



**UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA**  
**FACULTAD DE INGENIERÍA, CIENCIAS Y ADMINISTRACIÓN**  
**DEPARTAMENTO DE ADMINISTRACIÓN Y ECONOMÍA**

**“VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA VIDA POR LOS EFECTOS DE LA  
CONTAMINACIÓN POR LEÑA EN LAS COMUNAS DE TEMUCO Y PADRE LAS  
CASAS”**

**MARÍA CATALINA TOPP BRAND**

2012





UNIVERSIDAD DE LA FRONTERA  
FACULTAD DE INGENIERÍA, CIENCIAS Y ADMINISTRACIÓN  
DEPARTAMENTO DE ADMINISTRACIÓN Y ECONOMÍA

**“VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA VIDA POR LOS EFECTOS DE LA  
CONTAMINACIÓN POR LEÑA EN LAS COMUNAS DE TEMUCO Y PADRE LAS  
CASAS”**

---

TRABAJO PARA OPTAR AL TÍTULO  
DE INGENIERO COMERCIAL

---

Profesor Guía: Yenniel Mendoza Carbonell

MARÍA CATALINA TOPP BRAND

2012

**VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA VIDA POR LOS EFECTOS DE LA  
CONTAMINACIÓN POR LEÑA EN LAS COMUNAS DE TEMUCO Y PADRE LAS  
CASAS**

**MARÍA CATALINA TOPP BRAND**

**COMISIÓN EXAMINADORA**

**VOLETA CANTEROS**

**VALESKA GELDRES**

**YENNIEL MENDOZA CARBONEL**

**Profesor Guía**

Nota trabajo escrito:

Nota examen:

Nota final:

*A mis padres,  
por su constante e incondicional apoyo en mi  
crecimiento personal y profesional.*

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a quienes estuvieron conmigo y me apoyaron en el desarrollo de esta etapa académica.

A mis Padres, por su apoyo y amor incondicional en todo el proceso, y motivación en la superación de obstáculos.

Ronald Kliebs, por todo su amor, y aporte al desarrollo de esta tesis.

A quienes de una u otra manera estuvieron conmigo, Barbara, Cristobal, Natalia, Gloria, Isadora, Paloma, Constanza, Belen, Rocío, Carolina, Evelyn, María Paz, Joselyn, Natalia, Carlos.

Y por supuesto, a mi profesor guía, Yenniel Mendoza, que sin su ayuda no hubiera sido posible esta investigación.

## RESUMEN

Actualmente, el tema de la contaminación ambiental tiene una gran importancia debido a los efectos negativos que pueden producir en la salud de las personas, tanto morbilidad como mortalidad, debido a problemas respiratorios, cardiovasculares y cáncer (Azqueta, 1994).

Una gran cantidad de estudios se han realizado en países desarrollados, mientras que en nuestro país la mayoría de los estudios se han enfocado en la capital, Santiago de Chile. Es por esto que el tema que se abarcará será enfocado en las zonas urbanas de las comunas de Temuco y Padre las Casas, unas de las más contaminadas del país, debido en gran parte a las bajas temperaturas que alcanza en los meses más fríos que lleva al uso masivo de leña en los hogares (para cocción de alimentos y para calefacción), lo que genera altas concentraciones de material particulado ( $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ), y por tanto, que la contaminación sea más tóxica en comparación a Santiago u otras ciudades (Sanhueza *et al.*, 2006).

La forma en que se desarrolló esta investigación fue, primero, a través de recopilación de información en la literatura, incluyendo estudios epidemiológicos sobre el tema. Con el material encontrado, se realizaron estimaciones de la cantidad de Muertes Prematuras (E) para el período 2011 - 2021, debido a la exposición a  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , a corto y largo plazo, respectivamente. En el caso de  $MP_{2,5}$  a largo plazo, se estudian las causas Cardiorrespiratoria (E1) y Cáncer de Pulmón (E2), y se utiliza la población mayor a 30 años. Las estimaciones se realizan para 3 umbrales diferentes (que en la práctica son las metas que deben tener las políticas de descontaminación) y para el caso de no aplicar ninguna norma (no aplicar políticas). El umbral más alto (menos estricto) utilizado es la norma Chilena, luego se propone un valor intermedio, y finalmente el más bajo (o más estricto), sugerido por la OMS (con valores para  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ).

Como el objetivo general de esta Tesis es lograr una mejor estimación del valor económico de la vida por el daño de la contaminación atmosférica por leña en las comunas de Temuco y Padre Las Casas, se realizó una búsqueda del Valor de la Vida Estadística (VVE), tema bastante sensible por las distintas percepciones que poseen las personas, pero a pesar de esto, es necesario para tener un valor más claro al momento de calcular los beneficios que produce un mejoramiento en la calidad ambiental (Albi *et al.*, 2000).

Se indagó en la literatura, preferentemente en estudios chilenos, donde se encontraron valores de la vida calculados a través de tres métodos: Capital Humano (CH), Precios Hedónicos (PH) y Valoración Contingente (VC). Es con estos valores que se realiza una valoración de las muertes prematuras (E), pero en el caso de aplicar umbrales, se valora específicamente la variación de muertes año a año, de esta forma poder saber cuantas son las vidas salvadas por la aplicación de cada umbral, o cual es el Beneficio por Vidas Salvadas (BVS) en caso de que las medidas para descontaminar logren esas reducciones. Para el caso de no aplicar umbral, se valoran directamente el total de las muertes prematuras anuales, ya que de no aplicar norma, se perderían todas esas vidas, representando el Costo por Vidas Perdidas (CVP). Para cada umbral, se calcula el VAN (Valor actual Neto) de las estimaciones hasta el año 2021.

Además de buscar en la literatura, se consultó sobre el funcionamiento y la forma de valorización por parte de ISAPRES, Seguros de Vida e Indemnizaciones Judiciales en Chile, descubriendo que no son un buen referente para usarlos como Valor de la Vida Estadística (VVE).

Finalmente, se pudo concluir que el método desarrollado podrá ser utilizado como una herramienta para los cálculos futuros con respecto al daño generado por el MP en la salud de las personas, específicamente en la mortalidad. Además, puede ser un apoyo y una posibilidad de mejora, tanto en la estimación de las muertes y la valoración de éstas, como en las políticas económicas, sociales e iniciativas de mejoramientos e inversión que se puedan realizar a partir de los resultados obtenidos. A pesar de esto, se debe entender que la problemática no sólo pasa por los programas ambientales de Estado, sino por una concientización de la población en términos ambientales.

# ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN .....	1
<b>1.1. Exposición general del problema</b> .....	<b>1</b>
<b>1.2. Objetivos</b> .....	<b>5</b>
<b>1.3. Metodología</b> .....	<b>5</b>
CAPITULO 2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS.....	8
<b>2.1. Mercado y Fallas de mercado</b> .....	<b>8</b>
<b>2.2. Valor de los recursos naturales</b> .....	<b>9</b>
<b>2.3. Métodos de valoración</b> .....	<b>10</b>
2.3.1. Método de Precios Hedónicos .....	10
2.3.2. Método de Valoración Contingente .....	11
2.3.3. Método Función de daños .....	12
2.3.4. Método de Transferencia de Valores .....	29
CAPITULO 3. METODOLOGÍA .....	33
CAPITULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	36
<b>4.1. Aspecto Físico: Función Dosis-Respuesta</b> .....	<b>36</b>
4.1.1. Antecedentes .....	36
4.1.2. Explicación del modelo utilizado.....	39
4.1.3. Adaptación del modelo .....	42
4.1.4. Resultados muertes prematuras.....	49
<b>4.2. Aspecto Monetario: Valoración de la vida</b> .....	<b>62</b>
4.2.1. Antecedentes .....	62
4.2.2. Aplicación del método .....	67
4.2.3. Resultados Valoración .....	68
CAPITULO 5. CONCLUSIONES .....	79
NOMENCLATURA.....	84
BIBLIOGRAFÍA .....	85
ANEXOS .....	89
<b>Anexo A</b> .....	<b>89</b>
<b>Anexo B</b> .....	<b>95</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 4.1.</b> Comparación MP <sub>10</sub> .....	36
<b>Tabla 4.2.</b> Comparación MP <sub>2,5</sub> .....	37
<b>Tabla 4.3.</b> Umbrales para MP <sub>10</sub> .....	42
<b>Tabla 4.4.</b> Umbrales para MP <sub>2,5</sub> .....	46
<b>Tabla 4.5.</b> Muertes prematuras con Umbral de 50 µg/m <sup>3</sup> , para todas las causas, por exposición de corto plazo a MP <sub>10</sub> .....	49
<b>Tabla 4.6.</b> Muertes prematuras Sin aplicar umbral, para todas las causas, por exposición de corto plazo a MP <sub>10</sub> .....	50
<b>Tabla 4.7.</b> Resumen de muertes prematuras para cada umbral, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a MP <sub>10</sub> .....	52
<b>Tabla 4.8.</b> Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral en 2011, por todas las causas de exposición de corto plazo a MP <sub>10</sub> .....	53
<b>Tabla 4.9.</b> Muertes prematuras con Umbral de 20 µg/m <sup>3</sup> para Causa (E1), por exposición de largo plazo a MP <sub>2,5</sub> , para (P>30).....	54
<b>Tabla 4.10.</b> Muertes prematuras con Umbral de 20 µg/m <sup>3</sup> para Causa (E2), por exposición de largo plazo a MP <sub>2,5</sub> , para (P>30).....	55
<b>Tabla 4.11.</b> Muertes prematuras Sin aplicar Umbral para Causa (E1), por exposición de largo plazo a MP <sub>2,5</sub> , para (P>30). ....	56
<b>Tabla 4.12.</b> Muertes prematuras Sin aplicar Umbral para Causa (E2), por exposición de largo plazo a MP <sub>2,5</sub> , para (P>30).....	57
<b>Tabla 4.13.</b> Resumen muertes prematuras para cada umbral por causa E1, atribuida a la exposición de largo plazo a MP <sub>2,5</sub> para (P>30).....	58
<b>Tabla 4.14.</b> Resumen muertes prematuras para cada umbral por causa E2, atribuida a la exposición de largo plazo a MP <sub>2,5</sub> para (P>30).....	59
<b>Tabla 4.15.</b> Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral al año 2011 por causa E1, debido a MP <sub>2,5</sub> a largo plazo para la (P>30).....	59
<b>Tabla 4.16.</b> Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral al año 2011 por causa E2, debido a MP <sub>2,5</sub> a largo plazo para la (P>30).....	60
<b>Tabla 4.17.</b> Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral al año 2011 por causa (E1) y (E2) debido a MP <sub>2,5</sub> a largo plazo para toda la población.....	60

<b>Tabla 4.18.</b> BVS con Umbral $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para todas las causas de exposición de corto plazo a $\text{MP}_{10}$ .....	68
<b>Tabla 4.19.</b> CVP por no aplicar Umbral, para todas las causas de exposición de corto plazo a $\text{MP}_{10}$ .....	69
<b>Tabla 4.20.</b> Resumen de los VAN de BVS para cada umbral, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a $\text{MP}_{10}$ .....	70
<b>Tabla 4.21.</b> Resumen de los VAN de CVP para cada umbral, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a $\text{MP}_{10}$ .....	70
<b>Tabla 4.22.</b> BVS con Umbral de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para Causa E1, por exposición de largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ para ( $P>30$ ) .....	71
<b>Tabla 4.23.</b> BVS con Umbral de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para Causa E2, por exposición de largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ para ( $P>30$ ) .....	72
<b>Tabla 4.24.</b> CVP por no aplicar Umbral para causa E1, por exposición de largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ para ( $P>30$ ) .....	73
<b>Tabla 4.25.</b> CVP por no aplicar Umbral para causa E2, por exposición de largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ para ( $P>30$ ) .....	74
<b>Tabla 4.26.</b> Resumen de los VAN de BVS para cada umbral por causa E1, atribuida a la exposición a largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ , para ( $P>30$ ) .....	74
<b>Tabla 4.27.</b> Resumen de los VAN de CVP para cada umbral por causa E1, atribuida a la exposición a largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ , para ( $P>30$ ) .....	75
<b>Tabla 4.28.</b> Resumen de los VAN de BVS para cada umbral por causa E2, atribuida a la exposición a largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ , para ( $P>30$ ) .....	75
<b>Tabla 4.29.</b> Resumen de los VAN de CVP para cada umbral por causa E2, atribuida a la exposición a largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ , para ( $P>30$ ) .....	76

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 2.1.</b> Esquema del Método de Función de Daños.....	12
<b>Figura 2.2.</b> Comparación de tamaños de MP10 y MP <sub>2,5</sub> .....	22

## ÍNDICE DE GRÁFICOS

<b>Gráfico 4.1.</b> Comparación $MP_{10}$ .....	36
<b>Gráfico 4.2.</b> Comparación $MP_{2,5}$ .....	37

# **CAPÍTULO 1**

## **INTRODUCCIÓN**

## CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Exposición general del problema

Actualmente el tema de la contaminación ambiental tiene gran importancia debido a la incidencia en los efectos que pueden producir en la salud de las personas, tales como morbilidad y mortalidad, por causas respiratorias y cardiovasculares (Azqueta, 1994).

Una gran cantidad de estudios se han realizado en países desarrollados, y en nuestro país la mayoría de los estudios se han enfocado en la capital, Santiago de Chile. Es por esto que el tema que se abarcará será enfocado en la Región de la Araucanía, específicamente en las comunas de Temuco y Padre las Casas, unas de las zonas más contaminadas del país, debido en gran parte a las bajas temperaturas que alcanza en los meses más fríos (Sanhueza *et al.*, 2006). Este hecho, hace indispensable el uso de sistemas de calefacción durante estos meses, siendo la leña lo que más se utiliza, debido a su bajo costo, acceso y tradición. El resultado de esto, es la generación de gran cantidad de contaminación atmosférica, la que ha ido aumentando debido al crecimiento poblacional que ha acontecido durante las últimas décadas, generando graves daños en la salud de las personas. (Rivas *et al.*, 2008).

Estudios han demostrado que el componente más dañino de esta contaminación por leña es el  $MP_{10}$  debido a los altos niveles y la toxicidad que posee este Material Particulado en comparación con otras ciudades, las que cuentan con combustibles más limpios, como el gas natural o electricidad (Sanhueza *et al.*, 2006).

Según Préndez *et al.* (2007), el Material Particulado se define como : “Un contaminante de naturaleza compleja no sólo por sus características físicas (masa, tamaño, y densidad), sino también por sus características químicas (contiene compuestos orgánicos e inorgánicos, metales y contaminantes primarios y secundarios). Estas características son críticas para determinar el tipo y magnitud de los efectos sobre la salud humana” (p.94)

Las altas emisiones de contaminación residencial son generadas por cuatro factores: deficiente tecnología de calefactores, mal uso de los equipos por parte de los usuarios, uso de leña con alto

contenido de humedad y defectuosa aislación térmica en los hogares (Donoso *et al.*, 2011).

Es por esto, que la existencia de normas de emisión de calidad ambiental (primarias), en las cuales se define la calidad ambiental para los diferentes componentes, ayuda a poder controlar las concentraciones diarias y anuales en el país. “Las normas primarias establecen valores de concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de elementos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la vida o la salud de la población. Estas normas tienen alcance nacional” (Ministerio del Medio Ambiente, 2011). En el caso de Chile, la norma primaria de 24 horas es de  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$  y  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como promedio anual.

CONAMA IX Región (2004) señaló que la norma primaria de 24 horas para MP fue sobrepasada, cumpliendo de esta forma los requisitos para declarar a la ciudad como zona saturada (CENMA, 2007).

Es por esto que el 2 de Marzo del año 2005, a través del Decreto Supremo (D.S.) No 35/2005, del Ministerio Secretaría General de la Presidencia, se declara zona saturada por material particulado respirable ( $\text{MP}_{10}$ ) promedio diario, la zona correspondiente a las comunas de Temuco y Padre Las Casas, la cual se fundamenta en los registros obtenidos mediante el monitoreo oficial de  $\text{MP}_{10}$ , según lo establecido en el D.S. 59/98, desde el año 2000 en adelante, en los que se constató superación de la norma primaria de  $\text{MP}_{10}$  en los años 2001, 2003 y 2004; siendo este último, el año base y de referencia para la solicitud de declaración de zona saturada y el diseño del Plan. Una vez declaradas como zona saturada, se da inicio a la elaboración de un Plan de Descontaminación Atmosférica (PDA), a través de Resolución Exenta No 1.194” (CONAMA, 2007).

Pero además del  $\text{MP}_{10}$ , “Se conoce a través de la literatura científica internacional, que la fracción del material particulado respirable más agresiva para la salud corresponde al  $\text{MP}_{2,5}$ ”. Estudios desarrollados en Temuco, demuestran que, específicamente en invierno, la fracción fina  $\text{MP}_{2,5}$  proveniente principalmente de la leña, es un 80 % o más del  $\text{MP}_{10}$ . Es por esto que se recomienda medir de forma continua la fracción  $\text{MP}_{2,5}$ , desarrollar ecuaciones y efectuar pronósticos para este contaminante (CENMA, 2007).

Gracias a los estudios desarrollados y los resultados obtenidos, es que el 1 de enero del año 2012, comenzó a regir el Decreto 12, en donde los límites de la norma de calidad primaria en el aire para material particulado fino ( $MP_{2,5}$ ) es  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , como concentración anual, y  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , como concentración de 24 horas (BCN, 2012). De esta forma se espera que exista una reestructuración en el Plan de Descontaminación para Temuco y Padre las Casas, por los graves efectos que puede provocar este material particulado en la salud de la población.

La OMS (Organización Mundial de la Salud), también posee normas de calidad ambiental,  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como media anual y  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  como media de 24 horas para  $MP_{10}$ . Para el caso de  $MP_{2,5}$ ,  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  media anual y  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  media de 24 horas (OMS, 2005). Estas normas son más estrictas que las de Chile, ya que creen que con bajos niveles de MP se generan daños en la salud de la población.

De aquí nace la necesidad de aportar con mayor información y datos a quienes se ven afectados y a las entidades encargadas de promover la descontaminación de estas comunas, la población, el sector privado y el Estado, de esta forma tener una mejor justificación en la creación de políticas de descontaminación para la protección de la salud de la población, además de la sustentabilidad del medio ambiente.

Se sabe que todo proyecto social posee un cuestionamiento sobre cuál es el costo-beneficio real que genera, y la complicación que surge en este aspecto, es la difícil asignación de un valor a los recursos ambientales, específicamente el aire. En el sistema de “Libre mercado” actual, los problemas económicos básicos de los que ha de preocuparse una sociedad es el de la asignación de recursos escasos, pero este sistema posee fallas, como los bienes públicos y las externalidades, las cuales no poseen un mercado en el cual se pueda asignar un precio por su consumo, por ejemplo, no hay un mercado en el que se pueda comprar calidad de aire. Entonces ¿cómo le damos un valor monetario a algo que parece no tener precio?? O la pregunta sería ¿Cómo podría valorarse, en términos económicos, el cambio en el bienestar social que estas modificaciones en la composición del aire generan? Porque hay que aclarar que el medio ambiente carece de precio, pero tiene valor (Azqueta, 1994). De esto se desprende que los proyectos sociales destinados a salvar vidas necesitan de la valorización económica de ésta, o dicho de otra forma, es útil saber ¿En cuánto valoran las personas disminuir la probabilidad de muerte por causa de la

contaminación ambiental?, lo que no es un tema de fácil discusión, pero es necesario aclararlo para la mejor toma de decisiones en los proyectos que protegen la vida.

Para la valorización económica de la vida existen diferentes métodos, entre los que destacan: Método del Capital Humano (CH), Salarios Hedónicos (SH), Valoración Contingente (VC) y el de Función de Daños (FD). En este último, se desarrolla la función dosis respuesta, la que informa sobre la incidencia que un cambio en la variable objeto de estudio tiene sobre un receptor determinado, en este caso, el impacto que tiene variaciones de  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$  sobre la salud de las personas, específicamente en las tasas de mortalidad (Azqueta, 1994).

Esta investigación estará basada en la Tesis desarrollada por María Luisa Sotomayor (para titulación de carrera de Ingeniería Comercial de la Universidad de la Frontera) el año 2011-2012, y constará de dos puntos importantes que deberían profundizarse: primero un análisis físico, representado por la función Dosis-Respuesta, la contaminación por leña, el  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , y los efectos en las tasas de mortalidad a corto y largo plazo. Como segundo punto importante, se realizará un análisis Monetario, a través de la valoración económica de la vida, revisando los distintos métodos que existen en la literatura para calcular este valor, y evaluando si es factible obtener datos útiles a través de otras fuentes, como ISAPRE, Seguros de Vida y entidades Judiciales. Se buscará la mejora de distintos aspectos claves de la función de daños desarrollada hasta ahora, la cual se ha basado en estudios del extranjero y datos de otras ciudades para desarrollar coeficientes de la función dosis respuesta en las comunas de Temuco y Padre las Casas, con mayor énfasis en el tema de la leña.

Actualmente existen algunas personas y entidades de la región que se han dado cuenta del grave problema que genera la contaminación por leña en estas comunas, las que tratan de generar conciencia en los actores fundamentales del tema, especialmente al Estado, quien debe intervenir para poder solucionar este gran problema que afecta cada vez más a la población de la conurbación de Temuco y Padre las Casas.

## 1.2. Objetivos

### Objetivo General:

Lograr una mejor estimación del valor económico de la vida por el daño de la contaminación atmosférica por leña en las comunas de Temuco y Padre Las Casas.

### Objetivos Específicos:

- Realizar nuevas estimaciones, con método de Función de Daños para el caso de mortalidad, a corto y largo plazo.
- Buscar un mejor estimador de la función Dosis-Respuesta, o datos con el mismo origen de contaminación (leña).
- Analizar los distintos métodos y Valores de la Vida Estadística que existen en Chile, para luego compararlos y descubrir cuál de todos es el óptimo en la estimación del valor económico de la vida para Temuco y Padre las Casas.

## 1.3. Metodología

La metodología que se desarrollo en esta tesis fue, en primer lugar, una revisión bibliográfica sobre teorías y estudios que se han realizado sobre el tema, en Chile y en el extranjero. Se utilizó la tesis de María Luisa Sotomayor (para titulación de carrera de Ingeniería Comercial de la Universidad de la Frontera, 2011-2012) como base para profundizar en aspectos de la función de daños y la valoración de la vida, pero buscando un enfoque que refleje mejor lo que sucede con la mortalidad causada por contaminación por leña.

Se revisó un estudio de Ostro (2004), el cual posee fórmulas y coeficientes beta para calcular la cantidad de muertes prematuras para dos casos: primero, para el número de casos de muertes prematuras debido a todas las causas de exposición a corto plazo debido a la exposición al contaminante  $MP_{10}$ , y segundo, el número de casos de mortalidad prematura (debido a problemas Cardiorrespiratorios y por Cáncer Pulmonar) atribuida a la exposición a largo plazo al contaminante  $MP_{2,5}$  para la población mayor de 30 años.

Teniendo los datos necesarios para los cálculos, se realizaron estimaciones para ambas visiones, desde el año 2012 hasta el año 2021 (10 años) para diferentes umbrales, desde los establecidos por la norma primaria chilena (de salud), un nivel intermedio, la norma primaria establecida por la OMS y finalmente el caso de no aplicar ninguna medida.

Además, se indagó sobre el tema de la valorización de la vida en las comunas de Temuco y Padre las casas, en estudios chilenos, y a través de entidades judiciales, ISAPRE, Seguros de vida, etc. Para descubrir de qué forma valoran la vida de las personas en el caso de fallecimiento, y así tener un valor más cercano a la realidad de éstas comunas.

Se utilizaron valores de estudios chilenos, calculados a través de los métodos: Capital Humano, Precios Hedónicos y Valoración Contingente (valorizados para Temuco y Padre Las Casas en dólares de Estados Unidos).

Se calculan los Beneficios por vidas Salvadas (BVS) al aplicar umbrales, y los Costos por Vidas Perdidas (CVP), al no aplicar ningún umbral.

Y finalmente se lleva a Valor Actual Neto para saber cuánto es el beneficio al año 2011, de aplicar normas ambientales y planes de descontaminación en las comunas de Temuco y Padre las Casas.

# **CAPÍTULO 2**

## **FUNDAMENTOS TEÓRICOS**

## CAPITULO 2. FUNDAMENTOS TEÓRICOS

### 2.1. Mercado y Fallas de mercado

El mercado actual se regula a través de la oferta y la demanda, donde existen diferentes agentes económicos que al interactuar generan los precios de bienes y servicios. Los precios son el sistema de señales que entrega la solución a la asignación de recursos escasos, y dan una referencia de cuanto se debe o se están dispuestos a pagar para obtener cierto bien o servicio.

Pero el mercado no es perfecto, ya que posee imperfecciones, llamadas “Fallas de mercado”, como son los bienes públicos, las externalidades y los recursos comunes, que al carecer de un mercado en donde intercambiarse, carecen también de un precio de referencia (Azqueta, 1994). En el caso de los problemas ambientales, estas fallas de mercado se encuentran como las causas básicas.

El caso de las externalidades se produce cuando la actividad generada por una persona o empresa repercute en el bienestar de otra, sin existir una transacción monetaria (con un precio) en ninguno de los dos sentidos. Las externalidades pueden ser positivas o negativas, dependiendo del efecto que produzca, además de que pueden originarse en la producción o en el consumo.

Otra falla es la relacionada con los bienes públicos, los que poseen dos propiedades fundamentales: la no exclusión (no se puede excluir a nadie de su consumo, aunque no pague) y la no rivalidad en el consumo (su consumo por parte de un agente no disminuye la disponibilidad del bien para otro agente). Aquí surge el problema de Los free-rider (individuos que reciben un beneficio por utilizar un bien o servicio pero evitan pagar por él). Por ejemplo, si una persona decide contaminar menos, no se beneficiará de aire más limpio, ya que el resto de los agentes seguirá contaminando, y además, los costos privados de él aumentarán, por lo que realmente no es un incentivo el dejar de contaminar (Ecomur, 2011).

Los problemas de recursos comunes se caracterizan por el libre acceso, los que pueden ser globales, locales o bienes de club. El problema se produce al no existir una regulación, lo que puede llevar a su agotamiento o desaparición, pues ningún agente toma en cuenta el daño que

genera al resto, creyendo que el resto utilizará mucho los recursos y se podrían agotar, por lo que se usan de forma rápida y excesiva.

El caso de los problemas ambientales, reúnen todas las características anteriormente descritas, y será específicamente en la contaminación del aire (externalidad negativa) que se profundizará en la presente investigación.

La razón de que los recursos naturales, específicamente los medioambientales, no posean un mercado ni precio, es por la falta de “Derechos de Propiedad” de estos bienes, lo que hace imposible poder cobrar un precio por ellos. Tampoco se podría resolver el problema con una privatización de derechos de propiedad sobre el medio ambiente, por lo que desde aquí surge la necesidad de una valoración de éstos recursos (Azqueta, 1994).

## **2.2. Valor de los recursos naturales**

Economistas han clasificado el valor total de los recursos naturales en 3 categorías: (1) valor de uso, (2) valor de opción, y (3) valor de no uso. (Tietenberg y Lewis, 2009)

El valor de uso refleja la utilización directa del recurso natural. La contaminación puede causar una pérdida del valor de uso, ya que aumenta la posibilidad de provocar daños en la salud de las personas.

La segunda categoría, el valor de opción, refleja el valor que las personas dan a una posibilidad futura de utilizar los recursos naturales. Este releja la disposición a pagar (DAP) para mantener la opción de usar los recursos en el futuro, incluso si no son usados actualmente.

El tercero es el valor de no uso, el que refleja la DAP de las personas para mejorar o preservar recursos que ellos nunca usarán. Un tipo es el “valor de legado”, que es la DAP para asegurar que un recurso este disponible para los hijos y nietos. Un segundo tipo es el valor de no uso puro, llamado “valor de existencia”, el cual es medida por la DAP para asegurar que un recurso siga existiendo, aunque no exista interés en el presente o en el futuro de usarlo directamente.

Estas categorías de valor pueden ser combinadas para producir la total DAP para obtener un bien. Además de la DAP, existe la disposición a aceptar (DAA), que nos indica la compensación que las personas estarían dispuestos a aceptar para entregar algo a cambio (por reducir el uso de un bien), lo cual varía según el valor que le damos a los bienes o servicios. Según la teoría, estos valores deberían ser similares, pero se han encontrado grandes diferencias entre ellos. Para esta situación existen explicaciones en varios contextos, como en el psicológico, en el de mercado, en aspectos de moral, etc. (Tietenberg y Lewis, 2009).

La motivación fundamental para profundizar en la contaminación atmosférica son los graves efectos en la salud que provoca en la población expuesta, siendo la muerte prematura el impacto más severo, además del más estudiado e importante en términos de bienestar público.

### **2.3. Métodos de valoración**

La idea de calcular un valor monetario para la contaminación del aire, surge por la necesidad de evaluar los beneficios que generan los planes de descontaminación que actualmente son desarrollados por los gobiernos o entidades encargadas del tema, en ciudades con altos niveles de contaminación.

Es por esto que se requiere la utilización de métodos para la valoración de la calidad del aire (bien intangible), como el "Método de Precios Hedónicos", el "Método de la Valoración Contingente", el "Método de función de Daños" o el método de "Transferencia de Valores", entre otros, para poder obtener un valor de referencia de la calidad del aire. A continuación se presenta un análisis resumido de estos métodos fundamentales.

#### **2.3.1. Método de Precios Hedónicos**

El método de precios hedónicos, o de preferencias reveladas, está basado en mercados ya existentes. Lo que intenta es descubrir todos los atributos de un bien que explican su precio, y de esta forma determinar la importancia cuantitativa de cada uno, en otras palabras, "atribuir a cada

característica del bien su precio implícito: la disposición marginal a pagar de la persona por una unidad adicional de la misma” (Azqueta 1994).

Por ejemplo, al querer arrendar una casa, el precio que tiene esa vivienda se basa en todas las características que posee su entorno, como la vista, posibles ruidos, si es que hay contaminación en el aire, etc. Todo esto además de la antigüedad de la casa, el estado en que se encuentre, la distancia del transporte y lugares atractivos, etc. Cada una de estas características puede aumentar o reducir el valor de la vivienda, lo que se refleja en el precio final. De esta forma, “las preferencias que revelamos con nuestra decisión de arriendo, dan pistas sobre los valores que para nosotros tienen unos bienes para los que no tenemos mercado en los que observar directamente esas preferencias” (Riera *et al.*, 2005), como es el caso de la calidad del aire.

Dentro de los métodos de valoración ambiental, el de los Precios Hedónicos es el menos usado, esto ya que no siempre se cuenta con la información necesaria para realizar los cálculos. Además muchas veces resulta difícil aislar el componente que nos interesa valorar.

### **2.3.2. Método de Valoración Contingente**

El método de valoración contingente, o de preferencias declaradas, tiene como objetivo valorar bienes que no poseen mercados, por lo que su estrategia es crear uno (Riera *et al.*, 2005). Este método intenta “averiguar la valoración que dan las personas a los cambios en el bienestar que les produce la modificación en las condiciones de oferta de un bien ambiental, a través de la pregunta directa” (Azqueta, 1994). La forma de realizar esto es a través de encuestas o entrevistas, donde se describen el bien y el costo, además de supuestos donde las personas deben responder preguntas como: ¿Qué valor le darían a un cambio ambiental (aumento de contaminación) o a preservar el recurso en su estado actual?.

Hay distintas versiones de preguntas, como por ejemplo, si la persona estaría o no dispuesta a pagar X cantidad para prevenir un cambio o preservar ciertos recursos (Tietenberg y Lewis, 2009). El problema de este método es el potencial sesgo que existe en las respuestas de los individuos. Como por ejemplo (Riera *et al.*, 2005):

No neutralidad: Esto puede ocurrir cuando se influye a las personas a través de las preguntas, lo que no debe ocurrir, ya que lo que se busca es conocer sus preferencias reales. Una forma de mitigar este efecto es realizar al final del cuestionario una pregunta sobre quien creen que financia el estudio, lo cual no debería arrojar una mayoría a favor de una sola organización.

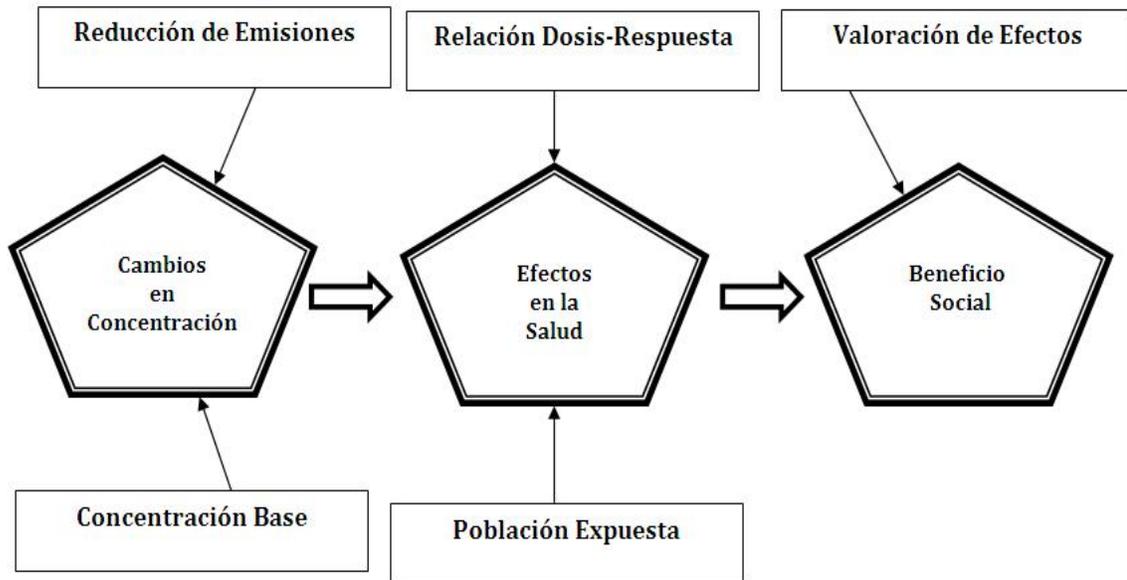
Complacencia: Esto significa que la persona entrega respuestas sobre lo que considera que debería ser, pero no lo que realmente cree, para complacer al entrevistador y no quedar mal. Hay muchas formas de mitigar esto en el área psicológica, como por ejemplo, que en el cuestionario se muestren que unas personas piensan algo y otras lo contrario, lo que da a entender que es correcto opinar una u otra cosa.

Estrategia: El comportamiento estratégico se da cuando una persona miente a propósito para obtener cierto resultado. Como por ejemplo, el dar valores mayores para que se logren implantar ciertas medidas. La teoría económica estudia formas para que esto no se genere.

Percepción: Uno de los casos que se produce en este tipo de sesgo es el problema de escala, donde existen diferencias en la percepción de las personas según las cantidades y momento en que se realiza la pregunta. Por ejemplo, las personas no perciben concretamente la diferencia en la valoración de una política que proteja a mil personas de una que proteja a diez mil. Además según el momento de realizar las preguntas, pueden contestar cosas diferentes, como por ejemplo, si primero se pregunta por la valoración a diez mil personas y después a mil, lo mas probable es que se le dé un valor menor que si se hubiera preguntado inicialmente por las mil personas. La habilidad del investigador al transmitir la información del mercado a las personas puede ayudar en la mitigación de estos problemas (Riera et al, 2005).

### **2.3.3. Método Función de daños**

El método de la función de daño consiste en “el uso de secuencias de modelos para determinar los impactos físicos de la contaminación, y en modelos económicos para valorar estos impactos” (Cifuentes *et al.*, 2004). El esquema general es el siguiente:



**Figura 2.1.** Esquema del Método de Función de Daños (Elaboración propia).

Este es un método integrado de varias etapas, que tiene como fin la valoración económica de los efectos que provoca en la salud de las personas, en este caso, la contaminación del aire por  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , (Cifuentes et al 2005).

Para poder determinar los efectos que cambios en las concentraciones de los contaminantes tienen sobre la salud de las personas se utiliza la función dosis-respuesta, que se basa en estudios físicos y epidemiológicos (de carácter médico). Luego de cuantificar estos efectos y obtener una cantidad, en nuestro caso los cambios en la tasa de mortalidad por variaciones en  $MP_{10}$  o  $MP_{2,5}$ , se lleva a una valorización monetaria utilizando diferentes técnicas.

El procedimiento de este método consta de las siguientes etapas:

- ❖ En la primera etapa, se realizan estimaciones de los efectos producidos por cambios en las concentraciones del contaminante sobre la calidad del aire. Generalmente a través de un modelo de dispersión de contaminantes.
- ❖ En la segunda etapa se estiman los efectos que los cambios en las concentraciones de contaminantes tienen sobre la salud de las personas, tomando en cuenta diferentes efectos, enfocándose en la evaluación de los efectos físicos sobre la mortalidad y morbilidad de la población expuesta. Los cambios en los efectos en la salud se cuantifican usando funciones dosis-respuesta, para la cual existen relaciones estadísticas establecidas en la literatura científica y epidemiológica, donde se buscan los coeficientes de impacto de la contaminación en la salud, los llamados coeficientes dosis-respuesta ( $\beta$ ).
- ❖ Finalmente en la tercera etapa se valora en términos monetarios los efectos físicos descubiertos en la etapa anterior, los que se agregan a través de los distintos efectos, los individuos expuestos y el tiempo, dado que los beneficios se producen repartidos en el tiempo. Hay tres enfoques principales para asociar valores monetarios a la mortalidad: el enfoque de Capital Humano, el enfoque de Valoración de riesgos por Precios Hedónicos, y el enfoque de Valoración Contingente. Para valorar los efectos asociados a la morbilidad, generalmente se utilizan tres enfoques alternativos: costos directos asociados con la enfermedad, gastos preventivos (defensivos) y la valoración contingente (Sánchez *et al.*, 1998).

Dentro de las ventajas que posee este método, y a diferencia de los métodos anteriores, es que posee una base científica de estudios médicos (epidemiológicos), lo cual entrega una evidencia con una base más sólida. Además, el resultado final del procedimiento da un valor monetario del daño ocasionado por la contaminación, el cual puede utilizarse para una mejor toma de decisiones para el desarrollo de políticas y proyectos que apoyen la descontaminación.

En cuanto a las desventajas, se puede afirmar que este método es robusto teóricamente, pero difícil de aplicar en casos prácticos (Cifuentes *et al.*, 2004). También muchas veces no existe información o evidencia en el lugar que se investiga, por lo que se deben utilizar datos de experimentos de laboratorio y de otros estudios de otros lugares.

### **2.3.3. a) Aspectos Físicos: Función Dosis-Respuesta**

Lo primero que se debe realizar en el método de función de daños es la estimación de los efectos físicos que produce la contaminación en la salud de la población expuesta, esto para poder calcular el número de personas que se beneficiarán a través de iniciativas o políticas de descontaminación atmosférica (Viscusi *et al.*, 2005). Luego de encontrar evidencia de efectos dañinos en la salud, se debe estimar la relación entre la dosis del contaminante y la incidencia en los efectos por la exposición de las personas, esto se realiza a través de la función dosis-respuesta o concentración-respuesta, las cuales entregan información sobre los efectos que un cambio en la variable estudiada tiene sobre determinado receptor. En nuestro caso, el impacto que tiene un cambio en la concentración de un contaminante atmosférico presente en las emisiones residenciales de leña ( $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ) sobre la salud de las personas, específicamente sobre el riesgo de muerte. Para esto hay que tener en cuenta las características personales de la población expuesta y la localización, ya que son diferentes en cada caso (Azqueta, 1994).

Estas funciones se obtienen la mayoría de las veces de estudios epidemiológicos basados en información científica, los que entregan evidencia de los efectos en la salud (morbilidad y mortalidad) relacionados a la exposición de altos niveles de contaminación atmosférica, aunque en muchos estudios recientes también han demostrado asociaciones positivas entre exposición a contaminantes atmosféricos en bajas concentraciones (especialmente  $MP_{2,5}$ ) y resultados adversos en la salud (Boldo *et al.*, 2011). Lo que actualmente hacen estos estudios es relacionar la contaminación atmosférica y la salud aplicando métodos multivariados, como por ejemplo el modelo Poisson, el cual incluye variables de contaminación del aire como predictoras lineales y controladas por variables de tiempo de los factores de confusión que están potencialmente relacionados con mortalidad y contaminación (Anderson, 2009).

Lo bueno de éstos métodos es que tienen el potencial para identificar riesgos muy pequeños estadísticamente significativos y que sus resultados son acordes y son suficientemente robustos para soportar una asociación entre partículas ambientales y mortalidad diaria y a largo plazo, al menos para propósitos de toma de decisiones de las autoridades (Anderson, 2009).

Otro supuesto que se utiliza en el uso de esta metodología es que la función se aplica en forma lineal cualquiera sea el nivel de las concentraciones en que se evalúa la función dosis-respuesta, sin considerar los niveles base de contaminación. Pero la realidad es mucho más compleja y este supuesto es una simplificación. Si la verdadera función dosis-respuesta es no lineal, entonces los efectos podrían ser mayores a niveles de concentraciones menores.

Para calcular estas funciones se usan dos tipos de análisis:

*Análisis temporal*, donde se analizan los cambios en las tasas de mortalidad o morbilidad de un lugar específico tomando varios períodos, en función del cambio en la calidad del aire.

*Análisis diagonal*, donde se comparan las tasas de morbilidad o mortalidad de lugares diferentes en un momento dado, y se relacionan con los niveles de calidad del aire en cada uno.

Pero hay que tener en cuenta la dificultad que significa llegar a una función dosis-respuesta que informe los efectos que un cambio en la calidad ambiental provoca en la salud de la población expuesta. Además de considerar que la influencia de la calidad ambiental sobre la salud puede ser de las siguientes formas (Azqueta, 1994):

*Indirecta*: Esto sucede cuando la contaminación no se produce directamente en el medio que incide sobre la salud de las personas. Por esto es muy importante conocer cuál es el medio que afecta la salud, algo no siempre fácil de establecer.

*No específica*: Esto quiere decir que el impacto en la salud de las personas puede ser generado por diferentes factores ambientales (factores de confusión), lo que hace difícil discriminar cuales son responsables y como se relacionan entre sí, de esta forma algunos se potencian y otros se neutralizan, además de interactuar con las características de la persona y el entorno.

A largo plazo: Muchas veces el efecto sobre la salud de las personas es inmediato, pero hay otras en que los síntomas de las enfermedades comienzan a manifestarse luego de mucho tiempo, por lo que es difícil descubrir su origen. Este problema es mucho más grave en el caso de la mortalidad causada por la contaminación (Azqueta, 1994).

Es preferible que la evidencia se base en estudios epidemiológicos que analicen los efectos directamente en las personas, pero esos estudios poseen limitaciones, por lo que generalmente la evaluación dosis-respuesta debe basarse en estudios desarrollados sobre animales (a menudo estudios en ratas y monos). Pero dentro de las dificultades que tiene este proceso en la evaluación dosis-respuesta están: (1) cómo extrapolar desde altas dosis a bajas dosis suministradas a animales; y (2) cómo extrapolar los riesgos desde experimentos animales hacia humanos. Los estudios en animales son bastante costosos, y existe una dificultad en probar las respuestas en bajas dosis directamente en las personas, debido a los bajos riesgos que implican, por lo que la mayoría de estos estudios se realizaron con la máxima dosis tolerada, luego investigadores extrapolan los valores para bajas dosis. Pero lamentablemente no existe evidencia de la forma de esta curva y de los métodos para extrapolar los valores que ajusten los datos razonablemente, ya que ante dosis muy bajas del contaminante, la función dosis-respuesta toma formas muy variadas. (Viscusi y Gayer, 2005)

Al momento de seleccionar funciones dosis-respuesta para una aplicación empírica, es fundamental escoger la mejor información disponible en el momento (Sánchez *et al.*, 1998). Debido a esto, hay que considerar que la solidez de la evidencia de los estudios epidemiológicos aumenta con una mayor cantidad de estudios adecuados que entregan resultados comparables en la población expuesta a un mismo contaminante bajo condiciones distintas (Viscusi *et al.*, 2005).

Hay dos tipos de enfoques epidemiológicos para estudiar la contaminación del aire y la mortalidad, los estudios de series de tiempo y los estudios de cohorte.

### Serie de Tiempo

Los estudios de series de tiempo, actualmente los más abundantes, capturan los efectos de un incremento en la contaminación a corto plazo, y lo que hacen es correlacionar el cambio en las tasas de mortalidad y morbilidad en un área determinada a través del tiempo con los cambios de las variables ambientales (Sánchez *et al.*, 1998). En este caso se observan los cambios temporales (generalmente diarios) en la incidencia de efectos en la salud de una población (por lo general, una ciudad completa) y se relaciona estadísticamente con los cambios en los niveles de contaminantes (como el material particulado, MP<sub>10</sub> o MP<sub>2,5</sub>) (Cifuentes, et al 2004).

Este es el tipo de efecto fue observado en los años 50's y 60's en Londres, cuando un aumento en la contaminación llevó a un incremento de índices de mortalidad en los días siguientes (Bell y Davis, 2001).

Para la aplicación de técnicas de series de tiempo diarias de mortalidad y contaminación del aire, es necesario separar los efectos de la contaminación del aire de otras variables que influyen en la salud, como el clima, el día de la semana, epidemias de influenza, temporada y tendencias a largo plazo (Anderson, 2009), pero como el periodo bajo consideración es bastante corto, el uso de éste método tiene la ventaja de minimizar los problemas de factores de confusión, por lo que variables como hábitos del tabaco y alimenticios, tiempo de exposición al aire libre, acceso a la salud y condiciones socioeconómicas pueden ser omitidas en este caso (Sánchez *et al.*, 1998).

Sin embargo, este análisis posee la desventaja de ser incapaz de capturar los efectos crónicos y de largo plazo de la contaminación (Sánchez *et al.*, 1998), ya que sólo puede identificar efectos que los aumentos en la contaminación del aire tienen en la salud en el período de análisis. (Cifuentes *et al.*, 2005).

En América Latina todos los estudios son de series de tiempo, y relacionan un número promedio de muertes en un día con niveles de contaminación atmosférica en los días previos. En este caso el efecto en salud más estudiado es la muerte prematura asociada a exposiciones de corto plazo ante incrementos de la contaminación atmosférica (Cifuentes, *et al.*, 2005)

### Estudio de Cohorte

Los estudios de cohorte, actualmente los más escasos pero los más persuasivos, capturan los efectos de la contaminación crónicos a largo plazo, y lo que hacen es tomar una muestra de individuos, generalmente seleccionada de manera aleatoria, y monitorean su estado de salud durante períodos largos de tiempo (diez o más años), relacionándolo con factores de confusión que son controlados, como las características de los individuos (peso, historial de tabaco, costumbres alimenticias, práctica de deporte, etc.) y variables ambientales (clima, contaminación del aire o del agua, etc.). De esta manera, estiman el efecto que exposiciones de largo plazo a la contaminación tienen sobre la salud de los individuos, aunque dependiendo del diseño, puede utilizar efectos a corto plazo de series de tiempo.

Una de las ventajas que posee este método sobre los estudios de series de tiempo es que entregan resultados a largo plazo y son capaces de entregar coeficientes, que cuando son combinados en ciertas tablas, pueden realizar estimaciones de los años perdidos (Anderson, 2009).

Los estudios de cohorte requieren una gran cantidad de recursos y datos, por lo que se han realizado muy pocos, y la mayoría desarrollados en los Estados Unidos. A pesar de eso, se cree que son los estudios más confiables y completos de los efectos a largo plazo que provoca el material particulado en la salud, por lo que son los más utilizados en los análisis costo beneficio de las regulaciones de contaminación atmosférica (Cifuentes *et al.*, 2005), siendo una gran influencia en la ciencia y en la política.

Según la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (2009), existe una relación aparente entre la exposición a corto plazo y los efectos provocados por MP<sub>10</sub>, pero no hay evidencia suficiente para comprobar potenciales efectos por una exposición a largo plazo.

Actualmente sólo se han desarrollado cuatro estudios de cohorte que evalúan la mortalidad a largo plazo en el mundo, y tres de ellos en Estados Unidos, según Cifuentes *et al.* (2005) éstos son: El estudio en seis ciudades de Harvard de Dockery y Pope III *et al.* (1993); un estudio Adventista de California de Abbey y Nishino *et al.* (1999) y el estudio de la Asociación de Cáncer Americana (ACS) de Pope III y Thun *et al.* (1995), Pope III y Burnett *et al.* (2002) y

Pope III y Burnett *et al.* (2004). El otro se realizó en Europa por Hoek *et al.*, 2002, donde se asoció la muerte prematura con la proximidad a las carreteras principales, por lo que no es útil para nuestro caso. Además, el estudio de cohorte que consideró a más personas, según Cifuentes *et al.* (2005), fue el de Pope y Dockery (1993), donde se les hizo un seguimiento por 17 años (1982 a 1998) a más de medio millón de personas. El estudio se enfocó en la contaminación del aire comparada con el riesgo de muerte después de los 14-16 años en más de 8.000 adultos viviendo en 6 ciudades de Estados Unidos.

### Estudio de corte transversal

Existen también los llamados estudios de corte transversal o sección cruzada, los que comparan tasas de mortalidad o morbilidad de distintos lugares en un momento dado, relacionándolas con los niveles de calidad ambiental de cada una de ellas. (Sánchez *et al.*, 1998). Estos estudios entregan una estimación de los efectos de largo plazo, pero son mucho más sensibles a la especificación de las variables de control (Cifuentes *et al.*, 2004).

Según Ostro (1996) los estudios epidemiológicos deberían cumplir los siguientes criterios:

1. Deben utilizar una metodología adecuada, basada en un monitoreo continuo de los contaminantes, realizando una selección cuidadosa de las medidas de exposición y minimizar las posibilidades de sesgo de selección de muestra, reporte de los resultados y dobles contabilizaciones en los efectos en la salud. Además, los estudios deben proveer relaciones dosis-respuesta para continuos niveles de exposición.
2. Deben minimizar efectos de variables omitidas y factores de confusión, ya que también pueden afectar la probabilidad de sufrir los efectos en salud, tales como: hábitos alimenticios, temperatura, tiempo de exposición al aire libre, oferta de servicios médicos, hábitos del tabaco, práctica de deportes, etc. El control por este tipo de factores de confusión es fundamental para poder aislar el efecto atribuible a la contaminación en la estimación estadística.
3. Deben tener una medida de contaminación definida (MP).
4. Trabajar con niveles de contaminación relevantes.

5. Basarse en grupos representativos de la población, de esta forma asegurar la mayor y mejor cantidad de personas posibles (Sánchez *et al.*, 1998).

Uno de los problemas de los estudios epidemiológicos es la dificultad de controlar los niveles de exposición del grupo afectado, dada su movilidad, así como su evolución en el tiempo. Por no mencionar la posibilidad de cometer errores en la medición de las variables objeto de estudio (Azqueta, 1994). Además no se ha podido comprobar que exista un umbral para material particulado. Sobre los pasados 20 años, sucesivos estudios de salud no han encontrado un nivel seguro para cada contaminante. (Hall *et al.*, 2010).

Como existen tantas fuentes de incertidumbre inevitables, es recomendable utilizar tres estimaciones: un valor medio, un mínimo y un máximo (Sánchez et al 1998).

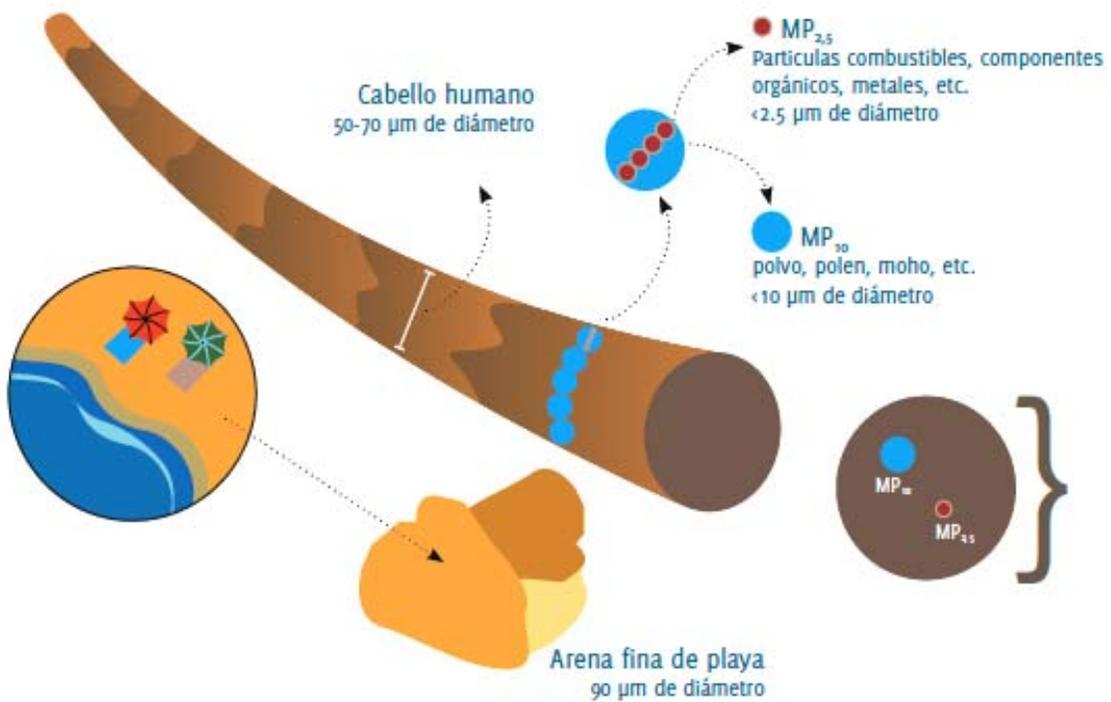
### Efectos de MP en la salud

Actualmente se ha progresado bastante en la evaluación de los efectos en la salud del material particulado en el aire (MP) en distintos niveles de exposición y en la forma de la función dosis-respuesta. La contaminación del aire de MP<sub>10</sub> es una mezcla de aire suspendido de partículas sólidas y líquidas que varían en número, tamaño, forma, superficie de área, composición química, solubilidad y origen. Existen tres tamaños distintos de partículas suspendidas en el ambiente, partículas gruesas, finas y ultra finas (Pope y Dockery, 2006).

Las emisiones residenciales de humo de leña es uno de los mayores contaminantes en las comunas de Temuco y Padre las Casas, la mayor parte de las partículas provenientes de su combustión corresponden a una fracción inferior a 2,5 micrómetros (MP<sub>2,5</sub>) (CONAMA, 2002), y éstas aumentan en gran cantidad en los meses de invierno. La elección de este combustible para calefacción, se explica por su bajo precio con respecto a otros sustitutos (Ministerio del Medio Ambiente, 2011). Los principales contaminantes del humo de leña son el monóxido de carbono, material particulado, y gases orgánicos, muchos de éstos son conocidos por producir cáncer y otras enfermedades, por lo que no se puede ignorar las consecuencias médicas por la extensa exposición. La partículas del contaminante (MP), emitidos dentro y fuera de los hogares, son demasiado pequeñas para ser filtradas por la nariz y por el sistema respiratorio, miden menos de

10 micrones o micrómetros (una millonésima de metro) de diámetro y la mayoría de ellas son más pequeñas que 2,5 micrones de diámetro, así que llegan hasta los pulmones, específicamente en los alveolos (pequeños sacos de aire donde el oxígeno entra al torrente sanguíneo), donde pueden permanecer por meses causando daño estructural y cambios químicos. Además hay algunos estudios epidemiológicos que cuantifican relaciones entre partículas finas y una serie de otros resultados adversos, que incluyen: bronquitis aguda, visitas por asma a emergencia de centros médicos, síntomas respiratorios en niños, admisiones hospitalarias por problemas cardiopulmonares, días de trabajo perdidos, bronquitis crónica, ataques al corazón no fatales y mortalidad prematura en adultos entre otros (Hall et al., 2010).

Hay evidencia que entregan los estudios epidemiológicos y toxicológicos sobre un cambio de enfoque desde  $MP_{10}$  a  $MP_{2,5}$ , que sugieren que “las partículas finas” pueden jugar un mayor rol en afectar la salud humana (Pope and Dockery, 2006, p. 711). Las “partículas finas pueden permanecer suspendidas en la atmósfera más tiempo que las partículas mayores, viajar mayores distancias, penetrar más fácilmente al interior de establecimientos, y alcanzar más profundamente dentro de los pulmones” (Hall *et al.*, 2010). El  $MP_{2,5}$  también puede formarse por reacciones químicas entre contaminantes gaseosos precursores de material particulado, tales como  $SO_x$  y  $NO_x$  y otros compuestos atmosféricos. A este tipo de  $MP_{2,5}$  se le conoce como material particulado secundario. El material particulado secundario se forma tanto por la condensación de gases enfriados después de su emisión, que se añaden a partículas ya existentes y se van combinando entre sí para formar conglomerados de mayor tamaño, como también mediante la formación de gotas de nubes o neblina, a las cuales los gases condensados sirven de núcleos. Este cambio de  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  ha tenido un impacto en la estimación de los efectos de la mortalidad prematura, y hay que tener en cuenta que las principales fuentes emisoras a nivel nacional para  $MP_{2,5}$  corresponden a calefacción residencial a leña (Ministerio del Medio Ambiente, 2011).



**Figura 2.2.** Comparación de tamaños de MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> (Fuente: Ministerio del medioambiente, 2011)

Gracias a la información entregada por los estudios epidemiológicos, se han desarrollado diferentes medidas o instrumentos para controlar la contaminación atmosférica, como los planes de descontaminación y las normas de emisión, para poder disminuir el daño que provoca en la salud de las personas (Boldo *et al.*, 2011). Dentro de eso es bueno mencionar la importancia que tiene la educación ambiental como instrumento de gestión para el desarrollo de conductas ambientales sustentables (Ministerio del Medio Ambiente, 2011).

Las normas de emisión son uno de los instrumentos de gestión más utilizados, donde existen normas de calidad ambiental primarias y secundarias, a través de las cuales se define la calidad ambiental para los diferentes componentes.

“Las normas primarias establecen valores de concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de elementos, compuestos, sustancias, derivados químicos o biológicos, energías, radiaciones, vibraciones, ruidos o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la vida o la salud de la población. Estas normas tienen alcance nacional” y las normas secundarias, son las que “establecen los valores de las concentraciones y períodos, máximos o mínimos permisibles de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, cuya presencia o carencia en el ambiente pueda constituir un riesgo para la protección o la conservación del medio ambiente, o la preservación de la naturaleza. Estas normas pueden ser sitio específicas” (Ministerio del Medio Ambiente, 2011).

El máximo permisible de  $MP_{2,5}$  es  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  anual promedio en Chile. El Informe del Estado del Medio Ambiente (2011) estima que en Chile al menos 10 millones de personas están expuestas a una concentración promedio anual de  $MP_{2,5}$  superior a 20 microgramos por metro cúbico y más de 4.000 personas mueren prematuramente al año por enfermedades cardiopulmonares relacionadas con la exposición crónica a  $MP_{2,5}$ .

A pesar de los esfuerzos, el país aún no cumple con los estándares establecidos en las normas de calidad primaria y secundaria vigentes. En este contexto y dada la complejidad del problema, en 2010, el Ministerio del Medio Ambiente inició la creación e implementación del Programa Aire Limpio, con el cual se busca mejorar la calidad del aire en las principales zonas urbanas del país. Este programa está orientado al control del  $MP_{2,5}$ , así como el  $\text{SO}_2$  y  $\text{NO}_x$ , con el fin de contribuir al cumplimiento de las normas de calidad del país. (Ministerio del Medio Ambiente, 2011).

### 2.3.3. b) Aspecto Monetario: Valoración de la Vida

Sabemos que todo proyecto social posee un cuestionamiento sobre cuál es el costo-beneficio real que genera, y la complicación que surge en este aspecto es la difícil asignación de un valor a los recursos ambientales, específicamente en lo relacionado con la calidad del aire. En el sistema de «libre mercado» actual, los problemas económicos básicos de los que ha de preocuparse una sociedad es el de la asignación de recursos escasos, pero este sistema posee fallas, como los bienes públicos y las externalidades, las cuales no poseen un mercado en el cual se pueda asignar un precio por su consumo, por ejemplo, no hay un mercado en el que se pueda comprar calidad de aire. Entonces ¿cómo se le da un valor monetario a algo que parece no tener precio? O la pregunta sería ¿Cómo podría valorarse, en términos económicos, el cambio en el bienestar social que estas modificaciones en la composición del aire generan? Porque hay que aclarar que el medio ambiente carece de precio, pero tiene valor (Azqueta, 1994).

De esto se desprende que los proyectos sociales destinados a salvar vidas necesitan de la valorización económica de ésta, o dicho de otra forma, es útil saber ¿En cuánto valoran las personas disminuir la probabilidad de muerte por causa de la contaminación ambiental?, lo que no es un tema de fácil discusión, ya que la respuesta inmediata es que la vida no tiene precio, pero como los recursos para el desarrollo de los programas que previenen la pérdida de vidas son escasos, es necesario tomar decisiones al respecto (Tietenberg y Lewis, 2009). Debido a esto es importante comentar que cualquier estimación de los beneficios de un proyecto que necesite una valoración de la vida debe realizarse a través de un análisis muy cuidadoso (Albi *et al.*, 2000).

Otro pensamiento que se tiene al momento de valorar la vida es decir que tiene un valor infinito, lo que es respetable, pero en ese caso, cualquier inversión en planes de gobierno estaría justificada, aunque la cantidad de vidas salvadas sean pocas. Tampoco explicaría que aun vivamos en ciudades con altos riesgos a la salud y a la vida, sin pasos a nivel en algunas carreteras, sin cruces de peatones en ciertas partes, carreteras sin desdoblamiento, población sin una atención hospitalaria completa, etc. (Azqueta 1994).

El enfoque económico para valorar las vidas salvadas, es calcular el cambio en la probabilidad de muerte que resulta de la reducción de riesgo y darle un valor a ese cambio. Por lo tanto, no es la vida la que se valora, sino más bien una reducción en la probabilidad de que algún segmento de la población puede tener una muerte prematura. Este es el valor de la vida estadística, que representa la disposición a pagar de un individuo por pequeños cambio en riesgos de muerte (Tietenberg y Lewis, 2009).

“El equilibrio entre el dinero y pequeños riesgos de muerte es el valor de la vida estadística (VVE), que se ha convertido en el estándar para la evaluación de los beneficios de riesgo y las regulaciones ambientales” (Viscusi, 2008).

Para la valorización económica de la vida existen diferentes métodos, entre los que destacan: Método del Capital Humano, Salarios Hedónicos y valoración contingente (Azqueta, 1994). Además se han propuesto otras formas de valorización derivadas del proceso político. Según esto, quienes gobiernan están tomando constantemente decisiones sociales sobre la vida de las personas. También hay que mencionar la valoración que hacen los jueces en las sentencias de indemnización. Lo bueno que tiene estos tipos de valoración es que sólo posee valores positivos, pero no responde cuánto esta dispuesta a pagar la sociedad por evitar una muerte. La respuesta no es simple, ya que involucra a muchas personas, pero pensando que el individuo es el más indicado para evaluar su propio bienestar, es posible usar las medidas que poseen las compañías de seguros, que entregan una aproximación del valor que le da una persona al riesgo de muerte de ella y familiares directos (Albi *et al.*, 2000).

### 1. Método de Capital Humano

El enfoque del capital humano, se basa en que el valor de la vida sería lo que las personas dejan de producir en el caso de que mueran, o sea responde a ¿cuánto deja de aportar a la sociedad una persona si muere antes de cierta edad?, esto esta dado por lo que produzcan el resto de sus vidas menos lo que consuman, utilizando el salario como estimador de su productividad (Azqueta, 1994).

Entre los problemas que posee este método está el hecho de que el valor que se estima no es necesariamente la máxima disposición de pago que la sociedad tiene para evitar la muerte de una persona. Además el valor puede ser cero o negativo en el caso de personas enfermas, jubiladas, desempleadas o niños (Albi *et al.*, 2000).

## 2. Método de Salarios Hedónicos

El método de salarios hedónicos es una variación del método de precios hedónicos, ya que en vez de usar el precio de un bien, usa el salario de los trabajadores. La técnica estadística que utiliza es el análisis de regresión múltiple, en donde se trata de aislar el componente de riesgo ambiental de los salarios, que sirve para descubrir cual es la cantidad de compensación extra que los trabajadores exigen para trabajar en ocupaciones riesgosas. En este caso el salario de equilibrio de un determinado puesto de trabajo será una función de todas las características del mismo. Como es sabido, los trabajadores con ocupaciones de alto riesgo demandan más salarios. Cuando el riesgo es del medio ambiente, los resultados de los análisis de regresión múltiple pueden ser usados para descubrir la disposición a pagar para evitar ese tipo de riesgo ambiental. Por lo tanto, la diferencial de compensación salarial puede ser usada para calcular el valor estadístico de la vida (Titenberg y Lewis, 2009).

Cuando la característica en que se enfoca es el riesgo de muerte que el puesto de trabajo tiene, el valor de la estimación que resulta es la “compensación monetaria que la persona exige para aceptar una probabilidad de muerte mayor a la que le corresponde si no aceptara ese puesto de trabajo” (Azqueta, 1994). Azqueta da el siguiente ejemplo:

“ Supongamos que se está midiendo una probabilidad de muerte en tantos por mil: Entonces sería la compensación que se exigiría para realizar un puesto de trabajo con una probabilidad de muerte del 1 por mil. Ahora bien, si mil personas aceptaran recibir dicha compensación a cambio de realizar la tarea en dichas condiciones, la estadística dice que una de ellas morirá. Esta es la base del método basado en la función de salarios hedónicos para valorar la vida: Multiplicando por mil dicho valor, tendríamos la cantidad de dinero necesaria para compensar al colectivo expuesto al riesgo, por la muerte de uno de sus miembros, cuando se desconoce su identidad”.

Como decíamos anteriormente, lo que se calcula no es el valor de perder la vida en sí, sino la pérdida de bienestar que supone aceptar un mayor riesgo de muerte, que es el valor de una vida estadística (Azqueta, 1994).

Dentro de las limitaciones que posee el método es que la información que se obtiene es restringida, ya que determina el valor sobre ciertos profesionales, lo que deja afuera a otros segmentos distintos, como niños, jubilados, y personas que no poseen un salario. Lo ideal sería realizar un segundo cálculo según las características de cada persona (estado civil, número de hijos, etc.).

Uno de los aspectos importantes de este método es la forma en que se realiza la valoración, ya que se plantea desde una perspectiva *ex ante* (antes de que la eventualidad ocurra) y cuando existe incertidumbre de la identidad de los afectados, por lo que es más fácil encontrar una compensación para el valor de un cambio en la probabilidad de muerte de un colectivo determinado (vida estadística) que el valor de perder una vida. Esto cambia cuando se conoce a la persona, ya que podría llegar a ser un valor infinito.

En general, para la aceptación de un proyecto que posee análisis costo beneficio, se requiere una valoración *ex post* (Albi *et al.*, 2000), esta es “la valoración sistemática y objetiva de un política, proyecto, programa o estudio, de su planificación, ejecución y resultados. El objetivo de esta evaluación es determinar la pertinencia y el logro de los objetivos planteados originalmente, así como la eficacia, la eficiencia, el impacto y la sostenibilidad de una iniciativa (política, proyecto, programa o estudio). En el proceso de evaluación *ex post* se analizan los costos, beneficios y otros resultados reales de corto, mediano y largo plazo, que se produzcan en las iniciativas una vez que éstas pasen al estado de operación, versus los costos, beneficios y otros resultados estimados durante la pre inversión.” (Departamento De Estudios, MIDEPLAN).

### 3. Método de valoración contingente

El método de valoración contingente, o de preferencias declaradas, que se usa para valorar la vida es un método directo al igual que el explicado anteriormente, pero en este caso se basa en la

consulta a las personas para conocer en cuánto se valora el cambio en el bienestar que generaría una modificación en la probabilidad de muerte (Azqueta, 1994).

Este enfoque de investigación crea un mercado hipotético y pregunta a los encuestados sobre la DAP y el nivel de cambio deseado, de esta forma son identificados los valores y un modelo de demanda puede ser desarrollado.

Dentro de las ventajas de este método está la posibilidad de medir valores de no uso y de opciones hipotéticas, pero como las personas no entregan realmente el dinero, suelen dar valores más altos de lo que pagarían en la realidad. El mayor problema de este método es el potencial de respuestas sesgadas y de errores asociados a la medición, como las diferencias en las preguntas y su valoración (Tietenberg y Lewis, 2009).

#### **2.3.4. Método de Transferencia de Valores**

La mayoría de las veces no existen los datos necesarios para poder realizar las estimaciones en lugares menos desarrollados, además de la necesidad de tiempo, información de base y mucho trabajo cualificado, por lo que se opta por la transferencia de valores desde otras localidades, lo cual se basa en que el valor económico de un activo ambiental (calidad del aire) se puede extrapolar desde los resultados de algún estudio ya realizado (estudio fuente). Las ventajas de este enfoque es que permite un ahorro de costos y tiempo en las investigaciones debido al uso de fuentes de información secundarias (Azqueta *et al.*, 2007). Lamentablemente muchas veces esto agrega una fuente adicional de incertidumbre por las posibles diferencias que no hayan sido consideradas (Sánchez *et al.*, 1998), como geográficas, socioeconómicas, de gustos a largo plazo (Cifuentes *et al.*, 2004), además de la composición del contaminante a utilizar, en este caso (MP<sub>10</sub>) o (MP<sub>2,5</sub>), ya que no es uniforme en todos los lugares y cambia su composición química según la fuente que lo emite, como también genera distintos efectos en la salud de las personas (Sánchez *et al.*, 1998). Es por esto que debe contarse con un procedimiento para poder utilizar estudios confiables y de calidad.

Para esto, según Azqueta *et al.*, (2007) se deben cumplir ciertas etapas previas a la transferencia de valores, como:

- 1- Análisis del cambio a valorar económicamente.
- 2- Identificación de los posibles estudios-fuente.
- 3- Análisis de la adecuación de los estudios-fuente.
- 4- Comprobación de la calidad de estimaciones de los estudios-fuente seleccionados, o sea que:
  - a. Se realicen filtros para utilizar estudios rigurosos.
  - b. Los atributos del bien ambiental sean similares en ambos.
  - c. El nivel de partida y cambio objeto de valoración sea similar en ambos.
  - d. Las características socioeconómicas de la población sean similares.
  - e. Los derechos de uso y disfrute del bien permitan usar la misma medida de valoración.
  - f. Tengan en cuenta la escasez y el efecto sustitución del bien al transferir valores a otros lugares.
- 5- Transferencia de los resultados, para esto existen cuatro vías posibles:
  - a. Transferencia del valor unitario medio (transferencia de un único valor).
  - b. Transferencia del valor medio ajustado (valores unitarios medios se ajustan antes de ser transferidos).
  - c. Transferencia de la función de valor (se transfiere la función demanda, donde el valor esta en función del bien y la población valorada).
  - d. Meta-análisis (varios estudios fuente, donde se cuenta con muchos resultados diferentes).

Los métodos de transferencia de beneficios han sido muy utilizados en situaciones en que las finanzas, el tiempo, o restricciones impiden el análisis original. Quienes realizan políticas frecuentemente buscan estudios previamente publicados por datos que pueden informar una decisión en el futuro (Tietenberg y Lewis, 2009).

Un ejemplo de esto es el uso de estudios de Estados Unidos en contextos de otros países, como los latinoamericanos, los que deben ser sobrellevados con extremo cuidado, ya que pueden existir complicaciones por la diferencia en la estructura de edad de la población, las causas de muerte subyacentes y la relación entre  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , los cuales no se han calculado en todos los países. Para solucionar algunos de estos problemas, se deben factorizar datos y utilizar ratios (Cifuentes *et al.*, 2005)

# **CAPÍTULO 3**

## **METODOLOGÍA**

### CAPITULO 3. METODOLOGÍA

La metodología que se utilizó para el desarrollo de esta tesis fue, en primer lugar, una revisión bibliográfica sobre teorías y estudios que se han realizado sobre el tema, en Chile y en el extranjero.

Se empleó la tesis de María Luisa Sotomayor (para titulación de carrera de Ingeniería Comercial de la Universidad de la Frontera, 2011-2012) como base para profundizar en aspectos de la función de daños y la valoración de la vida, pero buscando un enfoque que refleje mejor lo que sucede con la mortalidad causada por contaminación por leña.

Se realizaron cambios en las estimaciones, ya que se revisó un estudio de Ostro (2004), el cual posee fórmulas y coeficientes beta para calcular la cantidad de muertes prematuras para dos casos: primero, para el número de casos de muertes prematuras debido a todas las causas de exposición a corto plazo debido a la exposición al contaminante  $MP_{10}$ , y segundo, el número de casos de mortalidad prematura (debido a problemas Cardiorrespiratorios y por Cáncer Pulmonar) atribuida a la exposición a largo plazo al contaminante  $MP_{2,5}$  para la población mayor de 30 años.

Teniendo los datos necesarios para los cálculos, se realizaron estimaciones para ambas visiones, desde el año 2012 hasta el año 2021 (10 años) para diferentes umbrales, desde los establecidos por la norma primaria chilena (de salud), un nivel intermedio, la norma primaria establecida por la OMS y finalmente el caso de no aplicar ninguna medida.

Además, se indagó sobre el tema de la valorización de la vida en las comunas de Temuco y Padre las casas, en estudios chilenos, y a través de entidades judiciales, ISAPRE, Seguros de vida, etc. Para descubrir de qué forma valoran la vida de las personas en el caso de fallecimientos, y así tener un valor más cercano a la realidad de éstas comunas.

Se utilizaron tres valores de estudios chilenos, los que se calcularon a través de los métodos: Capital Humano, Precios Hedónicos y Valoración Contingente (se realiza la valoración con la información recopilada para Temuco y Padre Las Casas en dólares de Estados Unidos). Se calculan los Beneficios por vidas Salvadas (BVS) al aplicar umbrales, y los Costos por Vidas Perdidas (CVP), al no aplicar ningún umbral. Y Finalmente se lleva a Valor Actual Neto para saber cuánto es el beneficio al año 2011, de aplicar normas ambientales y planes de descontaminación en las comunas de Temuco y Padre las Casas.

# **CAPÍTULO 4**

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

## CAPITULO 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 4.1. Aspecto Físico: Función Dosis-Respuesta

#### 4.1.1. Antecedentes

Para el desarrollo de esta investigación, se realizan estimaciones de la cantidad de muertes prematuras (E) debido a la exposición a  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$  a corto y largo plazo con diferentes umbrales objetivo, desde el año 2012 hasta el año 2021 a través de funciones respuesta. Posteriormente se realiza una valoración de la vida con las cantidades obtenidas, para saber cuánto es el beneficio de aplicar las normas de descontaminación en cada caso.

Las normas utilizadas en este estudio (ambas promedios anuales) son:

- La norma primaria de calidad ambiental para material particulado respirable en Chile, con concentración de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio anual de  $MP_{10}$  (BCN, 1998), y  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  promedio anual de  $MP_{2,5}$  (BCN, 2012).
- La norma recomendada por la OMS, con concentraciones de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  anual de  $MP_{10}$  y  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  anual de  $MP_{2,5}$  (OMS,2005)

Ambas son normas extremas de concentraciones (una más suave y otra más estricta), por lo que se propone un umbral intermedio para cada caso ( $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ ), y así obtener resultados intermedios. Además se realizan estimaciones para el caso de no aplicar medidas de descontaminación en las comunas (S/M), y así observar el resultado que podría tener en el futuro.

A continuación se muestran, a modo de comparación, los promedios anuales de concentraciones de  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$  en los últimos tres años de Temuco, según datos de la Estación Las Encinas<sup>1</sup>, así

---

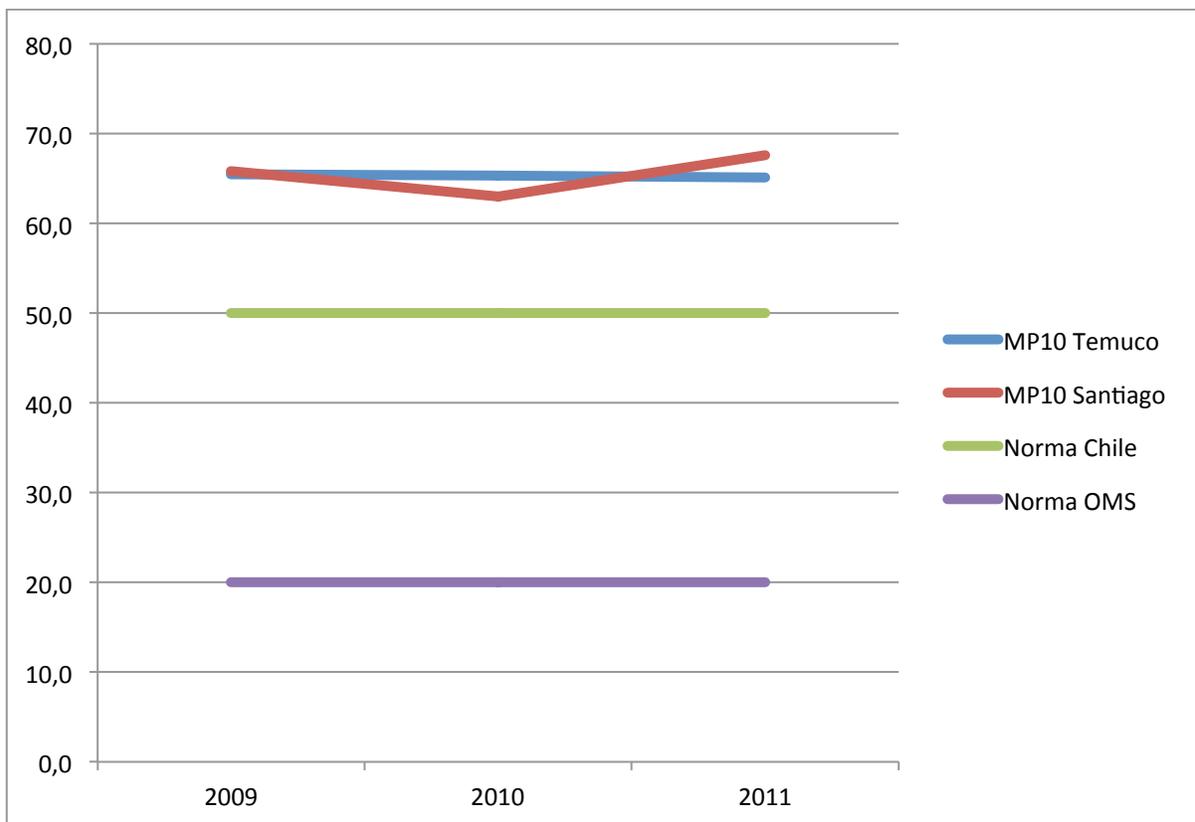
<sup>1</sup> Se utilizan los datos del monitor de la estación de las Encinas, ubicada en Temuco, ya que mide la exposición a las concentraciones de material particulado de la mayoría de la población de Temuco y Padre Las Casas, esto debido a que gran cantidad de personas que viven en Padre Las Casas desarrollan sus actividades diarias en Temuco, ya sean laborales o académicas.

como del promedio de la Región Metropolitana (promedio de 5 comunas representativas), y las normas primarias de calidad ambiental de Chile y de la OMS, para poder compararlas y observar su evolución con respecto a las estimaciones que se realizarán posteriormente hasta el año 2021 para las concentraciones de MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub> en cada umbral. Además, se muestra un gráfico para poder observar la situación descrita.

**Tabla 4.1.** Comparación MP<sub>10</sub>

AÑO	MP <sub>10</sub> Temuco	MP <sub>10</sub> RM	Norma Chile	Norma OMS
2009	65,5 µg/m <sup>3</sup>	65,8 µg/m <sup>3</sup>	50 µg/m <sup>3</sup>	20 µg/m <sup>3</sup>
2010	65,3 µg/m <sup>3</sup>	63,0 µg/m <sup>3</sup>		
2011	65,1 µg/m <sup>3</sup>	67,6 µg/m <sup>3</sup>		

**Fuente:** Elaboración Propia



**Gráfico 4.1.** Comparación MP<sub>10</sub> (Elaboración Propia en base a BCN, OMS y SINCA )

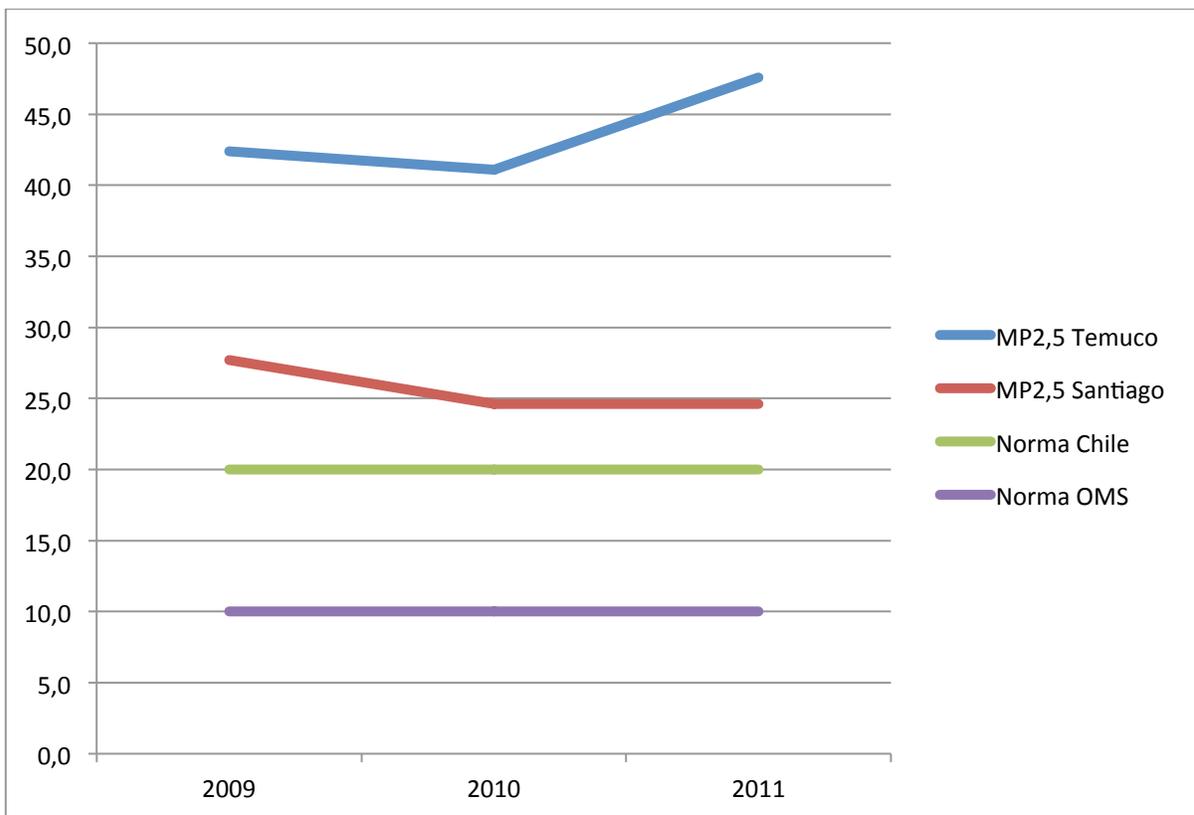
A través del gráfico, se puede observar que, en el caso del MP<sub>10</sub>, se tienen concentraciones similares en Temuco y la Región Metropolitana durante los tres años, variando de uno a otro, pero con respecto a las normas, se percibe que las sobrepasan demasiado, en especial a la norma establecida por la OMS.

La situación con el MP<sub>2,5</sub> es la siguiente:

**Tabla 4.2.** Comparación MP<sub>2,5</sub>

AÑO	MP <sub>2,5</sub> Temuco	MP <sub>2,5</sub> RM	Norma Chile	Norma OMS
2009	42,4 µg/m <sup>3</sup>	27,7 µg/m <sup>3</sup>	20 µg/m <sup>3</sup>	10 µg/m <sup>3</sup>
2010	41,1 µg/m <sup>3</sup>	24,6 µg/m <sup>3</sup>		
2011	47,6 µg/m <sup>3</sup>	24,6 µg/m <sup>3</sup>		

**Fuente:** Elaboración propia



**Gráfico 4.2.** Comparación MP<sub>2,5</sub> (Elaboración Propia en base a BCN, OMS y SINCA)

En este caso, se ve una gran diferencia entre las concentraciones de las dos zonas urbanas, exactamente  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$  menos de  $\text{MP}_{2,5}$  en la Región Metropolitana que en Temuco el año 2011, aproximadamente un 35%, demostrando la difícil situación que enfrentan actualmente estas comunas en comparación a la Capital. La razón de esto es que la mayoría de  $\text{MP}_{2,5}$  es generado por la contaminación de humo de leña, principal fuente de calefacción en Temuco y Padre las Casas. Además de esto, ninguna de las dos alcanza las normas establecidas, siendo la Región Metropolitana la que más cerca se encuentra de lograr la norma primaria chilena de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{2,5}$ .

Luego de comparar estos valores, se logra avistar la situación en que se encuentran las zonas urbanas de Temuco y Padre las Casas en comparación a la Región Metropolitana, y las normas establecidas, pudiendo darnos cuenta del esfuerzo que se debe realizar para poder disminuir el material particulado y la contaminación en un corto y largo plazo.

#### **4.1.2. Explicación del modelo utilizado**

Para realizar las nuevas estimaciones de los efectos que tiene el material particulado ( $\text{MP}_{10}$  y  $\text{MP}_{2,5}$ ) en la salud de la población urbana de las comunas de Temuco y Padre Las Casas, se utilizó el modelo desarrollado en un estudio de Bart Ostro, llamado “Outdoor air pollution, Assessing the environmental burden of disease at national and local levels” (Ostro, 2004). El modelo es una base para poder calcular la cantidad de muertes prematuras generadas por la contaminación de  $\text{MP}_{10}$  y  $\text{MP}_{2,5}$ , pudiendo elegir una porción específica de la población, y adecuar las estimaciones para diferentes ciudades o regiones. En éste modelo se encontraron funciones dosis-respuesta que relacionan las concentraciones de  $\text{MP}_{10}$  o  $\text{MP}_{2,5}$  con ciertos efectos en la salud, donde además entrega la Fracción Atribuible (FA), para luego calcular :

- El número de casos de muertes prematuras, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a  $\text{MP}_{10}$ .
- El número de casos de mortalidad prematura (debido a problemas Cardiorrespiratorios y por Cáncer Pulmonar), atribuida a la exposición de largo plazo a  $\text{MP}_{2,5}$  para la población mayor de 30 años.

En este caso, se asume que la mortalidad esta linealmente correlacionada con la concentración de material particulado (MP<sub>10</sub> o MP<sub>2,5</sub>), por lo que se utiliza una función dosis respuesta lineal.

Lo primero que se calcula es el Riesgo Relativo (RR), según una revista publicada en 2001 en línea (Gómez, 2001), el Riesgo Relativo es la “proporción entre el riesgo de la población expuesta con respecto a la población no expuesta. Esta medida generalmente se aplica en los casos en los que se desea estimar el incremento o reducción de la probabilidad de padecer el evento en presencia de una situación que se supone (hipótesis) es capaz de modificarla”.

La fórmula del riesgo relativo utiliza una función “EXP” (función exponencial), donde la base e se eleva al exponente, calculado con las estimaciones de las concentraciones medias anuales de MP<sub>10</sub> (mg/m<sup>3</sup>), comparadas con la concentración umbral, esto multiplicado por un beta (coeficientes de impacto del MP<sub>10</sub> o MP<sub>2,5</sub> en la variación de la mortalidad), según sea el caso.

La fórmula es la siguiente:

$$RR = \exp[\beta(X - X_0)] \quad (4.1)$$

donde:

exp= Función exponencial con base e.

X = Concentración media anual de PM<sub>10</sub> (mg/m<sup>3</sup>).

X<sub>0</sub> = Concentración umbral de PM<sub>10</sub> (mg/m<sup>3</sup>).

β= coeficiente de impacto (beta) del MP<sub>10</sub> en la variación de la mortalidad.

Luego, con el Riesgo Relativo (RR) se calcula la Fracción Atribuible (FA) o fracción de impacto, “porcentaje de casos de una enfermedad dada que puede ser evitado en la población si se suprime la exposición al factor de riesgo en estudio” (Llorca *et al.*, 2000).

Esta fórmula calcula la fracción de los efectos en la salud que se producen debido a la contaminación del aire para la población expuesta.

Para obtenerla, sólo se necesita el valor del Riesgo Relativo, y se calcula de la siguiente forma:

$$FA = (RR - 1) / RR \quad (4.2)$$

Finalmente, con el valor de la FA, podemos calcular el número esperado de casos de mortalidad prematura anual debido a la contaminación del aire (E), pudiendo obtener una información muy importante y clara para observar los efectos que provoca en la población la contaminación del aire, específicamente por MP<sub>10</sub> o MP<sub>2,5</sub>.

Para el cálculo de la cantidad de muertes prematuras anuales (E), se utiliza la Fracción Atribuible (FA), multiplicada por la tasa de mortalidad y la población expuesta, tal como aparece a continuación:

$$E = FA * B * P \quad (4.3)$$

donde:

E = El número esperado de muertes prematuras debido a la contaminación atmosférica.

B = Tasa de mortalidad de la población (muertes por cada 1.000 personas).

P = Población expuesta relevante para el efecto en la salud.

Es importante comentar que la información que entregan estos cálculos sólo se usan para estimar el número de muertes prematuras al año, no se usa para estimar los Años de Vida Perdidos (AVP).

Además, en el estudio de Ostro (2004), se consideran ciertas incertidumbres generadas en el método, como:

- ❖ Incertidumbre sobre la elección de estudios específicos y funciones dosis-respuesta usadas en la evaluación de riesgo, y su aplicabilidad a otras regiones del mundo. Además permanece la incertidumbre sobre la magnitud actual del efecto y el intervalo de confianza adecuado.

- ❖ Sobre la forma general de la función dosis-respuesta y si hay un umbral de concentración. La mayoría de los estudios también apoyan la idea de que hay una relación lineal entre el riesgo relativo y la concentración del ambiente, dentro del rango de exposición examinado. Sin embargo, para la exposición a largo plazo relacionada con la mortalidad, es más aceptable una función log-lineal y puede ser usada para generar estimaciones de efectos para ciudades con muy altas concentraciones de contaminación.
- ❖ La presencia de co-contaminantes, ya que es probable que algunos de los efectos estimados en la salud incluyan los efectos de material particulado y de otros contaminantes correlacionados.
- ❖ Las estimaciones son entregadas sólo para un subconjunto de los resultados adversos.
- ❖ Incertidumbre sobre las tasas de referencia de los resultados considerados en la población estudiada. Además, la incidencia cambiará en el tiempo como los hábitos de salud, ingreso y otros factores de cambio.
- ❖ La evaluación de la exposición, específicamente si la red de monitoreo que existe y las estimaciones de  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$  basadas en modelos, son representativas de la población en general.

#### **4.1.3. Adaptación del modelo**

Adaptando el modelo expuesto, se estimó la cantidad de muertes prematuras al año para la población de las zonas urbanas de Temuco y Padre Las Casas debido a la contaminación atmosférica, tanto por  $MP_{10}$  como por  $MP_{2,5}$ , a corto y largo plazo (respectivamente), desde el año 2011 hasta el 2021 (10 años), realizando estimaciones para diferentes umbrales o concentraciones objetivo en cada caso. Se establece una meta de cero muertes para llegar al año 2021, al aplicar normas de calidad del aire, ya que es lo que se espera lograr con todo esto.

##### **4.1.3. a) Número de casos de muertes prematuras debido a todas las causas de exposición de corto plazo a $MP_{10}$ .**

Para realizar las estimaciones de todas las causas por exposición de corto plazo a  $MP_{10}$ , se efectúan cálculos para diferentes umbrales o concentraciones objetivos, medidos en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (micrómetros o micrones por metro cúbico).

Se aplican umbrales, desde la norma primaria de calidad ambiental para material particulado respirable en Chile (BCN, 1998) de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ , pasando por un valor intermedio de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , llegando a la recomendada por la OMS (OMS, 2005) de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y finalmente para el caso de no aplicar ninguna medida (sin medidas “S/M”). Es necesario establecer una concentración objetivo, ya que sirve como comparación para determinar la enfermedad atribuible o beneficios potenciales de reducir el factor de riesgo en cierta cantidad.

La simulación de los diferentes umbrales de concentración, se realizan para poder reflejar los diferentes resultados que podrían obtenerse a través de esfuerzos para la descontaminación, así tener parámetros en el caso de querer aplicar normas más estrictas, y así lograr tener una mejor calidad del aire en el futuro.

Hay que recalcar que las estimaciones son sólo para mortalidad, excluyendo los efectos en la salud de las personas por enfermedades, por lo que no representará el 100% de los Beneficios o Costos reales.

A continuación se describe en una tabla los diferentes umbrales utilizados:

**Tabla 4.3.** Umbrales para  $\text{MP}_{10}$

UMBRAL	FUENTE	DESCRIPCIÓN
$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Biblioteca del Congreso Nacional	Este nivel de concentración de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{10}$ , es la norma primaria de calidad ambiental para material particulado respirable en Chile (BCN, 1998). En este caso se utiliza un $\beta$ alto, ya que el impacto del $\text{MP}_{10}$ en la variación de la mortalidad es grande.
$35 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Propuesta propia	El umbral de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{10}$ es propuesto como un nivel intermedio. En este caso se utiliza un $\beta$ alto, y luego de unos años uno medio, ya que se estima que aplicando esta concentración, el impacto que tiene en la variación de la mortalidad comienza a bajar con los años, por lo que se puede utilizar un $\beta$ menor.

20 µg/m <sup>3</sup>	Guías de la Calidad de aire de la OMS, 2005	El umbral de 20 µg/m <sup>3</sup> de MP <sub>10</sub> es la norma establecida por la OMS (OMS, 2005). En este caso, se usa primero un beta alto, luego uno medio y finalmente uno bajo, ya que al igual que el efecto anterior, se espera que el impacto de MP <sub>10</sub> en la variación de la mortalidad disminuya.
S/M	Estudio de Gómez <i>et al.</i> , 2009	Se realiza una estimación para el caso de no aplicar concentración objetivo para el año 2021. En este caso, la tasa de crecimiento es positiva para el MP <sub>10</sub> (Gómez <i>et al.</i> , 2009), pudiendo observar el efecto creciente que tiene el MP <sub>10</sub> en la variación de la mortalidad. Se usa un beta alto y una concentración umbral de 35 µg/m <sup>3</sup> de MP <sub>10</sub> para estimar el Riesgo Relativo (RR).

**Fuente:** Elaboración propia.

Los datos que se utilizan para desarrollar las estimaciones son:

- Población: Se estima la población urbana de Temuco y Padre Las Casas desde el año 2012 hasta el 2021. Los datos de la población se obtuvieron de una investigación de Gómez et al. (2009), donde se realizó una estimación de la población urbana en las comunas de Temuco y Padre Las Casas a partir de datos obtenidos del Instituto Nacional de Estadísticas (INE). En este caso se utiliza toda la población, ya que incluye todas las causas a corto plazo por MP<sub>10</sub>.
- Concentración anual de MP<sub>10</sub>: Se estiman las concentraciones de MP<sub>10</sub> desde el año 2012 al 2021, a través del cálculo de la tasa de crecimiento (o decrecimiento) para llegar al umbral establecido al año 2021 con cero muertes, según cada caso. La concentración anual de MP<sub>10</sub> el año 2011 se obtuvo de datos del Ministerio de Medio Ambiente.

El cálculo se realiza con la siguiente fórmula:

$$CA = \{[(TC / 100) * C] + C\} \quad (4.4)$$

donde:

CA = Concentración anual de MP<sub>10</sub> en µg/m<sup>3</sup> para el año X (Ej: 2012)

TC = Tasa de crecimiento o decrecimiento MP<sub>10</sub>

C = Concentración anual de MP<sub>10</sub> en µg/m<sup>3</sup> para el año X-1 (Ej: 2011)

- Beta: Los valores de Beta (β), o sea, del coeficiente de impacto de la contaminación sobre la mortalidad, pueden ser alto, medio o bajo, según el impacto que genere el MP<sub>10</sub> en la variación de la mortalidad. En el estudio se sugieren valores beta en un rango de 0,0006-0,0010, y la mejor estimación central un 0,0008, ya que, según esto, la información está basada en la evidencia disponible: “Una estimación razonable de la carga ambiental de la enfermedad para la mortalidad por exposición a corto plazo es en general un aumento del 0,6% al 1% por cada 10 µg/m<sup>3</sup> MP<sub>10</sub> (posiblemente más, dependiendo de las condiciones locales y la estructura de la mortalidad). Esta variedad refleja la evidencia de una variedad de ciudades y horarios promedio (incluyendo retrasos de uno o varios días). Si se necesita una estimación central, 0,8% puede ser más apropiada y estudios locales pueden proporcionar resultados más específicos” (Ostro, 2004).
- Tasa de mortalidad: Se utiliza la tasa de mortalidad de las comunas de Temuco y Padre las Casas, siendo la mejor estimación 0,0055 por persona (5,5 por cada 1.000 personas), hallada en el Ministerio de Salud, lo que representa las muertes por cada mil personas.

Luego de recopilar estos datos, lo primero que se calcula es el Riesgo Relativo (RR), utilizando el beta correspondiente según el umbral establecido.

Según el estudio de Ostro, “la estimación del Riesgo Relativo puede ser aplicado a la población completa (todas las edades) y sobre todo el rango de concentraciones de MP<sub>10</sub>, ya que la relación parece ser casi lineal hasta relativamente altas concentraciones de PM<sub>10</sub>, por lo general 125 a 150 mg/m<sup>3</sup>” (Ostro, 2004).

Los resultados obtenidos de Riesgo Relativo (RR) en nuestro estudio, según la propuesta metodológica de Ostro, es similar a uno mencionado en un estudio llamado “Health effects assessment of exposure to particles from wood smoke” de Elsa Nielsen y Marianne Dybdahl

(2008), sobre la contaminación por leña, la cual hace referencia a un estudio de Hales (2000), donde se estudia la mortalidad diaria en Christchurch, Nueva Zelanda, en la población de todas las edades, con una exposición de 24 horas con concentraciones de 0-187  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{PM}_{10}$ , media de 28  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , donde utilizan un riesgo relativo para el aumento de la mortalidad en todas las edades de  $\text{RR}= 1,01$  (para todas las causas),  $\text{RR}=1,04$  (causas respiratorias) por un incremento de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ , lo cual nos sirve como apoyo para la utilización de estos valores, ya que el origen de la contaminación es similar al caso de Temuco y Padre Las Casas.

Con el resultado obtenido de Riesgo Relativo (RR), posteriormente se calculó la Fracción Atribuible (FA), y finalmente la cantidad de muertes prematuras (E), utilizando la tasa de mortalidad de Temuco y Padre las Casas, la población expuesta y el valor FA.

Ya teniendo el valor de las muertes prematuras por la contaminación del aire en el año 2011, se realizó una estimación del porcentaje de muertes en relación a la población expuesta para ese año, donde se divide la cantidad de muertes prematuras al año 2011 en la población expuesta del año 2011, obteniendo un dato muy importante para la investigación. (Esto se realiza en cada umbral). Los resultados obtenidos serán expuestos más adelante.

Es importante mencionar que estas estimaciones a corto plazo no deben ser agregadas a las generadas en los estudios de exposición a largo plazo, descritas posteriormente, ya que se pueden generar problemas de doble contabilidad (Ostro, 2004).

#### **4.1.3. b) Número de casos de mortalidad prematura (cardiopulmonar y cáncer pulmonar) por exposición de largo plazo a $\text{MP}_{2,5}$ , para la población mayor de 30 años.**

Son muy pocos los estudios a largo plazo desarrollados para los efectos de la contaminación atmosférica, específicamente por  $\text{MP}_{2,5}$  en la salud de las personas, y lamentablemente no se encontraron para el caso de la leña, es por eso que se utilizan los valores recomendados por el estudio de Ostro.

En el caso de las estimaciones para  $MP_{2,5}$  a largo plazo, se utilizó solo la población mayor de 30 años, ya que es el público que ha estado expuesto a contaminación atmosférica durante una mayor cantidad de años y puede reflejar el efecto a largo plazo, siendo esta aproximadamente un 50% de la población actual de Temuco y Padre Las Casas, según datos de la Encuesta de Caracterización Socioeconómica de Chile (CASEN, 2009). Además, con esta población expuesta, se realizaron estimaciones separadas para los casos de mortalidad por problemas Cardiorrespiratorios y por Cáncer Pulmonar, ya que ambos poseen diferentes coeficientes  $\beta$ tas, por ende diferente impacto del  $MP_{2,5}$  en la variación de la mortalidad. El resultado final de las dos causas puede ser sumado para observar la cantidad de muertes prematuras a largo plazo por efecto de  $MP_{2,5}$ .

Al igual que en el caso de  $MP_{10}$ , se utilizaron diferentes umbrales para las estimaciones con  $MP_{2,5}$ , en este caso van desde la norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable en Chile (BCN, 2012) de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , pasando por un valor intermedio de  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , llegando a la recomendada por la OMS (OMS, 2005) de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , y finalmente para el caso de no aplicar ninguna medida (sin medida “S/M”).

A continuación se describe cada la tabla 4.4:

**Tabla 4.4.** Umbrales para  $MP_{2,5}$

UMBRAL	FUENTE	DESCRIPCIÓN
$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Biblioteca del Congreso Nacional	Este nivel de concentración de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2,5}$ , es la norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable en Chile (BCN, 2012). En este caso se utiliza un beta alto, ya que el impacto a largo plazo del $MP_{2,5}$ en la variación de la mortalidad se asume que es elevado en todos los años que se sobrepase esa norma.
$15 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Propuesta propia	El umbral de $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $MP_{2,5}$ es propuesto como un nivel intermedio (entre los extremos de la norma chilena y OMS). En este caso se utiliza un beta alto y luego uno medio, ya que el impacto que tiene en la variación de la mortalidad comienza a bajar con los años.

10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Guías de la Calidad de aire de la OMS, 2005	El umbral de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2,5}$ es la norma establecida por la OMS en (OMS, 2005). En este caso, se usa primero un beta alto, luego uno medio y finalmente uno bajo, ya que al igual que el efecto anterior, se espera que el impacto a largo plazo de $\text{MP}_{2,5}$ en la mortalidad disminuya bastante cuando se acerque a la propuesta de la OMS.
S/M	Estudio de Gómez et. al., 2009	Se realiza una estimación para el caso de no aplicar concentración objetivo. En este caso, la tasa de crecimiento es positiva para el $\text{MP}_{2,5}$ (Gómez et. al., 2009), pudiendo observar el efecto creciente que tiene el $\text{MP}_{2,5}$ en la variación de la mortalidad. Se usa un beta alto y una concentración umbral de 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{MP}_{2,5}$ para estimar el Riesgo Relativo (RR).

**Fuente:** Elaboración propia.

Los datos que se utilizan para desarrollar las estimaciones son:

- La población: Se estima la población urbana de Temuco y Padre Las Casas mayor a 30 años, pues como se mencionó, se estima que es la cantidad de personas que ha estado expuesto a contaminación atmosférica durante una mayor cantidad de años y puede reflejar el efecto a largo plazo, en este caso por  $\text{MP}_{2,5}$ . Los datos que se encontraron, indican que este segmento de población es un 50% de la población actual, y con esto se calcula desde el año 2011 hasta el 2021.
- Concentración anual de  $\text{MP}_{2,5}$ : Se estiman las concentraciones de  $\text{MP}_{2,5}$  desde el 2012 al 2021, a través del cálculo de la tasa de crecimiento (o decrecimiento), con la ecuación (4.4), para llegar al umbral establecido al año 2021, según cada caso. La concentración anual de  $\text{MP}_{2,5}$  para el año 2011 se obtuvo de datos del Ministerio de Medio Ambiente.
- Beta: Los valores de Beta ( $\beta$ ) pueden ser alto, medio o bajo, según el impacto que genere el  $\text{MP}_{2,5}$  en la variación de la mortalidad. En este caso, se realizan estimaciones para dos causas diferentes de mortalidad, por problemas Cardiorrespiratorios y Cáncer Pulmonar,

por lo que cada una posee intervalos de beta diferentes. En el estudio se sugieren valores beta de 0.008933, con un error estándar de 0.002907 para mortalidad cardiopulmonar (E1) por exposición a largo plazo a  $MP_{2,5}$ . Para mortalidad por cáncer pulmonar (E2) se muestra un beta de 0.012673, con un error estándar de 0.00426.

- Tasa de mortalidad: Se utiliza la misma tasa de mortalidad que en el caso de  $MP_{10}$  para las comunas de Temuco y Padre las Casas de 0,0055 por persona (5,5 por cada 1.000 personas), según el Ministerio de Salud.

Como se mencionó anteriormente, se realizan estimaciones independientes para el caso E1 y E2, (tablas diferentes), utilizando el 50% de la población de Temuco y Padre las Casas, y los coeficientes betas según cada caso y cada umbral.

Por lo tanto, teniendo estos datos, se calcula el RR, luego la FA, y finalmente el número de muertes prematuras anuales por exposición a  $MP_{2,5}$  a largo plazo, todo esto para el caso E1 y E2. Como se hizo antes, se calcula el porcentaje de muertes prematuras en el año 2011 con respecto a la población expuesta el mismo año, para cada umbral, en este caso los mayores de 30 años (50%), para cada caso independiente (E1) y (E2), resultados que posteriormente se suman y dividen en dos, de esta forma calculamos el porcentaje de muertes prematuras dentro de la población total, por exposición a largo plazo a  $MP_{2,5}$ .

#### **4.1.4. Resultados muertes prematuras**

En esta sección se muestran los resultados obtenidos y las estimaciones realizadas del RR, FA y la cantidad de muertes prematuras anuales por la exposición a  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , a corto y largo plazo, en la población de Temuco y Padre Las Casas.

A continuación, se expondrán a modo de ejemplo y explicación del proceso, las tablas del mayor umbral y Sin umbral para el cálculo de muertes prematuras, en los casos de  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , además de un resumen con los resultados obtenidos en todos los umbrales. El resto de las tablas se encontrarán en los “Anexos”.

#### 4.1.4. a) Número de casos de muertes prematuras debido a todas las causas de exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

En este caso, los umbrales utilizados fueron 50, 35, 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de MP<sub>10</sub> y sin aplicar umbral o medida (S/M). Además los ( $\beta$ ) obtenidos de la literatura fueron 0,001 (alto), 0,0008 (medio), y 0,0006 (bajo).

**Tabla 4.5.** Muertes prematuras con Umbral de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , para todas las causas, por exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

AÑO	POBLACIÓN	MP <sub>10</sub>	RR	FA	E	BETA
2011	339.953	65,1	1,0152	0,015	28	0,001
2012	346.230	63,4	1,0135	0,013	25	0,001
2013	352.624	61,8	1,0118	0,012	23	0,001
2014	359.139	60,1	1,0102	0,010	20	0,001
2015	365.777	58,6	1,0086	0,009	17	0,001
2016	371.694	57,1	1,0071	0,007	14	0,001
2017	377.709	55,6	1,0056	0,006	12	0,001
2018	383.825	54,1	1,0041	0,004	9	0,001
2019	390.043	52,7	1,0027	0,003	6	0,001
2020	396.365	51,3	1,0013	0,001	3	0,001
2021	402.100	50,0	1,0000	0,000	0	0,001

TASA CREC	-2,603
TASA MORT(B)	0,0055

**Fuente:** Elaboración propia.

La tabla muestra las estimaciones realizadas para el umbral de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  de MP<sub>10</sub>, según la norma primaria de calidad ambiental para material particulado respirable en Chile.

La tasa de crecimiento (decrecimiento) de las concentraciones anuales de MP<sub>10</sub> (en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) que se calculó fue de -2,603 %, para poder llegar a la meta o umbral de 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para el año 2021 con cero muertes, esto se logró despejando la fórmula de tasa de crecimiento explicada anteriormente. En este caso, se utilizó un beta alto (0,0010), ya que el impacto de MP<sub>10</sub> en las variaciones de la mortalidad se asume que es elevado, dado el alto nivel de contaminación presente todos los años.

La tasa de mortalidad (B) se obtuvo del Ministerio de Salud, y es la misma en todos los cálculos, 0,0055 por persona (5,5 por cada 1.000 personas).

Luego de obtener todos estos datos, se aplican las fórmulas de RR, FA, y finalmente se calcula E, desde el año 2011 hasta el 2021.

Podemos observar que, con la concentración del año 2011 de MP<sub>10</sub>, la cantidad de muertes prematuras anuales por todas las causas de exposición a MP<sub>10</sub> a corto plazo que genera en la población es de 28 personas, lo cual representa un 0,008% de la población total de estas zonas en la actualidad.

A continuación se hace el mismo ejercicio para el caso de que no se haga nada por parte del Estado para reducir la contaminación, o sea sin meta de un umbral en el año 2021.

**Tabla 4.6.** Muertes prematuras Sin aplicar umbral, para todas las causas, por exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

AÑO	POBLACIÓN	MP <sub>10</sub>	RR	FA	E	BETA	TASA CREC
2011	339.953	65,1	1,0306	0,030	55	0,001	
2012	346.230	66,3	1,0318	0,031	59	0,001	1,8119
2013	352.624	66,6	1,0321	0,031	60	0,001	0,4352
2014	359.139	66,9	1,0324	0,031	62	0,001	0,4478
2015	365.777	67,2	1,0327	0,032	64	0,001	0,4606
2016	371.694	67,3	1,0329	0,032	65	0,001	0,2343
2017	377.709	67,5	1,0330	0,032	66	0,001	0,2410
2018	383.825	67,7	1,0332	0,032	68	0,001	0,2479
2019	390.043	67,8	1,0334	0,032	69	0,001	0,2267
2020	396.365	68,0	1,0335	0,032	71	0,001	0,2104
2021	402.100	68,1	1,0336	0,033	72	0,001	0,2000

TASA MORT(B)	0,0055
--------------	--------

**Fuente:** Elaboración propia.

Este es el caso de no aplicar ninguna medida al respecto, y la diferencia que posee está en la tasa de crecimiento de las concentraciones de  $MP_{10}$ , ya que se realiza un cálculo diferente (Gómez *et al.*, 2009) y no se establece un umbral objetivo para el año 2021. Las tasas que se utilizan son positivas, por lo que las concentraciones van aumentando cada año (debido al aumento natural de la población), hasta llegar el año 2021 a  $68,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $MP_{10}$ .

Se utiliza el umbral de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $MP_{10}$  sólo para el cálculo de RR, y la elección de éste es por ser un valor medio.

El  $\beta$  es el más alto, ya que el impacto que genera el  $MP_{10}$  en la variación de la mortalidad aumentará con los años y el punto de partida es de elevada concentración.

Con la concentración del año 2011 de  $MP_{10}$ , la cantidad de muertes prematuras anuales en el caso de no aplicar ninguna medida es de 55 personas, al igual que con el umbral de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (como es lógico), lo que representa un 0,024% de la población de estas zonas en el año 2011.

A continuación se presenta la tabla 4.7 de resumen, con el número de casos de muertes prematuras debido a todas las causas de exposición a corto plazo a  $MP_{10}$ , para cada umbral establecido, desde el año 2011 hasta el 2021.

**Tabla 4.7.** Resumen de muertes prematuras para cada umbral, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

AÑO	(E) 50 µg/m <sup>3</sup>	(E) 35 µg/m <sup>3</sup>	(E) 20 µg/m <sup>3</sup>	(E) S/M
*2011	*28	*55	*82	*55
2012	25	49	71	59
2013	23	43	60	60
2014	20	37	50	62
2015	17	31	33	64
2016	14	26	26	65
2017	12	16	20	66
2018	9	12	14	68
2019	6	8	7	69
2020	3	4	3	71
2021	0	0	0	72

**Fuente:** Elaboración propia.

Se puede observar en la tabla la evolución que tienen las estimaciones de muertes prematuras por MP<sub>10</sub> a corto plazo, para cada umbral a través de los años. El caso crítico de no realizar ninguna medida presenta un aumento en la cantidad de muertes, algo esperable y que nos demuestra la importancia de aplicar medidas a corto plazo para la exposición a MP<sub>10</sub>.

En los demás se ve que cada umbral tiene diferente cantidad de muertes iniciales el año 2011, siendo mayor en el caso del menor umbral (como es lógico, pues se asume que niveles relativamente bajos de MP<sub>10</sub> tienen efectos dañinos en la salud), 20 µg/m<sup>3</sup> de MP<sub>10</sub>, esto debido a que la diferencia entre la concentración actual de MP<sub>10</sub> y el umbral objetivo es muy grande, por lo que se están produciendo muchas más muertes prematuras ese año de las que deberían si se cumpliera la concentración objetivo. Lo contrario pasa en el umbral más alto, de 50 µg/m<sup>3</sup> de MP<sub>10</sub>, donde la cantidad de muertes prematuras en el año 2011 no son tantas como el caso anterior, ya que la diferencia entre la concentración actual de MP<sub>10</sub> y el umbral objetivo es mucho menor.

Para el caso del umbral de 35 y 20 µg/m<sup>3</sup> de MP<sub>10</sub>, se utilizaron betas diferentes, esto es debido al menor umbral establecido, donde el riesgo que tiene la población va disminuyendo con el tiempo, por lo que se aplica un beta menor luego de algunos años. Las tablas se encuentran en Anexo A.

En el caso del umbral de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$  y el de no hacer nada al respecto, tienen la misma cantidad de muertes prematuras el año 2011, como es lógico, ya que se utilizó el mismo umbral para el cálculo del RR. Pero en caso de no aplicar medida, no se llega al umbral el año 2021, ya que posee una tasa de crecimiento positiva, a diferencia de todos los casos anteriores, por lo que hay que considerar que las estimaciones de los siguientes años para la cantidad de muertes prematuras es diferente para ambos casos.

El resumen de la importancia relativa de las muertes estimadas por estos problemas de contaminación aparece en la siguiente tabla 4.8:

**Tabla 4.8.** Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral en 2011, por todas las causas de exposición de corto plazo a  $\text{MP}_{10}$ .

Umbral ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	% Muertes año 2011 (E/P)
50	0,008%
35	0,016%
20	0,024%
S/M	0,016%

**Fuente:** Elaboración propia.

Se realizó el cálculo del porcentaje de muertes prematuras al año 2011 por  $\text{MP}_{10}$  a corto plazo en relación a la población expuesta ese año, para cada umbral establecido. Los resultados fueron 0,008% para el umbral de  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ , 0,016% para el de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ , 0,024% para el de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ , y 0,016% en el caso de no aplicar ninguna medida al respecto, al igual que en el umbral de  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ , como se comentó. Los valores que resultan en el caso del umbral mayor ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ ) son menores que en el caso de la norma establecida por la OMS ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{10}$ ), esto es debido a lo que se explicó anteriormente, sobre la diferencia entre la concentración actual de  $\text{MP}_{10}$  y el umbral objetivo.

**4.1.4. b) Número de casos de muertes prematuras (cardiopulmonar y cáncer pulmonar) por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para la población mayor a 30 años.**

En este caso, como se comentó arriba, los umbrales utilizados fueron 20, 15, 10 µg/m<sup>3</sup> de MP<sub>2,5</sub>, y el caso de (S/M). La población expuesta es la mayor a 30 años (P>30) (50%). Además, los (β) fueron diferentes para los casos de mortalidad por causas (E1) y por (E2). Para (E1), los (β) utilizados fueron 0,01464 (alto), 0,00893 (medio), y 0,00322 (bajo). En el caso (E2) fueron 0,02102 (alto), 0,01267 (medio), y 0,00432 (bajo).

De los valores de (β) se puede observar que el impacto que genera el MP<sub>2,5</sub> a largo plazo en las variaciones de la mortalidad son diferentes según la causa de mortalidad, (E1) y (E2) siendo mayor en el cáncer pulmonar.

**Tabla 4.9.** Muertes prematuras con Umbral de 20 µg/m<sup>3</sup> para Causa (E1), por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP <sub>2,5</sub>	RR	FA	E1	BETA
2011	339.953	169.977	47,6	1,4979	0,332	311	0,01464
2012	346.230	173.115	43,6	1,4137	0,293	279	0,01464
2013	352.624	176.312	40,0	1,3407	0,254	246	0,01464
2014	359.139	179.570	36,7	1,2770	0,217	214	0,01464
2015	365.777	182.889	33,7	1,2213	0,181	182	0,01464
2016	371.694	185.847	30,9	1,1724	0,147	150	0,01464
2017	377.709	188.854	28,3	1,1292	0,114	119	0,01464
2018	383.825	191.912	26,0	1,0911	0,083	88	0,01464
2019	390.043	195.021	23,8	1,0572	0,054	58	0,01464
2020	396.365	198.182	21,8	1,0271	0,026	29	0,01464
2021	402.100	201.050	20,0	1,0002	0,000	0	0,01464

TASA CREC	-8,3
TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia.

**Tabla 4.10.** Muertes prematuras con Umbral de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E2), por exposición de largo plazo a  $\text{MP}_{2,5}$ , para ( $P > 30$ ).

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	$\text{MP}_{2,5}$	RR	FA	E2	BETA
2011	339.953	169.977	47,6	1,7863	0,440	412	0,02102
2012	346.230	173.115	43,6	1,6440	0,392	373	0,02102
2013	352.624	176.312	40,0	1,5234	0,344	333	0,02102
2014	359.139	179.570	36,7	1,4207	0,296	292	0,02102
2015	365.777	182.889	33,7	1,3325	0,250	251	0,02102
2016	371.694	185.847	30,9	1,2565	0,204	209	0,02102
2017	377.709	188.854	28,3	1,1907	0,160	166	0,02102
2018	383.825	191.912	26,0	1,1333	0,118	124	0,02102
2019	390.043	195.021	23,8	1,0831	0,077	82	0,02102
2020	396.365	198.182	21,8	1,0391	0,038	41	0,02102
2021	402.100	201.050	20,0	1,0003	0,000	0	0,02102

TASA CREC	-8,3
TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia.

Las tablas muestran las estimaciones realizadas para el umbral  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{2,5}$ , la norma primaria de calidad ambiental para material particulado fino respirable en Chile, para el caso E1 y E2 por exposición a  $\text{MP}_{2,5}$  a largo plazo, para  $P > 30$ .

Los datos de la población fueron obtenidos de Gómez *et al.* (2009), pero en este caso se necesita la población mayor a 30 años, por lo que según la CASEN de 2009, se encontró que era aproximadamente un 50% de la población actual, realizando todos los cálculos siguientes sólo con la población expuesta (50%).

La tasa de crecimiento (decrecimiento) de las concentraciones anuales de  $\text{MP}_{2,5}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) que se calculó fue de -8,3% en ambos casos, E1 y E2, para poder llegar al umbral de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de  $\text{MP}_{2,5}$  en el año 2021 con cero muertos.

Como en el caso anterior, se utilizó un beta alto para el umbral de la norma primaria de Chile, pero aquí cada uno posee valores diferentes, 0,01464 para E1 y 0,02102 para E2.

La tasa de mortalidad (B) es igual para todos los casos estudiados, 0,0055 por persona (5,5 por cada 1.000 personas).según el Ministerio de Salud.

Teniendo estos datos, se aplican las fórmulas de RR, FA, E para cada caso, desde el año 2011 hasta el 2021.

Con la concentración del año 2011 de MP<sub>2,5</sub>, la cantidad de muertes prematuras anuales en el umbral de 20 µg/m<sup>3</sup>, es de 311 para E1 y 412 para E2, lo que representa un 0,091% y un 0,121%, respectivamente, para la población expuesta en el año 2011.

**Tabla 4.11.** Muertes prematuras Sin aplicar Umbral para Causa (E1), por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP <sub>2,5</sub>	RR	FA	E1	BETA	TASA CREC
2011	339.953	169.977	47,6	1,6117	0,380	355	0,01464	
2012	346.230	173.115	48,5	1,6321	0,387	369	0,01464	1,8119
2013	352.624	176.312	48,7	1,6372	0,389	377	0,01464	0,4352
2014	359.139	179.570	48,9	1,6424	0,391	386	0,01464	0,4478
2015	365.777	182.889	49,1	1,6478	0,393	395	0,01464	0,4606
2016	371.694	185.847	49,2	1,6506	0,394	403	0,01464	0,2343
2017	377.709	188.854	49,4	1,6535	0,395	411	0,01464	0,2410
2018	383.825	191.912	49,5	1,6565	0,396	418	0,01464	0,2479
2019	390.043	195.021	49,6	1,6592	0,397	426	0,01464	0,2267
2020	396.365	198.182	49,7	1,6617	0,398	434	0,01464	0,2104
2021	402.100	201.050	49,8	1,6641	0,399	441	0,01464	0,2000

TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia.

**Tabla 4.12.** Muertes prematuras Sin aplicar Umbral para Causa (E2), por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP <sub>2,5</sub>	RR	FA	E2	BETA	TASA CREC
2011	339.953	169.977	47,6	1,9843	0,496	464	0,02102	
2012	346.230	173.115	48,5	2,0206	0,505	481	0,02102	1,8119
2013	352.624	176.312	48,7	2,0295	0,507	492	0,02102	0,4352
2014	359.139	179.570	48,9	2,0389	0,510	503	0,02102	0,4478
2015	365.777	182.889	49,1	2,0485	0,512	515	0,02102	0,4606
2016	371.694	185.847	49,2	2,0535	0,513	524	0,02102	0,2343
2017	377.709	188.854	49,4	2,0586	0,514	534	0,02102	0,2410
2018	383.825	191.912	49,5	2,0639	0,515	544	0,02102	0,2479
2019	390.043	195.021	49,6	2,0688	0,517	554	0,02102	0,2267
2020	396.365	198.182	49,7	2,0733	0,518	564	0,02102	0,2104
2021	402.100	201.050	49,8	2,0777	0,519	574	0,02102	0,2000

TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia.

Al igual que el caso de no aplicar ninguna medida para MP<sub>10</sub>, la diferencia que posee está en la tasa de crecimiento de las concentraciones de MP<sub>2,5</sub>, ya que el cálculo es diferente (toma en cuenta el crecimiento natural de la población), según Gómez *et al.* (2009), y tampoco se establece un umbral objetivo para el año 2021. Las tasas de crecimiento son positivas, por lo que las concentraciones van aumentando cada año, hasta llegar el año 2021 a 49,8 µg/m<sup>3</sup> de MP<sub>2,5</sub>.

El umbral de 15 µg/m<sup>3</sup> de MP<sub>2,5</sub> sólo se utiliza para el cálculo del RR, y se elige por ser un valor medio.

El β es el más alto también, debido al gran impacto que tendrá el MP<sub>2,5</sub> en la variación de la mortalidad con los años por el hecho de no implementar medida alguna.

Debido a lo anterior, con la concentración del año 2011 de  $MP_{2,5}$ , la cantidad de muertes prematuras anuales en el caso de no aplicar ninguna medida es de 355 para E1 y 464 para E2, lo que representa un 0,104% y un 0,136%, respectivamente para la población expuesta el año 2011. A continuación se presenta la tabla de resumen 4.13, con el número de casos de mortalidad prematura (E1y E2) atribuida a la exposición a largo plazo a  $MP_{2,5}$ , para la población mayor de 30 años:

**Tabla 4.13.** Resumen muertes prematuras para cada umbral por causa E1, atribuida a la exposición de largo plazo a  $MP_{2,5}$  para ( $P>30$ ).

AÑO	(E1) 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(E1) 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(E1) 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(E1) S/M
*2011	*311	*355	*396	*355
2012	279	315	345	369
2013	246	275	296	377
2014	214	236	249	386
2015	182	198	130	395
2016	150	102	102	403
2017	119	79	77	411
2018	88	57	55	418
2019	58	37	13	426
2020	29	18	6	434
2021	0	0	0	441

**Fuente:** Elaboración propia.

Se puede observar en la tabla la evolución que tienen las estimaciones de muertes prematuras por  $MP_{2,5}$  a largo plazo para ( $P>30$ ), en cada umbral establecido desde el año 2011 hasta el 2021 para la causa E1. Como en el caso anterior, se observa una gran diferencia entre los resultados de no realizar ninguna medida y aplicar umbrales objetivos, esto debido a las tasas de crecimiento que posee cada caso.

Cada umbral tiene diferente cantidad de muertes en el año 2011, siendo mayor en el caso del umbral de  $10\mu\text{g}/\text{m}^3$  y lo contrario en el umbral de  $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Además, en el umbral de  $15\mu\text{g}/\text{m}^3$  y al no hacer nada al respecto, poseen la misma cantidad de muertes prematuras el primer año, por que se utilizó el mismo umbral para el cálculo del RR en ambos casos. A pesar de esto, se

diferencian en la tasa de crecimiento, y hay que tener en cuenta que las estimaciones para los siguientes años son diferentes en ambos casos.

**Tabla 4.14.** Resumen muertes prematuras para cada umbral por causa E2, atribuida a la exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub> para (P>30).

AÑO	(E2) 20 µg/m <sup>3</sup>	(E2) 15 µg/m <sup>3</sup>	(E2) 10 µg/m <sup>3</sup>	(E2) S/M
*2011	*412	*464	*511	*464
2012	373	417	453	481
2013	333	369	394	492
2014	292	321	336	503
2015	251	272	179	515
2016	209	141	142	524
2017	166	110	108	534
2018	124	80	77	544
2019	82	52	17	554
2020	41	25	8	564
2021	0	0	0	574

**Fuente:** Elaboración propia.

En este caso, la diferencia se encuentra en los β utilizados, por lo que las estimaciones para las cantidades de muertes prematuras por MP<sub>2,5</sub> a largo plazo son mayores para el caso E2.

El resumen de la importancia relativa de las muertes estimadas por estos problemas de contaminación aparece en la siguiente tabla 4.15:

**Tabla 4.15.** Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral al año 2011 por causa E1, debido a MP<sub>2,5</sub> a largo plazo para la (P>30).

Umbral (µg/m <sup>3</sup> )	% Muertes año 2011 (E1/P)
20	0,091%
15	0,104%
10	0,116%
S/M	0,104%

**Fuente:** Elaboración propia.

**Tabla 4.16.** Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral al año 2011 por causa E2, debido a MP<sub>2,5</sub> a largo plazo para la (P>30).

Umbral (µg/m <sup>3</sup> )	% Muertes año 2011 (E2/P)
20	0,121%
15	0,136%
10	0,150%
S/M	0,136%

**Fuente:** Elaboración propia.

**Tabla 4.17.** Porcentaje de muertes prematuras con cada umbral al año 2011 por causa (E1) y (E2) debido a MP<sub>2,5</sub> a largo plazo para toda la población.

Umbral (µg/m <sup>3</sup> )	% de muertes al año 2011 (E1/P)+(E2/P) /2
20	<b>0,106%</b>
15	<b>0,120%</b>
10	<b>0,133%</b>
S/M	<b>0,120%</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

Se realizan cálculos del porcentaje de muertes al año 2011 por MP<sub>2,5</sub> a largo plazo para cada caso por separado (E1) y (E2) sólo para (P>30), luego se sumaron y se dividieron en dos, para así obtener el porcentaje de muertes prematuras por MP<sub>2,5</sub> a largo plazo por ambas causas E1 y E2 de toda la población.

Los resultados de S/M y el umbral de 15 µg/m<sup>3</sup> son iguales, ya que se utilizó el mismo valor de umbral para calcular el RR.

Se observa que mientras el umbral es mas estricto, el porcentaje de muertes es mayor, ya que mueren más personas de las que la norma postula o quisiera. Pero, en general los porcentajes no son tan grandes en comparación a la población total, ya que hay que recordar que las causas que se estudiaron son debido a la exposición de MP<sub>10</sub> a corto plazo.

## 4.2. Aspecto Monetario: Valoración de la vida

### 4.2.1. Antecedentes

La necesidad de valorar la vida surge de la creación de planes desarrollados por el gobierno para proteger la vida de las personas, ya sea a través de la creación de carreteras, sistemas para reducir accidentes, o planes de descontaminación ambiental, como en nuestro caso, específicamente el PDA de Temuco y Padre Las Casas, explicado anteriormente.

La discusión que se tiene con respecto a valorar la vida es bastante compleja, como se mencionó anteriormente, ya que algunos pueden creer que la vida no tiene precio y otros que posee un valor infinito, lo cual no es de ayuda para la evaluación costo-beneficio que se requiere para desarrollar mejor los planes que protegen vidas.

Debido a lo anterior, es necesario un valor aproximado de la vida estadística para estos casos, por lo que se realizó una búsqueda de valores en la literatura y en sistemas donde los utilizan, sobre todo en el contexto chileno, como en los seguros de vida, los sistemas de previsión de salud, el sistema judicial, el Ministerio de Desarrollo Social (ex Ministerio de Planificación), etc., para saber si tenían valores útiles para nuestras estimaciones.

Se seleccionaron algunos valores de estudios desarrollados en Chile, calculados a través de tres métodos diferentes: Capital Humano (CH), Precios Hedónicos (PH), y Valoración Contingente (VC), explicados en el marco teórico. Todos los valores obtenidos se debieron transformar a Dólares de Estados Unidos al año 2011, para las comunas de Temuco y Padre las Casas, con datos de la CASEN Y PNUD para su cálculo.

Para la transformación, se utilizaron diferentes datos, como el Ingreso per cápita de Chile del año 2011, USD 13.500 a PPA (fuente PNUD). Según la CASEN, la proporción que posee Temuco y Padre las Casas con respecto al promedio de Chile, es un 83,82%, por lo que el Ingreso per cápita de Temuco y Padre las Casas el año 2011 son USD **11.315,7** a PAA (fuente CASEN y PNUD).

Como la mayoría de los valores de la vida encontrados tienen su origen en Santiago, es necesario tener el ingreso per cápita de la capital del país, el cual es un 33% mayor al de Chile (CASEN, PNUD), lo que resulta en un Ingreso per cápita de Santiago de Chile en el año 2011 de USD 17.955 a PPA (Paridad del Poder Adquisitivo).

Estos valores se utilizan para transformar los valores de la Vida encontrados (de Santiago) para Temuco y Padre las Casas.

La fórmula utilizada se describe a continuación:

$$VVED = VVEO * (PIBD / PIBO) ^ n \quad (4.5)$$

Donde:

VVE D = Valor de la Vida Estadística en lugar de Destino en USD a PPA

VVE O = Valor de la Vida Estadística en lugar de Origen en USD a PPA

PIB D = Ingreso per cápita de lugar de Destino en USD a PPA

PIB O = Ingreso per cápita lugar de Origen en USD a PPA

n = elasticidad ingreso de la demanda para la salud

(En nuestro caso se asumirá que es igual a 1).

A continuación se presentan los valores y explica el proceso de transformación para cada uno.

El primero se encontró en un estudio del Ministerio de Desarrollo Social (ex Ministerio de Planificación) (MIDEPLAN, 2011), en el cual se calcula el valor de la vida a través del método de Capital Humano (CH). Las estimaciones arrojaron un valor de \$67.211.969, en pesos del año 2010. Esto se divide en el valor de la UF del mismo año (\$21.171,8) y se obtiene el valor de la vida en UF, 3.175, luego se multiplica por la UF del 2011 (\$21.846), resultando en un valor del la vida de \$69.353.490 pesos al 2011, transformados finalmente a dólares al año 2011 (según tipo de cambio promedio de 483,36 pesos chilenos por dólar de Estados Unidos), dando un valor final de USD 143.482. En resumen:

$$\text{\$ } 67.211.969 / \text{\$ } 21.171,8 = 3.175 \text{ UF}$$

$$3.175 \text{ UF} * \text{\$ } 21.846 = \text{\$ } 69.353.490$$

$$\text{\$ } 69.353.490 / \text{\$ } 483,36 = \text{USD } 143.482 \text{ (CH)}$$

Hay que recordar que el CH es un método que posee ciertas fallas, ya que mide lo que deja de producir una persona, por lo que excluye a personas muy jóvenes y de mayor edad que no trabajan, resultando por lo tanto, en uno de los valores más bajos de la vida. En este caso, se utiliza el valor sin transformarlo a Temuco y Padre as Casas, ya que es un valor calculado para todos los chilenos que trabajan en general. Además no considera el valor de la vida según las percepciones de las personas y la DAP, lo que podría resultar en un valor más alto.

El segundo valor, es de un estudio de la Universidad Católica de Chile (Rizzi, 2005) sobre accidentes de tránsito, utilizando el método de Precios Hedónicos (PH), donde se calcula cuánto está dispuesto a pagar una persona por reducir el riesgo de accidentes, representando el valor de reducir el riesgo (VRR) o el que se asigna a la seguridad, y por ende a salvar una vida. El valor de la Vida Estadística recomendado por los autores es de \$ 142,5 millones de pesos a Enero del año 2000 para la ciudad de Santiago de Chile, por lo que debe transformarse. Primero, los \$ 142,5 millones de pesos se llevan a UF del año 2000 (\$15.408,87), resultando el Valor de la Vida Estadística en 9247,9 UF, lo que se multiplica por el valor de la UF al año 2011 (\$21.846,38), es igual a \$202.033.579 en pesos del año 2011. Esto debe llevarse a dólares del 2011 (USD) (por tipo de cambio de 483,36 pesos chilenos por dólar de Estados Unidos), por lo que el valor se divide en el precio del dólar, llegando a USD 417.977. Pero además, hay que transformarlo a dólares a PPA para Temuco y Padre las Casas, a través del coeficiente entre el PIB de cada zona urbana, (0,630) respecto a Santiago de Chile. Finalmente, se obtiene el Valor de la Vida Estadística en dólares a PPA al año 2011 de Temuco y Padre las Casas, USD 263.420. En resumen, los cálculos son los siguientes:

$$\text{\$ } 142.500.000 / \text{\$ } 15.408,87 = 9247,9 \text{ UF}$$

$$9247,9 \text{ UF} * \text{\$ } 21.846,38 = \text{\$ } 202.033.579$$

$$\text{\$ } 202.033.579 / \text{\$ } 483,36 = \text{USD } 417.977$$

$$\text{USD } 417.977 * 0,630 = \text{USD } 263.420 \text{ (PH)}$$

El tercer valor que se utiliza, es de una investigación de Cifuentes (2000), calculado a través del método de Valoración Contingente (VC), USD 634.000 del año 2000, por lo que se debe calcular en dólares del 2011. Para esto se utilizó el IPC de Estados Unidos del año 2000 y del 2011, calculando su tasa de crecimiento (30,6%) y multiplicándola por los USD 634.000, con lo que se obtiene el Valor de la Vida Estadística en dólares para el año 2011, USD 828.029. Este valor debe adaptarse a los casos de Temuco y Padre las Casas, multiplicándose con el coeficiente de los PIB de las comunas, (0,630). El valor final del Valor de la vida estadística es de USD 521.845 a PPA al año 2011 para Temuco y Padre las Casas.

$$\text{USD } 634.000 * 1,306 = \text{USD } 828.029$$

$$\text{USD } 828.029 * 0,630 = \text{USD } \mathbf{521.845 \text{ (VE)}}$$

Desde aquí, se puede observar la diferencia que existe entre cada valor calculado, siendo el menor el obtenido por el método de Capital Humano, luego el de Precios Hedónicos, y finalmente, a través del método de Valoración Contingente, reflejándose posteriormente en las estimaciones anuales que se realizan en cada umbral.

Además, se acudió a otras fuentes donde le otorgan un valor a la vida de las personas en caso de morir, esto fue para tener otras fuentes de datos utilizadas en el país para el valor de la vida.

Para esto, se investiga sobre las ISAPRE (Instituciones de Salud Previsional), los Seguros de Vida, y las indemnizaciones que entregan los sistemas judiciales en caso de muerte.

En el caso de las ISAPRES (Instituciones de Salud Previsional), según su funcionamiento, “las personas afiliadas (cotizantes y sus beneficiarios) obtienen coberturas de acuerdo al plan de salud contratado, a través de un aporte mensual definido por la cotización legal obligatoria del 7%, o una superior a ella convenida en forma voluntaria, esta cobertura varía según las preferencias del consumidor (demanda efectiva) y van relacionadas a la calidad de servicio entregada” (Buenastareas.com, 2010).

Las compañías de seguro de vida, utilizan una tabla de mortalidad como base para los costos máximos garantizados de la póliza, lo cuales están basados en la probabilidad de muerte de una persona. Las tarifas en la Tabla de Mortalidad varían de acuerdo a la edad, sexo y si la persona fuma o no, y la mayoría de las pólizas también. Además, la compañía realizará una Evaluación de Riesgo, donde evaluará, dentro de ciertos límites, su salud, ocupación y estilo de vida para así asignar una categoría de riesgo (Berenstein, 2007).

Según los valores de mercado encontrados, las indemnizaciones entregadas por las compañías de seguros en caso de fallecimiento llegan hasta 6.000 UF por muerte accidental (Banco estado).

Finalmente, en el caso del sistema judicial chileno, han sido muchos los casos de indemnizaciones, que se realizan según las negociaciones y cada situación en particular, las cuales se realizan a través de una valoración *ex post* (después de fallecer), por lo que pueden llegar a ser valores muy altos.

Algunos ejemplos son:

- USD 20.000 debido a muerte por tsunami en Chile el año 2010 (Aol noticias.cl, 2011).
- Indemnización de 150 millones de pesos a los padres de una bebé fallecida, por no detectarse a tiempo su enfermedad (Bío-Bío Chile.cl, 2011).
- A las víctimas del accidente que en mayo del año 2006 costara la vida a 26 personas en el río Tinguiririca, los montos oscilan entre uno y 20 millones de pesos, según la capacidad de negociación que tuvo cada persona y en la situación en la que se encontraban (La Nación.cl, 2007).

Como se ve, los valores que se utilizan en el caso de Seguros de Vida, ISAPRES e indemnizaciones judiciales varían según la situación y otros factores de la persona (como edad, sexo y hábitos), por lo que no es un buen referente para ser el Valor de la Vida Estadística que se busca en este caso.

#### 4.2.2. Aplicación del método

Teniendo el Valor de la Vida Estadística en Temuco y Padre las Casas, según los tres métodos mencionados, USD 143.482 (CH), USD 263.420 (PH) y USD 521.845 (VC), se realiza la valoración de los Beneficios por Vidas Salvadas (BVS), utilizando la variación anual de las muertes prematuras calculadas anteriormente, esto se realiza para todas las causas de muerte por MP<sub>10</sub> a corto plazo (E), y para Causas Cardiorrespiratorias (E1) y Cáncer pulmonar (E2) por MP<sub>2,5</sub> a largo plazo. En el caso de no aplicar umbral (S/U), se calcula el Costo por Vidas Pérdidas (CVP), ya que la cantidad de muertes prematuras va aumentando con los años, a diferencia de aplicar umbrales.

El procedimiento tiene varios pasos, el primero es calcular la variación de las muertes prematuras de un año a otro, a partir del año 2012 hasta el año 2021, lo que se realiza de la siguiente forma:

Ej: Variación muertes año 2012 = (E) 2012 – (E) 2011

Este número representa la cantidad de muertes prematuras que podrían ser evitadas, o la cantidad de vidas salvadas si se cumplieran con las normas o umbrales establecidos en un período pre establecido.

Luego de calcular esta cantidad se realiza la valorización de los Beneficios por Vidas Salvadas (BVS), multiplicando el número de muertes evitadas (Variación de muertes prematuras) por los valores de la Vida Estadística estimados para Temuco y Padre las Casas a través de los tres métodos, obteniendo así los valores anuales de las vidas salvadas, para cada caso.

Finalmente, los valores estimados en cada umbral y con cada valor, tanto para MP<sub>10</sub> como para MP<sub>2,5</sub>, desde el año 2012 hasta el año 2021, se llevan a valor actual con la fórmula del VAN (Valor Actual Neto).

Para el cálculo del VAN, se usa la Tasa Social de Descuento (TSD), tasa que se emplea en la Evaluación Social de Proyectos, y refleja el costo real para la sociedad de utilizar una unidad adicional de capital en un proyecto, además de convertir los flujos futuros de beneficios y costos sociales de un proyecto, en valor presente (Cartes). La Tasa elegida es de un 6%, la cual se obtuvo del estudio desarrollado por MIDEPLAN (2010).

#### 4.2.3. Resultados Valoración

En esta sección se muestran los resultados obtenidos en la Valorización de Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) por aplicar umbrales al año 2021, y Costo por Vidas Pérdidas por no aplicar ninguna norma (CVP), con cada valor elegido, esto se realizará para el caso de MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub>, a corto y largo plazo, para E, E1 y E2 en la población de Temuco y Padre las Casas. Además se calcula el VAN, para cada valor utilizado.

A continuación, se expondrán a modo de ejemplo y explicación del proceso, las tablas del mayor umbral y Sin umbral para el cálculo de BVS y CVP, para el caso de MP<sub>10</sub> y MP<sub>2,5</sub>, además de un resumen con los VAN obtenidos en todos los casos estudiados. El resto de las tablas se encontrarán en los “Anexos”.

Los datos utilizados fueron:

- Valor de la Vida Estadística en Temuco y Padre Las Casas, según los tres métodos: USD 143.482 (CH), USD 263.420 (PH) y USD 521.845 (VC), (Todos en Dólares del 2011 a PPA)
- Tasa Social de descuento (TSD): 6%

**4.2.3. a) Valoración de BVS y CVP debido a la aplicación y no aplicación de normas ambientales, para todas las causas de exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.**

**Tabla 4.18.** BVS con Umbral 50 µg/m<sup>3</sup>, para todas las causas de exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

AÑO	(E) 50 µg/m <sup>3</sup>	Variación (E)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	28				
2012	25	3	USD 382.219	USD 701.720	USD 1.390.134
2013	23	3	USD 386.338	USD 709.282	USD 1.405.114
2014	20	3	USD 390.540	USD 716.996	USD 1.420.397
2015	17	3	USD 394.828	USD 724.868	USD 1.435.991
2016	14	3	USD 403.902	USD 741.528	USD 1.468.996
2017	12	3	USD 406.523	USD 746.339	USD 1.478.526
2018	9	3	USD 409.213	USD 751.278	USD 1.488.311
2019	6	3	USD 411.975	USD 756.349	USD 1.498.356
2020	3	3	USD 414.811	USD 761.555	USD 1.508.669
2021	0	3	USD 417.726	USD 766.906	USD 1.519.271

VAN (CH)	<b>USD 2.942.881</b>
VAN (PH)	<b>USD 5.402.864</b>
VAN (VC)	<b>USD 10.703.278</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

Como se aprecia en la tabla, los valores obtenidos son muy diferentes según el método desarrollado, como se mencionó anteriormente. El VAN calculado con (VC) es casi el doble que el VAN del (PH), y éste casi el doble que el VAN (CH), mostrando lo heterogéneo que son los Valores de la Vida Estadística que existen en la literatura.

En general los valores sobrepasan los USD 2.900.000, pero hay que recordar que estos valores representa sólo el Valor actual de los BVS en esos años por efectos de corto plazo, gracias a la aplicación del umbral seleccionado. Además, sólo representa el efecto de mortalidad que posee el Material Particulado, sin incluir los beneficios generados por ahorro en morbilidad.

Los valores estimados en esta investigación para cada umbral, pueden ser útiles como referencia de Beneficios en relación a los costos que posee el PDA, que son de USD 29,1 millones (CENMA, 2007), pero siempre teniendo en cuenta que sólo se estiman efectos de mortalidad, y en este caso a corto plazo.

A continuación se muestran los resultados en el caso de que no se apliquen políticas de reducción de la contaminación:

**Tabla 4.19.** CVP por no aplicar Umbral, para todas las causas de exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

AÑO	(E) S/U	CVP (CH)	CVP (PH)	CVP (VC)
2011	55	USD 7.954.745	USD 14.604.194	USD 28.931.461
2012	59	USD 8.414.145	USD 15.447.610	USD 30.602.301
2013	60	USD 8.647.330	USD 15.875.717	USD 31.450.397
2014	62	USD 8.888.937	USD 16.319.286	USD 32.329.124
2015	64	USD 9.139.338	USD 16.778.999	USD 33.239.832
2016	65	USD 9.331.857	USD 17.132.448	USD 33.940.029
2017	66	USD 9.529.699	USD 17.495.667	USD 34.659.578
2018	68	USD 9.733.053	USD 17.869.007	USD 35.399.180
2019	69	USD 9.936.427	USD 18.242.382	USD 36.138.850
2020	71	USD 10.140.679	USD 18.617.372	USD 36.881.719
2021	72	USD 10.329.138	USD 18.963.365	USD 37.567.145

VAN (CH)	<b>USD 72.131.958</b>
VAN (PH)	<b>USD 132.427.763</b>
VAN (VC)	<b>USD 262.344.416</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

Para este caso, S/U para el año 2021, se realiza un cálculo diferente a los casos de utilizar una norma. Aquí no se calcula la variación de muertes anuales, y el total de muertes prematuras representan el CVP, expresando el costo para la sociedad que tendría no aplicar el PDA en las comunas, por supuesto, sólo en el caso de mortalidad a corto plazo.

A continuación un resumen de los VAN obtenidos de los BVS por la aplicación de los diferentes umbrales.

**Tabla 4.20.** Resumen de los VAN de BVS para cada umbral, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

	<b>VAN (CH)</b>	<b>VAN (PH)</b>	<b>VAN (VC)</b>
<b>50 µg/m<sup>3</sup></b>	USD 2.942.881	USD 5.402.864	USD 10.703.278
<b>35 µg/m<sup>3</sup></b>	USD 5.993.621	USD 11.003.748	USD 21.798.842
<b>20 µg/m<sup>3</sup></b>	USD 9.238.391	USD 16.960.851	USD 33.600.089

**Fuente:** Elaboración Propia

En esta tabla se resume los VAN obtenidos en cada umbral y con cada valor diferente (CH, PH y VC). Entre 50 µg/m<sup>3</sup> y 35 µg/m<sup>3</sup> hay una diferencia de casi el doble, la cual va teniendo una magnitud mayor según el método de valoración aplicado (CH, PH y VC), pero la diferencia entre 35 µg/m<sup>3</sup> y 20 µg/m<sup>3</sup> es menor, ya que debemos recordar el cambio de betas y el efecto que posee con los años, donde el impacto de MP<sub>10</sub> en la variación de la mortalidad es cada vez menor.

**Tabla 4.21.** Resumen de los VAN de CVP para cada umbral, debido a todas las causas atribuidas a la exposición de corto plazo a MP<sub>10</sub>.

	<b>VAN (CH)</b>	<b>VAN (PH)</b>	<b>VAN (VC)</b>
<b>Sin Umbral</b>	USD 72.131.958	USD 132.427.763	USD 262.344.416

**Fuente:** Elaboración Propia

Se observa el gran CVP que se obtiene al no aplicar umbral, calculado directamente con las muertes prematuras, recordando que sólo comprende el efecto de mortalidad, y no incluye costos por enfermedades, siendo el real mucho mayor de lo estimado. Podemos ver el efecto, por lo tanto, del costo que provocaría a la sociedad no aplicar ninguna norma, y no desarrollar planes de descontaminación, demostrando la importancia que tienen éstos para la salud y vida de la población.

**4.2.3. b) BVS por la aplicación y CVP por la no aplicación de normas ambientales, por causas E1 y E2, debido a la exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).**

**Tabla 4.22.** BVS con Umbral de 20 µg/m<sup>3</sup> para Causa E1, por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub> para (P>30).

AÑO	(E1) 20 µg/m <sup>3</sup>	Variación (E1)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	311				
2012	279	32	USD 4.591.424	USD 8.429.440	USD 16.699.040
2013	246	33	USD 4.734.906	USD 8.692.860	USD 17.220.885
2014	214	32	USD 4.591.424	USD 8.429.440	USD 16.699.040
2015	182	32	USD 4.591.424	USD 8.429.440	USD 16.699.040
2016	150	32	USD 4.591.424	USD 8.429.440	USD 16.699.040
2017	119	31	USD 4.447.942	USD 8.166.020	USD 16.177.195
2018	88	31	USD 4.447.942	USD 8.166.020	USD 16.177.195
2019	58	30	USD 4.304.460	USD 7.902.600	USD 15.655.350
2020	29	29	USD 4.160.978	USD 7.639.180	USD 15.133.505
2021	0	29	USD 4.160.978	USD 7.639.180	USD 15.133.505

VAN (CH)	<b>USD 33.049.222</b>
VAN (PH)	<b>USD 60.675.388</b>
VAN (VC)	<b>USD 120.200.243</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

Para el caso E1 por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub> para (P>30), el BVS, calculado a través de los tres valores elegidos, representan lo que se podría salvar anualmente en vidas si se aplicara una norma de 20 µg/m<sup>3</sup> (Norma primaria chilena). Como sabemos, cada valor es aproximadamente el doble del otro, y así lo representan a través de las estimaciones.

**Tabla 4.23.** BVS con Umbral de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa E2, por exposición de largo plazo a  $\text{MP}_{2,5}$  para ( $P>30$ ).

AÑO	(E2) 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E2)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	412				
2012	373	39	USD 5.532.264	USD 10.156.738	USD 20.120.883
2013	333	40	USD 5.708.664	USD 10.480.592	USD 20.762.449
2014	292	41	USD 5.844.736	USD 10.730.408	USD 21.257.344
2015	251	41	USD 5.942.805	USD 10.910.454	USD 21.614.022
2016	209	42	USD 6.073.906	USD 11.151.142	USD 22.090.835
2017	166	42	USD 6.077.174	USD 11.157.144	USD 22.102.724
2018	124	42	USD 6.051.875	USD 11.110.697	USD 22.010.711
2019	82	42	USD 6.001.659	USD 11.018.504	USD 21.828.074
2020	41	41	USD 5.930.109	USD 10.887.145	USD 21.567.846
2021	0	41	USD 5.840.738	USD 10.723.068	USD 21.242.803

VAN (CH)	<b>USD 43.299.180</b>
VAN (PH)	<b>USD 79.493.387</b>
VAN (VC)	<b>USD 157.479.410</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

En la tabla, se pueden observar las estimaciones de el BVS para el caso E2, y los mayores valores en comparación al caso E1, esto es debido a los diferentes betas utilizados, ya que el impacto que posee el  $\text{MP}_{2,5}$  en la variación de la mortalidad a largo plazo por E2 es mayor.

En caso de que no se apliquen políticas para descontaminar, los costos sociales son los siguientes para el caso E1:

**Tabla 4.24.** CVP por no aplicar Umbral para causa E1, por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub> para (P>30).

AÑO	(E1) S/U	CVP (CH)	CVP (PH)	CVP (VC)
2011	355	USD 50.907.957	USD 93.462.413	USD 185.152.581
2012	369	USD 52.911.371	USD 97.140.501	USD 192.439.014
2013	377	USD 54.151.406	USD 99.417.093	USD 196.949.027
2014	386	USD 55.427.634	USD 101.760.132	USD 201.590.676
2015	395	USD 56.741.352	USD 104.172.001	USD 206.368.680
2016	403	USD 57.808.933	USD 106.131.983	USD 210.251.478
2017	411	USD 58.901.160	USD 108.137.214	USD 214.223.917
2018	418	USD 60.018.766	USD 110.189.036	USD 218.288.656
2019	426	USD 61.143.527	USD 112.253.996	USD 222.379.418
2020	434	USD 62.278.485	USD 114.337.677	USD 226.507.269
2021	441	USD 63.318.430	USD 116.246.922	USD 230.289.556

VAN (CH)	<b>USD 779.916.568</b>
VAN (PH)	<b>USD 823.942.435</b>
VAN (VC)	<b>USD 1.632.261.180</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

En este caso de no aplicar umbral, se puede observar las grandes cantidades obtenidas, representando los grandes CVP para la sociedad que significaría no realizar medida alguna, esto es debido al cálculo directo realizado a todas las muertes prematuras por E1 debido a la exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub>. (Recordando que sólo representa la mortalidad, que excluye a costos por enfermedades).

Cuando se consideran las muertes por E2, los resultados son los siguientes:

**Tabla 4.25.** CVP por no aplicar Umbral para causa E2, por exposición de largo plazo a MP<sub>2,5</sub> para (P>30).

AÑO	(E2) S/U	CPV (CH)	CPV (PH)	CPV (VC)
2011	464	USD 66.537.028	USD 122.155.977	USD 241.995.618
2012	481	USD 69.002.323	USD 126.682.037	USD 250.961.915
2013	492	USD 70.581.328	USD 129.580.947	USD 256.704.765
2014	503	USD 72.204.517	USD 132.560.975	USD 262.608.314
2015	515	USD 73.873.380	USD 135.624.856	USD 268.677.979
2016	524	USD 75.241.216	USD 138.136.081	USD 273.652.810
2017	534	USD 76.639.633	USD 140.703.448	USD 278.738.862
2018	544	USD 78.069.495	USD 143.328.546	USD 283.939.280
2019	554	USD 79.509.842	USD 145.972.892	USD 289.177.829
2020	564	USD 80.964.243	USD 148.643.041	USD 294.467.496
2021	574	USD 82.295.430	USD 151.086.981	USD 299.309.034

VAN (CH)	<b>USD 1.015.234.608</b>
VAN (PH)	<b>USD 1.073.009.986</b>
VAN (VC)	<b>USD 2.125.673.434</b>

**Fuente:** Elaboración propia.

Para E2 sin umbral, ocurre lo mismo que el caso anterior, pero los valores son mayores, debido al mayor impacto que posee E2 en la variación de la mortalidad. Se puede observar las millonarias pérdidas que podría sufrir la sociedad en pérdida de vidas (CVP), llegando a montos en dólares que superan las 9 cifras. Además mencionando que estos cálculos sólo se realizan para la población mayor a 30 años, igual que los casos anteriores y para mortalidad prematura.

En resumen, los resultados de valores actuales se presentan a continuación:

**Tabla 4.26.** Resumen de los VAN de BVS para cada umbral por causa E1, atribuida a la exposición a largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

Umbral	VAN (CH)	VAN (PH)	VAN (VC)
20 µg/m <sup>3</sup>	USD 33.049.222	USD 60.675.388	USD 120.200.243
15 µg/m <sup>3</sup>	USD 39.083.775	USD 71.754.282	USD 142.147.951
10 µg/m <sup>3</sup>	USD 44.807.664	USD 82.262.826	USD 162.965.774

**Fuente:** Elaboración propia.

En esta tabla se resume los VAN obtenidos en cada umbral y con cada valor diferente (CH, PH y VC). Para este caso con MP<sub>2,5</sub>, la diferencia entre los umbrales es menor que para las estimaciones de MP<sub>10</sub>, pero en todos los casos hay una magnitud mayor de beneficios que en el caso del MP<sub>10</sub> a corto plazo.

**Tabla 4.27.** Resumen de los VAN de CVP para cada umbral por causa E1, atribuida a la exposición a largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

	<b>VAN (CH)</b>	<b>VAN (PH)</b>	<b>VAN (VC)</b>
<b>Sin Umbral</b>	USD 779.916.568	USD 823.942.435	USD 1.632.261.180

**Fuente:** Elaboración propia.

Se observa el gran CVP que se obtiene al no aplicar umbral, mostrando el costo que provocaría a la sociedad no aplicar ninguna norma, y no desarrollar planes de descontaminación, recordando que sólo comprende a los costos por muertes, y no incluye costos por enfermedades.

Para el caso de las muertes por E2, los resultados son los siguientes:

**Tabla 4.28.** Resumen de los VAN de BVS para cada umbral por causa E2, atribuida a la exposición a largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

<b>Umbral</b>	<b>VAN (CH)</b>	<b>VAN (PH)</b>	<b>VAN (VC)</b>
20 µg/m <sup>3</sup>	USD 43.299.180	USD 79.493.387	USD 157.479.410
15 µg/m <sup>3</sup>	USD 50.658.197	USD 93.003.877	USD 184.244.204
10 µg/m <sup>3</sup>	USD 57.347.800	USD 105.285.384	USD 208.574.335

**Fuente:** Elaboración propia

Para E2 sucede lo mismo que el caso anterior, pero los valores son mayores, debido al mayor coeficiente Beta utilizado.

**Tabla 4.29.** Resumen de los VAN de CVP para cada umbral por causa E2, atribuida a la exposición a largo plazo a MP<sub>2,5</sub>, para (P>30).

	<b>VAN (CH)</b>	<b>VAN (PH)</b>	<b>VAN (VC)</b>
<b>Sin Umbral</b>	USD 1.015.234.608	USD 1.073.009.986	USD 2.125.673.434

**Fuente:** Elaboración propia

También en este caso, se sobrepasan las 9 cifras en los CVP, teniendo el mayor valor de los calculados, el VAN por el método de valoración contingente.

Los resultados obtenidos, se pueden utilizar a modo de comparación con el PDA, para hacer un análisis con los BVS (beneficios obtenidos en este trabajo) y además de los CVP, que representan los costos sociales que ello implica por el exceso de muertes, a pesar de que el PDA tiene como objetivo reducciones de un 30% de MP<sub>10</sub> desde el año 2008 al 2022 por efectos de mortalidad y morbilidad.

La información que contiene el PDA, está enfocado en la disminución del MP<sub>10</sub> (30% aprox.), pero debido a la nueva norma de MP<sub>2,5</sub>, que comenzó a regir el 1 de Enero del 2012, es necesaria una reestructuración del plan para agregar metas de reducción del MP<sub>2,5</sub>. A pesar de que el MP<sub>2,5</sub> está contenido en el MP<sub>10</sub>. Además es necesaria la mayor inyección de recursos, ya que los costos de aproximadamente USD 30 millones no alcanza para generar un real cambio en este grave problema, y un aumento de la inversión, podría generar grandes beneficios en cuanto a vidas salvadas. Nuevamente menciono que estos datos sirven como apoyo para el cálculo de Beneficios y Costos con respecto a la aplicación de normas primarias, pero no son específicamente realizadas para el PDA, ya que sólo mide la mortalidad a corto plazo por MP<sub>10</sub> y a largo plazo por MP<sub>2,5</sub> para mayores de 30 años.

# **CAPÍTULO 5**

## **CONCLUSIONES**

## CAPITULO 5. CONCLUSIONES

Las conclusiones se realizarán según los objetivos planteados en el inicio de esta investigación, y se basarán en el análisis de los resultados obtenidos a través de los métodos desarrollados.

La investigación se basó en los efectos en la salud que provoca la contaminación atmosférica por leña, específicamente el impacto en la mortalidad, por  $MP_{10}$  y  $MP_{2,5}$ , para las comunas de Temuco y Padre Las Casas. Para el desarrollo se aplicó el método de Función de Daño, el cual posee un enfoque físico (Función Dosis-Respuesta) y uno Monetario (Valoración de los efectos).

Se buscó información en la literatura, especificando en estudios de Chile o ciudades con problemas de contaminación por leña. Finalmente, se utilizan los datos para estimar las muertes prematuras anuales en los siguientes casos: Primero, todas las causas por exposición de corto plazo a  $MP_{10}$  en toda la población, y segundo, las Causas Cardiorrespiratorias y Cáncer Pulmonar por exposición de largo plazo a  $MP_{2,5}$ , para la población mayor a 30 años. Con ello, posteriormente se procede a valorizar (de acuerdo a diferentes estimaciones del valor de la vida en Chile) para obtener los valores de Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) de medidas para descontaminar y los Costos por Vidas Perdidas (CVP) en caso de que no se aplique ninguna medida.

Todas estas estimaciones se realizan para 4 escenarios diferentes hasta el año 2021, un umbral alto, uno intermedio, uno bajo (umbrales o metas que se desean alcanzar de baja contaminación, desde la norma chilena a la norma propuesta por la Organización Mundial de la Salud (OMS)), y para el caso de no aplicar ninguna medida. Las diferentes simulaciones permiten tener una visión amplia para poder comparar diferentes esfuerzos públicos de descontaminación.

Es importante mencionar que no se puede hacer una comparación entre las estimaciones de corto y largo plazo, ya que la temporalidad de los cálculos son distintos. Además, no se puede olvidar que pueden existir sesgos en las estimaciones.

Según lo desarrollado, se puede concluir lo siguiente:

- ❖ Se realiza una mejor estimación en comparación a Sotomayor (2012), ya que dicha autora calcula **la variación de muertes prematuras anuales**, sólo para  $MP_{10}$ , y para casos de morbilidad y mortalidad. En cambio, en este estudio, se calcula **la cantidad de muertes prematuras anuales**, debido a todas las causas por exposición de corto plazo a  $MP_{10}$ , y debido a causas Cardiorrespiratorias y por Cáncer Pulmonar por exposición de largo plazo a  $MP_{2,5}$  para la población mayor de 30 años. Pero sólo se calculan para el caso de mortalidad. La mejora de las estimaciones generadas en este caso, sirve para tener la visión de un impacto más real de los contaminantes sobre la mortalidad total en Temuco y Padre Las Casas.
- ❖ Respecto a los umbrales utilizados, mientras mas estricto el umbral (como los de la OMS), son más las muertes prematuras con respecto a las concentraciones anuales actuales. Esto puede generar mayores beneficios por vidas salvadas (BVS) si se utilizaran realmente normas más estrictas. Es por esto que su aplicación puede beneficiar a la población en un mayor grado, lo que demuestra la importancia de generar políticas al respecto.
- ❖ Se realiza una comparación de las concentraciones de los contaminantes mencionados para los últimos 3 años entre Temuco y Santiago de Chile, considerando como referencia las normas primarias anuales de la OMS y de Chile. A través de datos obtenidos en monitoreo de estaciones de calidad del aire se puede concluir que Temuco esta en una posición más desventajosa que Santiago de Chile en cuanto a  $MP_{2,5}$ , lo que se debe al mayor uso de calefacción con leña en la ciudad, que se refleja más en esas partículas más finas. Además, ambas ciudades están lejos de cumplir con las normas establecidas (las normas chilenas), y en especial la norma de la OMS, la más estricta, ya que considera que con bajos niveles se generan daños. El caso de Santiago está un poco más cercano a alcanzar esta norma que Temuco y Padre las Casas, lo que demuestra la mayor inversión y preocupación que se necesita al respecto por parte de las entidades gubernamentales y regionales en cuanto a la utilización de artefactos más limpios para calefacción y uso residencial, así como de otras medidas (mayor uso de leña seca, aislamiento térmico, etc.).

- ❖ Al utilizar umbrales mas estrictos, el impacto que tiene el MP en la variación de la mortalidad luego de algunos años es cada vez menor, ya que mientras más se acerca a la norma de la OMS, son menos los riesgos para la salud de la población, y menos la cantidad de muertes.
- ❖ En el caso de no aplicar medidas se demuestra la importancia de cumplir las normas designadas por el Ministerio del Medio Ambiente, y las políticas específicas que se pretenden aplicar en el PDA, pues los costos sociales resultan muy elevados.
- ❖ Para la valoración de las muertes prematuras, se entregan diferentes valores de una Vida Estadística, desarrolladas con los distintos métodos explicados en esta investigación. Estos valores sirven para tener opciones al momento de querer realizar estimaciones, quedando a criterio del investigador cuál es el mejor. Pero se debe tener cuidado en no subestimar o sobreestimar los valores, ya que podrían no reflejar la realidad.
- ❖ Las comparaciones que se generan en este documento sobre el valor estadístico de la vida resultan de gran importancia para tener una visión general de lo que se encuentra en la literatura, y las diferencias que poseen los métodos investigados, los que han sido utilizados en Chile por diferentes investigadores.
- ❖ Los Costos por Vidas Perdidas (CVP) que resultan al no aplicar normas, son de una gran magnitud, reflejando el costo que genera la mortalidad prematura para la sociedad al no realizar medidas que impidan el aumento de la contaminación. Este valor es mayor para el caso de MP<sub>2,5</sub>, debido a que sus estimaciones son a largo plazo, y para la población mayor de 30 años.
- ❖ Los resultados demuestran que la inversión que se designa para el PDA, el cual contempla una inversión por parte del gobierno de aproximadamente USD 20 millones y de USD 11 millones para el sector privado (los emisores de dicha contaminación), no es tan alta en comparación con los beneficios que generan el aplicar medidas, estimadas en este estudio, sobre todo en las estimaciones de los daños generados por el MP<sub>2,5</sub>.
- ❖ Debido a la nueva norma de MP<sub>2,5</sub>, que comenzó a regir el 1 de Enero del 2012, es necesaria una reestructuración del plan para agregar metas de reducción del MP<sub>2,5</sub>, a pesar de que el MP<sub>2,5</sub> está contenido en el MP<sub>10</sub>. Además, es necesaria la mayor inyección de recursos, ya que los costos de aproximadamente USD 30 millones no

alcanza para generar un real cambio en este grave problema, y un aumento de la inversión, podría generar grandes beneficios en cuanto a vidas salvadas. Nuevamente se reitera que estos datos sirven como apoyo para el cálculo de beneficios con respecto a la aplicación de medidas que reducen la contaminación, pero no son estrictamente comparables con los costos estimados del PDA, el cual considera reducciones del  $MP_{10}$  de aproximadamente 30%.

- ❖ Las estimaciones de los beneficios obtenidos por la reducción de  $MP_{10}$  son más bajos que para  $MP_{2,5}$ , pero hay que considerar que son a corto plazo y sólo para mortalidad, sin considerar los efectos en la morbilidad.
- ❖ La causa de Cáncer Pulmonar E2 generada por la exposición a  $MP_{2,5}$  a largo plazo genera una mayor cantidad de muertes que la causa E1 Cardiorrespiratoria, por lo que genera mayores costos a la sociedad.
- ❖ La mayoría de los datos, se obtuvieron de entidades chilenas, pero es importante mencionar que son muy pocos los estudios a largo plazo desarrollados para los efectos de la contaminación atmosférica, específicamente por  $MP_{2,5}$  en la salud de las personas, y para el caso de la leña, es por eso que se hace necesaria una mayor cantidad de investigación en este tema, ya que es la principal fuente de contaminación en las comunas de Temuco y Padre Las Casas, y es muy importante para la salud de la población expuesta.
- ❖ El método desarrollado podrá ser utilizado como una herramienta para los cálculos futuros con respecto al daño generado por el MP en la salud de las personas, específicamente en la mortalidad, ya que se basa en funciones Dosis-Respuesta basadas en estudios epidemiológicos, los que poseen una base científica que avala la información obtenida, siempre teniendo en cuenta los posibles sesgos que pueden existir en las estimaciones debido a todos los factores externos. Además, puede ser un apoyo y una posibilidad de mejora, tanto en la estimación de las muertes y la valoración de éstas, como en las políticas económicas, sociales e iniciativas de mejoramientos e inversión que se puedan realizar a partir de los resultados obtenidos. A pesar de esto, se debe entender que la problemática no sólo pasa por los programas ambientales de Estado, sino por una concientización de la población en términos ambientales.

- ❖ Por lo tanto, se puede concluir que el tema es de fundamental importancia para toda la sociedad, ya que el aire es un bien común universal y todos necesitamos de su consumo para vivir, siendo así, lo ideal es tener una buena calidad del aire para tener una buena calidad de vida, por lo que cualquier intento para poder mejorarla es un aporte para todo el mundo.

**NOMENCLATURA**

<i>Símbolo</i>	<i>Descripción</i>
BCN :	Biblioteca del Congreso Nacional
CASEN	Encuesta de Características socioeconómicas Nacional
CENMA	Centro Nacional del Medio Ambiente
CH :	Capital Humano
CONAMA	Comisión Nacional del Medio Ambiente
DS :	Decreto Supremo
IPC :	Índice de Precios al Consumidor
MIDEPLAN	Ministerio de Planificación (ex)
MP :	Material Particulado ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
MP <sub>10</sub> :	MP menor a 10 micrómetros
MP <sub>2,5</sub> :	MP menor a 2,5 micrómetros
OMS :	Organización Mundial de la Salud
PDA :	Plan de Descontaminación Atmosférico
PH :	Precios Hedónicos
PIB :	Producto Interno Bruto
PNUD :	Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo
PPA :	Paridad del Poder Adquisitivo
SINCA:	Sistema de información Nacional de calidad del Aire
UF :	Unidad de Fomento
VC :	Valoración Contingente
VVE :	Valor de la Vida Estadística

## BIBLIOGRAFÍA

- ❖ Albi, E., González-Páramo J. y Zubiri I. (2000). *Economía Pública I: Fundamentos, Presupuestos y Gasto, Aspectos macroeconómicos.*: Ariel S.A. Barcelona. (pp 287-289).
- ❖ Anderson H.R. (2009). “Air pollution and mortality: A history”. Division of Community Health Sciences, St George’s, University of London, Cranmer Terrace, London SW17 0RE, United Kingdom. *Atmospheric Environment* **43**: 142–152.
- ❖ Aol noticias. Chile, ordenan pago de indemnización por muerte por tsunami (<http://noticias.aollatino.com/2011/09/29/chile-ordenan-pago-de-indemnizacion-por-muerte-por-tsunami/>) Chile. Visitada 24 Julio de 2012.
- ❖ Azqueta, D. (1994). *Valoración económica de la calidad ambiental*, Mc Graw-Hill/Interamericana De España, S.A.U., Madrid.
- ❖ Azqueta, D., Alviar, M., Domínguez, L., & O’Ryan, R. (2007). *Introducción a la Economía Ambiental*. (1a ed.). Madrid: Mc Graw-Hill.
- ❖ Banco Central de Chile. Santiago Chile. <http://www.bcentral.cl/index.asp>
- ❖ Banco Estado. Seguro Máxima Protección, Beneficios. <http://www.bancoestado.cl/83617c429a994e009ba0b6dfb9916156/2600fcba22114e36931c5d80a1d5a917/b6c5ccf9fcfc4bdebde32d4f2faf70c2/articulo/13610.asp>. Chile. Visitada 24 Julio de 2012.
- ❖ Bell M. y Davis D. (2004). “A Retrospective Assessment of Mortality from the London Smog Episode of 1952: The Role of Influenza and Pollution”. *Env. Health Perspect.***112** (1): 6–8.
- ❖ Berenstein, M. Entendiendo como funcionan los seguros de vida. (2007). <http://www.emprendedoresnews.com/tips/entendiendo-como-funcionan-los-seguros-de-vida.html>. Visitada 24 Julio de 2012.
- ❖ Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN). (1998) (2012). <http://www.bcn.cl/>
- ❖ Boldo E., Linares C., Lumbreras J. Borge R., Narros A., García-Pérez J. (2011). “Health impact assessment of a reduction in ambient PM2.5 levels in Spain”. *Environment International* **37**: 342–348.
- ❖ BuenasTareas.com. Las ISAPRES Y La Economía Chile. (2010). <http://www.buenastareas.com/ensayos/Las-Isapres-y-La-Economia-Chile/515804.html>). Chile. Visitada 24 Julio de 2012.

- ❖ Cartes F., Contreras, E., y Cruz, J. Tasa Social de Descuento en Chile. Universidad de Chile. <http://www.dii.uchile.cl/~ceges/publicaciones/ceges77.pdf>. Chile. Visitada 24 Julio de 2012.
- ❖ CENMA (2007), *Análisis General del Impacto Económico y Social del Plan de Descontaminación Atmosférica de Temuco y Padre Las Casas*. Informe Final del Centro Nacional del Medio Ambiente, de la Universidad de Chile para Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) de La Araucanía.
- ❖ Cifuentes, L. Rizzi, L., Jorquera, H. y Vergara, J. (2004). “Valoración económica y ambiental aplicada a casos del manejo de la Calidad del Aire y Control de la Contaminación”. Informe para el Diálogo Regional de Política del Banco Interamericano de Desarrollo.
- ❖ Cifuentes, L., Krupnick, A., O’Ryan, R. y Toman, M. (2005). “Urban Air Quality and Human Health in Latin América and the Caribbean”, *Working Paper del Banco Interamericano de Desarrollo*, Washington, D.C.
- ❖ CONAMA. 2007a. “Anteproyecto Plan de Descontaminación de las Comunas de Temuco y Padre Las Casas”.
- ❖ Departamento de Estudios División de Planificación, Estudios e Inversión MIDEPLAN. Proyecto construcción con equipamiento jardín infantil población yerbas buenas. Sistematización de evaluación ex post. sector educación. Linares, VII Región. [http://sni.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/documentos/ex\\_post/Sistematizacion\\_Resultados\\_Parvularia.pdf](http://sni.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/documentos/ex_post/Sistematizacion_Resultados_Parvularia.pdf). Chile. Visita 25/06/2012.
- ❖ Donoso, F., Briceño, S., Gómez, J., Uribe, A., y De la Maza, C. (2011). “Análisis General De Impacto Económico Y Social De La Norma De Emisión De Material Particulado Respirable Para Artefactos De Combustión Residencial De Leña”. Departamento De Economía Ambiental – Ministerio Del Medio Ambiente.
- ❖ Ecomur. Portal De Economía Y Enseñanza. Free Rider <http://www.ecomur.com/?tag=free-rider> Visitada 02 Agosto de 2012.
- ❖ Encuesta de Caracterización Socioeconómica Nacional (CASEN 2009). <http://www.ministeriodesarrollosocial.gob.cl/casen2009/>
- ❖ Gómez J. (2001). “Epidemiología Clínica: Riesgo”. *Rev. de Posgrado de la Cátedra VIa Med.* **113**: 5-14.
- ❖ Gómez, W., Chávez, C., Mendoza, Y., Briceño, S. y Garcés, R. (2009). “Diseño de un Programa de Recambio de Artefactos existentes que combustionan leña por Tecnología menos contaminante, en las comunas de Temuco y Padre Las Casas”. Informe Final de Universidad

de La Frontera y Universidad de Concepción para Comisión Nacional de Medio Ambiente (CONAMA) de La Araucanía.

- ❖ Hall J., Brajer V. y Lurmann F. (2010). “Analysis Air pollution, health and economic benefits—Lessons from 20 years of analysis”. *Ecol. Econ.* **69**: 2590–2597.
- ❖ INE (Instituto Nacional de Estadística). Santiago, Chile. <http://www.ine.es/>
- ❖ La Nación. Fiscal fustiga a defensa de tur-bus por pago a víctimas. [http://www.lanacion.cl/prontus\\_noticias/site/artic/20070131/pags/20070131215301.html](http://www.lanacion.cl/prontus_noticias/site/artic/20070131/pags/20070131215301.html). Chile. Visitada 24 Julio de 2012.
- ❖ Llorcaa, J., Fariñas-Álvarez, C., Delgado-Rodríguez, M. (2000). “Fracción atribuible poblacional: cálculo e interpretación”. *Gac. Sanit.* **15**:61-7. Vol.15 núm 01.
- ❖ Ministerio del Medio Ambiente, Gobierno de Chile. (2011). “Informe del Estado del Medio Ambiente”.
- ❖ Ministerio De Salud, Gobierno de Chile. [http://www.minsal.cl/portal/url/page/minsalcl/g\\_nuevo\\_home/nuevo\\_home.html](http://www.minsal.cl/portal/url/page/minsalcl/g_nuevo_home/nuevo_home.html)
- ❖ Organización Mundial de la Salud. (2005). “Guías de calidad del aire de la OMS relativas al material particulado, el ozono, el dióxido de nitrógeno y el dióxido de azufre”. Resumen de evaluación de los riesgos.
- ❖ Ostro, B. (1996). “Cómo Estimar Los Efectos De La Contaminación Atmosférica En La Salud”. Trabajo presentado en el seminario organizado por el Centro de Estudios Públicos.
- ❖ Ostro B. (2004). “Outdoor air pollution: Assessing the environmental burden of disease at national and local levels”. Geneva, World Health Organization (WHO Environmental Burden of Disease Series, No. 5).
- ❖ Préndez, M., Corvalán, R. y Cisternas, M. (2007). “Preliminary study of particulate matter from stationary sources: Application to the emission compensation system of the metropolitan region, Chile”. Vol. **18** (2): 93-103.
- ❖ Pope III A. y Dockery D. (2006). “ Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect”. *J. Air & Waste Manage. Assoc.* **56**:709–742.
- ❖ Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). <http://www.pnud.cl/>
- ❖ Riera P., García D., Kristrom B. Y Brannlund R. (2005). *Manual de Economía Ambiental y Recursos Naturales*. Thomson Editores Spain, Pararinfo, S.A. Madrid, España.

- ❖ Rivas, E., Barrios, S., Dorner, A., y Osorio, X. (2008). “Fuentes de contaminación intradomiciliaria y enfermedad respiratoria en jardines infantiles y salas cunas de Temuco y Padre Las Casas, Chile”. *Rev Méd Chile*. **136**: 767-774.
- ❖ Sánchez J.M., Valdés S. Y Ostro B. (1998), “Los Efectos En Salud De La Contaminación Atmosférica Por MP10 En Santiago”. Estudio Público.
- ❖ Sanhueza, P., Vargas, C. y Mellado, P. (2006). “Impact of air pollution by fine particulate matter (PM10) on daily mortality in Temuco, Chile”. *Rev. Med. Chile*, **134**: 754-761.
- ❖ Sistema De Información Nacional De Calidad Del Aire (SINCA). <http://sinca.mma.gob.cl/?cache=off&>
- ❖ Sotomayor, M.L. (2012). “Efectos en la salud y valorización económica que produce la contaminación atmosférica en las comunas de Temuco y Padre las Casas como consecuencia del uso de leña”. Tesis para optar al título de Ingeniero Comercial. Universidad de La Frontera. Temuco, Chile.
- ❖ Tauran, E. y Arias, A. Servicio de Salud pagará millonaria indemnización por muerte de lactante en San Antonio. Bio Bio Chile.cl . <http://www.biobiochile.cl/2011/02/21/servicio-de-salud-pagara-millonaria-indemnizacion-por-muerte-de-lactante-en-san-antonio.shtml>. Chile. Visitada 24 Julio de 2012
- ❖ Tietenberg T. y Lewis L. (2009), *Environmental & Natural Resource Economics*. Pearson Education, Inc. United States.
- ❖ Viscusi W. Y Gayer T. (2005). “Quantifying and Valuing Environmental Health Risks” *Handbook of Environmental Economics*. Chapter 20. Harvard University, USA.
- ❖ Viscusi, K. (2008), “How to value a life”. *Springer Science + Business Media* **32**: 311–323.

## ANEXOS

## Anexo A

**Tabla A.1.** Muertes prematuras debido a todas las causas de exposición de corto plazo a MP10 con Umbral de 35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

AÑO	POBLACIÓN	MP10	RR	FA	E	BETA
2011	339.953	65,1	1,0306	0,030	55	0,001
2012	346.230	61,2	1,0265	0,026	49	0,001
2013	352.624	57,5	1,0227	0,022	43	0,001
2014	359.139	54,0	1,0192	0,019	37	0,001
2015	365.777	50,8	1,0159	0,016	31	0,001
2016	371.694	47,7	1,0128	0,013	26	0,001
2017	377.709	44,8	1,0079	0,008	16	0,0008
2018	383.825	42,1	1,0057	0,006	12	0,0008
2019	390.043	39,6	1,0037	0,004	8	0,0008
2020	396.365	37,2	1,0018	0,002	4	0,0008
2021	402.100	35,0	1,0000	0,000	0	0,0008

TASA CREC	-6,03
TASA MORT(B)	0,0055

**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla A.2.** Muertes prematuras debido a todas las causas de exposición de corto plazo a MP10 con Umbral de  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$

AÑO	POBLACIÓN	MP10	RR	FA	E	BETA
2011	339.953	65,1	1,0461	0,044	82	0,001
2012	346.230	57,8	1,0386	0,037	71	0,001
2013	352.624	51,4	1,0319	0,031	60	0,001
2014	359.139	45,7	1,0260	0,025	50	0,001
2015	365.777	40,6	1,0166	0,016	33	0,0008
2016	371.694	36,0	1,0129	0,013	26	0,0008
2017	377.709	32,0	1,0097	0,010	20	0,0008
2018	383.825	28,5	1,0068	0,007	14	0,0008
2019	390.043	25,3	1,0032	0,003	7	0,0006
2020	396.365	22,5	1,0015	0,001	3	0,0006
2021	402.100	20,0	1,0000	0,000	0	0,0006

TASA CREC	-11,15
TASA MORT(B)	0,0055

**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla A.3. Muertes prematuras por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años, con Umbral de 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E1)**

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP2,5	RR	FA	E1	BETA
2011	339.953	169.977	47,6	1,6117	0,380	355	0,01464
2012	346.230	173.115	42,4	1,4938	0,331	315	0,01464
2013	352.624	176.312	37,8	1,3960	0,284	275	0,01464
2014	359.139	179.570	33,7	1,3143	0,239	236	0,01464
2015	365.777	182.889	30,0	1,2456	0,197	198	0,01464
2016	371.694	185.847	26,7	1,1104	0,099	102	0,00893
2017	377.709	188.854	23,8	1,0819	0,076	79	0,00893
2018	383.825	191.912	21,2	1,0571	0,054	57	0,00893
2019	390.043	195.021	18,9	1,0355	0,034	37	0,00893
2020	396.365	198.182	16,8	1,0166	0,016	18	0,00893
2021	402.100	201.050	15,0	1,0001	0,000	0	0,00893

TASA CREC	-10,9
TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** *Elaboración propia*

**Tabla A.4.** Muertes prematuras por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años, con Umbral de 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E2)

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP2,5	RR	FA	E2	BETA
2011	339.953	169.977	47,6	1,9843	0,496	464	0,02102
2012	346.230	173.115	42,4	1,7792	0,438	417	0,02102
2013	352.624	176.312	37,8	1,6145	0,381	369	0,02102
2014	359.139	179.570	33,7	1,4806	0,325	321	0,02102
2015	365.777	182.889	30,0	1,3707	0,270	272	0,02102
2016	371.694	185.847	26,7	1,1602	0,138	141	0,01267
2017	377.709	188.854	23,8	1,1182	0,106	110	0,01267
2018	383.825	191.912	21,2	1,0820	0,076	80	0,01267
2019	390.043	195.021	18,9	1,0508	0,048	52	0,01267
2020	396.365	198.182	16,8	1,0237	0,023	25	0,01267
2021	402.100	201.050	15,0	1,0001	0,000	0	0,01267

TASA CREC	-10,9
TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla A.5.** Muertes prematuras por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años, con Umbral de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E1)

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP2,5	RR	FA	E1	BETA
2011	339.953	169.977	47,6	1,7341	0,423	396	0,01464
2012	346.230	173.115	40,7	1,5679	0,362	345	0,01464
2013	352.624	176.312	34,8	1,4385	0,305	296	0,01464
2014	359.139	179.570	29,8	1,3363	0,252	249	0,01464
2015	365.777	182.889	25,5	1,1484	0,129	130	0,00893
2016	371.694	185.847	21,8	1,1113	0,100	102	0,00893
2017	377.709	188.854	18,7	1,0804	0,074	77	0,00893
2018	383.825	191.912	16,0	1,0547	0,052	55	0,00893
2019	390.043	195.021	13,7	1,0118	0,012	13	0,00322
2020	396.365	198.182	11,7	1,0054	0,005	6	0,00322
2021	402.100	201.050	10,0	1,0000	0,000	0	0,00322

TASA CREC	-14,45
TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla A.6.** Muertes prematuras por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años, con Umbral de  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E2)

AÑO	POBLACIÓN (P)	P > 30	MP2,5	RR	FA	E2	BETA
2011	339.953	169.977	47,6	2,2042	0,546	511	0,02102
2012	346.230	173.115	40,7	1,9075	0,476	453	0,02102
2013	352.624	176.312	34,8	1,6855	0,407	394	0,02102
2014	359.139	179.570	29,8	1,5163	0,340	336	0,02102
2015	365.777	182.889	25,5	1,2169	0,178	179	0,01267
2016	371.694	185.847	21,8	1,1614	0,139	142	0,01267
2017	377.709	188.854	18,7	1,1160	0,104	108	0,01267
2018	383.825	191.912	16,0	1,0785	0,073	77	0,01267
2019	390.043	195.021	13,7	1,0159	0,016	17	0,00432
2020	396.365	198.182	11,7	1,0073	0,007	8	0,00432
2021	402.100	201.050	10,0	1,0000	0,000	0	0,00432

TASA CREC	-14,45
TASA MORT(B)	0,0055
P > 30	50%

**Fuente:** Elaboración propia

## Anexo B

**Tabla B.1.** Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) debido a la aplicación de Umbral 35  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , para todas las causas de exposición de corto plazo a  $\text{MP}_{10}$ .

AÑO	(E) 35 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	55				
2012	49	6	USD 895.944	USD 1.644.872	USD 3.258.553
2013	43	6	USD 871.460	USD 1.599.922	USD 3.169.506
2014	37	6	USD 847.932	USD 1.556.726	USD 3.083.934
2015	31	6	USD 825.351	USD 1.515.270	USD 3.001.808
2016	26	6	USD 812.141	USD 1.491.018	USD 2.953.764
2017	16	10	USD 1.368.372	USD 2.512.207	USD 4.976.777
2018	12	4	USD 612.754	USD 1.124.961	USD 2.228.590
2019	8	4	USD 594.641	USD 1.091.707	USD 2.162.713
2020	4	4	USD 577.381	USD 1.060.020	USD 2.099.940
2021	0	4	USD 560.929	USD 1.029.815	USD 2.040.103

VAN (CH)	<b>USD 5.993.621</b>
VAN (PH)	<b>USD 11.003.748</b>
VAN (VC)	<b>USD 21.798.842</b>

*Fuente: Elaboración propia*

**Tabla B.2.** Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) debido a la aplicación de Umbral  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , para todas las causas de exposición de corto plazo a  $\text{MP}_{10}$ .

AÑO	(E) $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	82				
2012	71	12	USD 1.684.288	USD 3.092.200	USD 6.125.765
2013	60	11	USD 1.546.226	USD 2.838.731	USD 5.623.633
2014	50	10	USD 1.419.466	USD 2.606.012	USD 5.162.608
2015	33	17	USD 2.469.092	USD 4.533.030	USD 8.980.104
2016	26	7	USD 969.862	USD 1.780.580	USD 3.527.396
2017	20	6	USD 887.156	USD 1.628.738	USD 3.226.592
2018	14	6	USD 812.056	USD 1.490.861	USD 2.953.452
2019	7	7	USD 1.068.003	USD 1.960.756	USD 3.884.333
2020	3	4	USD 512.061	USD 940.097	USD 1.862.368
2021	0	3	USD 469.856	USD 862.613	USD 1.708.868

VAN (CH)	<b>USD 9.238.391</b>
VAN (PH)	<b>USD 16.960.851</b>
VAN (VC)	<b>USD 33.600.089</b>

**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla B.3.** Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) debido a la aplicación de Umbral 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa Cardiorrespiratoria (E1), por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años

AÑO	(E1) 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E1)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	355				
2012	315	40	USD 5.749.642	USD 10.555.823	USD 20.911.486
2013	275	40	USD 5.688.090	USD 10.442.820	USD 20.687.621
2014	236	39	USD 5.580.190	USD 10.244.725	USD 20.295.188
2015	198	38	USD 5.434.974	USD 9.978.121	USD 19.767.036
2016	102	97	USD 13.869.952	USD 25.463.980	USD 50.445.110
2017	79	23	USD 3.301.750	USD 6.061.715	USD 12.008.487
2018	57	22	USD 3.100.266	USD 5.691.808	USD 11.275.687
2019	37	20	USD 2.905.798	USD 5.334.783	USD 10.568.408
2020	18	19	USD 2.719.771	USD 4.993.255	USD 9.891.827
2021	0	18	USD 2.543.195	USD 4.669.076	USD 9.249.616

VAN (CH)	<b>USD 39.083.775</b>
VAN (PH)	<b>USD 71.754.282</b>
VAN (VC)	<b>USD 142.147.951</b>

**Fuente:** Elaboración propia

**Tabla B.4.** Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) debido a la aplicación de Umbral 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa de Cáncer pulmonar (E2), por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años

AÑO	(E2) 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E2)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	464				
2012	417	47	USD 6.704.938	USD 12.309.661	USD 24.385.905
2013	369	48	USD 6.875.290	USD 12.622.412	USD 25.005.477
2014	321	49	USD 6.959.657	USD 12.777.302	USD 25.312.319
2015	272	49	USD 6.967.403	USD 12.791.523	USD 25.340.491
2016	141	131	USD 18.775.786	USD 34.470.649	USD 68.287.662
2017	110	31	USD 4.502.623	USD 8.266.409	USD 16.376.070
2018	80	30	USD 4.273.823	USD 7.846.354	USD 15.543.924
2019	52	28	USD 4.044.138	USD 7.424.673	USD 14.708.559
2020	25	27	USD 3.817.186	USD 7.008.009	USD 13.883.131
2021	0	25	USD 3.595.852	USD 6.601.660	USD 13.078.139

VAN (CH)	<b>USD 50.658.197</b>
VAN (PH)	<b>USD 93.003.877</b>
VAN (VC)	<b>USD 184.244.204</b>

**Fuente:** Elaboración propia

**Figura B.5.** Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) debido a la aplicación de Umbral  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E1), por exposición a largo plazo a  $\text{MP}_{2,5}$ , para la población mayor a 30 años

AÑO	(E1) $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E1)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	396				
2012	345	51	USD 7.298.016	USD 13.398.499	USD 26.542.934
2013	296	49	USD 7.069.459	USD 12.978.888	USD 25.711.669
2014	249	47	USD 6.750.449	USD 12.393.215	USD 24.551.429
2015	130	119	USD 17.012.220	USD 31.232.901	USD 61.873.560
2016	102	28	USD 3.969.837	USD 7.288.262	USD 14.438.324
2017	77	25	USD 3.590.876	USD 6.592.524	USD 13.060.040
2018	55	23	USD 3.236.737	USD 5.942.356	USD 11.772.033
2019	13	42	USD 6.053.287	USD 11.113.289	USD 22.015.847
2020	6	7	USD 956.125	USD 1.755.360	USD 3.477.434
2021	0	6	USD 847.967	USD 1.556.791	USD 3.084.062

VAN (CH)	<b>USD 44.807.664</b>
VAN (PH)	<b>USD 82.262.826</b>
VAN (VC)	<b>USD 162.965.774</b>

*Fuente: Elaboración propia*

**Tabla B.6.** Beneficios por Vidas Salvadas (BVS) debido a la aplicación de Umbral  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  para Causa (E2), por exposición a largo plazo a MP2,5, para la población mayor a 30 años

AÑO	(E2) $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Variación (E2)	BVS (CH)	BVS (PH)	BVS (VC)
2011	511				
2012	453	58	USD 8.288.243	USD 15.216.466	USD 30.144.396
2013	394	59	USD 8.403.592	USD 15.428.237	USD 30.563.922
2014	336	58	USD 8.338.336	USD 15.308.432	USD 30.326.584
2015	179	157	USD 22.521.668	USD 41.347.749	USD 81.911.458
2016	142	37	USD 5.342.878	USD 9.809.041	USD 19.432.082
2017	108	34	USD 4.898.137	USD 8.992.537	USD 17.814.556
2018	77	31	USD 4.465.704	USD 8.198.630	USD 16.241.796
2019	17	60	USD 8.610.137	USD 15.807.434	USD 31.315.126
2020	8	9	USD 1.278.955	USD 2.348.045	USD 4.651.567
2021	0	8	USD 1.136.596	USD 2.086.688	USD 4.133.807

VAN (CH)	<b>USD 57.347.800</b>
VAN (PH)	<b>USD 105.285.384</b>
VAN (VC)	<b>USD 208.574.335</b>

*Fuente: Elaboración propia*