabajados (método COI).
- A través de medidas de la disposición a pagar de los individuos por disminuir riesgos a su salud, que incluyen los niveles valorados por el

método COI más la pérdida de bienestar que implica estar enfermo.

Según lo anterior, los impactos económicos de efectos en la salud producto de la contaminación del aire incluyen tres niveles: (i) costo de tratamiento, (ii) productividad perdida y (iii) pérdida de bienestar.

Idealmente, valores de WTP son las mejores aproximaciones de los beneficios totales de mejoras en la calidad del aire en el bienestar de las personas. Desafortunadamente, estos valores no se encuentran generalmente disponibles para el caso chileno por lo que en tal situación, serán utilizados valores basados en el método COI o en su defecto valores WTP transferidos de otras ciudades o países utilizando la siguiente ecuación:

Ecuación 11-6: Transferencia WTP

$$WTP_{Chile} = WTP_{PaisBase} \cdot (IPC_{Chile} / IPC_{PaisBase})^{\eta}$$

Donde IPC es el ingreso per cápita del país correspondiente y η es la elasticidad de la demanda con respecto al ingreso por salud. La hipótesis subyacente en el método de transferencia de beneficios, es que las diferencias en valoración pueden ser explicadas principalmente debido a diferencias en ingresos entre ambos países. Una elasticidad de 1 significa que los valores de WTP transferidos son proporcionales a las diferencias en ingreso, mientras que una elasticidad de 0 implicaría que la valoración no depende del ingreso; por lo que los valores de WTP transferidos serían constantes. Estudios de disposición al pago han estimado la elasticidad de la demanda con respecto al ingreso en un rango que va desde 0,2 a valores mayores a 2 (Alberini, Cropper et al. 1997). Los valores generalmente aceptados van desde 0,4 hasta 1,0.

Se preferirá utilizar valores nacionales utilizando el valor WTP, si está disponible, o en su defecto el valor COI. En caso de no disponer de ambos valores nacionales se procederá a transferir el valor WTP de otras ciudades o países.

11.2.4 Proyección de Beneficios en el Tiempo

Existen dos parámetros que deben ser proyectados para obtener la estimación de beneficios en el periodo de análisis:

En primera instancia se debe proyectar la población analizada, la cual afecta a la cuantificación del cambio de efectos producto del cambio en la concentración ambiental.

Segundo, se deben proyectar los valores asociados a cada uno de los efectos cuantificados. La valoración de los efectos, se asume que depende directamente de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita por lo que la proyección de estos valores dependerá de este parámetro. Se sugiere utilizar la siguiente ecuación para la proyección de los valores de efectos.

Ecuación 11-7: Proyección valorización de efectos

$$Valor_{AñoProy} = Valor_{Original} \cdot (1 + TC_IPC)^{AñoProy - AñoOriginal}$$

Donde,

Valor_{AñoProy}: Valor que se le otorga al efecto para un año dentro del periodo de análisis.

Valor_{Original}: Valor calculado originalmente.

TasaCrecimientoIPC: Tasa de crecimiento del ingreso per cápita que está dada por la ecuación 11-8.

Tabla 11-6: Valores Utilizados en la cuantificación de los efectos considerados (UF/caso)

Efecto	Causa	Grupo Edad	CM	PP	Disutilidad (WTP)	Total
Mortalidad Prematura	CPM	Adultos			7.583	7.583
		Adultos Mayores			7.583	7.583
Admisiones Hospitalarias (HA)	CHF	Adultos Mayores	27,4	4,2		31,6
	DYS	Adultos Mayores	43,9	4,1		48,1
	IHD	Adultos Mayores	20,9	3,5		24,4
	CLD	Adultos	27,4	3,6		31,0
		Adultos Mayores	27,4	4,2		31,6
	PNEU	Adultos Mayores	29,4	4,8		34,2
	CVD	Adultos	45,3	3,6		48,9
		Adultos Mayores	43,9	4,8		48,7
	ASTH	Niños	21,0	1,1		22,1
		Adultos	21,0	3,1		24,1
Visitas Salas Emergencia (ERV)	ASTH	Adultos Mayores	29,4	4,7		34,1
		Niños	0,8	0,3		1,1
		Adultos	0,8	0,3		1,1
Días de Colegio Perdidos (SLD)		Adultos Mayores	0,8	0,3		1,1
Días de Colegio Perdidos (SLD)		Niños		0,2		0,2
Días Laborales Perdidos (WLD)		Adultos		0,7		0,7
Días con Actividad Restringida (RAD)		Adultos		0,2		0,2
Días con Act, Rest, Leve (MRAD)		Adultos		0,0		0,0

Fuente: Greenlab (2012c)

Ecuación 11-8: Cálculo de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita

$$TC_{IPC} = \frac{(1 + TC_{PIB})}{(1 + TC_{Pob})}$$

Donde,

TC_{PIB} : Tasa de crecimiento del PIB durante el periodo de análisis.

TC_{Pob} : Tasa de crecimiento de la población durante el periodo de análisis.

En base a la proyección de estos dos parámetros es posible proyectar los beneficios en el periodo de análisis del AGIES tal como lo muestra la siguiente ecuación.

Ecuación 11-9: Cálculo del beneficio de un efecto determinado

$$\text{Beneficio}_{\text{año proy}} = \Delta E(\text{Población}_{\text{año proy}}) \cdot VS(\text{TC_IPC})$$

Donde,

$\text{Beneficio}_{\text{año proy}}$: Beneficio de un año determinado producto de la disminución del efecto.

$\Delta E(\text{Población}_{\text{año proy}})$: Cambio de efectos de un año determinado que depende de la población afectada.

$VS(\text{TC_IPC})$: Valor social del efecto de un año determinado que depende de la tasa de crecimiento del ingreso per cápita.

Agregación de Beneficios

Finalmente para calcular el beneficio social en salud de mejoras en la calidad del aire, se requiere valorizar cada uno de los efectos adicionales, y luego sumarlos a cada subpoblación afectada y a todos los efectos, como muestra la siguiente ecuación:

Ecuación 11-10: Agregación de beneficios

$$BSS^k = \sum_{\text{efectos } i} \sum_{\text{pob } j} BSS_{ij}^k = \sum_{\text{efectos } i} \sum_{\text{pob } j} (\Delta E_{ij}^k \cdot VS_{ij})$$

Donde,

ΔE_{ij}^k : Cambio de efecto i en la población j

VS_{ij} : Valor social del efecto i en la población j, y puede corresponder a un valor de costo de la enfermedad o disposición a pagar, según sea la disponibilidad de información.

En esta agregación de beneficios es necesario tener cuidado de no contar dos veces el valor de algunos efectos. Por ejemplo, si se dispone de los

costos médicos y de la disposición a pagar por evitar una hospitalización, no es posible sumar ambos, ya que la disposición a pagar incluye el costo médico evitado. Sin perjuicio de lo anterior, se pueden presentar los resultados desagregados, cuidando de no sumarlos cuando no corresponda.

11.2.5 Cálculo de Beneficios Unitarios

Al igual que para el cálculo de efectos, es útil calcular beneficios unitarios por población y cambios de concentraciones, que permiten una comparación de los impactos de la contaminación en diferentes realidades. El beneficio unitario está dado por:

Ecuación 11-11: Beneficios unitarios salud

$$BSU_j^k = \sum_{\text{efectos } i} \beta_{ij}^k \cdot IR_{ij} \cdot VS_{ij} \left[\frac{\$}{p \cdot \mu g m^{-3}} \right]$$

Donde,

β_{ij}^k : Coeficiente de riesgo unitario del efecto i en la población j para el contaminante k

IR_{ij} : Tasa de incidencia del efecto i en la población j

VS_{ij} : Valor social del efecto i en la población j.

El beneficio social unitario es expresado generalmente en dólares por persona por $\mu g/m^3$ de concentración de contaminante reducida, y puede corresponder a disposición al pago (WTP) o costo de la enfermedad (COI). Es posible calcular directamente el beneficio social resultante de la reducción de concentraciones del contaminante k como:

Ecuación 11-12: Beneficio resultante

$$BS(\Delta C^k) = BSU_j^k \cdot \Delta C_k \cdot Pop_j$$

Donde,

BSU_j^k : Beneficio social unitario del contaminante k para la subpoblación j

ΔC_k : Cambio de la concentración del contaminante k

Pop_j : Población j

11.2.6 Distribución de Beneficios en Salud

Los beneficios y costos de las medidas de mitigación se distribuyen de distinta manera entre los agentes económicos involucrados (privados, Estado y población). Por esto se sugiere un análisis distributivo para identificar las proporciones de los costos y beneficios atribuibles a cada uno de los agentes.

Tanto los costos como beneficios pueden desagregarse según agente económico y tipo de fuente, entregando así información ilustrativa de los impactos económicos de aplicar medidas de mitigación. Para la elaboración de este análisis es necesario el rastreo de los costos asociados a cada una de las medidas como lo son los costos de inversión, mantención, etc. También es necesario identificar quiénes serán los beneficiados monetariamente dada la disminución de efectos nocivos para la salud. Se sugiere realizar los siguientes supuestos para así poder realizar el análisis:

- Los beneficios del efecto se deben calcular según el tipo de previsión del afectado, siempre que sea posible. Cuando no exista información, se distribuyen según el tipo de previsión de acuerdo al número de beneficiarios pertenecientes a cada sistema (asumiendo una tasa

de efecto constante para toda la población) según grupo de edad (cuando esto fuese posible) o según población total.

- Si el beneficio no depende del sistema de previsión, se distribuye entre los diferentes agentes según el porcentaje de empleados públicos, privados o independientes.

En general, la asignación depende de la componente del valor. Cuando se trata de disutilidad, el valor se asigna enteramente a la población. Los gastos médicos y la productividad perdida pueden ser divididos entre los actores sociales de acuerdo a diferentes criterios.

A continuación se describe con mayor detalle la asignación de dichas componentes de valor a los distintos agentes.

Costos de tratamientos médicos: Este componente del valor se aplica sólo a los efectos en morbilidad y siempre que se cuente con la información necesaria. Los gastos médicos se distribuyen entre los distintos agentes de acuerdo al sistema de previsión al cual pertenece la persona afectada. Así, al Estado corresponden los gastos asociados a FONASA, al sector privado los gastos asociados al sistema ISAPRE y a la población en general se le asignan los gastos de particulares y otros. Es preciso mencionar que para cada efecto se considera que, el valor correspondiente a costos médicos es el mismo para cada agente, la diferencia radica en el número de efectos estimados para cada uno de ellos. Por simplicidad en los cálculos, se asume que el sistema de previsión del afectado cubre en un 100% los gastos médicos.

Días de pérdida de trabajo: La asignación de valores para la componente de productividad perdida requiere de un mayor análisis, y se debe considerar sólo a aquella proporción de la po-

blación afectada que se encuentra laboralmente ocupada. El costo por ausentismo laboral a causa de los efectos considerados se le asigna al Estado y al sector privado considerando las instituciones a quienes corresponde el pago de subsidios producto de las licencias médicas involucradas. De este modo, al sector privado se le asignan los valores asociados al pago de subsidios por parte de las ISAPRE, mientras que al Estado se le asigna el pago de subsidios—por medio de la Comisión de Medicina Preventiva e Invalidez que corresponda— a las personas que pertenecen a FONASA.

Para establecer las proporciones de los costos por ausentismo laboral se recomienda revisar la normativa laboral vigente, donde se expresa el método de pago según las características de la ausencia. Como ejemplo, se presenta la siguiente tabla elaborada por DICTUC (2001), ésta muestra el criterio utilizado para la distribución de beneficios según la variable “días perdidos de trabajo”.

Tabla 11-7: Ejemplo – Criterios de asignación de las pérdidas en productividad a los diferentes agentes

Tipo de Previsión del Afectado	Sector al cual se le asigna el pago de licencias		
	Estado	Sector Privado	Población
FONASA	Empleado Público: Todo	N/A	Empleado Privado: Lic. 0 – 10 días: Hasta 3 primeros días
	Empleado Privado:		
	Lic. > 10 días: Todo		
	Lic. 0 – 10 días: Sólo desde 4° día		
	Independiente: Todo		
ISAPRE	N/A	Lic. > 10 días: Todo	Lic. 0 – 10 días: Hasta 3 primeros días

Fuente: DICTUC (2001).

Días de Actividad Restringida: En aquellos casos en que el afectado es un niño que está al cuidado de una persona adulta ocupada, la productividad perdida por esta persona se valora en un monto correspondiente a un día de actividad restringida. Esta pérdida de productividad recae enteramente en el empleador (Estado, sector privado, población). Los días de actividad restringida menor (disutilidad) los pierde la población en general.

11.2.7 Casos

Caso 1 Estimación de los beneficios de aplicar una norma de emisión para termoeléctrica

KAS Ingeniería y GeoAire (2009) estimaron los beneficios de aplicar una norma de emisión para termoeléctricas. La evaluación se realizó al comparar el escenario *Business as Usual* (BAU), o escenario base, con los escenarios de norma propuestos. La reducción de emisiones se extrae de esta

comparación. Una reducción en emisiones trae consigo a una reducción en las concentraciones de los contaminantes ambientales, lo que a su vez se traduce en una posible mejora en la salud de las personas. Para valorizar los efectos en la salud KAS Ingeniería y GeoAire (2009) utilizaron la metodología de la USEPA (1991).

Para la estimación de beneficios en salud se utilizó el método de la función de daño, con lo que los pasos realizados se pueden resumir de la siguiente forma:

- Estimación del cambio de emisiones de contaminantes.

- Estimación del cambio en concentraciones ambientales de los contaminantes que producen efectos en la salud.
- Estimación en el número de efectos en exceso debido a los cambios en concentraciones ambientales utilizando funciones dosis-respuesta.
- Valoración social del cambio en los efectos en exceso, basado en la disposición a pagar de la sociedad por reducir cada uno de los efectos.

Los contaminantes y efectos en la salud que se consideraron para la valoración se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 11-8: Efectos en salud KAS

Contaminante	Efecto evaluado
MP ₁₀	Mortalidad cardiorrespiratoria Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias Ausentismo laboral Ausentismo escolar
MP _{2.5}	Mortalidad cardiorrespiratoria Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias Bronquitis crónicas Ausentismo laboral Ausentismo escolar
SO ₂	Mortalidad cardiorrespiratoria Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias
NO ₂	Admisiones hospitalarias por causas cardiovasculares y respiratorias

Fuente: KAS Ingeniería y GeoAire (2009).

Para estimar el número en exceso de casos fue necesario obtener la tasa de admisión hospitalaria para cada efecto. Debido a que se utilizó un modelo de dispersión, se engrilló la región de evaluación en celdas. De esta forma, cada celda

tendría un cambio específico en concentración, lo que hace necesario estimar los excesos de casos para cada celda y luego agregarlos. Este procedimiento se resume con la siguiente ecuación.

Ecuación 11-13: Efectos en exceso KAS

$$\Delta E_{\delta} = \sum_{i=1}^{N_c} E_{O_{\delta}} \cdot (e^{\{\beta_{\delta} \cdot \Delta C\}} - 1) \cdot Pop_i$$

Donde,

ΔE_{δ} : Número de efectos tipo δ evitados.

N_c : Número de celdas del área de estudio.

β_{δ} : Coeficiente de concentración-respuesta para el efecto δ .

E_{θ} : Tasa de admisión hospitalaria por enfermedad δ .

ΔC : Delta concentración obtenido por el modelo de dispersión.

Pop_i : Población en celda i obtenida.

Además de los beneficios en salud se cuantificaron los beneficios en recursos naturales. Esto consideró la deposición de contaminantes en exceso con respecto al escenario base, esta cuantificación no fue incluida en los beneficios finales de la evaluación económica ya que no logró ser valorada.

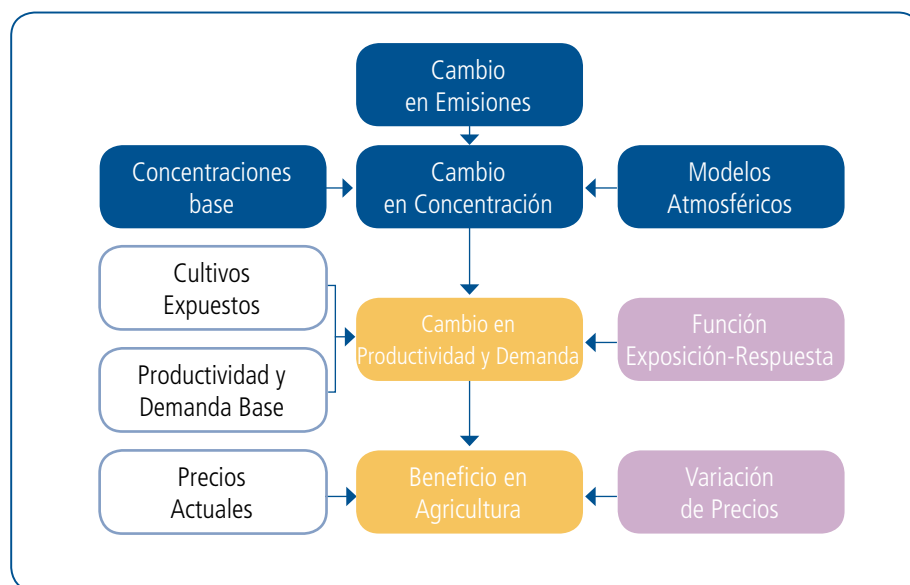
11.3 Cálculo de Beneficios en Agricultura

La agricultura es una actividad que está estrechamente vinculada con la calidad del ambiente, la contaminación atmosférica ha demostrado tener

la capacidad de alterar las condiciones de esta actividad, dañando los cultivos, disminuyendo su productividad y la calidad de las cosechas (Spash 1997, Bell y Treshow 2002). Existen varios contaminantes identificados con la capacidad de generar pérdidas económicas a través de impactos en la productividad de las siembras, así como también dañando físicamente las cosechas, haciéndolas menos atractivas para los consumidores. Desde este punto de vista la contaminación atmosférica impacta tanto en la oferta de productos agrícolas (disminución de la productividad) como también en la demanda (baja atracción debido a daños físicos) por parte de los consumidores.

El primer paso para calcular los beneficios en agricultura consiste en identificar los efectos nocivos en los cultivos a causa de la contaminación atmosférica. Luego se debe relacionar el o los contaminantes responsables de cada efecto negativo para así estimar los beneficios de mejorar la calidad del aire. Para llevar a cabo estos pasos, se sigue el método de la función de daño que fue explicado en el Capítulo 5.

Figura 11-6: Función daño agricultura



Fuente: Greenlab (2012a).

De manera similar al caso de salud, el método de la función daño para agricultura comprende una secuencia de modelos interrelacionados. En primer lugar se dispone de un modelo que estima los cambios en emisiones producto de cambios en el nivel de actividad de las fuentes o factores de emisión o ambos. Luego un modelo que estima el cambio en concentraciones ambientales resultante de los cambios en emisiones, después un modelo que vincula los cambios en concentraciones de contaminantes con los cambios en la incidencia de efectos dañinos para la agricultura, tanto en la producción como en la demanda de productos. Finalmente, se valoriza el cambio en producción y demanda según el precio de los cultivos.

11.3.1 Identificación

Según Spash (1997), dentro de los contaminantes de impacto más significativo en la agricultura se identifica a los siguientes: O_3 , SO_2 , NO_x y el CO_2 .

El ozono tiene la capacidad de disminuir el rendimiento y de dañar la apariencia de los cultivos. El daño visible genera un impacto en la demanda de los productos agrícolas a causa de un efecto negativo en los consumidores, generando una pérdida social como se puede observar en la Figura 11-9. Si bien existe conciencia de este efecto, es de gran complejidad cuantificarlo. Además, al disminuir el rendimiento de los cultivos también se genera dicha pérdida como se aprecia en la Figura 11-8.

La investigación en cuanto a la evaluación económica de impactos en la agricultura por parte de la contaminación atmosférica se ha centrado en el ozono troposférico, acidificación del suelo a través de SO_2 y el cambio climático global (Spash 1997).

Se sugiere hacer referencia a las investigaciones realizadas en Estados Unidos por parte de la *National Crop Loss Assessment Network* (NCLAN)

(Heck, Taylor *et al.* 1982), quienes han sido precursores en la evaluación de impactos a causa de variaciones en las concentraciones de contaminantes.

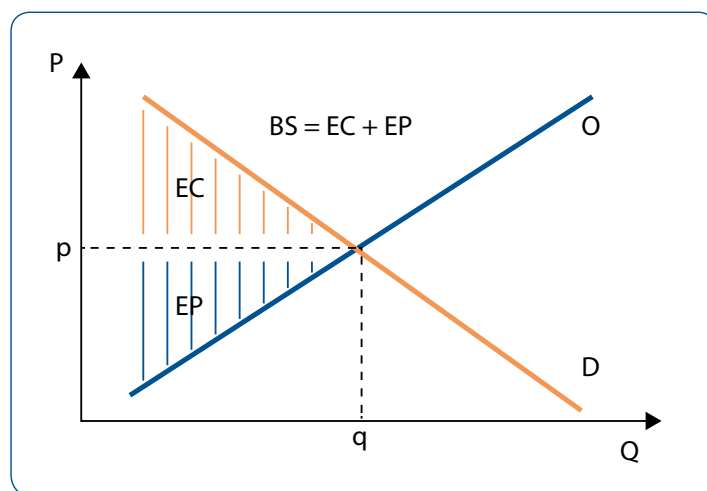
11.3.1.1 Descripción Económica de Efectos

Considerando los dos posibles efectos identificados por la literatura, a continuación se realiza un análisis sobre los impactos de estos efectos en el equilibrio económico y los agentes involucrados.

Por su parte el excedente del consumidor (EC) representa la diferencia entre la cantidad máxima

que un consumidor está dispuesto a pagar por un bien y lo que en la realidad paga (área achurada de color naranja). El excedente del productor (EP) representa el precio de mercado menos el costo marginal de cada unidad producida o, análogamente a la definición del EC, es la diferencia entre el precio mínimo al que está dispuesto a vender una cantidad determinada el productor, con el precio real de venta. El beneficio social (BS) se define como la suma de EP y EC.

Figura 11-7: Beneficio social

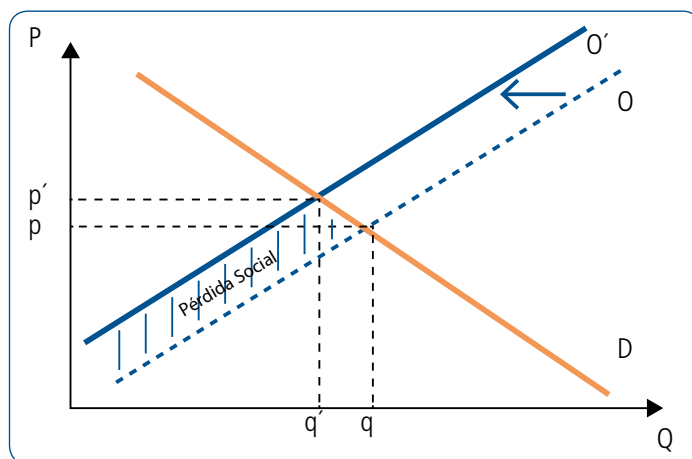


Fuente: Greenlab (2012a).

Una disminución en los rendimientos de los cultivos tendría un efecto en la oferta de productos. Como se puede observar en la Figura 11-8, suponiendo equilibrio económico en los cultivos afectados,

la baja de rendimiento causaría desplazamiento hacia la izquierda en la curva de oferta produciendo así alza en los precios y consecuentemente una pérdida social.

Figura 11-8: Efecto de reducción en rendimiento de cultivos

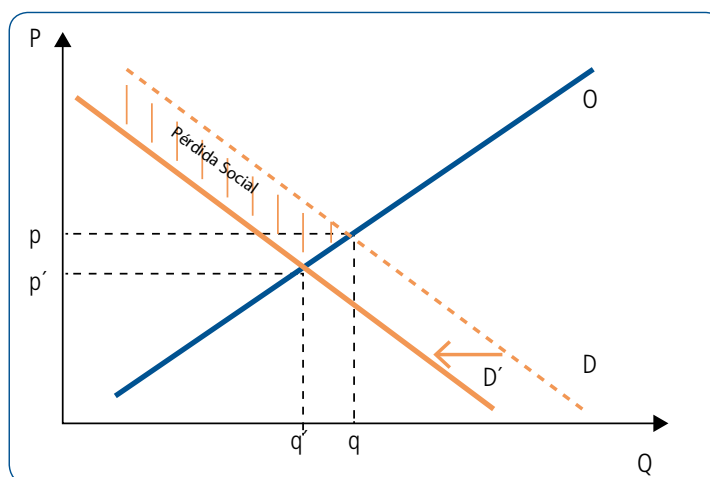


Fuente: Greenlab (2012a).

El daño en la calidad de los productos genera efecto en la demanda de productos. Al presentar daños tanto frutas, como vegetales, pierden atractivo frente a los consumidores, lo que modifica sus comportamientos. En la Figura 11-9 se puede

observar una representación de esta situación, la demanda se desplaza a la izquierda, lo que en este caso produce baja en los precios y pérdida social asociada. En ambos casos tanto el EP como el EC se ven reducidos, lo que explica la pérdida social.

Figura 11-9: Efecto de daño a calidad de productos



Fuente: Elaboración propia.

Si bien una correcta evaluación del impacto de contaminantes en la agricultura debería considerar ambos efectos y sus impactos en oferta, demanda y precios, la ausencia de información causa

que estos impactos sean modelados con ciertos supuestos, los que serán explicados a continuación.

11.3.2 Cuantificación

11.3.2.1 Identificación de Cultivos Expuestos

Previo a estimar los impactos en agricultura primero se deben identificar aquellos cultivos presentes dentro del alcance del análisis susceptible a cambios en concentraciones de contaminantes. Cada especie puede responder de distinta forma frente a variaciones en las concentraciones de distintos compuestos. Por esto se debe catastrar la zona e identificar los cultivos presentes, para luego categorizar aquellos que sufran efectos nocivos por parte de los contaminantes. Para definir la susceptibilidad de los cultivos frente a contaminantes se debe realizar un análisis sobre las funciones exposición-respuesta. Debido a que la investigación relacionada a establecer funciones exposición-respuesta ha tomado lugar en Europa, Norte América y Asia, se han evaluado cultivos relevantes a aquellas regiones. Esto implica que tal vez no existan funciones para cultivos representativos de Chile o la zona de análisis. Por ello se recomienda revisar las funciones disponibles y en lo posible estimar los beneficios de aquellos cultivos que, dada su exposición, brindan un mayor beneficio económico a la región de análisis.

11.3.2.2 Estimación del Cambio en Rendimiento de Cultivos

La presencia de altas concentraciones de contaminantes en el ambiente disminuye el rendimiento de los cultivos (Chameides, Kasibhatla *et al.* 1994). Esta diferencia en rendimiento se cuantifica calculando el porcentaje de cambio en rendimiento entre condiciones de aire limpio y contaminado. Se debe considerar que por lo general la situación base ya presenta rendimientos reducidos.

Los resultados de estudios realizados en Estados Unidos en el año 1984 estiman pérdidas a causa de la disminución en rendimiento de las cosechas de entre 20 a 152 millones de dólares por un aumento de entre 10% a 50% en la acidificación del suelo a causa del SO_2 (Callaway, *et al.* 1986), lo que se torna casi marginal al compararlo con las pérdidas de 2,1 billones estimadas a causa de un aumento del 25% de ozono para el mismo año (Adams, *et al.* 1985). Esto sugiere que el contaminante central a evaluar es el O_3 . Sin embargo, la dificultad de modelar la concentración del O_3 es una barrera en la estimación económica de las pérdidas.

11.3.2.3 Funciones Exposición-Respuesta

Las funciones exposición-respuesta o dosis-respuesta en el sector agricultura relacionan las concentraciones de contaminantes con el rendimiento de los cultivos. Existen tres métodos para determinarlas: modelos de daño foliar, información de respuesta secundaria y experimentación. Se han realizado evaluaciones económicas de los impactos de contaminantes con estos tres métodos. Los modelos de daño foliar han sido catalogados como defectuosos ya que calcular los rendimientos de los cultivos en base al daño visible puede ser engañoso (Jacobson 1982). Los modelos de información de respuesta secundaria se basan en obtener la función aplicando técnicas de regresión a estudios de prevalencia. La ventaja de estos estudios es que requieren pocos recursos en comparación con la experimentación, pero los resultados a veces han sido inconsistentes con los experimentos. El último método para determinar funciones es la experimentación en base a invernaderos y cámaras descubiertas. La mayoría de los estudios para determinar funciones de exposición-respuesta han sido realizados bajo el

enfoque de experimentación, por lo que el método ha madurado y hoy sus resultados son los más confiables.

Dada la naturaleza del sector agricultura se recomienda el uso de estudios locales para la determinación de funciones exposición-respuesta, esto debido a que los cultivos y sus reacciones a los contaminantes están determinados tanto por la genética como por su relación con el suelo, creando una relación local poco replicable. Aún así existe la posibilidad de extrapolar resultados obtenidos internacionalmente pero el grado de incertidumbre aumenta (Spash 1997). Por ejemplo, Emberson et al. (2009), estimó las pérdidas de rendimiento de cultivos en Asia mediante funciones DR elaboradas en Norteamérica, para luego compararlas con las pérdidas obtenidas con funciones DR generadas localmente. Los resultados arrojaron una diferencia de hasta 40% en las pérdidas de rendimiento, donde las funciones norteamericanas subestimaron la susceptibilidad de los cultivos asiáticos.

Es importante que al realizar las extrapolaciones de las funciones se utilicen para las mismas especies que fueron diseñadas. Existe el caso de un estudio por parte de la OECD que utilizó una única función de exposición-respuesta para muchas especies cuando ésta estaba diseñada exclusivamente para el césped inglés. Los resultados del ACB generaron críticas mayores entre los expertos (Linzon 1984, Spash 1997).

En la década de los ochenta se llevaron a cabo la mayoría de los estudios de experimentación con el objetivo de determinar estas funciones para el ozono y la acidificación de suelos (SO₂). Los estudios fueron por parte de NCLAN y sus resultados son utilizados hoy en día por la USEPA. Paralelamente en Europa se desarrollaron estudios por

parte de EOTCP en los cuales se determinaron distintas funciones exposición-respuesta a las obtenidas por NCLAN, principalmente debido a la utilización de distintos umbrales para la concentración de ozono. El cálculo de efectos en el rendimiento de cultivos a causa de contaminantes atmosféricos presenta un grado considerable de inmadurez en relación a los cálculos en salud.

11.2.3.4 Disminución en Rendimiento a Causa del Ozono Troposférico

La respuesta de los cultivos al ozono varía según la especie y las variedades dentro de la especie, lo que dificulta la cuantificación de las pérdidas de rendimiento y por ende las pérdidas económicas. Además, los efectos del ozono sobre la planta difieren según la hora del día dado que las plantas inhalan el ozono a través de las estomas (Holdgate 1979). Durante la noche las plantas reducen la apertura de las estomas por lo que el impacto del contaminante sobre la planta disminuye drásticamente. Existen otras variables que también determinan la apertura de las estomas que pueden aumentar la incertidumbre en la cuantificación de daños en la agricultura, como por ejemplo la temperatura y la humedad (Medeiros y Moskowitz 1983).

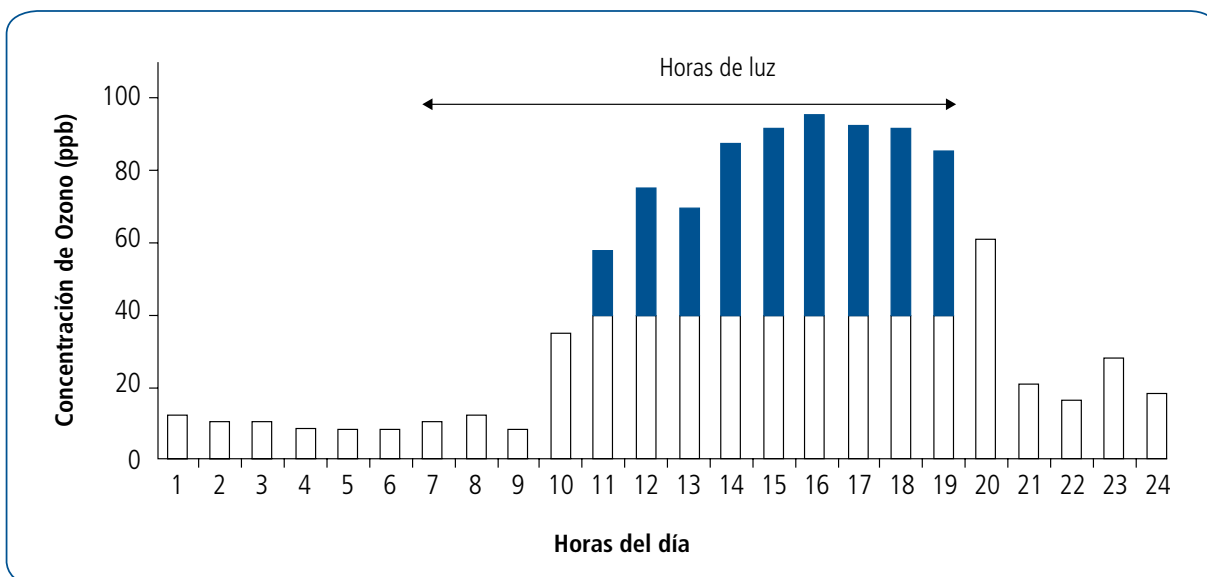
Dadas las variaciones en la respuesta de los cultivos a causa de factores temporales, la USEPA y UNECE LRTRAP sugieren utilizar índices de concentración basados en promedios horarios de concentración. Las funciones dosis-respuestas elaboradas por estas dos instituciones se definen según distintos índices. Debido a esto se recomienda utilizar las funciones generadas por Mills (2007), quien recopiló variadas funciones, considerando 19 cultivos, y las estandarizó bajo un mismo índice. El índice utilizado corresponde

al AOT40 y está recomendado por UNECE LRTRAP. Las funciones D-R recomendadas en esta guía se pueden encontrar más adelante en este capítulo.

AOT40 (en ppm h) corresponde a la concentración acumulada sobre el umbral de las 40 ppb. Se calcula como la suma de las diferencias entre el pro-

medio horario de concentración y las 40 ppb, sólo en las horas de luz en los meses de crecimiento del cultivo. En la Figura 11-10 se muestran como ejemplo los datos que deben considerarse en el cálculo del AOT40 para un día.

Figura 11-10: AOT para un día



Fuente: Umwelt Bundes Amt (2004).

Las barras verdes representan los valores que deben ser sumados para cada día y mes en la temporada de crecimiento de los cultivos. Como se aprecia, sólo se consideran aquellos niveles que están por sobre las 40 ppb en las horas de luz, si bien a las 20:00 se registró una concentración mayor a 40 ppb esta no debe considerarse en la construcción del AOT40 ya que no está dentro del horario de luz. Para una descripción detallada del cálculo se sugiere revisar Umwelt Bundes

Amt(2004). Cabe mencionar que Mills consideró un periodo de crecimiento de 3 meses para los cultivos. Si bien el cálculo del índice considera la suma de concentraciones en ppb, las funciones de dosis respuesta elaboradas por Mills requieren la transformación a ppm.

Las funciones exposición-respuesta tienen la forma expresada en la ecuación 11-14:

Ecuación 11-14: Función exposición-respuesta

$$Y = -a \cdot AOT40 + b$$

Donde a y b corresponden a parámetros únicos de cada especie, Y representa el rendimiento relativo de producción del cultivo, expresado como un valor decimal. Este rendimiento es relativo a condiciones de un AOT40 igual a cero.

Para cuantificar los beneficios económicos a causa de un aumento de rendimiento de las cosechas primero se debe calcular el rendimiento perdido presente en la línea base de concentraciones. Mediante la siguiente ecuación podremos conseguir la producción teórica relativa a condiciones de aire limpio.

Ecuación 11-15: Porcentaje de cambio en rendimiento

$$Pr_{teórica} = \frac{Pr_{base}}{Y_{base}}$$

Donde, $Pr_{teórica}$ corresponde a la producción, en toneladas, que resultarían de un rendimiento en condiciones de aire limpio (AOT40 igual a cero). Pr_{base} corresponde a la producción base utilizada para estimar los beneficios; este dato debiera estar basado en las producciones reales de la región de análisis; una posible fuente para estos datos es el censo agropecuario del año 2007. Y_{base} corresponde al rendimiento del cultivo en la situación base; para obtener este rendimiento es necesario estimar el AOT40 del escenario base y utilizar la función dosis-respuesta correspondiente al cultivo a evaluar. Luego, para calcular la producción en el escenario con medida se debe estimar el rendimiento de los cultivos en base al índice AOT40 resultante de las reducciones de contaminación. La Ecuación 11-16 presenta la producción con medida.

Ecuación 11-16: Producción con medida

$$Pr_{medida} = Pr_{teórica} \cdot Y_{medida}$$

Donde, Pr_{medida} corresponde a la producción resultante de aplicar las medidas de descontaminación e Y_{medida} es el rendimiento de los cultivos bajo la calidad del aire resultante de las medidas.

El cambio en producción estará dado por la diferencia entre la producción base y la producción con medida, valorizando esta diferencia se obtendrían los beneficios en agricultura, esto se realizará en el Apartado 11.3.3.

Ecuación 11-17: Beneficio en producción ozono

$$\Delta Pr = Pr_{medida} - Pr_{base}$$

Donde ΔPr corresponde al cambio en producción (toneladas) debido a la medida a evaluar.

11.3.2.5 Disminución en Rendimiento a Causa de la Acidificación del Suelo

La acidificación del suelo impacta el consumo de nutrientes de las plantas. Esto puede tener tanto efectos positivos como negativos. Si el suelo naturalmente contiene concentraciones bajo un cierto umbral, dependiente de la especie, el crecimiento se puede ver beneficiado. Sin embargo, si las concentraciones sobrepasan el umbral, el rendimiento de las cosechas se puede ver reducido (Friedrich, et al. 2004).

Dado que los impactos del ozono son sustancialmente mayores a los causados por la acidificación del suelo, la evaluación económica en torno al impacto del SO_2 ha perdido interés en la investigación científica. A causa de esto, la elaboración

de funciones dosis-respuesta ha sido limitada. Se sugiere utilizar los resultados obtenidos por Baker (1986) para la respuesta de la cebada frente a concentraciones ambientales de SO_2 . Si bien es-

tos resultados han sido extrapolados a distintos cultivos, la literatura sugiere explícitamente no hacerlo. La Ecuación 11-18 representa lo obtenido por Baker.

Ecuación 11-18: Cambio en rendimiento de la Cebada a causa de acidificación

$$Y = -0,69 \cdot [\text{SO}_2] + 9,35$$

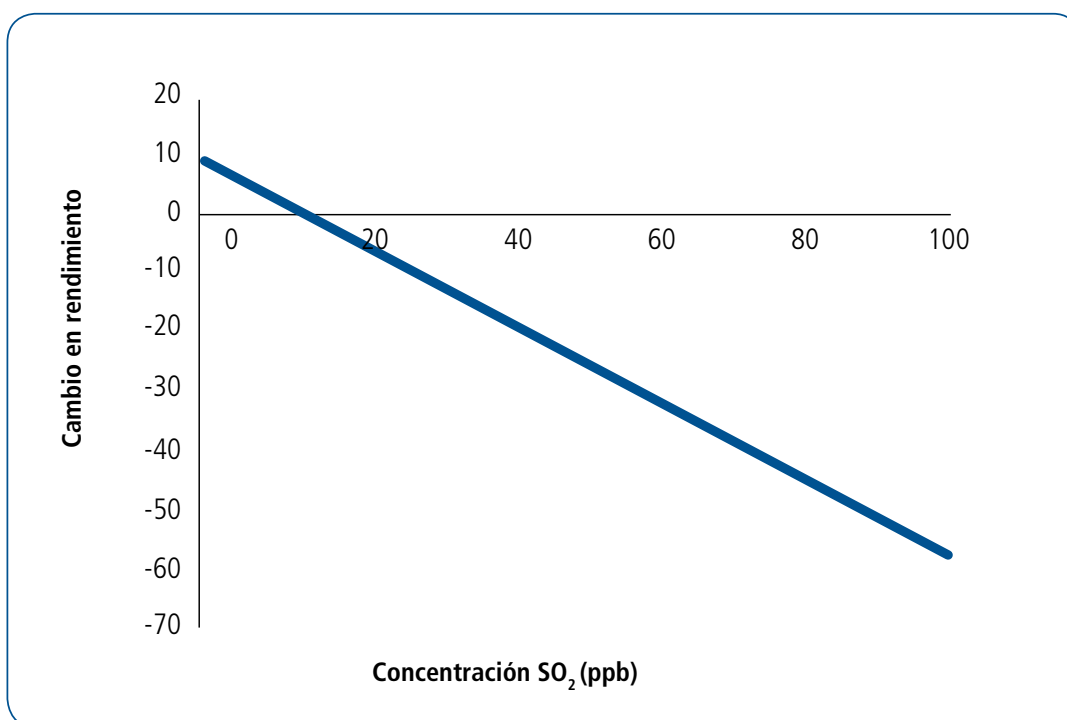
Donde,

Y : Disminución de rendimiento relativo

$[\text{SO}_2]$: Concentración atmosférica de SO_2 en ppb

En la Figura 11-11 se expone el comportamiento del rendimiento a medida que aumenta la concentración de SO_2 en ppb.

Figura 11-11: Cambio de rendimiento de la Cebada por SO_2



Fuente: Greenlab (2012a) apartir de Baker (1986).

Con la función dosis-respuesta se procede a calcular el rendimiento esperado gracias a la mitigación de emisiones de SO_2 . Para estimar el aumento en producción gracias a la medida en evaluación se sugiere la siguiente fórmula:

Ecuación 11-19: Cambio en producción por SO_2

$$\Delta \text{Pr}_{\text{SO}_2} = \text{Pr}_{\text{medida}} - \text{Pr}_{\text{base}}$$

La producción en escenario con medida está definida por:

Ecuación 11-20: Producción en escenario con medida

$$Pr_{medida} = \left[\frac{1 + \frac{Y_{medida}}{100}}{1 + \frac{Y_{base}}{100}} \right] \cdot Pr_{base}$$

Donde,

ΔPr : Cambio en producción de un cultivo en toneladas.

Y_{medida} : Disminución en rendimiento bajo la concentración resultante de aplicar la medida de reducción.

Y_{base} : Disminución en rendimiento bajo la concentración del escenario base.

Pr_{base} : Producción anual de cultivo en situación base (datos disponibles en censo agropecuario 2007).

Pr_{medida} : Producción anual de cultivo en el escenario con medida.

11.3.2.6 Funciones D-R recomendadas para Agricultura

A continuación se presentan una recopilación de las funciones D-R utilizadas para estimar los daños marginales por ozono. Se realiza un cruce entre los cultivos considerados por Mills y los que se cosechan en Chile (Greenlab 2012d).

Tabla 11-9: Función D-R para el ozono utilizadas.

Cultivo	Función (x = AOT40)
Sandía	$y = -0,0321x + 0,97$
Arveja verde	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto granado	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto consumo interno	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto de exportación	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto verde	$y = -0,0165x + 0,96$
Garbanzo	$y = -0,0165x + 0,96$
Lenteja	$y = -0,0165x + 0,96$
Lupino amargo	$y = -0,0165x + 0,96$
Lupino australiano	$y = -0,0165x + 0,96$
Lupino dulce (grano seco)	$y = -0,0165x + 0,96$
Poroto de soya	$y = -0,01616x + 1,02$
Algodón	$y = -0,016x + 1,07$
Trigo blanco	$y = -0,0161x + 0,99$
Trigo candeal	$y = -0,0161x + 0,99$
Nabo	$y = -0,0144x + 1,07$
Cebolla de guarda	$y = -0,0121x + 1,01$
Cebolla temprana	$y = -0,0121x + 1,01$
Lechuga	$y = -0,0108x + 1,04$
Tomate industrial	$y = -0,0083x + 1$
Tomate consumo fresco	$y = -0,0083x + 1$
Remolacha azucarera	$y = -0,0058x + 1$
Raps (canola)	$y = -0,0057x + 0,9$
Papa	$y = -0,0057x + 0,99$
Tabaco	$y = -0,0055x + 1,04$
Arroz (con cáscara)	$y = -0,0039x + 0,94$
Maíz (grano seco)	$y = -0,0036x + 1,02$
Uva de mesa	$y = -0,003x + 0,99$

Fuente: Greenlab (2012d)

11.3.3 Valorización

La revisión bibliográfica sugiere que existen cuatro métodos para la valorización de beneficios en la agricultura a causa de la reducción en contaminantes atmosféricos.

Los métodos más complejos (programaciones cuadráticas, econométricas y duales) contemplan los impactos del aumento en producción en las funciones de oferta de los cultivos, variaciones que cuentan con la capacidad de modificar el precio. Por otro lado se tiene el método tradicional de valorización que consiste en estimar los cambios en producción y multiplicarlos por el precio de mercado del cultivo, obteniendo así el beneficio de los productores. Dada la disponibilidad de información en nuestro país y la metodología utilizada por la USEPA, en esta Guía Metodológica se propone el uso del método tradicional de valorización. Para estimar los beneficios en agricultura atribuibles a cada una de las medidas se debe multiplicar el precio de mercado actual de los cultivos por el cambio en la producción calculado en el capítulo anterior. El método para estimar todos los beneficios en agricultura dada una reducción en las concentraciones de ozono y SO_2 es el siguiente:

Ecuación 11-21: Beneficio social agricultura

$$BSA = \sum_i \sum_j \Delta \text{Pr}_{i,j} \cdot P_j$$

Donde,

BSA : Beneficio social total en agricultura gracias a la disminución de concentraciones de ozono y SO_2 .

$\Delta \text{Pr}_{i,j}$: Cambio de producción en toneladas del cultivo j bajo el contaminante i .

P_j : Precio del cultivo j .

11.3.4 Distribución de Beneficios en Agricultura

Los beneficios y costos de las medidas de mitigación se distribuyen de distinta manera entre los agentes económicos involucrados (privados, Estado y población). Por esto se sugiere un análisis distributivo para identificar las proporciones de los costos y beneficios atribuibles a cada uno de los agentes.

En el caso de la agricultura los beneficios van en su mayoría hacia los productores de cultivos (privados), a no ser que existan seguros privados o subsidios del Estado que cubran pérdidas atribuibles a la contaminación atmosférica. Si se da lo anterior, los beneficios deben ser desagregados según la proporción de ellos que obtenga cada agente involucrado.

11.4 Otros Beneficios

Además de los beneficios sociales explicados en las secciones anteriores (Capítulo 11.2 y Capítulo 11.3) existen otros que han sido cuantificados y valorizados en Chile. Los efectos que también han sido valorizados corresponden a los de Visibilidad (disminución de la visibilidad) y Materiales (disminución del daño a los materiales), ambas valorizaciones correspondientes a la Región Metropolitana. A continuación se presentan estudios que abordan estos efectos, sin embargo, es necesario tomar estos resultados con cautela y considerarlos como casos de estudio más que como valores recomendados para su extrapolación, debido a que aún no existe consenso en su cuantificación y valoración.

11.4.1 Visibilidad

Contar con mayores o menores niveles de visibilidad puede tener un impacto importante en la ca-

lidad de vida de las personas. En general, se asocia este concepto con la distancia a la que podemos distinguir un objeto, pero también está relacionada con la calidad de la luz y percepción de colores. La contaminación atmosférica, junto con elementos como humedad y temperatura (por ejemplo en la formación de niebla), afecta la visibilidad. Así, estudios han encontrado una alta correlación entre la concentración de partículas finas y visibilidad, inclusive en Santiago (Trier et al. 1996). Dado que la capacidad de interferir con la transmisión de la luz depende del tamaño de las partículas y de la longitud de onda de la luz interferida, un buen indicador de cambio en visibilidad es la concentración de $MP_{2.5}$.

El efecto que produce en las personas una reducción en la visibilidad puede estar dado tanto por razones estéticas, como disminución o pérdida en vistas panorámicas, hasta consideraciones más prácticas de confort a la visión. En cualquier caso, si una buena visibilidad genera bienestar en las personas, es posible que éstas tengan una valoración económica positiva de ella y que por lo tanto estén dispuestas a pagar por ésta.

11.4.2 Materiales

El efecto de los contaminantes atmosféricos altera las propiedades físicas o químicas de los materiales de construcción. La implementación de un plan de descontaminación reduce los niveles de exposición, redundando en una menor periodicidad de lavado o recambio de materiales de construcción, que beneficia a la sociedad en un menor costo de mantención de los mismos. Además en EPA (2011) se señala que para la estimación de estos impactos se deben contar con encuestas que permitan categorizar: tipos de edificios, superficies expuestas al exterior, tipo de materiales de los edificios y eda-

des de éstos. Por otro lado el valor reportado por DICTUC (2008) corresponde a un beneficio marginal de 2,4 millones de dólares por $\mu g/m^3$ reducido de MP_{10} en la Región Metropolitana.

11.5 Valoración de Reducciones de Riesgos Fatales

Este capítulo tiene como objetivo introducir el tema de la Valoración de Reducciones de Riesgos Fatales, con el fin de cuantificar de mejor manera los beneficios obtenidos con la mejora de la calidad ambiental. La primera parte incluye el análisis microeconómico de valoraciones Ex Ante, estudiando distintos fenómenos que pueden afectar la disposición al pago por disminución de riesgos y las metodologías más relevantes que se han reportado en la literatura destinadas a valorar las reducciones de riesgo. La segunda detalla la metodología del cálculo del capital humano (enfoque Ex Post), entregando además los resultados obtenidos con los datos del año 2009. Este capítulo finaliza con algunas consideraciones y las principales conclusiones y recomendaciones que el presente estudio pretende entregar respecto a la valoración de los beneficios asociados a proyectos que reducen riesgos de muerte.

11.5.1 Estimación del Valor de las Reducciones de Riesgo Fatal

En este apartado se aborda el análisis económico de la valoración de los beneficios sociales por reducción de fatalidades que generan cambios regulatorios o proyectos. Determinar el valor de una vida humana es simple: este valor es infinito y la explicación es muy sencilla. Si a cualquiera de nosotros nos hacen la siguiente pregunta: “¿a qué precio usted está dispuesto a ‘entregar’ su vida?”, la res-

puesta va a ser a precio “infinito”. Dado que la propia vida no tiene bien sustituto, la teoría económica predice que la disposición a aceptar compensación (DAC) será igual a infinito (Hanemann W.M. 1991). Afortunadamente, no es esta la pregunta que debemos responder cuando queremos determinar los beneficios de un proyecto o política pública que propicia una disminución de riesgos fatales. En este caso se trata de valorar proyectos que contribuirán a salvar vidas. Por ejemplo, un proyecto de mejora de la calidad del aire simplemente entrega como beneficio pequeñísimas reducciones de riesgo de un pequeño riesgo de muerte. En términos numéricos, este proyecto de mejor calidad del aire podría reducir un riesgo de muerte de $2 \cdot 10^{-6}$ a $1,5 \cdot 10^{-6}$, es decir una reducción de $5 \cdot 10^{-7}$. Por lo tanto, para estimar correctamente los efectos de un proyecto o política pública que contribuye a reducir el número de muertes prematuras, debe monetizarse el beneficio asociado a reducciones pequeñísimas de riesgos de muerte en toda la población.

Valoramos de manera implícita muy pequeñas reducciones de riesgo de muerte a menudo. Muchas veces decidimos comprar automóviles con mayor equipamiento de seguridad. Esto no lo hacemos porque creamos que de lo contrario vamos a fallecer en un accidente vial; compramos vehículos más seguros porque queremos reducir el riesgo de sufrir un accidente, o las consecuencias si éste ocurre. Compramos también detectores de humo: no es que si no lo hiciéramos vayamos a morir por asfixia, simplemente queremos estar mejor prevenidos en caso que hubiese algún problema que pueda derivar en un incendio o en emanaciones tóxicas que comprometan nuestra seguridad.

La pregunta clave es cómo se determina la disposición al pago (DAP) por reducir un riesgo de muerte. Para ello, plantearemos un modelo mi-

croeconómico simple que permite obtener tal respuesta (Freeman A.M. III 2003). En este caso se asume un individuo racional cuya función de utilidad esperada (UE) es:

Ecuación 11-22: Función de utilidad esperada

$$UE = (1-p(q))U(I)$$

Donde p es la probabilidad de morir, q es un parámetro (bien) relacionado con el riesgo de muerte e I es el ingreso de la persona. En relación a $p(q)$, se supone que tiene primera derivada $p'(q)$ negativa y segunda derivada $p''(q)$ positiva. En cuanto al ingreso, este puede originarse por la actividad laboral, por rentas producidas por alguna inversión física o financiera, por pagos jubilatorios o por algún tipo de transferencia (subsidios). De esta manera, el análisis aplica a personas que disponen de ingresos aunque no trabajen (por ej. pensionados). En caso de fallecimiento, el nivel de utilidad es cero.

11.5.1.1 Disposición al pago por prevención de riesgos fatales

Diferenciando la Ecuación 11-22 totalmente con respecto a q e I , e igualando a cero se obtiene la DAP por una mejora marginal (o un aumento en el bien) q que generará una reducción marginal de p (o la disposición a aceptar compensación por un deterioro marginal de q):

Ecuación 11-23: Tasa marginal de sustitución entre q e I

$$TMS_{I,q} = \frac{dI}{dq} = -\frac{p'(q)U(I)}{(1-p)U'(I)}$$

La Ecuación 11-23 es la definición de tasa marginal de sustitución entre q e I ($TMS_{I,q}$) y nos entrega la DAP. Notar que en estricto rigor, la DAP es un valor negativo, puesto que se trata de la cantidad de dinero que debe restarse del ingreso de la persona para devolverlo a su nivel de utilidad original. Esta cantidad de dinero es la cifra que el individuo está dispuesto a pagar por un bien que reduce marginalmente su riesgo de muerte ex ante; es decir, se trata de una cantidad de dinero que una persona está dispuesta a pagar por reducir un riesgo.

En este contexto se puede observar cómo diferentes fenómenos afectan la disposición al pago, siempre desde la óptica de individuos racionales que maximizan su función de utilidad. Los fenómenos a estudiar suponen incluir algún elemento adicional a la Ecuación 11-23, lo que naturalmente vuelve más complejo el análisis. Algunos de los principales se mencionan a continuación:

Nivel de riesgo y disposición al pago. Para este análisis se deriva la ecuación anterior respecto a q . Al hacerlo se puede observar que el resultado será siempre mayor a cero y la DAP disminuye a medida que se dispone de más unidades del bien q . En otras palabras, si se está expuesto a un mayor nivel de riesgo, la disposición a pagar por reducirlo será mayor.

Ingreso y disposición al pago. En este análisis se debe derivar la ecuación anterior respecto a I . Al hacerlo el resultado queda en función de la aversión al riesgo relativo y la elasticidad de la utilidad con respecto al ingreso. Del ejercicio se concluye que la disposición al pago por mayor seguridad crecería con el ingreso, al menos proporcionalmente, sin embargo este resultado teórico no se verifica empíricamente.

Gastos comprometidos y disposición al pago.

Se considera que la función de utilidad toma la forma $U(I-GC)$. Realizando el análisis respectivo, si los gastos comprometidos fueron elegidos de manera óptima, nada cambia en relación a la Ecuación 11-23. Si por el contrario los gastos comprometidos, son mayores que el óptimo, estos afectan negativamente a la disponibilidad al pago por mayor seguridad.

Herencia y disposición al pago. En este caso se considera que la función de Utilidad Esperada es de la forma: $(1-p(q))U(I)+p(q)V(I)$, donde $V(I)$ es la utilidad ex-ante que experimenta el individuo por dejar una herencia. En consideración a lo anterior, se puede observar como la DAP, disminuye si existe un deseo por dejar una herencia en caso de muerte prematura. Este resultado era esperable: un mayor gasto en seguridad hace disminuir el monto del legado en caso de muerte prematura.

Aversión al riesgo y disposición al pago. Si se define la aversión al riesgo como una prima que una persona aversa al riesgo está dispuesta a pagar para mantener su nivel de utilidad constante, entonces si la persona es menos aversa al riesgo la prima que está dispuesto a pagar por reducir su riesgo de muerte será menor.

Percepción del riesgo y disposición al pago. La percepción de riesgos diferentes, es distinta de acuerdo a varios factores: Si el riesgo es aceptado de manera voluntaria; si el riesgo se halla bajo control del individuo, si el riesgo es responsabilidad del individuo, si el riesgo es grupal, si existe algún beneficio de aceptar el riesgo, o la edad y género del individuo. Por lo tanto una disminución marginal en uno de los riesgos no es valorada igual que otro de los riesgos.

Disposición al pago por personas dependientes.

Si se considera este caso, la seguridad de personas dependientes es un argumento de la función de utilidad esperada (saber que la seguridad de la persona dependiente se incrementa entrega mayor utilidad). Sin embargo, en este mismo caso también se estará interesado en dejar una herencia en caso de muerte prematura. En el caso de la DAP de los padres por reducir riesgos de muerte de sus hijos, la evidencia empírica disponible sugiere que esta DAP puede llegar a superar la DAP por la propia seguridad hasta por un factor de dos.

11.5.1.2 El valor de las reducciones de riesgo fatal

El valor de las reducciones de riesgo fatal (VRRF) o valor de la vida estadística es el valor que se asocia a un bien público que en el margen evita una muerte estadística. Un bien público se caracteriza por la no-rivalidad en el consumo; en otras palabras, este bien es consumido de manera simultánea por un gran número de personas. Como

ejemplo de bien público que reduce riesgos de muerte podemos mencionar un cambio regulatorio que mejore los índices de calidad del aire o un proyecto de seguridad vial que afecta a una sección de vía. Si el proyecto asociado a este bien público se concreta, y beneficia a una población grande, se habrán prevenido algunos eventos de mortalidad prematura, pero nunca sabremos de qué individuo se evitó dicho evento. Cuando no puede determinarse la muerte de qué persona se evitó, decimos que se salvó una 'vida estadística' o se evitó una "muerte estadística", una vida a la que no se le puede colocar nombre y apellido.

El 'valor de la vida estadística' no significa asignar un precio a la vida, sino a pequeñas reducciones de riesgo, por ello en este apartado se prefiere el término valor de las reducciones de riesgo fatal. Este término es más preciso y, además, evita la posibilidad de erróneas interpretaciones como sucede con el término alternativo.

El VRRF se define mediante la siguiente ecuación:

Ecuación 11-24: Valor de reducción de riesgo fatal (Jones)

$$VRRF = - \sum_n TMS_{1,q|n} = - \sum \frac{dI}{dq|_n} = - \sum \frac{p'(q)U(I)}{(1-p)U'(I)|_n}; \text{ donde } - \sum_n p'(q) = I$$

Donde n indexa a las personas en una población de N personas afectadas por el riesgo fatal. La Ecuación 11-24 muestra la naturaleza de bien público del asociado a q , puesto que su valoración se obtiene como la suma de las DAPs de todas las personas afectadas por el riesgo. Notar que se ha multiplicado por -1 para hacer la expresión positiva. Si $p'(q)$ adoptase el mismo valor para todas las personas y q evita una muerte estadística en el margen ($p'(q)=I/N$), el VRRF se reduciría entonces a la siguiente ecuación:

Ecuación 11-25: Valor de reducción de riesgo fatal (ecuación reducida)

$$VRRF = \frac{I}{N} \sum_n \frac{U(I)}{(1-p)U'(I)|_n}$$

11.5.1.3 Estimación del Valor de las Reducciones de Riesgo Fatal

En este capítulo, se hace una pequeña revisión de cinco metodologías destinadas a obtener el valor

de las reducciones de riesgo fatal (VRRF). Se describirá una metodología de preferencias reveladas y cuatro metodologías de preferencias declaradas. Por preferencias reveladas (PR) nos referimos a datos obtenidos a partir del comportamiento de las personas en mercados reales; por preferencias declaradas (PD), a datos obtenidos a partir del uso de encuestas en las que se generan escenarios hipotéticos de tomas de decisión. Nuevamente se recomienda consultar el texto (Greenlab, 2012b) si se desea profundizar en alguno de los métodos descritos a continuación.

Salarios Hedónicos (PR). Se plantea un modelo de regresión (lineal o no lineal) en que el salario horario de un puesto de trabajo es función de distintos atributos, incorporando el nivel de riesgo fatal o grave asociado al puesto de trabajo y se estiman los coeficientes de la regresión. El valor implícito de la vida se relaciona con el coeficiente asociado al nivel de riesgo fatal. Independiente de los reparos metodológicos que pueden tener los estudios de salarios hedónicos, un inconveniente con los resultados reside en la dificultad de extrapolarlos a políticas públicas. Por ejemplo, es muy probable que las personas que elijan un empleo de alto riesgo sean aquellos individuos que están dispuestos a recibir una menor compensación económica por correr mayores riesgos (autoselección), entonces la prima salarial que estas personas están dispuestas a aceptar será menor que la prima que estarán dispuestas a aceptar otras personas. En este sentido, la prima salarial de mercado observada subestima el valor que el resto de las personas le otorgan a disminuir un riesgo de muerte y/o morbilidad.

Valoración Contingente (PD). Esta técnica de cuestionario consiste en preguntar a la gente su disposición al pago por un determinado bien o atributo en forma directa. Por ejemplo: “¿cuánto

está usted dispuesto a pagar por una disminución en el riesgo de accidentes fatales en carreteras de 2 en 100.000?”. Si bien este método es muy directo, la pregunta es de difícil comprensión por el hecho de incluir una probabilidad muy pequeña de accidente. La ventaja de una pregunta tan directa puede convertirse en una desventaja cuando el encuestado no tiene bien definidas sus preferencias. Para reducir esta incertidumbre, se puede comenzar con una serie de preguntas referidas a la experiencia de la persona o sus cercanos y ejercicios previos de escenarios ficticios, con el fin de que el encuestado ordene estados de salud según preferencias. Finalmente se puede realizar la pregunta más directa, pero describiendo la existencia de un dispositivo que reduce el riesgo de determinado accidente, esperando que la persona indique qué valores pagaría con certeza, cuáles dudaría y cuáles no pagaría en absoluto dentro de una serie de valores.

Apuesta Estándar (PD). Este método es de uso común en la literatura médica y consiste en someter al encuestado a la siguiente disyuntiva. Se le pide que imagine que sufrió un accidente y se le detallan las consecuencias del mismo. Luego se le dice que existe un tratamiento que tienen una probabilidad de éxito, de que la persona recupere su estado de salud previo al accidente, pero que hay una probabilidad de fracaso ($p_{\text{fracaso}} = 1 - p_{\text{éxito}}$) de que el individuo muera instantáneamente. Dadas estas condiciones, la persona tiene que indicar con qué probabilidad tomaría el tratamiento, con qué probabilidad dudaría y con qué probabilidad no lo tomaría en absoluto. Así se puede proceder con varios casos. Con esta técnica se obtienen los cocientes entre los valores $\Delta\sigma_j$ (variación en la percepción del riesgo σ_j), para todo j , donde j se refiere a todos los posibles estados de salud como consecuencia de un accidente. Para arribar

a valores monetarios debe tenerse como referencia algún valor de $TMS_{i,j}$ (tasa marginal de sustitución entre ingreso y riesgo j). Así queda $TMS_{i,d} \Delta\sigma_d = TMS_{i,t} \Delta\sigma_t$, donde d : muerte y t : por ejemplo, traumatismo de cráneo. Aquí la única variable desconocida es $TMS_{i,t}$, la cual se puede despejar fácilmente. Se procede de igual forma para los demás $TMS_{i,j}$.

Método de la Cadena (PD). Este método que consta de dos partes. Por un lado se estiman compromisos entre distintos tipos de riesgos; por otro lado, se estiman compromisos entre uno de los riesgos evaluados y la disposición al pago. La idea central del método de la cadena es que las personas encuentran más fácil responder a compromisos entre diversos riesgos que a compromisos entre ingreso y riesgo. Por lo tanto, si se dispone de un valor económico base para las reducciones de algún riesgo, a partir de encadenamientos es posible obtener el valor económico de un sinnúmero de otros riesgos, sean fatales o no. Incluso se han ocupado dobles encadenamientos como opción para buscar consistencia (aunque con resultados no tan buenos como se esperaban). En este sentido se recomienda que el valor económico base sea obtenido mediante alguna forma lo más robusta posible. Igual que el caso anterior el resultado final se obtiene mediante $TMS_{i,d} = TMS_{i,t} \Delta\sigma_t / \Delta\sigma_d$.

Estudios de Elecciones Declaradas (PD). En una encuesta de elecciones declaradas (ED) se presentan al individuo diversas opciones, cada una con valores distintos para los atributos que el modelador considera claves a la hora de elegir. Cada opción debe presentar ventajas en algunos atributos y desventajas en otros, de manera tal que los individuos tengan que enfrentar compromisos.

La idea de este método es que los individuos al declarar una elección “revelen” sus preferencias. La estimación del VRRF mediante encuestas de ED es más compleja que en los casos anteriores, puesto que en ningún momento los encuestados colocan un precio a la valoración de un bien (aunque en las opciones a elegir, pueden estar el atributo de costo).

11.5.2 El valor del capital humano valoración ex post.

Un concepto alternativo que suele utilizarse para determinar el valor económico de prevenir una fatalidad consiste en calcular los ingresos que una persona deja de generar por su muerte prematura. Este método recibe el nombre de capital humano (CH). Se trata de un valor basado en el concepto de cuentas nacionales, donde el valor de evitar una fatalidad se calcula como la pérdida de valor agregado que dicha fatalidad ocasiona en la economía. Los sistemas de cálculo de cuentas nacionales se inspiran en modelos macroeconómicos de tradición keynesiana. Estos modelos son agregados y no guardan relación alguna con los criterios microeconómicos expuestos anteriormente en este capítulo.

Aparte de la limitación metodológica ya señalada, el método de CH no permite obtener un valor por disminuciones en los riesgos de fatalidad para personas que no poseen ingresos, ya sean niños, personas con incapacidad laboral, o pensionados. Por el contrario, mediante la aplicación del método de la disposición al pago es sencillo obtener una medida de los beneficios que la mayor seguridad entrega a estas personas.

11.5.2.1 Metodología

El cálculo del valor de capital humano, se puede realizar según género (femenino y masculino) y según edad (0 a 100 años) según la siguiente ecuación:

Ecuación 11-26: Calculo de valor de capital humano

$$CH = \sum_{s=h,m} \sum_{a=0}^{VY} R_{a,s} \cdot \sum_{n=a} \frac{P_{a,s}(n) \cdot E_s(n) \cdot I(n) \cdot (1+T)^{n-a}}{(1+r)^{n-a}}$$

Donde,

CH : Capital Humano promedio de la población chilena

a : Edad (0..100 años)

s : Genero (hombre (h) o mujer (m))

n : Año de estimación de CH para el individuo de edad $a (n \geq a)$

$R_{a,s}$: Razón de la población total nacional de género s y edad n

$P_{a,s}(n)$: Probabilidad de que una persona de género s esté vivo a la edad n

$E_s(n)$: Probabilidad de que una persona de género s esté empleada a la edad n

$I_s(n)$: Promedio del Ingreso Anual de una persona empleada de género s y edad n

T : Tasa de aumento anual de las remuneraciones.

V : Edad máxima de la población (100 años).

r : Tasa Social de Descuento

11.5.2.2 Información Utilizada

Para utilizar la ecuación presentada en el capítulo anterior se requiere obtener datos de mortalidad, población total y ocupada e ingreso medio anual de la población chilena los cuales puede ser obtenidos a partir de la encuesta CASEN, mientras que los datos de estadísticas de mortalidad a partir de datos del INE.

Mortalidad. Se calcula como la probabilidad de que una persona de género s este vivo a la edad n.

Población. Los datos de población que interesan corresponden a la población total de Chile y la población ocupada (según género y edad en ambas informaciones).

Ingreso Medio Anual. Se estima según género y edad y es declarado directamente en la encuesta CASEN. El sueldo declarado por el entrevistado corresponde al sueldo líquido mensual por lo que se debe realizar el trabajo de sumarle a este valor los descuentos por leyes sociales (AFP y previsión de salud) utilizando finalmente el sueldo bruto a partir del sueldo líquido declarado.

Otras consideraciones. La tasa de aumento anual de las remuneraciones (T) se puede obtener del promedio de crecimiento del índice real de remuneraciones desde el año 2000 a 2010 disponible en el INE ($T \approx 0,02$). Por su parte, la tasa social de descuento utilizada corresponde a la publicada por MIDEPLAN ($r = 0,06$).

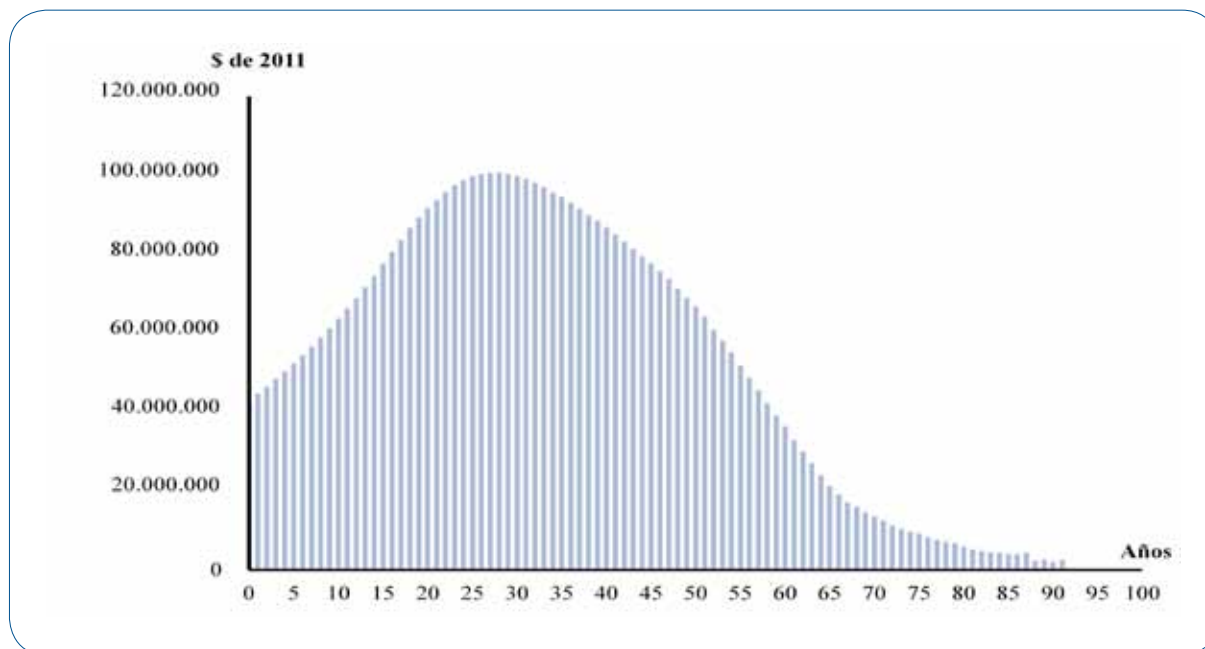
11.5.2.3 Resultados año 2009

Los valores de CH fueron calculados según género para el año 2009, ocupando datos de la encuesta CASEN 2009, entregando los siguientes resultados:

Tabla 11-10: Valor de Capital Humano (\$2011)

	Valor Capital Humano (\$2011)
Total	\$ 67.378.741 (3.033 UF)

Fuente: Greenlab (2012b)

Figura 11-12: Valor de Capital Humano según Edad (\$)

Fuente: Greenlab (2012b)

11.5.3 Disposición al pago, valor de las reducciones de riesgo fatal y el valor del capital humano

Dividamos la Ecuación 11-23 por la disminución en el riesgo de muerte generada por una unidad adicional de consumo del bien q :

Ecuación 11-27: Monto por reducir el riesgo de muerte a cero

$$TMS_{l,q} \frac{1}{p'(q)} = \frac{dI}{dq} \frac{1}{p'(q)} = \frac{U(I)}{(1-p)U'(I)}$$

La Ecuación 11-27 entrega el monto de dinero que pagaría una persona por reducir el riesgo de muerte a cero si pudiese aplicarse una relación lineal a la disposición al pago; en la literatura este valor suele recibir el nombre de ‘valor implícito de

la vida’. Supongamos una persona que está dispuesta a pagar CLP 15.000 por la compra de un bien que reduce su riesgo muerte en 1 en diez mil. Si a esta persona se le ofrece reducir su riesgo de muerte a cero, haciendo una expansión lineal de su disposición al pago, se obtendría el valor implícito por la vida de CLP 150.000.000.

Al hablar de un valor implícito por la vida (VIV), debe recordarse que se está haciendo un ejercicio hipotético y debe ser entendido como tal. El VIV puede superar varias veces el ingreso de la persona y, por lo tanto, sería imposible exigir su pago. De hecho, si una persona fuese amenazada de muerte, la máxima cantidad de dinero que podrían ofrecer sería su ingreso total. Habiendo hecho esta aclaración comparemos el valor implícito de la vida con el ingreso. A partir de la Ecuación 11-27 podemos arribar a la siguiente expresión:

Ecuación 11-28: Aproximación del monto de reducir el riesgo de muerte a cero

$$TMS_{l,q} \frac{1}{p'(q)} = \frac{U(I)}{(1-p)U'(I)} \approx \frac{I}{U'(I) \frac{\dot{I}}{U(I)}} = \frac{I}{\varepsilon_U^I}$$

La relación entre el valor implícito por la vida y el ingreso será la siguiente:

Ecuación 11-29: Relación entre valor implícito de la vida e ingreso

$$TMS_{l,q} \frac{1}{p'(q)} \approx \frac{I}{\varepsilon_U^I} \geq I \Leftrightarrow \varepsilon_U^I \leq I$$

La relación depende de manera crucial del valor que adopta ε_U^I . La evidencia empírica, correspondiente a países desarrollados, sugiere que este valor es bastante menor a uno, siendo plausible considerar valores entre 0,1 y 0,2. Así, el valor implícito por la vida podría llegar a ser entre cinco y diez veces el valor del ingreso total disponible del individuo. En un contexto estático como el seguido por nosotros, el ingreso total es interpretado como el valor del capital humano.

Las Ecuación 11-25, Ecuación 11-28 y Ecuación 11-29 nos permiten vincular los conceptos de valor de las reducciones de riesgo fatal, valor implícito por la vida y capital humano. Estas ecuaciones nos dicen que el valor de las reducciones de riesgo fatal es un promedio de valores implícitos por la vida. Por lo tanto, el VRRF sería igual al monto del capital humano solo si $\varepsilon_U^I = 1$ (Ecuación 11-29). Dado que la evidencia empírica es abrumadoramente contraria a este supuesto, el valor de la vida estadística ha de ser entonces superior al valor del capital humano, pudiendo llegar a ser varias veces superior.

11.5.3.1 Modelos de ciclo de vida y el valor de las reducciones de riesgo fatal

El análisis realizado en las secciones anteriores se basa en el uso de modelos estáticos; es decir, modelos atemporales en los que el tiempo no transcurre. Los modelos de ciclo de vida, por el contrario, estudian el comportamiento del individuo considerando el transcurso del tiempo. En tal sentido, las decisiones de consumo, ahorro e ingreso velan por maximizar la utilidad a lo largo del ciclo de vida.

El modelo de ciclo de vida supone un perfil de ingresos y una probabilidad de sobrevivencia a lo largo del ciclo de vida. El perfil de ingreso puede tener una distribución unimodal o bimodal. También se requiere suponer una tasa de descuento temporal a fin de distribuir el consumo en el tiempo. Una alta tasa de descuento temporal significa una alta valoración del consumo presente en relación al consumo futuro y una baja tasa de descuento temporal, una mayor valoración relativa por el consumo futuro. Estos modelos también consideran como dato la tasa de interés de mercado que permite que los ahorros crezcan en el tiempo. Dependiendo de la curvatura de la función de utilidad y de la tasa personal de descuento temporal se tendrá una evolución en el tiempo del consumo y del ahorro.

Caso 2 Valor implícito de la vida y Capital Humano, Rizzi (2001)

A continuación, se presenta un conjunto de resultados obtenidos por Rizzi (2001) mediante simulación bajo el supuesto de una reducción en el riesgo de muerte que ocurre en el tiempo $[t, t+\varepsilon]$, para cada momento t a lo largo del ciclo de vida. Las simulaciones consideraron como individuo representativo a una persona de género masculino,

que vive en la ciudad de Santiago con educación universitaria. Los datos necesarios para desarrollar la simulación consisten en el flujo de ingreso a lo largo del ciclo de vida y las probabilidades actuariales de muerte para una persona de dichas características. El primer dato fue obtenido de la Encuesta de Ingreso de Hogares realizada por el Instituto Nacional de Estadísticas de Chile (1997). Dicho valor fue ajustado por el perfil de ingreso v/s edad de un santiaguino promedio. La función de utilidad U , en función del consumo c , adoptada es $U = c^b$, donde b es un parámetro que se mueve entre 0 y 1 y resulta ser igual a ε'_U en la Ecuación 11-29.

Rizzi (2001) consideró cuatro casos posibles, según existan o no mercados de capitales perfectos y dependiendo de si el individuo desea dejar un

legado o no en caso de muerte prematura (Tabla 11-11). La existencia de mercados de capitales perfectos hace posible un consumo presente mayor al ingreso presente en los primeros años del ciclo de vida si es que en el futuro existen expectativas de mayores ingresos. La ausencia de mercados de capitales perfectos hace que el consumo presente no pueda exceder al ingreso presente al comienzo del ciclo de vida. La necesidad de dejar un legado en caso de muerte prematura está íntimamente ligada a la existencia de un estado de bienestar. Cuando existe un estado de bienestar, servicios básicos como la salud y la educación están garantizados y en tal caso una persona puede ver notablemente disminuido su interés por dejar una herencia en caso de muerte prematura.

Tabla 11-11: Casos de Estudio

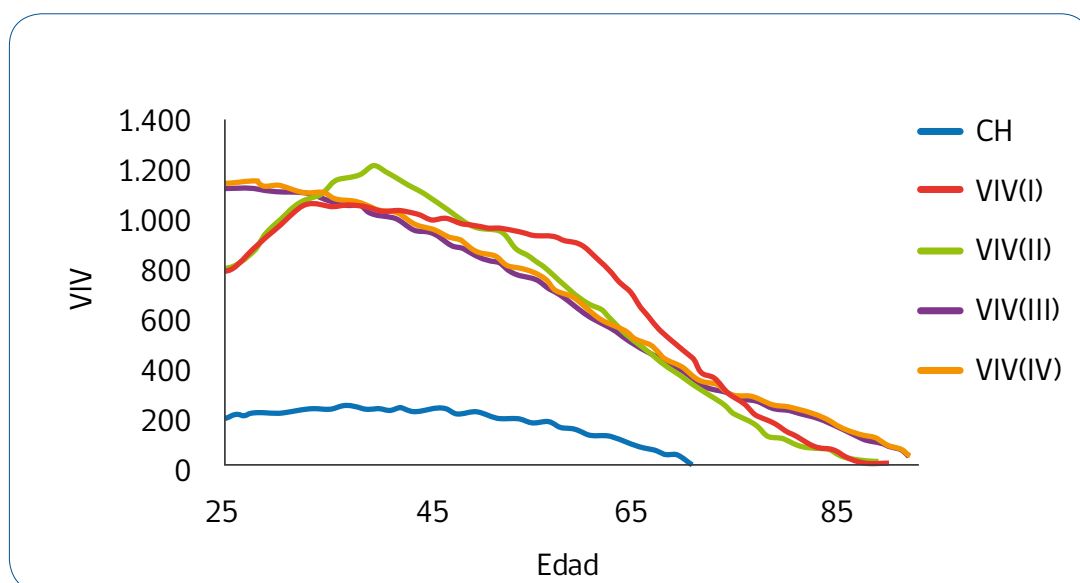
	Legado por muerte prematura	Ausencia de legado por muerte prematura
Sin mercados de capitales perfectos	Caso I	Caso II
Con mercados de capitales perfectos	Caso III	Caso IV

Fuente: Rizzi (2001)

Las simulaciones de Rizzi (2001) consideraron diferentes tasas de descuento temporal, diferentes tasas de interés de mercado y diferentes parámetros de la función de utilidad. Dado la similitud de resultados a grandes rasgos, presentaremos el

siguiente escenario: tasa de interés de mercado = tasa de descuento temporal = 0,04 y $b = 0,3$. La Figura 11-13 muestra la trayectoria del valor implícito por la vida (VIV) en los cuatro casos descritos en la Tabla 11-11.

Figura 11-13: Valor implícito de la vida a lo largo del ciclo de vida en algunos escenarios



Nota: Escenarios III y IV suponen la existencia de mercado de capitales; no así en los caso I y II.

Los escenarios I y III suponen la necesidad de dejar un legado; no así en los caso II y IV.

Fuente: Rizzi (2001)

En ausencia de mercados de capitales perfectos, el VIV fue casi igual en los casos I y II hasta la edad de 33 años, edad en que la restricción de ingresos deja de ser limitante. A partir de ese instante, el VIV resultó no sólo mayor para el caso II, sino que dicho valor siguió aumentando por algunos años, mientras que en el caso I comenzó a disminuir en el mismo momento en que la restricción de consumo dejó de ser efectiva.

En el caso II, el VIV creció hasta los 40 años, edad a partir de la cual comenzó a caer a una tasa mayor que en el caso I. Así, a partir de los 50 años de edad el VIV resultó superior para el caso I hasta el final del ciclo de vida. Respecto al valor del VIV, se observaron guarismos superiores al millón de dólares hasta la edad de 45 y 48 años para los casos I y II respectivamente. Luego se mantuvo por encima del medio millón de dólares hasta los 68 y

65 años de edad respectivamente, para finalmente caer hasta llegar a cero. A modo de generalización, el VIV evoluciona a lo largo del ciclo de vida en forma de U invertida.

Cuando se incorporaron al análisis los mercados de capitales perfectos (caso III y IV), ocurrió el siguiente fenómeno: el VIV disminuyó sostenidamente desde los 25 años en adelante tanto para el caso III como para el caso IV, siendo en ambos casos los valores muy similares. A los 25 años de edad, el comienzo del ciclo de vida, el VIV resultó superior, en ambos casos, respecto al máximo VIV correspondiente al caso I, pero no así respecto al caso II. A partir de los 41 años, el VIV en ambos casos pasó a ser inferior a los VIV de los casos I y II hasta los 75 años, en que la relación se revirtió.

Debe destacarse que en todo momento el VIV fue superior al valor esperado del capital humano

para los cuatro casos. A partir de los 73 años, edad en que se supuso el individuo dejaba de trabajar, el VIV era positivo, aun cuando el valor esperado de los ingresos futuros ascendía a cero. Este resultado es valioso: una persona que no genera ingresos, pero que dispone de ahorros tiene disposición al pago por reducción de riesgos de muerte, mientras que utilizando el criterio de los ingresos futuros no se valorarían en absoluto beneficios por reducciones de riesgo.

También se observó que la disposición al pago en los últimos años de vida es superior en el caso en que existen mercados de capitales perfectos. Este punto tendría relevancia al tratarse disminuciones de riesgos que afectarán a personas mayores de 65 años, tales como riesgos de muertes por enfermedades respiratorias, cardiovasculares y cánceres de pulmón (Sommer H., Seethaler R. et al. 1999).

A modo de cierre, los modelos de ciclo de vida permiten concluir lo siguiente:

- A lo largo de todo el ciclo de vida, el valor del capital humano es dominado por el VIV. En aquellos casos donde la aversión al riesgo es baja y la preferencia por el consumo presente es muy marcada, el VIV es mayor que el valor del capital humano, sin embargo, hacia los últimos años de la vida laboral el VIV se acerca bastante al valor del capital humano. Si no se dan estos dos fenómenos de manera simultánea (baja aversión al riesgo y alta preferencia por el consumo presente), el VIV es muy superior al valor del capital humano.
- En los últimos años del ciclo de vida cuando la persona ya se retiró del mercado laboral, el valor del capital humano es cero, no así el VIV, que continúa siendo positivo.

- A mayor preferencia relativa por el consumo futuro, mayor es el VIV.
- El VIV no es constante a lo largo del ciclo de vida. Entre los 25 y 60 años de edad no existe un patrón definido al respecto que se repita en los cuatro escenarios analizados. A partir de los 65 años edad, se verifica en todos los escenarios simulados una caída sostenida en el valor del VIV.
- Cuando no existen mercados de capitales perfectos, el VIV toma su mayor valor hacia los años medios del ciclo de vida; cuando existen estos mercados, los mayores valores se observan durante los primeros años de la vida laboral.

11.5.4 Conclusiones y Recomendaciones

A partir del análisis microeconómico, el método de la disposición al pago resulta ser el correcto para valorar los beneficios asociados a proyectos que reducen riesgos de muerte. Este método es teóricamente superior al método de capital humano, cuyo sustento está dado por criterios de contabilidad nacional, sin tener en consideración cuestiones relacionadas con las preferencias individuales por mayor seguridad.

Dado que la gran mayoría de los estudios de valoración de reducciones de riesgos de muerte basados en el método de la disposición al pago ha sido realizada en países desarrollados, su extrapolación a Chile presenta un notable desafío.

Mientras no se hayan realizado estudios locales de envergadura, se propone adoptar un valor oficial de las reducciones de riesgo fatal según la siguiente fórmula:

Ecuación 11-30: Valor de reducción de riesgo fatal recomendado

$$VRR \approx \frac{CH}{\varepsilon_U^I}$$

Ello requiere contar con dos valores, el valor del capital humano (CH) y el valor de la elasticidad de la utilidad con respecto al ingreso. En Estados Unidos, la mediana de un trabajador en 2006 ascendía a USD 42.261. Trabajando durante 45 años y descontando a una tasa de 0,04, el valor del capital humano es, de manera gruesa, USD 788.707. Este valor dividido por el VRRF promedio considerado por EPA (2009b), resulta 0,12. Por lo tanto, asumiendo que la utilidad marginal del ingreso es decreciente y considerando que el ingreso en

Chile es menor al de EEUU, el valor de reducción de riesgos fatales o valor estadístico de la vida en Chile tendría como cota superior 3.033 UF / 0,12 = 25.275 UF.

Por otro lado, autores nacionales (Iragüen y Ortúzar 2004), a través de metodologías de Preferencias Declaradas recomiendan el valor de USD 274.500 al año 2002. Considerando 640 CLP/USD y 16.197,66 CLP/UF (año 2002) el valor recomendado por estos autores asciende aproximadamente a 10.800 UF. Como teóricamente la disposición al pago debe crecer al menos proporcionalmente con el ingreso, proyectando este valor por una tasa de crecimiento del ingreso per cápita de 2,96%, el VRR debiese ser cercano a 14.500 UF para el año 2012.

12.

Análisis

Económico

El análisis económico tiene como objetivo presentar los resultados de forma que éstos sean capaces de transmitir los efectos relevantes derivados de las medidas de reducción de emisiones. En este Capítulo se debe recopilar los resultados obtenidos en los pasos anteriores y generar los indicadores propuestos.

12.1 Selección de una Tasa de Descuento Adecuada

El proceso de descontar los flujos monetizados apunta a valorar los costos y beneficios que ocurren en distintos períodos de tiempo en una base comparable. La tasa a la cual se descuentan estos flujos se denomina tasa de descuento y por tanto se refiere al valor en el tiempo de los costos y beneficios desde la perspectiva de la sociedad.

El uso de distintas tasas de descuento puede tener un efecto significativo sobre el valor actual neto (VAN) del proyecto y por tanto en la conveniencia de la norma o política evaluada. Debido a que generalmente las medidas de reducción de emisiones involucran fuertes inversiones iniciales (costos) y beneficios en periodos posteriores a la

Análisis

☐ Agregar el beneficio social
 ☐ Agregar los costos
 ☐ Calcular los indicadores de rentabilidad social
 ☐ Identificar distribución de costos y beneficios por agente económico.

inversión, la principal consecuencia del proceso de descuento es que reduce la magnitud de los beneficios (Ashford y Caldart 2008). Mientras mayor sea la tasa de descuento la reducción será mayor. En el contexto del ACB y el apoyo a decisiones sobre políticas públicas, la tasa de descuento puede catalogar a una medida que produzca beneficios a muy largo plazo como poco atractiva.

La Tabla 12-1 ilustra cómo el valor presente de un peso disminuye a medida que aumenta la tasa de descuento y a medida que los flujos ocurren en periodos más tardíos. Por ejemplo, el valor actual de un peso percibido en 20 años más, descontado a una tasa del 10%, sería de 0,15.



Tabla 12-1: Valores tasa de descuento

Año t	Tasa de descuento				
	2%	4%	6%	8%	10%
10	0,82	0,68	0,56	0,46	0,39
20	0,67	0,46	0,31	0,21	0,15
30	0,55	0,31	0,17	0,12	0,06
40	0,45	0,21	0,10	0,05	0,02
50	0,37	0,14	0,05	0,02	0,01
100	0,14	0,02	0,00	0,00	0,00

Fuente: Asford y Caldart (2008).

Existen dos razones fundamentales por las cuales se utilizan tasas de descuento positivas, considerando que las tasas de descuento positivas producen que un peso percibido en el presente valga más que uno percibido en el futuro. La primera razón es la productividad de capital. Un peso hoy puede ser invertido para ganar intereses a medida que transcurre el tiempo, la ganancia producida a través de los intereses refleja la productividad de capital. Por lo tanto un peso en el futuro vale menos que uno en el presente, debido a que el peso del futuro no tiene la posibilidad de acumular intereses. La segunda razón está relacionada con las preferencias de la gente, quienes por lo general prefieren recibir un peso hoy que un peso mañana. Esta preferencia temporal generalmente es caracterizada por la impaciencia, sin embargo, también refleja la incertidumbre relacionada con

la posibilidad de que un individuo no pueda disfrutar de un peso recibido en el futuro, ya sea por su muerte u otra razón.

La tasa de descuento a utilizar en una evaluación ha sido tema de discusión por décadas. Sin embargo, aparentemente existe consenso en las variables que debieran afectar en la decisión sobre qué tasa utilizar (Ashford y Caldart 2008). Del mismo modo, parece haber consenso en que los impactos futuros deben ser descontados a la tasa social de descuento en aquellos casos en que se está evaluando una política de gobierno. Hay, sin embargo, menos acuerdo acerca de cuál debiera ser el valor de esta tasa. No existe tasa de descuento óptima para la evaluación social de proyectos. La tasa de descuento depende de una variedad de factores, como por ejemplo: la procedencia del financiamiento para la inversión, el riesgo involucrado en la inversión, y la naturaleza y duración de los costos y beneficios.

En Canadá, las actuales directrices provisionales de *Treasury Board of Canada Secretariat*¹⁹, recomiendan una tasa de descuento del 8%, con un análisis de sensibilidad considerando una tasa de descuento de 3% y 10%. Esta tasa está definida

¹⁹ Secretaría de gobierno encargada de asesorar sobre políticas, directivas y propuestas de programas de gastos con respecto a la gestión de los recursos del gobierno. La Secretaría también es la encargada de la contraloría del gobierno.

de acuerdo al método de costo de oportunidad social del capital ponderado *weighted social opportunity cost of capital (WSOC)*. A pesar de la recomendación, en aquellos casos donde el consumo está involucrado y los recursos que implican costos de oportunidad son nulos o mínimos (como la salud humana y ciertos bienes y servicios ambientales), se ha considerado una tasa social del 3% (Treasury Board of Canada Secretariat 2007).

Canadá se encuentra en un proceso de actualización y discusión de las temáticas asociadas a la regulación. Estableció un centro experto en reglamentación que durante cinco años (hasta el 2013) prestará ayuda a las diferentes entidades gubernamentales a adaptarse al nuevo enfoque que tendrá la regulación, que tiene como requisito clave la evaluación de las opciones maximizando los beneficios netos para la sociedad en su conjunto. Adicionalmente se desarrolló una iniciativa de investigación, *PolicyResearchInitiative*, con el objetivo de generar antecedentes para el desarrollo de políticas y de promover la investigación sobre nuevas temáticas, convirtiéndose en un puente entre la comunidad de investigación dentro y fuera del gobierno y quienes desarrollan las políticas dentro del gobierno.

A partir de esta iniciativa la comunidad de investigación ha sugerido que la tasa social que debiera usarse en Canadá debe variar entre un 2% y un 5% para los proyectos intrageneracionales, es decir aquellos proyectos que afectan a las generaciones presentes y entre un 1,5% y un 3,5% para los proyectos con impacto intergeneracional, es decir, con impacto a las futuras generaciones (Boardman, *et al.* 2008).

En Chile, el MIDEPLAN sugiere una tasa de descuento social de 6% para la evaluación de pro-

yectos a partir del año 2011. No obstante, debido a lo expuesto en los párrafos anteriores se sugiere realizar un análisis de sensibilidad que permita afrontar la incertidumbre relacionada con la tasa de descuento y que evalúe al menos dos escenarios: Uno con tasa social menor a la sugerida y otro con tasa mayor.

12.2 Agregación de Beneficio y Costo Social

La agregación de beneficio social neto consiste en sumar aquellos beneficios y costos percibidos en salud y agricultura debido a mejoras en la calidad del aire. Para poder comparar los beneficios y costos de las distintas medidas de mitigación presentes en el análisis se deben agregar los beneficios sociales netos que cada una de ellas logra tanto en salud como agricultura. De esta manera el beneficio social neto de una medida de mitigación sería:

Ecuación 12-1: Agregación beneficio social

$$BSN_j = \sum_i BSNE_{ij}$$

Donde,

BSN_j : Beneficio social neto agregado (incluyendo todos los beneficios analizados) dada una mejora de calidad atribuible a una medida de mitigación j.

$BSNE_{ij}$: Beneficio social neto en el tipo de efecto i dada una mejora de calidad del aire atribuible a una medida de mitigación j.

Finalmente se deben calcular los beneficios de cada medida, reforma o programa para desarrollar el análisis de impacto económico y social

12.3 Análisis de Impactos Económicos

Una vez que los análisis técnicos estén listos y los costos y beneficios asociados a cada uno de los escenarios a causa de las medidas de mitigación estén calculados, el paso siguiente consiste en analizar los resultados económicos (costos y beneficios) de las medidas de reducción de emisiones. Para facilitar a los tomadores de decisión la comprensión del análisis se recomienda presentar los resultados bajo distintos criterios y métricas. De esta manera se pueden priorizar las medidas más convenientes desde distintos puntos de vista.

A continuación se recomiendan indicadores económicos y métricas que pueden proveer a los usuarios del AGIES mayor comprensión acerca del impacto de las medidas.

12.3.1 Indicadores Económicos y Métricas

Los indicadores económicos se basan en los resultados obtenidos en los pasos previos de análisis y su utilidad está en presentar la información desde distintas perspectivas clasificando las distintas normas o medidas de mitigación. El uso de distintos indicadores es beneficioso para el usuario final del AGIES ya que respalda decisiones restringidas

por distintas razones. Así cada indicador compara las medidas bajo un criterio distinto agregando valor a los resultados del análisis general.

Sea,

Costo [USD]: Costo total de implementar medidas

Beneficio [USD]: Beneficio social producto de las reducciones

Beneficio Anual [USD]: Beneficio social anualizado

Reducción [ton] ó [ug]: Reducción en emisiones o concentración

t: período en que se produce el flujo de beneficios

12.3.1.1 Costo-efectividad

El indicador de Costo Efectividad se refiere al costo de lograr una reducción unitaria de emisiones o de concentraciones de un contaminante: \$/ton reducida o \$/ug/m³ reducido. Éste es un indicador parcial, que considera el costo, pero no el beneficio total resultante de las reducciones, por lo que su aplicación es más limitada. Incluso, cuando una medida reduce muchos contaminantes a la vez, no existe un método infalible para la asignación de los costos a cada una de las reducciones.

Ecuación 12-2: Costo-efectividad concentraciones

$$\text{CostoEfectividad} = \text{Costo} / \text{Reducción} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ug}} \right]$$

o bien:

Ecuación 12-3: Costo-efectividad emisiones

$$\text{CostoEfectividad} = \text{Costo} / \text{Reducción} \left[\frac{\text{USD}}{\text{ton}} \right]$$

12.3.1.2 Razón Beneficio/Costo

El indicador Beneficio sobre Costo (B/C) indica la relación existente entre beneficios y costos. Si éste arroja un valor superior a 1, se trata de un proyecto de rentabilidad social positiva. Mientras mayor sea la razón, la medida es más rentable socialmente.

Ecuación 12-4: Razón beneficio-costo

$$B / C = \frac{\text{Beneficio}}{\text{Costo}}$$

12.3.1.3 Beneficio Social Neto

El beneficio social neto (BSN) de un proyecto de mitigación considera todos los flujos futuros monetarios generados por la realización del proyecto. Los flujos negativos serán producto de todos los costos sociales asociados; por su parte, los positivos serán a causa del beneficio social en salud, agricultura y otros que se generen debido a la mejora en la calidad del aire. Los flujos deberán descontarse según la tasa correspondiente a cada uno de ellos. Tras realizar el cómputo, un saldo positivo representa una rentabilidad social positiva. El VAN (en nuestro caso llamado BSN) es reconocido como el mejor indicador desde un punto de vista teórico; Layard y Glaister (1994) proveen una serie de argumentos microeconómicos para preferir el VAN por sobre la tasa interna de retorno (TIR) y la tasa de retorno del primer año.

Ecuación 12-5: Beneficio social neto

$$BSN = \sum \frac{\text{BeneficioNetoAnual}}{(1 + r)^t} \text{ [USD]}$$

Donde,

BSN: Beneficio Social Neto

r: Tasa de descuento seleccionada para el desarrollo del AGIES a la cual se descuentan los flujos

12.3.2 Análisis de Sensibilidad

Es crucial realizar un análisis de sensibilidad sobre los resultados obtenidos. De esta forma se pueden identificar los impactos de valores inciertos en los resultados. La incertidumbre de las variables debe tratarse de acuerdo a sus características. Según las recomendaciones del Apartado 4.3.2, para variables empíricas se sugiere realizar un análisis de incertidumbre, sin embargo, para parámetros de valor, parámetros de dominio y variables de decisión el camino a seguir es realizar un análisis de sensibilidad a través de escenarios.

El análisis de sensibilidad consiste en estimar el efecto de cambios en las variables sobre los resultados (revisar Apartado 4.3.2.2). Si bien, un modelo de estimación de costos y beneficios puede estar compuesto por muchos parámetros, por lo general sólo se realiza análisis de sensibilidad sobre parámetros relevantes. Una manera de identificar cuáles son los parámetros a considerar, es realizar una revisión bibliográfica de estudios similares y analizar las experiencias previas. Además se deberá usar criterio experto durante el cálculo de los resultados para identificar aquellos parámetros relevantes.

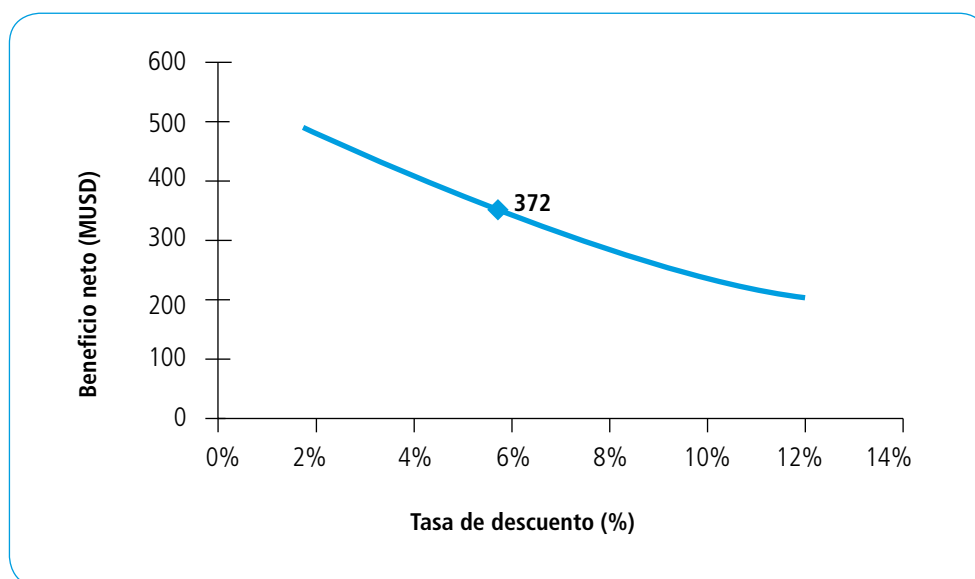
Se sugiere, al menos, realizar análisis de sensibilidad en la tasa de descuento, valor de la vida estadística y coeficientes de riesgo relativo para efectos en la salud.

En el contexto del AGIES la tasa de descuento juega un rol importante debido a la composición de los flujos de costos y beneficios. Por lo general, los costos se dan al inicio del horizonte de tiempo a diferencia de los beneficios que ocurren cerca del final. De esta forma, los beneficios registran mayores descuentos que los costos. Al ser la tasa de descuento un reflejo de las prioridades y preferencias de la sociedad existe incertidumbre en relación al valor que debería tomar. La sensibilidad aborda un rango de posibilidades para el valor de la tasa y revela el comportamiento de los resultados

para ese rango. La identificación de valores críticos que modifiquen significativamente los resultados es un insumo útil para los tomadores de decisión.

A manera de ejemplo, en el estudio realizado sobre la norma de emisión para termoeléctricas (DICTUC y Ambiente Gestión 2010) se realizó un análisis de sensibilidad sobre parámetros clave identificados y la tasa de descuento. Se consideró la tasa sugerida por MIDEPLAN como valor central (6%) y se evaluó el rango comprendido entre 2% y 12%. Los resultados se exhiben en la Figura 12-1.

Figura 12-1: Sensibilidad tasa de descuento



Fuente: DICTUC y Ambiente y Gestión (2010).

Como se aprecia, los beneficios son sensibles al valor de la tasa de descuento, por un cambio de un punto porcentual en el valor, los beneficios varían aproximadamente en un 8%.

Si bien el valor de la vida estadística es una variable empírica, los distintos resultados obtenidos

por los estudios de valorización sugieren que se considere tratar la fuente como un parámetro. Es decir, se recomienda realizar un análisis de sensibilidad considerando distintas fuentes que hayan valorizado la vida estadística. Un procedimiento común es realizar las estimaciones de beneficios con los resultados de valorización obtenidos en

EE.UU. como también los obtenidos en Santiago por Cifuentes (2000) para identificar el comportamiento de los beneficios en estos casos. Lo mismo se sugiere realizar para los coeficientes de riesgo relativo.

13.3.3 Análisis de Incertidumbre

El marco metodológico de un AGIES, junto con las características de las variables que componen la evaluación, generan resultados inciertos. El trato y representación de la incertidumbre son claves para sustentar de forma clara las decisiones que deben realizarse con la ayuda del AGIES.

A diferencia del análisis de sensibilidad, que estima el efecto de cambios en las variables sobre los resultados, el análisis de incertidumbre trata sobre la incertidumbre inducida por las variables inciertas en los resultados. Dentro del análisis de incertidumbre se pueden identificar dos enfoques. Uno de ellos trata sobre la propagación de la incertidumbre a través del modelo utilizado para estimar costos y beneficios. El análisis sobre la propagación tiene como objetivo identificar la distribución probabilística del resultado, inducida por los valores utilizados para llegar a él. El segundo enfoque trata sobre realizar una comparación entre las contribuciones, por parte de variables

inciertas que componen las estimaciones, sobre la incertidumbre del resultado. Este segundo enfoque identifica aquellas variables cuya información adicional brindaría una mayor reducción en la incertidumbre de los resultados. Por lo general el enfoque más utilizado consiste en la propagación de la incertidumbre, el cual entrega información relevante para la toma de decisión.

La presentación de intervalos de confianza en los resultados es uno de los métodos más utilizados para exponer los resultados de una propagación de incertidumbre. De esta forma se presenta la incertidumbre resultante en los costos y beneficios a causa de la composición del modelo y sus estimaciones.

La simulación de Monte Carlo es una herramienta ampliamente utilizada, y recomendada, para la construcción de resultados considerando intervalos de confianza. Por ejemplo, en DICTUC y Ambiente y Gestión (2010) se realizó una propagación de incertidumbre con lo que se identificó la distribución de probabilidades de los resultados. De esta forma, en la Tabla 12-2 se presentan los resultados obtenidos según un valor nominal (percentil 50) y un rango determinado por un intervalo de confianza del 95% (representado entre paréntesis).

Tabla 12-2: Resultados considerando IC

Escenario Norma	Beneficio (MUSD)	Costo (MUSD)	Beneficio Neto (MUSD)	Razón B/C
SEIA	570 (380 - 780)	470 (370 - 570)	94 (-150 - 370)	1,2 (1 - 1,4)
UE	620 (420 - 860)	990 (780 - 1.200)	-360 (-730 - 33)	0,6 (0,5 - 0,7)
BM	460 (320 - 640)	180 (140 - 220)	280 (110 - 480)	2,5 (2,2 - 2,9)
Anteproyecto	690 (470 - 960)	1.400 (1.100 - 1.600)	-660 (-1.100 - -170)	0,5 (0,4 - 0,6)
Propuesta	500 (340 - 690)	130 (100 - 150)	370 (200 - 570)	3,9 (3,4 - 4,5)

Fuente: DICTUC y Ambiente y Gestión (2010).

12.4 Casos

Caso 1 Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana

Un ejemplo interesante es el estudio realizado por DICTUC (2008) sobre el análisis y la evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de

Descontaminación en la Región Metropolitana. En este trabajo los indicadores económicos utilizados fueron: costos, beneficio, flujo neto y razón beneficio-costo.

En la Tabla 12-3 se muestra un ejemplo de los valores presentados para el escenario alto según tipo de fuente.

Tabla 12-3: Resumen indicadores AGIES PPDA

Fuente	Costos (MUSD)	Beneficios (MUSD)	Ben Neto (MUSD)	Razón B/C
Móviles	360	2.400	2.000	6,7
Fijas	350	3.600	3.200	10,3
Otras	310	6.800	6.500	22
Total	1.000	13.000	12.000	13,0

Fuente: DICTUC (2008).

Las medidas de mayor razón costo-beneficio en este caso correspondieron a aquellas enfocadas en otras fuentes y, ya que para este análisis los costos son similares para todas las fuentes, el mayor beneficio neto también lo representan estas medidas. Resulta interesante mostrar los resulta-

dos económicos de esta forma para así apreciar el impacto económico y social de las medidas evaluadas. Además de los indicadores económicos se calculó la distribución de beneficios según tipo; en la Tabla 12-4 se puede apreciar esto.

Tabla 12-4: Distribución beneficios

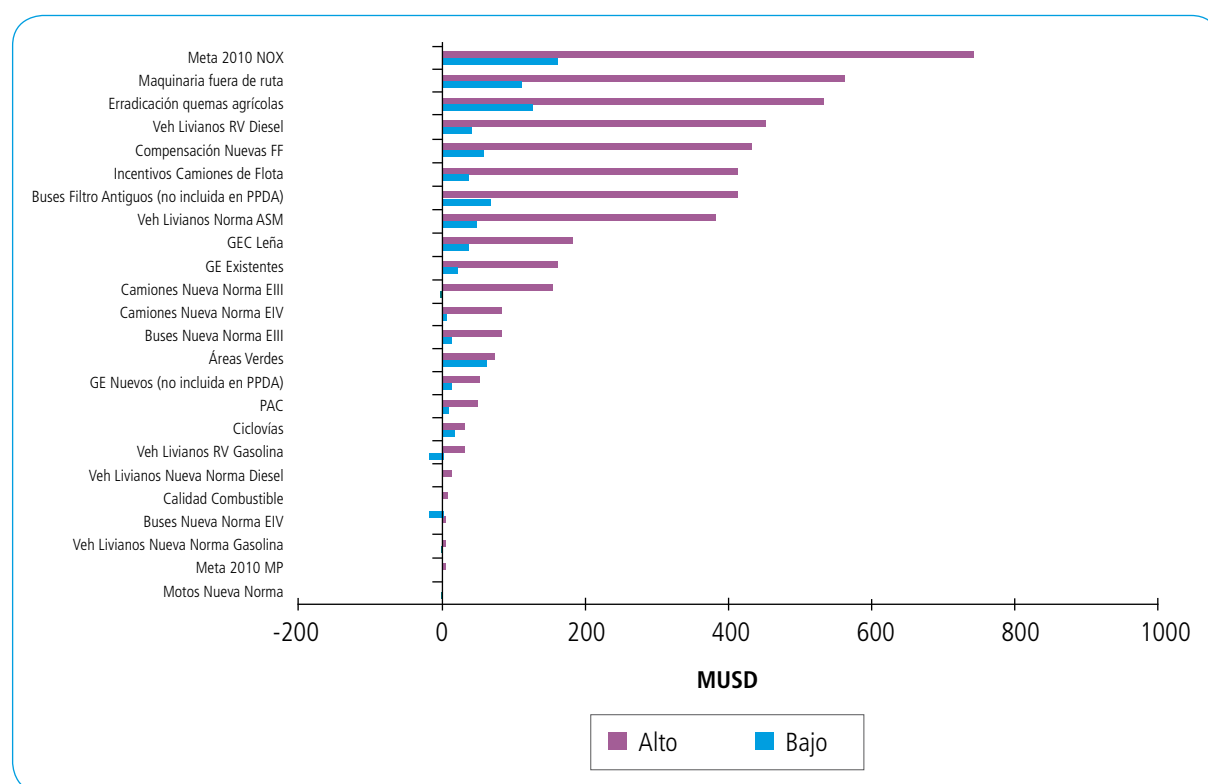
Fuente	VP Beneficios (MUSD)				
	Salud	Visibilidad	Materiales	Otros	Total
Móviles	2.300	6	21	35	2.400
Fijas	3.500	9	32	0	3.600
Otras	6.500	16	59	250	6.800
Total	12.000	30	110	290	13.000
Participación	96%	0,2%	1%	2%	100%

Fuente: DICTUC (2008).

Consecuente con el resto de los AGIES realizados en Chile, la mayoría de los beneficios provienen de mejoras en la salud de la población. La disminución de riesgo de muerte es el efecto más valorado, principal responsable de la gran proporción de beneficios resultante en salud.

Se recomienda distribuir los beneficios según las medidas de reducción con el objetivo de identificar aquellas que proveen mayores beneficios para la población. En la Figura 12-2 se puede apreciar la distribución realizada en el estudio.

Figura 12-2: Beneficios según medida PPDA RM – Escenarios Bajo y Alto



Fuente: DICTUC (2008).

El análisis distributivo realizado por el estudio consideró los costos y beneficios según agente económico y tipo de fuente. En las Tabla 12-5 y Tabla 12-6 se pueden apreciar los resultados obtenidos. Para obtener estas distribuciones fue necesario identificar qué agentes serían los que incurrirían en los costos asociados a las medidas y por otro lado qué agentes percibirían los beneficios (generalmente como ahorro de costos).

Tabla 12-5: Distribución costos PPDA

Fuentes	Privados	Estado	Población	Total
Móviles	215	34	113	362
Fijas	323	23	0	347
Otras	116	151	43	309
Total	654	208	156	1.017
Participación	64%	20%	15%	100%

Fuente: DICTUC (2009).

Tabla 12-6: Distribución beneficios PPDA

Fuentes	Privados	Estado	Población	Total
Móviles	93	281	2.022	2.397
Fijas	140	421	2.972	3.533
Otras	264	801	5.745	6.810
Total	498	1.504	10.738	12.739
Participación	4%	12%	84%	100%

Fuente: DICTUC (2009).

La presentación de este tipo de resultados entrega información relevante acerca de quiénes son los “ganadores y perdedores” al aplicar las medidas de reducción. Información fundamental para los que deban tomar decisiones con la ayuda del AGIES.

13. Bibliografía

- Adams, R. M.; S. A. Hamilton, et al. (1985). "Assessment of the economic effects of ozone on US agriculture". Journal Name: J. Air Pollut. Control Assoc.; (United States); Journal Volume: 35; Medium: X; Size: Pages: 938-943.
- AIRNET (2005). Air pollution and the risks to human health-Exposure assessment.
- Alberini, M.; T. F. Cropper, et al. (1997). "Valuing health effects of air pollution in developing countries: The case of Taiwan". J. Environ. Econom. Management 34: 107-126.
- Andrews, D. (2010). An introduction to atmospheric physics, Cambridge Univ Pr.
- Arrow, K; M. Cooper, et al. (1996). "Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation?".
- Ashford, N. y C. Caldart (2008). Environmental law, policy, and economics: reclaiming the environmental agenda, The MIT Press.
- Azqueta Oyarzún, D. (1994). Valoración económica de la calidad ambiental, McGraw-Hill/Interamericana de España, Madrid.
- Baker, C.; J. Colls, et al. (1986). "Depression of growth and yield in winter barley exposed to sulphur dioxide in the field". New Phytologist 104(2): 233-241.
- Bell, J. y M. Treshow (2002). Air pollution and plant life, John Wiley & Sons Inc.
- Bell, M. L.; M. S. O'Neill, et al. (2005). "International Symposium on Socioeconomic Factors and Air Pollution Health Effects". Environmental Science and Technology accepted.
- Boardman, A. E.; M. A. Moore, et al. (2008). Social Discount Rates for Canada.
- Brey, R. (2009). Valoración económica de externalidades asociadas a proyectos de transporte: Fundamentos y procedimientos.
- Callaway, J.; R. Darwin, et al. (1986). "Economic valuation of acidic deposition damages: preliminary results from the 1985 NAPAP assessment". Water, Air, & Soil Pollution 31(3): 1019-1034.
- Caserinia, S.; M. Giugliano, et al. (2008). "Traffic emission scenarios in Lombardy region in 1998-2015". Science of The Total Environment 389(2-3): 453-465.
- CENMA (2000). Mejoramiento del Inventario de Emisiones de la Región Metropolitana.
- Chameides, W.; P. Kasibhatla, et al. (1994). "Growth of continental-scale metro-agro-plexes, regional ozone pollution, and world food production". Science 264(5155): 74.
- Chow, J. y J. Watson (1998). "Guideline on speciated particulate monitoring". Desert Research Institute.
- Cifuentes, L. y J. J. Prieto (2000). Valuation of mortality risk reductions at present and at an advanced age: preliminary results from a contingent valuation study. Crete, Greece.



- Cifuentes, L.; J. Vega, et al. (1999). Daily mortality by cause and socio-economic status in Santiago, Chile. 3rd Colloquium on Particulate Matter and Human Health, Durham, NC, USA.
- Cifuentes, L. A., J. Vega, et al. (2000). "Effect of the Fine Fraction of Particulate Matter versus the Coarse Mass and Other Pollutants on Daily Mortality in Santiago, Chile." *Air & Waste Management Association* 50: 1287-1298
- Cifuentes, L. A.; A. J. Krupnick, et al. (2005). *Urban Air Quality and Human Health in Latin America and the Caribbean*. Washington, D.C., Centro de Economía Aplicada, Universidad de Chile.
- Crank, J. (1979). *The mathematics of diffusion*, Oxford University Press, USA.
- De la Maza, C. R.; Luis I.; Cifuentes, Luis A. (2007). "Disentangling visibility and health effects in the valuation of improves air quality by use of stated choice analysis". *The Oslo Workshop on Valuation Methods in Transport Planning*.
- DICTUC (1999). *Propuestas de Diseño de los Instrumentos de Gestión Ambiental Tendientes a Reducir las Emisiones de la Actividad del Transporte y Análisis de sus Impactos Económicos, Sociales y de Efectividad en la Reducción de Emisiones*. Santiago, Chile.
- DICTUC (2001). *Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al año 2000*.
- DICTUC (2008). *Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana*. Informe encargado por ex- CONAMA RM. Santiago, Chile.
- DICTUC (2009a). *Análisis costo beneficio del plan de descontaminación de la Región Metropolitana*. Santiago, Chile, Informe preparado para ex-CONAMA RM.
- DICTUC (2009b). *Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago*. Informe encargado por ex-CONAMA RM.
- DICTUC (2009c). *Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago*.
- DICTUC (2009d). *Antecedentes para el Análisis General de Impacto Económico y Social del Anteproyecto de la Norma de Calidad Primaria para MP_{2,5} (AGIES)*. Santiago, Chile.
- DICTUC (2009e). *Evaluación ambiental del Transantiago*. Santiago, Chile.
- DICTUC (2010a). *"Actualización Metodológica MO-DEM - MODEC para el Gran Santiago"*.

- DICTUC (2010b). Elementos para definir una Estrategia Nacional en la Gestión y Regulación de los Contaminantes Material Particulado Respirable (MP_{10}) y Material Particulado Fino ($MP_{2.5}$), Estudio preparado para CONAMA RM.
- DICTUC y Ambiente Gestión (2010). Análisis técnico económico de la aplicación de una norma de emisión para termoeléctricas.
- Emberson, L.; P. Büker, et al. (2009). "A comparison of North American and Asian exposure-response data for ozone effects on crop yields". *Atmospheric Environment* 43(12): 1945-1953.
- EPA (1999). The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010.
- EPA (2000). Guidelines for Preparing Economic Analyses. Washington DC, US Government.
- EPA (2004a). Air Quality Criteria for Particulate Matter. Research Triangle Park, N.C., U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA (2004b). The integrated environmental strategies handbook.
- EPA (2006). Air Control Net. Springfield, VA, US Government.
- EPA (2009a). Emission Factors, AP-42, Fifth Edition, Volume I: Stationary Point and Area Sources
- EPA (2009b). Integrated Science Assessment for Particulate Matter: Final Report. Research Triangle Park, NC, US Government.
- European Environment Agency (2002). EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook
<http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR3/en>
- Farrow, S. (2009). Incorporating Equity in Regulatory and Benefit-Cost Analysis, Paper.
- Freeman A.M. III (2003). The Measurement of Environmental and Resource Values. Segunda Edición. Resources for the Future, Washington D.C.
- Fontaine, E. (1993). "Evaluación social de proyectos". Santiago de Chile.
- Friedrich, R.; T. Bachmann, et al. (2004). "NewExt: New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies".
- GAMMA Ingenieros S.A. (2007). Diseño Fuentes Fijas para la actualización del PPDA Reporte encargado por CONAMA RM.
- Greenlab (2012a). Guía Metodológica Para la elaboración de un Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) para Instrumentos de Gestión de Calidad del Aire. Estudio Solicitado por Subsecretaría del Medio Ambiente
- Greenlab (2012b). Nuevos elementos para la inclusión de la distribución de beneficios en la elaboración de AGIES. Estudio Solicitado por Subsecretaría del Medio Ambiente
- Greenlab (2012c). Valores Recomendados a Utilizar en la Realización de un AGIES que incorpore un Análisis Costo Beneficio - Salud -. Estudio Solicitado por Subsecretaría del Medio Ambiente
- Greenlab (2012d). Valores Recomendados a Utilizar en la Realización de un AGIES que incorpore un Análisis Costo Beneficio - Agricultura -. Estudio Solicitado por Subsecretaría del Medio Ambiente
- Dockery, D. W., C. A. Pope III, et al. (1993). "An association between air pollution and mortality in Six U.S. Cities." *The New England Journal of Medicine* 329: 1753-1759.
- Hammit J.K. (2007). "Valuing Changes in Mortality Risk: Lives Saved versus Life Years Saved." *Review Of Environmental Economics and Policy*. 1(2), 228-240.
- Hanemann W.M. (1991). Willingness to pay and willingness to accept: how much can they differ? *American Economic Review* 81, 653-647.

- Heck, W.; O. Taylor, et al. (1982). "Assessment of crop loss from ozone". J. Air Pollut. Control Assoc.; (United States) 32 (4).
- Hensher, D. (1994). "Stated Preference analysis of travel choices: the state of practice". Transportation 21: 107-133.
- Holdgate, M. (1979). A perspective of environmental pollution, Cambridge University Press Cambridge, UK.
- Hopke, P. K.; K. Ito, et al. (2006). "PM source apportionment and health effects: 1. Intercomparison of source apportionment results " J Expo Sci Environ Epidemiol 16(3): 275-286.
- INE (2009). Informe Anual Estadísticas Vitales.
- Instituto Nacional de Estadísticas (1997). Encuesta de Ingreso de Hogares. Santiago.
- IPCC (2006). "IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories".
- IPCC (s/f). Base de Datos FE Gases Efecto Invernadero <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB>
- Iragüen, P. y Ortuzar J. (2004). "Willingness to Pay for Reducing Fatal Accident Risk in Urban Areas: An Internet Based Web Pages Stated Preference Survey" Accident Analysis and Prevention . 36(4), 513-524 .
- Jacobson, J. (1982). "Ozone and the growth and productivity of agricultural crops". Effects of Gaseous Air Pollutants in Agriculture and Horticulture, London: Butterworths.
- Jorquera, H. (2007). Apuntes del curso Contaminación Atmosférica. Santiago, Chile, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- KAS Ingeniería y GeoAire (2009). Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Version Preliminar, diciembre 2009, CONAMA.
- Kolstad, C. (2000). Environmental Economics, Oxford University Press, Inc.
- Kopp, R.; A. Krupnick, et al. (1997). "Cost-benefit analysis and regulatory reform." Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal 3(5): 787-852.
- Lave, L. y H. Gruenspecht (1991). "Increasing the efficiency and effectiveness of environmental decisions: Benefit-cost analysis and effluent fees: A critical review". Journal of the Air and Waste Management Association; (United States) 41 (6).
- Linzon, S. (1984). Ozone effects on crops in Ontario and related monetary values, Ontario Ministry of the Environment.
- Medeiros, W. y P. Moskowitz (1983). "Quantifying effects of oxidant air pollutants on agricultural crops". Environment International 9(6): 505-513.
- MG y L. A. Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas.
- MIDEPLAN (2010). Precios Sociales para la Evaluación Social de Proyectos.
- Mills, G.; A. Buse, et al. (2007). "A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops". Atmospheric Environment 41 (12): 2630-2643.
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia (1995). Decreto 93. Reglamento para la Dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión. Gobierno de Chile.
- Ministerio Secretaría General de la Presidencia (2007). Ley Nº19.300 Sobre Bases Generales del Medio Ambiente. Gobierno de Chile.

- Morgan, M.; M. Henrion, et al. (1990). *Uncertainty: a guide to dealing with uncertainty in quantitative risk and policy analysis*, Cambridge University Press.
- Morgan, M. G. y M. Henrion (1990). *Uncertainty: A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. New York.
- NRC (2004). *Research priorities for airborne particulate matter: IV. Continuing research progress.*, National Research Council.
- O'Neill, M. S.; M. Jerrett, et al. (2003). "Health, wealth, and air pollution: advancing theory and methods". *Environ Health Perspect* 111 (16): 1861-1870.
- Ortúzar, J. d. D. (2000). *Modelos econométricos de elección discreta*. México; D.F.
- Prevention 35 (2003) 973-986 Soguel, N.C. (Eds.), *Contingent Valuation, Transport Safety and the Value of Life*. Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 45-62.
- Pope, C. A., 3rd, R. T. Burnett, et al. (2002). "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution." *Jama* 287(9): 1132-1141.
- Pope, C. A., 3rd, R. T. Burnett, et al. (2004). "Cardiovascular Mortality and Long-Term Exposure to Particulate Air Pollution: Epidemiological Evidence of General Pathophysiological Pathways of Disease." *Circulation* 109(1): 71-77.
- Pope, C. A.; y D. W. Dockery (2006). "Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect". *Journal of the Air & Waste Management Association* 56 (6): 709-742.
- Rizzi L.I. (2001). *Economía de los Accidentes Fatales: Una Aplicación al Caso de Seguridad Vial en Carreteras*. Ph.D. Thesis, Department of Transport Engineering, Pontificia Universidad Católica de Chile.
- Rizzi L.I. y Ortúzar J. de D. (2003). *Stated preference in the valuation of interurban road safety*. *Accident Analysis and Prevention* 35, 9-22.
- Sánchez, M. y L. Pérez (2000). *Análisis Conjunto y Gestión Pública de Espacios Protegidos: Una Aplicación al Parque Natural de Gorbea*.
- Secretaría de Planificación de Transporte (2012). *Análisis Metodológico para la aplicación del Modelo MODEC en Regiones, Etapa II (1º Informe de Avance)*. No publicado. Santiago, Chile: Fundación para la Transferencia Tecnológica (UNTEC).
- Sommer H., Seethaler R., et al. (1999). *Health Costs due to Road Traffic-Related Air Pollution. An Impact Assessment Project of Austria, France and Switzerland*. World Health Organization, Londres.
- Spash, C. (1997). "Assessing the economic benefits to agriculture from air pollution control". *Journal of Economic Surveys* 11(1): 47-70.
- Sterner, T. (2002). *Instrumentos de política económica para el manejo del ambiente y los recursos naturales*, Bib. Orton IICA/CATIE.
- Stevens, T. H.; R. Belkner, et al. (1999). *Comparison of contingent valuation and conjoint analysis in ecosystem management*.
- Stiglitz (2003). *La Economía del Sector Público*.
- Tietenberg, T. (1998). "Disclosure Strategies for Pollution Control". *Environmental and Resource Economics* 11(3-4): 587-602.
- Besley, Timothy (2002). *Welfare Economics and Public Choice*.
- Toman, M. y S. Farrow (1998). "Using Environmental Benefit-Cost Analysis to Improve Government Performance". *Discussion Papers*.
- Treasury Board of Canada Secretariat (2007). *Canadian Cost-Benefit Analysis Guide. Regulatory Proposals*.

Turner, R.; D. Pearce, et al. (1994). "Environmental economics: an elementary introduction".

Tversky, A. y D. Kahneman (2000). "1. Judgment under uncertainty: Heuristics and biases." Judgment and decision making: An interdisciplinary reader: 35.

Umwelt Bundes Amt (2004). Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends.

USEPA (1991). Guidelines for performing Regulatory Impact Analysis.

Villena, M.; M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por Material Particulado Respirable (MP₁₀) en la Región Metropolitana. Estudio realizado para CONAMA RM.

WHO (2009). Global Health Risks: Mortality and Burden of disease attributable to selected major risks.

Zannetti, P. (1990). Air pollution modeling, Van Nostrand Reinhold.



Anexos

I. AGIES y Estudios que utilizan ACB realizados en Chile

A continuación se presenta una pequeña contextualización de cada uno de los AGIES que han sido realizados en Chile posterior a la dictación del Decreto Supremo 93/95 en donde se establece la realización de este tipo de análisis una vez publicado el anteproyecto de norma. Para ciertas normas se han realizado actualizaciones, lo que ha generado nuevos AGIES, mientras que para otras se han realizado AGIES en forma paralela, como es el caso de la Norma de Emisión para Termoeléctricas, en donde además de realizarse el correspondiente análisis encargado por la autoridad ambiental, organismos privados encargaron la realización de uno paralelamente. Estos análisis también son detallados a continuación. Además, se incluyen las principales características de ciertos estudios que no corresponden a la realización de un AGIES pero que utilizaron un ACB en su realización.

Algunos de los AGIES y estudios que han utilizado ACB detallados a continuación fueron utilizados para la realización de los casos y/o ejemplos presentados a lo largo del presente documento.

1. *Norma de Emisión para Termoeléctricas*

a) **Medio Ambiente Gestión y Cifuentes (2010). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Termoeléctricas**

Este estudio se realizó debido a que la autoridad ambiental necesitaba evaluar la factibilidad y consecuencias de una nueva regulación que limitara las emisiones atmosféricas de las centrales termoeléctricas, tanto de plantas nuevas como de las ya existentes. Además se requería considerar la operación interconectada del sistema eléctrico chileno, así esta nueva regulación ambiental impondría una necesidad de adaptación al sistema existente que requería ser analizada en profundidad.

Este documento incluye el análisis costo beneficio de la norma de emisiones para centrales termoeléctricas propuesta por la autoridad ambiental junto con la revisión de los enfoques regulatorios existentes en EEUU, la Unión Europea y el Banco Mundial, junto con la caracterización del parque a regular, el detalle de la metodología de evaluación costo beneficio empleada, la construcción de escenarios de regulación y los resultados de su evaluación social.



b) KAS Ingeniería and GeoAire (2009). Análisis General del Impacto Económico y Social de una Norma de Emisión para Termoeléctricas. Informe elaborado para ex-CONAMA

Este proyecto se enmarcó dentro de los requerimientos señalados en el Reglamento para la dictación de Normas de Calidad y de Emisión (D.S. N° 93/95 del MINSEGPRES), que establece que para la elaboración de cualquier norma ambiental es necesario realizar un AGIES.

El documento realiza una evaluación social-económica de la aplicación de una normativa para las emisiones de centrales termoeléctricas (Anteproyecto) en los dos principales sistemas eléctricos del país: Sistema Interconectado Central y Sistema Interconectado del Norte Grande.

2. Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago

a) DICTUC (2009). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de la Revisión de Norma de Emisión para Motores de Buses de Locomoción Colectiva de la Ciudad de Santiago. Informe encargado por ex-CONAMA RM

La inclusión de mejoras tecnológicas en el parque automotriz demanda una constante readecua-

ción de las normas ambientales en busca de una mejor calidad del aire.

Debido a que el parque de buses de locomoción colectiva genera un importante aporte a la contaminación atmosférica de la Región Metropolitana (Responsable de un 8% de la concentración de MP_{10}), se hizo necesario revisar las nuevas tecnologías existentes y analizar la factibilidad de exigir su inclusión en los vehículos nuevos que ingresen al parque de la capital. La medida que fue evaluada en este estudio fue la incorporación de un filtro de partículas a cada nuevo bus que ingresa al parque.

3. Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana

a) DICTUC (2001). Generación de Instrumentos de Gestión Ambiental para la Actualización del Plan de Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana de Santiago al Año 2000. Estudio realizado para ex-CONAMA RM. Santiago

El énfasis del estudio fue analizar la posibilidad de cumplimiento de los objetivos propuestos por el PPDA con un número de medidas de reducción. El estudio se divide en dos partes:

Parte I: La metodología utilizada en este estudio para la estimación de los efectos en la salud se

basa en el método de la función de daño, con el objetivo de cuantificar los beneficios en salud. Se consideró a los habitantes de Santiago como la población expuesta, agrupada según grupos etarios y tipo de previsión. En esta ocasión se utilizaron funciones exposición respuesta de estudios nacionales e internacionales, las cuales fueron combinadas para disminuir la incertidumbre.

Parte II: Consta de un análisis económico. Primero se estiman las reducciones atribuibles a cada medida según impacto en factores de emisión y nivel de actividad en: fuentes fijas, vehículos livianos y pesados, polvo resuspendido y combustibles. Se utiliza como línea base la proyección realizada por (CENMA 2000). Dado el alcance del estudio se utilizaron modelos simplificados (factores emisión de concentración) para la estimación del cambio en concentraciones. Finalmente se utilizaron indicadores de efectividad y eficiencia para presentar los resultados (Razón costo-beneficio). Para abordar la incertidumbre presente en la penetración de las medidas se utilizaron escenarios.

b) DICTUC (2008). Análisis y Evaluación del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación de la Región Metropolitana. Informe encargado por ex-CONAMA RM. Santiago, Chile

Cuando se licitó este trabajo, CONAMA RM estaba encargada de desarrollar varios estudios orientados a evaluar el estado de cumplimiento de las normas planteadas por el PPDA de la RM y de proponer estrategias de control que fortalecieran, actualizaran o redefinieran las medidas aplicadas en el PPDA vigente. No obstante, cualquier propuesta de reformulación y actualización de las medidas vigentes debería ser evaluada respecto de su impacto económico y social a través de un estudio específico (Análisis General de Impacto

Económico y Social, AGIES), según se establece en el D.S.Nº94/95 sobre la dictación y formulación de Planes de Prevención y Descontaminación.

El presente estudio correspondió a una propuesta de elaboración de AGIES respecto de las medidas propuestas para la actualización del PPDA, y además, al desarrollo de un Sistema de Control de Gestión de la Región Metropolitana.

c) Villena, M., M. Villena, et al. (2007). Análisis General de Impacto Económico y Social del Rediseño del Plan Operacional para Enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por Material Particulado Respirable (MP_{10}) en la Región Metropolitana. Estudio realizado para ex-CONAMA RM

En el contexto de la modificación al Plan de Prevención y Descontaminación de la Región Metropolitana, establecida en el D. S. Nº 94/95, existe un desempeño ambiental que se debe revisar, en el sentido de si se está cumpliendo lo establecido, de acuerdo a los objetivos esbozados en dicho plan. Surge entonces, la necesidad de evaluar el funcionamiento de las medidas trazadas con el objetivo de enfrentar los episodios críticos de contaminación atmosférica. Estas evaluaciones son fundamentales para tomar decisiones consistentes con las políticas ambientales establecidas por el país. Por ello, la ejecución de dichas medidas se asocia a evaluar el impacto económico y social de las medidas preventivas y paliativas que son adicionadas en el Anteproyecto de Rediseño del Plan Operacional.

Las medidas consideradas en el Plan Operacional para enfrentar Episodios Críticos de Contaminación Atmosférica por MP_{10} y que fueron evaluadas por el presente estudio son las siguientes:

Restricción del uso de artefactos de combustión residencial a leña o biomasa durante el periodo 1 de abril - 31 de agosto. Esta restricción se aplicará en la zona urbana de la provincia de Santiago y en las comunas de San Bernardo y Puente Alto.

Prohibición de quemas agrícolas durante el periodo 1 de abril - 31 de agosto. Por lo tanto, se amplía en un mes (abril) la prohibición de quemas agrícolas en toda la Región Metropolitana.

Duplicación del parque de vehículos sujeto a restricción vehicular en periodos con y sin episodios.

El estudio evalúa, mediante un análisis costo beneficio, el impacto económico producido por la aplicación de las medidas antes señaladas.

4. *Plan de Descontaminación Temuco y Padre las Casas*

a) CENMA (2007). Análisis General del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférica de Temuco y Padre las Casas. Estudio realizado para ex-CONAMA IX Región

CONAMA IX Región elaboró una propuesta del Plan de Descontaminación del Aire (PDA) para la zona de Temuco y Padre Las Casas. El PDA es un instrumento de gestión ambiental que consiste de una serie de medidas que directa e indirectamente buscan reducir los niveles de contaminación por MP_{10} para así lograr el cumplimiento de la norma diaria de calidad del aire (percentil 98). El estudio presta especial atención sobre los impactos económicos y sociales de la implementación de las medidas de control de la combustión de leña residencial.

La línea base de emisiones se estima desagregando la actividad en la región de estudio según

los siguientes sectores: Residencial, industrial, fuentes móviles y quemas agrícolas. El comportamiento futuro se estima con una combinación de modelos tanto top-down como bottom-up dependiendo de la información disponible para cada sector. Para estimar las concentraciones en la línea base se utilizó un modelo aproximado rollback.

Las medidas fueron agrupadas según aquellas de impacto directo e indirecto y se cuantificaron los beneficios en salud, visibilidad y eficiencia energética asociados a cada una de ellas. Finalmente se realiza un análisis distributivo sobre los beneficios, y económico en base a indicadores.

5. *Norma Primaria de Calidad Ambiental para Material Particulado Fino Respirable $MP_{2,5}$*

a) DICTUC (2010). Análisis General del Impacto Económico y Social de la norma de $MP_{2,5}$. Estudio realizado para ex-CONAMA

Este estudio presenta la evaluación social de la aplicación de una norma para $MP_{2,5}$ en el país, incorporando la mejor información disponible a la fecha para concentraciones ambientales, emisiones contaminantes, costos de reducción y beneficios de abatimiento del material particulado.

Entre las actividades del estudio se incluyen, en primer lugar, identificar y caracterizar las principales fuentes emisoras de material particulado fino en el país, las tecnologías de reducción disponibles y los costos asociados a dichas tecnologías para las distintas situaciones típicas de contaminación que se dan en el país. En segundo lugar se evaluaron los costos y beneficios que tendría la introducción de una norma de $MP_{2,5}$ en el país para diferentes niveles y distintos plazos

de cumplimiento. En tercer lugar, se evaluó el impacto que generan las situaciones de episodios críticos, evaluando el número esperado de episodios de diferente tipo, y los beneficios y costos que estos acarrearán. Finalmente, se evaluó la conveniencia de mantener o derogar la actual norma anual de MP₁₀.

Se cuantificaron beneficios en salud a nivel nacional, beneficios materiales y en visibilidad sólo para Santiago. Si bien el análisis incorpora cuantitativamente la incertidumbre cuando ha sido posible, aun así, en cuanto a los resultados finales, pueden ser considerados conservadores, con una tendencia a la subestimación de beneficios y sobrestimación de costos.

6. *Norma de Emisión para Artefactos de Uso residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa*

a) Ambiente Consultores (2007). Análisis Técnico-Económico de la Aplicación de una Norma de Emisión para Artefactos de Uso Residencial que Combustionan con Leña y otros Combustibles de Biomasa. Informe encargado por ex-CONAMA

La norma regula calefactores y cocinas que combustionan, o pueden combustionar biomasa, con una potencia de ingreso de hasta 70kW, que proporciona calor en el espacio en que se instala y que está provisto de un ducto para la evacuación de gases al exterior.

Dado que el análisis es sobre un anteproyecto, los escenarios a evaluar no se limitarán según lo establecido en el anteproyecto, sino también se incluirán alternativas en su implementación (en límites y plazos). Para la estimación de cambios

en concentración a causa de reducciones en emisión se utilizó un modelo simple de rollback.

Para modelar la evolución futura del stock de calefactores se crearon cuatro escenarios con diferentes valores, los que fueron evaluados en el análisis costo-beneficio. Se analizan los impactos económicos en productores y consumidores, en cuanto a los beneficios sólo se cuantifican aquellos en la salud de la población.

7. *Norma de Emisión de Hidrocarburos No Metánicos para Vehículos Livianos y Medianos*

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma Nacional de Emisión para Vehículos Livianos y Medianos. Estudio realizado para ex-CONAMA

El estudio realiza un ACB sobre la norma de emisión con el objetivo de controlar las emisiones de Hidrocarburos No Metánicos (HCNM) de los vehículos motorizados livianos y medianos que operan con gas natural comprimido.

La metodología utilizada corresponde a una serie de pasos. Primero se define la situación base y la situación con norma. En la situación con norma se realizan 3 escenarios según la posible participación de vehículos a GNC (25%, 50%, 75% de taxis y vehículos comerciales). Si bien la norma es a nivel nacional, el análisis es sobre la Región Metropolitana. Luego de definir los escenarios se identifican los impactos económico-privados de la norma. Debido a la falta de antecedentes para evaluar la variación en las emisiones de los contaminantes que afecta la normativa, no fue posible realizar una evaluación cuantitativa y económica de los efectos en salud, agricultura, materiales y

visibilidad. De este modo, la evaluación cuantitativa sólo contiene la estimación de costos incrementales de las normas de emisión propuestas. Finalmente se realiza un análisis sobre los costos de implementación y los impactos económico-privados de la norma.

8. *Norma de Emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire*

a) CONAMA (1998). Análisis General de Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Emisión para la Regulación de Contaminante Arsénico Emitido al Aire

El documento corresponde al Análisis General del Impacto Económico y Social del anteproyecto de norma de emisión para la regulación del contaminante arsénico emitido al aire. La norma a analizar establece un límite máximo de emisión de arsénico a la atmósfera (emisiones por chimenea y emisiones difusas) expresado en toneladas/año para los establecimientos industriales donde se realizan tratamientos térmicos de compuestos minerales o metalúrgicos de cobre u oro, cuyo contenido de arsénico en la alimentación es superior a 0,0005% en peso.

Los beneficios corresponden a una disminución del riesgo poblacional de contraer cáncer al pulmón, los cuales fueron expresados en riesgo reducido y no cuantificados monetariamente. Este impacto se verifica en las áreas afectadas por la regulación, Chuquicamata, Calama y Potrerillos. Para expresar la incertidumbre relacionada al cumplimiento de la norma se establecen dos escenarios. En uno de ellos se considera el traslado de la población presente en los campamentos de las fundiciones.

9. *Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrógenos en la Región Metropolitana*

a) Calfucura (2006). Análisis Técnico-Económico del Anteproyecto de Norma de Emisión de Material Particulado y Gases para Grupos Electrógenos en la Región Metropolitana. Informe elaborado para ex-CONAMA RM. Santiago

El objetivo principal del anteproyecto de norma de emisión de material particulado y gases para grupos electrógenos en la Región Metropolitana es controlar las emisiones de esta categoría, las cuales no se encuentran reguladas en la actualidad en el contexto del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana (PPDA).

La metodología utilizada para realizar el análisis técnico-económico de la norma de emisión corresponde a un análisis costo-beneficio. Primero se proyecta la situación base sin norma según supuestos sobre el comportamiento de agentes de impacto en el sector para estimar la evolución de las emisiones de grupos electrógenos. Para cuantificar el impacto de la reducción de emisiones sobre concentraciones se utilizó el modelo aproximado en base a factores de emisión-concentración. Luego de estimar los cambios en concentración de contaminantes se estiman los beneficios en salud, visibilidad y materiales para la población expuesta.

10. *Norma Nacional de Emisión para Motocicleta*

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de

Norma Nacional de Emisión para Motocicletas

La norma tiene el objetivo de protección ambiental de reducir las emisiones de Monóxido de Carbono (CO) e Hidrocarburos Totales (HCT), de las motocicletas que circulan en el país, mediante el control de los niveles de emisión de ambos contaminantes, estableciendo una emisión máxima de 12 gr/km para el CO y de 5 gr/km para HCT. Este límite implica que todas las motocicletas nuevas que ingresen al mercado deberán ser de cuatro tiempos.

Se utilizó una metodología de análisis costo beneficio comparando los escenarios con y sin norma. El escenario con norma involucra un cambio en la oferta y demanda del mercado de motocicletas, permitiendo sólo la comercialización de motocicletas nuevas de 4 tiempos, y se realizó evaluando tres sub escenarios. Para realizar el ACB no se estimaron los cambios en emisiones y concentraciones sino que se asumieron costos y beneficios por motocicleta, así el beneficio neto fue calculado a partir de la diferencia del parque emisor de ambos escenarios. Los beneficios valorizados correspondieron a salud, ruido y reducción en la congestión.

11. Norma de Calidad Primaria para el Plomo

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Norma de Calidad Primaria para Plomo en el Aire

En este documento se analizan las emisiones existentes, la calidad del aire resultante para tales emisiones, los efectos en la salud de la población y se estiman los costos y beneficios asociados a la imposición de una norma primaria de calidad de aplicación nacional.

Se utilizó una metodología de análisis costo beneficio para comparar los escenarios con y sin norma. Para esto se utilizó un modelo simple de dispersión (modelo tipo caja asumiendo una relación lineal entre emisiones y concentraciones) y se determinó cuáles serían los sitios con posibilidades de excedencia de la norma propuesta y cuándo podrían llegar a niveles críticos generando daños a la salud de la población. En estos sitios se estimó la población afectada y la fracción más vulnerable definida como los niños de 0 a 6 años. Se valoraron los costos de tratamiento médico de casos de niños con intoxicación leve por plomo y de refuerzo educacional, y pérdida de ingresos futuros por daños cognitivos.

El escenario con norma establece medidas de control, principalmente declaración de zonas latentes y los consecuentes planes de prevención, los cuales implican la estimación de costos de monitoreo y de elaboración de planes de prevención que recaen en el Estado, y costos de reducción de emisiones como consecuencia de las medidas que se implementen para evitar alcanzar los valores de calidad establecidos por la norma, costos que recaen en los privados.

12. Plan de Descontaminación Chuquicamata

a) CONAMA (2000). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Chuquicamata de la División Chuquicamata de CODELCO Chile

El año 1993 se aprobó el plan de descontaminación (debido a la declaración de zona saturada por SO_2 y MP_{10}) que estableció reducciones de emisión y fijó el cumplimiento de las normas de calidad para el año 1999. Nuevos antecedentes

permitieron prever que la meta fijada en el plan de descontaminación del año 1993 no sería cumplida con las inversiones comprometidas. Debido a esto es que se decidió elaborar otro plan que estableciera el cronograma de reducción de emisiones para llegar a la meta. El documento corresponde al AGIES de esta actualización.

Por medio de un ACB se evaluaron las implicancias del plan, junto con analizar la situación del área y lo que podría ocurrir si es que no se realizaba el plan. Para esto se identificaron las exigencias que se hacían en el anteproyecto a los distintos agentes involucrados, fundamentalmente al único emisor del área que es el conjunto de operaciones de la División Chuquicamata, y se identificaron las posibles opciones que la fuente emisora puede implementar para responder a tales exigencias.

Una vez determinadas las estrategias de descontaminación para las fuentes emisoras, en él se identifican los impactos que tienen una expresión económica y que se generan de la implementación de las estrategias de descontaminación. Del mismo modo, se valoran los impactos sobre la propia fuente (costos y beneficios del plan sobre ella), las poblaciones afectadas por la contaminación y el Estado como organismo fiscalizador. Finalmente se discute el resultado del ejercicio y se realizan algunas sugerencias para la toma de decisiones.

13. Plan de Descontaminación Potrerillos

a) CONAMA (1998). Análisis General del Impacto Económico y Social Anteproyecto de Plan de Descontaminación para la Zona Circundante a la Fundición Potrerillos de la División Salvador de CODELCO Chile

Debido a la declaración de zona saturada por SO_2 y MP_{10} es que se elaboró el anteproyecto del Plan de Descontaminación de Potrerillos. El documento presenta un análisis costo beneficio del anteproyecto considerando los aspectos de éste que generan algún tipo de impacto económico, tales como el cronograma de reducción de emisiones, el plan operacional para el control de episodios críticos, las exigencias en monitoreo y fiscalización y las exigencias a nuevas actividades que se instalen en la zona. Debido a que existen diferencias significativas en las calidades ambientales dentro del área saturada, también se evalúa la opción de relocalizar a la población.

El documento evalúa los costos y beneficios de los escenarios base y con plan asociados a la población (vinculada y no vinculada a la empresa), al emisor (empresa) y al Estado como organismo fiscalizador. En cuanto a los impactos ambientales el único que es valorado corresponde a los efectos en salud, específicamente mortalidad, admisiones hospitalarias por enfermedades respiratorias, visitas a salas de emergencia, días de actividad restringida, infecciones respiratorias agudas bajas en niños (bronquitis y tos), bronquitis crónica y dolores de pecho por causa respiratoria. Para la valoración de la mortalidad se utilizó el método "capital humano" (valor presente de los ingresos esperados) mientras que para los efectos en morbilidad se incluyeron los costos de tratamientos médicos y productividad perdida.

14. Plan de Descontaminación Tocopilla

a) DSS (2008). Análisis General de Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférico para la Zona Cir-

cundante a la Ciudad de Tocopilla. Estudio realizado para ex-CONAMA

Debido a que Tocopilla fue declarada zona saturada por MP_{10} se desarrolló este trabajo como parte del cumplimiento de la normativa ambiental. El documento realiza un análisis costo beneficio evaluando las medidas de reducción de emisiones directas de MP_{10} contempladas en el anteproyecto del plan.

En el estudio se identifican diversos beneficios ambientales que serían generados por la aplicación del plan (daño en materiales, agricultura, turismo, diversidad ecosistemas) sin embargo sólo se valora la reducción de los efectos en salud debido a que no existen antecedentes para evaluar los otros efectos, o bien, debido a que el beneficio sería marginal por la poca importancia de la actividad en el sector.

Por otra parte, los principales costos tienen relación con la evaluación monetaria para los diferentes escenarios asociados a tecnologías de abatimiento en las empresas generadoras eléctricas, los costos asociados a las medidas de mitigación en las empresas SQM y LIPESED, y finalmente los costos asociados a las principales medidas de control y seguimiento, donde lo más relevante resulta de la implementación de sistemas de monitoreo continuo y en línea para las empresas generadoras eléctricas.

La entonces CONAMA solicitó a DICTUC la realización de un estudio que permitiera identificar y estimar los beneficios económicos y sociales que generaría el Plan de Transporte Urbano para la ciudad de Santiago, Transantiago, asociados a los Gases Efecto Invernadero (GEI) y contaminantes locales relevantes en la Región Metropolitana.

Los objetivos específicos correspondieron a: estimar el impacto en la calidad del aire de las medidas presentes en las bases de la licitación de Transantiago; estimar los beneficios económicos generados por la implementación del plan; e identificar otros impactos (visibilidad, materiales y ruido) derivados de la implementación de este plan estimando los beneficios económicos de éstos.

En términos generales, la metodología se basa en el método de la función daño que contempla la definición de los escenarios a evaluar, la estimación del cambio en las emisiones contaminantes asociadas a dichos escenarios, la estimación de los cambios en las condiciones ambientales (con la utilización de un modelo fotoquímico de dispersión), los cambios que se producen en los impactos físicos (salud, visibilidad, etc.), la valoración social de estos impactos y finalmente la agregación de los beneficios ambientales totales del proyecto.

II. Resumen documento “Precios Sociales para la Evaluación de Proyectos”

Una de las tareas del Departamento de Inversiones de MIDEPLAN es mejorar permanentemente el proceso de pre-inversión pública y, con ello, contribuir a una óptima asignación de los recur-

15. Evaluación Social Transantiago

a) DICTUC (2009). Evaluación ambiental del Transantiago. Estudio realizado para el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas (PNUMA). Santiago, Chile

tos para inversión existente en el país. Para cumplir esta labor, anualmente se estudian y revisan los precios sociales de los factores básicos de producción y se presenta su valor en este documento.

El objetivo del cálculo de los precios sociales de los factores básicos es contar con valores que reflejen el verdadero costo para la sociedad de utilizar unidades adicionales de estos factores durante la ejecución y operación de un proyecto de inversión.

Los factores básicos de producción son:

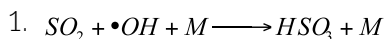
- **Tasa de descuento:** La tasa social de descuento representa el costo de oportunidad en que incurre el país cuando utiliza recursos para financiar proyectos, depende de la tasa de preferencia intertemporal del consumo, de la rentabilidad marginal del sector privado y de la tasa de interés de los créditos externos.
- **Mano de obra:** Se considera como precio social del trabajo, el costo marginal en que incurre la sociedad por emplear un trabajador adicional de cierta calificación.
- **Divisa:** La discrepancia entre el costo social de la divisa y el costo privado se origina si la economía valora una divisa adicional en más o menos de lo que efectivamente le cuesta en términos de recursos productivos sacrificados.
- **Otros precios sociales:** Existen otros mercados en los cuales también se presentan distorsiones y para cuyos factores más relevantes se han calculado los respectivos precios sociales; éstos corresponden al valor social del tiempo, el precio social de vehículos nuevos, combustible, lubricantes y mano de obra de mantenimiento.

Las bases de cálculo para los precios sociales de los factores básicos descritos vienen dadas por los siguientes estudios:

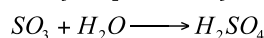
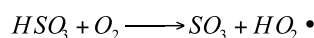
1. "Cálculo del Precio Social de la Mano de Obra en Chile" (2002).
2. "Cálculo de la Tasa Social de Descuento" (2003).
3. "Tomo I: El precio social de la divisa, Pontificia Universidad Católica" (1987).

III. Mecanismos por los cuales se forma el $MP_{2,5}$ secundario

Existen diversos mecanismos por los cuales se forma el $MP_{2,5}$ secundario, dentro de ellos podemos reconocer los que forman sulfatos y los que forman nitratos:



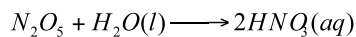
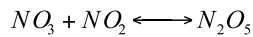
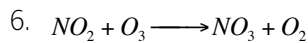
M se refiere a una molécula de O_2 o N_2 , que se lleva parte de la energía de la reacción.



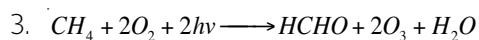
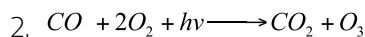
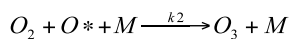
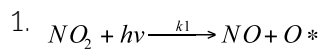
El ácido sulfúrico (H_2SO_4) puede condensar en partículas ya existentes o formar nuevas por nucleación, debido a la neutralización con amoníaco (NH_3).

2.
$$\frac{1}{2} O_2(aq) + SO_2(aq) + H_2O \xrightarrow{Mn(II)Fe(III)} H_2SO_4(aq)$$
3.
$$SO_2(aq) + H_2O_2 \longrightarrow H_2SO_4(aq)$$
4.
$$SO_3^{2-}(aq) + O_3(aq) + H_2O \longrightarrow SO_4^{2-}(aq) + O_2$$
5.
$$NO_2 + \bullet OH \xrightarrow{M} HNO_3$$

El ácido nítrico (HNO_3) reacciona con bases como el amoníaco (NH_3) para formar partículas de nitrato. En zonas cercanas al mar, se pueden formar nitratos a partir del ácido nítrico y la sal (NaCl).



Las siguientes ecuaciones muestran los diferentes mecanismos de formación del ozono. Entre ellos, el señalado en la primera ecuación, es el más importante, mientras que el segundo y el tercero corresponden a balances netos de reacciones con un aporte menor al ozono troposférico:



IV. Etapas para la elaboración de un AGIES utilizando un ACB

Para una correcta elaboración de un AGIES se deben realizar las siguientes etapas.

1. Definición del alcance

- Definir el alcance geográfico y temporal:
 - Definir cuáles son los límites geográficos del análisis.
 - Definir el alcance temporal:
 - Horizonte de tiempo.
 - Periodo o resolución de análisis.
- Definir los contaminantes considerados.

- Identificar las clases de fuentes emisoras afectadas:

- Fijas.
- Móviles.
- Fugitivas.

- Identificar la población y/o receptores afectados:

- Identifique grupos sociales de interés.

- Definir los efectos a considerar:

- Efectos en salud.
- Efectos en agricultura.
- Otros efectos.

- Definir los escenarios de análisis:

- Exógenos.
- Escenarios de mitigación.

2. Estimar emisiones

- Identificar las fuentes de cada tipo.

- Para cada tipo de fuente:

- Estimar el factor de emisión y su proyección en el tiempo.
- Estimar el nivel de actividad y su proyección en el tiempo.
- Calcular las emisiones de cada fuente para el periodo de análisis.
- Construir indicadores de emisiones para la línea base.
- Revisar los resultados.

- Estimar la emisión del año base según tipo de fuente.

- Determinar la evolución de las emisiones en el tiempo.

3. Medir la reducción de emisiones

- Identificar las medidas de reducción de emisiones.

- b. Identificar los contaminantes afectados por la medida.
- c. Identificar el impacto de las medidas.
- d. Estimar la efectividad de la medida.
- e. Calcular la reducción de emisiones de cada medida, para cada escenario.
- f. Examinar la magnitud de reducciones sean coherentes.

4. Calcular costos sociales

- a. Estimar los costos sociales de implementar las medidas.
- b. Identificar la distribución de costos de los diferentes actores sociales.

5. Determinar la reducción de concentraciones ambientales producto de las medidas de reducción de emisiones

- a. Recolectar la información disponible:
 - Información meteorológica del sector geográfico donde se desea determinar el cambio en concentraciones (perfil vertical de la dirección y velocidad del viento, perfil vertical de la humedad y temperatura, altura de mezcla, precipitaciones diarias y la radiación solar).
 - Concentraciones actuales de los contaminantes (concentraciones medidas).
- b. Seleccionar el método de estimación adecuado.
- c. Calcular el cambio en concentraciones para cada escenario.

6. Calcular los Beneficios

- a. Identificar los impactos asociados a los contaminantes a evaluar.

- b. Cuantificar el cambio de incidencia de los impactos producto de la reducción de emisiones.
- c. Valorizar socialmente los impactos en términos monetarios.
- d. Agregar los beneficios asociados a los diferentes impactos evaluados.
- e. Identificar la distribución de beneficios en los diferentes actores sociales.

7. Análisis Económico

- a. Seleccionar la tasa de descuento que utilizará para los flujos futuros.
- b. Agregar el beneficio social.
- c. Agregar los costos.
- d. Calcular los indicadores de rentabilidad social.
- e. Realizar un análisis de sensibilidad en parámetros relevantes.
- f. Realizar un análisis final de incertidumbre.
- g. Realizar el análisis distributivo que identifique los ganadores y perdedores.

V. Detalle de fenómenos que afectan a la deposición al pago.

En el Capítulo 11.5 se estudia la disposición al pago que tendría un individuo racional para reducir su riesgo de muerte con un bien q , dado un ingreso I . La DAP se resume como aparece en la Ecuación 11-23:

Ecuación 11-23: Tasa marginal de sustitución entre q e I

$$TMS_{I,q} = \frac{dI}{dq} = \frac{p'(q)U(I)}{(1-p)U'(I)}$$

A continuación se desarrolla en detalle las consideraciones nombradas en ese capítulo.

1. Nivel de riesgo y disposición al pago

A fin de estudiar como la DAP varía con el nivel de riesgo inicial se procede con un simple ejercicio de estática comparativa²⁰. Para ello, se deriva la Ecuación 11-23 con respecto a q y se obtiene.

Ecuación A-1: Análisis de la tasa

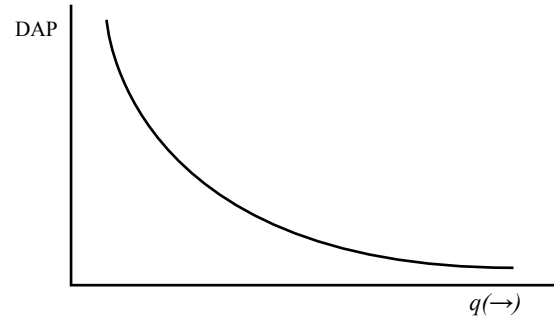
marginal de sustitución, respecto a q

$$\frac{dTMS_{I,q}}{dq} = \frac{d^2I}{dq^2} = \frac{p''(q)U(I)}{(1-p)U'(I)} + TMS_{I,q} \frac{p'(q)}{(1-p)} > 0$$

Según la Ecuación A-1, la DAP disminuye a medida que se dispone de más unidades del bien q (Figura A-1). En otras palabras, si se está expuesto a un mayor nivel de riesgo, la disposición a pagar por reducirlo será mayor. Y si el nivel de riesgo enfrentado es ya considerado muy bajo, la disposición al pago por reducirlo aún más será cada vez

menor. Se verifica así una propiedad común a todos los bienes de consumo: que a mayor consumo su utilidad marginal disminuye y, por lo tanto, disminuye la disposición al pago por el bien.

Figura A-1: Variación en la DAP antes cambios en el nivel de riesgo base.



Cuando la provisión de q se incrementa, el nivel de riesgo p se reduce; por lo tanto, p crece en la dirección contraria a q .

2. Ingreso y disposición al pago

¿Cómo afecta el ingreso a la DAP por mayor seguridad? Volviendo a la Ecuación 11-23 y derivando con respecto al ingreso, obtenemos.

Ecuación A-2: Análisis de la tasa marginal de sustitución, respecto a I

$$\frac{dTMS_{I,q}}{dI} = \frac{d^2I}{dq dI} = \frac{p'(q)U'(I)}{(1-p)U'(I)} - \frac{p'(q)U(I)}{(1-p)U'(I)} \frac{(1-p)U''(I)}{(1-p)U'(I)} = \frac{p'(q)}{(1-p)} \left(1 + \frac{\rho}{\epsilon_U'} \right)$$

Donde $\rho = -I \frac{U''(I)}{U'(I)}$, es el coeficiente de aversión al riesgo relativo y ϵ_U' es la elasticidad de

la utilidad con respecto al ingreso. Por lo tanto, la elasticidad de la disposición al pago con respecto al ingreso es:

²⁰ El análisis de estática comparativa consiste en estudiar cómo se modifica una solución óptima ante cambios en los parámetros que representan variables exógenas (Chiang, A. (1987). Métodos Fundamentales de Economía Matemática. McGraw-Hill, Naucalpan de Juárez. Capítulo 6). En el caso de la presente sección, el parámetro que se modifica es el nivel inicial de q que afecta de manera directa el nivel inicial de riesgo.

Ecuación A-3: Elasticidad de la disposición al pago respecto al ingreso

$$\frac{dTMS_{I,q}}{dI} \frac{I}{TMS_{I,q}} = \varepsilon_{TMS}^I = \frac{p'(q)}{(1-p)} \left(1 + \frac{\rho}{\varepsilon_U^I} \right) \frac{I}{\frac{p'(q)U(I)}{(1-p)U'(I)}} = (\varepsilon_U^I + \rho)$$

La suma $\varepsilon_U^I + \rho$, en la Ecuación A-3 dependerá de la forma funcional que la utilidad adopte. Kaplow L. (2005) demuestra que para un conjunto relevantes de funciones de utilidad usadas en análisis empíricos, esta suma tiene que ser mayor o igual a uno. (Por ej., en el caso de una función de utilidad del tipo $U(I) = \alpha I^{\varepsilon_U^I}$, el coeficiente de aversión al riesgo relativo es $-\varepsilon_U^I + 1$; por lo tanto, ε_{TMS}^I es idénticamente igual a 1). Así, se puede concluir que la disposición al pago por mayor seguridad crecería con el ingreso al menos proporcionalmente. Desafortunadamente, este resultado teórico no se verifica empíricamente: Viscusi W.K. & Aldy J.E. (2003), en un estudio de meta-análisis, estiman la elasticidad de la DAP por mayor seguridad con respecto al ingreso en el rango de 0,5 a 0,6. Evans M.F. & Smith V.K. (2010) formulan algunas hipótesis que podrían en parte reconciliar resultados teóricos con resultados empíricos. En la sección siguiente veremos una hipótesis que según estos autores podría ser relevante.

3. Gastos comprometidos y disposición al pago

Esta sección se basa en Evans M.F. & Smith V.K. (2010) quienes se preguntan ¿cómo se ve afectada la disposición al pago por mayor seguridad cuando el consumidor tiene comprometidos ciertos gastos futuros? Este sería el caso, por ejemplo, del pago de una vivienda. En este caso, la función de utilidad adopta la forma $U(I-GC; GC)$, donde GC es gasto comprometido e $I-GC$ ingreso de libre disponibilidad. Con esta nueva formulación

de la función de utilidad, el gasto comprometido genera utilidad directa, por un lado, y afecta al ingreso de libre disponibilidad, por otro lado, restando utilidad. La disposición al pago por mayor seguridad está dada por la siguiente ecuación, una adaptación de la Ecuación 11-23:

Ecuación A-4: Disposición al pago por mayor seguridad

$$TMS_{I,q} = \frac{dI}{dq} = \frac{p'(q)U(I-GC; GC)}{(1-p) \frac{\partial U}{\partial (I-GC)}}$$

Si GC fue elegido de manera óptima, nada ha cambiado en relación a la Ecuación 11-23. Consideremos, por el contrario, el caso en que GC es mayor que el valor óptimo²¹. En esta situación, se tendrá que $\frac{\partial U}{\partial (GC)} < \frac{\partial U}{\partial (I-GC)}$. De esta mane-

ra, se verificarán simultáneamente estas dos desigualdades: $\frac{\partial U^{n-opt}}{\partial (I-GC)} > \frac{\partial U^{opt}}{\partial (I-GC)}$

y $U^{n-opt} < U^{opt}$ ($n-opt$: situación no óptima; opt : situación óptima).

²¹ El mercado de las viviendas sirve para ejemplificar. Una familia busca un determinado tipo de vivienda, que el mercado no ofrece. Las opciones consisten en buscar una vivienda 'inferior' o 'superior' a la deseada. Si la familia opta finalmente por una vivienda 'superior' y el costo de la misma está en el límite de sus posibilidades económicas, los gastos comprometidos serán superiores al que hubiese correspondido a la compra óptima. La misma está en el límite de sus posibilidades económicas, los gastos comprometidos serán superiores al que hubiese correspondido a la compra óptima.

Al decrecer el valor del numerador y aumentar el valor del denominador, el valor de la Ecuación A-4 será menor en la situación no óptima que en la situación óptima; en otras palabras, los gastos comprometidos afectan negativamente la disponibilidad al pago por mayor seguridad. Evans M.F. & Smith V.K. (2010) demuestran además que cuando existen gastos comprometidos, la elasticidad de la utilidad con respecto al ingreso disminuye.

4. Herencia y disposición al pago

¿Cómo se ve afectada la disposición al pago si hubiese una utilidad diferente a cero en caso que la persona falleciera? El típico ejemplo corresponde al deseo de dejar un legado o herencia en caso de muerte prematura a fin de brindar protección financiera a personas dependientes. En este caso, la función de utilidad esperada adquiera esta forma $UE = (1 - p(q)) U(I) + p(q) V(I)$. $V(I)$ es la utilidad ex ante que experimenta el individuo por el hecho de saber que en caso de muerte pre-

matura, una herencia de monto I queda disponible para sus dependientes. La disposición al pago por mayor seguridad estará dada por la siguiente ecuación:

Ecuación A-5: Disposición al pago por mayor seguridad en caso de Herencia

$$TMS_{I,q} = \frac{dI}{dq} = \frac{p'(q)[U(I) - V(I)]}{(1-p)U'(I) + pV'(I)}$$

En la Ecuación A-5, el numerador se reduce y el denominador se incrementa en relación a la Ecuación 11-23. Por lo tanto, la DAP por mayor seguridad disminuye si existe un deseo por dejar una herencia en caso de muerte prematura. Este resultado era esperable: un mayor gasto en seguridad hace disminuir el monto del legado en caso de muerte prematura.

Por otro lado, derivando la Ecuación A-5 con respecto al ingreso, y multiplicando por $I / TMS_{I,q}$ se obtiene la siguiente elasticidad ingreso:

Ecuación A-6: Elasticidad ingreso de la disposición al pago

$$\frac{dTMS_{I,q}}{dI} \frac{I}{TMS_{I,q}} = I \frac{[U'(I) - V'(I)]}{[U(I) - V(I)]} - I \frac{(1-p)U''(I) - pV''(I)}{(1-p)U'(I) - pV'(I)}$$

La Ecuación A-6 es poco transparente a priori al no ser teóricamente sencillo asumir una especifici-

cación paramétrica para la función V . La Ecuación A-6 puede re-escribirse así:

Ecuación A-7: Elasticidad ingreso de la disposición al pago

$$\frac{dTMS_{I,q}}{dI} \frac{I}{TMS_{I,q}} = \frac{[\epsilon_U^I U - \epsilon_V^I V]}{[U - V]} - I \frac{(1-p)U''(I) - pV''(I)}{(1-p)U'(I) - pV'(I)}$$

Si $\epsilon_U^I = \epsilon_V^I$, tenemos una vez más la Ecuación A-3, interpretando p como la esperanza del coeficiente de aversión al riesgo relativo. A priori, no podemos hacer este supuesto, pero sí podría ser el

caso que $\epsilon_U^I > \frac{[\epsilon_U^I U - \epsilon_V^I V]}{[U - V]}$. Entonces, la Ecuación

A-7 arrojaría un menor valor que la Ecuación A-3, pudiendo explicar en parte por qué en estudios

empíricos se obtienen valores de la elasticidad ingreso de la disposición al pago por seguridad bastante menores a 1. Ello ocurriría si $\varepsilon_U^I < \varepsilon_V^I$: es decir, la utilidad marginal del ingreso en el caso de fallecimiento sería mayor que en el caso sin fallecimiento (Kaplow L. 2005).

5. Aversión al riesgo y disposición al pago

Eeckhoudt L.R. & Hammitt J.K. (2004) demuestran que la relación entre aversión al riesgo y disposición al pago no es en absoluto transparente cuando se define aversión al riesgo como la prima de riesgo que una persona aversa al riesgo está dispuesta a pagar por reducir un riesgo (pasar de p_I a p_0 , con $p_I > p_0$) manteniendo constante su nivel de utilidad. La prima de riesgo κ se define como:

Ecuación A-8: Función de utilidad de una persona dado una prima de riesgo κ

$$(1 - p_0) U(I - \kappa) = (1 - p_I) U(I)$$

Resolviendo la Ecuación A-8 se obtiene:

Ecuación A-9: Prima de riesgo κ

$$I - U^{-1}\left(\frac{1 - p_I}{1 - p_0} U(I)\right) = \kappa > 0$$

Si el individuo es averso al riesgo, U es una función cóncava; U^I convexa y, en consecuencia, κ es positivo. La Ecuación A-9 aplica para cualquier magnitud de reducción de riesgo, sea una reducción marginal o no.

A fin de facilitar el análisis, supongamos una función del estilo $U(I) = \alpha I^\beta$ ($\alpha > 0$ y $\beta \in (0; 1]$), donde a menor valor de β , más cóncava es la función. La Ecuación A-9 se reduce a:

$$\left(1 - \left(\frac{1 - p_I}{1 - p_0}\right)^{\frac{1}{\beta}}\right) I = \kappa \quad 22$$

Derivando el valor de κ con respecto a β obtenemos:

Ecuación A-10: Análisis de la prima en función de la aversión al riesgo

$$\frac{d\kappa}{d\beta} = I \left(\frac{1 - p_I}{1 - p_0}\right)^{\frac{1}{\beta}} \ln\left(\frac{1 - p_I}{1 - p_0}\right) \frac{1}{\beta^2} < 0$$

En este caso, si un individuo es menos averso al riesgo (su valor de β es mayor), la prima de riesgo que pagará por reducir su riesgo de muerte de p_I a p_0 será menor.

El resultado del párrafo anterior es generalizable a familias de funciones de utilidad donde la mayor aversión al riesgo se define mediante una transformación $G(U(I))$, donde G es una función creciente y cóncava (Varian 1992, Capítulo 11). En este caso, la función de utilidad G corresponde a un individuo que es globalmente más averso al riesgo. Sin embargo, la extensión de este resultado cuando se quiere comparar el efecto de la aversión al riesgo sobre la DAP para individuos cuyas funciones de utilidad no se pueden expresar como funciones cóncavas unas de otras, no aplica.

²² Para $p_I = p_0 + dp$, con $dp \rightarrow 0$, una expansión de Taylor del término $\left(\frac{1 - p_I}{1 - p_0}\right)^{\frac{1}{\beta}}$ desde p_0 arroja:

$$\left(\frac{1 - p_I}{1 - p_0}\right)^{\frac{1}{\beta}} = \left(\frac{1 - p_0}{1 - p_0}\right)^{\frac{1}{\beta}} - \frac{1}{\beta} \left(\frac{1 - p_0}{1 - p_0}\right)^{\frac{1}{\beta}} \frac{dp}{1 - p_0} = 1 - \frac{dp}{\beta(1 - p_0)}$$

Por lo tanto:

$$\frac{dp}{\beta(1 - p_0)} I = \kappa$$

Este valor coincide con la DAP por disminuir dp , calculado a partir de la ecuación si $U(I) = \alpha I^\beta$ ($\alpha > 0$ y $\beta \in (0; 1]$).

Y más complejo se vuelve el análisis si en lugar de despejar κ en la Ecuación A-8, lo hiciéramos en la siguiente ecuación: (Referimos al lector al estudio de Eeckhoudt L.R. & Hammitt J.K. (2004) para

profundizar en el tema. Estos autores muestran ejemplos en donde la mayor aversión al riesgo no genera mayores valores de κ cuando se resuelve la Ecuación A-11).

Ecuación A-11: Función de utilidad en dos periodos dado una prima a pagar

$$(1 - p_0) U(I - \kappa) + p_0 V(I - \kappa) = (1 - p_1) U(I) + p_1 V(I)$$

6. Percepción del riesgo y disposición al pago

El modelo desarrollado hasta ahora trata a todos los riesgos como si fueran igualmente percibidos. Si hubiese Z riesgos de muerte y cada riesgo fuese igualmente percibido, tendríamos . De esta forma, la DAP por reducir marginalmente cualquiera de los riesgos a los que se está expuesto sería la misma . Sin embargo, esto no es cierto (Jones Lee M., Loomes G. et al. 1995, Bronfman N. & Cifuentes L. 2003). La percepción de riesgos diferentes es diferente y ello se debe a varios factores:

- Si el riesgo es aceptado de manera voluntaria o no: al conducir por una ruta un conductor acepta voluntariamente el nivel de riesgo; sin embargo, no se acepta de manera voluntaria el riesgo de muerte asociado a la contaminación atmosférica,
- Si el riesgo se halla bajo control del individuo o no: un conductor tiene control sobre el riesgo de accidente vial dependiendo de la precaución con que conduce; un pasajero no controla, sin embargo, el riesgo de accidente en un metro, tren o avión como tampoco controla una persona el nivel de contaminación en el área metropolitana en que vive,
- Si el riesgo es responsabilidad del individuo o no: un conductor probablemente acepte que tiene una responsabilidad importante en reducir un riesgo de accidente vial con su

vehículo, no así en el caso de reducir un riesgo de accidente en una planta nuclear,

- El efecto escala relacionado con que el riesgo sea grupal o no: un accidente en una carretera afecta a unas pocas personas, mientras que un accidente de avión puede involucrar muertes en el orden de cientos,
- La edad y el género hace que ciertas personas sean más susceptibles de sufrir ciertos riesgos,
- El beneficio personal en asumir un riesgo: hay personas que realizan deportes de alto riesgo por el placer que les brinda la actividad.

Dado que todos estos factores tienen un impacto en la percepción del riesgo, la valoración de reducciones de diferentes riesgos debería variar. Formalmente, se tiene, $p = \sum_{z=1}^Z \pi_z(p_z)$ donde π_z es

una función que transforma riesgos objetivos en riesgos subjetivos. En este caso, el lector fácilmente puede darse cuenta que una disminución marginal de uno cualquiera de los Z riesgos no será valorada igual que otro riesgo Z cualquiera.

A modo de ilustración, reportamos una síntesis del estudio de (Jones Lee M., Loomes G. et al. 1995) destinado a obtener la disposición al pago por reducción de riesgos de accidente en el Metro de Londres: el resultado fue que dicha disposición al pago superaba a la disposición al pago por idéntica reducción en el riesgo de muerte en carreteras. Los autores esgrimieron como razones

el hecho que, en el caso de la seguridad en subterráneos, a) las personas consideraron que el riesgo no estaba bajo su control, b) no lo concibieron como una responsabilidad propia y c) en algunos casos, el miedo se potenciaba por que el viaje se desarrolla bajo tierra. Sin embargo, no se detectó que hubiese un efecto escala relacionado con el número de víctimas fatales que pudiesen ocurrir en un accidente de subterráneo.

En evaluación social de proyectos, se debe valorar proyectos que buscan mitigar diversos riesgos a la salud: riesgos de por calidad del aire, riesgos de accidentes de transporte, riesgos de seguridad ciudadana, riesgos por ocurrencia de desastres naturales, etc. El resultado del párrafo anterior

deja abierto el siguiente debate en materia de políticas públicas: ¿en evaluación social de proyectos debe usarse un valor único por prevención de fatalidades o debe usarse valores adaptados al proyecto específico según el riesgo que se quiere prevenir?

7. Disposición al pago por personas dependientes

Mediante el método de la disposición al pago, se puede obtener la valoración que las personas con ingresos hacen por la seguridad de terceras personas que dependen económicamente de ellos. Supongamos la siguiente función de utilidad:

Ecuación A-12: Función de utilidad en función de un dependiente

$$UE = (1 - p(q))U(I; 1 - \pi(z)) + p(q)V(I; 1 - \pi(z))$$

En la Ecuación A-12, π es un riesgo que afecta la salud de un dependiente (por ejemplo, un hijo). En esta formulación, la seguridad de la persona dependiente es un argumento de la función de utilidad esperada; en otras palabras, saber que la seguridad de la persona dependiente se incrementa entrega mayor utilidad. Además, se supone

que si a un padre le preocupa la salud de su hijo, también entonces estará interesado en dejar una herencia en caso de muerte prematura. La salud de su hijo se protege mediante la compra de un bien z . De esta manera, la disposición al pago por reducir riesgos de salud de dependientes estaría dada por la siguiente expresión:

Ecuación A-13: Disposición al pago con personas dependientes

$$DAP(\text{persona_dependiente}) = \frac{dI}{dz} = \frac{(1-p)\frac{\partial U}{\partial z} + p(q)\frac{\partial V}{\partial z}}{(1-p)U' + pV'}$$

El numerador de la Ecuación A-13 es la utilidad marginal esperada ante un incremento en la seguridad de una persona dependiente. Si esta utilidad marginal fuese mayor que $p'(q)[U-V]$, se estará dispuesto a pagar más por la seguridad de los dependientes que por la propia seguridad. En

el caso de la DAP de los padres por reducir riesgos de muerte de sus hijos, la evidencia empírica disponible sugiere que esta DAP puede llegar a superar la DAP por la propia seguridad hasta por un factor de dos (Hammitt J.K. & K. Haninger 2010).



Departamento de Economía Ambiental