República de Chile
Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones
SECTRA

ANÁLISIS METODOLÓGICO PARA LA APLICACIÓN DEL MODELO MODEC EN REGIONES, ETAPA II

Informe Final

Santiago, agosto 2013

SECTRA
www.sectra.cl

Contenido

Lista de tablas y figuras 4
1 Introducción 12
2 Evaluación socio-económica 13
2.1 Metodología General de Valoración de Impactos: El Método de la Función de Daño 17
2.1.2 Impactos en Salud 24
2.1.3 Impactos en Agricultura 35
2.1.4 Impactos en Materiales 39
2.1.5 Visibilidad 42
2.2 Base de datos 54
2.3 Referencias 55
3 Recopilación de informes 59
3.1 Inventario de emisiones 60
3.2 Información Meteorológica usada en la modelación 60
3.3 Condición de borde química 61
4 Mediciones 62
4.1 Antofagasta 63
4.2 Calama 63
4.3 Concepción 64
4.4 Rancagua 65
4.5 Santiago 66
4.6 Talca 68
4.7 Temuco 69
4.8 Valdivia 69
4.9 Valparaíso 70
4.10 Resumen de las mediciones 71
5 Conceptos básicos de la química atmosférica 73
5.1 Fotoquímica 73
5.2 Material particulado/Aerosoles 77
6 Modelo fotoquímico y su configuración 79

6.1 Referencias Citadas 83
7 Grillas computacionales y emisiones 86
7.1 Grillas computacionales 86
7.2 Distribución temporal y espacial de las emisiones de transporte 91
7.3 Emisiones de fuentes fijas y de grilla 101
7.4 Especiación química 101
8 Aplicación del modelo WRF-Chem 103
8.1 Meteorología 104
8.2 Ozono 117
8.2.1 Discusión de los resultados de ozono 125
8.3 MP2.5 127
8.3.1 Discusión de los resultados de MP2.5 133
8.4 Recomendaciones para el uso de matrices de concentraciones en MODEC 134
9 Construcción matriz fuente-receptor 136
10 Proyecciones de los modelos de dispersión de contaminantes 143
11 Programación de MODEC 146
12 Aplicación de MODEC 148
13 Tablas 153
14 Recomendaciones para desarrollos futuros 158
Anexo 1: Consideraciones sobre el Método de la Función de Daño 161
Anexo 2: Formas Funcionales Típicas de Funciones de Daño de Salud 166
Anexo 3: Pooling 170
Anexo 4: Ubicación de estaciones de monitoreo 173
Anexo 5, Desafíos en la Modelación del Material Particulado 178

Lista de tablas y figuras

Tabla 2.1: Principales Fuentes de Beneficios identificados de la experiencia internacional 15

Tabla2.2: Contaminantes e impactos 16

Tabla 2.3: Distribución de Beneficios por Impactos para dos Estudios Internacionales Representativos 16

Tabla 2.4: Variación en la Tasa de Incidencia según Forma Funcional 25

Tabla 2.5: Funciones de Concentración Respuesta de Salud recomendadas para material particulado 29

Tabla 2.6 Funciones de Concentración Respuesta de Salud recomendadas para Ozono 30

Tabla 2.7 Valores Unitarios (UF) 32

Tabla 2.8: Tasas de incidencia base. 34

Tabla 2.9: Días por 100 mil habitantes de restricción de actividad. 34

Tabla 2.10 Funciones de concentración respuesta de agricultura recomendadas para ozono 37

Tabla 2.11 Valores Unitarios por Tipo de Cultivo 38

Tabla 4.1: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Antofagasta. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 63

Tabla 4.2: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Calama. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 64

Tabla 4.3: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Concepción. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 64

Tabla 4.4: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Rancagua. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 66

Tabla 4.5: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Santiago. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 68

Tabla 4.6: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Talca. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 68

Tabla 4.7: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Temuco. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 69

Tabla 4.8: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Valdivia. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 69

Tabla 4.9: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Valparaíso. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. 71

Tabla 6.1: Configuración del modelo WRF-Chem. 82

Tabla 8.1: Comparación de concentraciones promedio de ozono observadas y modeladas según WRF para los meses enero, abril, julio y septiembre. Todas las concentraciones están en $\mu gr/m^3N$. 126

Tabla 8.2: Comparación de concentraciones promedio de MP2.5 observados y modelados según WRF para los meses enero y julio. Todas las concentraciones están en $\mu gr/m^3N$. 132

Tabla 10.1: Emisiones de NOx por cada año de escenario y ciudad en ton/año. También se indican cambio relativo con respecto al año 2010, ΔE_{2010}. 143

Tabla 10.2: Emisiones de COV por cada año de escenario y ciudad en ton/año. También se indican cambio relativo con respecto al año 2010, ΔE_{2010}. 144

Tabla 12.1: Número de casos evaluación escenario 2010. 149

Tabla 12.2: Costos/Beneficios por efectos (UF) para el escenario 2010 150

Tabla 12.3: Costos/Beneficios por cultivos (UF) para el escenario 2010 151

Tabla 13. 1: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Antofagasta 153

Tabla 13. 2: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Calama 154

Tabla 13.3: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Concepción 154

Tabla 13.4 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Rancagua 155

Tabla 13.5 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Santiago 155

Tabla 13.6 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Talca 156

Tabla 13.7 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Temuco 156

Tabla 13. 8: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Valdivia 157

Tabla 13. 9: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Valparaíso 157

Figura 2.1 Esquema de metodología "Impact Pathway**"** 18

Figura 2.2: Imagen obtenida de la cámara IP DGF. Los rectángulos negros indican las sub áreas de cielo y cerro sobre el Cerro San Cristóbal (izquierda) y Cerro San Ramón (derecha), respectivamente. 46

Figura 2.3: Índice de visibilidad obtenido en base al contraste entre las sub áreas de cielo y cerro para el Cerro San Cristóbal y Cerro San Ramón. 50

Figura 2.4: Gráfico de dispersión entre el índice de visibilidad para el Cerro San Cristóbal y las concentraciones de MP10 de la estación de Parque O'Higgins. La barra de colores indica la humedad relativa medida en la estación del DGF. 51

Figura 2.5: Gráfico de dispersión entre el índice de visibilidad para el Cerro San Ramón y las concentraciones de MP10 de la estación de Parque O'Higgins. La barra de colores indica la humedad relativa medida en la estación del DGF. 52

Figura 7.1: Grilla computacional para la ciudad de Antofagasta. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 86

Figura 7.2: Grilla computacional para la ciudad de Calama. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 87

Figura 7.3: Grilla computacional para la ciudad de Concepción. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 87

Figura 7.4: Grilla computacional para la ciudad de Rancagua. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 88

Figura 7.5: Grilla computacional para la ciudad de Talca. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 88

Figura 7.6: Grilla computacional para la ciudad de Temuco. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 88

Figura 7.7: Grilla computacional para la ciudad de Valdivia. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 89

Figura 7.8: Grilla computacional para la ciudad de Valparaíso. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 89

Figura 7.9: Grilla computacional para la ciudad de Santiago. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros. 90

Figura 7.10: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Antofagasta. 93

Figura 7.11: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Calama. 94

Figura 7.12: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Rancagua. 94

Figura 7.13: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Talca. 95

Figura 7.14: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Temuco. 95

Figura 7.15: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Valdivia. 96

Figura 7.16: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Valparaíso. 96

Figura 7.17: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Santiago. 97

Figura 8. 1: Gráfico de dispersión entre los promedios del viento durante el mes de enero según modelo WRF (eje Y) y observaciones (eje X) para Antofagasta (puntos negros), Calama (puntos azules), Valparaíso (puntos verdes), Santiago (puntos rojos) y Rancagua (puntos magenta). El coeficiente de correlación (espacial) para este caso tiene un valor de 0.87 y el sesgo es de -0.41 m/s. 106

Figura 8.2: Equivalente a figura 8.1 pero para el mes de julio. El coeficiente de correlación (espacial) para este caso tiene un valor de 0.85 y el sesgo es de 0.12 m/s. 107

Figura 8.3: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación C8XX en el dominio de Antofagasta y para el mes de enero. 109

Figura 8.4: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación C8XX en el dominio de Antofagasta y para el mes de julio. 110

Figura 8.5: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Camina a San Pedro en el dominio de Calama y para el mes de enero. 111

Figura 8.6: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Camina a San Pedro en el dominio de Calama y para el mes de julio. 112

Figura 8.7: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Escuela de Ingeniería en el dominio de Santiago y para el mes de enero. 113

Figura 8.8: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Escuela de Ingeniería en el dominio de Santiago y para el mes de julio. 114

Figura 8.9: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Concón Fija en el dominio de Valparaíso y para el mes de enero. 115

Figura 8.10: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Concón Fija en el dominio de Valparaíso y para el mes de julio. 116

Figura 8.11: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Las Condes para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 120

Figura 8.12: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Pudahuel para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 121

Figura 8.13: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Concon Urbana Fija.para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 122

Figura 8.14: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Concon Urbana Fija.para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 123

Figura 8.15: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Inacesa en Antofagasta para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

124

Figura 8.16: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Las Condes para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como

límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 128

Figura 8.17: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Pudahuel para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 129

Figura 8.18: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Viña del Mar para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 130

Figura 8.19: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Rancagua para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF. 131

Figura 9.1: Ejemplo de una matriz receptor fuente. Esta matriz entrega la relación sobre el impacto en todos los puntos de la matriz por parte de la emisión en un punto en particular.

141

1 Introducción

Este documento es el informe final del estudio ANÁLISIS METODOLÓGICO PARA LA APLICACIÓN DEL MODELO MODEC EN REGIONES, ETAPA II. El informe ntrega los resultados de todas las actividades según los TdR:

1. Análisis de antecedentes y revisión metodológica de las externalidades ambientales del transporte.
2. Revisión de antecedentes existentes de calidad del aire en las ciudades analizadas
3. Propuesta metodológica para las externalidades ambientales del transporte
4. Calibración de modelos de dispersión de contaminantes
5. Proyecciones mediante simulaciones de los modelos de dispersión de contaminantes
6. Reprogramación MODEC
7. Aplicación de MODEC
8. Generación de factores de concentración/emisión

Los resultados de las actividades 1 – 3 se entregan en el capítulo 2. Con respecto a la actividad 4, este informe entrega los resultados que corresponden a la distribución temporal y espacial de las emisiones móviles y su especiación química (capítulo 7). En el mismo capítulo se entregan los antecedentes de las emisiones de fuentes fijas y de grilla. Los resultados de la aplicación del modelo WRF-Chem se presentan en el capítulo 8 (que se actualizaron con respecto al informe de avance 3). Para una mejor comprensión de los resultados de la modelación en este estudio, también se consideraba importante integrar una breve introducción a la fotoquímica (capítulo 5). Una descripción del modelo WRF-Chem y su configuración en este estudio se presenta en el capítulo 6. El capítulo 9 entrega los antecedentes relevantes para la construcción de las matrices fuente receptor. El capítulo 10 se discute la manera en que se deben proyectar los escenarios de emisiones. Los capítulos 11 y 12 entregan información respecto a la reprogramación de MODEC y una aplicación, respectivamente. Los factores (concentración/emisión) se detallan en el capítulo 13. Finalmente, se dan recomendaciones para desarrollos futuros (capítulo 14).

2 Evaluación socio-económica

La evaluación social, a diferencia de la evaluación privada, contempla la ocurrencia de costos y beneficios (e ingresos) no sólo del agente inversionista o realizador de un proyecto, sino de todos los agentes nacionales participantes del proyecto, esto es; proveedores de materias primas, productores y consumidores. Además, en una evaluación social deberán ser corregidos los precios de mercado que no necesariamente midan en forma adecuada los impactos positivos y negativos que el proyecto genera en los agentes antes descritos. En efecto, la presencia de distorsiones, tales como impuestos, aranceles aduaneros, subsidios, monopolios, precios fijos, además de externalidades; negativas como deterioro ambiental o positivas como impacto en la imagen país, determinan que además de considerar a la diversidad de agentes que se ven afectados por el proyecto se deban corregir adecuadamente los precios de los insumos y/o productos involucrados en el proyecto.

Lo anterior, que forma parte de la teoría de la evaluación social de proyectos, es parte de los lineamientos que el Ministerio de Desarrollo Social establece como norma en el Sistema Nacional de Inversiones, que es el marco en el que se deciden las inversiones públicas.

La evaluación de escenarios de emisiones y cuantificar el impacto que cambios en estas emisiones tienen en la calidad del aire son desafíos importantes. Sin embargo, en términos de gestión y políticas públicas no es suficiente estimar las concentraciones de contaminantes, también es fundamental contar con una evaluación socio-económica. Esta evaluación socio-económica permite expresar cambios en calidad del aire en métricas monetarias y hacerlas compatibles con el resto de variables en la evaluación de algún proyecto. Variables de interés para realizar esta evaluación incluyen la calidad del aire (concentraciones) y su distribución espacial asociada a la de los sistemas dañados por la contaminación: la población, la agricultura y los ecosistemas en general.

En este estudio se analiza cómo incorporar la componente de calidad ambiental en la evaluación social de proyectos. En particular, el tipo de enfoque propuesta da cuenta de las externalidades asociadas a los procesos de producción o consumo que resultan en contaminación de emisiones locales.

La valoración de beneficios se ha realizado principalmente mediante análisis contrafactuales (mediante el uso de escenarios). Esto quiere decir que los beneficios se estiman comparando dos situaciones distintas: Generalmente un escenario base o tendencial que asume que las condiciones imperantes se mantienen, y un escenario alternativo que introduce modificaciones al sistema inicial (por ejemplo, cambios tecnológicos, instrumentos regulatorios). La comparación entrega un cambio de emisiones relativo que posteriormente podrán cuantificarse monetariamente.

La tabla siguiente presenta las principales fuentes de beneficios que pueden considerarse en una evaluación de cambios de calidad del aire:

Fuente de Beneficios	Descripción	Inclusión en Evaluación
Salud	Cuantificación de prevención de mortalidad y morbilidad asociada a menor exposición humana a agentes contaminantes	Es la dimensión más estudiada. Es la primera dimensión en incluirse y para muchos países en desarrollo es la única componente analizada. Existe bastante consenso en metodología
Agricultura y Forestal	Contaminantes (principalmente ozono) inhiben crecimiento de plantas por lo que caídas en concentraciones llevan a beneficios en productividad	La dimensión agricultura es la segunda dimensión incluida. Existe relativo consenso en enfoque metodológico.
Materiales	La contaminación puede acelerar deterioro de distintos materiales por lo que reducciones de concentraciones de contaminantes reducen plazos de reemplazo	Efectos no siempre cuantificados. Europa y Estados Unidos cuentan con metodologías estándares o guías específicamente diseñadas para realizar la estimación de estos beneficios. Esto no quiere decir que la evaluación de estas componentes siempre se incluya en un análisis específico.
Visibilidad	Reducciones de material particulado mejorarían la visibilidad entregando beneficios recreacionales y habitacionales	Se requiere de estudios específicos en que se estime disposición a pagar por mejor visibilidad y una relación creíble entre visibilidad y concentraciones de material particulado.

Fuente: Elaboración Propia basándose en EPA 2011.

Tabla 2.4: Principales Fuentes de Beneficios identificados de la experiencia internacional

Los contaminantes que se consideran en las evaluaciones suelen incluir el material particulado (primero mediante relaciones de MP10 y más recientemente MP2.5), el ozono y SOx. En algunos casos se incluyen otros contaminantes como NOx y COV como precursores de ozono (y en reemplazo del ozono).

La tabla siguiente resume los contaminantes que generalmente se consideran en las evaluaciones de beneficios de calidad del aire:

Contaminante	**Impactos Principales**
Material Particulado	Salud, Visibilidad
Ozono	Salud, Agricultura
SO2	Materiales, Agricultura

Tabla2.5: Contaminantes e impactos (Fuente: Elaboración propia)

Finalmente, se presentan resultados de las experiencias europea y norteamericana para dimensionar la importancia relativa de cada categoría de impacto y contaminante. En el caso europeo se estiman cobeneficios asociados al cumplimiento de metas de mitigación de gases efecto invernadero y las cifras se estiman para el año 2020 y para toda la Comunidad (EU). En el caso norteamericano, los beneficios se obtienen de la evaluación del Clean Air Act para el año 2010. En este caso los beneficios de salud incluyen tanto mortalidad como morbilidad.

Impacto	Europa	Estados Unidos
Salud	99.39%	99.57%
Agricultura	0.47%	0.43%
Materiales	0.14%	0.01%

Fuente: Elaboración Propia en base EPA 2010 y Stockholm Environment Institute 2011.

Tabla 2.6: Distribución de Beneficios por Impactos para dos Estudios Internacionales Representativos

Desagregando los impactos en salud se evidencia la dominancia del material particulado (MP2.5) en los beneficios. En efecto, para el caso europeo el 99% de los beneficios de salud se derivan de reducciones en particulado (luego en ozono 1%)[1]. Para el caso norteamericano esta cifra sobrepasa el 97% (ozono menos de 3%)

Los resultados anteriores representan bien estudios conducidos de hace al menos un par de décadas. La experiencia internacional revela que los beneficios de salud dominan holgadamente al resto de categorías consideradas. La preponderancia fundamental de esta categoría justificaría sólo su inclusión bajo consideraciones de costo efectividad. Por otra parte, el material particulado (ligado a salud) es el contaminante responsable de la mayor parte de los beneficios.

El capítulo presenta la metodología general a aplicar para las componentes de salud, agricultura y materiales de construcción para luego entregar recomendaciones específicas para su utilización en el contexto nacional.

2.1 Metodología General de Valoración de Impactos: El Método de la Función de Daño

La metodología a utilizar en el proyecto para valorar los impactos en salud y agricultura derivados de cambios en los niveles de concentración de distintos contaminantes atmosféricos corresponde al método de la función de daño (o "impact pathway approach"). Este enfoque es utilizado comúnmente tanto a nivel nacional como internacional para estimar los impactos físicos y económicos generados por la contaminación. A modo de ejemplo, las agencias ambientales de Estados Unidos, Europa, Australia y Canadá cuentan con metodologías de daño e incluso software basados en esta metodología.

La metodología considera la relación entre una cierta "carga" (emisiones) con un "impacto" y su posterior valoración. Típicamente utilizando este enfoque se han evaluado impactos asociados a salud y mortalidad humana, materiales y agricultura. Este enfoque resulta especialmente útil para orientar diversas decisiones de política.

[1] Esta cifra no corresponde al mismo año 2020 sino que 2050 (el único año en que se desagregan beneficios de salud por tipo de contaminante). Lo relevante es la desagregación porcentual y no cifras absolutas.

La figura siguiente ilustra los pasos principales de esta metodología aplicada a las consecuencias de emisiones contaminantes. Cada etapa incluye modelos detallados de diversos procesos.

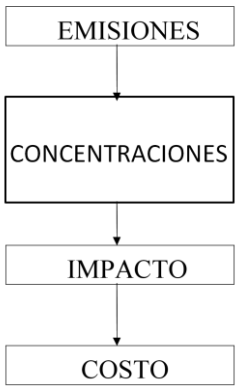

Figura 2.2 Esquema de metodología "Impact Pathway**"**

El uso de la metodología "impact pathway" requiere de una definición detallada del escenario bajo estudio con respecto al tiempo y al espacio. Esto incluye:

- Condiciones meteorológicas que afecten la dispersión y química de los contaminantes atmosféricos
- Ubicación, edad y salud de las poblaciones expuestas a las emisiones
- El estado de los recursos ecológicos
- Los sistemas de valoración de los individuos

La estimación de los impactos se utiliza utilizando funciones de concentración respuesta. Estas funciones son relaciones empíricas que relacionan cambios en la calidad del aire (de un contaminante en particular) con cambios en una variable de impacto de interés (salud: número de casos de muerte prematura o casos de enfermedades, agricultura: cambios en producción, etc). Estas relaciones pueden ser lineales y no lineales, como también pueden poseer o no un valor umbral.

Una vez que los impactos han sido cuantificados en términos físicos se procede a su posterior valoración. Algunos de estos efectos pueden ser valorados utilizando precios de mercado; por ejemplo, daños a cultivos pueden medirse a través de la disminución del valor de la producción. Sin embargo, existe una amplia gama de impactos que no poseen valor de mercado. Entre estos destacan aquellos efectos en salud y mortalidad como también el calentamiento global y ecosistemas. En estos casos los beneficios se estiman a través de algún método de costo beneficio, prefiriéndose en lo posible una buena medida de demanda (disposición a pagar).

En el anexo 1 se profundiza respecto de cómo el método de la función de daño permite obtener una métrica del cambio en bienestar asociado a cambios en la calidad del aire y de la naturaleza de esta estimación.

2.1.1 La Economía del Método de la Función de Daño

Una política es una mejora de Pareto si es que al menos una persona mejora y ninguna empeora con respecto al caso base. Alternativamente, se dice que la situación con proyecto es Pareto superior al caso base. Formalmente, sea x la asignación inicial de bienes de una economía con N individuos. Tras la implementación de un proyecto, se obtiene una nueva asignación y. Luego, y es Pareto superior a x si:

$$(\forall i = 1,\ldots,N)\ u_i(y_i) \geq u_i(x_i)$$

con desigualdad estricta (>) para al menos un individuo i.

Sin embargo, la mayoría de las políticas no implican mejoras en el sentido de Pareto al existir ganadores y perdedores. Surge la interrogante de cómo agregar estas pérdidas y ganancias. Una política es Pareto potencial si los ganadores pueden realizar transferencias a los perdedores de forma tal de dejar a estos últimos al menos igual que en el caso base y a los ganadores estrictamente mejor. La diferencia entre las ganancias y pérdidas totales se conoce como beneficio social de una política. El examinar si una política es una mejora

Pareto potencial suele conocerse como criterio de Kaldor-Hicks o bien test de compensación potencial.

Este criterio es el más utilizado en las decisiones de política. Por lo tanto, en la práctica un proyecto es deseable si:

$$\sum_{i=1}^{n} u_i > 0$$

Donde u_i es la utilidad del i-ésimo individuo (de un total de n).

En la práctica, las utilidades en realidad se miden a través de cambios en bienestar cuantificadas a través de métricas monetarias que dan cuenta de la DAP (como el excedente compensatorio o variación equivalente) de un individuo. Por lo tanto, en la práctica, una política pasa el test de compensación potencial si:

$$\sum_{i=1}^{n} DAP_i > 0$$

Usando el criterio de Kaldor-Hicks el cambio en bienestar asociado a una política se estima sin importar la distribución de esta asignación. Es decir, no incorpora consideraciones de equidad. Una política es una mejora de Pareto si es que al menos una persona mejora y ninguna empeora con respecto al caso base. Alternativamente, se dice que la situación con proyecto es Pareto superior al caso base.

Formalmente, sea x la asignación inicial de bienes de una economía con N individuos. Tras la implementación de un proyecto, se obtiene una nueva asignación y. Luego, y es Pareto superior a x si:

$$(\forall i = 1,\ldots,N)\ u_i(y_i) \geq u_i(x_i)$$

con desigualdad estricta (>) para al menos un individuo i.

Sin embargo, la mayoría de las políticas no implican mejoras en el sentido de Pareto al existir ganadores y perdedores. Surge la interrogante de cómo agregar estas pérdidas y ganancias. Una política es Pareto potencial si los ganadores pueden realizar transferencias a los perdedores de forma tal de dejar a estos últimos al menos igual que en el caso base y a los ganadores estrictamente mejor. La diferencia entre las ganancias y pérdidas totales se conoce como beneficio social de una política. El examinar si una política es una mejora Pareto potencial suele conocerse como criterio de Kaldor-Hicks o bien test de compensación potencial.

Este criterio es el más utilizado en las decisiones de política. Por lo tanto, en la práctica un proyecto es deseable si:

$$\sum_{i=1}^{n} u_i > 0$$

Donde ui es la utilidad del i-ésimo individuo (de un total de n).
En la práctica, las utilidades en realidad se miden a través de cambios en bienestar cuantificadas a través de métricas monetarias que dan cuenta de la DAP de un individuo. Por lo tanto, en la práctica, una política pasa el test de compensación potencial si:

$$\sum_{i=1}^{n} DAP_i > 0$$

En términos económicos, frente a la evaluación una determinada política aplicando el criterio de Kaldor-Hicks, una métrica correcta sería conocer las DAP de cada uno de los individuos y considerando la incrustación de todos los efectos que esta política conlleva. Desde una perspectiva económica basada en la definición de valor dada por la DAP, los efectos que debieran considerarse son aquellos sobre los cuales los individuos expresan una DAP o compensación positiva. De esta forma, y utilizando el criterio de compensación potencial, el valor social asociado a la reducción de riesgo como consecuencia de una mejor calidad ambiental está dado por:

$$\sum_{i=1}^{N} DAP_i(B_i)$$

Donde Bi denota el beneficio del i-ésimo individuo en términos de la reducción de riesgo por la mejora ambiental, y DAPi(Bi) representa la disposición a pagar del individuo i-ésimo por esa reducción de riesgo.

Sin embargo, dificultades metodológicas y de recursos hacen deseable conocer valores unitarios asociados a los efectos de un cambio ambiental. Por ejemplo, la reducción de particulado conlleva una disminución en el número de casos de enfermedades. Luego, interesa conocer el beneficio que una mejora ambiental genera para cada riesgo de salud asociado (EPA, 2000).

Si la reducción en las concentraciones de un determinado contaminante conlleva variaciones en el riesgo de J efectos, entonces el valor social correspondiente a mejoras en salud está dado por:

$$\sum_{i=1}^{N}\sum_{j=1}^{J} DAP(B_{i,j})$$

Donde Bi,j es el beneficio (reducción de riesgo) asociado al efecto j correspondiente al individuo i y DAP(Bi,j) es la disposición a pagar por la reducción de riesgo del individuo por ese efecto.

En la práctica resulta infactible conocer las DAP asociadas a cada uno de los individuos componentes de una sociedad. Sin embargo, se suele resolver el problema a través de una DAP promedio. Como la DAP por reducir el riesgo de un cierto efecto varía de un individuo a otro, existe una distribución de disposiciones a pagar para prevenir ese determinado riesgo. Es de esta distribución de variabilidad asociada a la población de la que se toma la media.

El valor medio que se utiliza en las estimaciones de beneficios sociales se denota por DAPMj, donde el subíndice j indica que es la disposición a pagar media asociada a la reducción de riesgo del efecto j. Dado que el efecto causado por el cambio en riesgo se estima a través de funciones de concentración respuesta (ΔHj), el beneficio monetario asociado al efecto j (BMj) según la metodología de dosis respuesta se expresa como:

$$BM_j = \Delta H_j \cdot DAPM_j$$

Luego, los beneficios monetarios totales (BMT) considerando los J efectos asociados a la mejora ambiental se expresan como:

$$BMT = \sum_{j=1}^{J} \Delta H_j \cdot DAPM_j$$

Esta es la aproximación al beneficio ambiental que se efectúa con el método de la función de daño. De esta forma, es importante notar que la serie de supuestos hace que no sea posible con esta metodología obtener una estimación de DAP. En particular, los supuestos de separación por efectos conllevan efectos de incrustamiento, la estimación de valores medios no considera la dependencia del nivel base de riesgo, y la estimación de casos es fija e ignora el comportamiento de mitigación, entre otros. Sin embargo, este enfoque intenta aproximarse al valor del bienestar social y se ha transformado en uno de los métodos más utilizados por permitir utilizar las mismas funciones y valores para diversos casos de evaluación.

Una de las principales ventajas del método de la función de daño es que permite desagregar la información disponible en forma útil para la confección de políticas. De hecho, al separar los distintos efectos, el planificador puede percatarse de la magnitud de los costos y beneficios en diferentes áreas. Así existe la opción de focalizar el uso de recursos de forma más efectiva y eficiente. Un problema importante del uso de funciones de daño es que no da flexibilidad a los individuos de ajustarse ante cambios en la variable ambiental o sus costos y beneficios asociados.

2.1.2 Impactos en Salud

Para valorar salud generalmente se distingue entre efectos de mortalidad y morbilidad. Los efectos de mortalidad se centran en causas de muerte mientras que los de morbilidad en enfermedades no mortales o un conjunto de síntomas. La medida más usual para medir mortalidad es la tasa de mortalidad de la población. Esta tasa se define como el cuociente entre el número de casos de muerte en un determinado periodo y el número total de habitantes de la población. Esta tasa puede interpretarse como la probabilidad que un individuo cualquiera de la población muera en un periodo dado.

Consideraciones de valoración hacen que suela ser usual estimar los cambios de mortalidad desagregados por edad, sexo, estatus socioeconómico y causa de muerte. Esto se debe a que las percepciones de riesgo varían de un individuo a otro. Alternativamente, la valoración por cambiar la probabilidad de muerte varía según cada individuo.

La morbilidad suele clasificarse según la duración de la condición (aguda o crónica), nivel de restricción de actividades, ó tipo de síntoma. Un episodio de morbilidad aguda dura un determinado número de días con comienzo y final definidos. Por el contrario, los efectos de morbilidad crónica se refieren a condiciones de largo plazo y de duración indefinida.

Estudios epidemiológicos han utilizado relaciones de daño de muchas formas funcionales. Sin embargo, es usual distinguir entre funciones lineales, log-lineales y logísticas. En cada caso, se realiza un análisis de tipo estadístico para determinar un parámetro asociado al riesgo de la contaminación (β).

La relación entre el cambio en la tasa de incidencia de un cierto efecto del nivel base y_o al de control y_c ($\Delta y = y_c - y_0$) asociado a un cambio de concentración de x_o a x_c se presenta en el cuadro siguiente para las principales formas funcionales[2].

[2] En el anexo 2 se explican estas formas funciones con mayor detalle.

Forma Funcional	Variación en tasa de Incidencia
Lineal	$\Delta y = \beta \Delta x$
Log-Lineal	$\Delta y = y_0(e^{\beta \Delta x} - 1)$
Logística	$\Delta y = \frac{y_0}{(1-y_0)e^{-\Delta x \beta} + y_0} - y_0$

Fuente: Elaboración Propia en base a BENMAP (2003)

Tabla 2.4: Variación en la Tasa de Incidencia según Forma Funcional

Del cuadro, se observa que para estimar la variación en la tasa de incidencia de un cierto efecto se debe contar con el valor de la incidencia base para las formas log-lineal y logística. Finalmente, el cambio en número de casos asociados a cada efecto (ΔH) se obtiene como $\Delta H = \Delta y \cdot POP$ donde POP denota la población afectada por el cambio de concentraciones.

En el anexo 2 se muestra cómo se derivan las relaciones del cuadro anterior.

En el caso de relaciones log-lineales se define la tasa de incidencia (y) como sigue $y = Be^{\beta x}$ ó bien, $\ln(y) = \alpha + \beta x$, donde el parámetro B es la tasa de incidencia de y cuando la concentración de x es nula, β es el coeficiente asociado a x, y α=ln(B). Por ejemplo, la tasa de incidencia puede ser la tasa de mortalidad.

Luego, la relación entre Δx y Δy se expresa como sigue:

$$\Delta y = y_c - y_0 = Be^{\beta x_c} - Be^{\beta x_0} = Be^{\beta x_0}\left(e^{\beta(x_c - x_0)} - 1\right) = y_0(e^{\beta \Delta x} - 1)$$

Luego, por ejemplo, la aplicación de la función de daño permite estimar el cambio en la tasa de mortalidad con la última relación. Si $\Delta x > 0$ entonces $\Delta y > 0$ lo que es intuitivo. Un aumento en las concentraciones aumenta la tasa de incidencia (o en este ejemplo tasa de mortalidad).

El número casos totales por cada endpoint considerado (ΔH) se obtiene simplemente como el producto entre el cambio en la tasa de incidencia estimado (Δy) y la población expuesta y foco de la función particular.

$$\Delta H = y_0(e^{\beta \Delta x} - 1) \cdot pop$$

En el ejemplo, ΔH corresponde al cambio en casos de muerte. Si Δx>0 entonces $\Delta H > 0$ y los casos de muerte aumentan. La población puede corresponder a un subgrupo del total, por ejemplo, sólo personas mayores de 65 años.

El uso de las funciones de daño conlleva el tener presente una serie de factores. Dentro de estos destacan el problema de la superposición de efectos, los requerimientos de incidencias base y la existencia de umbrales. También, deben considerarse el tipo de estudio del cual se estima la relación concentración-respuesta que tiene incidencia en la posibilidad de incorporar efectos crónicos o de largo plazo, o bien si considera el efecto de un único o varios contaminantes. Estos factores serán analizados para realizar una correcta elección de funciones de daño en salud.

Como se señala en EPA (2008 Y 2009)[3] y también destaca Greenlab UC (2012)[4] los contaminantes en donde los expertos concuerdan del impacto en salud son el material particulado y el ozono. En efecto, y a modo de ejemplo, EPA señala como inadecuado relacionar impactos de salud con concentraciones de óxidos de nitrógenos de o de azufre.

Por otra parte, y como señala la Unión Europea en distintos informes de ExternE (1998, 2003) los impactos más relevantes de contaminación atmosférica suelen asociarse a material particulado primero, y con impactos significativos pero menores en ozono.

Las funciones se obtienen de diversas fuentes de información. En particular, se revisan informes nacionales en que se han realizado este tipo de evaluaciones como:

---

[3] EPA (2008b). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen — Health Criteria. Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency.
EPA (2008c). Integrated Science Assessment for Sulfur Oxides - Health Criteria. Research Triangle Park, NC, U.S. Environmental Protection Agency.
EPA (2009). Integrated Science Assessment for Particulate Matter: Final Report. Research Triangle Park, NC, US Government.

[4] Valores Recomendados a Utilizar en la Realización de un AGIES que incorpore un Análisis Costo Beneficio - Salud. Greenlab UC. DICTUC. 2011.

(1) Valores Recomendados a Utilizar en la Realización de un AGIES que incorpore un Análisis Costo Beneficio. Greenlab UC. DICTUC 2011.

(2) Actualización Metodológica MODEM-MODEC para el Gran Santiago". MIDEPLAN-SECTRA. 2010.

(3) Evaluación Ambiental de TranSantiago. Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas. 2009.

(4) Análisis Metodológico para la Aplicación del Modelo MODEC en Regiones. DICTUC. 2008

(5) Norma de Calidad Primaria de MP2.5: Propuestas para Chile. DICTUC. 2009.

(6) Handbook on Estimation of External Costs in the Transport Sector. INFRAS, CE Delft, ISI, University of Gdansk. 2008.

(7) Cifuentes, Krupnick, O'Ryan, Toman. "Urban Air Quality and Human Health Benefits in Latin America and the Caribbean". Documento de Trabajo N°212, CEA, U. de Chile. 2005.

(8) Developing Harmonized European Approaches for Transport Costing and Project Assessment, HEATCO. Comisión Europea. 2005.

(9) Estimación de Beneficios Sociales en Salud Anteproyecto de revisión de las normas de calidad primaria de aire contenidas en la Res Nº1215/78 del Ministerio de Salud. 2000.

La elección de funciones de daño se realizó en conjunto con la contraparte técnica conformada por los Ministerios del Medio Ambiente, Desarrollo Social, Transporte y Telecomunicaciones y SECTRA. Los criterios de selección también fueron acordados.

Tanto las funciones de material particulado y ozono recomendadas incorporan la revisión detallada de los informes anteriores. Los informes más relevantes fueron (1), (2), (3) debido a estar más actualizados e incluir las revisiones bibliográficas de las otras fuentes. Por ejemplo, las fuentes anteriores (2) y (4) presentan diferencias importantes al recomendar el primero funciones de MP2.5 y el segundo del MP10. La fuente (1) es de especial relevancia por ser el documento más actualizado y la recomendación oficial de la autoridad ambiental.

Además, se revisan documentos oficiales de las agencias ambientales de Estados Unidos (EPA) y del proyecto europeo ExternE. En los cuadros, se muestra la fuente original. De la revisión nacional e internacional no suelen aparecer dentro de las funciones recomendadas, consideraciones de umbrales. Por lo tanto, y respetando el espíritu original de los estudios no se consideran funciones con umbrales.

En el caso del material particulado, se eligen sólo funciones asociadas al MP2.5 (por ser una fracción más fina y por tanto con mayor impacto que el MP10). Para ambos contaminantes, se escogen funciones no lineales, específicamente log-lineales, que permiten incorporar la información de base del contexto local de aplicación de la metodología. Además las funciones lineales suelen sobrestimar el impacto ante cambios de concentraciones (a menos que estas últimas sean muy pequeñas).

La elección de funciones log-lineales se justifica por ser la recomendación usual por la literatura nacional e internacional (DICTUC 2008; Greenlab UC 2012, EPA 2010). La forma log-lineal se conoce como regresión de Poisson por ser la variable dependiente una variable de conteo que se asume distribuye según Poisson. Ventajas de las formulaciones log-lineales incluyen la fácil interpretación de indicadores como el riesgo relativo y la inclusión de la tasa de incidencia base como referencia del impacto.

En este caso, se estiman varias funciones mediante métodos de pooling que consideran los resultados de distintos estudios y permiten reducir la incertidumbre incorporando mayor información disponible en un único estimador. Estas funciones fueron estimadas por el equipo consultor[5]. Es importante destacar que un número importante de las funciones propuestas difieren de las relaciones recomendadas en otros estudios pero son muy similares.

El cuadro siguiente presenta las funciones recomendadas para evaluar impactos de material particulado.

Todas las funciones corresponden a material particulado fino MP2.5 con la excepción de "días de escuela perdidos" donde la función se evalúa con cambios de concentraciones de MP10.

[5] En el anexo 3 se explica con detalle los pasos para estimar un pooling.

Categoría General de Efecto	Endpoint	Autor	Año	Edad Mínima	Edad Máxima	Resolución Temporal	Beta	SIGMA BETA	Forma Funcional	Incremento por 10ug/M3
MORTALIDAD LP	Mortalidad LP Todas las causas	Pooled	2009	30	99	Promedio Anual	0.0094	0.00095	Log-Lineal	9.80%
MORTALIDAD CP	Mortalidad no Accidental	Pooled	2009	0	99	Promedio Diario	0.0013	0.00005	Log-Lineal	1.30%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Pulmonar Crónica	Pooled	2009	65	99	Promedio Diario	0.0011	0.0002	Log-Lineal	1.10%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Pulmonar Crónica	Pooled	2009	18	64	Promedio Diario	0.0021	0.00041	Log-Lineal	2.10%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Neumonia	Pooled	2009	65	99	Promedio Diario	0.0042	0.00089	Log-Lineal	4.30%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Todas Cardiovasculares (Menos Infartos al Miocardio)	Pooled	2009	65	99	Promedio Diario	0.001	0.00019	Log-Lineal	1.00%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Disritmia	Pooled	2009	65	99	Promedio Diario	0.0017	0.00113	Log-Lineal	1.70%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Falla Congénita Cardíaca6	Pooled	2009	65	99	Promedio Diario	0.0038	0.00072	Log-Lineal	3.80%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Isquémica Cardíaca	Pooled	2009	65	99	Promedio Diario	0.0013	0.00062	Log-Lineal	1.30%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Asma	Sheppard	2003	0	64	Promedio Diario	0.0039	0.001235	Log-Lineal	4.01%
ERV	Asma	Norris et al	1999	0	17	Promedio Diario	0.0165	0.00349	Log-Lineal	18.00%
Síntomas	Bronquitis	Dockery et al.	1999	8	12	Promedio Anual	0.0379	0.023806	Logística	46.07%
Efectos Menores (Agudos)	Días de Actividad Restringida Menores	Ostro y Rothschild	1989	18	64	Promedio Diario	0.0074	0.0007	Log-Lineal	7.70%
Efectos Menores (Agudos)	Work Loss Days	Ostro	1987	18	64	Promedio Diario	0.0046	0.00036	Log-Lineal	4.70%
Efectos Menores (Agudos)	Días de Escuela Perdidos, Relacionado con Enfermedad	Gilliland et al.	2001	9	10	Promedio Diario	0.0055	0.00939	Log-Lineal	5.70%

Fuente: Elaboración Propia utilizando antecedentes de BENMAP (2010).[4]

Tabla 2.5: Funciones de Concentración Respuesta de Salud recomendadas para material particulado.

[6] Las falla cardiaca congénita ocurre cuando el corazón es incapaz de bombear lo suficiente para distribuir un flujo sanguíneo adecuado.

A continuación se presentan las funciones de daño asociadas al contaminante ozono.

Categoría General de Efecto	Endpoint	Autor	Año	Edad Mínima	Edad Máxima	Resolución Temporal	Beta	Forma Funcional	Incremento por 10ppb
MORTALIDAD CP	Mortalidad no Accidental	Bell et al.	2005	0	99	Promedio 24 horas.	0.0015	Log-Lineal	1.51%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Asma	Burnett et al.	1999	0	99	Promedio 24 horas	0.0025	Log-Lineal	2.53%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Pulmonar Crónica (menos asma)	Burnett et al.	1999	0	99	Promedio 24 horas	0.003	Log-Lineal	3.05%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Neumonía	Burnett et al.	1999	0	99	Promedio 24 horas	0.002	Log-Lineal	2.02%
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Disritmia	Burnett et al.	1999	0	99	Promedio 24 horas	0.0017	Log-Lineal	1.71%
ERV	Asma	Peel et al.	2005	0	99	máximo de 8 horas	0.0009	Log-Lineal	0.90%
Efectos Menores (Agudos)	Dias de Actividad Restringida Menores	Ostro y Rothschild	1989	18	64	Promedio 24 horas	0.0022	Log-Lineal	2.22%
Efectos Menores (Agudos)	Dias de Escuela Perdidos, Relacionado con Enfermedad	Gilliland et al.	2001	9	10	Promedio de 8 horas	0.024398	Log-Lineal	27.6%

Fuente: Elaboración Propia utilizando antecedentes de BENMAP (2010).

Tabla 2.6 Funciones de Concentración Respuesta de Salud recomendadas para Ozono

Las funciones recomendadas de material particulado y ozono son muy parecidas a la de los informes revisados. En material particulado, se utilizan varias funciones estimadas mediante pooling pero que resultan ser muy parecidas a las estimaciones recomendadas en las fuentes (1) y (2). Por ejemplo, para MP2.5 se recomienda un incremento por cada 10ug/m3 de 4.1% en la fuente (1) y la recomendación de pooling 4.3% para neumonía mayores de 65 años. Así, en general los resultados de pooling se encuentran en el orden de

magnitud de los parámetros típicamente utilizados. Cuando no es posible hacer pooling se mantiene la recomendación de (1).

Respecto a los valores monetarios, la literatura provee de valores asociados para cada uno de los efectos de salud para los cuales se disponen funciones de daño. En general, se sigue la recomendación de (1) donde la cifra de 2009 se actualiza al valor del 2011[7]. Es decir, los valores se toman directamente de Greenlab 2011 que entrega valores al 2009. La excepción está asociada al efecto de mortalidad donde para el valor de la vida se toma la cifra oficial del Ministerio de Planificación. La propuesta de valores mantiene la línea de trabajo existente en valores relativamente consensuados.

Sin perjuicio de lo anterior, el Ministerio de Desarrollo Social, la Subsecretaría de Transportes, SECTRA y la Superintendencia de Salud, han conformado una Mesa Técnica para validar y actualizar los costos unitarios del modelo económico MODEC, trabajo en desarrollo.

La tabla 2.7 presenta los valores unitarios recomendados. Cabe destacar que las estimaciones de estos valores se realizan utilizando métodos de capital humano y no de disposición al pago. Métricas de DAP son preferibles por sobre las de capital humano desde la perspectiva económica por corresponder las primeras a métricas de bienestar. Sin embargo, este tipo de estimaciones es más difícil de obtener y para el caso chileno el valor oficial de mortalidad se basa en una estimación de capital humano.

Para las componentes de admisiones hospitalarias es más fácil estimar los costos de la enfermedad que aquellas componentes intangibles como desutilidad o molestia por alguna condición. Por lo anterior, y a pesar de no existir relaciones formales al respecto, es que suele afirmarse que las estimaciones de capital humano son una cota inferior a aquellas de DAP.

[7] Se actualiza al 2011 por ser este el último año con datos completos de producto interno bruto.

Categoría General de Efecto	Endpoint	Edad Mínima	Edad Máxima	Valor Unitario 2011
MORTALIDAD LP	Mortalidad LP Todas las causas	30	99	3456.4
MORTALIDAD CP	Mortalidad no Accidental	0	99	3456.4
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Pulmonar Crónica	65	99	34.2
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Pulmonar Crónica	18	64	34.9
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Neumonía	65	99	37.7
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Todas Cardiovasculares (Menos Infartos al Miocardio)	65	99	53.7
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Disritmia	65	99	53.1
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Falla Congénita Cardíaca	65	99	34.9
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Enfermedad Isquémica	65	99	26.9
ADMISIONES HOSPITALARIAS	Asma	0	64	26.6
ERV	Asma	0	17	24.4
ERV	Bronquitis	8	12	0.0
Efectos Menores (Agudos)	Días de Actividad Restringida Menores	18	64	0.0
Efectos Menores (Agudos)	Work Loss Days	18	64	0.8
Efectos Menores (Agudos)	Días de Escuela Perdidos, Relacionado con Enfermedad	9	10	0.2

Tabla 2.7 Valores Unitarios (UF)

Fuente: Greenlab 2011.

Para actualizar estos valores se utiliza la misma recomendación que se realiza en (1). Es decir, se asume que estos valores crecen con el ingreso per cápita lo que resulta razonable al asumir que la disposición al pago por evitar condiciones de salud adversas se asocian a un bien normal. Es decir, estas DAP crecen con el ingreso.

En particular, para cada efecto el valor (v) se actualiza como:

$$v_t = v_{t_0}(1+g)^{t-t_0}$$

Donde en este caso t_0 corresponde al año 2011, g la tasa de crecimiento del ingreso per cápita y t el año al que se quiere actualizar el valor.

Para estimar la tasa de crecimiento del ingreso per cápita se utilizan las tasas de crecimiento de PIB real (η) y de población (μ) según la relación siguiente[8]:

$$1+g = \frac{1+\eta}{1+\mu}$$

Se propone utilizar la tasa de crecimiento de población que implícitamente arrojan los dos últimos censos de 2002 y 2012 (0.97% anual), al menos hasta contar con nuevas proyecciones oficiales. Proyectar con certeza el PIB es imposible por lo que su trayectoria debe acordarse para cada aplicación.

Finalmente, para las tasas de incidencia base se revisaron datos de hospitalizaciones disponibles para el 2009 del Ministerio de Salud[9] que junto con la población de interés entregan la tasa base. Esta es la fuente disponible más reciente. Para la población regional se utilizan resultados ya disponibles del censo 2012 pero para la distribución etárea se usa una proyección basada en el censo del 2002. Estos datos deberán revisarse una vez que toda la información del censo 2012 esté disponible. Se adjunta una planilla con el cálculo de las tasas base de hospitalizaciones.

[8] Esta misma metodología se utiliza para actualizar los valores del 2009 al 2011. En particular, se consideran las tasas de crecimiento del PIB real publicadas en la página web del Banco central de 6% para el año 2010 y 6% para el 2011. Para el crecimiento de la población se utilizan los datos agregados del censo 2002 y 2012 donde la tasa uniforme de crecimiento de población resulta ser 0.97%.

[9] http://intradeis.minsal.cl/egresoshospitalarios/menu_publica_nueva/menu_publica_nueva.htm.

	Enfermedad Pulmonar Crónica		Neumonía	Todas Cardiovasculares (Menos Infartos al Miocardio)	Arritmia	Falla Congénita Cardíaca	Enfermedad Isquémica Cardíaca	Asma
Región/ Edad	**18-64**	**>65**	**>65**	**>65**	**>65**	**>65**	**>65**	**0-64**
Antofagasta	34	245	897	2,926	533	1,390	584	27
Valparaíso	31	561	1,920	5,077	1,554	1,853	991	30
Libertador Bernardo O'Higgins	35	554	2,100	2,887	950	959	588	18
Maule	31	563	2,525	3,608	1,092	1,439	583	13
Bio-Bio	54	1,026	2,605	4,278	1,455	1,530	803	27
La Araucanía	73	1,570	3,101	5,119	1,356	1,909	1,102	41
Los Ríos	97	1,657	3,458	5,527	1,566	2,270	1,109	18
Metropolitana	28	418	1,210	3,355	996	1,339	674	24

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 2.8: Tasas de incidencia base (casos por 100 mil habitantes).

Para los efectos de restricción de actividad se utilizan los datos de la fuente (1).

Días Laborales Perdidos	136.393
Días de Actividad Restringida	646.050
Días de Act. Restringida Leve	780.005

Fuente: Greenlab.

Tabla 2.9: Días por 100 mil habitantes de restricción de actividad.

Para la tasa base de ausencias escolares se toma el dato transferido de 9,9 días de ausencia al año por alumno[10].

[10] BENMAP-2010.

2.1.3 Impactos en Agricultura

El método de la función de daño también es aplicable para estimar beneficios que mejoras en la calidad del aire puedan tener en la producción agrícola. En particular, las funciones de concentración respuesta permiten estimar cambios en la producción expresada en toneladas de un cultivo. Esta producción luego puede valorarse utilizando información de precios de mercado y así obtener beneficios.

Las funciones de daño de cultivos agrícolas existen tanto para medir impactos absolutos y normalizados. Cuando no se cuenta con niveles de producción normalizados, la reducción normalizada se obtiene de la ecuación siguiente:

$$\Delta Yn_i = (Yalternativo_i - Ybase_i)/Ybase_i$$

Donde$Y_{base\ i}$, $Y_{alternativo\ i}$ corresponden a los rendimientos del cultivo i en los escenarios base y alternativos respectivamente.

Cuando los niveles de producción asociados a ambos scenarios están normalizados, la diferencia de productividad se expresa como:

$$\Delta Yn_i = Y_n(reducción)_i - Y_n(base)_i$$

Donde "Y_i" and "Yn_i son medidas de la producción y producción normalizada de la especie i en el escenario base. ΔYn_i representa el cambio normalizado de producción de la especie.

El cambio en ingreso asociado a la especie i, "ΔIi", se obtiene como el producto entre el precio de la especie "Pi", su rendimiento "Ri", el número de hectáreas cultivada "Hi" y la variación porcentual de rendimiento ΔYi:

$$\Delta I_i = P_i \cdot R_i \cdot H_i \cdot \Delta Y_i$$

Al igual que para el caso de la salud, para agricultura se han evaluado relaciones de distintas formas funcionales. Destacan las funciones polinómicas, exponenciales y lineales.

$$Y = \alpha + \beta * C + \gamma C^2$$

$$Y_n = \exp\left(-\frac{C}{\delta}\right)^{\varepsilon}$$

$$Y_n = \theta \cdot C + \phi$$

El cuadro 2.7 siguiente presenta las funciones de daño recomendadas. Todas las funciones son lineales y corresponden a las que recomienda Chile según el informe (1) anteriormente mencionado.

En este caso, las concentraciones corresponden al índice AOT40 tal como lo recomienda la EPA y también la Unión Europea.. El AOT40 es un valor que expresa la duración y la magnitud acumuladas de los cultivos a concentraciones de ozono mayores de 40 ppb. Se supone que a partir de este umbral se comienza una disminución del rendimiento los cultivos y que este impacto sea acumulativo. En su cálculo sólo se consideran las horas del día en hay radiación solar y sólo aquellos meses con concentración promedio de al menos 40ppb. En consecuencia, su calculo es según:

$$AOT40 = \sum_{i=MES} \sum_{j=Hora\ de\ luz} (C_{ij} - 40)$$

donde C_{ij} indica la concentración horaria de ozono en ppb.

Cultivo	θ	ϕ
Sandia	-0.0321	0.97
Arvejas	-0.0165	0.96
Poroto Granado	-0.0165	0.96
Porotos de Consumo Interno	-0.0165	0.96
Porotos de Exportación	-0.0165	0.96
Porotos Verdes	-0.0165	0.96
Garbanzo	-0.0165	0.96
Lenteja	-0.0165	0.96
Trigo Blanco	-0.016	0.99
Trigo Candeal	-0.016	0.99
Cebolla de Guarda	-0.0121	1.01
Cebolla Temprana	-0.0121	1.01
Lechuga	-0.0108	1.04
Tomates de consumo fresco	-0.0083	1
Tomate industrial	-0.0083	1
Papa	-0.0057	0.99
Tabaco	-0.0055	1.04
Arroz	-0.0039	0.94
Maíz	-0.0036	1.02
Uva de Mesa	-0.003	0.99

Tabla 2.10 Funciones de concentración respuesta de agricultura recomendadas para ozono.

Fuente: Elaboración Propia en base a Mills (2007)

El cuadro siguiente presenta los valores unitarios en las unidades según ODEPA y en UF/ton para cada los cultivos considerados. Estos valores fueron obtenidos de la ODEPA siguiendo la recomendación del Ministerio de Desarrollo Social. Los valores presentados corresponden al valor anual promedio para el año 2011 (para tener consistencia con los valores de salud en que se valora al 2011 por ser el último año concluido y con todos los datos). Los valores utilizados son mayoristas (sin IVA) y se pueden encontrar directamente en http://www.odepa.gob.cl.

Cultivo	Valor	Unidad	Valor	Unidad
Sandia	0.029	UF/kilo	29.0	UF/ton
Arvejas	0.534	UF/30 kilos	18.1	UF/ton
Poroto Granado	0.556	UF/30 kilos	18.5	UF/ton
Porotos de Consumo Interno	1.906	UF/QQMT	7.6	UF/ton
Porotos de Exportación	1.906	UF/QQMT	7.6	UF/ton
Porotos Verdes	0.874	UF/30 kilos	29.1	UF/ton
Garbanzo	1.906	UF/QQMT	7.6	UF/ton
Lenteja	1.906	UF/QQMT	7.6	UF/ton
Trigo Blanco	0.614	UF/QQMT.	2.5	UF/ton
Trigo Candeal	0.614	UF/QQMT.	2.5	UF/ton
Cebolla de Guarda	0.072	UF/ 18 kilos	4	UF/ton
Cebolla Temprana	0.072	UF/ 18 kilos	4	UF/ton
Lechuga	0.582	UF/ cien	5.8	UF/ton
Tomates de consumo fresco	0.204	UF/ 18 kilos	11.3	UF/ton
Tomate industrial	0.204	UF/ 18 kilos	11.3	UF/ton
Papa	0.222	UF/ 50 kilos	4.4	UF/ton
Tabaco	0.000			
Arroz	0.669	UF/QQMT.	2.7	UF/ton
Maíz	0.618	UF/QQMT.	2.5	UF/ton
Uva de Mesa	0.284	UF/ 20 kilos	14.2	UF/ton

Tabla 2.11 Valores Unitarios por Tipo de Cultivo (Fuente: Elaboración propia en base a ODEPA.)

En términos de rendimientos, la información se basa en el censo agropecuario del INE. Para cereales y cultivos industriales existe información sobre la producción de cada tipo de

cultivo por comuna en términos agregados y también por hectárea. Las fuentes de dicha información son:

http://palma.ine.cl/demografia/menu/EstadisticasDemograficas/proyecciones.aspx

o también:

http://www.censoagropecuario.cl/noticias/09/07042009.html

Las mencionadas fuente no incluyen información sobre el rendimiento de las hortalizas. Para este fin se usó una "publicación especial" con información hortícola del INE:

http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/calendario_de_publicaciones/pdf/01_07_10/horticola_08_09.pdf

Se adjunta una planilla con los rendimientos y hectáreas de cada cultivo por comuna. Esta planilla es la base de los archivos shapes que se usarán dentro de MODEC (en analogía a la información demográfica en el caso de salud).

2.1.4 Impactos en Materiales

En esta sección se explica por qué el equipo consultor considera que no es razonable incluir esta categoría de impactos en la evaluación lo que se acordó con la Contraparte Técnica con miembros del Ministerio de Desarrollo Social, Ministerio de Medio Ambiente, la Subsecretaría de Transportes y SECTRA. A pesar que tanto Europa como Estados Unidos, consideran metodologías para estimar beneficios en materiales la inclusión de esta externalidad se ha incluido principalmente en la experiencia europea. Los impactos en materiales utilizan funciones de exposición respuesta que relacionan las concentraciones con la tasa de corrosión del material. Requerimientos de desempeño determinan el punto en que se requiere un reemplazo. Este punto se entrega en términos de degradación crítica. A su vez, al introducir la degradación crítica se permite obtener la frecuencia de reemplazo.

Los principales componentes de daño que se manifiestan a través de depósitos de ácidos en materiales son H+, SOx y NOx. Este fenómeno ha tenido efectos en materiales como zinc/acero galvanizado y otros metales, piedra carbonizada y recubrimiento de superficies (como pinturas). En general, los estudios han coincidido en incorporar SO_2. Por ejemplo, ver ExternE 1998 y 2006; HEATCO 2004, EPA 2011).

El análisis de materiales ha tenido impactos mayores en países europeos donde la antigüedad de las edificaciones es muchísimo mayor a la chilena y existen problemas de lluvia ácida. En este sentido para Europa preservar sus edificios ha sido un "issue" y no así para Chile que además es altamente sísmico por lo que la edad de los materiales es muchísimo menor a las del caso europeo.

La estimación de los impactos de la contaminación de SO_2 en materiales requiere del uso de funciones de dosis respuesta. Las funciones de la literatura son básicamente europeas. Este es el punto central. El equipo consultor opina que las funciones de daño de materiales no son transferibles de un contexto a otro como sí puede ser razonable en el caso de salud o agricultura.

Suponiendo que estas funciones internacionales representasen bien el fenómeno local en Chile, lo que no es así, surgen además inconvenientes de datos para su correcta aplicación. En particular, surgen los problemas de información siguientes:

- Algunas funciones de SO_2 también requieren la incorporación de las concentraciones de iones de H+ en las precipitaciones lo que complica la estimación.

- La estimación de requerimientos de reemplazo requiere de información de inventarios de materiales por distrito (comuna, etc). Por ejemplo, en EPA 2011 se señala que para la estimación de estos impactos se cuenta con encuestas que permiten categorizar tipos de edificios, superficies expuestas al exterior, y tipo de materiales de estas superficies. En Chile no existe información clara para ello. La estimación y proyección de inventarios de materiales requeriría de una serie de supuestos muy fuertes para llenar los vacíos de información que hace que estas estimaciones sean altamente inciertas.

En Chile, existe el antecedente de una estimación de beneficios en materiales. Según este estudio "Evaluación ambiental de Transantiago" (2009), las etapas de desarrollo de la metodología para estimación del beneficio unitario en materiales son las siguientes:

(1) Identificación de materiales expuestos en la RM, identificación y estimación de parámetros ambientales y concentración de contaminantes según escenario de concentraciones.
(2) Cálculo del período de mantención o recambio según escenarios de concentración de contaminantes.
(3) Estimación de los costos de mantención o recambio de material por unidad de superficie
(4) Estimación y proyección de superficie expuesta en la RM
(5) Cálculo del beneficio económico unitario

En la evaluación de Transantiago (2009) a partir de los materiales identificados como elementos de construcción en la RM se proyectaron los m^2 construidos para las 34 comunas de la provincia de Santiago en estudio. Esta estimación se realizó en dos etapas según el año proyectado como se explica a continuación. Según este informe, en base a los permisos de edificación otorgados anualmente por comuna, destino[11] y el número de pisos para el período 1990-2004 (INE) se estimó la superficie construida según tipo de material en las diferentes comunas para el período 2005 – 2011. En la segunda etapa y para proyectar los m^2 construidos para este período se ajustaron curvas logarítmicas según material y comuna, en función de la superficie construida durante el período 2005-2011. Este estudio se considera como un esfuerzo metodológico muy importante pero no fundamental en las conclusiones de la deseabilidad del proyecto bajo estudio ni que los resultados de los beneficios de materiales sean una métrica precisa.

En este estudio, se recomienda no incluir los materiales en el análisis costo beneficio. La experiencia internacional ha mostrado que el impacto en materiales es muchísimo menor que los impactos en salud e incluso agricultura (Friedrich y Bickel 2001; CAFE 2005; EPA 2011; SEI 2011). Por otra parte, requiere información de base local (áreas de mantenimiento, inventarios de materiales) que no está disponible para Chile y la cuantificación económica no resulta ser directa y sujeta a altísimos grados de incertidumbre por la calidad y disponibilidad de información. En Chile los costos de reemplazo se producirían en un futuro que hace que al descontarlos sean incluso menos relevantes en

[11] Vivienda, industria, comercio, establecimientos financieros y servicios

términos de valor presente. Pero lo más importante, no hay funciones que se consideren como creíbles para aplicarse en Chile.

La falta de información y de funciones locales actual hace que sea inviable estimar beneficios de materiales en el marco del proyecto actual. Desde un punto de vista de costo efectividad resulta entonces recomendable centrarse en actualizar los beneficios de salud e incluir la siguiente categoría en relevancia que es agricultura.

2.1.4.1 Propuesta para estudiar el impacto en materiales en ciudades chilenas

Es evidente que para poder evaluar socio-económicamente el impacto de la contaminación en materiales sería necesario realizar estudios de largo plazo que de manera seria examinen las relaciones entre periodos de reemplazo de materiales y niveles de contaminación. Mientras los niveles de contaminación ya hoy en días se monitorean en muchas ciudades (y en otras existen iniciativas para que sean implementadas estaciones de monitoreo) no existen registros del reemplazo de materiales. En consecuencia, se necesitaría establecer un protocolo de registros de este tipo que tendría incluir información sobre el tipo de reemplazo, la causa y la superficie afectada. Este registro además se tendría que realizar en la base de inventarios de edificaciones desagregando por edad y tipos de materiales. Tales inventarios tampoco existen hoy en día y tendrían que levantarse también.

2.1.5 Visibilidad

Muchas ciudades presentan problemas de contaminación atmosférica que afectan la salud de sus habitantes y conllevan en un aspecto secundario la perdida de la claridad o transparencia de la atmósfera. La repercusión de baja visibilidad es difícil de identificar y cuantificar. Además, la reducción de la contaminación del aire no está linealmente relacionada con mejoramientos en la visibilidad.

Con respecto a la visibilidad se han revisado los siguientes dos antecedentes dentro del contexto chileno a los que se hace referencia dentro de esta sección:

1) DICTUC, 2009, Evaluación ambiental del Transantiago, Informe Final, PNUMA

2) GEOAIRE, 2012Evaluación de beneficios de una norma de emisión para fundiciones de cobre, Informe Final, Ministerio del Medio Ambiente

En el caso de la visibilidad es ésta misma la variable misma que se considera en la evaluación de beneficios, lo que no hace necesario establecer funciones dosis-respuesta. Además, para la evaluación de la visibilidad no se requiere ninguna información adicional que no tenga relación a variables ambientales. De esta manera, teniendo información sobre la visibilidad (por parte del modelo) y los valores monetarios sería suficiente incluir esta variable en la evaluación. Sin embargo y a pesar que se requiere una información muy reducida en este caso, la incertidumbre asociada a la información requerida es muy alta.

En los estudios anteriormente mencionados, se hace la relación entre la visibilidad y la contaminación. Sin embargo, ninguno de los dos estudios entrega información reproducible sobre cómo cuantificaron la visibilidad en función de la contaminación. A juicio del consultor, no existen los antecedentes empíricos necesarios para llegar a una relación cuantitativa entre la contaminación y la visibilidad para Santiago (y menos para las otras ciudades consideradas en este estudio). Justamente con este fin, se tomó la iniciativa para tratar de cuantificar esta relación para el caso de Santiago tal como se describe en lo que sigue.

Medir la visibilidad es una tarea compleja debido a su dependencia de la meteorología y del ángulo solar. Además la visión humana es algo no del todo entendida en la actualidad y no existe instrumento que pueda medir la visibilidad con la complejidad del ojo humano (Hyslop, 2009). Por ejemplo, medir visibilidad como la mayor distancia a la cual se puede distinguir un objeto no implica medir distorsiones como los cambios de coloración que sufre un rayo de luz que pasa por la atmósfera.

Las mediciones históricamente estándares de visibilidad realizadas por observadores entrenados fueron reemplazados desde los años 90 por instrumentos para así evitar el sesgo de cada observador. La mayor parte de los instrumentos comerciales son diseñados para aplicaciones aeronáuticas y están enfocadas en medir el rango visual que corresponde a la mayor distancia que se puede ver un objeto grande y negro con fondo el cielo del horizonte. Este tipo de medición todavía se aplica con fines aeronáuticos y, en general, para

situaciones en que se presenta neblina, es decir, en condiciones de muy baja visibilidad. Una de las debilidades de ese tipo de medición es que su diseño es justamente para medir la visibilidad de corta distancia (metros). Dentro del contexto de la calidad del aire, son más apropiados los instrumentos que miden la pérdida de un rayo de luz que pasa por la atmósfera. El parámetro físico que permite cuantificar esta pérdida es el coeficiente de extinción b_{ext} que, a su vez, es la suma del aporte de absorción y dispersión de gases y partículas.

El coeficiente de extinción tiene una dependencia importante de la distribución de tamaños y especiación química de los aerosoles, siendo las partículas con tamaños similares a las longitudes de onda visible las que tienen un mayor efecto reductor de visibilidad. Algunas partículas absorben agua (higroscópicas) y a medida que la humedad relativa aumenta estas partículas crecen en diámetro y su habilidad de dispersar luz aumenta. Una atmósfera donde el fenómeno de interacción con la radiación solar está dominado por la dispersión tiene una apariencia blanquecina debido a que se pierde el azul del cielo y los contrastes se reducen; si el fenómeno dominante es la absorción, la atmósfera tomará un color oscuro o anaranjado asociado a las longitudes de onda no absorbidas por los elementos interactuantes (Hyslop, 2009). El ojo humano puede percibir ambos fenómenos. Además, la visión humana puede detectar bajos niveles de contaminación y es muy sensible a incrementos de las concentraciones bajas de material particulado. Por el otro lado la sensibilidad es mucho menor a incrementos bajo concentraciones mayores (respuesta no lineal) (Hyslop, 2009).

Las relaciones entre las distintas características de la contaminación atmosférica y la visibilidad se basan fundamentalmente en experimentos empíricos del lugar específico de interés. Estudios realizados en Santiago son pocos y datan de aproximadamente 20 años atrás. Ellos son los trabajos de Horvath y Trier. 1993, Trier y Horvath 1993, y Horvath, *et al.*, 1997, realizaron campañas entre septiembre-enero (1988-1989) y entre febrero-junio (1990) donde utilizaron un telefotómetro para medir el coeficiente de extinción, b_{ext}. Las mediciones reportadas del b_{ext} son similares a las encontradas en otras ciudades y se diferencian en que presentan variaciones por un factor de aproximadamente 8 en unas pocas horas.

En los tres artículos mencionados los resultados dan cuenta de variaciones en el ciclo diario y estacional del coeficiente de extinción en el centro de Santiago y en la zona cordillerana de Farellones. Los valores de extinción medidos para el centro de Santiago son mayores durante la mañana y disminuyen bruscamente hasta las 10:00 hrs, presentan un mínimo cerca de las 15:00 hrs y vuelven a aumentar a las 18:00 hrs. En cambio la extinción para la zona de Farellones es mínima durante las mañanas y aumente durante las tardes, presentado en las tardes valores cercanos a los medidos en Santiago. Los autores explican el ciclo diario por variaciones en la altura de la capa límite la que aumenta en función del calentamiento radiativo de la superficie permitendo la dilución de los contaminantes en las tardes. (Sin embargo, los autores no muestran esa relación debido a la ausencia de información acerca de la altura de capa límite en Santiago.) Los valores similares en las tardes entre Farellones y Santiago los explica por el crecimiento de la capa límite hasta 3000 metros. Mientras en estos estudios se encuentran una correlación entre el rango de visibilidad calculado del coeficiente de extinción y la visibilidad medida en aeropuertos dentro y cerca de Santiago y también una correlación entre el coeficiente de extinción y concentraciones de MP10 (pero más baja), estos trabajos no realizan un vínculo entre un coeficiente de extinción medido y la imagen panorámica de ese momento. Y es justamente esta imagen panorámica la que se define como visibilidad dentro de un contexto de la contaminación atmosférica.

Finalmente, Stewart *et al.*, 1984, avala la utilización de fotografías que ofrecen una buena representación del entorno visual. Esta utilización fotográfica ha sido una medida complementaria a mediciones de calidad de aire y atmosféricas que se han utilizado varias ciudades para abordar el problema de visibilidad y así llevar registro de un parámetro cualitativo que engloba la complejidad de la percepción humana (por ejemplo: http://www.hazecam.net/).

La motivación de este trabajo ha sido complementar los trabajos realizados sobre visibilidad en Santiago. Se busca justamente encontrar una relación entre visibilidad y concentraciones de MP10 usando al análisis de imágenes. En este sentido, la percepción de la cámara fotográfica se considera igual a la del ojo humano.

2.1.5.1 Teoría de la visibilidad

La intensidad de un rayo de luz que pasa por una capa de atmósfera compuesta por gases y aerosoles está dada por:

$$I = I_0 \exp(-b_{ext} z)$$

Donde I_0 es la intensidad en la fuente de origen, I es la intensidad medida después de pasar por la capa, z es el camino recorrido por el rayo de luz y b_{ext} es el coeficiente de extinción. b_{ext} , a su vez se define como:

$$b_{ext} = b_{Disp.Part} + b_{Disp.Gas} + b_{Abs.Part} + b_{Abs.Gas}$$

Es decir, b_{ext} combina los efectos de la extinción por absorción y dispersión de gases y partículas.

Normalmente se considera que un ojo humano puede ver objetos que presenten un contraste del 2%, esto equivale a decir que I/I_0=0,02. LEso nos permite hacer una relación entre el coeficiente de extinción medido y el rango de visión obtenido según Koschmieder (1924) .

$$z = \frac{-\ln(I / I_0)}{b_{ext}}$$

La formula de Koschmieder es sólo aplicable bajo limitadas condiciones: La atmósfera debe estar iluminada en forma homogénea, el coeficiente de extinción no pueden variar en el espacio, el objeto debe ser idealmente negro y ser visto en contra del horizonte (Horvath, 1967)

2.1.5.2Método

Con fines de cuantificar la visibilidad, se creó un índice utilizando imágenes digitales obtenidas de la cámara IP del Departamento de Geofísica de la Universidad de Chile. Esta cámara se encuentra desde su instalación en enero 2009 orientada hacia el noreste del Departamento de Geofísica de la Universidad de Chile (DGF) y tiene un ángulo de visión horizontal de 73º (dirección oriente). (Durante periodos cortos se ha cambiado su orientación hacia el sur, sureste y oeste. Sufre de variaciones

pequeñas de su orientación asociada a limpieza ocasional y manipulaciones varias.) Las imágenes de esta cámara son almacenadas en formato JPG con una frecuencia de una imagen cada 20 segundos.

Las imágenes utilizadas (1024X1280 pixeles) en este trabajo tiene orientación noreste y enfocan al Cerro San Cristóbal y los Cerros de la pre-cordillera de Santiago como el Cerro Provincia y San Ramón (ver figura 2.2). El periodo de tiempo analizado es desde febrero hasta julio del año 2009. Las zonas que fueron estudiadas son la ladera sur del Cerro San Ramón y la cumbre del Cerro San Cristóbal. La ladera sur del Cerro San Ramón se encuentra a 2000 metros sobre el valle de Santiago y a 19 Km de la cámara. El Cerro San Cristóbal está a 280 metros sobre el valle de Santiago y a 5 Km de donde se obtienen las imágenes.

El cálculo del índice de visibilidad está basado en realizar un contraste entre una zona montañosa y el fondo atmosférico, para esto se seleccionaron pixeles en la zona donde la imagen identifica "cerro" y zonas adyacentes identificadas como "cielo". Se obtiene el valor promedio de los pixeles de cada sub área y se realiza el cálculo entre el "cielo" menos el "cerro" (ver figura 1). Este cálculo se repite para cada una de las imágenes utilizadas. Por día se consideraron 180 imágenes (equivalentes a una hora) centradas en las 12:00 hrs. De esta manera se obtiene i) un valor promedio del contraste (en vez de un valor instantáneo si sólo se considerara una imagen por día) y ii), fijando la hora, se considera siempre el mismo ángulo azimutal solar. El valor final diario es el promedio de cada uno de los 180 contrastes. Los contrastes mismos se dan por el análisis del espectro RGB por los que se definen las imágenes JPG.

Los índices de visibilidad se correlacionan en el análisis con las concentraciones de MP10 obtenidas de la estación de monitoreo de Parque O'Higgins y la humedad relativa obtenida de mediciones realizadas en la azotea del DGF a través de una estación meteorológica automática. Todas las mediciones (material particulado, humedad relativa y índice de visibilidad) son valores promedio de las 12:00 hrs.

Figura 2.2: Imagen obtenida de la cámara IP DGF. Los rectángulos negros indican las sub áreas de cielo y cerro sobre el Cerro San Cristóbal (izquierda) y Cerro San Ramón (derecha), respectivamente.

2.1.5.3Resultados y discusión

La serie de tiempo del índice de visibilidad para el Cerro San Ramón y San Cristóbal se presenta en la figura. 2.4. Se puede observar un índice de visibilidad mayor para el Cerro San Cristóbal que el cerro San Ramón; es decir el contraste entre los pixeles "cerro" y "cielo" es mayor en el caso del cerro San Cristóbal. Esto se explica por la menor distancia a la que se encuentran el cerro San Cristóbal que el cerro San Ramón respecto a la ubicación de la cámara y, por lo tanto, el menor impacto en la visibilidad que tienen las propiedades ópticas de la atmósfera a menor distancia. En ambos casos se observa una disminución en el índice desde febrero hasta mayo. A partir de mayo tiene un impacto importante la nubosidad y posibles nevadas que hacen que los datos a partir de ese mes ya no son consistentes para el tipo de análisis aplicado en este estudio. En los meses febrero – mayo se puede observar que la variabilidad interdiaria es distinta entre los dos cerros lo que indica que puede haber alta visibilidad en un cerro y baja en otro. Es decir, la visibilidad panorámica no necesariamente es homogénea en el espacio.

También se observan diferencias en la relación entre los índice de visibilidad y concentraciones de MP10 y humedad relativa. Esta relación se indica en las figuras 2.4 y 2.5 para el Cerro San Cristóbal y San Ramón, respectivamente. En el caso del Cerro San Cristóbal (figura 2.4) se puede notar que existe una relación inversa entre las concentraciones de MP10 y el índice de visibilidad, existiendo una amplia dispersión en valores bajos de visibilidad. Es evidente que sólo existe una alta visibilidad para eventos de bajas concentraciones de MP10 y de baja humedad relativa. Condiciones de baja visibilidad se dan generalmente (pero no exclusivamente) bajo condiciones de alta humedad relativa. Sin embargo, la dispersión en torno del MP10 es muy grande; existe baja visibilidad tanto en todas las condiciones de concentraciones de MP10 (de muy bajas a muy altas)

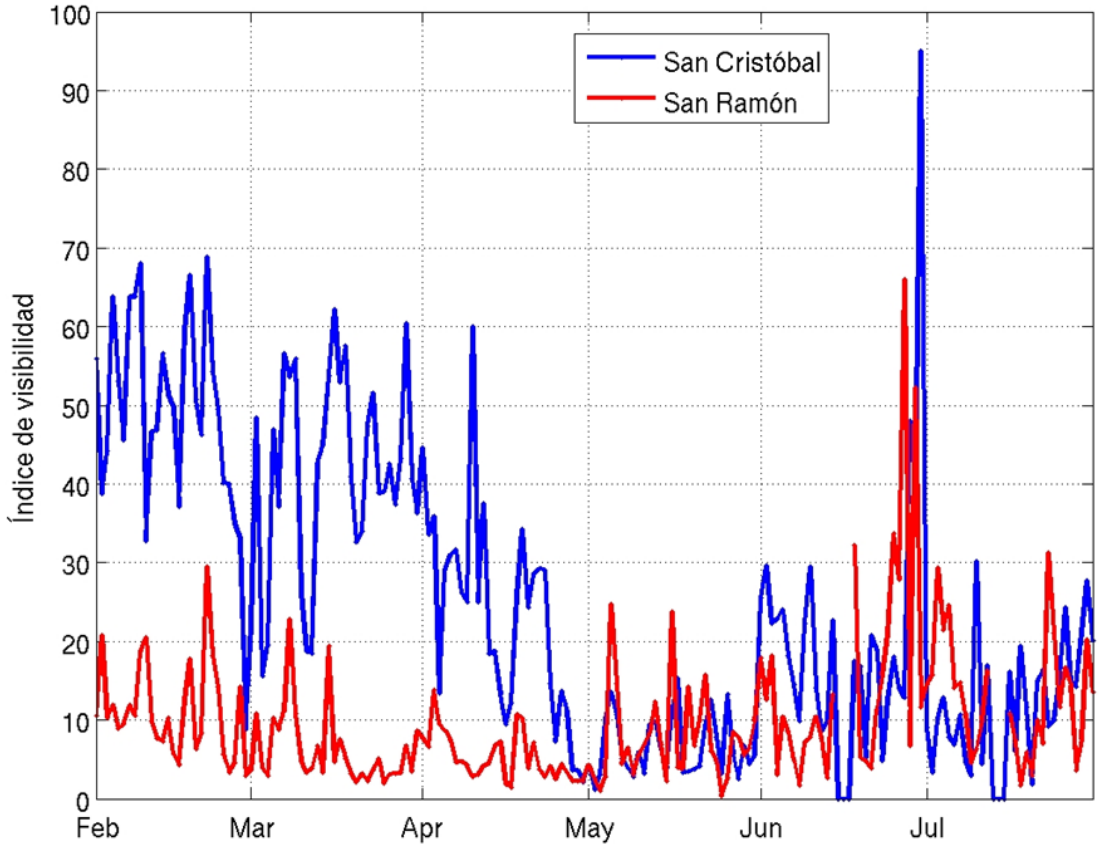

Figura 2.3: Índice de visibilidad obtenido en base al contraste entre las sub áreas de cielo y cerro para el Cerro San Cristóbal y Cerro San Ramón.

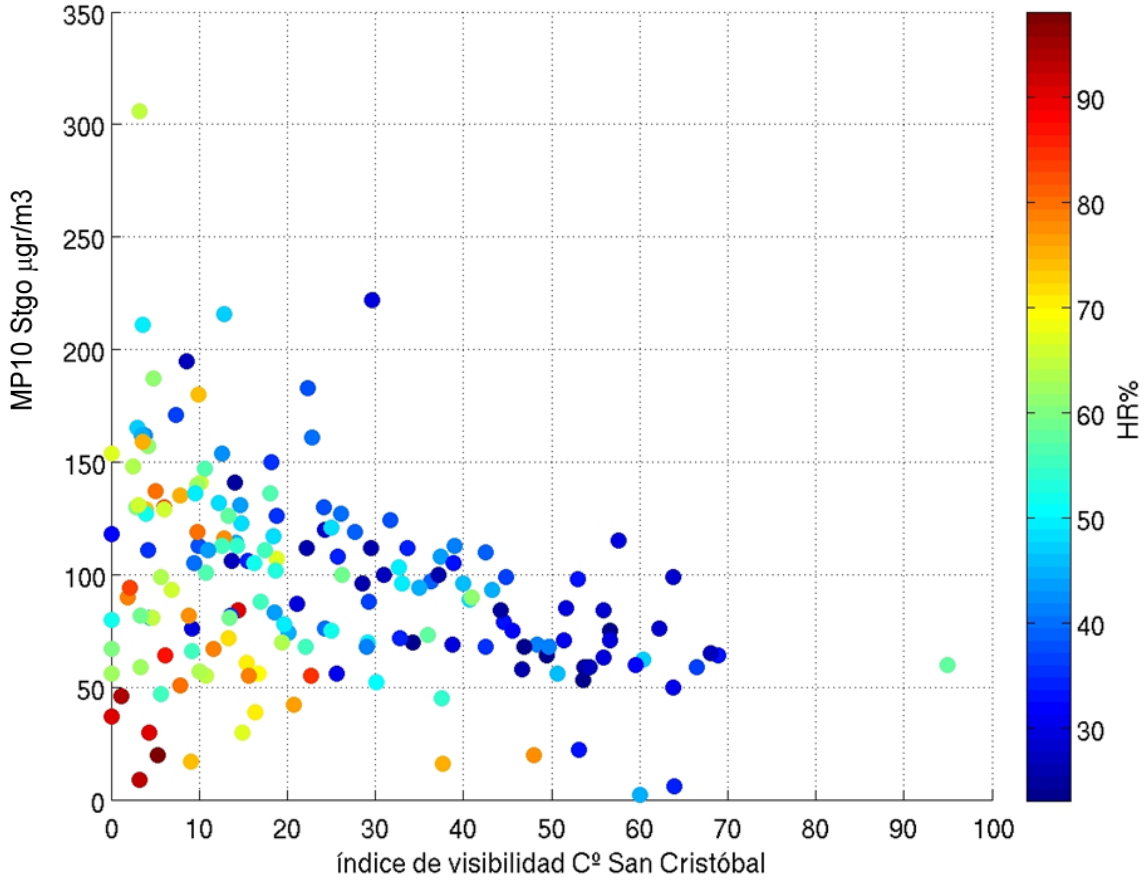

Figura 2.4: Gráfico de dispersión entre el índice de visibilidad para el Cerro San Cristóbal y las concentraciones de MP10 de la estación de Parque O'Higgins. La barra de colores indica la humedad relativa medida en la estación del DGF.

En el caso del cerro San Ramón no existe ninguna relación entre el índice de visibilidad y humedad relativa y MP10 (figura 2.5). Es decir, en el caso del cerro San Ramón no existe correlación entre el índice de visibilidad ni con la humedad relativa ni con concentraciones de MP10. En este momento, no hay explicación para este fenómeno.

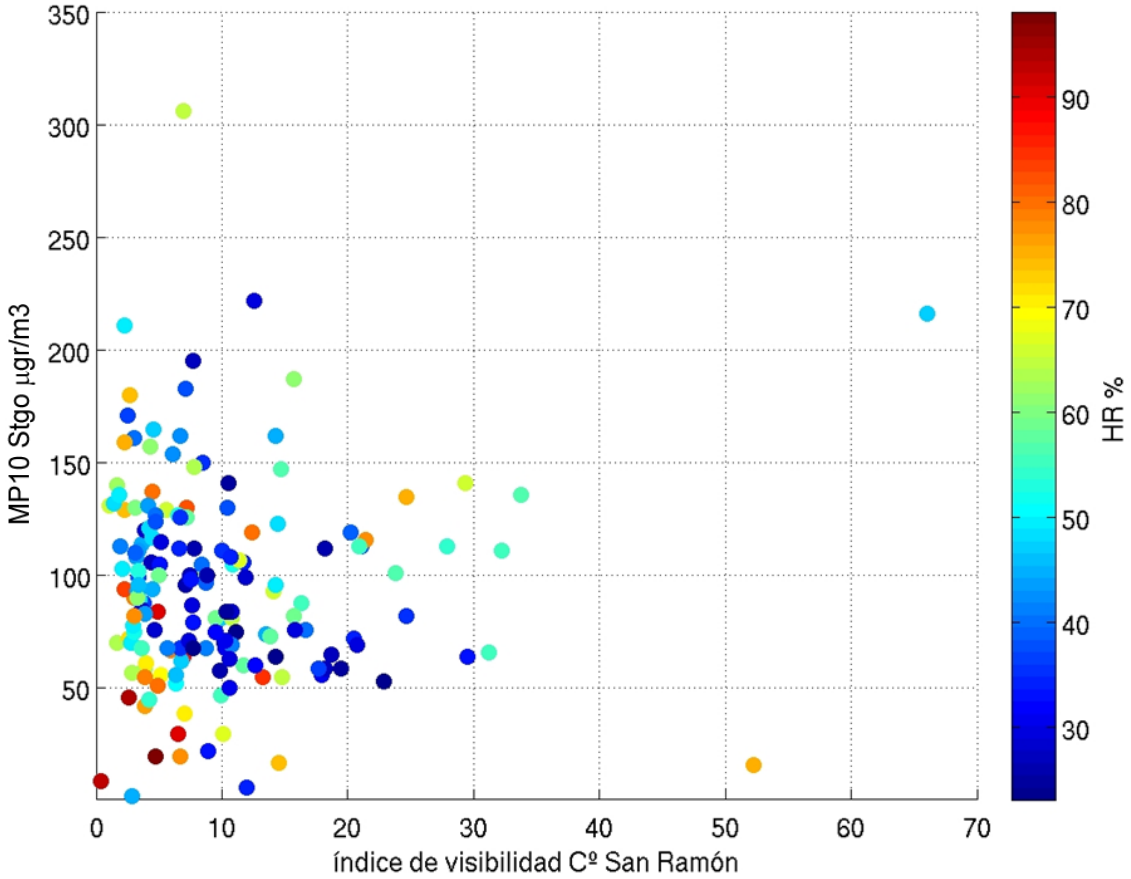

Figura 2.5: Gráfico de dispersión entre el índice de visibilidad para el Cerro San Ramón y las concentraciones de MP10 de la estación de Parque O'Higgins. La barra de colores indica la humedad relativa medida en la estación del DGF.

Los resultados mostrados aquí son una indicación de la dificultad de relacionar visibilidad con material particulado. Es importante señalar que este estudio tiene limitaciones importantes. En primer lugar, una cámara IP no produce imágenes de muy alta calidad tal

como sería deseable para un estudio de nivel científico. En segundo lugar, tampoco se ha considerado la visibilidad panorámica completa en el sentido que sólo se han considerado dos ángulos (hacia los cerros San Cristóbal y San Ramón). Con fines de llegar a resultados más concluyentes, se debería un estudio con las características tal como se describe en lo que sigue.

2.1.5.4 Propuesta para estudiar la visibilidad en Santiago

Se acuerda que la percepción de la visibilidad es muy sensible a incrementos de concentraciones de material particulado en condiciones de bajas concentraciones y poco sensible a incrementos en condiciones de altas concentraciones. La Figura 5 muestra una relación del trabajo de Hyslop, 2009, entre la visibilidad percibida (basada en encuestas) y el coeficiente de extinción y un aproximado de las concentraciones de partículas finas que normalmente producen esos coeficientes. Se puede notar que coeficientes de extinción con valores mayores a 0,07 km^{-1} son percibidas como mala calidad del aire (equivalente a baja visibilidad).

Es importante señalar que las mediciones de coeficiente de extinción en Santiago reportan valores típicos de 0,3-0,5km^{-1} (Horvath y Trier, 1993), es decir, son aproximadamente 15-25 veces mayores a un valor equivalente a una percepción visual de calidad de aire media (valor de percepción visual de calidad de aire 4 equivalente a un coeficiente de extinción de 0,02 km^{-1}) y considerando las concentraciones equivalentes a ese coeficiente de extinción pocas veces se podría tener la percepción de un aire limpio con alta visibilidad. Es evidente entonces, ya que Santiago casi todos los días se encuentra en condiciones de altas concentraciones, que un estudio sobre la visualidad y su relación con las concentraciones de material particulado. En este sentido, cualquier campaña de medición debe ser ejecutada con instrumentos de precisión que incluyen aquellos que miden los coeficientes de extinción y otros que miden la visibilidad en forma objetiva.

Para las mediciones del coeficiente de percepción, se recomienda utilizar telefotómetros con alta resolución espectral tal como los utilizados en el trabajo de Horvath y Trier, 1993. Estos equipos permiten medir el coeficiente de extinción completo. Para las mediciones se recomiendan cámaras fotográficas de alta calidad con un zoom que permita enfocar con

más precisión y un área más limitado que fue el caso de la cámara IP empleado en este estudio. Se considera adecuado el método desarrollado aquí evaluando RGB de áreas "cielos" y "cerro".

Uno de los requisitos fundamentales es cubrir más ángulos que fue el caso de este estudio. A pesar de las limitaciones de este estudio quedó en evidencia que la visibilidad en dos ángulos distintos (cerros San Cristóbal y San Ramón) puede ser muy distinta durante la misma hora y, además, no necesariamente existe una correlación temporal significativa. En este sentido, el número de telefotómetros (y de cámaras digitales) es proporcional al número de ángulos a medir. Dado que en la cuenca de Santiago la visibilidad percibida por la gente se da principalmente mirando hacia la cordillera, es justamente hacía ella donde también se deberían hacer las mediciones. Para cubrir adecuadamente toda la cordillera visible desde la cuenta se estima deseable la aplicación de un mínimo de cuatro instrumentos de cada tipo.

Para las mediciones de material particulado (MP10 y MP2.5) la red MACAM2 es suficiente para proporcionar la información representativa y necesaria para la cuenca.

2.1.5.5 Recomendación para la visibilidad

En vista a lo anteriormente presentado, se recomienda no incluir la visibilidad a la evaluación socio-económica.

2.2 Base de datos

Para la evaluación socio-económica se ha conseguido toda la información base (tasas base y valores unitarios en el caso de salud y valor de producción de frutales y hortalizas plantadas en el caso de agricultura) proveniente del INE y el censo agrícola, respectivamente. Esta información también incluye las proyecciones demográficas para los años 2015 y 2020. En el caso de Santiago se hace uso de las proyecciones del número de hogares por zonas ESTRAUS y la población total para los años 2010-2015-2020 entregado por SECTRA manteniendo la distribución etérea según el INE. Se han generado los archivos shape de esta información que son parte del modelo MODEC.

2.3 Referencias

Abt Associates Inc. (2003) "BenMAP Environmental Benefits Mapping and Analysis Program: User's Manual" U.S. Environmental Protection Agency.

Abt Associates Inc. (2010) "BenMAP Environmental Benefits Mapping and Analysis Program: User's Manual" U.S. Environmental Protection Agency

Análisis Metodológico para la Aplicación del Modelo MODEC en Regiones. DICTUC. 2008

Becker, K., Saurer, M., Egger, A., *Fuhrer,* J., *1989*. Sensitivity of white clover to ambient *ozone* in Switzerland. New Phytologist 112, 235–243

Brewer, F., Parkhurst, W.J. & Meeks, T.K. (*1988*): *Crop* loss due to ambient *ozone* in the. Tennessee valley. Environmental Pollution, 53, 273-284

Burnett, R.T., S. Cakmak, J.R. Brook and D. Krewski. 1997. The role of particulate size and chemistry in the association between summertime ambient air pollution and hospitalization for cardiorespiratory diseases. Environ Health Perspect. Vol. 105(6): 614-20.

Burnett, R.T., M. Smith-Doiron, D. Stieb, S. Cakmak and J.R. Brook. 1999. Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. Archives Environmental Health. Vol. 54(2): 130-139.

Cancino, Donoso. "Proyecciones del valor del daño evitado sobre la producción agrícola de la cuenca del Río Mapocho al controlar los niveles de ozono". Pontificia Universidad Católica de Chile. 2001.

Cifuentes, Krupnick, O'Ryan, Toman (2005). "Urban Air Quality and Human Health Benefits in Latin America and the Caribbean". Documento de Trabajo N°212, CEA, U. de Chile.

Clerc, Jacques (2007). "Desarrollo y Aplicación de un Modelo para Valorar Efectos por Mejoras Ambientales en Santiago". Tesis para optar al grado de Magíster en Economía Aplicada. Universidad de Chile

Cropper, M.L. and A.J. Krupnick. 1990. The Social Costs of Chronic Heart and Lung Disease. Resources for the Future. Washington, DC. Discussion Paper QE 89-16-REV.

EPA 2011. Health and Welfare Benefits Analyses to Support the Second Section 812 Benefit-Cost Analysis of the Clean Air Act Final Report | February 2011.

ExternE. Final Technical Report: Externalities of Energy: Extension of Accounting Framework and Policy Applications. 2005.

Estimación de Beneficios Sociales en Salud Anteproyecto de revisión de las normas de calidad primaria de aire contenidas en la Res Nº1215/78 del Ministerio de Salud. 2000.

Fiedrich y Bickel. Environmental External Costs of Transport. 2001.Springer.

Heagle, A.S., L.W. Kress, P.J. Temple, R.J. Kohut, J.E. Miller and H.E. Heggestad 1988. Factors influencing ozone dose-yield response relationships in open top field chamber studies. In: W.W.

HEATCO. Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment. 2004.

Heck, O.C. Taylor and D.T. Tingey (eds.). Assessment of Crop Loss from Air Pollutants. Elsevier Applied Science, London, England. 552p.

Holz, J. C. y J. M. Sánchez (2000): " Estimación de Costos Unitarios en Morbilidad y Mortalidad y su aplicación para calcular los Beneficios del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana", seminario para optar al título de Ingeniero Comercial, mención Economía de Carlos Holz.

Horvath, H y Trier, A, 1993, Study of the aerosol of Santiago de Chile--i. light extinction coefficients. *Atmospheric Environment*, *27*(3).

Horvath H., L. Catalan y A. Trier, 1997, A study of the aerosol of santiago de chile iii: light absorption measurements. *Atmospheric Environment*, *31*(22), 3737-3744.

Horvath H., 1967, On the applicability of the Koschmieder visibility formula, Atmospheric Environment, Volume 5, Issue 3, 177-184.

Hyslop, N. P., 2009, Impaired visibility: the air pollution people see. *Atmospheric Environment*, *43*(1), 182-195. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.09.067

Ito, K. 2003. Associations of Particulate Matter Components with Daily Mortality and Morbidity in Detroit, Michigan. In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Health Effects Institute. Boston, MA. May. pp. 143-156.

Jaffe, D.H., M.E. Singer and A.A. Rimm. 2003. Air pollution and emergency department visits for asthma among Ohio Medicaid recipients, 1991-1996. Environ Res. Vol. 91(1): 21-8.

Koschnieder H., 1924, Theorie der horizontalen Sichtweite. Beitr. Phys. Atm. 12,33-53, 171-181.

Kress, L.W. J.E. Miller and H.J. Smith, Impact of *ozone* on winter wheat yield. Environmental and Exp. Bot. 25 (*1985*), pp. 211–228.

Mills, G., A. Buse, et al. (2007). "A synthesis of AOT40-based response functions and critical levels of ozone for agricultural and horticultural crops." Atmospheric Environment 41(12): 2630-2643.

Mills, G., M. Holland, et al. (2003). "Introducing response modifying factors into a risk assessment for ozone effects on crops in Europe." SWEDISH WATER AND AIR POLLUTION RESEARCH LABORATORY-PUBLICATIONS-IVL B: 74-88.

Moolgavkar, S.H., E.G. Luebeck and E.L. Anderson. 1997. Air pollution and hospital admissions for respiratory causes in Minneapolis St. Paul and Birmingham. Epidemiology. Vol. 8(4): 364-370.

Moolgavkar, S.H. 2003. Air Pollution and Daily Deaths and Hospital Admissions in Los Angeles and Cook Counties. In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Health Effects Institute. Boston, MA. May. pp. 183-198.

Norma de Calidad Primaria de MP2.5: Propuestas para Chile. DICTUC. 2009.

Página web de Banco Mundial. www.worldbank.org/ext/ddpreports

Página web de Food and Agriculture Organization (FAO) http://www.fao.org/corp/statistics/en/.

Pearce, Atkinson, Mourat (2006). "Cost-Benefit Analysis the Environment: Recent Developments". OECD.

Pope, C.A., 3rd, R.T. Burnett, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito and G.D. Thurston. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. Jama. Vol. 287(9): 1132-41.

Samet, J.M., S.L. Zeger, J.E. Kelsall, J. Xu and L.S. Kalkstein. 1997. Air Pollution, Weather, and Mortality in Philadelphia 1973-1988. Health Effects Institute. Cambridge, MA. March.

Schwartz, J. 2003. "Daily Deaths Associated with Air Pollution in Six US Cities and Short-Term Mortality Displacement in Boston". In: Revised Analyses of Time-Series Studies of Air Pollution and Health. Health Effects Institute. Boston, MA. May. pp. 219-226.

Somerville, M.C., Spruill, S.E., Rawlings, J.O. and Lesser, V.M. (1989) Impact of ozone and sulfur dioxide on the yield of agricultural crops. Technical Bulletin 292, North Carolina Agricultural Research Service, Raleigh, North Carolina.

P. J. Temple, L. F. Benoit, R. W. Lennox, and C.A. Reagan, "Combined Effects of Ozone and Water Stress on Alfalfa Growth and Yields", Journal of Environmental Quality 26: 53-58 (1986)

Stewart T.R., Middleton P., Downton M. and Daniel Ely, 1984, Judgments of photographs vs. field observations in studies of perception and judgment of the visual environment, *Journal of Environmental Psychology*, Volume 4, Issue 4, December, 283-302,

Thompson, Taylor. (1969) Effects of air pollutants on growth, leaf drop, fruit drop and yield of citrus trees. Environ. Sci. Technol., 3: 934-940.

Trier, A., & Horvath, H ,1993, A study of the aerosol of Santiago de Chile--ii. mass extinction coefficients, visibilities and ,Angstrom exponents. *Atmospheric Environment*, *27*(3).

3 Recopilación de informes

Tal como se mencionó en la oferta técnica del consultor, la información clave de los informes disponibles, más que sus resultados, son los siguientes puntos:

i. Inventarios de emisiones usados en la modelación
ii. Información meteorológica usada en la modelación
iii. Condición de borde química del modelo

Los informes revisados bajo este enfoque son los siguientes:

1. UNTEC, 2007, "Diseño de Plan Operacional de Seguimiento de la Calidad del Aire para Ozono Troposférico en la Región Metropolitana", CONAMA RM.
2. DICTUC, 2008a, Actualización del inventario de emisiones atmosféricas en las comunas de Temuco y Padre las Casas, Informe Final, CONAMA Región de la Araucanía
3. DICTUC, 2008b, Análisis metodológico para la aplicación del modelo MODEC en regiones, SECTRA, Informe Final.
4. DICTUC, 2008c, Análisis de la calidad del aire para MP10 en Calama, Informe Final, CONAMA Región de Antofagasta
5. Ambiosis, 2009, Inventario de Emisiones de Contaminantes Atmosféricos y Definición de Área de Influencia de las Emisiones que Causan el Efecto de Saturación por MP10 en la Ciudad de TALCA, Informe Final, (no se entrega mandante)
6. UNTEC, L., 2010: Optimización del Modelo Fotoquímico de alta resolución implementado en la fase 2007 y ampliación de su alcance a material particulado respirable y precursores, Informe Final, CONAMA
7. UNTEC, 2011: Uso de Modelos de Calidad del Aire en la Evaluación Ambiental de Proyectos - Elaboración de un Documento Guía para el Uso de Modelos de Calidad del Aire en el SEIA, Informe Final, SEA

8. UDT, 2011, Evaluación de Medidas para Reducir la Contaminación Atmosférica en Complejos Industriales y Grandes Fuentes del Gran Concepción, Informe Final, CONAMA Región del Bío Bío

Con respecto a los puntos i – iii, los informes entregan la siguiente información:

3.1 Inventario de emisiones

Sólo en el caso de Ambiosis, 2011, se ha incorporado la información de los inventarios levantada a la base de datos del SINCA. Esta información tiene todas las características que debe tener un inventario de emisiones. Es decir, cuenta con la información sobre la distribución espacial y temporal. Además, entrega toda la especiación química de los compuestos orgánicos volátiles.

Ningún otro informe que contiene la elaboración de inventarios cumple con estos requisitos y, por lo tanto, no se ha considerado en la base de datos del SINCA. En este sentido, sólo la Regiones de Valparaíso y Metropolitana cuentan con inventarios de emisiones útiles para la modelación fotoquímica. En consecuencia, para las ciudades Antofagasta, Calama, Concepción Rancagua, Temuco y Valdivia y sus respectivos alrededores se debe aplicar la metodología según UNTEC, 2011:

1) Las emisiones móviles serán representadas por MODEC en cada caso para la ciudad misma.
2) Las fuentes puntuales se basarán en la información del RETC.
3) Para todas las otras ciudades dentro del dominio de modelación se considerarán los perfiles estándares según UNTEC, 2011.

3.2 Información Meteorológica usada en la modelación

Todos los estudios de la UNTEC han usado el modelo WRF para generar la información meteorológica del área de interés. Sin excepciones, la información de las condiciones inicial y de borde provinieron de NCEP Reanálisis. DICTUC, 2008b, usó el modelo MM5. Sin embargo, no se entrega la información sobre el origen de las condiciones iniciales y de

borde. En DICTUC, 2008c, se usó datos observacional como datos de entrada para el modelo CALMET.

Basado en el informe UNTEC, 2011, se usará también en este estudio el modelo WRF con la configuración (incluyendo las condiciones inicial y de borde) establecida por dicho informe. De esta manera, se asegura consistencia y el estándar establecido por la autoridad competente.

3.3 Condición de borde química

Aparte de los informes UNTEC, no se entrega información sobre las características de la condición de borde química para los modelos fotoquímica. El informe UNTEC 2011, además, entrega una recomendación sobre perfiles químicos estándares que se pueden usar en la modelación fotoquímica en Chile. Sin embargo, en este estudio no se seguirá estas recomendaciones ya que el consultor cuenta con la información más detallada y con la resolución temporal de 6 horas del modelo MATCH-MPI, en la que también se basa la recomendación del mencionado informe.

4 Mediciones

Las mediciones que se considerarán en este estudio se basan en la información disponible en el Sistema Nacional de Calidad del Aire (SINCA) a cargo del Ministerio de de Medioambiente. En SINCA está disponible toda la información oficial sobre las mediciones de calidad del aire a nivel país. Para este estudio, se han bajado todos los datos de las estaciones cercanas (hasta una distancia de aproximadamente 30 km) a las ocho ciudades consideradas en este estudio, a saber:

1. Antofagasta
2. Calama
3. Concepción
4. Rancagua
5. Santiago
6. Talca
7. Temuco
8. Valdivia
9. Valparaíso

Los datos de la calidad del aire se usarán principalmente con fines de evaluar el modelo fotoquímico y una eventual "calibración" de este. En este sentido, es importante evaluar los datos con respecto al periodo en que ellos están disponibles y la completitud de los datos dentro de este periodo. Dado que los escenarios del MODEC parten del año 2010, los datos más relevantes son aquello cercanos a ese año. Con respecto a la completitud, es evidente que es deseable contar con series de tiempo lo más completas posibles.

En los que sigue se entregan los resúmenes de los datos disponibles para cada una de las ciudades. Sólo se consideran los datos "validados" de SINCA. Las series de tiempos analizados corresponden a las variables con un potencial uso dentro de la evaluación socio-económica: SO_2, O_3, MP10 y MP2.5. En cada tabla se indican primero los nombres de las estaciones junto con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. En el

Anexo 4, se entregan los gráficos correspondientes a cada ciudad que indican la distribución espacial de las respectivas estaciones.

4.1 Antofagasta

La tabla 4.1 muestra el resumen de las observaciones disponibles en la ciudad de Antofagsta. Es evidente que la red en Antofagasta tiene como propósito la vigilancia del SO_2. Sólo existe una estación que también mide O_3. La información disponible por su escasez se debe considerar deficiente.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Coviefi (356847 E, 7379757 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	11
Inacesa (366001 E, 7369267 N)			
SO2	14-Apr-2003	30-Dec-2009	24
O3	01-Jan-2009	30-Dec-2009	96
Inacesa (366001 E, 7369267 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	11

Tabla 4.1: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Antofagasta. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.2 Calama

La tabla 4.2 muestra el resumen de las observaciones disponibles en la ciudad de Calama. También en este caso, es evidente que la red en Calama tiene como propósito la vigilancia del SO_2. SINCA no dispone de información de otro contaminante (a pesar que existen mediciones de MP10 en algunas de las mediciones). Calama no cuenta con mediciones de contaminantes secundarios (ni O_3 ni MP2.5).

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Aukahuasi (506481 E, 7531673 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	11
Chiu Chiu (535953 E, 7529230 N)			
SO2	01-May-2008	30-Dec-2008	99
Hospital el Cobre (509427 E, 7517291 N)			
SO2	24-Jan-2002	30-Dec-2008	13
San José (507229 E, 7532289 N)			
SO2	01-Jan-2000	01-May-2008	4
Servicio Médico Legal (505383 E, 7516195 N)			
SO2	11-Apr-2008	30-Dec-2008	97
Villa Caspana (507410 E, 7514595 N)			
SO2	01-Jun-2000	05-Apr-2008	3

Tabla 4.2: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Calama. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.3 Concepción

La tabla 4.3 muestra el resumen de las observaciones disponibles en la ciudad de Concepción. A pesar de la existencia de una estación de monitoreo, no se dispone de datos para ella en SINCA lo que significa que no existen datos observacionales para la ciudad de Concepción.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
San Pedro de la Paz (134498 E, 5915335 N)			
SO2	23-Jan-2010	03-May-2010	0
O3	24-Jan-2010	25-Feb-2010	0
MP10	23-Jan-2010	03-May-2010	0

Tabla 4.3: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Concepción. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.4 Rancagua

Las observaciones de la ciudad de Rancagua incluyen todas las variables. Mientras MP2.5 se mide sólo en una estación, todas las otras variables están representadas en más de un punto. Tanto la completitud como el número de estaciones hacen que la información para Rancagua se puede considerar adecuada.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Casas de Peuco (348550 E, 6241714 N)			
SO2	01-Feb-2004	30-Dec-2010	83
O3	01-Jan-2004	30-Dec-2010	84
MP10	23-Jan-2004	30-Dec-2010	5
Cauquenes (357000 E, 6210000 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	98
MP10	01-Jan-2008	26-Dec-2008	1
Cipreses (365276 E, 6207829 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	97
Codegua (346716 E, 6233063 N)			
SO2	03-Apr-2001	30-Dec-2010	84
O3	03-Apr-2001	30-Dec-2010	85
MP10	01-Apr-2001	30-Dec-2010	3
Coya Club (357944 E, 6214431 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	99
MP10	02-Mar-2008	28-Mar-2008	1
Coya Poblacion (359047 E, 6214212 N)			
SO2	01-Jan-2000	30-Dec-2008	98
Rancagua (341995 E, 6218527 N)			
SO2	01-Apr-2004	31-May-2009	66
O3	01-Apr-2004	10-Mar-2010	94
MP10	01-Apr-2004	03-May-2010	93

MP25	04-Jul-2008	06-Apr-2010	75
Rengo (329658 E, 6192566 N)			
O3	01-Apr-2007	03-May-2010	94
MP10	01-Apr-2007	03-May-2010	98
San Francisco de Mostazal (342567 E, 6238686 N)			
SO2	23-Jan-2004	30-Dec-2010	69
O3	24-Jan-2004	30-Dec-2010	69
MP10	23-Jan-2004	30-Dec-2010	5
Sewell (372504 E, 6227642 N)			
SO2	01-Jan-2004	30-Dec-2005	100
Totihue (335025 E, 6199971 N)			
SO2	01-Oct-2008	29-Jun-2009	99
O3	01-Jul-2006	29-Jun-2009	81
MP10	01-Jul-2006	29-Jun-2009	68

Tabla 4.4: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Rancagua. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.5 Santiago

Santiago es la ciudad con la red de monitoreo más densa en Chile en que se miden todas las variables necesarias para este estudio. No cabe duda que Santiago cuenta con la información adecuada para este estudio.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Cerrillos (340874 E, 6292794 N)			
SO2	11-Jul-1997	02-Mar-2009	98
O3	02-Apr-1997	11-Oct-2011	78
MP10	02-Apr-1997	12-Oct-2011	87
MP25	07-May-2008	11-Oct-2011	28
Cerro Navia (339183 E, 6299679 N)			

SO2	24-Mar-2001	17-Mar-2009	86
O3	01-Apr-2001	11-Oct-2011	71
MP10	27-Mar-2001	11-Oct-2011	40
MP25	10-May-2008	11-Oct-2011	29
El Bosque (345524 E, 6287169 N)			
SO2	29-Jul-1997	11-Oct-2011	78
O3	02-Apr-1997	11-Oct-2011	79
MP10	05-Apr-1997	11-Oct-2011	87
MP25	01-May-2008	11-Oct-2011	29
Independencia (346707 E, 6301015 N)			
SO2	01-Jan-1988	11-Oct-2011	46
O3	01-Jan-1988	11-Oct-2011	48
MP10	01-Jan-1988	11-Oct-2011	53
MP25	09-May-2008	11-Oct-2011	28
Las Condes (358363 E, 6306237 N)			
SO2	15-Jan-1988	11-Mar-2009	52
O3	15-Jan-1988	11-Oct-2011	49
MP10	31-Mar-1988	11-Oct-2011	53
MP25	01-Jan-2000	11-Oct-2011	81
Parque OHiggins (345904 E, 6296352 N)			
SO2	08-Jan-1988	11-Oct-2011	47
O3	01-Jan-1988	11-Oct-2011	48
MP10	02-Jan-1988	11-Oct-2011	53
MP25	01-Jan-2000	11-Oct-2011	80
Pudahuel (337514 E, 6299135 N)			
SO2	29-Jul-1997	01-Mar-2009	3
O3	01-Jun-1997	12-Oct-2011	21
MP10	04-Apr-1997	11-Oct-2011	71
MP25	01-Jan-2000	11-Oct-2011	19
Puente Alto (344719 E, 6295935 N)			

SO2	29-Jan-2009	11-Oct-2011	0
O3	25-Jan-2009	11-Oct-2011	0
MP10	21-May-2008	11-Oct-2011	29
MP25	21-May-2008	11-Oct-2011	29
Quilicura (337355 E, 6306787 N)			
SO2	07-Mar-2009	11-Oct-2011	0
O3	22-Jan-2009	11-Oct-2011	0
MP10	19-May-2008	11-Oct-2011	29
MP25	19-May-2008	11-Oct-2011	29
Talagante (344313 E, 6295529 N)			
SO2	07-Feb-2009	11-Oct-2011	0
O3	06-Feb-2009	11-Oct-2011	0
MP10	26-May-2008	11-Oct-2011	29
MP25	26-May-2008	11-Oct-2011	29

Tabla 4.5: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Santiago. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.6 Talca

Talca cuenta con una sola estación de monitoreo. A pesar que se dispone de las cuatro variables en esta estación, la falta de más estaciones y, por lo tanto, de la caracterización espacial de la calidad del aire, se debe considerar la información como deficiente.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
La Florida (256848 E, 6075384 N)			
SO2	28-May-1997	11-Oct-2011	71
O3	16-Apr-1997	11-Oct-2011	79
MP10	28-May-1997	11-Oct-2011	86
MP25	31-Dec-1999	12-Oct-2011	81

Tabla 4.6: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Talca. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.7 Temuco

Es conocido que Temuco es una ciudad afectada de altas concentraciones de MP10 por la quema de leña. Este problema ambiental específico también se refleja en la red de monitoreo en que se mide MP10 en dos y MP2.5 en una estación. No están disponibles datos de O_3 ni de SO_2. También en este caso, la información observacional no es adecuada.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Las Encinas Temuco (185294 E, 5704865 N)			
SO2	01-Jan-2005	26-Mar-2009	0
O3	01-Jan-2005	27-Oct-2007	0
MP10	01-Jan-2001	02-May-2010	94
MP25	02-Jul-2008	02-May-2010	70
Padre Las Casas (187657 E, 5702309 N)			
MP10	28-Jan-2004	03-May-2010	91

Tabla 4.7: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Temuco. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.8 Valdivia

Valdivia cuenta con una estación de monitoreo que mide MP10 y MP25. No se mide O_3 ni SO_2.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Las Encinas Temuco (185294 E, 5704865 N)			
MP10	01-Jan-2001	02-May-2010	94
MP25	02-Jul-2008	02-May-2010	70

Tabla 4.8: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Valdivia. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.9 Valparaíso

La ciudad de Valparaíso misma no cuenta con estaciones de monitoreo. Con la excepción de la estación de Viña del Mar, todas las estaciones de monitoreo en la cercanía de la ciudad corresponden a las redes de vigilancia de algunos complejos industriales. (No se muestran las estaciones que corresponden a la zona de Ventanas ya que se considera esta zona como un problema "aislado" y principalmente afectado por sus fuentes industriales locales.) Ninguna de estas estaciones "industriales" mide MP2.5. En este sentido y a pesar del gran número de estaciones, no se puede considerar la información disponible como adecuada, sino más bien deficiente.

Variable	Comienzo	Término	Completitud (%)
Colmo (271796 E, 6353859 N)			
SO2	01-May-2002	30-Dec-2009	99
O3	30-Apr-2002	30-Dec-2009	99
Concon Urbana Fija (264784 E, 6354247 N)			
SO2	01-Jan-1999	30-Dec-2009	99
O3	02-Feb-2002	30-Dec-2009	99
Concon Sur (263631 E, 6353317 N)			
SO2	01-May-2002	27-Feb-2006	99
Cuerpo de Bomberos Quillota (289818 E, 6359202 N)			
SO2	15-Oct-1998	30-Dec-2008	62
O3	15-Oct-1998	30-Dec-2008	0
MP10	15-Oct-1998	30-Dec-2008	12
Junta de Vecinos (263848 E, 6353055 N)			
SO2	03-Mar-2006	30-Dec-2009	100
MP10	03-Mar-2006	30-Dec-2009	3
La Cruz - Colbun (291759 E, 6363531 N)			
SO2	01-Dec-2007	30-Dec-2008	99
O3	01-Jan-2008	30-Dec-2008	98
MP10	01-Dec-2007	30-Dec-2008	99
La Cruz - Melon (291464 E, 6367285 N)			

SO2	24-Dec-2003	30-Dec-2008	98
O3	25-Dec-2003	30-Dec-2008	97
La Palma (293403 E, 6358533 N)			
SO2	15-Oct-1998	30-Dec-2008	100
O3	15-Oct-1998	30-Dec-2008	62
MP10	15-Oct-1998	30-Dec-2009	12
Las Gaviotas (267940 E, 6355336 N)			
SO2	01-May-2002	30-Dec-2009	99
Manzanar (278154 E, 6355829 N)			
SO2	21-Dec-2007	30-Dec-2008	98
O3	22-Dec-2007	30-Dec-2008	99
MP10	22-Dec-2007	30-Dec-2008	98
San Pedro (287422 E, 6353393 N)			
SO2	15-Oct-1998	30-Dec-2008	63
O3	15-Oct-1998	30-Dec-2008	98
MP10	15-Oct-1998	30-Dec-2009	12
Viña del Mar (261783 E, 6343575 N)			
SO2	09-Jul-2004	24-May-2009	88
O3	09-Jul-2004	03-May-2010	88
MP10	08-Jul-2004	03-May-2010	95
MP25	24-Jul-2008	28-Apr-2010	95

Tabla 4.9: Resumen de la información observacional de calidad del aire en la ciudad de Valparaíso. Se indican los nombres de cada estación juntos con sus coordenadas en UTM seguidos por las variables que miden. (Fuente: Elaboración propia)

4.10 Resumen de las mediciones

Las ciudades de Santiago y Rancagua que disponen de observaciones de calidad del aire adecuadas que permiten una evaluación del desempeño de un modelo fotoquímico;, la información disponible en las otras ciudades debe ser considerada deficiente. Es evidente que el enfoque de las estaciones de monitoreo de estas otras ciudades es en la vigilancia del

impacto proveniente de emisiones industriales (particularmente en el SO_2). Sin embargo, el enfoque de la evaluación socio-económica se basa en los contaminantes MP2.5 y O_3 para los cuales aparte de los casos Santiago y Rancagua las ciudades no cuentan con las observaciones adecuadas.

5 Conceptos básicos de la química atmosférica

Las emisiones atmosféricas más importantes del parque vehicular son los gases NOx y los compuestos orgánicos volátiles (COVs) y, además, el material particulado. Los dos gases mencionados son contaminantes propiamente tal y, además, contribuyen a la producción de otros contaminantes tanto en la fase gaseosa como en la fase sólida. Dada su importancia, se estima pertinente describir los conceptos básicos de los procesos de la fase gaseosa (fotoquímica), seguido por una descripción de los procesos relevantes para la producción del material particulado.

5.1 Fotoquímica

Los gases más abundantes en la atmósfera son nitrógeno molecular, N_2, (78.084%), oxígeno molecular, O_2, (20.946%), argón, Ar, (0.934%), dióxido de carbono, CO_2, (0.046%) y vapor de agua, H_2O, cuya abundancia es muy variable pero en promedio contribuye a 1%. Mientras esos gases o son inertes o muy poco reactivos existen muchos otros cuyas concentraciones son muy bajas (por eso también se refiere a ellos como gases traza) pero debido a su reactividad son fundamentales para la química atmosférica.

Dentro de esos gases traza el ozono es la sustancia más importante. La palabra ozono tiene su origen en el verbo griego “odsein” que significa tener olor. Es un gas incoloro que exhibe un olor aún a concentraciones muy bajas. El ozono no se emite sino su abundancia sólo depende de reacciones fotoquímicas (dado que muchas de esas reacciones son gatilladas por radiación solar a través de la interacción de fotones y moléculas, también se refiere a la química atmosférica como la fotoquímica). Mientras en la estratósfera el ozono es, debido a sus características de absorbente, la sustancia clave para proteger los seres vivos de la radiación UV-B en la banda de los 280 a los 320 nm, en la tropósfera es considerado un contaminante. Es un oxidante que puede tener un impacto irritante en el tejido mucoso lo que puede causar problemas en la garganta, los pulmones y los ojos. En caso de la flora, el ozono es el contaminante atmosférico más nocivo. Entra como cualquier gas por los estomas y pueden causar clorosis y necrosis.

En lo que sigue, se describen los conceptos fundamentales de la fotoquímica y de cómo se produce el ozono en la tropósfera y cuáles son los roles de los óxidos de nitrógeno (NOx) y de los compuestos orgánicos volátiles (COVs) en esos procesos. Se entiende como nitrógeno oxigenado la suma del monóxido de nitrógeno, NO, y del dióxido de nitrógeno, NO_2.

El NO es emitido del suelo, plantas y procesos de combustión y, además, tiene una fuente también significativa en relámpagos y reacciones químicas. En términos de la contaminación atmosférica en Chile, sus principales fuentes son el tráfico y las centrales termoeléctricas en que el NO contribuye aproximadamente a un 90% de los NOx, con un 10% de NO_2. Mientras la fuente principal del NO son las emisiones, aquellas del NO_2 son las reacciones fotoquímicas. Los gases orgánicos reactivos o COVs son los gases orgánicos que contienen sólo H y C (por ejemplo alcanos, alquenos, alquinos y aromáticos) junto con los hidrocarburos oxigenados (por ejemplo aldehídos, ketones y alcoholes). Sus fuentes de emisión son más variadas que aquellas del NOx e incluyen además del tráfico, fuentes industriales y domésticas.

Un buen punto de partida para la descripción de la producción de O_3 es el ciclo NOx/O_3 que involucra la reacción que produce ozono (la única significativa) y, además, destaca el rol fundamental de los NOx en este contexto.

El ciclo NOx y O_3

En presencia de radiación solar, el ciclo NOx/O_3 es el siguiente:

$$NO_2 + h\nu \rightarrow NO + O, \quad \lambda < 424 \text{ nm}$$

$$O_2 + O + M \rightarrow O_3 + M$$

$$NO + O_3 \rightarrow NO_2 + O_2$$

El ciclo comienza con la fotólisis del NO_2 que produce NO y oxígeno atómico (O). Esta fotólisis ocurre a longitudes de onda, λ, menores de 424 nm. La reacción de O con O_2 es *la* reacción en la atmósfera que produce O_3 (dentro de esta reacción se requiere una tercera

molécula para absorber energía vibracional y, de esta manera, estabilizar la molécula de ozono). Finalmente, los productos de las primeras dos reacciones, NO y O_3, pueden reaccionar y producen NO_2 y O_2.

Este ciclo ocurre en todas partes de la tropósfera y es fundamental para entender el comportamiento del ozono. Se puede ver que dentro del ciclo NOx/O_3 no hay producción ni perdida de ninguna de las sustancias involucradas (es decir cada una de ellas aparece una vez al lado izquierdo y derecho, respectivamente).

Si bien el ciclo NOx/O_3 es fundamental para la fotoquímica, no es capaz de producir las concentraciones de ozono que se observan en la tropósfera (de hecho, sólo es capaz de producir concentraciones muy inferiores a las reales). De esta manera, se requieren reacciones adicionales, capaces de perturbar ese ciclo, aumentar la razón entre NO_2 y NO y, en consecuencia, aumentar las concentraciones de ozono. En este contexto es fundamental el rol de los COVs.

El rol de los COVs

Existen miles de COVs en la atmósfera que a su vez están involucrados en millones de reacciones químicas; es imposible dar una descripción de todos ellos y sus respectivas reacciones. En consecuencia, en lo que sigue se describirá el esquema general en que reaccionan los COVs, seguido por una breve explicación de en qué se distinguen los distintos COVs dentro de este esquema.

Los COVs son, generalmente, estructuras complejas de átomos de carbón e hidrógeno. En la nomenclatura química esas estructuras se representan a través de RH, donde H representa uno de los átomos de hidrógeno y R el resto de la estructura. La cadena de oxidación empieza con la reacción de los RH con el OH que forma un radical alquilo R y H_2O (o sea una abstracción de un átomo de H del RH):

$$RH + OH \rightarrow R + H_2O$$

R reacciona de manera muy rápida con O_2 a formar un radical alquilo-peroxilo:

$$R + O_2 + M \rightarrow RO_2 + M$$

En una reacción también rápida RO_2 convierte NO a NO_2 y, además, produce un radical alcoxi RO:

$$RO_2 + NO \rightarrow RO + NO_2$$

El primer producto intermediario estable en esta cadena es un aldehído RCHO a través de la reacción de RO con O_2 que produce también un radical hidroperoxilo, HO_2.

$$RO + O_2 \rightarrow RCHO + HO_2$$

HO_2, tal como RO_2 también convierte NO a NO_2 y, al mismo tiempo, recicla OH:

$$HO_2 + NO \rightarrow RO + OH$$

Los RCHO siguen en la cadena de reacción cuya largo depende del número de átomos de carbón que contiene. Los RCHO pueden ser emitidos directamente a la atmósfera o, tal como lo ha indicado la última reacción, ser producido químicamente. Y tal como todos los COVs su reacción principal a la vez es a través del OH que produce un radical alquilo RCO y H_2O:

$$RCHO + OH \rightarrow RCO + H_2O$$

EL RCO reacciona rápidamente con O_2 para formar el radical alquilo-peroxi que, tal como ya se ha visto en los casos de los otros dos tipos de radicales peroxilos (HO_2 y RO_2), transforma NO a NO_2 y produce, además, RCO(O)O.:

$$RCO + O_2 + M \rightarrow RC(O)O_2 + M$$

$$RC(O)O_2 + NO \rightarrow RC(O)O + NO_2$$

Finalmente, el RC(O)O reacciona con O_2 para nuevamente producir RO_2; sin embargo, este RO_2 tiene un átomo de carbón menos ya que también se produce un dióxido de carbón.

$$RC(O)O + O_2 \rightarrow RO_2 + CO_2$$

En resumen, dentro de la cadena de oxidación de los COVs se producen radicales peroxilos (HO_2, RO_2 y $RC(O)O_2$) que a su vez convierten NO a NO_2 de tal manera que se perturba el ciclo de NOx/O_3 con el resultado de un aumento de las concentraciones de O_3.

5.2 Material particulado/Aerosoles

Mientras la definición técnica de un aerosol es una partícula líquida o sólida en un gas (en el caso de la atmósfera el aire) comúnmente se refiere al aerosol sólo en términos del material particulado (MP). El MP se caracteriza por su distribución por tamaño como por su composición química. Con respecto a su distribución de tamaño, ella puede tener distintas formas, sin embargo, en términos prácticos y de calidad del aire (en vez de científicos) se distingue entre partículas de tamaño menos de 2.5 micrómetros en diámetro (MP2.5) y de tamaño menos de 10 micrómetros en diámetro (MP10). A la diferencia entre MP10 y MP2.5 también se refiere a fracción gruesa del material particulado y al MP2.5 a la fracción fina. Las partículas que constituyen la fracción gruesa del MP son generalmente emitidas directamente a la atmósfera (por ejemplo polvo). Las partículas del MP2.5 por el otro lado pueden ser emitidas directamente a la atmósfera (por ejemplo gran parte de hollín es de la fracción fina) o producido a través de reacciones de procesos de transferencia de masa desde la fase gaseosa a las partículas. A las partículas que se emiten directamente a la atmósfera (se de la fracción fina o gruesa) se refiere también como **material particulado primario** y las partículas que se forman a través de esos procesos físico-químicos a **material particulado secundario**.

Dadas las características de las emisiones provenientes del tráfico, se debe considerar tanto el material particulado primario como secundario. En el caso del material particulado primario, se trata principalmente de polvo resuspendido y del hollín. En el caso del material particulado secundario, los gases precursores emitidos por el tráfico son los NOx, COVs y SO_2.

Tal como se mencionó en la parte de la fotoquímica, un 90% de las emisiones del NOx son NO y sólo un 10% NO_2. Sin embargo, a través de las reacciones con radicales peroxilos (HO_2 y RO_2) se transforma gran parte del NO al NO_2. Aparte de las reacciones

mencionadas anteriormente, el NO_2 también puede reaccionar con OH para producir ácido nítrico:

$$NO_2 + OH \rightarrow HNO_3$$

El HNO_3 como producto de esta reacción se encuentra en la fase gaseosa. Sin embargo, en presencia de una partícula (que siempre tiene algún contenido de agua líquida) existe un equilibrio del HNO_3 entre la fase gaseosa y la fase líquida de la partícula. Es decir, con concentraciones altas de HNO_3 en la fase gaseosa también aumentan sus concentraciones en la fase líquida y, de esta manera, las emisiones de NOx contribuyen al aumento del material particulado.

La contribución del SO_2 al material particulado es similar al del de HNO_3 en el sentido que también se produce un ácido (en este caso el ácido sulfúrico, H_2SO_4), a raíz de su oxidación con el OH:

$$SO_2 + OH + H_2O + O_2 \rightarrow H_2SO_4 + HO_2$$

Las características del equilibrio de H_2SO_4 entre su fase gaseosa y líquida son tal que, en general, casi su totalidad se encuentra en la última. Es decir, una vez que se produzca H_2SO_4 rápidamente contribuye al material particulado.

En el caso de los COVs, en su reacción con el OH (ver arriba) aparte de contribuir a producir ozono, también se producen gases de baja volatilidad. Estos gases pueden condensar en aerosoles existentes y, de esta manera, contribuyen a la producción de material orgánico. De todo el material particulado secundario, el material orgánico es aquel de que se sabe menos; mientras los modelos lo consideran, los procesos relevantes para su producción son uno de los focos importantes de la ciencia atmosférica actual.

En los tres casos, NOx, COVs y SO_2, su oxidación depende de la disponibilidad del OH. Las concentraciones del OH a su vez dependen principalmente de la química de la fase gaseosa. En este sentido, es importante que en cualquier análisis de resultados de un modelo que incluye también el material particulado, es clave considerar en éste primero el de la fase gaseosa.

6 Modelo fotoquímico y su configuración

La modelación de la calidad del aire comenzó su evolución recién en 1970 aplicando métodos estadísticos objetivos con fines de pronóstico. Desde entonces, los métodos de modelación han avanzado significativamente, con los avances más recientes conduciendo a modelos que acoplan meteorología y procesos químicos en la atmósfera. Estos modelos se distinguen entre modelos que calculan la parte meteorológica y la parte química por separado ('offline', por ejemplo Jacobs *et al*., 2001) o un tratamiento integrado ('online', por ejemplo Grell *et al*., 2005). En lo siguiente se describe un sistema de modelación basado en un modelo 'online'.

El sistema de modelación se basará en un modelo numérico atmósfera-química acoplado de meso-escala. Tales modelos representan las variables de la atmósfera, tanto físicas como químicas (incluyendo los aerosoles) en una grilla tridimensional de alta resolución. Dado una condición inicial, se integran las ecuaciones matemáticas que controlan la evolución de esas variables. En esa integración en el tiempo el modelo considera todas las interacciones en la atmósfera y, en consecuencia, provee una representación completa de los procesos físicos y químicos que controlan la calidad del aire en ambientes complejos.

El modelo numérico aplicado en este proyecto es el "Weather Research and Forecasting Model with Chemistry (**WRF-CHEM**[12])", un modelo "online", mantenido por el "National Center for Atmospheric Research (NCAR)", EE.UU. En el desarrollo de WRF participa un gran número de científicos de centros de investigación y universidades. Es un modelo al estado del arte en términos de tecnología de pronóstico tanto físico como químico. WRF está siendo usado al nivel global, con una base de usuarios en más de 100 universidades, centros científicos y agencias gubernamentales. Además, el código está completamente paralelizado lo que permite simulaciones de alta resolución de una manera eficiente en computadores de procesadores múltiples y memoria distribuida ("cluster").

La componente meteorológica de WRF se basa en un núcleo dinámico numéricamente avanzado y computacionalmente eficiente, apropiado para la simulación de fenómenos característicos de unos metros hasta miles de kilómetros. El modelo provee una gama de opciones para las parametrizaciones físicas que representan procesos importantes como

[12] www.wrf-model.org y www.wrf-model.org/development/wg11/wg11.php

por ejemplo las interacciones suelo – atmósfera, radiación solar, física de nubes y precipitación. El modelo numérico es inicializado y forzado por los bordes usando datos meteorológicos (por ejemplo Global Forecast Model, GFM o Reanálisis, ambos modelos de NCEP, EE.UU.) y químicos (MATCH-MPI del Instituto Max-Planck, Mainz, Alemania) de modelos globales de baja resolución, y las emisiones químicas se implementan a través de la condición de borde en superficie.

La componente química del modelo trata explícitamente el transporte y las reacciones químicas de la fase gaseosa, más los aerosoles. La química es "online" y su tratamiento numérico es consistente con las variables meteorológicas: ambas usan el mismo esquema de transporte (el cual conserva masa y escalares), la misma grilla (tanto en la horizontal como en la vertical) y los mismos esquemas físicos para el transporte sub-grilla.

En el modelo WRF-CHEM se puede elegir entre distintos *paquetes* químicos. Todos los paquetes tienen en común el método de "resistencia – flujo" para la deposición seca (Wesely, 1989). Para la fotólisis se puede elegir entre el esquema original de Madronich (Madronich, 1987), TUV (Madronich and Flocke, 1998) y FAST-J (Barnard *et al.*, 2004). Para las emisiones biogénicas se puede elegir entre dos esquema que las calculan en línea, uno basado en Simpson *et al*. 1995 y Guenther *et al*. 1994, el otro basado en MEGAN (Guenther *et al.*, 2006). Los mecanismos químicos que se pueden elegir son RADM2 (Stockwell *et al*., 1990), RACM (Stockwell *et al*., 1997) y CBMZ (Zaveri et al., 1999). Finalmente, se puede elegir entre dos módulos para los aerosoles, MADE/SORGAM (Ackermann *et al*., 1998 and Schell *et al*., 2001) y MOSAIC (Zaveri *et al.*, 2005).

El modelo se ha usado exitosamente a tanto nivel internacional (por ejemplo Grell *et al*., 2005) como nacional (Schmitz and Falvey, 2006, Schmitz y Falvey, 2007, Schmitz *et al.*, 2007 y Schmitz *et al.*, 2009). De particular interés en este estudio es el trabajo de Schmitz y Falvey, 2007, elaborado para CONAMA RM en que el modelo fue aplicado para la Región Metropolitana con una resolución de 3 km en una configuración similar a este estudio.

En el presente estudio se usó la versión 3.1.1 del modelo y en una configuración según tabla 3.1.

Dominio	
Puntos en *x* dirección (Longitud)	73
Puntos en *y* dirección (Latitud)	73
Resolución horizontal	2000 m
Niveles verticales	43
Espaciamiento vertical en superficie (aprox.)	15 m
Espaciamiento vertical en el tope del dominio (aprox.)	2700 m
Latitud central	Según ciudad
Longitud central	Según ciudad
Proyección del Mapa	Lambert Conformal
Física	
Esquema de radiación	Goddard (onda corta) y RRTM (onda larga)
Modelo del suelo	NOAH 4 layer scheme
Tratamiento de capa superficial	Monin-Obukhov Similaridad
Parameterización de la Capa Límite	QNSE
Esquema de convección	Kain-Fritsch
Microfísica de nubes y precipitación	WSM (3 especias microfísicas)
Parameterizatión de turbulencia	Smagorinsky (primer orden)

Dinámica	
Núcleo Dinámico	EM (*Advanced Mass*), No-Hidrostático
Advección	Positiva Definitiva
Esquena de integración temporal	Runge-Kutta (3° orden)
Química	
Mecanismo Químico	RADM2
Fotolisis	Madronich
Aerosoles	MADE/SORGAM
Deposición seca	resistencia – flujo
Integración Temporal	
Paso del tiempo	15 s
Bordes laterales meteorológicos	NCEP-NCAR 2.5° Re-análisis
Bordes laterales químicos	MATCH-MPI
Temperatura superficial del mar	SODA 0.5° Análisis
Temperatura y humedad de suelo	Libre
Frecuencia de salida	Cada hora

Tabla 6.1: Configuración del modelo WRF-Chem.

6.1 Referencias Citadas

Ackermann, I. J., H. Hass, M. Memmesheimer, A. Ebel, F. S. Binkowski, and U. Shankar, 1998: Modal aerosol dynamics model for Europe: Development and first applications. Atmos. Env., 32, 2981–2999.

Barnard, J.C., E.G. Chapman, J.D. Fast, J.R. Schmelzer, J.R. Schlusser, and R.E. Shetter, 2004: An evaluation of the FAST-J photolysis model for predicting nitrogen dioxide photolysis rates under clear and cloudy conditions. *Atmos. Environ*., 38, 3393-3403.

Grell, G.A., Peckham, S.E., Schmitz, R., McKeen, S.A., Frost, G., Skamarock, W.C., Eder, B., 2005: Fully coupled "online" chemistry within the WRF model. Atmos. Env., 39, 6957-6975.

Guenther, A., Zimmerman, P., Wildermuth, M., 1994: Natural volatile organic compound emission rate estimates for US woodland landscapes. *Atmos. Environ.,* 28**,** 1197–1210.

Guenther, A., T. Karl, P. Harley, C. Wiedinmyer, P. Palmer and C. Geron, 2006, Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature (MEGAN). bai.acd.ucar.edu/Megan/index.shtml

Jakobs, H. J., S. Tilmes, A. Heidegger, K. Nester and G. Smiatek, 2001: Short-term ozone forecasting with a network model system during Summer 1999. J. Atmos. Chem., 42, 23-40.

Madronich, S., 1987: Photodissociation in the atmosphere, 1, actinic flux and the effects of ground reflections and clouds. J. of Geophys. Res., 92, 9740–9752.

Madronich, S. and S. Flocke, 1998, The role of solar radiation in atmospheric chemistry, in Handbook of Environmental Chemistry (P. Boule, ed.), Springer_Verlag, Heidelberg, pp. 1-26.

Schell B., I. J. Ackermann, H. Hass, F. S. Binkowski, and A. Ebel, 2001: Modeling the formation of secondary organic aerosol within a comprehensive air quality model system. J. of Geophys. Res., 106, 28275–28293.

Schmitz, R. and Falvey M., 2006: Numerical air quality forecast in Santiago de Chile, 8th International Conference on Southern Hemisphere Meteorology, Foz de Iguazú, Brasil.

Schmitz, R. y Falvey M., 2007: Diseño de Plan Operacional de Seguimiento de la Calidad del Aire para Ozono Troposférico en la Región Metropolitana, Informe Final, CONAMA RM.

Schmitz, R., Falvey, M. y Jacques, M., 2007: Implementación de un Modelo Fotoquímico para la Macrozona Central del País, Informe Final, CONAMA

Schmitz, R., Falvey, M., Clerc, J., Ozimiça, N. y Oporto, L., 2009: Optimización del Modelo Fotoquímico de alta resolución implementado en la fase 2007 y ampliación de su alcance a material particulado respirable y precursores, Tercer Informe de Avance, CONAMA

Simpson D., A. Guenther, C. N. Hewitt and R. Steinbrecher, 1995: Biogenic emissions in Europe I: Estimates and uncertainties. J. Geophys. Res. 100D, 22875-22890.

Stockwell, W. R., P. Middleton, J. S. Chang, and X. Tang, 1990: The second generation regional acid deposition model chemical mechanism for regional air quality modelling. J. of Geophys. Res., 95, 16343–16367.

Stockwell, W. R., F. Kirchner, M. Kuhn, and S. Seefeld, 1997: A new mechanism for regional atmospheric chemistry modeling. 102**,** 25847–25879.

Weseley, M. L., 1989: Parameterization of surface resistance to gaseous dry deposition in regional numerical models. Atmos. Env., 16, 1293–1304.

Zaveri R.A., and L.K. Peters. 1999: A New Lumped Structure Photochemical Mechanism for Large-Scale Applications. *Journal of Geophysical Research. D. (Atmospheres)*,104,30387-30415.

Zaveri, R.A., R.C. Easter, J.D. Fast, and L.K. Peters, 2005: MOSAIC: Model for simulating aerosol interactions and chemistry. *Journal of. Geophyical. Res*earch.

7 Grillas computacionales y emisiones

Este capítulo describe la definición de las grillas computacionales, la distribución espacial y temporal de las emisiones móviles y su especiación química. En lo que sigue se entregará primero la información sobre las grillas computacionales para cada ciudad, seguido por la información de las emisiones.

7.1 Grillas computacionales

Según requerimiento de los TdR se han generado las grillas computacionales con una resolución de 2000 metros en la horizontal. Para asegurar una buena cobertura espacial, se han diseñado las grillas con 73 x 73 puntos en la horizontal (y 43 en la vertical), resultando en grillas de 146 x 146 km de extensión en la horizontal. Las figuras 7.1 – 7.9 muestran los dominios para cada una de las ciudades. En cada figura se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos).

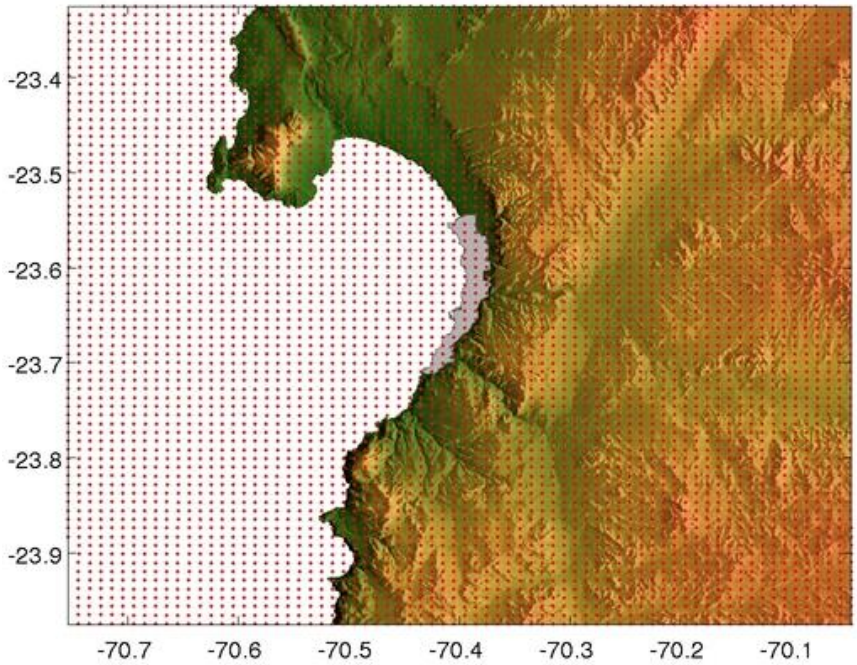

Figura 7.1: Grilla computacional para la ciudad de Antofagasta. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

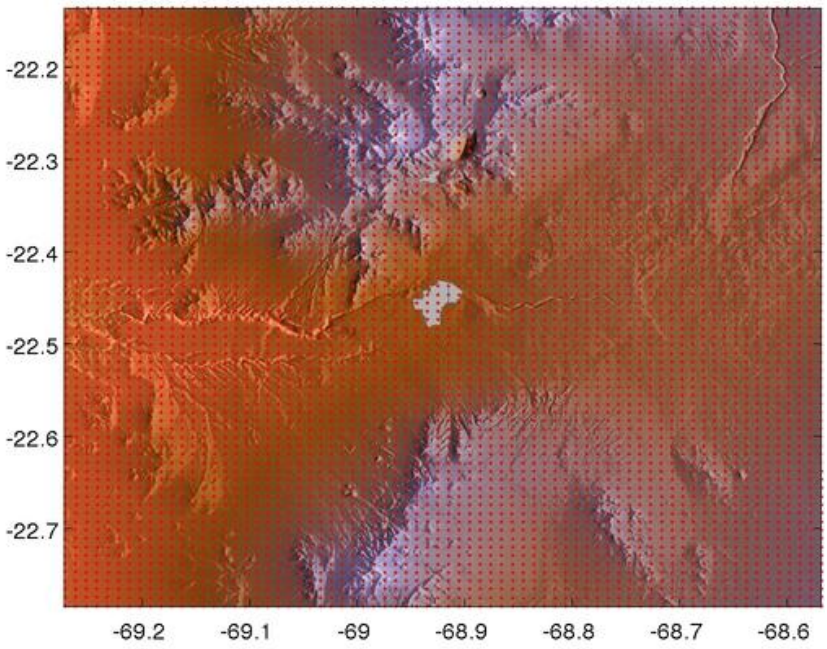

Figura 7.2: Grilla computacional para la ciudad de Calama. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

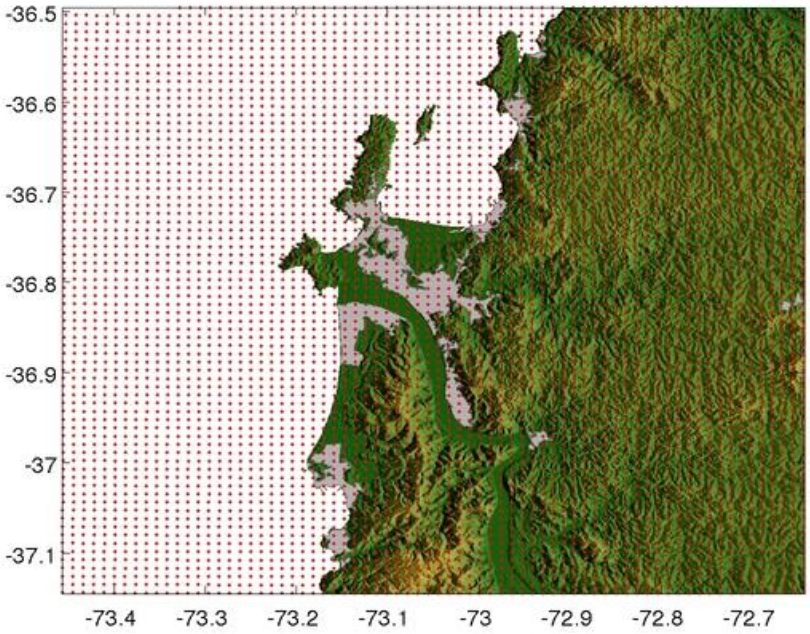

Figura 7.3: Grilla computacional para la ciudad de Concepción. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

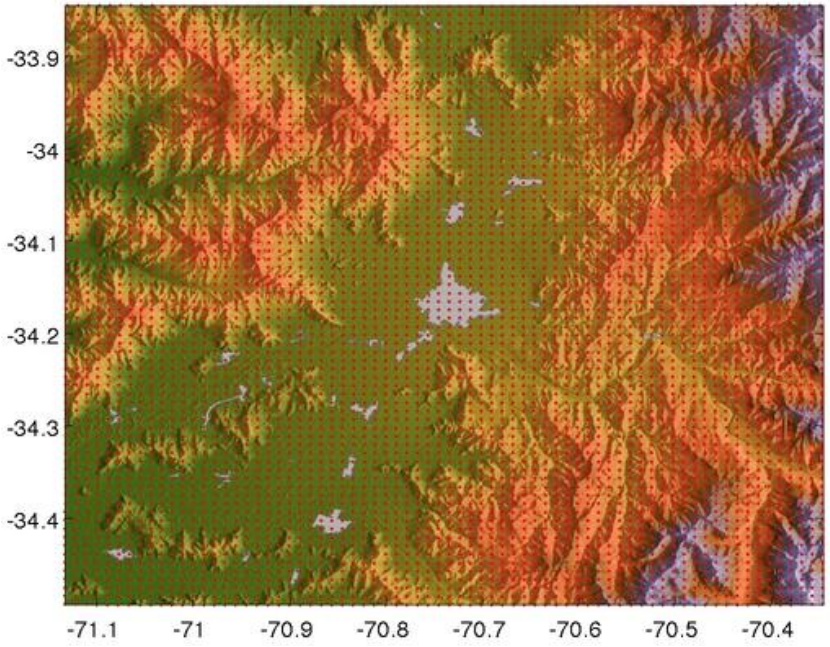

Figura 7.4: Grilla computacional para la ciudad de Rancagua. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

.

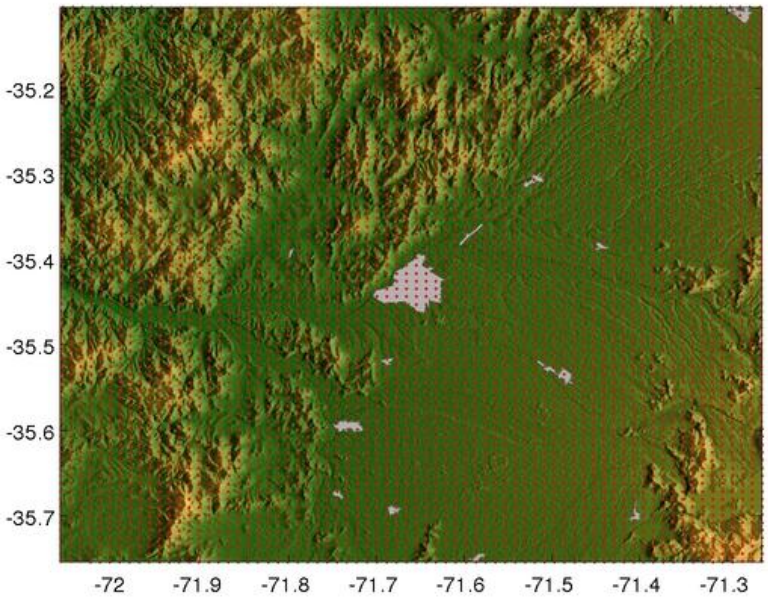

Figura 7.5: Grilla computacional para la ciudad de Talca. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

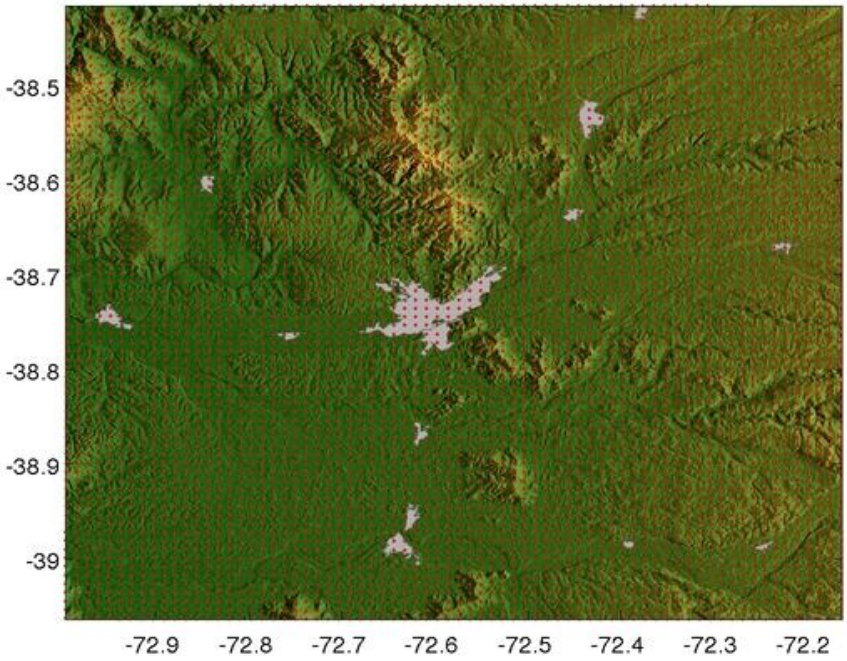

Figura 7.6: Grilla computacional para la ciudad de Temuco. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

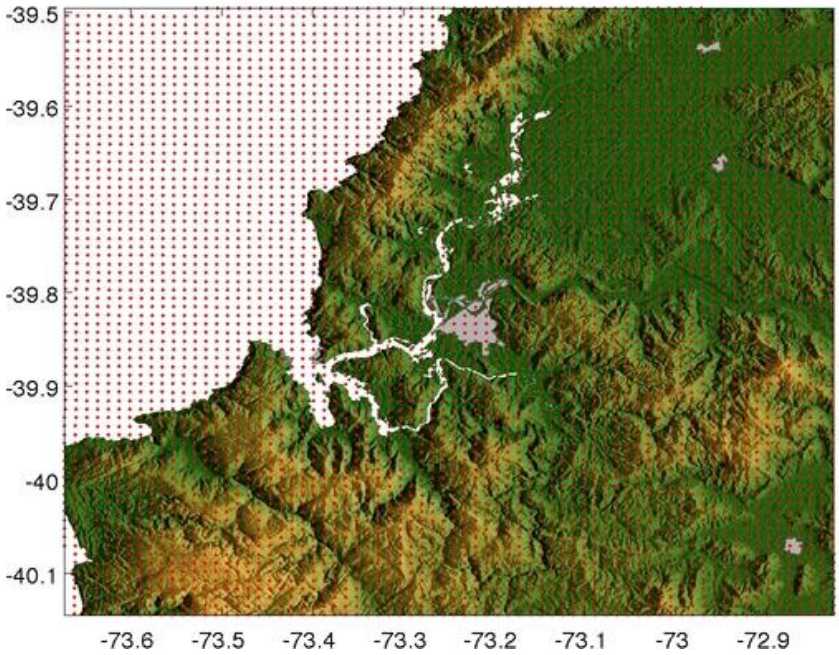

Figura 7.7: Grilla computacional para la ciudad de Valdivia. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

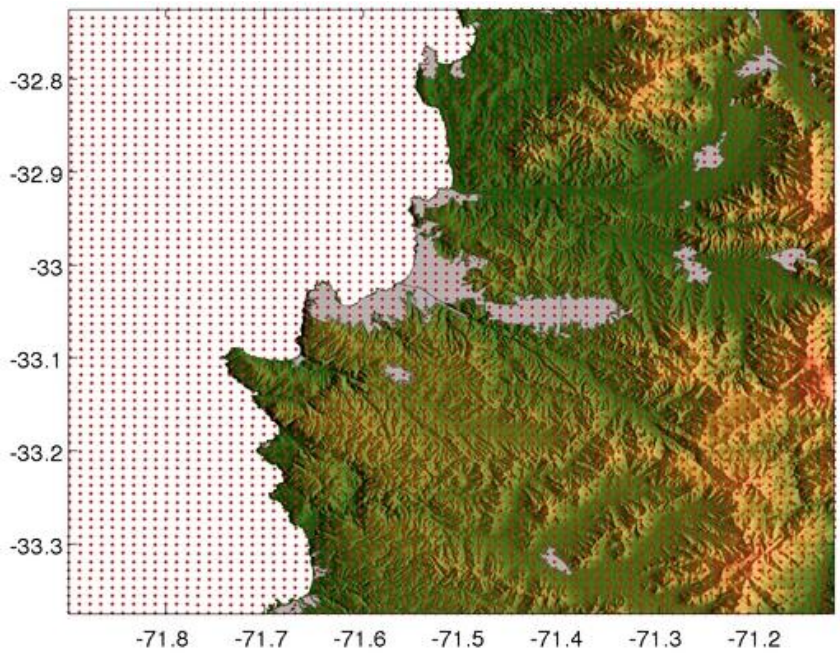

Figura 7.8: Grilla computacional para la ciudad de Valparaíso. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

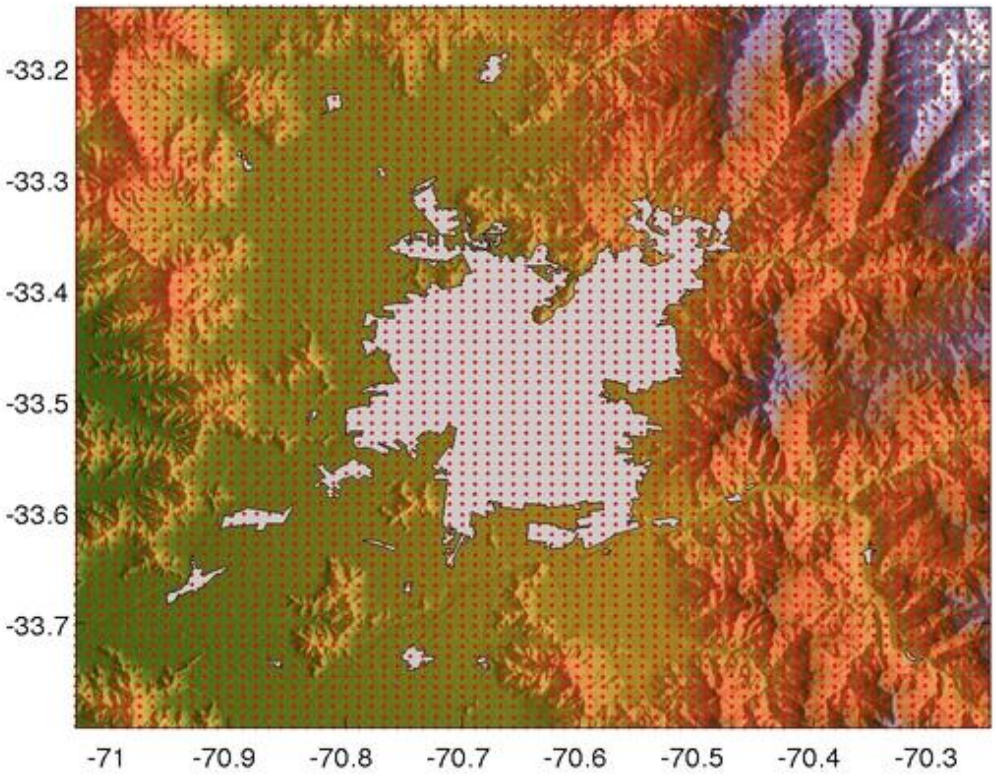

Figura 7.9: Grilla computacional para la ciudad de Santiago. Se indica la topografía, los centros urbanos (áreas grises) y la grilla computacional (puntos rojos) que tiene una resolución horizontal de 2000 metros.

.

7.2 Distribución temporal y espacial de las emisiones de transporte

MODEM entrega las emisiones en unidades de toneladas/año/arco. Por el otro lado, en un modelo atmosférico las emisiones deben estar disponibles a una resolución temporal de una hora y distribuida espacialmente a la grilla computacional. Esta transformación se ha realizado usando para cada ciudad los siguientes archivos entregados por la contraparte técnica:

MA_CCF6.DBF: Para cada ciudad y año de escenario (2010, 2015 y 2010) existe este archivo que entrega las emisiones en unidades ton/año/arc para cada tipo de vehículo según su codificación CCF6.

Flujos_anuales_ciudad_yyyy_vf.xls: Para cada ciudad y año de escenario (2010, 2015 y 2020) existe este que entrega los flujos vehiculares para cada tipo de vehículo según su codificación CCF6 a nivel horario para cada día de la semana (lunes-juves, viernes, sábado, domingo).

Nodos_2010.xls: Para cada ciudad existe este archivo que entrega relaciona cada número identificador de arco con sus nodos de comienzo y de término. Existe un solo archivo por ciudad y su contenido es válido para cada año de escenario (2010, 2015 y 2020).

La distribución espacial y temporal de las emisiones basado en estos archivos se ha realizado según los siguientes pasos:

1) Aumento de resolución espacial de arcos. Cualquier arco de un largo mayor se ha dividió en sub-arcos de un largo máximo de 2 km (equivalente a la resolución espacial de la grilla computacional).
2) Redistribución de las emisiones a arcos. En caso de una división de un arco a varios sub-arcos se asignó una emisión en ton/año/(número de sub-arcos) para cada sub-arco.
3) Distribución temporal de emisiones. La distribución temporal de las emisiones se basa en la suposición de una relación lineal entre flujos y emisión. En este sentido, se distribuyeron las emisiones en unidades de ton/año/arco a gr/hr/arco para cada día de semana.
4) Distribución espacial a la grilla computacional. Para este fin se calculó el centro espacial de cada arco. En un segundo paso, las emisiones correspondientes a este punto se interpolan linealmente a la grilla computacional.

Las figuras 7.10 – 7.17 muestran la distribución espacial del NOx (panel arriba) y la distribución temporal (panel abajo) para cada ciudad procesada. Las emisiones de NOx se expresan en mol/hr/km^2 tal como lo usa el modelo WRF-Chem y expresan el promedio diario de un día lunes-jueves. La distribución temporal muestra el ciclo diario a través de la contribución de cada hora (en %) al total de un día; también en este caso el ciclo diario es representativo para un día lunes-jueves.

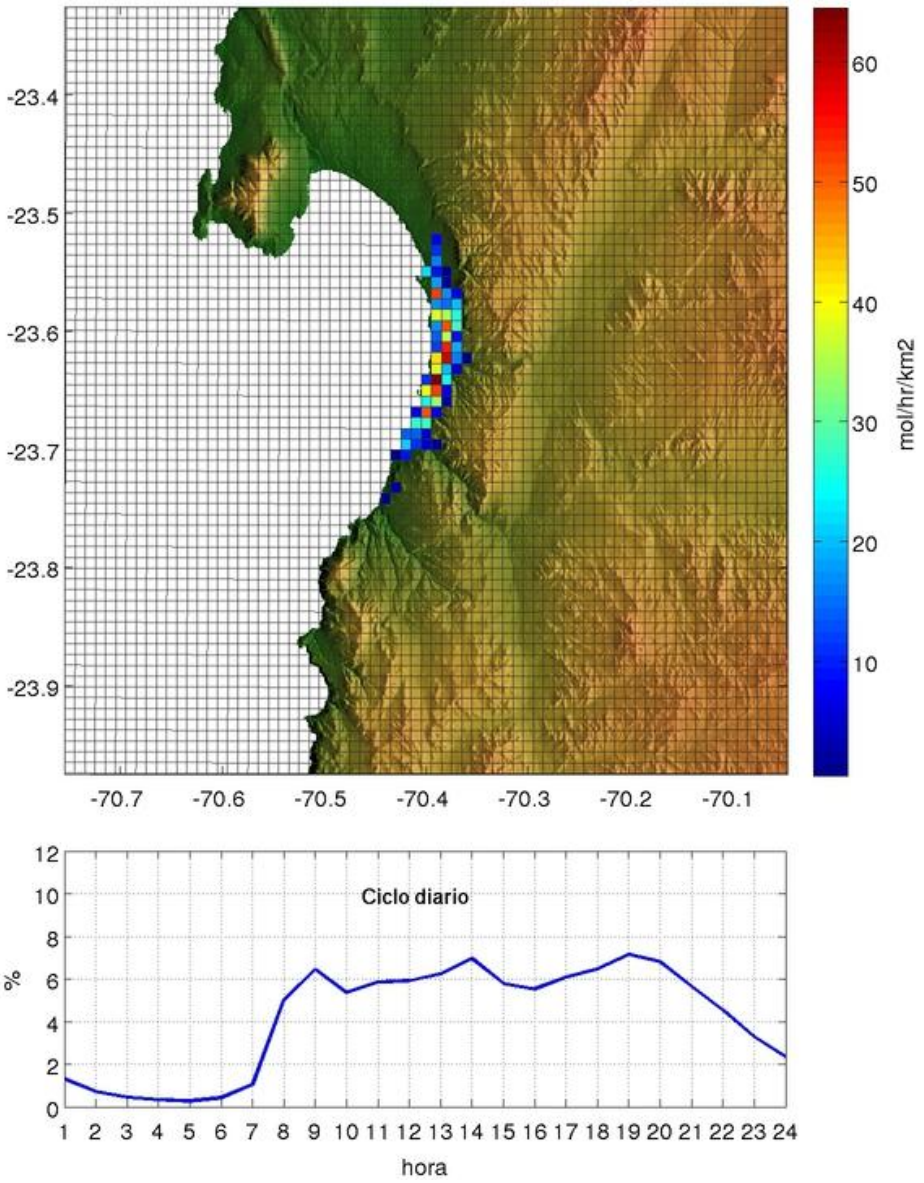

Figura 7.10: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Antofagasta.

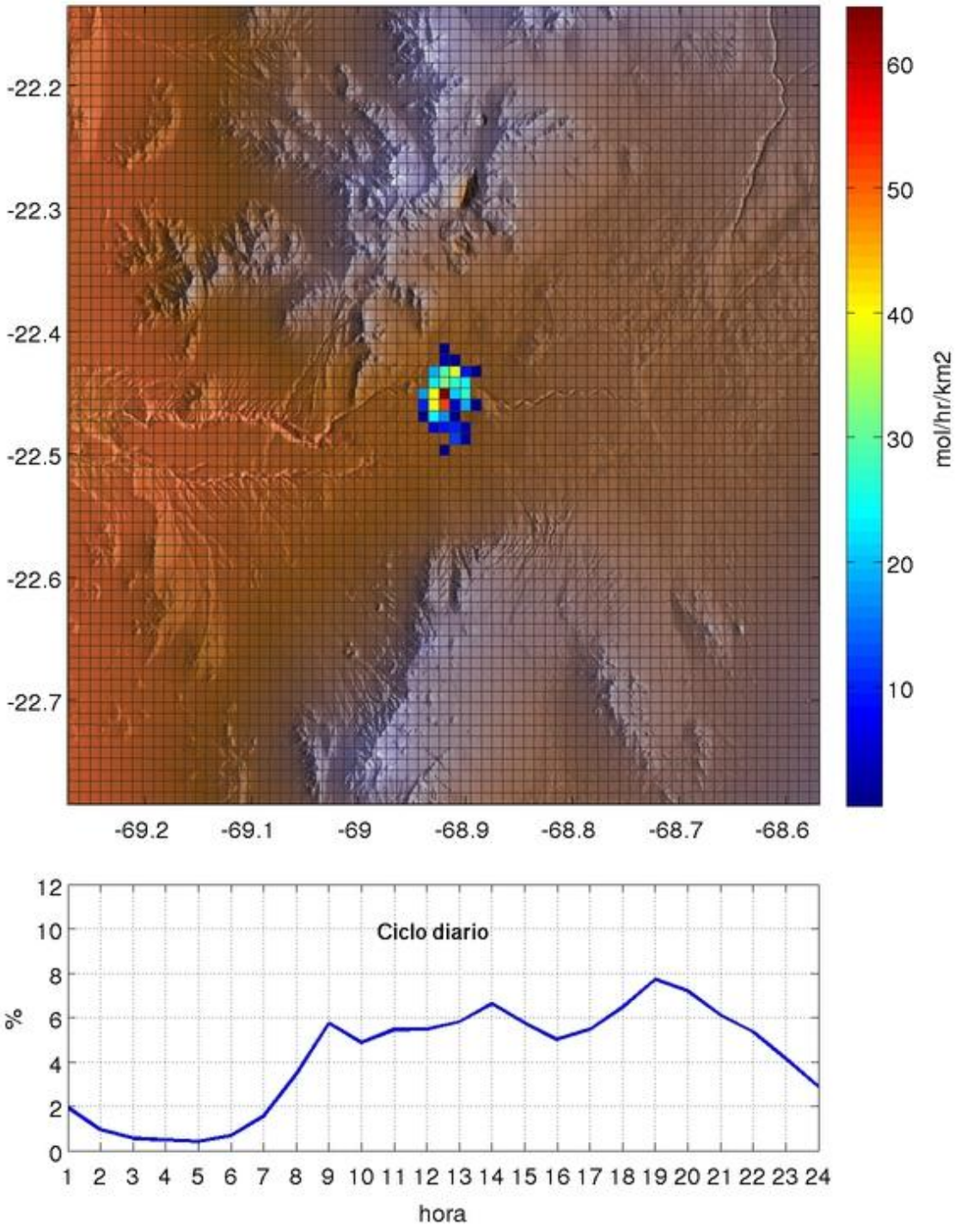

Figura 7.11: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Calama.

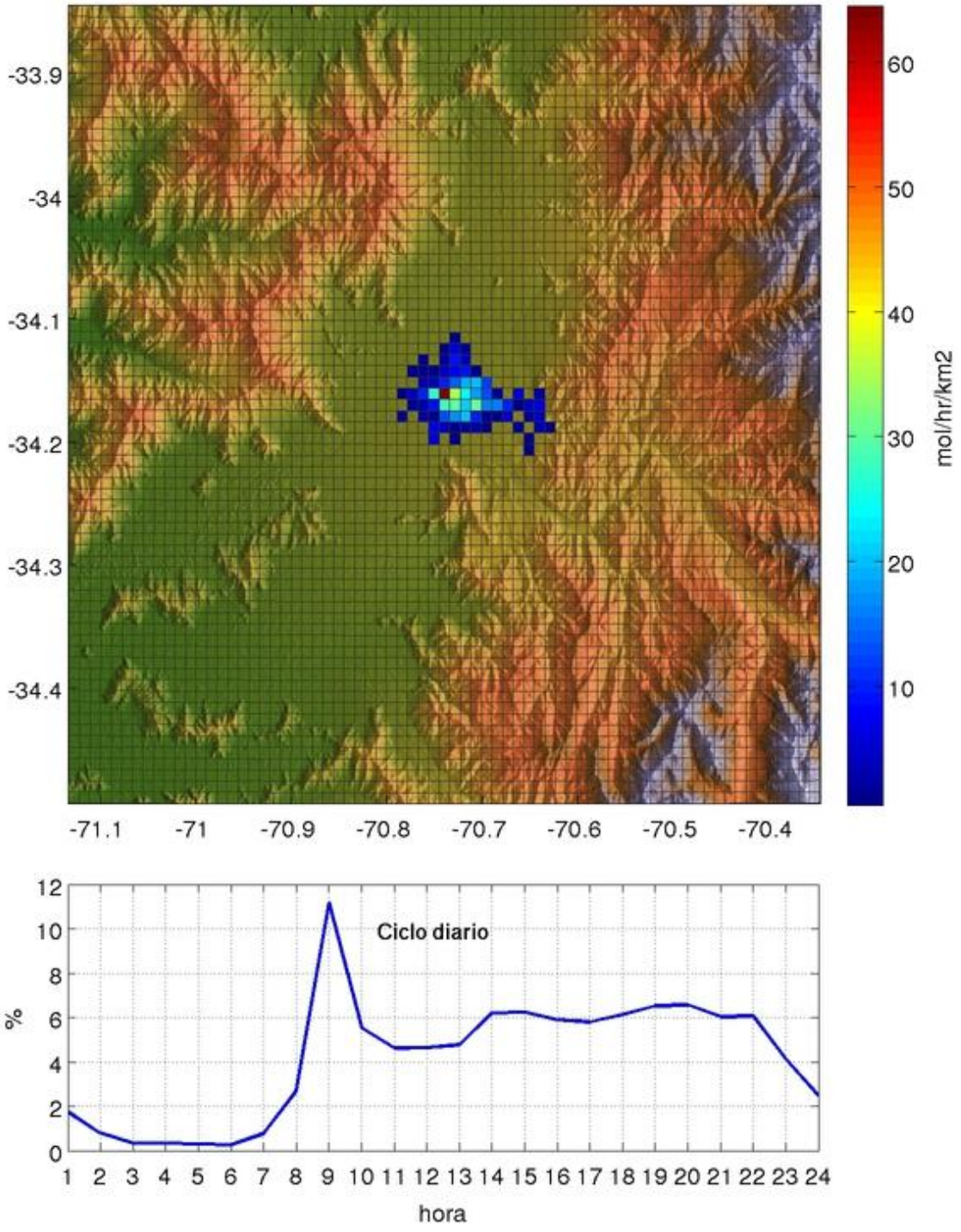

Figura 7.12: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Rancagua.

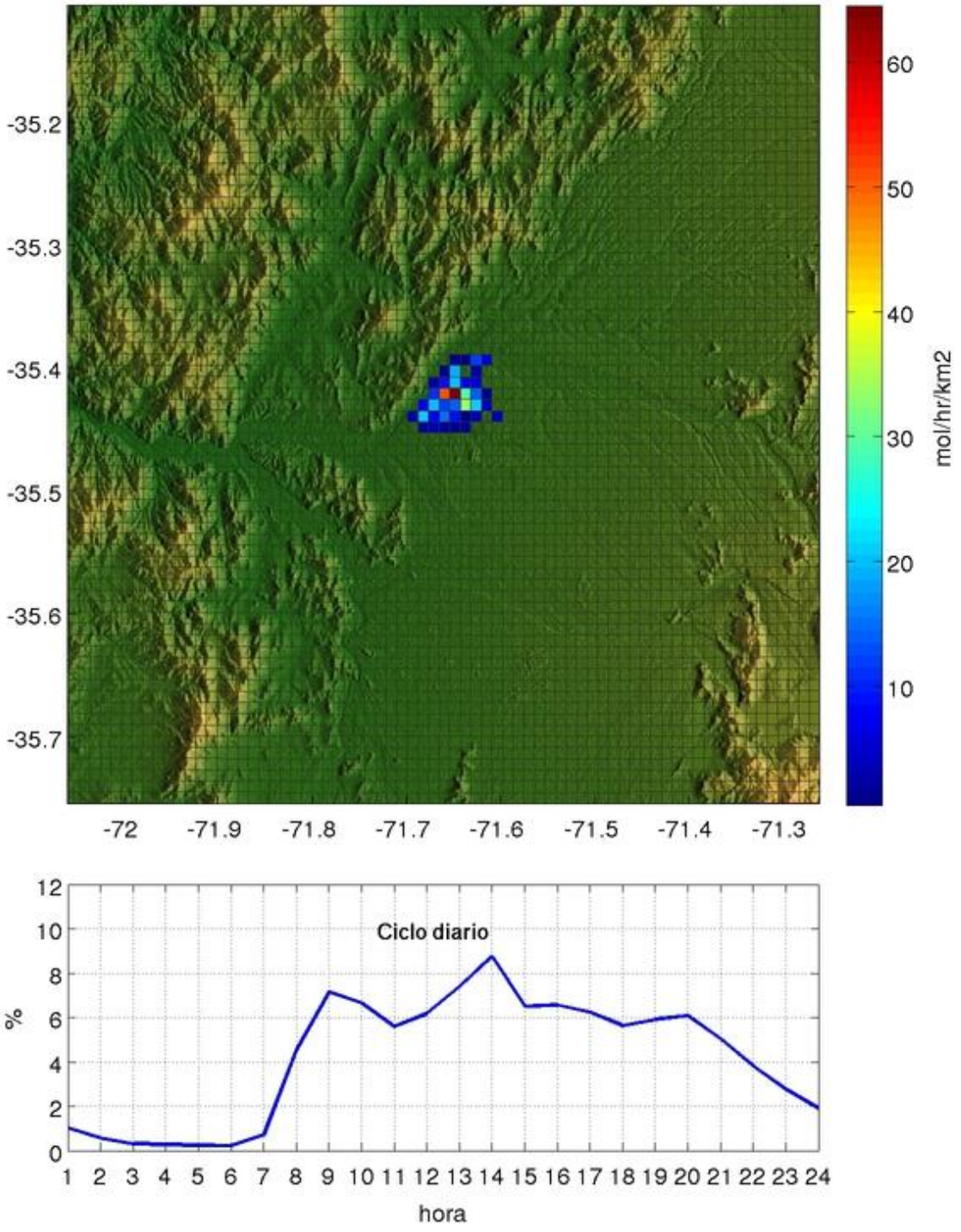

Figura 7.13: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Talca.

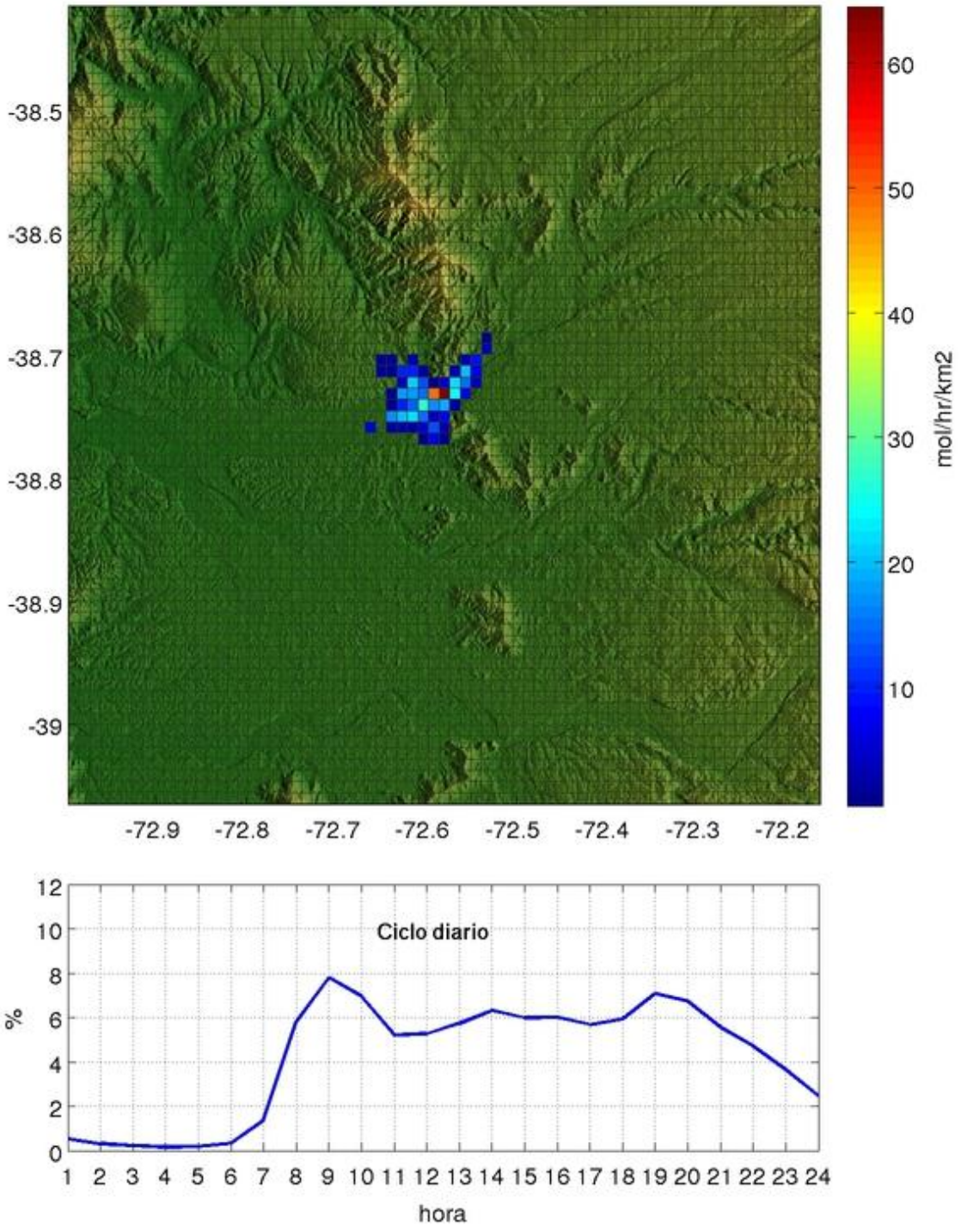

Figura 7.14: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Temuco.

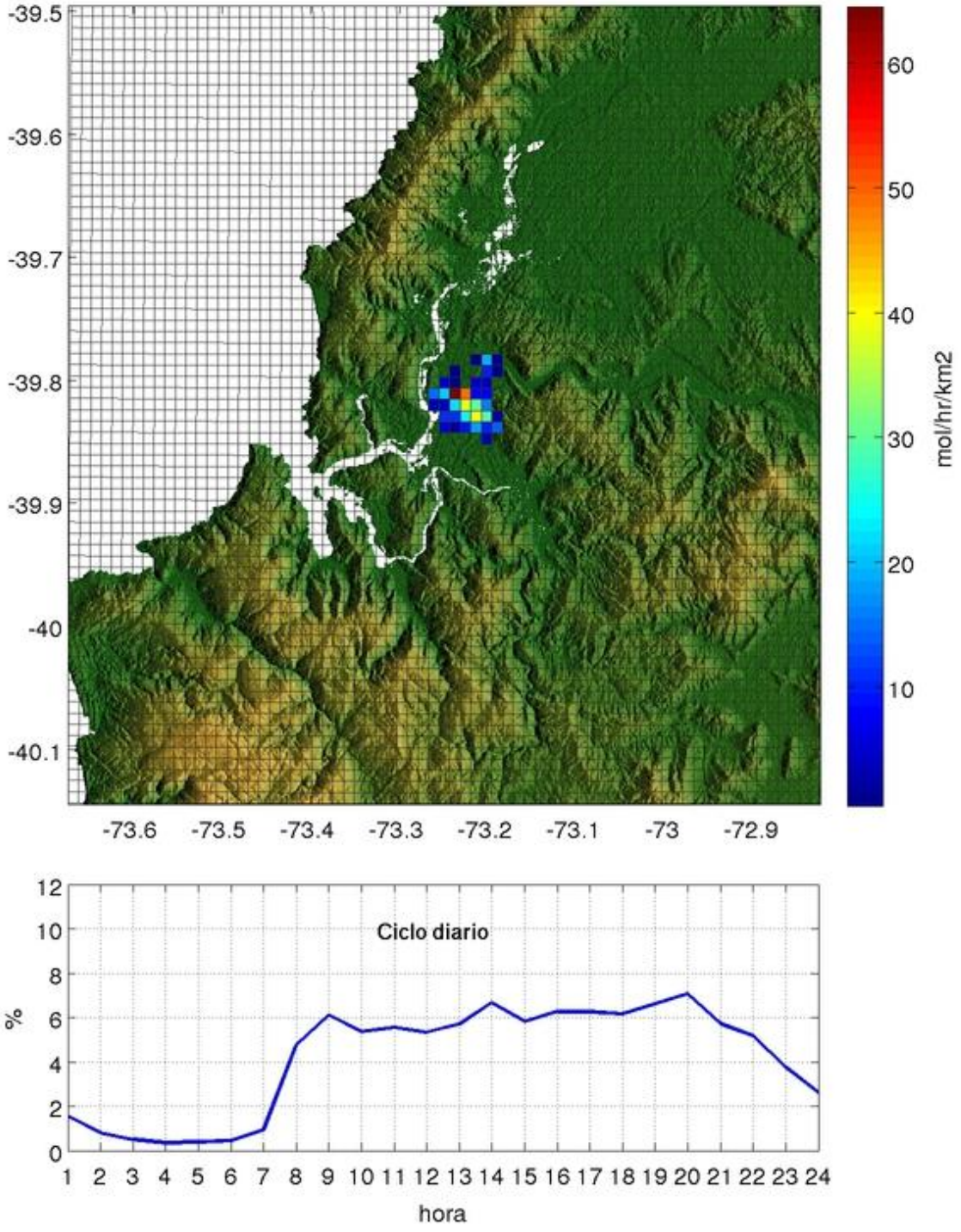

Figura 7.15: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Valdivia.

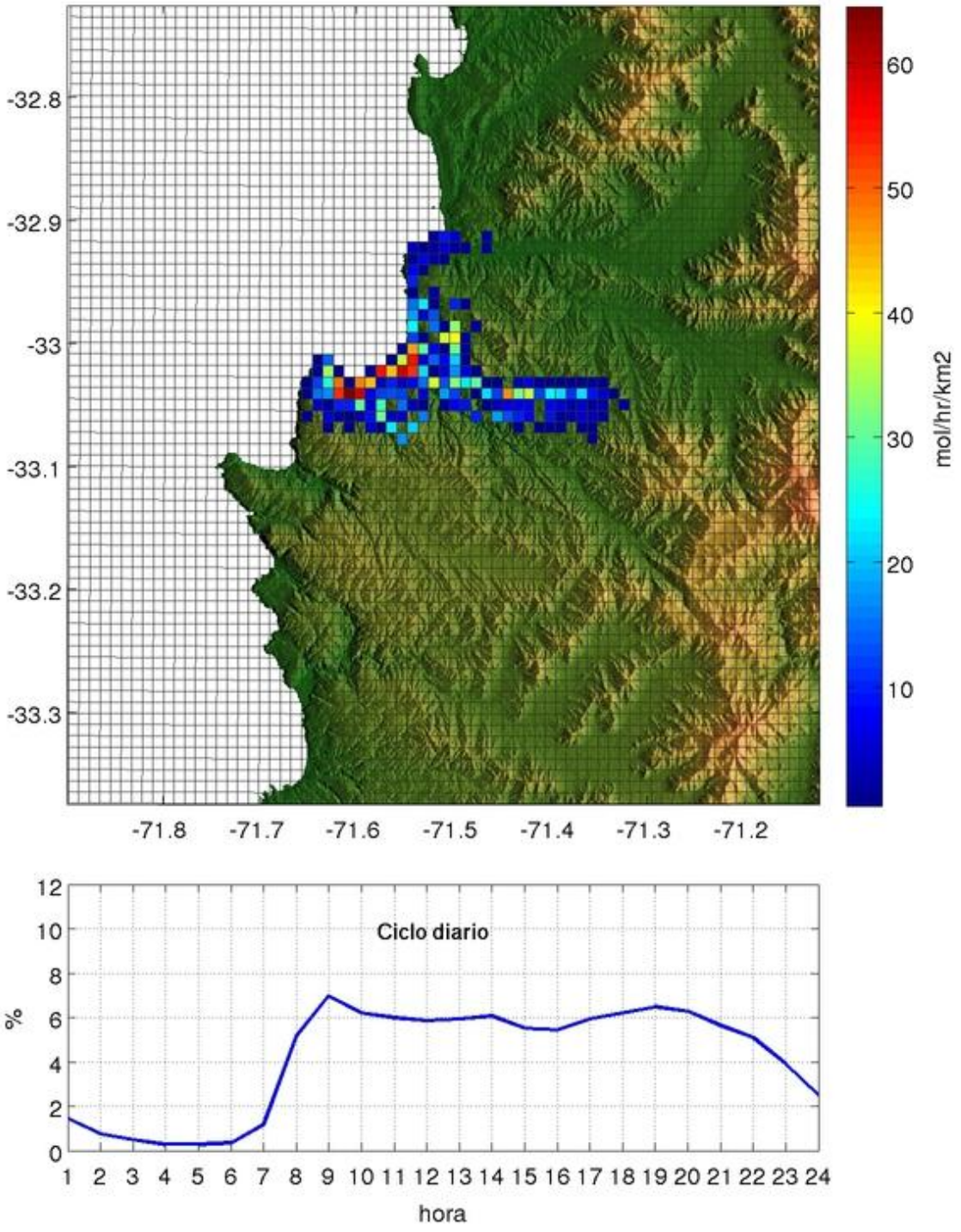

Figura 7.16: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Valparaíso.

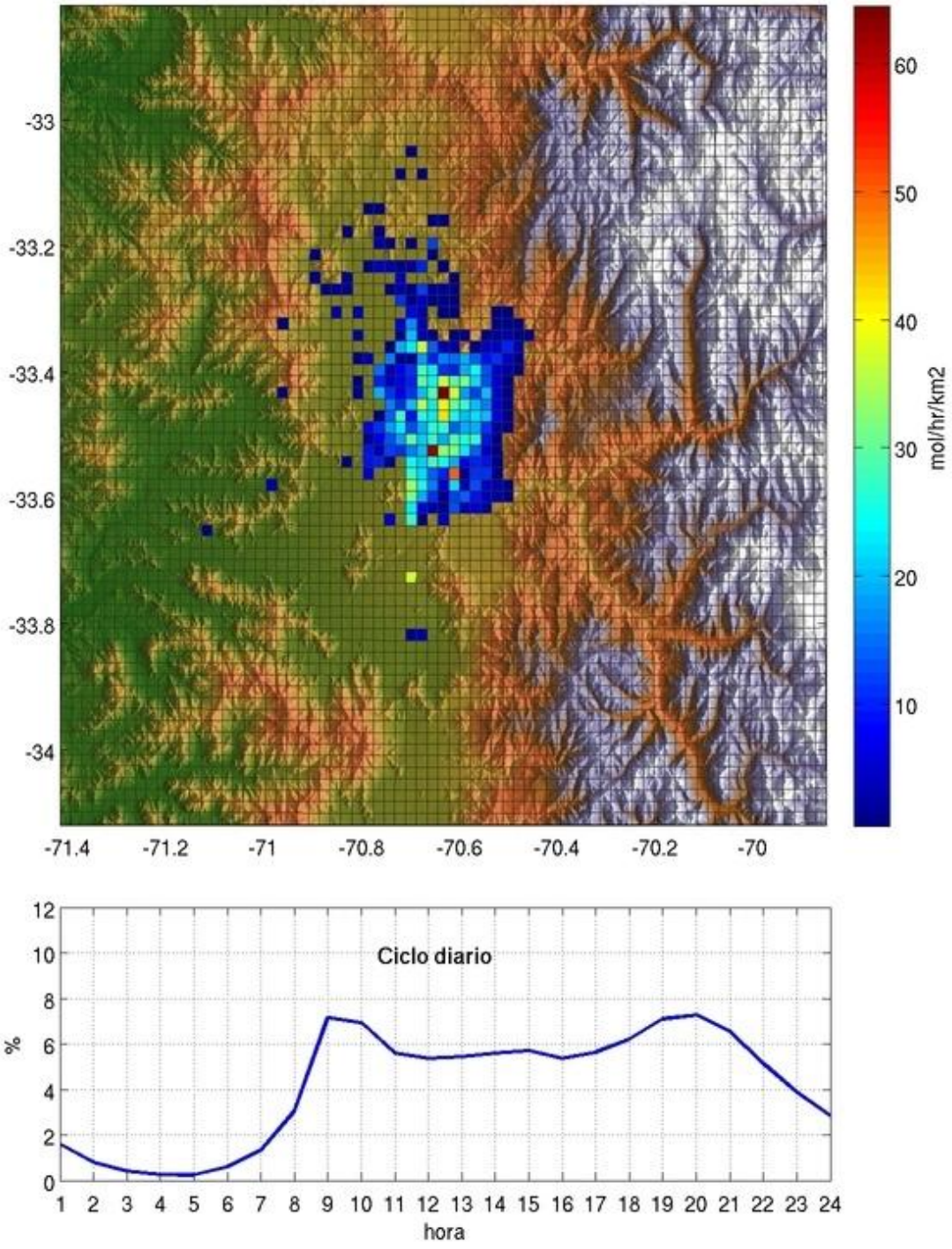

Figura 7.17: Distribución espacial (panel arriba) y temporal (panel abajo) de las emisiones móviles para la ciudad de Santiago.

7.3 Emisiones de fuentes fijas y de grilla

Dado que la producción de contaminantes secundarios tales como el ozono y parte del MP2.5 depende de una interacción de todos los contaminantes en la atmósfera, es necesario en la modelación fotoquímica tomar en cuenta la totalidad de las emisiones que se encuentran en un dominio computacional. Los dos otros tipos de fuentes, aparte de las móviles, son las fuentes fijas y las fuentes de grilla.

Para las fuentes fijas se usaron las emisiones declaradas bajo el Decreto Superior 138/05 del Ministerio de Salud. (Se adjunta la planilla Excel en el CD entregado con este informe.) De estas fuentes se consideran las emisiones de NOx, SO_2, MP10 y MP2.5. Las emisiones de los COVs sólo se entregan en COVs totales y no son químicamente especiadas. Además, su contribución a las emisiones de los COVs totales de todas las fuentes es muy baja por lo que no se consideran.

Las emisiones de grilla provienen de fuentes que no son georeferenciadas sino se asocian por ejemplo a una comuna. Por ejemplo las emisiones de los COVs por el uso de solventes a nivel domiciliario se estima a través de su venta en cada comuna (estimado por el Instituto Nacional de Estadísticas). Sólo existe información de estas fuentes para las Regiones de Valparaíso y Metropolitana. Con fines de asignarle a las ciudades de otras regiones también fuentes de grillas, se les asigna a todos los centros urbanos las emisiones de grilla promedios y representativas de Valparaíso.

7.4 Especiación química

Tal como se explicó en el capítulo 5 de este informe, el rol de los COVs es clave en la fotoquímica. Existen cientos de distintos COVs en la atmósfera que fundamentalmente se distinguen por su número de átomos de carbón, el número de enlaces entre los átomos de carbón y su geometría. De todas esas características contribuyen al potencial de un COV específico de producir ozono (en términos de velocidad y cantidad). En este sentido es también muy importante saber la composición explícita de las emisiones de los COVs. Sin

embargo, MODEM sólo entrega las emisiones de los COVs totales. Con fines de especiar químicamente los COVs entregados por MODEM, se usó la metodología COPERT. Esta metodología asocia una especiación química de los COVs para cada tipo de vehículo CCF6. (Se adjuntan las tablas usadas para esta metodología en el CD entregado con este informe.)

8 Aplicación del modelo WRF-Chem

El consultor recomienda contar con cuatro periodos de simulación para MODEC, uno para cada estación del año. Se simularon enero, abril, julio y septiembre que a su vez se consideran representativos para verano, otoño, invierno y primavera, respectivamente. De esta manera, se realizaron simulaciones de cuatro meses para cada ciudad (un total de 36 simulaciones). El año de las simulaciones es el 2010. En lo que sigue, se entrega una evaluación del desempeño del modelo, en lo que se limita generalmente a la evaluaciones de los dos extremos, es decir verano e invierno. Cualquier evaluación de desempeño de un modelo se hace en base de la comparación de sus resultados con observaciones. En esta sección entonces se hace primero una evaluación del desempeño de la meteorología del modelo, seguido por una del ozono y del MP2.5. Considerando que MODEC es una herramienta que busca evaluar condiciones promedio (en contrario de días particulares o la variabilidad diaria), la evaluación del desempeño justamente se enfoca en la capacidad del modelo en reproducir características climatológicas (entiendo el clima como una situación promedio del estado de la atmósfera). Ya que se busca reproducir condiciones climatológicas, no es necesario contar con observaciones del mismo periodo de las simulaciones, sino observaciones históricas de cualquier año(s) suponiendo poca variabilidad climatológica a lo largo de los años. En la discusión tanto de la parte meteorológica como de los contaminantes, se enfoca en algunas particularidades del modelo y se comparan los valores promedio para cada ciudad que cuenta con datos observacionales.

Cabe señalar que se terminaron las simulaciones para todas las ciudades contempladas en este estudio. No obstante, en esta sección se realiza una evaluación del modelo y, en consecuencias, sólo se incluyen las ciudades que cuentan con las observadas adecuadas. En este momento, estas ciudades son Santiago, Valparaíso y Rancagua. En las otras ciudades o no existen las observaciones o el Ministerio de Medio Ambiente no lo provee en este momento dado éste está realizando un proceso de validación de sus datos. En este sentido los resultados de la comparación entre modelo y observaciones se deben generalizar y extrapolar a las otras ciudades que no se incluyen explícitamente en esta discusión.

8.1 Meteorología

Los procesos meteorológicos de advección (transporte por el viento) y de turbulencia son en gran medida los responsables de la distribución espacial y temporal de los contaminantes atmosféricos. Es así que cualquier error en los resultados de un modelo en estos procesos se propaga a la concentración de contaminantes. En este sentido, es fundamental evaluar en primera instancia el desempeño de la parte meteorológica del modelo.

Las variables claves para los dos procesos meteorológicos mencionados son el viento y la estructura vertical de la capa límite. A modo de entender mejor su importancia: la concentración *C* de un contaminante *i* depende linealmente de la velocidad del viento, *v*, y la altura de la capa límite *H* según

$$C_i \propto 1/(v \times H)$$

Es decir, la concentración es inversamente proporcional a ambas variables. En primera aproximación entonces, cualquier error en una de las dos variables meteorológicas se propaga linealmente a las concentraciones y son ellas las que se deberían evaluar para un estudio cuyo enfoque es la dispersión de contaminantes. (Eso no significa que otras variables como la temperatura, presión, radiación solar, u otras no sean relevantes, sólo que no estaría dentro del alcance ni de primera relevancia de este estudio).

Para los dominios de modelación de este estudio existe información sobre el viento en los casos de Antofagasta, Calama, Valparaíso, Santiago y Rancagua. En el caso de la altura de la capa de mezcla no existen estaciones operacionales en ninguno de los dominios.

Falvey *et al*., 2011[13] hicieron una validación del viento a nivel nacional muy extensa mostrando la capacidad del modelo WRF de representar esta variable. En lo que sigue se

[13] Falvey M., Ibarra M., Jacques M., Muñoz R., Schmitz R., Garreaud R., Molina A., 2011, Ámbitos de Investigación Necesarios para el Desarrollo Eólico en Chile Relacionados con el Comportamiento del Recurso Viento ,Informe Final, Comisión Nacional de Energía.

presentará un breve análisis enfocado en los resultados de las simulaciones realizadas en este estudio.

En las figuras 8.1 y 8.2 se comparan las velocidades promedio en las estaciones meteorológicas de Antofagasta (puntos negros), Calama (puntos azules), Valparaíso (puntos verdes), Santiago (puntos rojos) y Rancagua (puntos magenta) entre el modelo (eje Y) y las observaciones (eje X). (Para las otras ciudades no se dispone de datos meteorológicos dentro de los dominios de modelación.) Cabe señalar que, en el caso de las observaciones, se trata de valores climatológicos; es decir, se muestra el promedio de las velocidades de viento de los meses de enero y julio de todos los años de que las estaciones disponen de datos. Para ambos meses se observa una cierta dispersión de los datos, pero generalmente el modelo reproduce bien las observaciones. Los coeficientes de correlación (espaciales) tienen valores de 0.87 y 0.85 para enero y julio, respectivamente. En ambas figuras no se observa ninguna tendencia del modelo de sobre o subestimar la velocidad del viento, lo que también se expresa en bajos valores tanto para el sesgo (-0.41 m/s y 0.12 m/s, respectivamente) como para el error relativo (-12.4% y 3.8%, respectivamente). Es decir, en promedio el modelo representa muy bien la velocidad del viento y, por lo tanto, el error al que contribuye en la dilución inicial de los contaminantes se debe considerar bajo. Con respecto a este estudio que apunta una herramienta de análisis que considera condiciones promedio (de tráfico, emisiones y concentraciones), los resultados de las figuras 8.1 y 8.2 indican que las condiciones promedio de la meteorología deben ser consideradas satisfactorias para su uso en la simulación de la dispersión de contaminantes en el sentido que no representan un factor de incertidumbre muy alto.

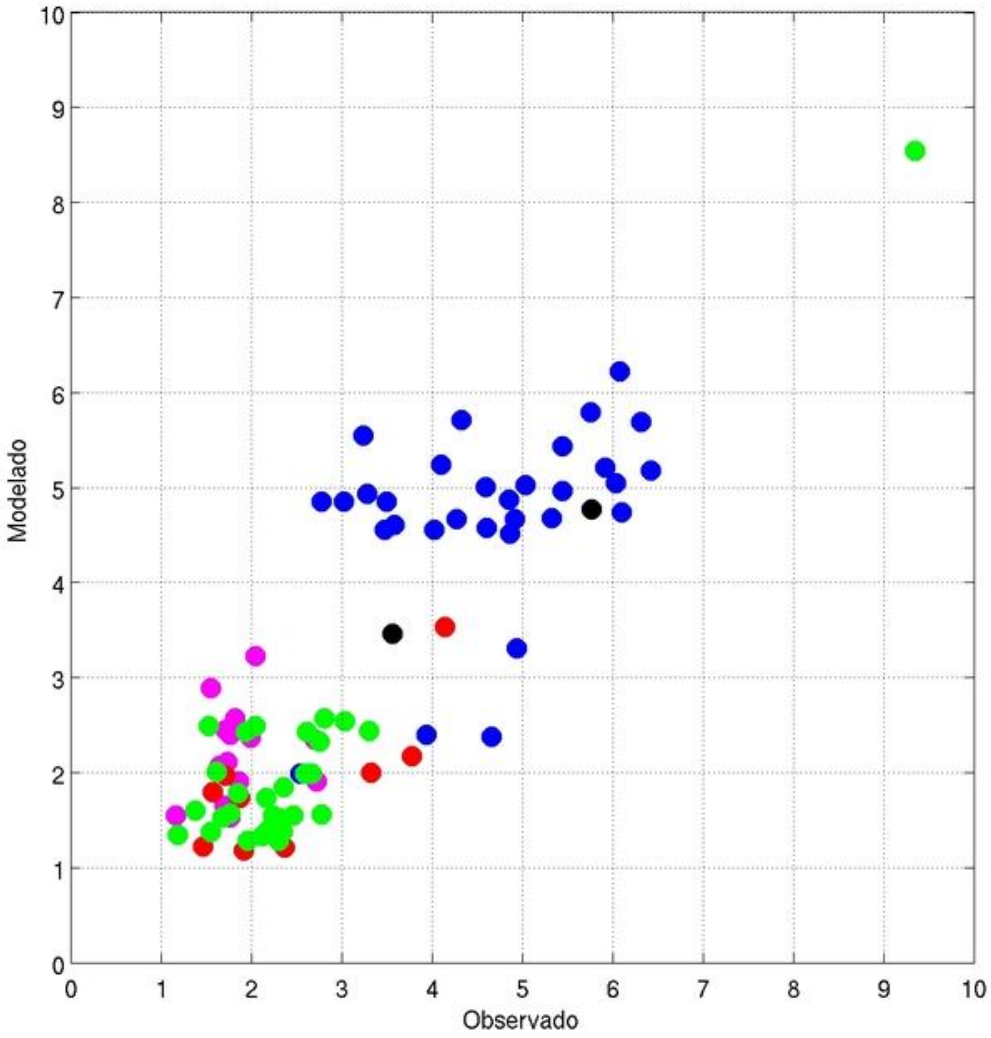

Figura 8. 1: Gráfico de dispersión entre los promedios del viento durante el mes de enero según modelo WRF (eje Y) y observaciones (eje X) para Antofagasta (puntos negros), Calama (puntos azules), Valparaíso (puntos verdes), Santiago (puntos rojos) y Rancagua (puntos magenta). El coeficiente de correlación (espacial) para este caso tiene un valor de 0.87 y el sesgo es de -0.41 m/s.

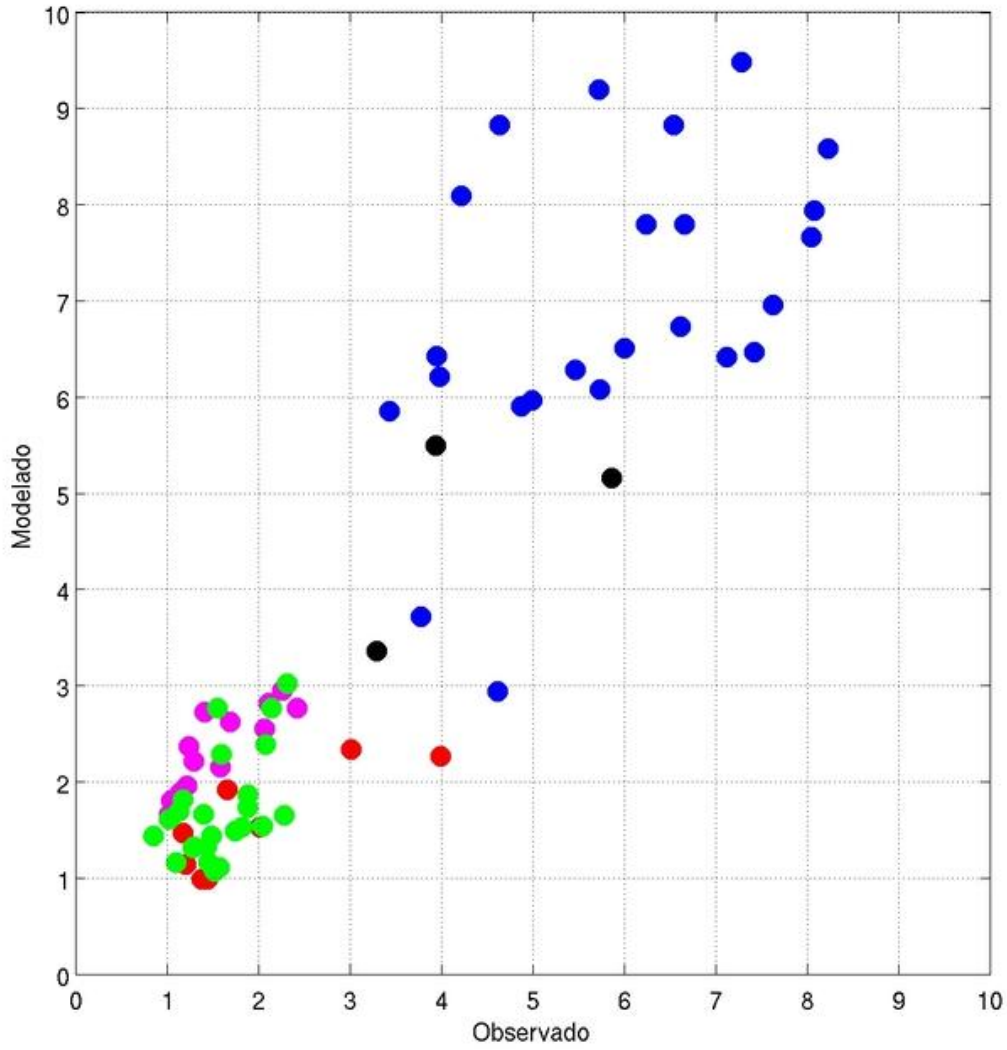

Figura 8.2: Equivalente a figura 8.1 pero para el mes de julio. El coeficiente de correlación (espacial) para este caso tiene un valor de 0.85 y el sesgo es de 0.12 m/s.

Es evidente que no sólo importa el comportamiento promedio del viento sino también la capacidad de reproducir los ciclos diarios de la velocidad y de la dirección del viento observadas y modeladas. Aparte del ya mencionado trabajo de Falvey *et al.*, 2011, existen otros que han mostrado la capacidad del modelo WRF de reproducir estos ciclos (por ejemplo Schmitz *et al.*, 2012, Diagnóstico Plan de Gestión Atmosférica – Región de Valparaíso Implementación de un Modelo Atmosférico, Informe Final, Secretaría Regional de Medio Ambiente Región Valparaíso). De esta manera, se entrega una figura por dominio y mes de simulación que muestra la capacidad del modelo WRF de reproducir los ciclos diarios (figuras 8.3- 8.10). Las figuras muestran los ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF. Las líneas azules indican los ciclos diarios promedio y los límites superior e inferior de la sombra celeste los percentiles 90 y 10, respectivamente. En el caso de la dirección del viento se indica el porcentaje de la dirección en cada hora. Se usan intervalos de 20 grados para calcular los porcentajes. El título de cada figura indica la ciudad y el código de la estación meteorológica.

Tal como en el caso de las velocidades de viento promedio, también en este caso se encuentran diferencias entre el modelo y las observaciones. Pero también en este caso, se considera muy satisfactorio el desempeño del modelo para los fines de este estudio.

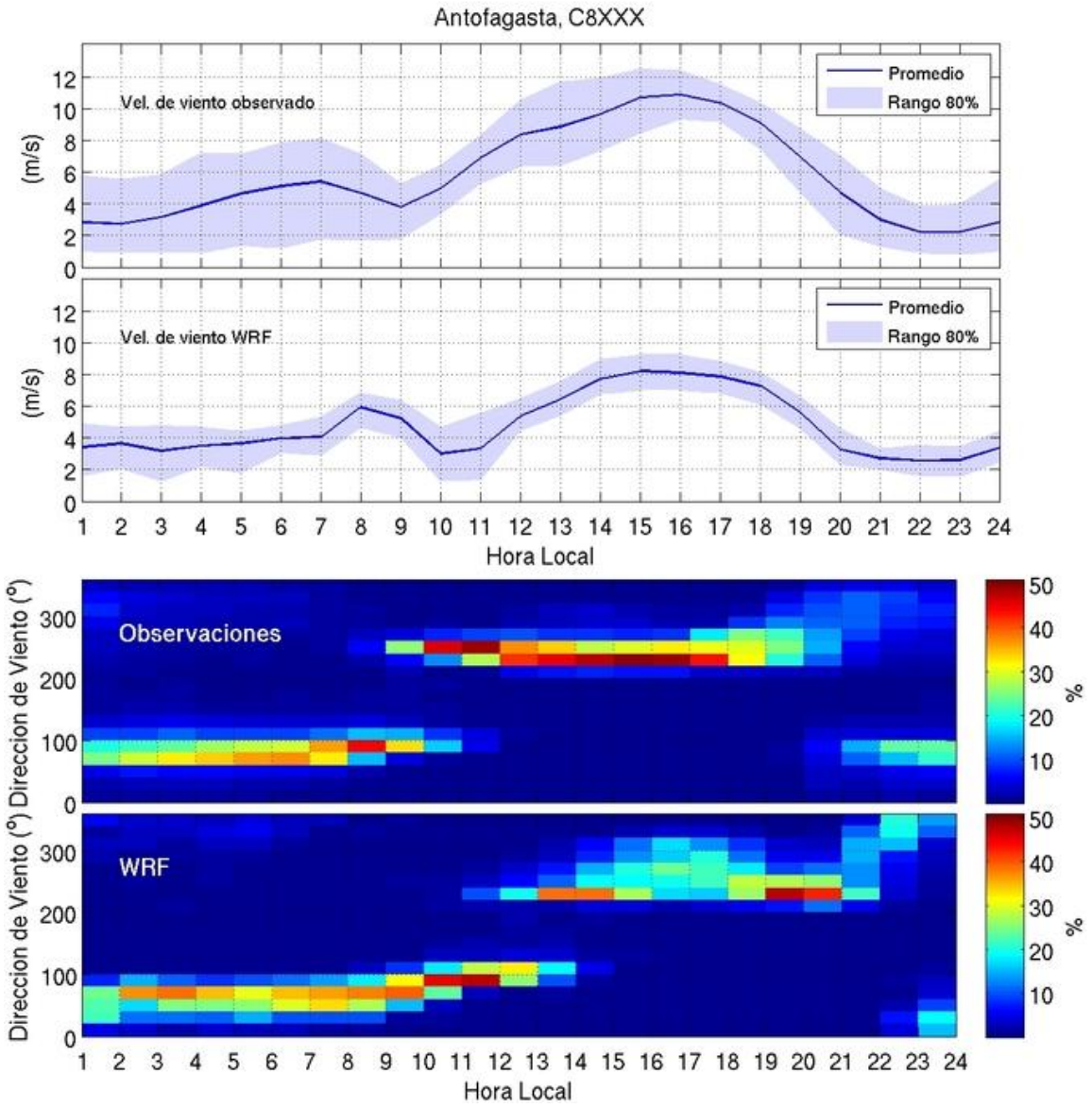

Figura 8.3: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación C8XX en el dominio de Antofagasta y para el mes de enero.

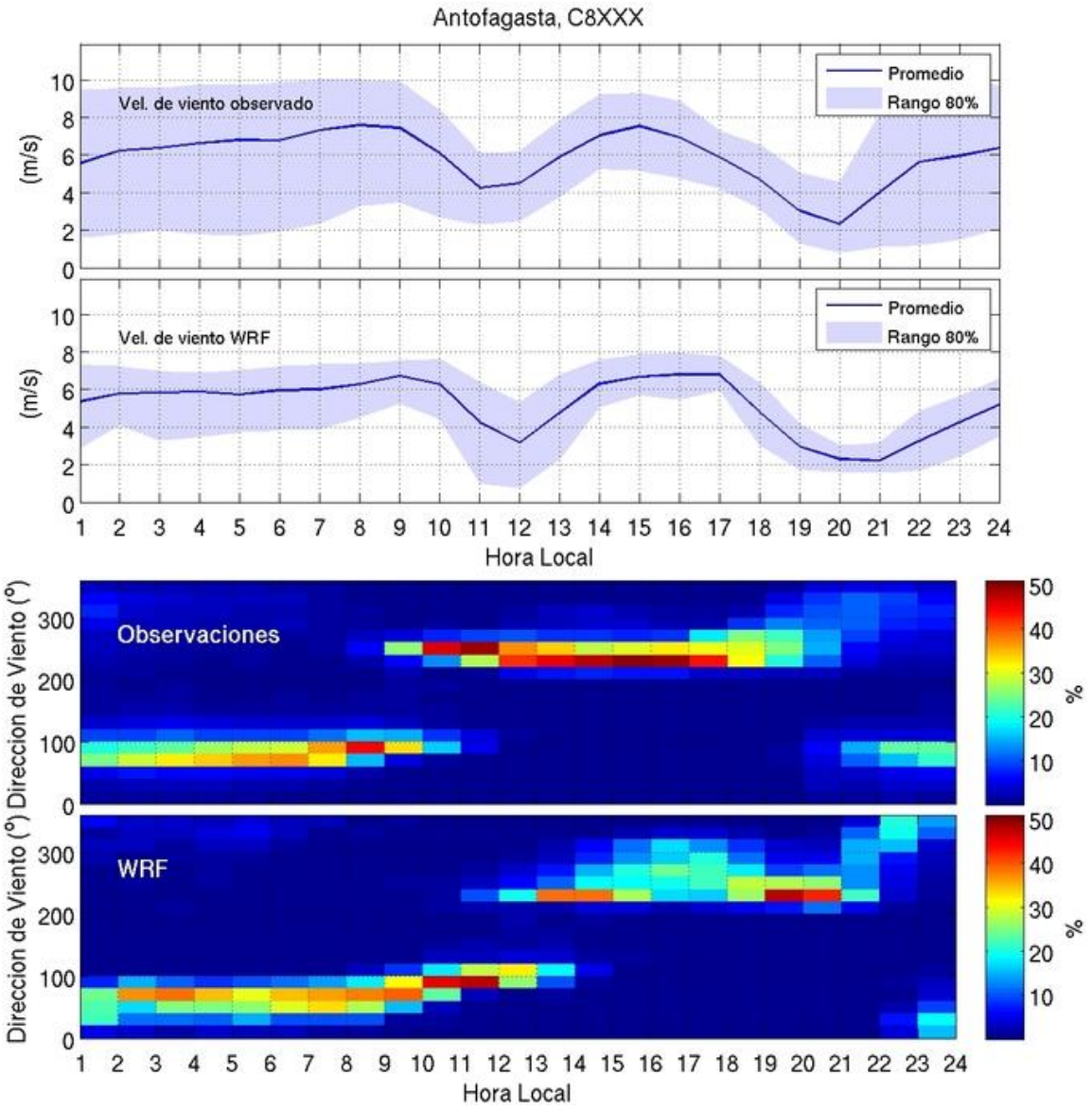

Figura 8.4: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación C8XX en el dominio de Antofagasta y para el mes de julio.

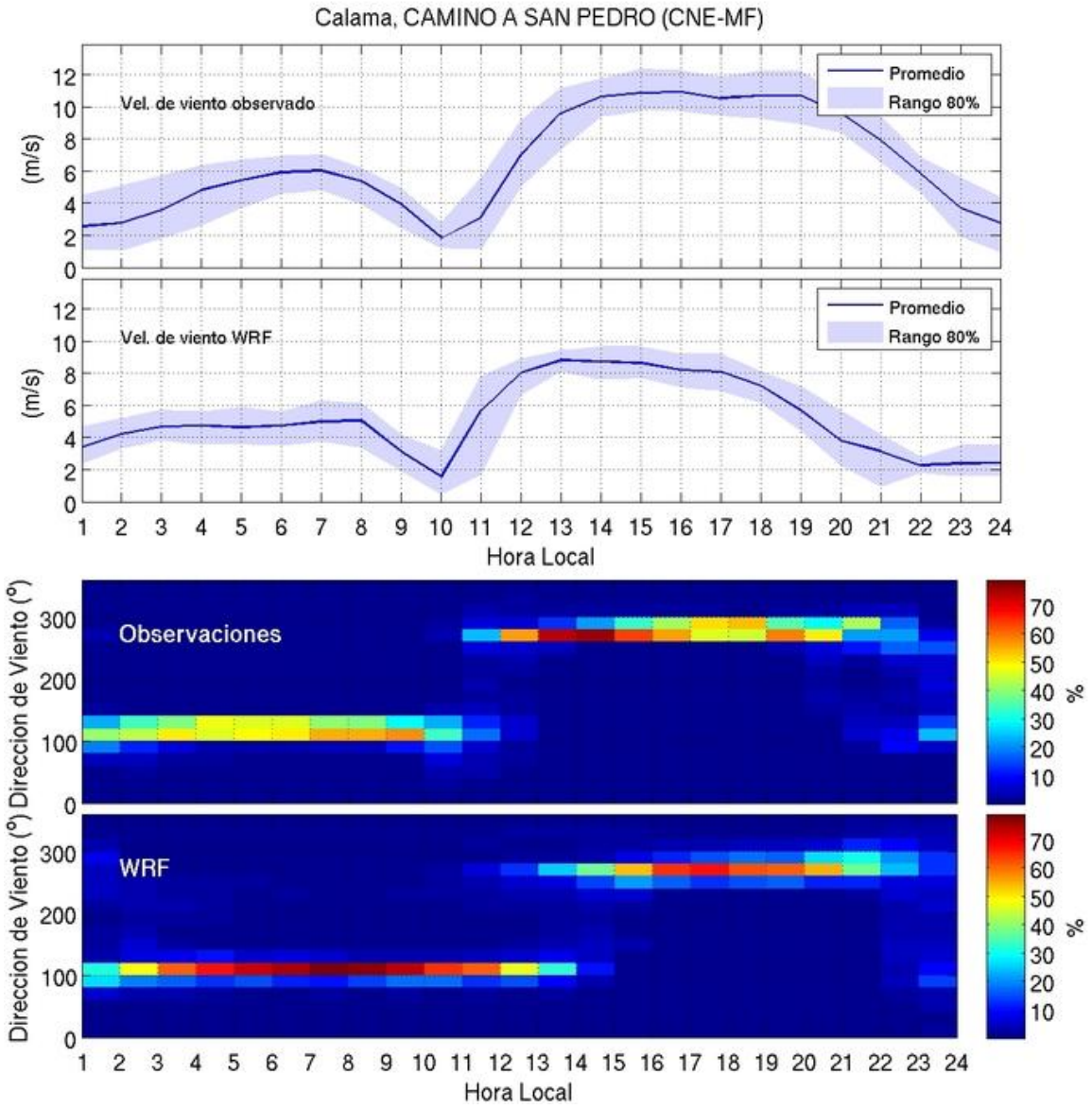

Figura 8.5: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Camina a San Pedro en el dominio de Calama y para el mes de enero.

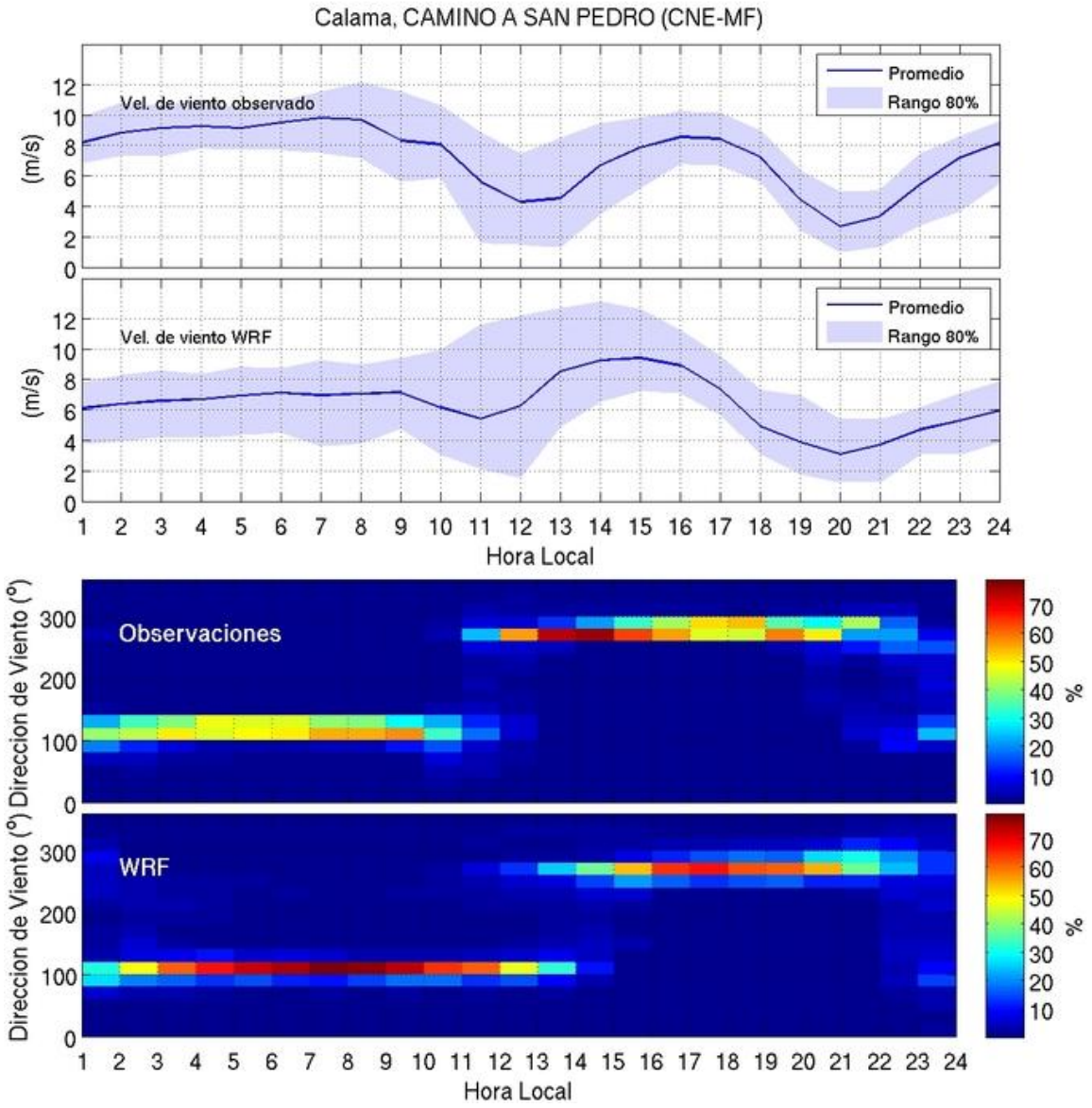

Figura 8.6: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Camina a San Pedro en el dominio de Calama y para el mes de julio.

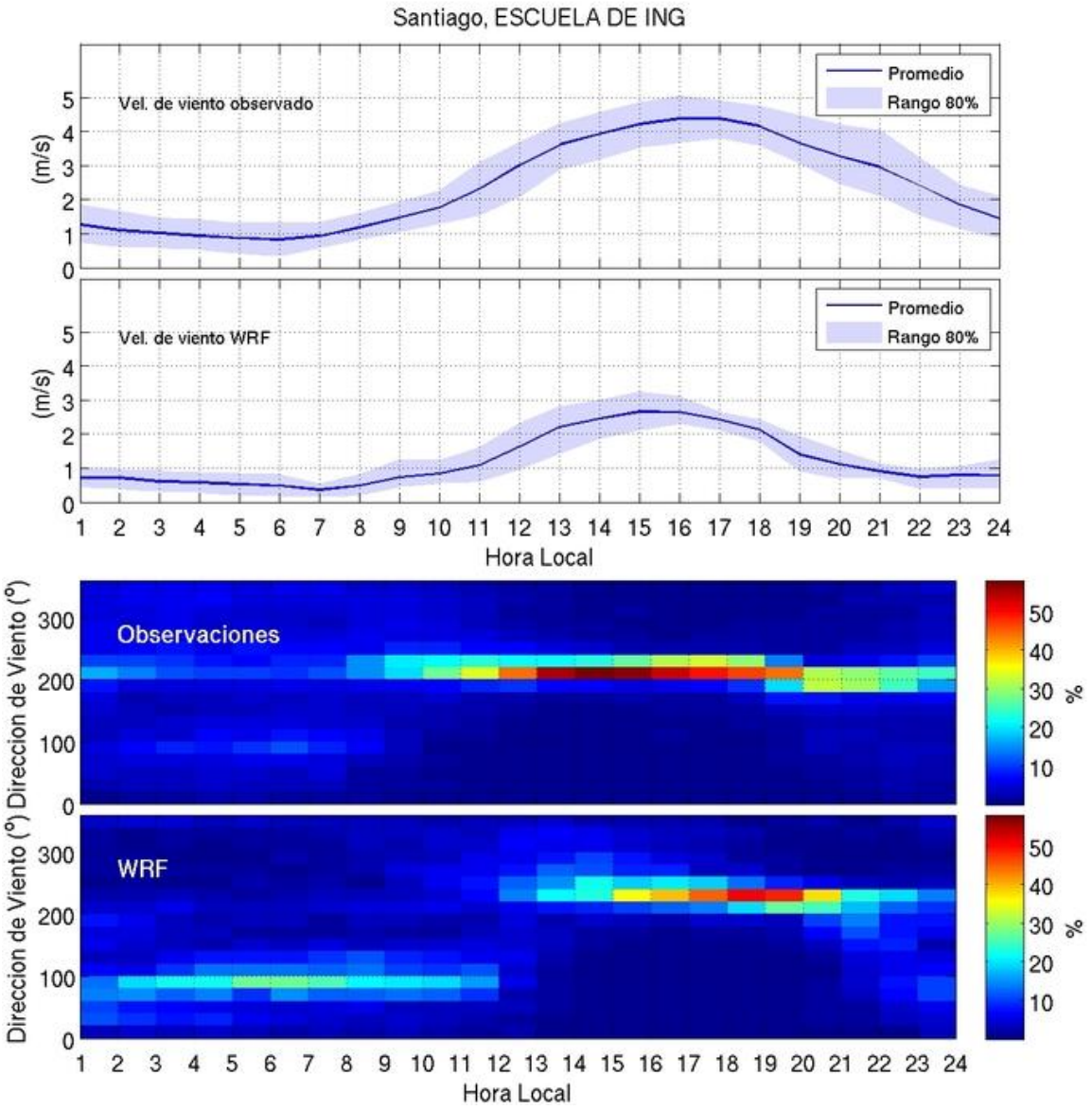

Figura 8.7: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Escuela de Ingeniería en el dominio de Santiago y para el mes de enero.

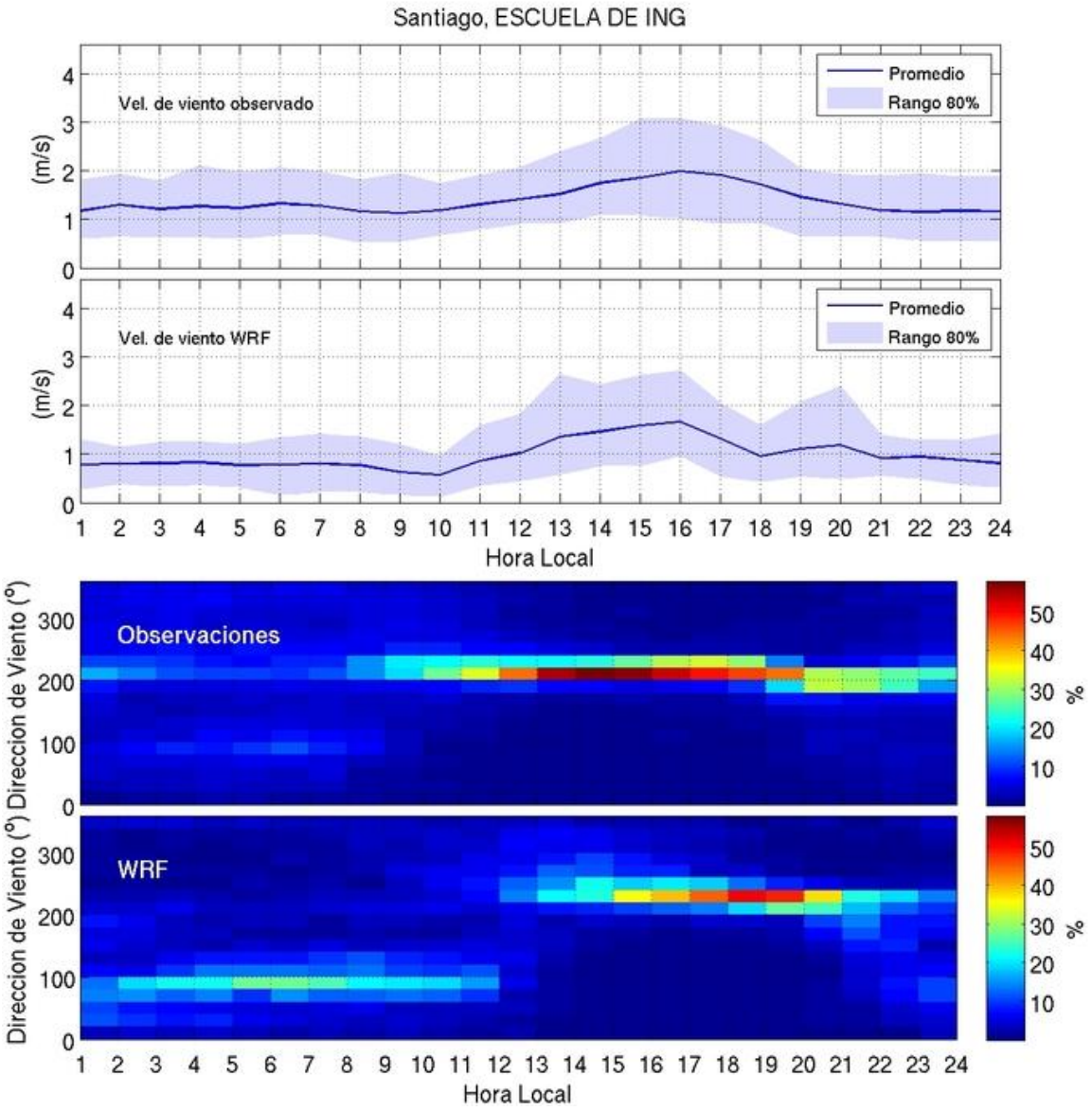

Figura 8.8: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Escuela de Ingeniería en el dominio de Santiago y para el mes de julio.

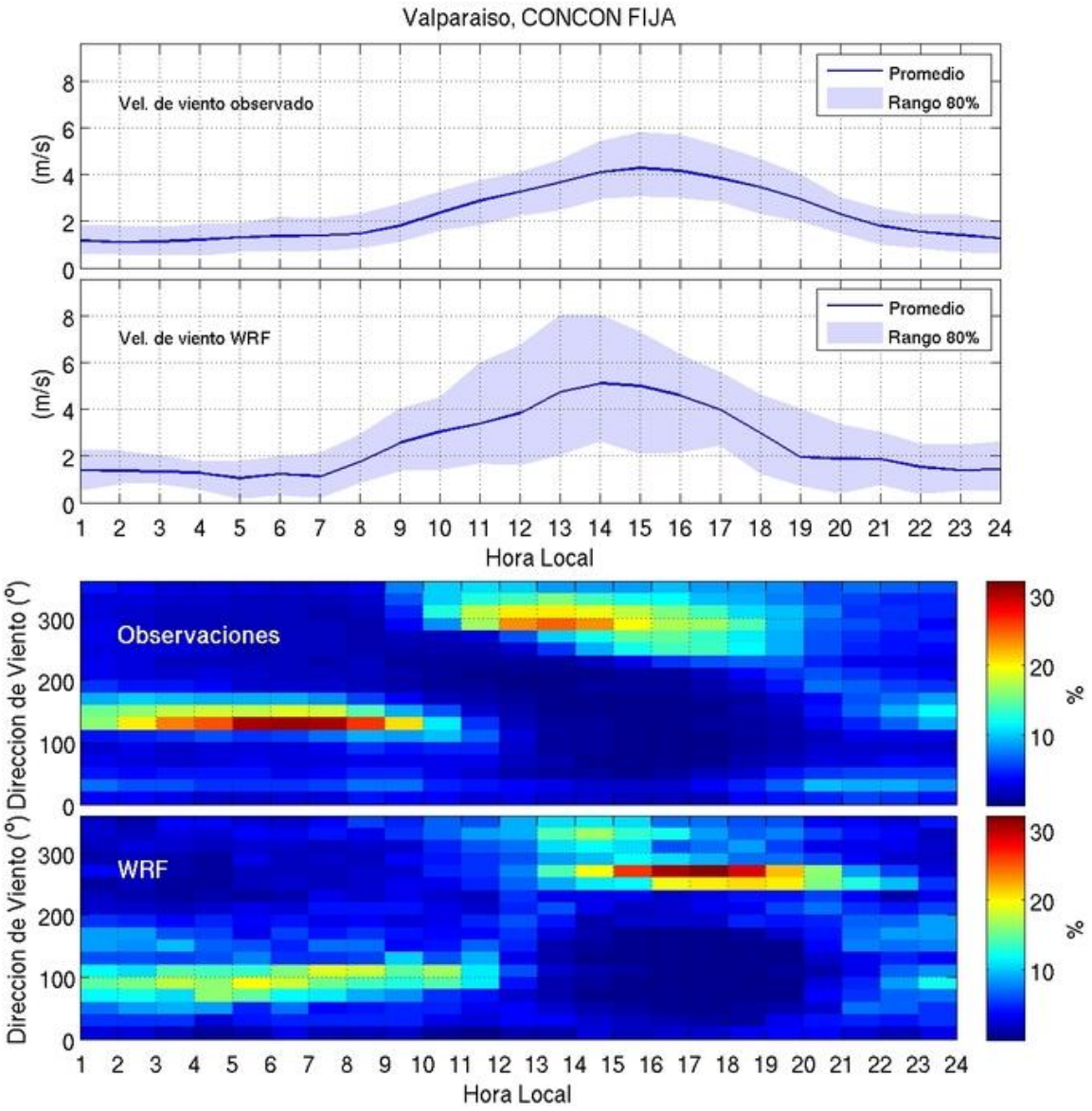

Figura 8.9: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Concón Fija en el dominio de Valparaíso y para el mes de enero.

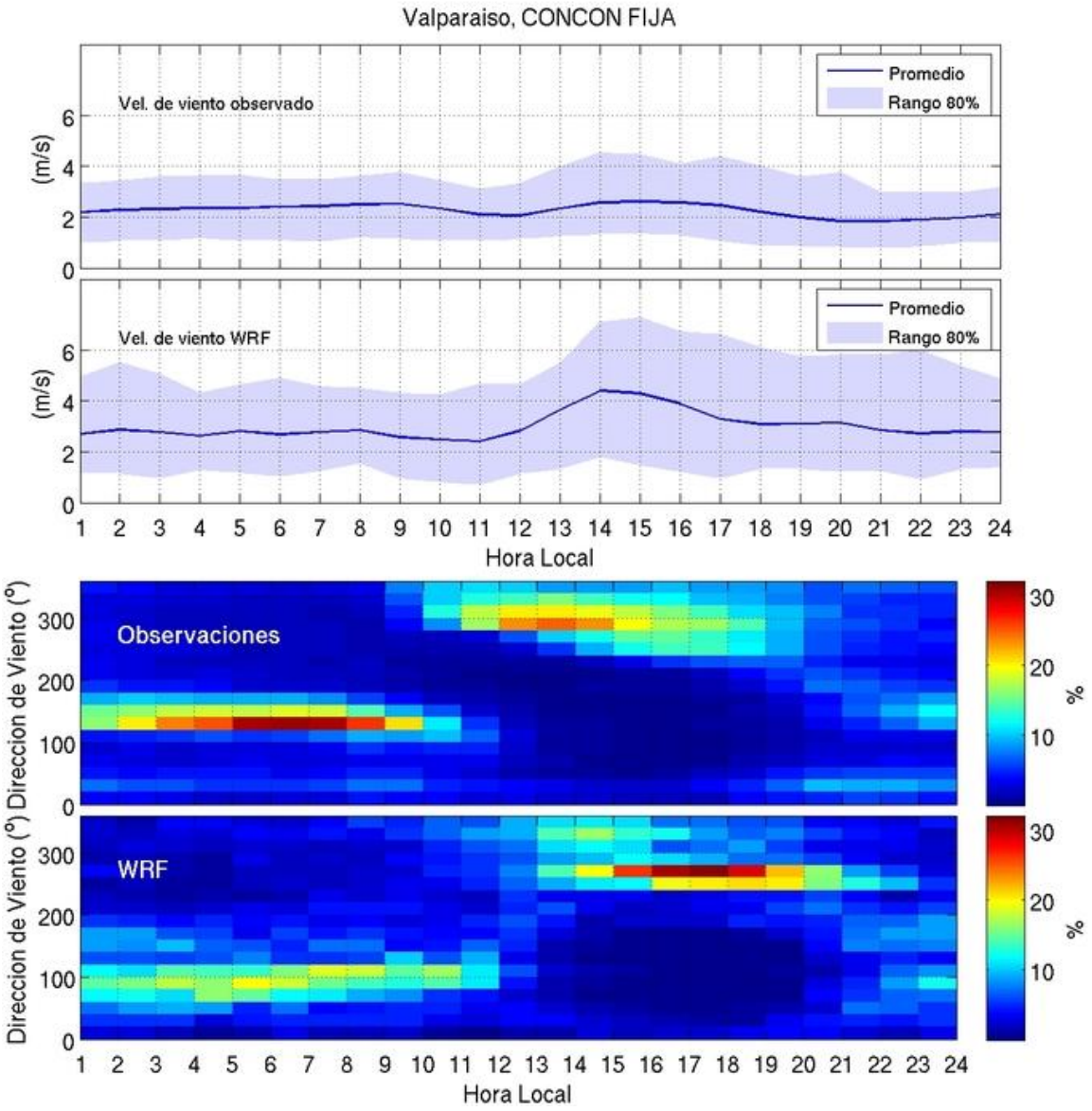

Figura 8.10: Ciclos diarios de velocidad del viento (dos paneles superiores) y dirección del viento (dos paneles inferiores) de los datos observados y simulados según WRF para la estación Concón Fija en el dominio de Valparaíso y para el mes de julio.

8.2 Ozono

Tal como se mencionó en la sección 3, existen varios antecedentes de estudios que incluyen la modelación de ozono. Los antecedentes incluyen que se ha podido simular con éxito esta variable en Chile con distintos modelos y que el modelo más usado ha sido WRF-Chem.

Por otro lado, una de las conclusiones de la mayoría de los estudios ha sido que existen grandes incertidumbres en los inventarios de emisiones. En un documento recién entregado por la contraparte técnica también se muestra que el deterioro de los catalíticos puede aumentar las emisiones de los NOx por un factor de 4 y las de los COV por un factor de 1.5. En las simulaciones realizadas en este estudio se aumentaron las emisiones entregadas por MODEM por un factor de 3 y las de los COVs por un factor de 1.5. Tal como se le presentó a la contraparte técnica, aplicando estos factores a los inventarios de emisiones, resultó en simulaciones de ozono bastante razonables. No obstante, se observaba al mismo tiempo una fuerte sub-estimación de MP2.5. A raíz de estos resultados, se decidió entonces hacer más pruebas con el fin de mejorar el desempeño del modelo en términos de MP2.5. (Cabe señalar que las sólo se realizaron para la ciudad de Santiago ya que Santiago es el caso mejor estudiado y el que cuenta con la mayor cantidad de datos observacionales. Los resultados de estas pruebas se aplicaron a todas las otras ciudades consideradas en este estudio.) Estas pruebas tenían las siguientes características:

Prueba 1: Se aumentaron sólo los NOx de todas las fuentes móviles con el objetivo de averiguar su impacto en la producción de MP2.5. Se usó el factor 4 para catalíticos y 1.5 para los otros. El resultado de esta prueba fue que efectivamente se producía más MP2.5 (a través de la formación de ácido nítrico). No obstante, al mismo tiempo bajaron sustancialmente las concentraciones de ozono. Esta disminución de las concentraciones de ozono se explicó por la presencia de concentraciones altas de NOx y, por lo tanto, una destrucción de ozono.

Prueba 2: Se mantenían los mismos factores para los NOx como en la prueba 1 y se aumentaron los COVs por un factor 1.5 para todas las fuentes móviles. De esta manera, subieron las concentraciones de MP2.5 aún más y también las de ozono. No obstante, las de

ozono todavía estaban muy por debajo de las observadas. Eso se puede explicar nuevamente que todavía dominaban los NOx e inhibieron la producción de ozono en las zonas urbanas.

Prueba 3-5: Se mantenían los factores para los NOx y se aumentaron los COVs por un factor 2, 3 y 4, en las pruebas 3, 4, y 5, respectivamente, para todas las fuentes móviles. La prueba 5, con un factor 4 para las emisiones de los COVs, entregó los mejores resultados para la época de verano. Para los otros tres periodos la prueba 3 dio los mejores resutados. Es decir, para la época de verano se requiere emisiones de COVs relativamente más altas que en invierno para el modelo reproduzca bien el ozono. Este resultado también tiene un cierto sentido químico-físico ya que a mayor temperatura –tal como ocurren justeamente en verano- también aumentan las emisiones de los COVs (su volatilidad depende de la temperatura). En este sentido, es razonable trabajar con factores distintos según época. En consecuencia, para verano se eligieron factores según prueba 5 (NOx: factor 4 para catalíticos y 1.5 para las otras fuentes móviles, COV: factor 4 para todas las fuentes móviles) y para otoño, invierno, primaver según prueba 3 (NOx: factor 4 para catalíticos y 1.5 para las otras fuentes móviles, COV: factor 2 para todas las fuentes móviles)

En lo que sigue se discutirán algunas características de las simulaciones y al final de esta sección se entregan las tablas con los valores promedios por estación de monitoreo observados y modelados para cada mes de simulación. Las siguientes figuras muestran las características del ozono en algunas estaciones de monitoreo; se eligieron para cada característica las estaciones que mejor las representan. En cada figura se muestra en el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. Se debe considerar que, en muchos casos, el ozono es una variable (tal como las variables meteorológicas) que no cuenta con datos validados. De esta manera, la serie de tiempo en cada figura apunta a visualizar la "bondad" del los datos. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

Las figuras 8.11 y 8.12 son ejemplos de ozono para el caso de Santiago en que existe la mayor experiencia de modelación y probablemente el mejor manejo de las estaciones de monitoreo a nivel país. Las figuras muestran los ciclos diarios para las estaciones Las Condes y Pudahuel, respectivamente. En primer lugar, se muestra que el modelo es capaz de simular el ciclo diario en ambas estaciones tanto en términos de su fase como también en la magnitud. Además, muestran que el modelo reproduce el gradiente espacial desde el poniente hasta el oriente de la ciudad con concentraciones significativamente menores en Pudahuel que en Las Condes. No obstante y a pesar de esas capacidades del modelo, también se puede observar que en ambas estaciones existe una sobreestimación de las concentraciones de ozono durante la noche. Esta sobreestimación puede tener su origen en la condición de borde del modelo global lo que se indica también en las figuras 8.13 y 8.14 que muestran los ciclos diarios en la estación de Concon Urbana Fija para el mese de enero y julio, respectivamente. En estas figuras se observa que el modelo nuevamente reproduce bien tanto la fase como la amplitud del ciclo diario tanto en verano como invierno. Sin embargo, también se observa una sobreestimación en todas las horas y en ambos meses. Considerando que esta estación de monitoreo está impactado principalmente por algunas fuentes locales y la línea de base proveniente del mar. Otra indicación del impacto de la condición del modelo global es que las concentraciones nocturnas en invierno son más altas que en verano. Es sabido que el modelo global en el hemisferio del sur tiene esa tendencia de tener concentraciones de ozono mayores durante invierno que durante verano. Todavía no se ha investigado este fenómeno y tampoco es parte de este estudio hacerlo, sólo se pretende dejar constancia de la contribución de la condición de borde a la incertidumbre de las simulaciones. Finalmente, la figura 8.15 es una indicación de la calidad de algunos de los datos observados. En este caso, se trata de la estación Inacesa en Antofagasta. Es evidente que los datos observacionales no son muy confiables y, por lo tanto, en cualquier comparación entre modelo y datos observacionales se debe considerar que los datos observacionales tampoco necesariamente describen la situación ambiental de manera fidedigna. De hecho, después de una auditoria de las estaciones de monitoreo, el Ministerio de Medio Ambiente está realizando la validación de todos los datos de calidad del aire. No existe información cuantitativa hasta la fecha sobre la calidad de los datos.

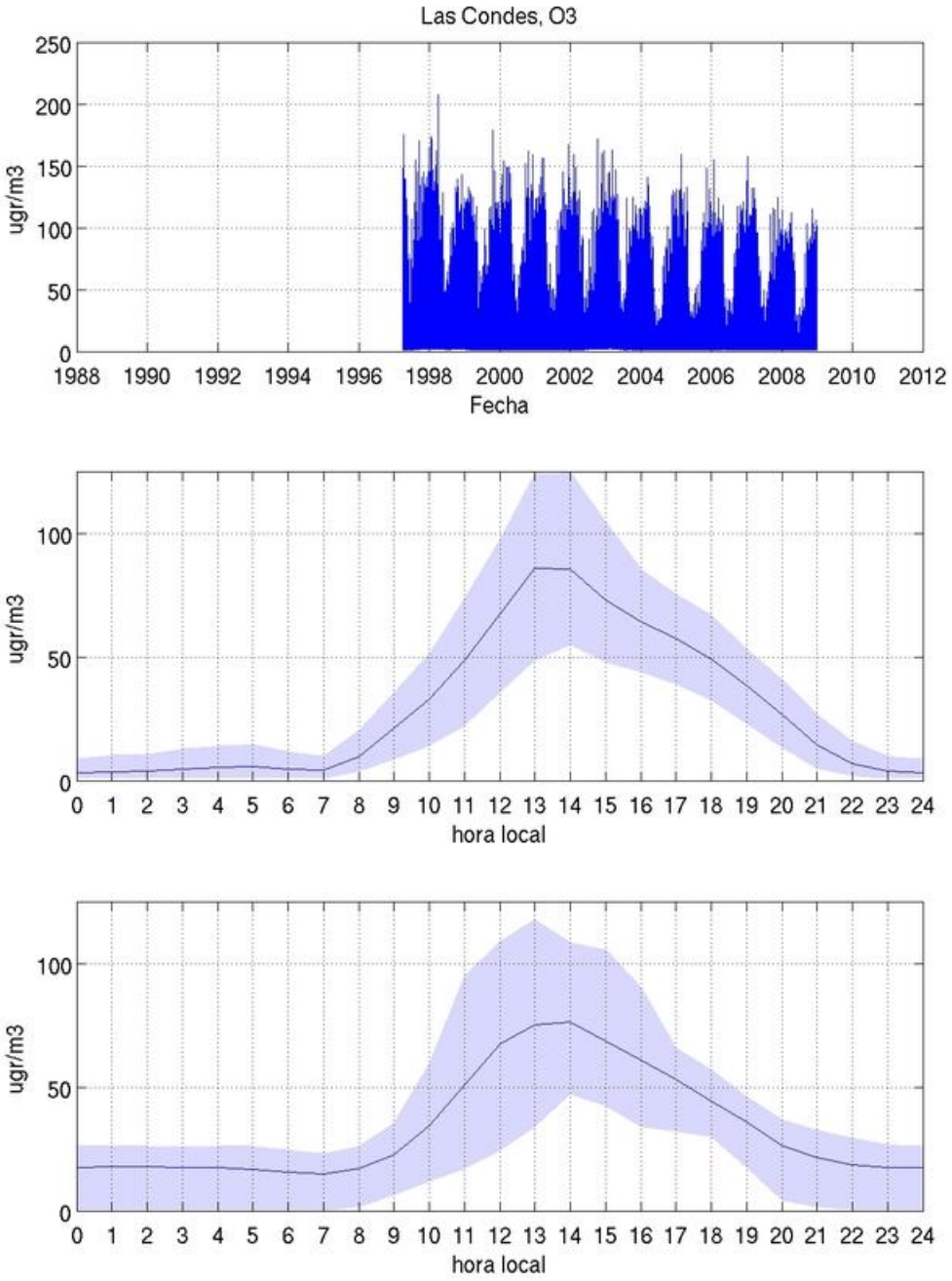

Figura 8.11: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Las Condes para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

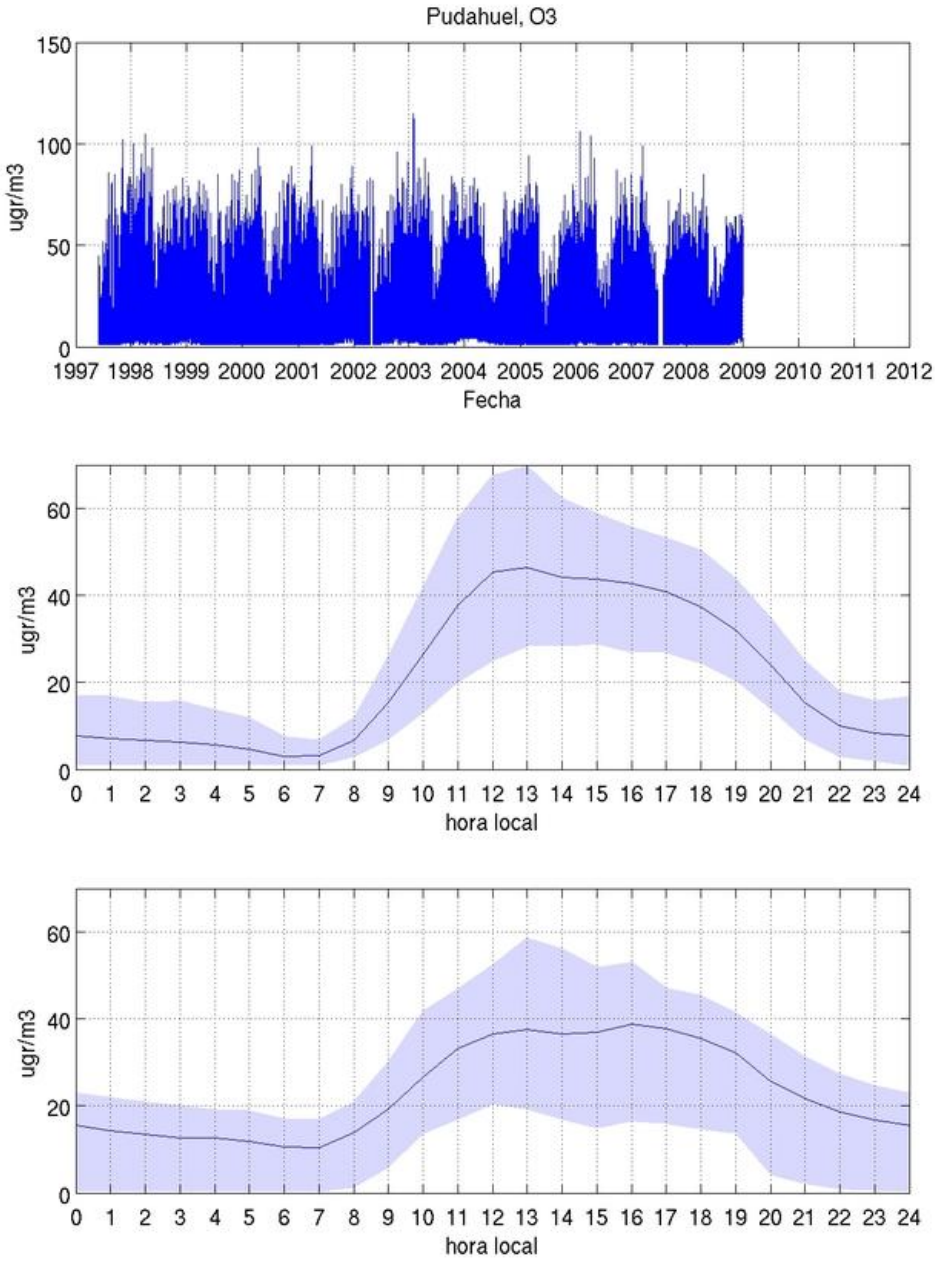

Figura 8.12: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Pudahuel para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

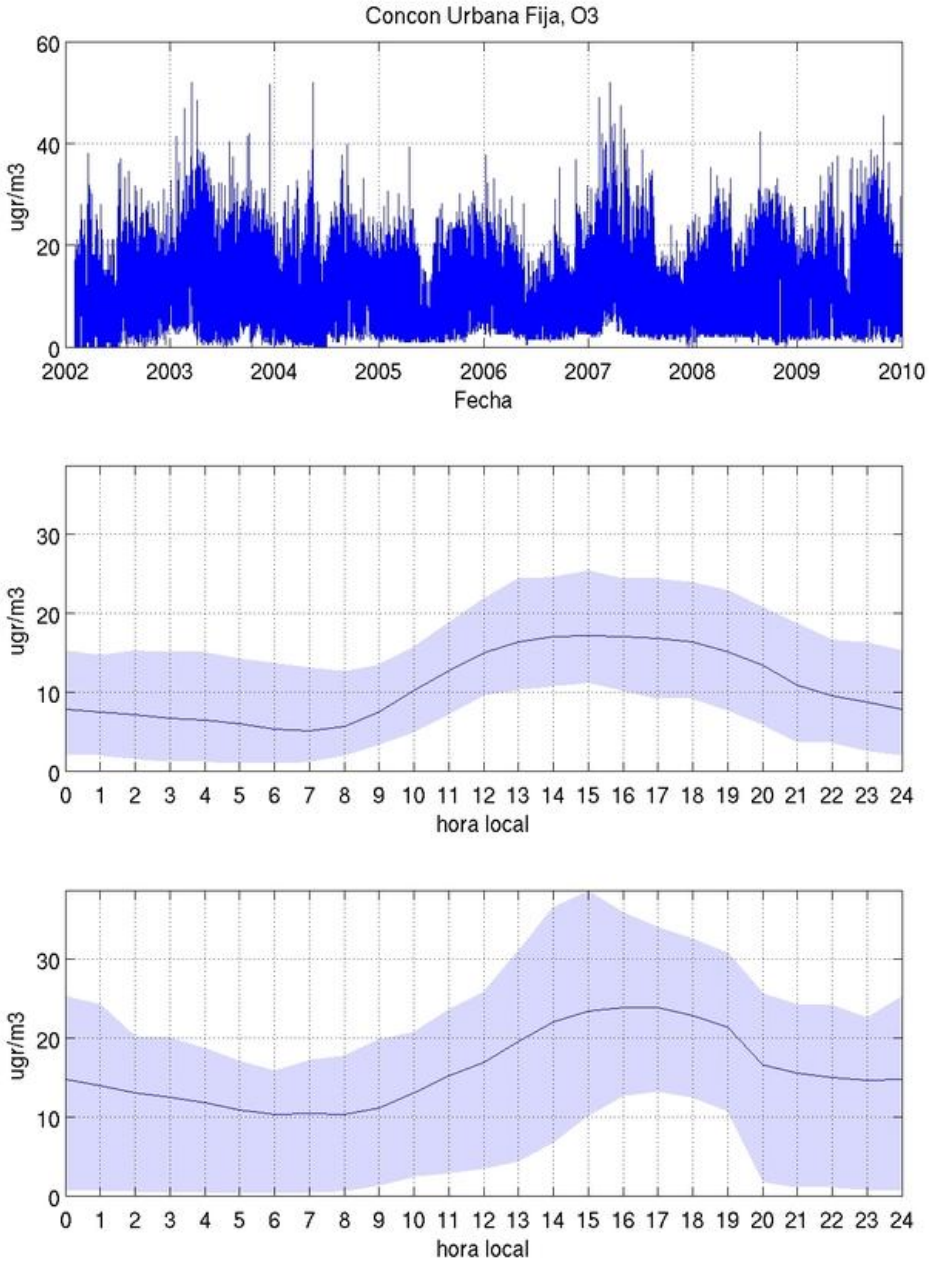

Figura 8.13: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Concon Urbana Fija.para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

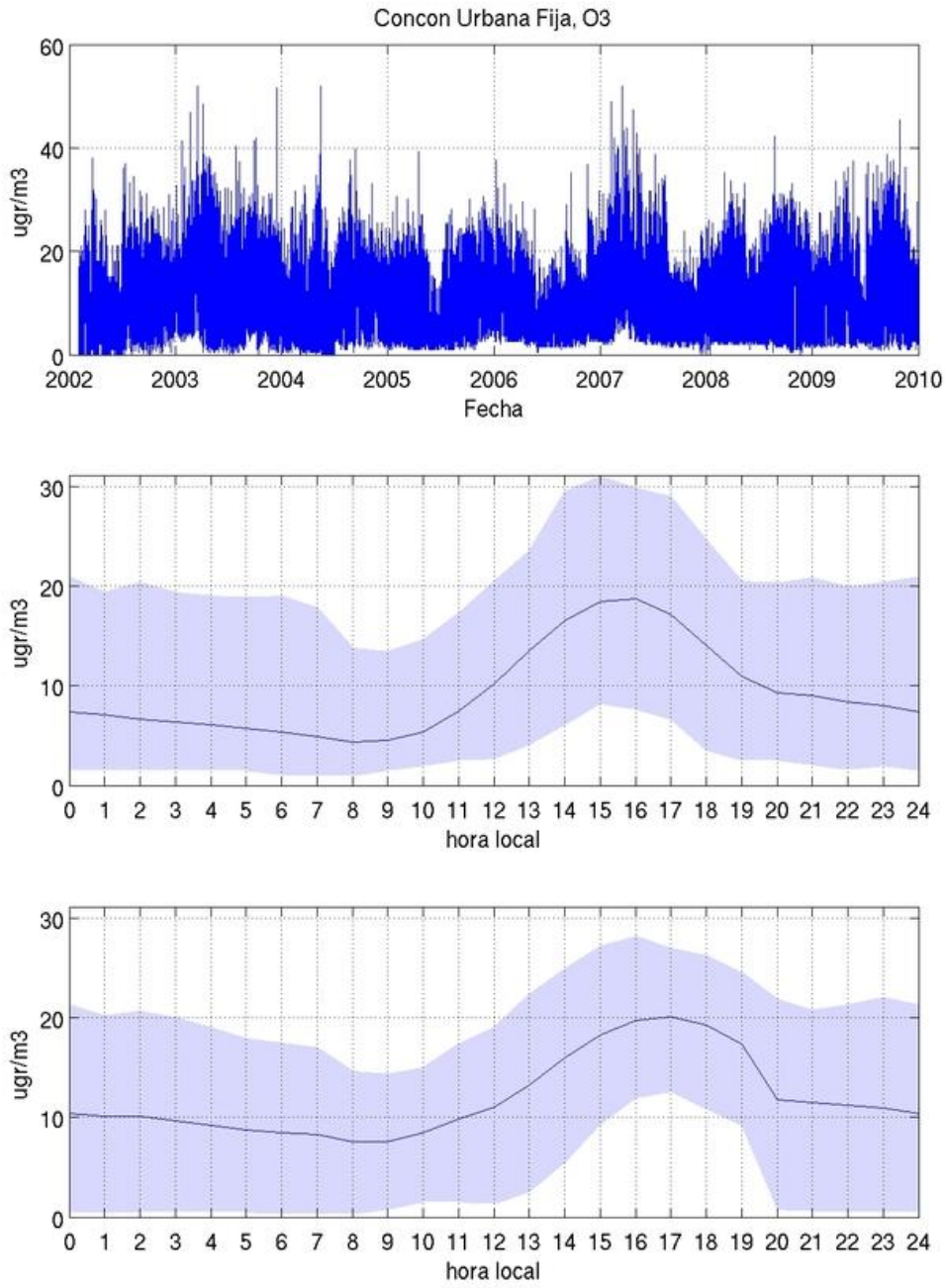

Figura 8.14: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Concon Urbana Fija.para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

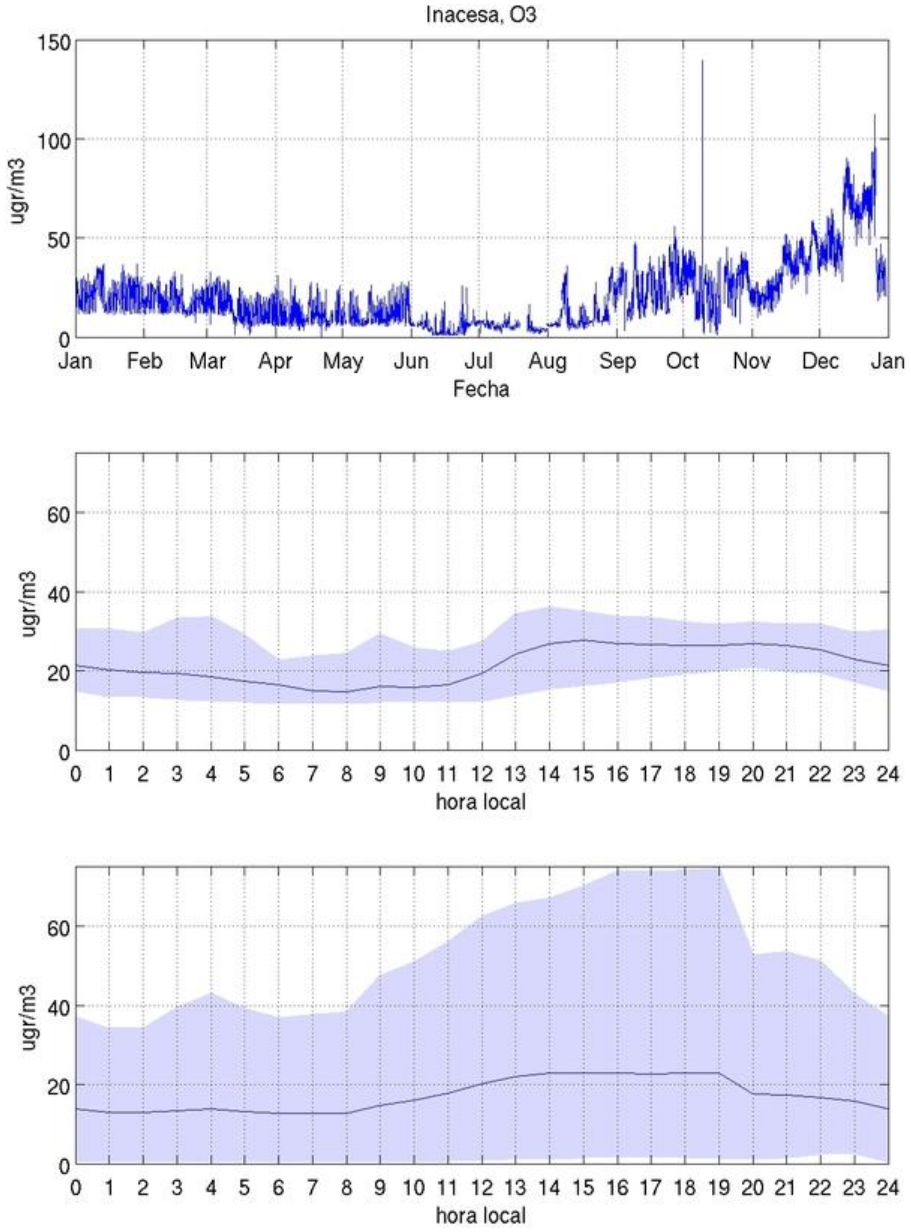

Figura 8.15: Comparación de los ciclos diarios de ozono observados en la estación Inacesa en Antofagasta para el mes de enero. En el panel superior la serie de tiempo del ozono según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del ozono observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

Mientras en el análisis cualitativo sólo se usaron algunas de las estaciones de monitoreo que mejor representan algunas características, la tabla 8.1 compara cuantitativamente los resultados de las simulaciones WRF con las observaciones para los meses enero, abril, julio y septiembre para cada estación de monitoreo (no se incluye Antofagasta por la baja calidad de los datos observacionales). Generalmente, WRF sobreestima el promedio de ozono. Contribuye esta sobreestimación probablemente la línea de base (o condición de borde) del modelo global. No obstante, cabe recordar la manipulación de los inventarios de emisiones que evidentemente también tienen un impacto en estos resultados. La condición de borde tiene particular importancia en las diferencias durante la noche cuando existe una actividad fotoquímica muy baja (por la ausencia de radiación solar). De hecho, este efecto se presenta en mayor grado en los meses de invierno que en los meses de verano.

8.2.1 Discusión de los resultados de ozono

Existe mucha experiencia en la simulación de ozono tanto a nivel nacional como internacional. Los buenos resultados mostrados en estos estudios son un reflejo de esta experiencia. A nivel nacional, por ejemplo, hace aproximadamente cinco años no existía en los inventarios de emisiones la especiación química de los COVs que es esencial en la simulación del ozono. Tampoco existía un protocolo de cómo se debería administrar la distribución espacial y temporal de las emisiones. Estos temas se han resulto con el tiempo lo que permitía el uso de los inventarios y la caracterización de sus brechas. Esta experiencia también ha contribuido en este estudio en el saber cómo especiar químicamente los COVs y cómo expandir temporalmente las emisiones de tráfico. Todas esas experiencias anteriores explican en desempeño del modelo.

Considerando el análisis anterior, el desempeño del modelo -a pesar de los errores y manipulaciones de los inventarios de emisiones- debe ser considerado como satisfactorio ya que logra reproducir bien las amplitudes y también la forma del ciclo diario. En consecuencia, los resultados de las simulaciones del ozono que se realizaron en este estudio pueden ser usados en el análisis socio-económico dentro de MODEC. De esta manera, en la construcción de las grillas de concentraciones de este contamínate y para cada mes y ciudad reflejan los resultados de las simulaciones según sus características entregadas en esta sección.

	Enero		Abril		Julio		Septiembre	
	Obs	**WRF**	**Obs.**	**WRF**	**Obs.**	**WRF**	**Obs**	**WRF**
Santiago								
Cerrillos	23	24	11	16	8	15	11	16
Cerro Navia	20	24	9	17	5	13	9	17
El Bosque	20	23	9	16	6	15	9	16
Independencia	19	25	8	16	5	14	8	16
Las Condes	29	34	13	18	8	16	13	18
Parque OHiggins	24	25	12	17	6	15	12	17
Pudahuel	22	23	10	17	7	13	10	17
Valparaíso								
Concon Urbana Fija	11	15	10	16	9	16	11	16
La Palma	12	19	8	16	6	17	8	16
La Cruz	14	19	8	17	6	17	9	17
San Pedro	12	20	10	20	10	21	10	20
Viña del Mar	11	17	10	16	9	17	9	16
Rancagua								
Casas de Peuco	24	23	13	17	11	19	14	18
Codegua	23	24	12	18	11	18	14	18
Rancagua	20	23	12	18	7	18	13	19
San Francisco de Mostazal	14	19	10	16	7	17	10	16
Totihue	41	24	35	20	19	20	29	20

Tabla 8.1: Comparación de concentraciones promedio de ozono observadas y modeladas según WRF para los meses enero, abril, julio y septiembre. Todas las concentraciones están en µgr/m^3N.

8.3 MP2.5

Tal como se hizo en el caso de ozono, para el MP2.5 se entregarán también primero algunas figuras para con fines de caracterizar algunos comportamientos, seguido con una tabla que compara los promedios observados y modelados. En este caso, además, se finaliza con una discusión general de la modelación de la modelación del MP2.5. Los resultados en el caso del MP2.5 se basan en los inventarios de emisiones modificados tal como señalado en la sección 8.2 de este informe.

Las figuras 8.16 – 8.18 muestran los ciclos diarios de MP2.5 de las estaciones Las Condes, Pudahuel y Viña del Mar, respectivamente, para el mes de julio. Se puede observar que en todos los casos existe una subestimación por parte del modelo. A contrario de los resultados de las primeras simulaciones que se hicieron en este estudio, estas subestimaciones ya son mucho menores. En el caso de Las Condes, se logra una cierta similitud en la forma del ciclo diario con un máximo hacia la tarde del día. Este máximo puede ser resultado de que en ese periodo existe una dirección de viento desde la ciudad hacia la cordillera y, por lo tanto, se transportan los contaminantes hacia la estación Las Condes. En la noche los vientos soplan desde la cordillera hacia la cuenca lo que resulta en una disminución de las concentraciones. A contrario de Las Condes, las estaciones Pudahuel y Viña del Mar registran sus concentraciones mayores en la noche en situaciones de una atmósfera estable y vientos débiles. En ambos casos, el modelo produce un ciclo diario muy plano y, además, subestima las concentraciones. Finalmente, la figura 8.19 nuevamente es un ejemplo de datos poco confiables, en este caso para la estación Rancagua lo que demuestra que los datos disponibles en SINCA no necesariamente son aptos para efectuar una comparación con el modelo.

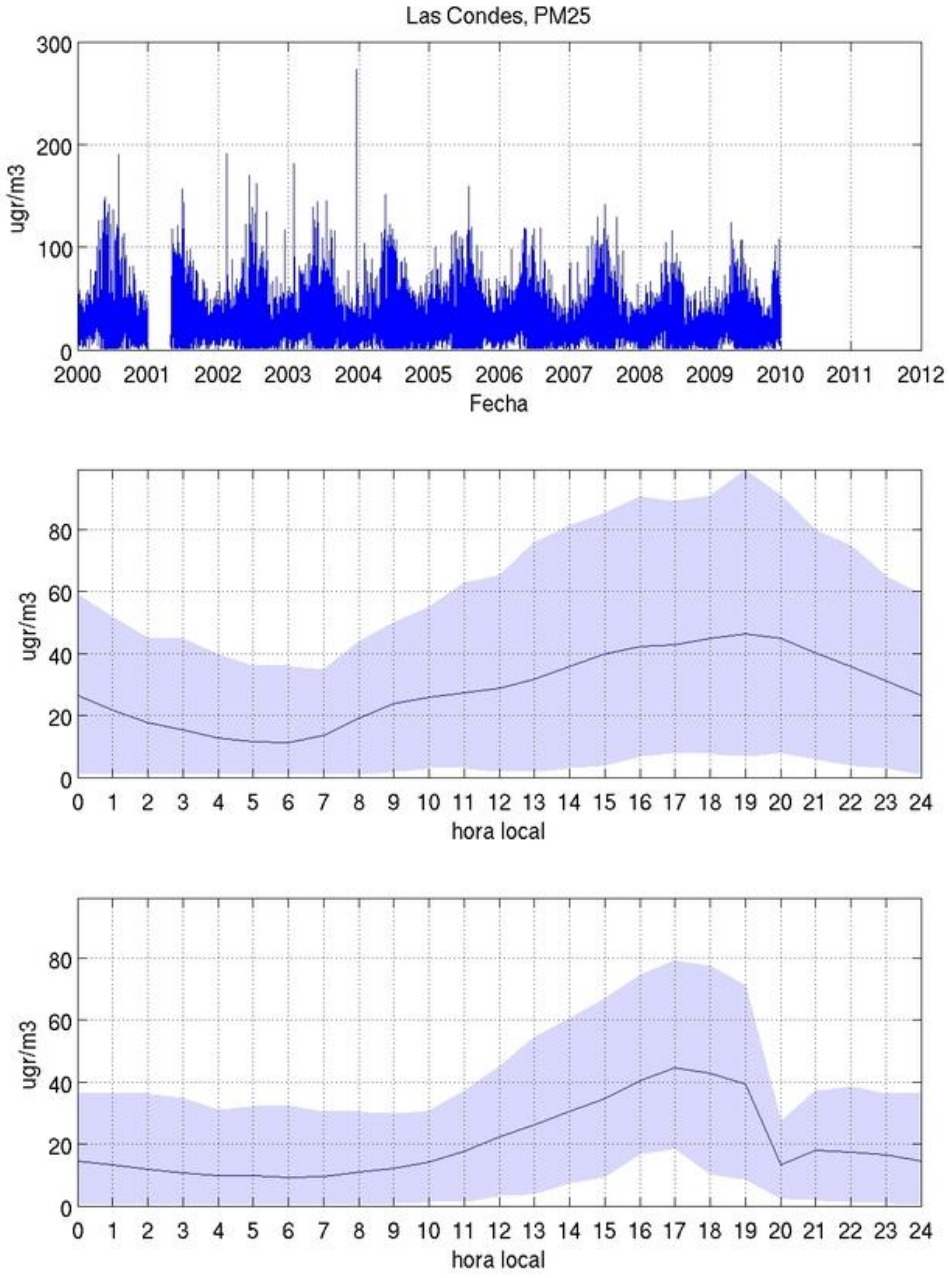

Figura 8.16: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Las Condes para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

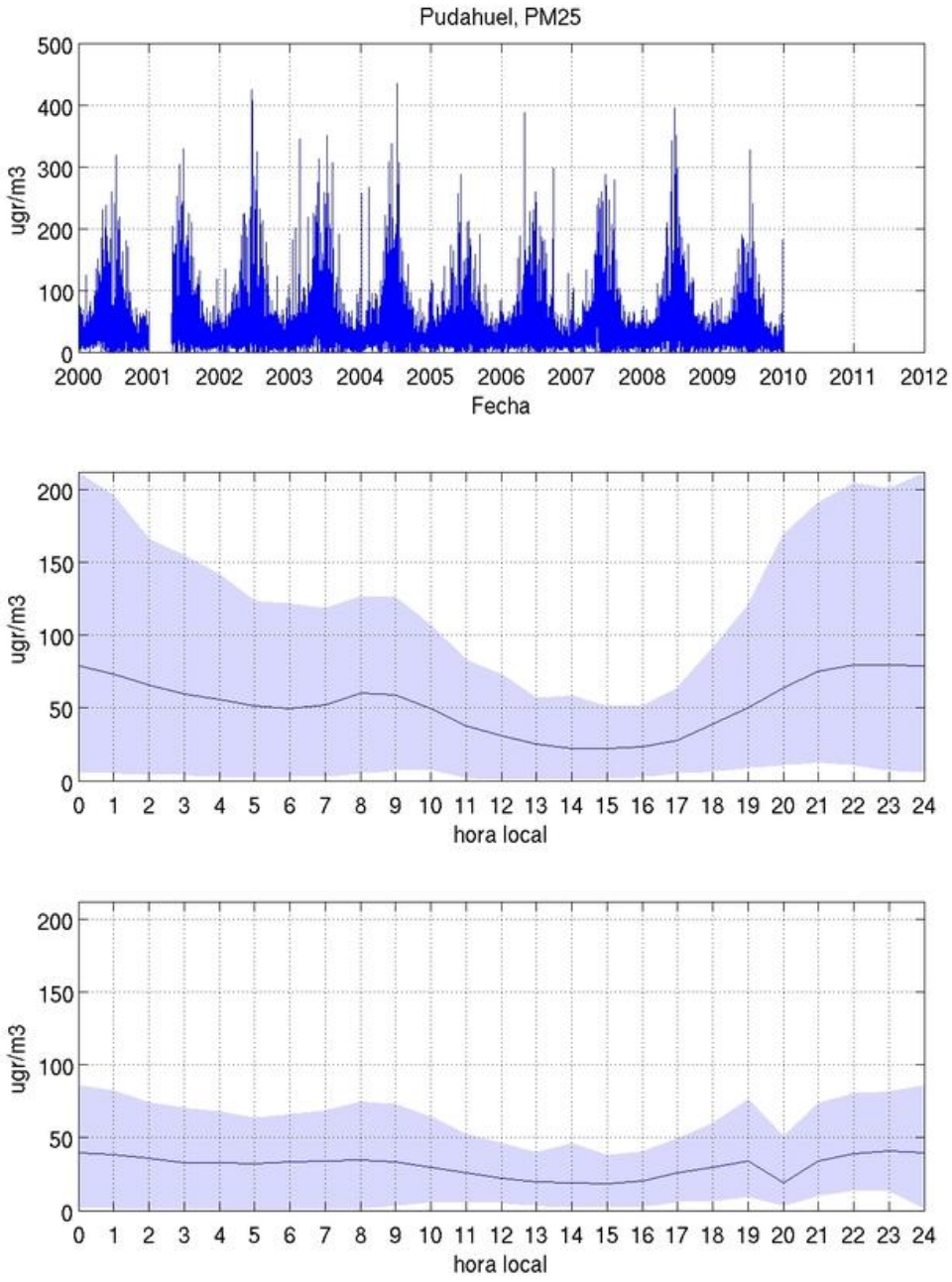

Figura 8.17: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Pudahuel para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

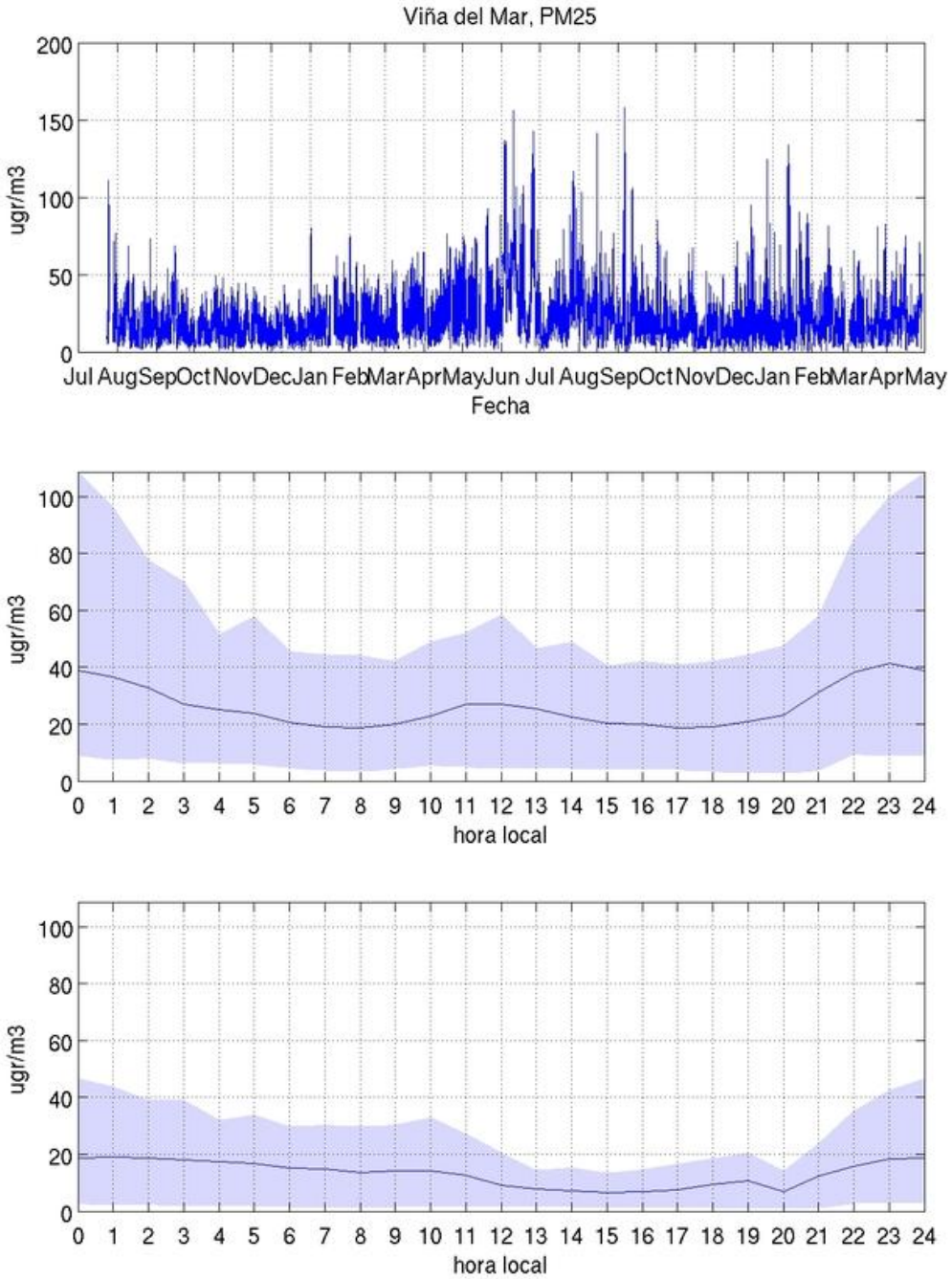

Figura 8.18: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Viña del Mar para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

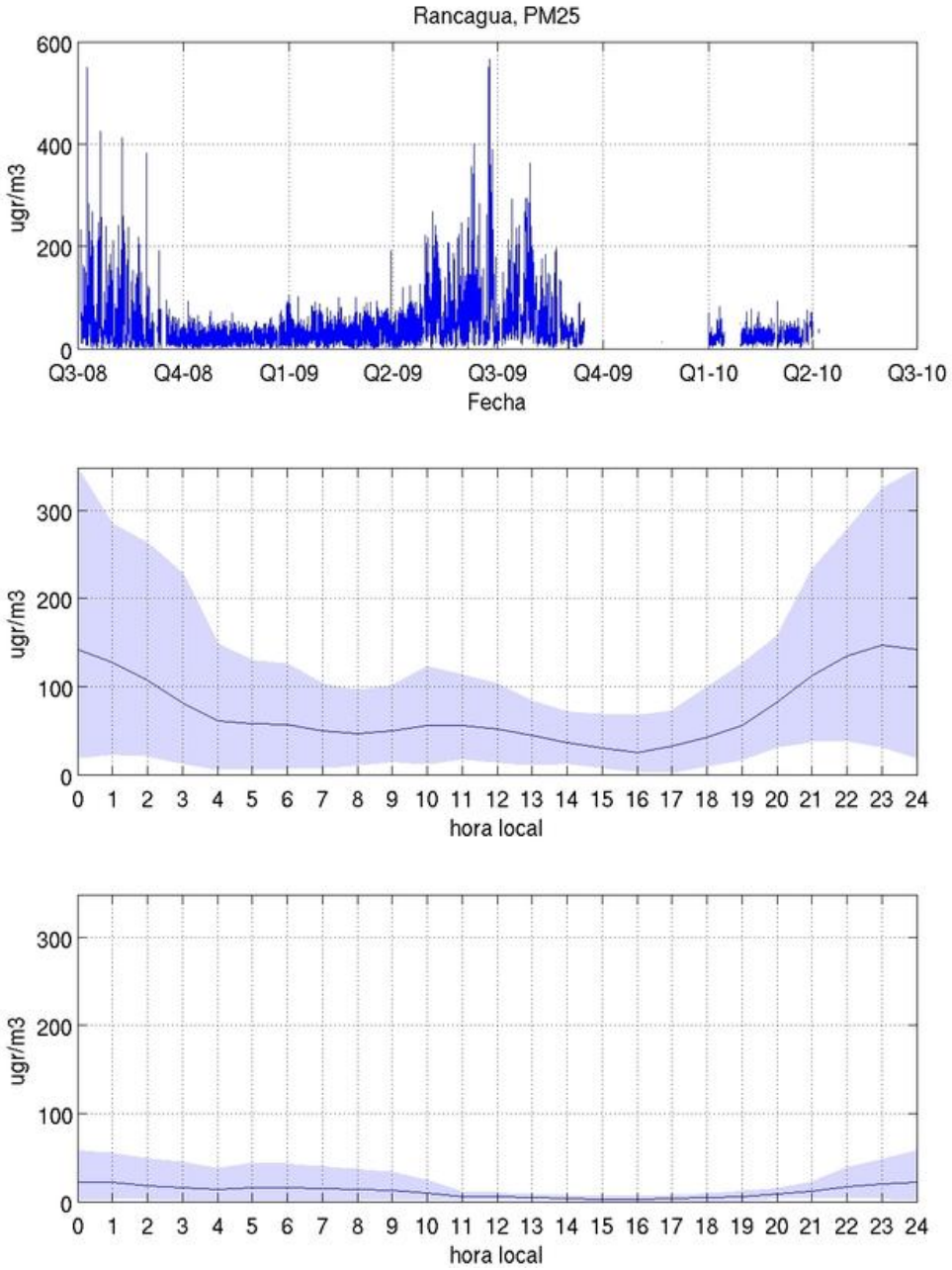

Figura 8.19: Comparación de los ciclos diarios observados de MP2.5en la estación Rancagua para el mes de julio. En el panel superior la serie de tiempo del MP2.5 según la información de la base de datos SINCA. En el panel del medio se muestran los ciclos diarios del MP2.5 observado; la línea azul indica el ciclo diario promedio, y la sombra celeste indica el área en que se encuentra un 80% de los datos, con el percentil 90 como límite superior y el percentil 10 como límite inferior. El panel inferior es equivalente al del medio pero para los datos WRF.

La tabla 8.2 compara los resultados de las simulaciones WRF con las observaciones para los meses enero y julio para cada estación de monitoreo. Es evidente también a través de esta comparación cuantitativa que el modelo no es capaz de reproducir las concentraciones observadas. No existe ningún caso en que los resultados pueden ser considerados satisfactorios. También en este caso se debe suponer que los malos resultados que se indican en las observaciones disponibles, deben ser representativos para todas las ciudades.

	Enero		**Abril**		**Julio**		**Septiembre**	
	Obs	**WRF**	**Obs**	**WRF**	**Obs**	**WRF**	**Obs**	**WRF**
Santiago								
Cerrillos	19	15	25	20	44	32	27	19
Cerro Navia	19	16	26	21	56	32	29	21
El Bosque	22	18	25	21	47	29	28	22
Independencia	22	18	28	23	39	28	32	26
Las Condes	20	15	23	17	29	21	20	15
Parque OHiggins	22	18	29	21	53	35	29	26
Pudahuel	21	16	30	23	52	32	29	21
Puente Alto	21	16	24	19	31	21	23	20
Quilicura	20	14	28	17	40	28	29	16
Talagante	15	12	21	14	37	24	20	15
Valparaíso								
Viña del Mar	21	13	22	13	26	17	24	14
Rancagua								
Rancagua	26	12	43	15	73	21	39	15

Tabla 8.2: Comparación de concentraciones promedio de MP2.5 observados y modelados según WRF para los meses enero y julio. Todas las concentraciones están en µgr/m^3N.

8.3.1 Discusión de los resultados de MP2.5

En este estudio, se presentaron problemas grandes en reproducir las concentraciones de MP2.5 observadas en las simulaciones. Estos problemas no son poco comunes en la modelación en general. Se adjunta en el Anexo 5 una explicación de los orígenes de los problemas en la modelación del MP2.5 en términos generales. En esta sección se ponen los resultados de la simulación en contexto a la literatura científica. En todas las publicaciones más recientes[14,15,16] sobre la evaluación del desempeño de los modelos en la simulación de MP2.5 se indica que los modelos subestiman sus concentraciones. En las tres publicaciones se usan distintos modelos, incluyendo WRF-Chem en una configuración similar a la de este estudio. Generalmente, los errores a nivel de estación individual son tan grandes que se hacen las comparaciones a nivel continental lo que suaviza los datos y reduce los errores. Aún así se encuentran resultaos con sesgos de ordenes de -50% (subestimación en las concentraciones del modelo). Los autores identifican las siguientes tres fuentes de error:

1) Meteorología
2) Mecanismos químicos de los modelos
3) Inventario de emisiones

El punto de la meteorología ya se discutió en la sección 8.1 y sus resultados se deben considerar muy buenos también en comparación con la literatura científica. El mecanismo químico usado en este estudio es igual o similar a los de los estudios mencionados. En consecuencia, la explicación del peor desempeño del modelo en comparación con los estudios probablemente tiene su raíz en los inventarios de emisiones. Se debe considerar que tanto en EE.UU. como Europa existen muchos recursos tanto humanos como económicos con un enfoque al desarrollo de los inventarios a nivel científico. A contrario de esos países, en Chile no existe una estrategia ni política ni científica en el desarrollo de los inventarios de emisiones que también se pueden usar en modelos atmosféricos. La

[14] Yu, S., R. Mathur, K. Schere, D. Kang, J. Pleim, J. Young, D. Tong, G. Pouliot, S. A. McKeen, and S. T. Rao (2008), Evaluation of real-time PM2.5 forecasts and process analysis for PM2.5 formation over the eastern United States using the Eta-CMAQ forecast model during the 2004 ICARTT study, J. Geophys. Res., 113, D06204, doi:10.1029/2007JD009226.

[15] Stern, R., et al. (2008), A model inter-comparison study focussing on episode with elevated PM10 concentrations, Atmos. Environ., 42, 4567–4588,doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.068

[16] Tuccella, P., G. Curci, G. Visconti, B. Bessagnet, L. Menut, and R. J. Park (2012), Modeling of gas and aerosol withWRF/Chem over Europe: Evaluation and sensitivity study, J. Geophys. Res., 117, D03303, doi:10.1029/2011JD016302.

información existente se basa en iniciativas puntuales de autoridades locales. Estas iniciativas han hecho posible el uso de los modelos, no obstante, en su conjunto no son comparables con los esfuerzos en EE.UU. y en Europa en esta materia. Y a pesar de sus esfuerzos, todavía los resultados de los modelos muestran errores muy grandes (también a causa de deficiencia en los modelos mismos).

En este estudio se optó por modificar los inventarios de emisiones en base a indicaciones (no se trata de un documento o datos oficiales) que por deterioro se puede observar un aumento en las emisiones por parte del parque vehicular. Mientras la indicación cuantitativa sólo apuntaba al deterioro de los catalíticos también se optó por modificar las emisiones de todas las fuentes móviles con el objetivo de lograr un mejor desempeño del modelo en términos de MP2.5. Se considera razonable esta suposición ya que cualquier vehículo sufre un cierto grado de deterioro lo que generalmente tiene como consecuencia un aumento en emisiones. Los resultados obtenidos de esta manera deben ser considerados razonables y han sido usados para la construcción de las grillas de concentraciones para cada mes y ciudad de este estudio.

8.4 Recomendaciones para el uso de matrices de concentraciones en MODEC

Según la discusión anterior se puede llegar a las siguientes conclusiones:

- El modelo simula bien las características meteorológicas.
- Dado que la meteorología es el proceso que media entre las emisiones y las concentraciones, se debe suponer que el modelo también simula bien los patrones (espaciales y temporales) de las concentraciones.
- El modelo es capaz de simular el ozono satisfactoriamente.
- El modelo sólo logra simular el nivel de concentraciones de MP2.5 en forma razonable a través de una modificación significativa de los inventarios de emisión.

En consecuencia, se recomienda usar los resultados de las matrices de ozono en MODEC tal como lo entrega el modelo y según las características detalladas en la sección 8.2.

A pesar de la mejora en los resultados del MP2.5 basada en las modificaciones de los inventarios de emisiones, el modelo todavía muestra un sesgo importante (sub-estimación)

para este contaminante. Por esta razón el consultor recomienda hacer algunos ajustes adicionales para MP2.5; debido a la falta de conocimiento de la causa de esta sub-estimación por parte del modelo, el único ajuste razonable parece ser la corrección de las concentraciones de MP2.5 simuladas por el error promedio entre modelo y observaciones bajo la siguiente lógica: tal como se indicaba, el modelo es capaz de representar bien los procesos meteorológicos y, por lo tanto, de dispersión. En consecuencia, también se puede suponer que la dispersión de MP2.5 y, por lo tanto, sus patrones espaciales están representados satisfactoriamente lo que deja sólo la diferencia entre observaciones y modelo en magnitud de las concentraciones como problema. Dado que no existe ninguna base técnica cómo resolver este problema dentro de este estudio (ver discusión anterior), la solución práctica en este caso es corregir las concentraciones del modelo por el error promedio. A Modo de ejemplo: en el caso de Santiago, el error promedio entre lo simulado por WRF-Chem y lo observado en todas las estaciones en el mes de julio es una sub-estimación por parte del modelo de unos 15 µgr/m^3 (la concentración promedio del modelo en estas estaciones es de 33 µgr/m^3 y de las observaciones de 48 µgr/m^3). Es decir, para corregir este error promedio, las concentraciones del modelo se deben corregir por un factor 1.45 (45% de aumento de lo que da el modelo). De esta manera, se logra obtener en las matrices de concentración de MP2.5 –en promedio- las mismas concentraciones que las observadas. Al mismo tiempo y reconociendo la falta de conocimiento sobre el origen del problema, se atribuye –indirectamente- a todas las fuentes emisoras el mismo factor de corrección. Para las ciudades en que no existen observaciones se usa el error promedio de todas las otras ciudades para ajustar las concentraciones del modelo.

Es evidente que en el caso de MP2.5 se trata de un ajuste que busca solucionar problemas prácticas. Es precisamente por esos problemas que se pueden justificar los ajustes. No obstante, también cabe reiterar que para eventuales futuros estudios es necesario apuntar a reducir las brechas de conocimiento en los inventarios de emisiones. En términos de los mecanismos químicos en los modelos, también se está trabajando a nivel internacional fuertemente en el desarrollo de los mismos lo que en el futuro debería permitir una mejor representación de los procesos que conducen a la formación de aerosoles.

9 Construcción matriz fuente-receptor

En términos generales, un modelo fotoquímico entrega información sobre la concentración de un contaminante espacialmente distribuida a través de una grilla. La concentración de un contaminante en un punto de grilla dado (en un instante de tiempo o como promedio temporal) es un resultado integral de las emisiones de todos los otros puntos de la grilla. Sin embargo, generalmente los resultados de una simulación de un modelo no permiten evaluar en cuánto contribuyen las emisiones de todos los puntos de la grilla a las que se atribuye una emisión a las concentraciones del contaminante en un punto de grilla en particular. Dado que una matriz fuente-receptor justamente busca cuantificar la relación entre la emisión en un punto de la grilla y las concentraciones de las concentraciones en los otros puntos de ella se requiere –aparte de las simulaciones del modelo propiamente tal- .algunas simulaciones adicionales para lograr esta cuantificación. Estas simulaciones se describen a continuación.

Dentro de esta aproximación, el concepto fundamental es la aplicación de trazadores. Consideremos una grilla con *n* x *m* puntos. Cada punto de grilla se caracteriza por ser un punto emisor y, al mismo tiempo un punto receptor. Se le asigna a un punto el índice *i* cuando se refiere a éste como receptor y *j* como emisor, con i,j = 1,*n*m*. En este sentido, la concentración de un trazador *T* proveniente de la emisión en la celda *j* se denomina T_j. Dado que todos los trazadores tienen la misma característica química, la concentración de este trazador en un punto receptor de grilla *i*, T_i, es la suma de las concentraciones de los trazadores proveniente de cualquier de los puntos emisores T_{ij} (concentración del trazador *T* en el punto *i* y que fue emitido en el punto *j*) según:

$$T_i = \sum_{j=1,n*m} T_{ij} \quad (1)$$

En el caso de contaminantes primarios e inertes, T_{ij} depende de las emisiones en el punto *j* y una función, S_{ij}, que conceptualmente integra las características de la dispersión atmosférica. De esta manera, la ecuación 1 se puede escribir como

$$T_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij} E_j$$

A la función S_{ij} también se refiere como matriz fuente-receptor. En un caso urbano, los contaminantes MP10 y MP2.5 primario y SO_2 se pueden considerar inertes y, por lo tanto, conociendo sus respectivas matrices fuente-receptor, se puede estimar sus concentraciones en cada punto i de la grilla según:

$$MP10_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{PM10} E_j^{MP10}$$

$$MP25_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{PM25} E_j^{MP25}$$

$$SO_{2i} = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{SO_2} E_j^{SO_2}$$

Para la construcción de estas matrices fuente-receptor sólo se requiere un modelo de dispersión (sin química) asignándole a cada punto de la grilla un trazador.

El caso de contaminantes secundarios, tal como es el ejemplo de ozono (O_3), la relación entre emisiones y concentraciones es más compleja. En este caso se requiere una combinación de la aplicación de un modelo fotoquímico y un modelo de trazadores según lo siguiente.

En primer lugar, el modelo fotoquímico entrega la mejor estimación posible de las concentraciones de cualquier contaminante. En el caso de O_3, los otros contaminantes importantes son los NOx y los COVs. Tanto para ellos el modelo produce para cada punto de grilla *i*, una serie de tiempo y, por lo tanto, también se puede calcular la diferencia entre un tiempo *t* y $t+\Delta t$: ΔO_3, ΔNOx y ΔCOV.

Es sabido que la producción de ozono depende de la disponibilidad de NOx y COVs. Dado que ambos son reactivos, no se pueden considerar un trazador inerte. Así que, si se quiere estimar su concentración en un punto i, se tiene que considerar su cambio en concentraciones en el tiempo. Asumiendo que se conoce el cambio de de concentraciones entre el tiempo *t* y *t* + Δ*t* en un punto de grilla *i*, ΔNOx_i, también se puede calcular la concentración de NOx en este punto y que proviene de una emisión del punto j, NOx_{ij}, en función del tiempo según:

$$NOx_{ij}^{n+1} = NOx_{ij}^{n} + \Delta NOx_i \frac{NOx_{ij}^{n}}{NOx_i^{n}}$$

Donde n indica el tiempo *t* y n+1 el tiempo *t* + Δ*t* y $NOx_i = \sum_{j=1,n*m} NOx_{ij}$.

Lo equivalente se puede hacer para los COVs:

$$COV_{ij}^{n+1} = COV_{ij}^{n} + \Delta COV_i \frac{COV_{ij}^{n}}{COV_i^{n}}$$

Tal como se mencionó anteriormente, la producción de ozono depende de la disponibilidad de NOx y COVs. Además y dependiendo de la proporción de las respectivas disponibilidades, se habla de una producción limitada por NOx o limitada por COV (se explica este concepto más abajo) la que se expresa en ambos casos según:

Producción de ozono limitada por NOx:

$$O3N_{ij}^{n+1} = O3N_{ij}^{n} + \Delta O3N_i \frac{NOx_{ij}^{n}}{NOx_i^{n}}$$

Producción de ozono limitada por COV:

$$O3C_{ij}^{n+1} = O3C_{ij}^{n} + \Delta O3C_i \frac{COV_{ij}^{n}}{COV_i^{n}}$$

Donde $O3N_{ij}$ representa el ozono producido en el punto *i* en un régimen limitado por NOx y debido a la emisión de NOx en el punto *j*. A su vez $O3C_{ij}$ representa el ozono producido en

el punto *i* en un régimen limitado por COV y debido a la emisión de COV en el punto *j*.y O3C el ozono producido en puntos limitado por COV. La concentración total de ozono es:

$$O3_i = O3N_i + O3C_i \quad (2)$$

con

$$O3N_i = \sum_{j=1,n*m} O3N_{ij}$$

$$O3C_i = \sum_{j=1,n*m} O3C_{ij}$$

La ecuación 2 se lee como

$$O3_i = \sum_{j=1,n*m} O3N_{ij} + \sum_{j=1,n*m} O3C_{ij}$$

Tanto $O3N_{ij}$ como $O3C_{ij}$ a su vez dependen linealmente de las emisiones de NOx y COV, respectivamente, en los puntos *j* lo que nuevamente se puede expresar a través de la matriz fuente receptor:

$$O3N_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{O3N} E_j^{NOx}$$

$$O3C_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{O3C} E_j^{COV}$$

Tal como se mencionó anteriormente los ΔNOx_i, ΔCOV_i y $\Delta O3_i$ se obtienen a través de los resultados del modelo fotoquímico. Lo único que falta entonces para construir las matrices fuente-receptor para el ozono es a información sobre si la producción es limitada por NOx o por COVs.

En términos generales, en un régimen limitado por NOx, los radicales peroxiles tienden a reaccionar consigo mismo. Por el otro lado, en un régimen limitado por COVs, el radical

hidroperoxilo se acumula y a través de su reacción de NO_2 se aumenta la producción de HNO_3. Mientras, todas las reacciones involucradas son de una complejidad muy alta, Sillman (1995)[17] deriva una relación muy simple para el límite entre estos dos regímenes a través de la razón entre la producción de los dos productos principales de los respectos regímenes, peróxido de hidrógeno, H_2O_2, y ácido nítrico, HNO_3, según:

$$\frac{P_{H2O2}}{P_{HNO3}} = 0.35$$

Es decir, si esta razón es mayor de 0.35 la formación de ozono es limitada por NOx y, en el caso contrario, por COV. Tal como ΔO_3, ΔNOx y ΔCOV, se obtienen también P_{H2O2} como P_{HNO3} del modelo fotoquímico.

Finalmente, el material particulado secundario tal como el ozono no se emite directamente, sin embargo, su caso es más lineal y su contenido en nitrato (NO3), amonio (NH4) y sulfato (SO4) se puede expresar según:

$$NO3_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{NO3} E_j^{NOx}$$

$$NH4_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{NH4} E_j^{NH3}$$

$$SO4_i = \sum_{j=1,n*m} S_{ij}^{SO4} E_j^{SO2}$$

Es decir, cada uno de las componentes depende de un solo precursor.

Se han construido las matrices receptor fuente según lo detallado anteriormente para cada mes y ciudad. Hasta el momento se han generado las matrices con la grilla computacional

[17] Sillman, S. 1995. The Use of NOy, H2O2, and HNO3 as Indicators for Ozone NOX Hydrocarbon Sensitivity in Urban Locations. *J. Geophys. Res.*, **100**, 14,17514,188.

según el capítulo 7. Con fines de entregarle una idea de la cantidad de información que entregan estas matrices, se muestra en la figura un ejemplo de una matriz que entrega la información del impacto que tiene un punto de emisión en todos los otros puntos del dominio (y que justamente es la base de la matriz fuente receptor). En este ejemplo se puede ver que se genera para cada punto de grilla 73x73 de puntos receptores. Dado que se debe generar una matriz para cada uno de los puntos de la grilla (un total de 73x73 puntos), la matriz fuente receptor final contiene un total de (73x73)x(73x73) = 18.398.241 valores. Este número de valores se puede bajar a través de achicar la grilla computacional (ver también capítulo 11).

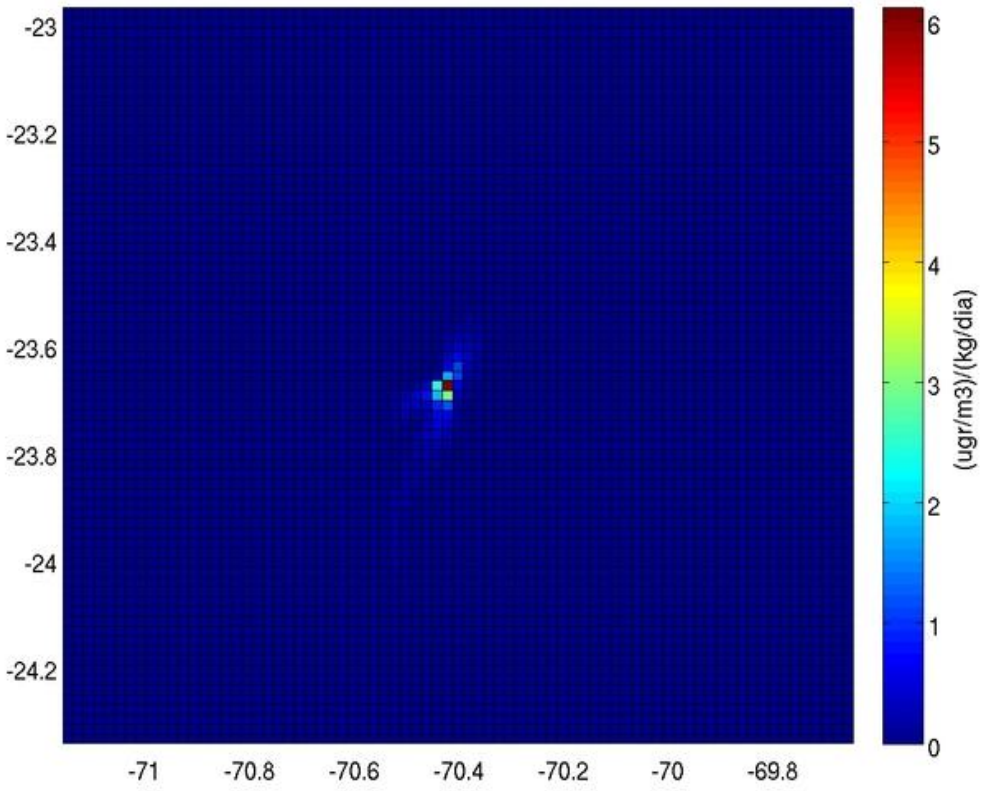

Figura 9.1: Ejemplo de una matriz receptor fuente. Esta matriz entrega la relación sobre el impacto en todos los puntos de la matriz por parte de la emisión en un punto en particular.

Cabe reiterar en este lugar que la calidad de las matrices fuente receptor principalmente de dos factores, la dispersión según el modelo y las emisiones. Tal como mencionado anteriormente, la calidad de la información sobra la dispersión entregada por el modelo se considera alta. Esta alta calidad también se refleja entonces en la calidad de la matriz fuente receptor. En el caso de ozono, además, también se logró un buen desempeño del modelo lo que significa que las matrices fuente receptor respectivas también son confiables. En el caso de MP2.5 se ha mostrado un probable problema en los inventarios de emisiones lo que explicaría la fuerte subestimación de este contaminante. Dado que las matrices fuente receptor cuantifican la contribución relativa de las respectivas emisiones de todos los puntos de grilla en un punto de grilla receptor, el problema de una subestimación de las emisiones es irrelevante si esta subestimación es igual para todos los puntos emisores; en otras palabras, si el error en las emisiones está homogéneamente distribuido en el espacio el único factor relevante para la calidad de las matrices es la dispersión. A pesar de no poder evaluar la distribución espacial de los errores le parece justificable al consultor la suposición de su homogeneidad espacial. En consecuencia, tanto para el ozono como para el MP2.5 se justifica el uso de las matrices fuente receptor en MODEC.

10 Proyecciones de los modelos de dispersión de contaminantes

Tal como se indicó en la sección 9 la relación entre el MP2.5 y sus precursores en las matrices fuente receptor es de tipo lineal. En este sentido, estas matrices son independientes del escenario de emisiones y pueden ser usadas para cualquier corte temporal.

El caso del ozono es distinto; en este caso existe la condición si la producción del ozono está limitada por NOx o COVs según la razón H_2O_2/HNO_3 (ver sección 9). Esta condición puede cambiar según cambios en los escenarios de emisiones. De hecho, la aplicación de las matrices fuente receptor sólo es válida bajo la suposición que la distribución espacial de los regímenes de la producción de ozono no cambie. En este contexto, se debe plantear si las matrices generadas para el año 2010 son válidas para los escenarios del 2015 y 2020. Para esta pregunta se considera, en primer lugar, el cambio en emisiones en estos años con respecto al año 2010. Las tablas 10.1 y 10.2 entregan las emisiones de NOx y COV para cada ciudad y cada año en ton/año y para los años también en términos con su cambio relativo con respecto al año 2010, ΔE_{2010}.

	2010	**2015**		**2020**	
	ton/año	**ton/año**	**ΔE_{2010}**	**ton/año**	**ΔE_{2010}**
Antofagasta	1135	1203	5.9	1185	4.4
Calama	592	628	6.1	644	8.7
Valparaíso	3158	3199	13.0	3145	10.0
Santiago	27356	24147	-13.3	22562	-21.1
Rancagua	885	923	4.3	871	-1.6
Talca	1321	1387	5.0	1272	-3.8
Concepción	5060	5310	4.9	5438	7.4
Temuco	987	1051	6.5	1040	5.4
Valdivia	397	399	0.5	350	-13.4

Tabla 10.1: Emisiones de NOx por cada año de escenario y ciudad en ton/año. También se indican cambio relativo con respecto al año 2010, ΔE_{2010}.

	2010	2015		2020	
	ton/año	ton/año	ΔE_{2010}	ton/año	ΔE_{2010}
Antofagasta	352	389	10.5	408	15.9
Calama	268	287	7.1	299	11.6
Valparaíso	1065	1064	-0.1	1064	-0.1
Santiago	11720	8414	-28.2	5414	-53.8
Rancagua	261	278	6.5	291	11.5
Talca	571	617	8.1	653	14.3
Concepción	1396	1502	7.6	1624	16.3
Temuco	272	304	11.8	330	21.3
Valdivia	119	118	-0.8	118	-0.8

Tabla 10.2: Emisiones de COV por cada año de escenario y ciudad en ton/año. También se indican cambio relativo con respecto al año 2010, ΔE_{2010}.

Estos cambios en emisiones relativos de NOx y COV, además, se deben poner en contexto de la incertidumbre de las emisiones. Tal como se indicó en la sección 8, en un documento proporcionado por SECTRA se estima que las emisiones de NOx por razones de deterioro de los catalíticos podrían tener un impacto de un 400% y, en el caso de los COV de un 54%. Se entiende que esta información todavía no se puede considerar robusta en el sentido que no existen los datos que la hacen estadísticamente significativa ni extrapolable. En este sentido, se considera la información una contribución a la estimación de la incertidumbre de las emisiones. Dentro de este contexto, es evidente que los cambios proyectados en las emisiones tanto de NOx como COVs están generalmente bastante debajo de esta incertidumbre. La excepción es la ciudad de Santiago donde por lo menos para el caso de los COVs los cambios para el año 2020 están del mismo orden que la incertidumbre.

En este sentido, el consultor considera que las matrices fuente receptor tanto para MP2.5 como ozono en el caso de todas las ciudades deberían ser las mismas para todos los años proyectados. Considerando, además, que en cualquier proyección se deben mantener los ajustes mencionados en la sección anterior, la calidad de las matrices fuente se basa

fundamentalmente en la calidad de la dispersión y, por lo tanto, se mantendrá igual para las proyecciones.

Es evidente hasta este punto que existen incertidumbres bastante grandes en la aplicación de las emisiones y de los modelos. Estas incertidumbres obviamente también se mantienen en las proyecciones. En este sentido, no es posible hacer (o proponer) un análisis si las aproximaciones propuestas tanto en términos de los ajustes de las concentraciones como de las de escenarios de emisiones conducen a una sobrevaloración o subvaloración o cuál será el comportamiento de las funciones dosis respuesta. De hecho, considerando las incertidumbres cualquier evaluación socio-económica basada en ellas debe ser interpretada como tendencia. Cualquier estimación de incertidumbre en la valoración requeriría una cuantificación de la incertidumbre en las emisiones lo que está fuera del alcance de este estudio.

11 Programación de MODEC

La base del software MODEC ha sido la versión 2.1. De esta manera, sólo se modificaron aquellas partes que son nuevas en este estudio, a saber:

1) Se incluyeron todas las ciudades considerados en este estudio.
2) Se incluyeron los archivos shape de población y de agricultura para cada ciudad.
3) Se generaron todos los archivos de concentraciones y matrices fuente receptor para cada ciudad.
4) Se incluyeron todas las funciones dosis respuesta según lo indicado en el capítulo 2 de este informe.

MODEC V2.1 sólo se podía usar en el sistema operativo Windows XP. Se han "actualizado" todos los elementos (código e instalador) para poder usar la nueva versión también en Windows 7.

En términos del código fuente mismo de MODEC se han realizado cambios en las siguientes funcionalidades del modelo:

- Geográfico: Se agregó el elemento ingreso agrícola. De esta manera, se suben los archivos shape con la información de rendimiento para cada cultivo por cada comuna.
- Concentraciones: Dado que las funciones dosis respuesta considerados para la nueva versión de MODEC toman en cuenta las variables de promedio 8 horas de ozono, máximo del promedio 8 horas de ozono y AOT40, estas variables se incluyeron en las matrices de concentraciones.
- Impactos: Se replicaron los tres campos existentes (Función dosis/respuesta, efectos en salud, costo por ciudad) y de manera tal que existen ahora estos tres campos tanto para salud como para agricultura.
- Evaluación: Tal como en el caso de impactos, los tres campos disponibles en esta funcionalidad (Evaluación de proyectos, número de casos y costos beneficios) están disponibles ahora específicamente para salud como para agrícola.

Las funciones dosis respuesta, tasas bases, costos e información etárea y de rendimiento por comuna se usaron tal como detallado en el capítulo 2.

Una consideración clave en la última etapa de este estudio son los tamaños de los archivos. En MODEC V2.1 la grilla usada tenía 12x10 celdas. De esta manera, las matrices fuente receptor resultaron en 1.440 valores. Tal como se indicó en el capítulo 9, las grillas computacionales en este estudio son de 73x73 (debido entre otras razones también por el aumento en resolución) y el número de valores por matriz fuente receptor de 18.398.241 valores. No ha resultado implementar las matrices de este tamaño en MODEC ya que el diseño del software no permite más de 12x12 celdas. Cualquier matriz fuente receptor con más puntos resulta en un "overflow". Se indica en el capítulos Recomendaciones con qué tipo de diseño se puede resolver este problema en versiones futuras. Dada esta limitación, no se pudo usar la grilla de 2x2 km para las ciudades de Santiago y Valparaíso ya que sus respectivas extensiones espaciales son mayores que 24x24 km. Para ambas ciudades se ocuparon las grillas 2x2 km en cuyas bases se generaron grillas de 4x4 km.

12 Aplicación de MODEC

Con el software desarrollado y con fines de evaluar su correcto funcionamiento, se realizó una evaluación de un caso específico. Se eligió para este fin una simulación para la ciudad de Santiago para el año 2010 con los datos de emisiones entregados por la contraparte técnica. Estos datos contaron con un escenario base (sin proyecto) y uno con proyecto. Se evaluó socio-económicamente la diferencia entre los dos escenarios.

Tal como se mencionó anteriormente, se usaron las tasas bases y las funciones dosis-respuesta según documentado en este informe. Las tablas 12.1 – 12.3 son los resultados de esta simulación tomados directamente de la salida Excel del modelo. La tabla 12.1 entrega los números de casos para cada patología evaluada tanto para los dos escenarios (sin y con proyecto) y el incremento entre ambos. Se puede observar que o se pueden ver disminuciones de casos (valores negativos para los incrementos) o no se observan diferencias. En los casos de que no se observan diferencias no necesariamente significa que el número de patologías es exactamente igual entre ambos escenarios sino que sus diferencias son marginales.

La tabla 12.2 entrega los valores asociados a los números de casos para cada patología. Por lo tanto, un valor negativo significa un beneficio. Es decir, en base que sólo se observan patologías con una disminución (o mantención) en términos de casos eso también se refleja en que en este ejemplo sólo se observan beneficios económicos. Cabe señalar que por lejos domina el beneficio económico es la mortalidad de largo plazo. Es decir, la estimación del valor de la vida estadística es lo que domina en este tipo de evaluación.

Contaminante	Efecto	Sin proyecto	Incremento	Con proyecto
O_3	Mortalidad no Accidental; de 0 a 18	393	0	393
O_3	Mortalidad no Accidental; de 18 a 65	1.297	-2	1.295
O_3	Mortalidad no Accidental; de 65 a 100	187	0	187
O_3	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 18 a 65	95	0	95
O_3	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 65 a 100	212	0	212
O_3	Neumonia; de 65 a 100	416	0	416
O_3	Disritmia; de 65 a 100	288	0	288
O_3	Asma, Admisión Hospitalaria; de 0 a 18	21	0	21
O_3	Asma, Admisión Hospitalaria; de 18 a 65	68	0	68
O_3	Días de Actividad Restringida Menores; de 18 a 65	2.020.932	-19.531	2.001.401
MP2.5	Dias de Escuela Perdidos, Relacionado con Enfermedad; de 0 a 18	3.681.174	-3.372	3.677.802
MP2.5	Mortalidad LP Todas las causas; de 18 a 65	7.466	-135	7.331
MP2.5	Mortalidad LP Todas las causas; de 65 a 100	1.150	-20	1.130
MP2.5	Mortalidad no Accidental; de 0 a 18	304	0	304
MP2.5	Mortalidad no Accidental; de 18 a 65	1.028	-17	1.011
MP2.5	Mortalidad no Accidental; de 65 a 100	157	0	157
MP2.5	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 18 a 65	29	0	29
MP2.5	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 65 a 100	76	0	76
MP2.5	Neumonia; de 65 a 100	838	-12	826
MP2.5	Todas Cardiovasculares (Menos Infartos al Miocardio); de 65 a 100	548	-3	545
MP2.5	Disritmia; de 65 a 100	276	0	276
MP2.5	Falla Congénita Cardíaca; de 65 a 100	838	-12	826
MP2.5	Enfermedad Isquémica Cardíaca; de 65 a 100	142	0	142
MP2.5	Asma, Admisión Hospitalaria; de 0 a 18	29	0	29
MP2.5	Asma, Admisión Hospitalaria; de 18 a 65	101	0	101
MP2.5	Asma, ERV; de 0 a 18	0	0	0
MP2.5	Bronquitis; de 0 a 18	0	0	0
MP2.5	Días de Actividad Restringida Menores; de 18 a 65	6.228.688	-113.435	6.115.253
MP2.5	Work Loss Days; de 18 a 65	677.044	-12.328	664.716

Tabla 12.1: Número de casos evaluación escenario 2010.

Contaminante	Efecto	Sin proyecto	Incremento	Con proyecto
O_3	Mortalidad no Accidental; de 0 a 18	1.358.365	0	1.358.365
O_3	Mortalidad no Accidental; de 18 a 65	4.482.951	-6.913	4.476.038
O_3	Mortalidad no Accidental; de 65 a 100	646.347	0	646.347
O_3	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 18 a 65	3.249	0	3.249
O_3	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 65 a 100	7.250	0	7.250
O_3	Neumonia; de 65 a 100	15.683	0	15.683
O_3	Disritmia; de 65 a 100	15.293	0	15.293
O_3	Asma, Admisión Hospitalaria; de 0 a 18	559	0	559
O_3	Asma, Admisión Hospitalaria; de 18 a 65	1.809	0	1.809
O_3	Días de Actividad Restringida Menores; de 18 a 65	0	0	0
MP10	Dias de Escuela Perdidos, Relacionado con Enfermedad; de 0 a 18	736.235	-674	735.560
MP2.5	Mortalidad LP Todas las causas; de 18 a 65	25.805.482	-466.614	25.338.868
MP2.5	Mortalidad LP Todas las causas; de 65 a 100	3.974.860	-69.128	3.905.732
MP2.5	Mortalidad no Accidental; de 0 a 18	1.050.746	0	1.050.746
MP2.5	Mortalidad no Accidental; de 18 a 65	3.553.179	-58.759	3.494.420
PM25_Total	Mortalidad no Accidental; de 65 a 100	542.655	0	542.655
MP2.5	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 18 a 65	992	0	992
MP2.5	Enfermedad Pulmonar Crónica; de 65 a 100	2.599	0	2.599
MP2.5	Neumonia; de 65 a 100	31.593	-452	31.140
MP2.5	Todas Cardiovasculares (Menos Infartos al Miocardio); de 65 a 100	29.428	-161	29.267
MP2.5	Disritmia; de 65 a 100	14.656	0	14.656
MP2.5	Falla Congénita Cardíaca; de 65 a 100	29.246	-419	28.827
MP2.5	Enfermedad Isquémica Cardíaca; de 65 a 100	3.820	0	3.820
MP2.5	Asma, Admisión Hospitalaria; de 0 a 18	771	0	771
MP2.5	Asma, Admisión Hospitalaria; de 18 a 65	2.687	0	2.687
MP2.5	Asma, ERV; de 0 a 18	0	0	0
MP2.5	Bronquitis; de 0 a 18	0	0	0
MP2.5	Días de Actividad Restringida Menores; de 18 a 65	0	0	0
MP2.5	Work Loss Days; de 18 a 65	541.635	-9862	531.773
	Total	42.852.088	-612.982	42.239.105

Tabla 12.2: Costos/Beneficios por efectos (UF) para el escenario 2010

La tabla 12.3 entrega los beneficios asociados a la agricultura. En primer lugar, se observa que también en agricultura se observan casi exclusivamente beneficios, menos en el caso de la lechuga a la que se asocia un costo. Esto se puede explicar que, dada la no-linealidad de la química del ozono- puede haber regiones con aumento de esta variable y zonas con una disminución. Así que, según estos resultados la mayoría de la cultivación de la lechuga se ubica en zonas con un leve aumento. Se puede ver también que, en comparación estos beneficios son marginales. Hay dos razones que de beneficios tan bajos. En primer lugar, la grilla considerada en este caso considera principalmente zonas urbanas y por lo tanto no considera muchas zonas rurales donde se concentra la producción agrícola. En segundo lugar, el ozono no responde linealmente a un cambio de emisiones y por lo tanto, puede ser el caso que a pesar de grandes diferencias en emisiones se no nota menos en el ozono y, por lo tanto en el AOT40.

Contaminante	Cultivo	Incremento
AOT40	Sandia	-1914
AOT40	Arvejas	-615
AOT40	Poroto Granado	-629
AOT40	Porotos de Consumo Interno	-649
AOT40	Porotos de Exportación	-649
AOT40	Porotos Verdes	-989
AOT40	Garbanzos	-649
AOT40	Lentejas	-649
AOT40	Trigo Blanco	-207
AOT40	Trigo Candeal	-207
AOT40	Cebolla de guarda	-108
AOT40	Cebolla temprana	-108
AOT40	Lechuga	145
AOT40	Tomate de consumo fresco	-215
AOT40	Tomate industrial	-215
AOT40	Papa	-53
AOT40	Arroz	-47
AOT40	Maíz	-43
AOT40	Uva de mesa	-71

Total	-7.637

Tabla 12.3: Costos/Beneficios por cultivos (UF) para el escenario 2010

Esta aplicación de MODEC se hizo para el caso de Santiago. Cabe señalar que en el caso de las otras ciudades, los valores del AOT40 que se ingresaron al MODEC son menores de 18000 ppb*hrs. Este valor representa la meta de EE.UU y la Unión Europea ya que se considera debajo de éste el impacto en los cultivos no es muy significativo.

Considerando las limitaciones de las grillas y los valores bajos en el AOT40 el impacto en agricultura según MODEC siempre será muy bajo.

13 Factores emisión/concentración

El uso de las matrices fuente-receptor requiere el uso del modelo MODEC y apunta a estimar, aparte del costo socio-económico, el cambio de concentraciones basado en un escenario de emisiones. Tanto el escenario de emisiones como el cambio en concentraciones, sin embargo, se caracterizan por una distribución espacial. Con fines de llegar a información más agregada aún entonces, se construyeron factores emisión/concentración (FEC) para cada contaminante analizado en este estudio. Los FEC integran la información espacialmente distribuida a un solo valor lo que permite una aproximación muy rápida de estimar cambios en concentraciones basadas en una proyección de las emisiones totales. Las tablas 13.1 – 13-9 entregan estos factores en unidades (µgr/m^3)/ton de emisión. Para AOT40 la unidad es ppb*hrs/ton de emisión. Cabe señalar que estos valores sólo son válidos para variaciones marginales según lo indicado en el capítulo 9.

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40 (ppb*hrs)/ton	O_3
Antofagasta	PM10	0.03	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.77	-	-	-	-
	NOx	-	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0
	HC	-	0.05	0.13	0.25	11.33	0.13
	SOx	-	0.11	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.1: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Antofagasta

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40 (ppb*hrs)/ton	O_3
Calama	PM10	0.11	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.52	-	-	-	-
	NOx	-	0.3	0.14	0.18	7.6	0.13
	HC	-	0.04	0.0	0.0	0.0	0.0
	SOx	-	0.01	-	-	-	-
	O_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.2: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Calama

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40 (ppb*hrs)/ton	O_3
Concepción	PM10	0.02	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.15	-	-	-	-
	NOx	-	0.08	0.07	0.08	1.3	0.07
	HC	-	0.01	0.0	0.0	0.0	0.0
	SOx	-	0.0	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.3: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Concepción

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40 (ppb*hrs)/ton	O_3
Rancagua	PM10	0.06	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.39	-	-	-	-
	NOx	-	0.3	0.01	0.02	0.01	0.0
	HC	-	0.04	0.04	0.18	2.5	0.05
	SOx	-	0.01	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.4 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Rancagua

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40	O_3
Santiago	PM10	0.13	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.77	-	-	-	-
	NOx	-	0.61	0.0	0.0	0.0	0.0
	HC	-	0.14	0.81	1.66	42.98	0.77
	SOx	-	0.11	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.5 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Santiago

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40 (ppb*hrs)/ton	O_3
Talca	PM10	0.08	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.52	-	-	-	-
	NOx	-	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	HC	-	0.06	0.06	0.08	1.1	0.05
	SOx	-	0.0	-	-	-	-
	O_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.6 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Talca

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40 (ppb*hrs)/ton	O_3
Temuco	PM10	0.08	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.69	-	-	-	-
	NOx	-	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0
	HC	-	0.05	0.02	0.03	1.6	0.05
	SOx	-	0.0	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13.7 : Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Temuco

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40	O_3
Valdivia	PM10	0.09	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.36	-	-	-	-
	NOx	-	0.18	0.01	0.01	0.4	0.01
	HC	-	0.03	0.0	0.0	0.0	0.0
	SOx	-	0.0	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13. 8: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Valdivia

Ciudad	Parámetro	FEC (µg/m^3)/ton					
		PM10	PM2,5	O_3 8H	O_3 8H MAX	AOT40	O_3
Valaparaíso	PM10	0.04	-	-	-	-	-
	PM2,5	-	0.43	-	-	-	-
	NOx	-	0.18	0.01	0.01	0.1	0.01
	HC	-	0.03	0.30	0.41	1.6	0.29
	SOx	-	0.0	-	-	-	-
	NH_3	-	0.0	-	-	-	-

Tabla 13. 9: Factores emisión/concentración (FEC) para la ciudad de Valparaíso

14 Recomendaciones para desarrollos futuros

En base de la experiencia durante la ejecución de este estudio y sus resultados, el consultor se permite hacer algunas recomendaciones para desarrollos futuros de herramientas computacionales y metodologías. Estas recomendaciones están relacionadas al diseño de software, funciones dosis-respuesta, inventario de emisiones/mediciones e impactos considerados.

Diseño de software

La versión actual de MODEC está principalmente basada en el lenguaje Visual Basic 6 y la base de datos Microsoft Access. Cabe señalar, que la última versión de Visual Basic 6 fue liberada por Microsoft en el año 1998 y desde 2008 ya no cuenta con soporte por la misma empresa. Para poder realizar este proyecto, el consultor tuvo que conseguirse una versión por internet y gran esfuerzo se hizo para poder hacerlo funcionar en Windows 7. Es evidente que en el futuro no se debe usar un lenguaje de programación tan anticuado.

Mientras Visual Basic se usa dentro de MODEC para la interfaz del software, Microsoft Access junto con el lenguaje SQL se usa para el manejo de la base de datos y el cálculo. El cálculo principal en MODEC es la multiplicación de matrices. En su diseño actual, MODEC genera tablas temporales que representan estos matrices y realiza las multiplicaciones celda por celda. Esta aproximación tiene dos desventajas: 1) La generación de tablas temporales hace que el tamaño de la base de datos crece rápidamente y, por lo tanto, la cantidad de puntos en la matriz (que representan el tamaño de la grilla) es muy limitada. En el caso específico de MODEC, las grillas están limitadas a un tamaño de 12x12 puntos. 2) El manejo de celda por celda en SQL hace que el cálculo es muy poco eficiente y, por lo tanto, extremadamente lento.

Las desventajas del diseño actual, se podrían solucionar usando lenguajes modernos especializados en el cálculo de matrices como por ejemplo, Matlab, Python o también C++. Todo el manejo interno de los datos y los cálculos asociados que en la versión actual se demoran varios minutos, se podrían hacer en fracciones de segundos con estos lenguajes

más modernos. Tampoco se presentaría el problema de la limitación en el tamaño de la grilla ya que trabajan con formatos optimizados para este tipo de cálculos.

Finalmente, sería muy importante que MODEM entregue sus resultados también en grillas (aparte de los shapes). Se supone que el uso de los shapes tiene su origen en la modelación de transporte donde es muy conveniente trabar los arcos en base de shapes. No obstante, toda la evaluación socio-económica se hace en base de grillas. Dado que buena parte de MODEC es el pre-procesamiento de estos shapes y con razones de ahorro de tiempo, sería muy recomendable evitar esos procesos y poder usar esta información en base de grillas.

Funciones dosis-respuesta

La recolección de antecedentes para las funciones dosis-respuesta ha formado buena parte de este estudio. Al mismo tiempo, son los Ministerios de Medio Ambiente y Desarrollo Social a quienes les compete esta área. Se recomienda en el futuro usar las recomendaciones de estos dos ministerios y enfocar los recursos en el desarrollo de software eficiente, amigable y confiable. En términos de las funciones propiamente tales, se recomienda poner mayor esfuerzo en la elaboración de de funciones específicas para Chile.

Inventario de emisiones/mediciones

Queda en evidencia que falta mucho que hacer en Chile en términos de inventario de emisiones. En su versión actual y para el caso de Santiago, se identifica ellos como el factor de incertidumbre principal. En las otras ciudades consideradas en este estudio se suma a esta incertidumbre la falta de mediciones de calidad del aire. Es decir, a la modelación realizada en este estudio le falta una evaluación cuantitativa en estas ciudades y, por lo tanto no se conocen sus errores.

Impactos considerados

Tal como se indica en este informe, se ha analizado la posibilidad de la incorporación de impactos en otras variables que no sea salud. Basado en un análisis crítico, se descartaron los impactos en materiales y visibilidad y se decidió incluir los impactos en agricultura. Considerando la experiencia ganada en este estudio, los impactos en agricultura siempre van a ser marginales en comparación con los de salud. El consultor considera que cualquier actividad futura (modelación o desarrollo de funciones dosis-respuesta) debiera enfocarse justamente en salud ya que cualquier incertidumbre en esta variable todavía es mucho mayor que el impacto en agricultura.

Anexo 1: Consideraciones sobre el Método de la Función de Daño

La metodología general utiliza como enfoque el método de la función de daño. El método de la función de daño cuantifica efectos físicos que son luego valorados. Frente a la evaluación una determinada política de transporte aplicando el criterio de Kaldor-Hicks, una métrica correcta sería conocer las disposiciones a pagar (DAP) de cada uno de los individuos y considerando la incrustación de todos los efectos que esta política conlleva.

Desde una perspectiva económica basada en la definición de valor dada por la DAP, los efectos que debieran considerarse son aquellos sobre los cuales los individuos expresan una DAP o compensación positiva. De esta forma, y utilizando el criterio de compensación potencial, el valor social asociado a la reducción de riesgo como consecuencia de una mejor calidad ambiental está dado por:

$$\sum_{i=1}^{N} DAP_i(B_i)$$

Donde B_i denota el beneficio del i-ésimo individuo en términos de la reducción de riesgo por la mejora ambiental, y $DAP_i(B_i)$ representa la disposición a pagar del individuo i-ésimo por esa reducción de riesgo.

Sin embargo, dificultades metodológicas y de recursos hacen difícil contar con estimaciones de todo el beneficio derivado de la mejora en calidad ambiental. Una alternativa es estimar distintas categorías de beneficios asociadas a los efectos de un cambio ambiental. Por ejemplo, la reducción de material particulado conlleva una disminución en el número de casos de enfermedades diferentes. Interesa conocer el beneficio que una mejora ambiental genera para cada riesgo de salud asociado (EPA, 2000) y otras externalidades.

Si la reducción en las concentraciones de un determinado contaminante conlleva variaciones en el riesgo de J efectos, entonces el valor social correspondiente a mejoras en salud está dado por:

$$\sum_{i=1}^{N}\sum_{j=1}^{J} DAP(B_{i,j})$$

Donde $B_{i,j}$ es el beneficio asociado al efecto j correspondiente al individuo i y $DAP(B_{i,j})$ es la disposición a pagar por la reducción de riesgo del individuo por ese efecto. Empíricamente la evidencia muestra que los efectos a los cuales un individuo otorga más valor se relacionan con salud. Sin embargos, también se valoran beneficios de visibilidad, ecosistemas, agricultura y ruido.

En la práctica resulta infactible conocer las DAP asociadas a cada uno de los individuos componentes de una sociedad. Sin embargo, se suele resolver el problema a través de una DAP promedio. Como la DAP por reducir el riesgo de un cierto efecto varía de un individuo a otro, existe una distribución de disposiciones a pagar para prevenir ese determinado riesgo. Es de esta distribución de variabilidad asociada a la población de la que se toma la media.

El valor medio que se utiliza en las estimaciones de beneficios sociales se denota por $DAPM_j$, donde el subíndice j indica que es la disposición a pagar media asociada al beneficio j.

Utilizando el método de la función de daño no se estima una DAP sino más bien se sigue un enfoque de tipo contable en que se estiman cantidades (número de casos) y utilizan precios (valores unitarios) para entregar una estimación del ahorro derivado de la mejor calidad ambiental. Esta estimación puede interpretarse como una aproximación a la DAP social pero no existe en la metodología sustento teórica para establecer una relación concreta entre la DAP y el resultado de una estimación de funciones daño.

Dado que el efecto causado por el cambio en riesgo se estima a través de funciones de concentración respuesta (ΔH_j), el beneficio monetario asociado al efecto j (BM_j) se expresa como:

$$BM_j = \Delta H_j \cdot DAPM_j$$

Luego, los beneficios monetarios totales (BMT) considerando los J efectos asociados a la mejora ambiental se expresan como:

$$BMT = \sum_{j=1}^{J} \Delta H_j \cdot DAPM_j$$

Esta es la aproximación al beneficio ambiental que se efectúa con el método de la función de daño. De esta forma, es importante notar que la serie de supuestos hace que no sea posible con esta metodología obtener una estimación de DAP. En particular, los supuestos de separación por efectos conllevan efectos de incrustamiento, la estimación de valores medios no considera la dependencia del nivel base de riesgo, y la estimación de casos es fija e ignora el comportamiento de mitigación, entre otros. Sin embargo, este enfoque intenta aproximarse al valor del bienestar social y se ha transformado en uno de los métodos más utilizados por permitir utilizar las mismas funciones y valores para diversos casos de evaluación.

Una de las principales ventajas del método de la función de daño es que permite desagregar la información disponible en forma útil para la confección de políticas. De hecho, al separar los distintos efectos, el planificador puede percatarse de la magnitud de los costos y beneficios en diferentes áreas. Así existe la opción de focalizar el uso de recursos de forma más efectiva y eficiente. Un problema importante del uso de funciones de daño es que no da flexibilidad a los individuos de ajustarse ante cambios en la variable ambiental o sus costos y beneficios asociados.

Es importante notar que para realizar este tipo de análisis se debe contar con dos escenarios. Uno es el escenario base y otro el escenario caso, el cual es asociado a un determinado programa. La comparación de ambos permite determinar los efectos que son consecuencia de un cambio en la variable ambiental. Por ejemplo, una reducción de algún contaminante (con respecto a la situación base), permite a través de relaciones concentración-respuesta estimar la disminución de casos de una cierta enfermedad en un periodo de tiempo determinado. Al asociar un valor monetario unitario a la enfermedad es posible estimar el

costo que se deja de incurrir por la mejora ambiental. Este "ahorro" se interpreta entonces como un beneficio.

Para evaluar los beneficios ambientales utilizando la función de daño se realizan una serie de etapas. Aunque esto es general para otro tipo de problemas ambientales, la descripción de la metodología es realizada considerando el impacto de la contaminación atmosférico en salud.

La primera etapa consiste en estimar la variación de emisiones asociadas al programa o política en estudio. Es decir, se obtiene:

$$\Delta E = E_C - E_B$$

Donde E denota las emisiones. El subíndice c denota el caso con programa o política mientras que b denota el caso base (sin política).

Esta variación conlleva un cambio en la calidad ambiental. Es decir, el paso siguiente consiste en estimar la variación en las concentraciones como resultado del cambio en emisiones. Por lo tanto, se obtiene:

$$\Delta C = C(E_C) - C(E_B)$$

donde C denota las concentraciones.

Posteriormente, utilizando funciones de daño se estima la variación de efectos (de mortalidad y morbilidad). Esto porque, las funciones de daño o concentración-respuesta relacionan los cambios en niveles de contaminación con un impacto en salud Estas funciones pueden tener distintas formas funcionales y dependen de un factor de riesgo en cuestión, de la población expuesta a éste, del cambio en concentraciones y en algunos casos de la incidencia inicial. Por ejemplo, ante una reducción en las concentraciones, el resultado del uso de una función asociada a mortalidad entrega el número de muertes evitadas. De esta forma una función asociada al efecto i entrega el cambio en el número de casos (ΔH_i):

$$\Delta H_i = f(riesgo, población, incidencia, \Delta C)$$

Luego, a cada efecto considerado se le asigna un valor unitario que permite estimar los beneficios monetarios por efecto (V_i). Por ejemplo, si se evitan 2 casos de muerte y el valor asociado a la muerte es de US $1 millón entonces los beneficios asociados a este efecto son US $2 millones.

Finalmente, se agregan los beneficios monetarios asociados a cada uno de los efectos considerados. Así el cambio total en valor de efectos en salud (ΔT) debido a cambios en la calidad ambiental es la suma del valor de los efectos. Es decir, en el caso de considerarse N efectos:

$$\Delta T = \sum_{i=1}^{N} V_i \cdot \Delta H_i$$

Anexo 2: Formas Funcionales Típicas de Funciones de Daño de Salud

En este anexo, se presentan y explican las formas más usuales para cuantificar efectos en salud por reducciones en contaminación atmosférica basándose en el documento Benmap (2003). En particular, se introducen las formas lineales, log-lineales y logísticas.

Funciones Lineales

Una relación lineal entre la tasa de efectos en salud adversos (tasa de incidencia) y varias variables explicativas tiene la forma:

$$y = \alpha + \beta x$$

Donde α incorpora todas las otras variables independientes de la regresión (por ejemplo evaluadas en sus medias) y multiplicadas por sus coeficientes asociados. La relación entre el cambio en la tasa de incidencia del nivel base yo al de control yc asociado a un cambio de concentración de xo a xc

$$\Delta y = y_c - y_0 = \beta(x_c - x_0) = \beta \Delta x$$

Cuando los estudios incluyen la varianza del parámetro, las cotas inferiores y superiores de los coeficientes se suelen calcular asumiendo una distribución normal como:

$$\beta_{Inferior} = \beta - 1.96\sigma_\beta$$

$$\beta_{Superior} = \beta + 1.96\sigma_\beta$$

Funciones Log-Lineales

La relación log-lineal define la tasa de incidencia (y) como sigue $y = Be^{\beta x}$ ó bien, $\ln(y) = \alpha + \beta x$, donde el parámetro B es la tasa de incidencia de y cuando la concentración de x es nula, β es el coeficiente asociado a x, y α=ln(B).

Luego, la relación entre Δx y Δy se expresa como sigue:

$$\Delta y = y_c - y_0 = Be^{\beta x_c} - Be^{\beta x_0}$$

De donde se obtiene

$$\Delta y = Be^{\beta x_0}(e^{\beta(x_c - x_0)} - 1) = y_0(e^{\beta \Delta x} - 1)$$

Donde y_o es la tasa de incidencia base o inicial. Así, el cambio en la incidencia de efectos en salud adversos puede estimarse multiplicando este cambio en la tasa de incidencia por la población relevante.

Cuando los estudios publican el coeficiente asociado a x (β) y la desviación estándar (σ_β) entonces las cotas superior e inferior del parámetro se estiman directamente y de manera sencilla como sigue:

$$\beta_{Inferior} = \beta - 1.96\sigma_\beta$$

$$\beta_{Superior} = \beta + 1.96\sigma_\beta$$

Sin embargo, en muchos estudios no se entrega el parámetro β directamente. En cambio, se suele entregar alguna medida del cambio en la respuesta de salud a algún cambio específico en la concentración de un determinado contaminante. La medida más usual es el riesgo relativo asociado a un cambio dado de concentración.

El riesgo de una cierta población expuesta a un cierto de nivel de contaminante "base" es y_o, mientras que en un escenario alternativo este riesgo de ser afectado negativamente es de y_c. El *RR* se define como el aumento o disminución en los efectos, producto del cambio en las concentraciones del contaminante en estudio. Luego, el riesgo relativo es $RR = \frac{y_0}{y_c}$.

Para el caso log-lineal es directo que $RR = \frac{y_0}{y_c} = e^{\beta \Delta x}$ de donde se obtiene $\beta = \frac{\ln(RR)}{\Delta x}$.

Funciones Logísticas

Para definir la forma funcional de las funciones logísticas se requiere definir la razón de posibilidades (conocido en inglés como odds ratio y denotado OR). La posibilidad (odds) que un individuo deba enfrentarse a un estado de salud adverso en un escenario 0 es $\frac{y_0}{1-y_0}$. OR se define como el cuociente de posibilidades asociados a dos escenarios. De esta manera:

$$OR = \frac{\frac{y_0}{1-y_0}}{\frac{y_c}{1-y_c}} = \frac{y_0}{y_c}\frac{1-y_c}{1-y_0} = RR\frac{1-y_c}{1-y_0}$$

Los modelos logísticos estiman la probabilidad de ocurrencia de un estado de salud adverso. Dado un vector de variables explicativas X, asume que la probabilidad de ocurrencia es:

$y = prob(ocurrencia / X\beta) = \frac{e^{X\beta}}{1+e^{X\beta}}$, donde β es un vector de coeficientes.

Esto puede rescribirse como sigue: $y = \frac{e^{X\beta}}{1+e^{X\beta}} = \frac{e^{X\beta}}{1+e^{X\beta}}\frac{e^{-X\beta}}{e^{-X\beta}} = \frac{1}{1+e^{X\beta}}$

Luego las posibilidades de una ocurrencia son:

$$\frac{y}{1-y} = \frac{\frac{1}{1+e^{-X\beta}}}{1-\frac{1}{1+e^{-X\beta}}} = e^{X\beta}.$$

De esta expresión es directo que $\ln\left(\frac{y}{1-y}\right) = X\beta$.

Luego, la razón OR es se expresa como $OR = \frac{e^{X_C\beta}}{e^{X_0\beta}}$

Si asumimos que todas las variables permanecen constantes, y que x denota solo la calidad ambiental entonces:

$$OR = \frac{\frac{y_c}{1-y_c}}{\frac{y_0}{1-y_0}} = e^{\Delta x \cdot \beta}$$ de donde se obtiene que $\frac{y_c}{1-y_c} = e^{\Delta x \cdot \beta} \frac{y_0}{1-y_0}$

Entonces es posible despejar y_c, o la probabilidad de padecer caso adverso en escenario c, para obtener:

$$y_c = \frac{y_0}{(1-y_0) \cdot e^{-\Delta x \beta} + y_0}$$

De aquí, finalmente se obtiene la variación en la tasa de incidencia (o probabilidad) como:

$$\Delta y = y_c - y_0 = \frac{y_0}{(1-y_0)e^{-\Delta x \beta} + y_0} - y_0$$

Anexo 3: Pooling

Generalmente existen varios estudios para una misma función de daño. Cada estudio entrega una estimación del coeficiente β, como también alguna métrica de la incertidumbre de la estimación. Al aumentar el tamaño muestral se reduce la incertidumbre por lo que al combinar conjuntos de datos, se esperan estimaciones más confiables de β, y por tanto de los cambios en las tasas de incidencia usando estos parámetros. La combinación de datos de distintos estudios comparables se conoce generalmente como meta-análisis.

Por varios motivos, que incluyen confidencialidad, resulta poco probable combinar los datos originales. Una alternativa es combinar los resultados de los estudios para mejorar las estimaciones de β. Esto se conoce como pooling. Esta metodología requiere que todos los estudios que contribuyen a la estimación de β usen la misma forma funcional.

La alternativa más simple considera simplemente el promedio simple de los distintos β's. Sin embargo, este enfoque no considera la incertidumbre asociada a cada estudio. A aquellas estimaciones con gran incertidumbre se les asigna el mismo peso que otras con menor incertidumbre.

Un método común para asignar pesos involucra la consideración de las varianzas de cada estimación. Esto porque la varianza incorpora tanto la consistencia de los datos y el tamaño muestral. Existen dos enfoques usuales para asignar pesos: Efectos Fijos y Efectos Aleatorios.

Efectos Fijos

El modelo de efectos fijos asume que existe una única relación concentración respuesta y por lo tanto un único valor de β que aplica a cualquier locación. Bajo este supuesto, diferencias en los valores de β reportadas en distintos informes son consecuencia del error

muestral. La certidumbre de una estimación se refleja en su varianza (mientras mayor la varianza, mayor la incertidumbre asociada al parámetro).

El uso de efectos fijos asigna pesos a cada estimación de acuerdo a la inversa de la varianza. Si existen n estudios, donde cada estudio i entrega una estimación βi con varianza v_i (I = 1,..., n). Sea S la suma de la inversa de las varianzas.

$$S = \sum \frac{1}{v_i}$$

Entonces el peso, wi, para la estimación i es:

$$w_i = \frac{1/v_i}{S}$$

La estimación producida por el pooling es: $\beta_{fe} = \sum w_i \beta_i$

La varianza asociada con esta estimación es: $v_{fe} = \frac{1}{\sum 1/v_i}$

Efectos Aleatorios

Una alternativa es el modelo de efectos aleatorios que permite la posibilidad que distintas estimaciones de βi de distintos estudios sean estimaciones de distintos parámetros. El procedimiento siguiente permite testear si es apropiado realizar efectos aleatorios o fijos.

El estadístico, Q_w, la suma ponderada de las diferencias de las estimaciones de cada estudio con la estimación de efecto fijo, se calcula como:

$$Q_w = \sum_i \frac{1}{v_i}(\beta_{fe} - \beta_i)^2$$

Bajo la hipótesis nula que existe un único valor β, del cual todos los βi ’s son estimaciones, Qw tiene una distribución chi-cuadrado con n-1 grados de libertad. Si Qw es mayor que el valor crítico asociado al nivel de confianza deseado, se rechaza la hipótesis nula.

En este caso, los pesos utilizados deben considerar no sólo las varianzas de cada estudio pero también la varianza entre estudios. UsandoQ_w, la varianza entre estudios, η^2, es:

$$\eta^2 = \frac{Q_w - (n-1)}{\sum 1/v_i - \frac{\sum 1/v_i^2}{\sum 1/v_i}}$$

Puede mostrarse que el denominador es siempre positivo. Luego, si el numerador es negativo (si Qw < n-1), entonces η2 es negativo y no es posible encontrar una estimación de efectos aleatorios. En lo que sigue, se asume que η2 es positivo.

Dado un valor de η2, la estimación de efectos aleatorios modifica la estimación de efectos fijos incorporando la varianza entre estudios.

$$v_i^* = v_i + \eta^2$$

$$S^* = \sum \frac{1}{v_i^*} \qquad w_i^* = \frac{1/v_i^*}{S^*}$$

La estimación producida por el pooling es: $\beta_{rand} = \sum w_i^* \beta_i$

La varianza asociada con esta estimación es: $v_{rand} = \frac{1}{\sum 1/v_i^*}$

Anexo 4: Ubicación de estaciones de monitoreo

Las siguientes figuras indican la ubicación de las estaciones de monitoreo del SINCA en cada ciudad considerada en este estudio.

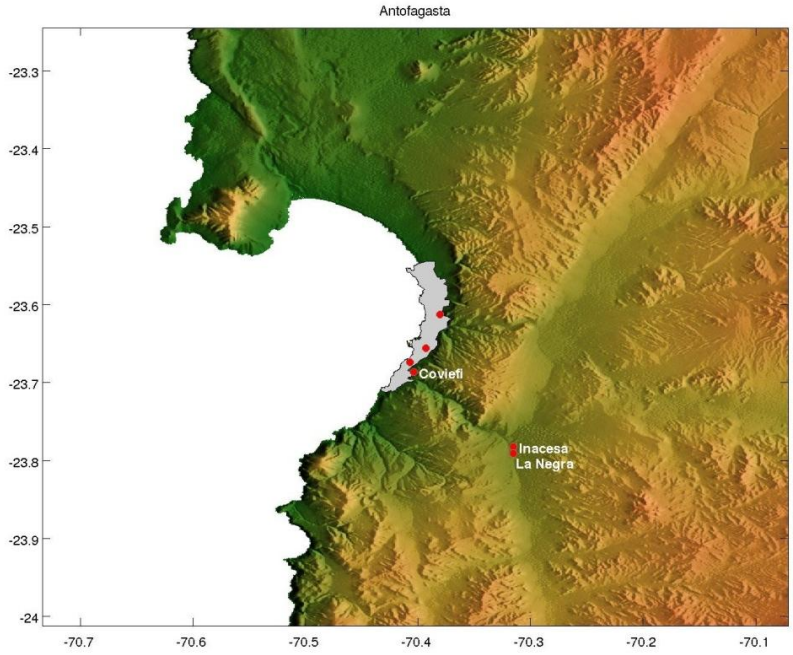

Figura A.1: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Antofagasta.

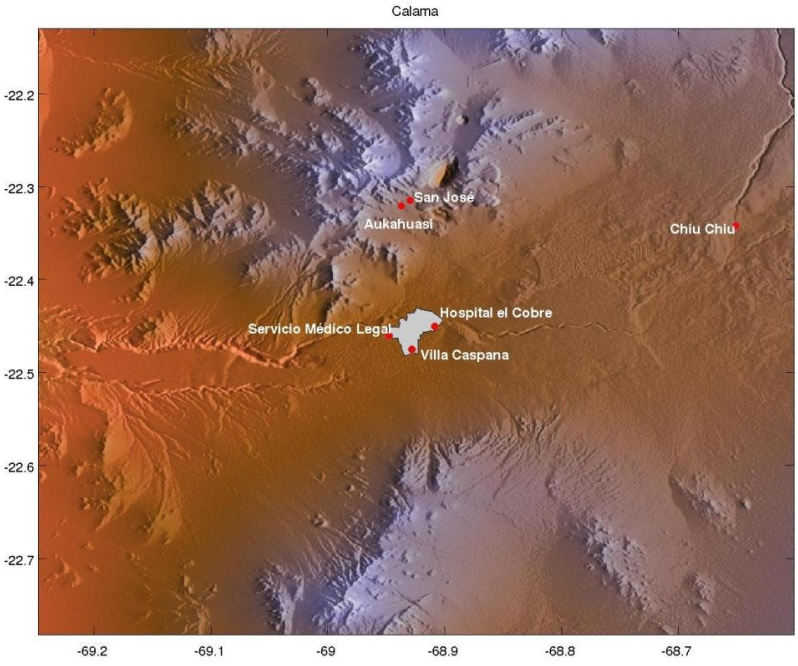

Figura A.2: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Calama.

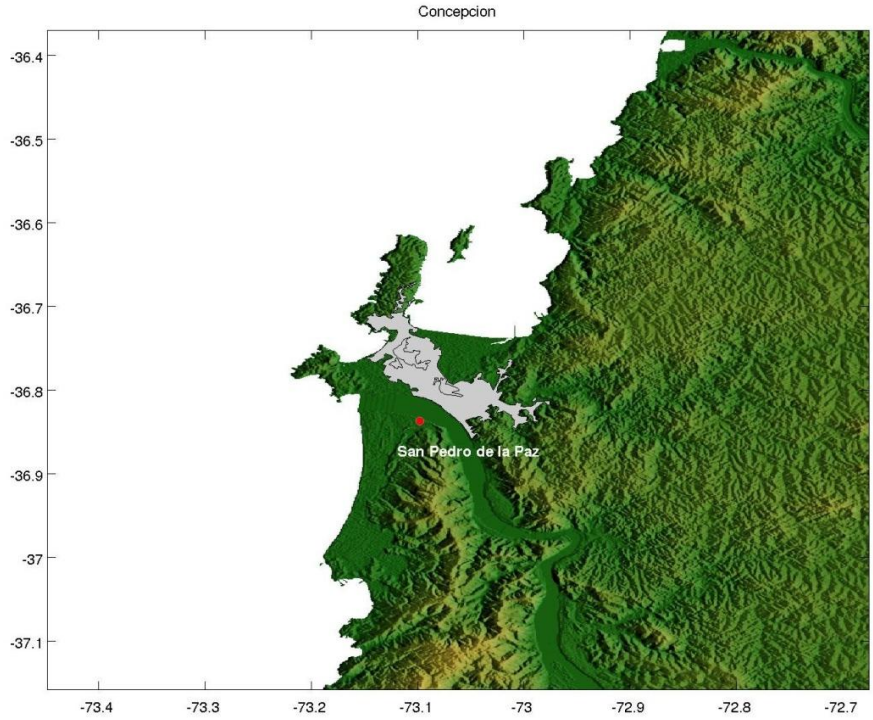

Figura A.3: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Concepción.

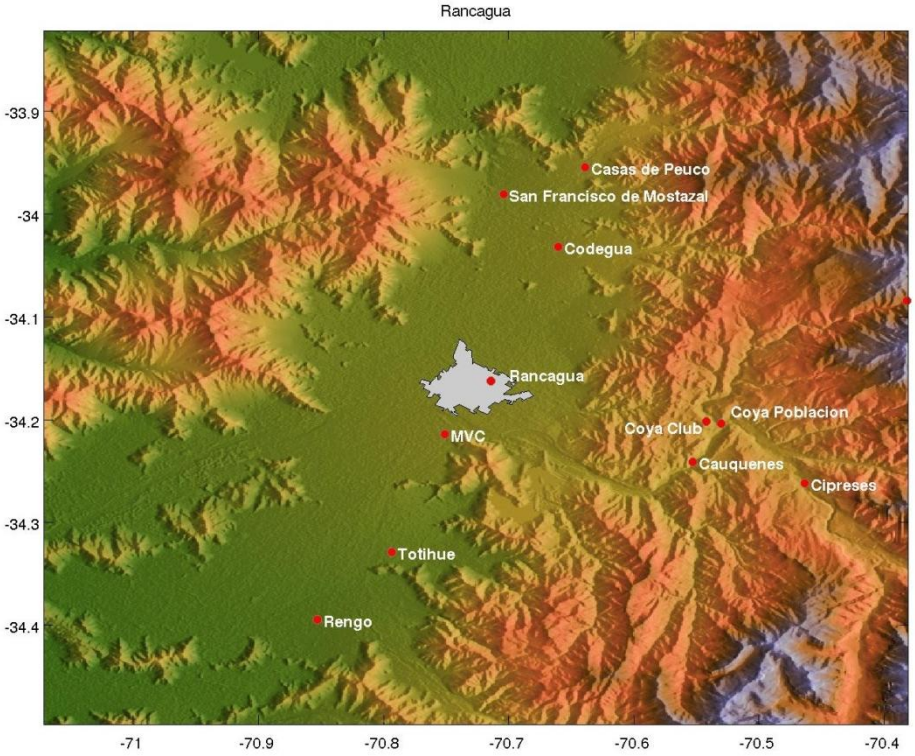

Figura A.4: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Rancagua

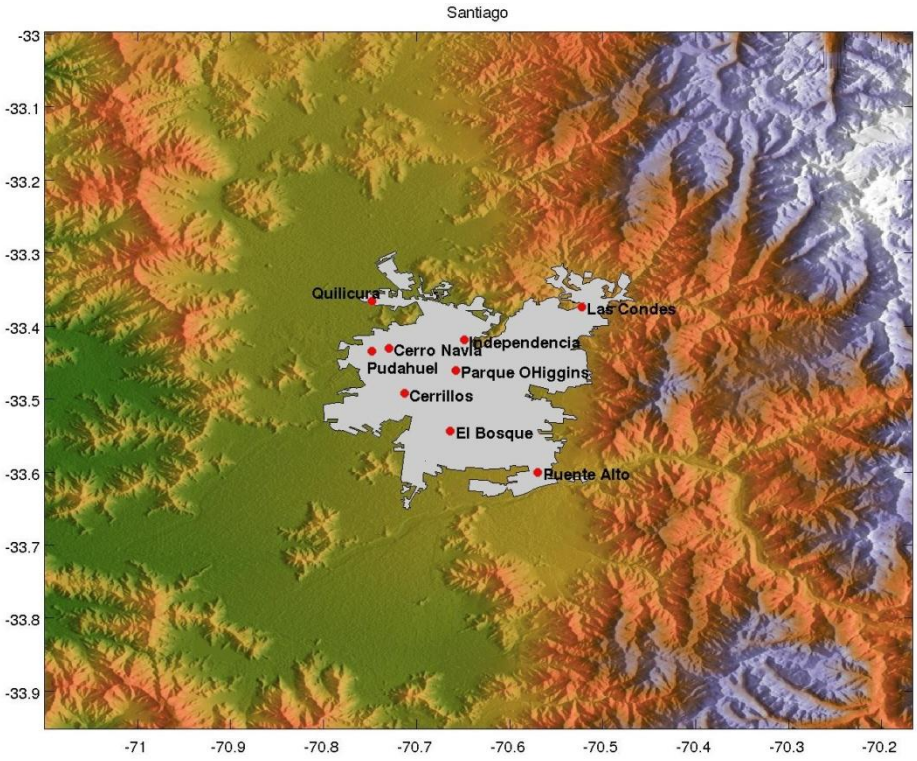

Figura A.5: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Santiago.

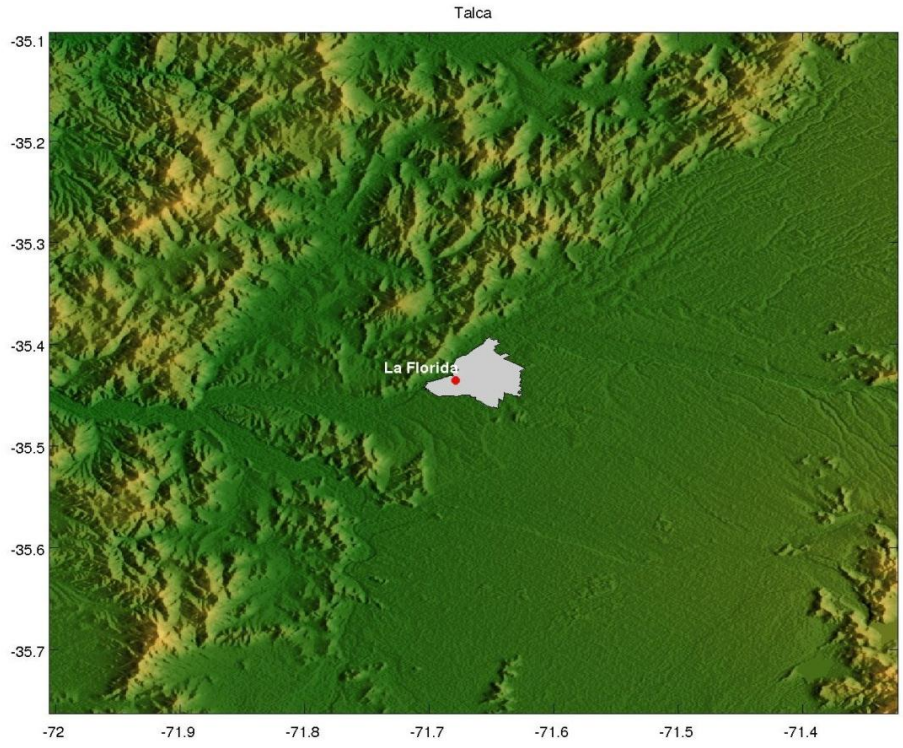

Figura A.6: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Talca.

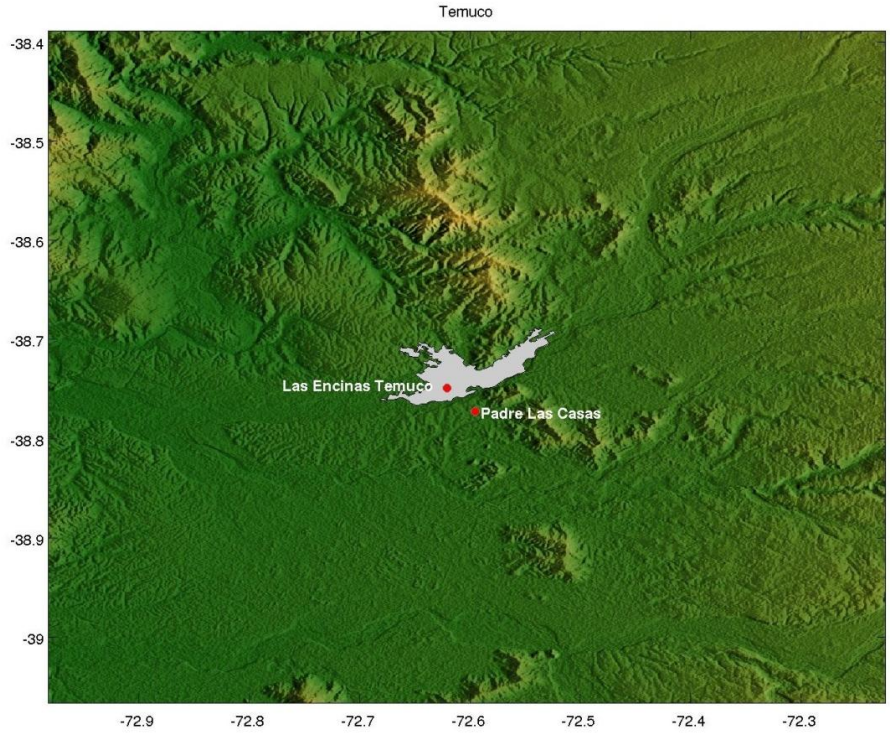

Figura A.7: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Temuco.

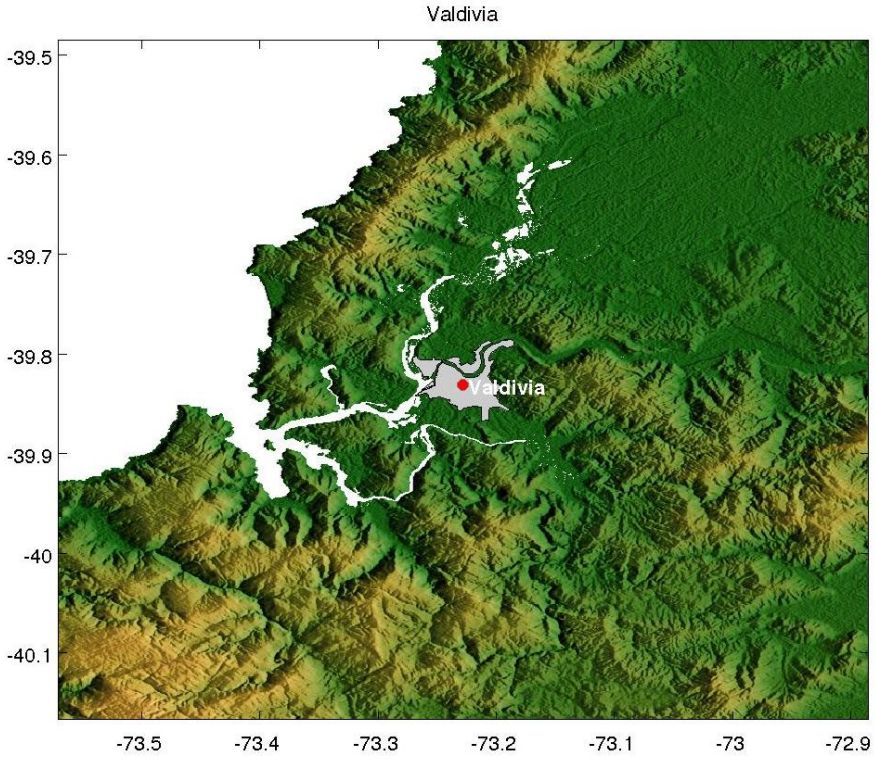

Figura A.8: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Valdivia.

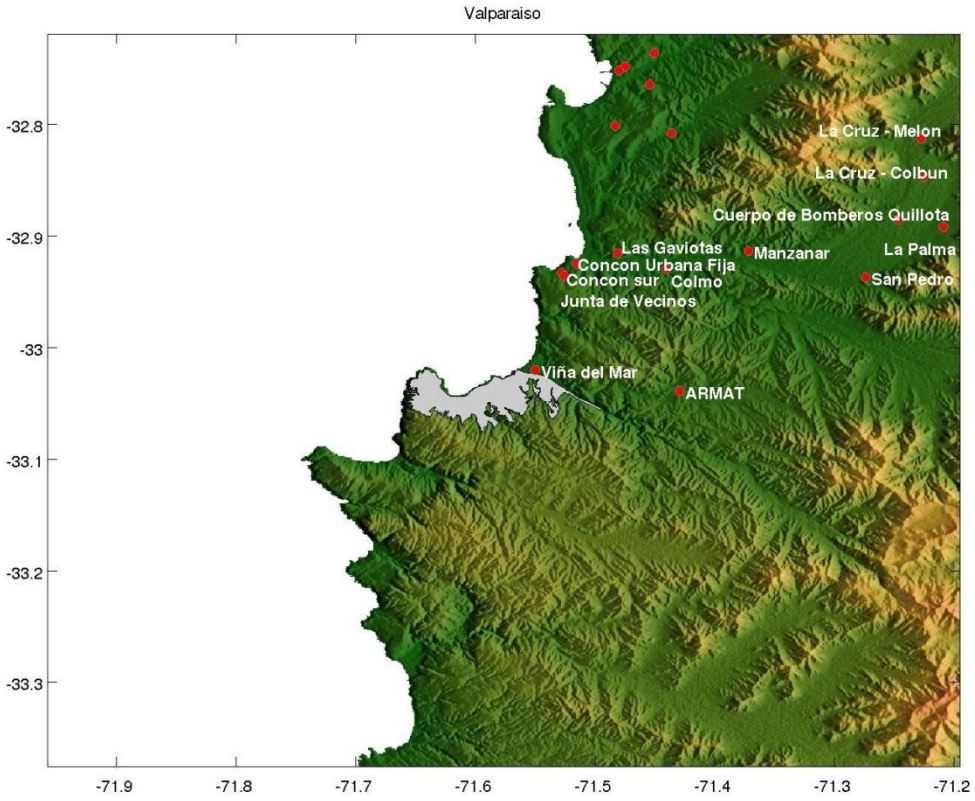

Figura A.9: Ubicación de las estaciones de monitoreo en la ciudad de Valparaíso.

Anexo 5, Desafíos en la Modelación del Material Particulado

Antes de presentar la propuesta técnica para este estudio y dado que no existen antecedentes de este tipo de estudios a nivel país, se permite entregar algunos antecedentes sobre los desafíos que presenta la modelación de material particulado (MP) en general. A parte de ser el primer estudio de su tipio a nivel nacional y por lo tanto ser pionero -lo que por su mismo ya representa un desafío, cabe destacar el desafío general de la modelación de material particulado, su estado del arte y sus alcances y limitaciones. Con fines de poner ese desafío en un contexto y apreciar su magnitud, se estima importante tener en mente las siguientes tres consideraciones:

1) ¿Qué es el MP y cuáles son los procesos asociados más relevantes?
2) ¿Cuál es el estado de arte en la modelación del MP?
3) ¿Cuál es la representatividad de las mediciones de MP?

En lo que sigue se explicará brevemente cada una de estas consideraciones.

¿Qué es el MP y cuáles son los procesos asociados más relevantes?

El MP, también conocido como aerosoles, se define por ser una partícula (sólida o líquida) en un gas (en el caso de la atmósfera, en el aire). En términos generales, se caracteriza el MP a través de a) su distribución por tamaño y b) su composición química. Mientras en la realidad su distribución por tamaño puede ser muy compleja, en la práctica se diferencia entre MP de diámetro menor de 2.5 µm en diámetro (**MP2.5**) y MP de diámetro menor de 10 µm (**MP10**). Al MP2.5 se refiere también a la fracción fina y a la diferencie de MP10 y MP2.5 a la fracción gruesa del MP; es decir que el MP10 representa la suma de la fracción fina y gruesa. Los procesos que determinan la distribución por tamaño son la nucleación (formación de aerosoles nuevos), condensación (que aumenta la masa/tamaño de un aerosol) y coagulación (dos partículas se juntan para formar uno solo). Estos procesos tienen características físico-químicas.

En términos químicos, se sabe que el MP se caracteriza por una gran complejidad y que gran parte tiene un origen antropogénico. En general, el MP contiene sulfato (SO_4^-), amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), sodio (Na^+), cloruro (Cl^-), metales trazas, material orgánico, minerales de la corteza terrestre y agua. De particular interés dentro de este estudio por su origen antropogénico y su magnitud se consideran - aparte del **material orgánico** - en la parte inorgánica **sulfato, amonio** y **nitrato** cuya sistema se describe brevemente en lo que sigue.

Mientras hay emisiones directas de sulfato (principalmente por los océanos), lo que se mide en general es sulfato secundario, formado por procesos oxidación del gas dióxido de azufre (SO_2) en la atmósfera. El SO_2 sí se emite directamente a la atmósfera por ejemplo por la combustión de motores diesel o de la industria minera. El amonio dentro del MP proviene de y está en equilibrio con el gas amoníaco que proviene principalmente de la actividad agrícola. Finalmente, el nitrato es un producto de la oxidación de NO_2 con los radicales OH, NO_3 y el ozono. Ya, en esta instancia, se puede hacer notar que las concentraciones ambientales de cada de una de estas sustancias depende, en primer lugar, de las emisiones de los respectivos gases precursores. Además, una vez que las sustancias se han formado, ellas buscan un equilibrio termodinámico dentro de un aerosol, el cual determina finalmente sus concentraciones medibles. Este equilibrio se establece a través de un sistema químico complejo de la fase gaseosa y la fase líquida y sólida, que es sumamente no-lineal en su comportamiento. Es decir, no se puede derivar concentraciones de una sustancia en particular a través en base del conocimiento de la magnitud de las emisiones de su respectivo gas precursor; para tomar toda la complejidad del sistema se requiere justamente un modelo.

El material orgánico a la vez consiste en carbono elemental (**EC**) y una enorme variedad de compuestos orgánicos. EC se emite directamente a la atmósfera –principalmente por combustión- mientras el carbono orgánico (**OC**) puede ser emitido directamente (OC primario) o se forma a través de la condensación de vapores de baja volatibilidad que son productos de la fotoxidación de hidrocarburos (OC secundario). Los hidrocarburos principales en este sentido son los alcanos, alquenos (incluyendo los bio-alquenos) y los aromáticos. Las reacciones de oxidación de esos hidrocarburos pasan a través de los

radicales OH y NO_3 y el ozono. Sin embargo, cabe señalar que la investigación de todos los procesos relevantes y su cuantificación es parte de la ciencia vigente y que ella está lejos de ser concluyente.

¿Cuál es el estado de arte en la modelación del MP?

En primer lugar, cabe señalar que la modelación del MP es un área más bien reciente y es uno de los que cuenta con menos años de desarrollo dentro de la modelación atmosférica (en comparación por ejemplo con la modelación meteorológica o la fotoquímica). Los módulos que representan el MP en los modelos atmosféricos tratan de tomar en cuenta toda la complejidad que representan los procesos físico-químicos (formación (nucleación), condensación y coagulación) y químicos (termodinámica de fases y equilibrio químico). Entre los procesos más desarrollados dentro de estos modelos se encuentran los procesos físico-químicos y la representación de la química inorgánica. Sin embargo y a pesar de un estado ya bien desarrollado, su aplicación todavía tiene mayores dificultados por dos razones: i) falta de información de inicialización y ii) dependencias de la calidad de información de los gases precursores. Con respecto a lo primero, cabe señalar que en un modelo tri-dimensional hay que inicializar en cada punto de la grilla todas las características (distribución por tamaño y composición química) del MP. Es evidente que no hay mediciones que podrían sustentar esta inicialización lo que resulta en un error desde el principio de un modelación. Con respecto a la segunda razón, cabe recordar que todos los compuestos inorgánicos (sulfato/amonio/nitrato) dependen de sus gases precursores (SO_2, NH_3, NO_2) y sus respectivas reacciones fotoquímicas. Es decir, la calidad de información que llega a los módulos que se encargan al cálculo del MP dentro de un modelo atmosférico depende a) de la información de los inventarios de emisiones y ii) de la calidad de la información generada en la parte fotoquímica. Por la experiencia de todos los proyectos conocidos que incluyen modelación fotoquímica a nivel nacional se sabe que los inventarios de emisiones todavía muestran deficiencias y, en consecuencia, también la fotoquímica se puede asociar con errores muy significativos. (De particular relevancia son los estudios y en particular por los proyectos “Implementación de un Modelo Fotoquímico para la Macrozona Central del País, 2007” y “Optimización del Modelo Fotoquímico de

alta resolución implementado en la fase 2007 y ampliación de su alcance a material particulado respirable y precusores, 2008", anteriormente mencionados. Los dos estudios incluyen las regiones Valparaíso, Bernardo O´Higgins y Metropolitana y muestran esas deficiencias en todas las regiones.) Dado que el MP depende tanto de los inventarios de emisiones como de las reacciones fotoquímicas, significa que los errores asociados a ellos se propagan y acumulan finalmente en los resultados del MP.

Aparte de los procesos físico-químicos y la química inorgánica también representa un papel importante la química orgánica responsable para la formación de los aerosoles orgánicos secundarios. Este sí es un área muy incipiente a nivel científico y, a pesar que se conocen los procesos relevantes más importantes, la ciencia está lejos para permitir de considerar los respectivos módulos en los modelos atmosféricos como *bien* desarrollados. Además y aparte de lo poco que se sabe de la parte orgánica del MP, se aplica lo mismo que se mencionó en el caso de la química inorgánica con respecto a los inventarios de emisiones y la dependencia fotoquímica. Es decir, en ambos casos (química orgánica e inorgánica) los resultados dependen de la calidad de la información de los inventarios y de los resultados de las reacciones fotoquímicas; en el caso de química orgánica además se tienen que sumar los pocos avances que se han logrado en el conocimiento y la cuantificación de los procesos.

En resumen, dentro de los módulos que representan el MP en los modelos atmosféricos hay partes más y otros menos avanzados, lo que ya se tiene que tomar en cuenta en cualquier análisis de sus resultados. Además de las incertidumbres dentro de esos módulos se suman las incertidumbres de la información de los inventarios de emisiones como de la modelación fotoquímica de las que depende el cálculo del MP.

¿Cuál es la representatividad de las mediciones de MP?

Cualquier aplicación de un modelo atmosférico requiere una evaluación de su desempeño a través de una comparación de datos del modelo con observaciones en situ. Dado que un modelo siempre discretiza el espacio, la información entregada por él, aunque sea en un punto, siempre representará un cierto área. A modo de ejemplo, la información de un punto

de un modelo de una resolución horizontal de 5 km siempre es representativa de un área de 5x5 km; es decir el modelo nunca podrá entregar información a nivel de sub-grilla (en este caso a menos de 5x5 km). En este sentido y considerando la comparación de valores del modelo y de mediciones, es muy importante saber qué tan representativa es la información de las mediciones. A modo de ejemplo y para tomar un caso conocido a nivel nacional, dentro de la red MACAM2 las mediciones de temperatura en muchas estaciones –a pesar de su distancia- son muy similares. Por otro lado, con respecto a las concentraciones de MP10 se han podido observar diferencias en concentraciones a nivel horario en más de 40% a distancias de aproximadamente 2 km. Es decir, en el caso de temperatura, lo más probable es que una estación de monitoreo sea representativa para un área grande (su tamaño exacto depende de su alrededor), mientras en el caso de MP10 esta representatividad por lo menos en áreas contaminadas no se da. Eso último se debe a que dentro de las concentraciones de MP se encuentra mucho MP primario, lo que en general exhibe gradientes espaciales muy fuertes en sus concentraciones. En el uso de los datos observados para evaluar un modelo, eso resulta que los errores que indican tales evaluaciones para variables como la temperatura tienen su origen con mayor probabilidad en los modelos, mientras en el caso de MP10 pueden tener su origen tanto en los modelos como en la representatividad de la estación de monitoreo.

En resumen, se estima importante tener en mente que el desafío de la modelación de MP es lejos mayor que la de la meteorología y la de la fotoquímica. Sea por falta de conocimiento o propagación de errores por parte de la meteorología y fotoquímica que se acumulan en los cálculos de MP, los errores siempre van a ser mayores en el MP que en otras variables atmosféricas. Sumando a este problema el problema de la representatividad de las mediciones enfatiza la magnitud que presenta el desafío de la modelación del MP en general y el de este estudio en particular. Por esta razón, se esperan a priori incertidumbres muy grandes en esta parte de la modelación. Se pondrá un particular énfasis en la estimación de las incertidumbres y, además, se espera también que ellas se puedan disminuir a durante el transcurso del estudio.