

ANTECEDENTES PARA LA ELABORACIÓN DEL ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL (AGIES) PARA NORMA PRIMARIA DE CALIDAD DEL AIRE DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)

Licitación ID: 608897-89-LP20

Informe Final

12 de agosto de 2021



www.cmmolina.cl

cmmolina@cmmolina.cl

[\(+56\) 2 247 9650](tel:+5622479650)

Antonio Bellet 292 int. 602
Providencia, Santiago

INDICE

PRESENTACIÓN	5
1 RESUMEN EJECUTIVO	6
2 INTRODUCCIÓN	20
2.1 ANTECEDENTES	20
3 ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO ESPECÍFICO DE EFECTOS DE COVS EN LA SALUD	24
3.1 BENCENO: RUTAS DE EXPOSICIÓN	26
3.2 METABOLISMO Y ELIMINACIÓN	27
3.3 MECANISMOS DE DAÑO ASOCIADOS A LA EXPOSICIÓN A BENCENO	29
3.4 LEUCEMIA	33
3.5 EFECTOS NO CARCINOGENÉTICOS DE LA EXPOSICIÓN A BTEX	35
3.6 MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE EFECTOS NO CARCINOGENÉTICOS DE LA EXPOSICIÓN A BENCENO	45
4 REVISIÓN EXHAUSTIVA DE PAÍSES QUE CUENTEN CON ALGÚN TIPO DE REGULACIÓN DE COVS (O ALGÚN COV ESPECÍFICO), SEA POR NORMA DE EMISIÓN, POR NORMA DE CALIDAD O AMBAS	47
4.1 ESCENARIOS NORMATIVOS EVALUADOS	49
5 INVENTARIO DE EMISIONES PARA COVS Y BENCENO	51
5.1 CONSIDERACIONES METODOLÓGICAS	51
5.2 RESUMEN INVENTARIO DE EMISIONES	53
6 PROYECCIONES INVENTARIO DE EMISIONES	56
6.1 FUENTES FIJAS	60
6.2 QUEMA DE LEÑA	69
6.3 EMISIONES DOMICILIARIAS	72
6.4 PROYECCIÓN EMISIONES DE BENCENO POR APLICACIÓN DE PINTURAS DOMICILIARIAS	75
6.5 PROYECCIÓN DE EMISIONES POR DISTRIBUCIÓN DE COMBUSTIBLES	75
6.6 PROYECCIÓN DE FUGAS DE GLP (RESIDENCIAL Y COMERCIAL) Y CONSUMO DE GLP	78
6.7 PROYECCIÓN FUENTES MÓVILES	79
7 ANTECEDENTES NACIONALES DE CALIDAD DEL AIRE	82
7.1 CAMPAÑAS BTEX ESPORÁDICAS NACIONES	83
7.2 BASE DE DATOS HISTÓRICA DE BENCENO RED ENAP, COMUNA DE TALCAHUANO/HUALPÉN	100
8 LÍNEA BASE DE EXPOSICIÓN GEORREFENCIADA A BENCENO	106
8.1 LÍNEA BASE DE EXPOSICIÓN EN BASE A MEDICIONES DE CALIDAD DEL AIRE	106
8.1.1 Disponibilidad de datos	106
8.1.2 Concentración de Línea Base y escenario de norma comuna de Talcahuano y Hualpén (Red ENAP)	107
8.2 EXTRAPOLACIÓN DE LA LÍNEA BASE DE EXPOSICIÓN EN BASE A FACTORES DE EMISIÓN CONCENTRACIÓN	111
8.2.1 Aproximación año 2018	112
8.2.2 Aproximación año 2020	116
8.2.3 Estimación Línea Base de exposición a nivel nacional	122

8.3	CONCLUSIONES ANÁLISIS DE CALIDAD DEL AIRE	124
9	METODOLOGÍA DE BENEFICIOS Y COSTOS ASOCIADOS A EVALUACIÓN DE ESCENARIOS	127
9.1	BENEFICIOS.....	127
9.1.1	<i>Consideraciones para el análisis de efectos en la salud de los BTEX.....</i>	127
9.1.2	<i>Fuentes de información utilizada.....</i>	127
9.1.3	<i>Metodología de evaluación de Beneficios en Salud.....</i>	130
9.1.4	<i>Valores unitarios de Beneficios y Coeficientes de Riesgo unitario</i>	137
9.2	COSTOS.....	145
9.2.1	<i>Costos de abatimiento para emisiones por quema de leña.....</i>	147
9.2.2	<i>Costos de abatimiento para emisiones evaporativas de distribución de combustibles.....</i>	151
9.2.3	<i>Costos de abatimiento para emisiones por quemas agrícolas.....</i>	154
9.2.4	<i>Costos de abatimiento para emisiones de fuentes móviles.....</i>	155
10	RESULTADOS DE BENEFICIOS Y COSTOS ASOCIADOS A EVALUACIÓN DE ESCENARIOS	159
10.1	BENEFICIOS.....	159
10.1.1	<i>Identificación y cuantificación de casos de leucemia línea base</i>	159
10.1.2	<i>Evaluación de Escenarios de Reducción en la concentración de Benceno.....</i>	186
10.1.3	<i>Valorización de Beneficios.....</i>	189
10.2	COSTOS.....	191
10.2.1	<i>Escenarios de abatimiento</i>	191
10.3	RESUMEN INDICADORES DE BENEFICIOS Y COSTOS.....	200
11	CONCLUSIONES	202
12	REFERENCIAS.....	204
	SIGLAS Y ABREVIACIONES	215
	ANEXO I: MAPAS DE UBICACIÓN DE PUNTOS DE MONITOREO CAMPAÑAS DE MONITOREO.	217
	ANEXO II: INVENTARIO DE EMISIONES COV'S Y BENCENO	224
	FUENTES DE INFORMACIÓN PARA LA ELABORACIÓN DE INVENTARIOS DE EMISIONES.	224
	<i>Fuentes Fijas.....</i>	224
	<i>Fuentes de área.....</i>	228
	<i>Fuentes móviles.....</i>	232
	INVENTARIO DE EMISIONES DE COVs 2018.....	233
	<i>Fuentes Fijas.....</i>	233
	<i>Quema de leña.....</i>	240
	<i>Fuentes residenciales.....</i>	250
	<i>Emisiones evaporativas por distribución de combustibles.....</i>	254
	<i>Fugas de Gas Licuado de Petróleo (GLP)</i>	256
	<i>Consumo de Gas Licuado para calefacción</i>	258
	<i>Quemas agrícolas y forestales.....</i>	259
	<i>Asfaltado de caminos.....</i>	264
	<i>Aeropuertos (emisiones por operaciones aéreas).....</i>	266
	<i>Fuentes móviles.....</i>	270
	ANEXO III: EFECTOS NO CANCERÍGENOS BENCENO.....	277

ANEXO IV: CONCENTRACIONES Y RIESGOS	277
ANEXO V: LEUCEMIA MINSAL	277
ANEXO VI: MORTALIDAD Y DALYS	277
ANEXO VII: ESCENARIOS DE REDUCCIÓN	277
ANEXO VIII: CORREO ELECTRÓNICO	277
ANEXO IX: METODOLOGÍAS CÁLCULO COSTO-EFECTIVIDAD	278
ANEXO X: ESCENARIOS DE REDUCCIÓN HASTA LOS 65 AÑOS.	299
ANEXO XI: REDUCCIÓN NECESARIA PARA CUMPLIR CON ESCENARIOS	299
ANEXO XII: CÁLCULO ABATIMIENTO QUEMAS AGRÍCOLAS	299
ANEXO XIII: CÁLCULO ABATIMIENTO FUENTES EVAPORATIVAS DE COMBUSTIBLES	299
ANEXO XIV: CÁLCULO ABATIMIENTO QUEMA DE LEÑA	299
ANEXO XV: CÁLCULO ABATIMIENTO VEHÍCULOS ELÉCTRICOS	299
ANEXO XVI: VALORES FONASA PARA LAS DISTINTAS PRESTACIONES ASOCIADAS A LEUCEMIA.....	300
ANEXO XVII: CÁLCULO DE FEC.....	303

PRESENTACIÓN

El Ministerio de Medio Ambiente (MMA) busca levantar antecedentes para establecer una norma primaria de calidad ambiental para los Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs)¹, respondiendo a lo establecido en el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica para las Comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví (PPDA CQP). Los COVs son contaminantes importantes para la gestión de la calidad del aire ya que la exposición a dichos compuestos produce efectos en la salud bien documentados. Además, facilitan procesos fisicoquímicos asociados a la formación de material particulado secundario y de ozono troposférico, por lo que indirectamente contribuirían a sobrepasar las normas de calidad de MP_{2,5} y ozono.

Respondiendo a esta necesidad, el MMA licitó el estudio “ANTECEDENTES PARA LA ELABORACIÓN DEL ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL (AGIES) PARA NORMA PRIMARIA DE CALIDAD DEL AIRE DE COMPUESTOS ORGÁNICOS VOLÁTILES (COVs)”, adjudicado a Centro Mario Molina Chile (CMMCh) bajo la licitación ID 608897-89-LP20. Este documento corresponde al Tercer y último Informe del proyecto, que contiene el detalle de la ejecución de todas las actividades indicadas en el numeral 3 de las Bases Técnicas, correspondientes a los objetivos específicos a), b), c) y d). Se incluye también la información levantada en los informes 1 y 2 (ambos de avance).

¹ Una definición de COVs se encuentra en <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/what-definition-voc>.

1 Resumen Ejecutivo

Los compuestos orgánicos volátiles (COVs) se caracterizan por su alta presión de vapor y bajo punto de ebullición. Los COVs más estudiados son el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno agrupados bajo el nombre de BTEX. De ellos, el benceno es el único para el cual se han establecido normas de calidad de aire. Considerando la experiencia internacional para normar COVs, la estrecha correlación entre el benceno y los compuestos pertenecientes al grupo BTEX y teniendo en cuenta el carácter carcinogénico de este compuesto, el análisis de este informe se enfoca en el estudio y la cuantificación de escenarios de reducción de benceno para estimar costos y beneficios de la aplicación de una norma de calidad.

El benceno es un líquido incoloro a temperatura ambiente, medianamente soluble en agua y posee una alta presión de vapor. Sus tiempos de residencia en la atmósfera varían desde horas hasta algunos días. Las principales fuentes emisoras se asocian a la cadena de producción y consumo de combustibles fósiles y la combustión de biomasa. El inventario de emisiones para el año 2018 entrega los siguientes resultados para COVs y Benceno.

i) Inventario de emisiones de COV y Benceno

Tabla 1.1: Inventario de emisiones de COV por tipo de fuente emisora, año base 2018.

Categoría	Fuente emisora	COV (Ton/año)	Porcentaje (%)
Fuentes fijas	INDUSTRIALES	4.814,5	0,5%
Fuentes Areales	QUEMA DE LEÑA	551.179,9	65,0%
	ARTES GRAFICAS	7.500,6	0,9%
	PRODUCTOS AEROSOL	862,6	0,1%
	PRODUCTOS DOMÉSTICOS	6.750,5	0,8%
	PRODUCTOS CUIDADO PERS.	19.689,0	2,3%
	PESTICIDAS DOMESTICOS	15.188,6	1,8%
	PROD. CUID. AUTOMOVIL	11.438,4	1,3%
	ADHESIVOS SELLADORES	4.875,4	0,6%
	PINTURAS	25.501,9	3,0%
	LLENADO DE ESTANQUES	9.361,9	1,1%
	LLENADO DE VEHICULOS	1.386,4	0,2%
	RESPIRACION DE ESTANQUES	1.714,3	0,2%
	FUGAS RES. GLP	29.589,5	3,5%
	FUGAS COM. GLP	6.612,0	0,8%
	CONSUMO GLP	38.425,9	4,5%
	QUEMAS AGRICOLAS	4.303,1	0,5%
	QUEMAS FORESTALES	578,3	0,1%
	ASFALTADO DE CAMINOS	34.395,2	4,1%
	AEROPUERTOS	513,5	0,1%
FUENTES MOVILES LIV. GASOLINA	42.896,5	5,1%	

Categoría	Fuente emisora	COV (Ton/año)	Porcentaje (%)
Fuentes Móviles	LIV. DIESEL	4.368,3	0,5%
	PESADOS	26.132,5	3,1%
	Total	847.872,3	100%

Fuente: Elaboración propia

Tabla 1.2: Inventario de emisiones de Benceno por tipo de fuente emisora.

Categoría	Fuente emisora	Benceno (Ton/año)	Porcentaje
Fuentes fijas	Industriales	300,0	2,7
Fuentes areales	Quema de leña	5.666,6	50,4
	Pinturas	160,7	1,4
	Llenado de estanques	22,2	0,2
	Llenado de vehículos	34,6	0,3
	Respiración de estanques	5,1	0,1
	Quemas agrícolas	904,7	8,1
	Quemas forestales	39,2	0,4
Fuentes móviles	Livianos gasolina	3.628,8	32,3
	Livianos diésel	177,4	1,6
	Pesados diésel	300,6	2,7
Total		11.240,0	100,0

Fuente: elaboración propia

Se aprecia que la mayor contribución a las emisiones, tanto de COVs como de benceno, proviene de la quema de leña seguida del aporte de las fuentes móviles. Las fuentes industriales tienen una participación menor, siendo marginal para COVs y algo más importantes en benceno. Las quemas agrícolas tienen un aporte importante en benceno en las regiones centrales y del sur.

ii) Calidad del aire por COVs

No existen en Chile monitoreos regulares de calidad de aire por COVs, ni tampoco de Benceno que se realicen en forma periódica. La única localidad con una serie de tiempo de varios años y cobertura anual de emisiones corresponde al monitoreo que realiza ENAP en las localidades de Talcahuano y Hualpén, para el caso de benceno. En el resto del país y para el mismo contaminante, ha habido campañas por períodos de tiempo acotados y en forma discontinua. Esta situación dificulta la posibilidad de evaluar la calidad del aire por este contaminante. Un resumen de la calidad del aire se entrega en la figura a continuación (detalles en informe 2):

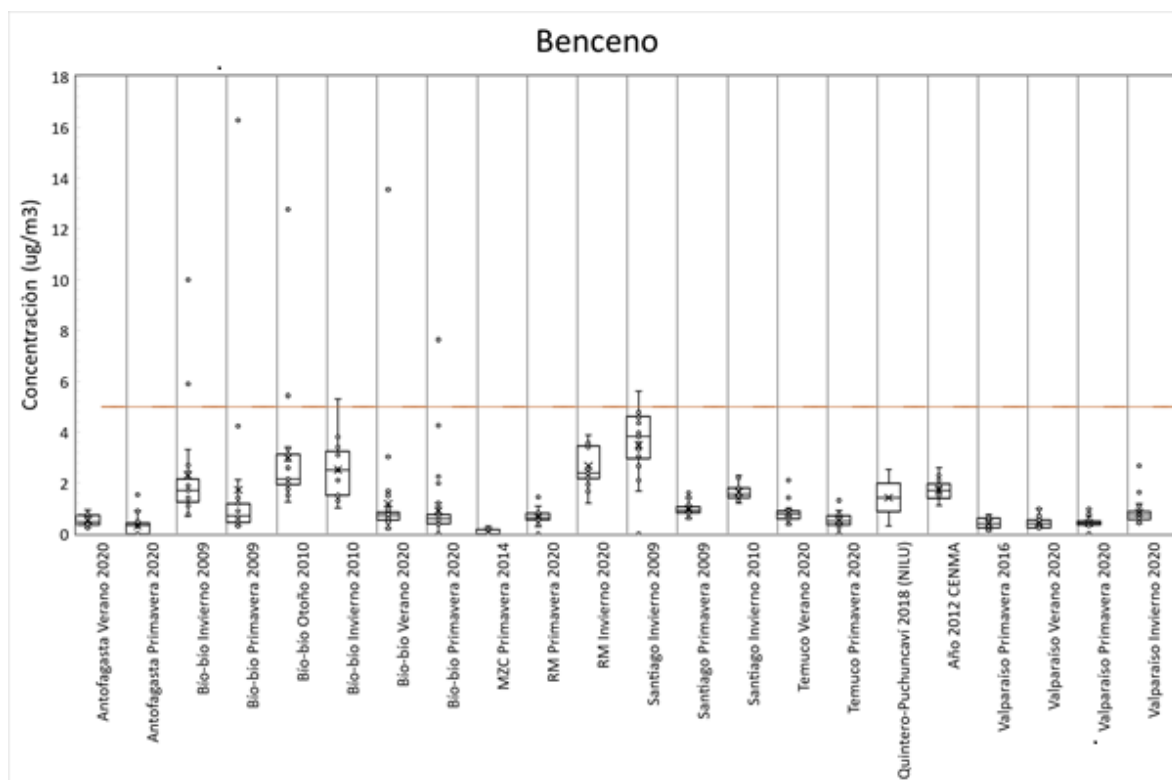


Figura 1.1: Concentración de Benceno en distintas campañas de monitoreo recopiladas. Los valores de concentración de benceno indicados acá corresponden a períodos representativos de 4 a 31 días (según el tiempo que estuvieron expuestos los muestreadores), con excepción de “Año 2012 CENMA”, en cuyo caso los valores corresponden a promedio anual. La línea del medio del cuadro representa la mediana y la x en el cuadro representa la media. La caja de color azul se encuentran los datos ubicados en el segundo y tercer cuartil de los datos. El rango intercuartil (IQR) se define como la distancia entre el primer cuartil y el tercer cuartil. Puntos alejados de los “bigotes” de cada caja son valores atípicos. Un punto de datos se considera un valor atípico si excede una distancia de 1,5 veces el IQR por debajo del primer cuartil o 1,5 veces el IQR por encima del tercer cuartil.

Se aprecia que los valores están consistentemente bajo la referencia europea de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, excepto 7 puntos en la región del Bío-Bío (6 de ellos antes de 2010). Sin embargo, la falta de representatividad de los datos no permite hacer análisis más concluyentes. Una recomendación importante de este estudio es la necesidad de establecer campañas de monitoreo regulares en algunas ciudades importantes del país con representatividad anual.

iii) Efectos en salud

El benceno ingresa al cuerpo principalmente por vía aérea (99% de exposición). Es un reconocido cancerígeno que actúa en el cuerpo humano a través de sus metabolitos e interfiere en el proceso de formación de sangre. Su vinculación con la leucemia está epidemiológicamente probada a través de su efecto en la disminución de producción de glóbulos blancos. Los efectos principales se dan por exposición crónica ya que se requieren concentraciones elevadísimas para producir efectos agudos. Por ejemplo, la LC_{50} (concentración capaz de matar al 50% de los individuos expuestos) es

extremadamente alta (15.000 y 44.000 mg/m³ para ratones y ratas respectivamente) causando depresión del sistema nervioso central y pérdida de la conciencia.

El riesgo de desarrollar leucemia por exposición crónica a benceno ha sido evaluado en estudios epidemiológicos y tanto la Organización Mundial de la Salud como las agencias ambientales de Estados Unidos y de la Unión Europea han propuesto valores para este riesgo, expresado en N° de casos durante el curso de la vida por cada 1 µg/m³, que se resumen a continuación:

Tabla 1.3: Coeficientes de riesgos asociados a desarrollo de Leucemia en base a distintas organizaciones internacionales.

EPA		WHO	UE	
Rango			Rango	
2.23E-06	7.84E-06	5.88E-06	5.00E-08	5.00E-06

Fuente: elaboración propia a partir de OMS, EPA y UE.

La OMS y EPA estiman este riesgo en casos por millón de habitantes, mientras que la UE amplía el rango hasta por 100 millones de habitantes. Se aprecia que el riesgo es relativamente bajo.

iv) Otras regulaciones existentes asociadas al control de emisiones de COVs

Quema de leña

Como se indicó, la quema de leña constituye la fuente emisora principal de COVs y de benceno. En el marco de los planes de descontaminación en ciudades del sur de Chile se han establecido medidas para controlar las emisiones de material particulado provenientes de la quema de leña. Si bien estas medidas no están orientadas al control de COVs y de benceno en particular, al tratarse de una misma fuente, impactarán directamente en las emisiones de estos contaminantes. Las medidas implementadas para el control de emisiones provenientes de quema de leña son:

- Control de la humedad de la leña limitando a un máximo de 25%
- Prohibición del uso de calefactores ineficientes.
- Recambio de calefactores ineficientes por eficientes o por equipos que no combustionan leña.
- Aislación térmica de viviendas.

En promedio, la reducción de un 1% en la humedad de la leña reduce las emisiones en 14,5% (en equipos eficientes e ineficientes). El efecto de la prohibición implica la eliminación de emisiones en la zona donde se aplica. En general, esta medida se ha implementado en zonas restringidas (máximo a nivel de comunas). El recambio de calefactores implica una reducción de emisiones del orden de 75% para el caso de calefactor eficiente vs. ineficiente y eliminación de emisiones para la sustitución de combustibles. La aislación térmica tiene efectos diferentes según zona térmica, con rangos entre el 40% y 60% de reducción (excepto en el norte del país donde el rango es menor).

Transporte eléctrico

La sustitución de vehículos con motor de combustión interna (ICE) por eléctricos implica la eliminación de emisiones por tubo de escape, incluyendo COVs y benceno. El gobierno ha presentado una política de movilidad eléctrica que incluye entre sus metas, la totalidad del transporte público eléctrico al 2040 y un 40% del parque vehicular eléctrico al 2050. Como la emisión está asociada al consumo de combustible, ella dependerá del uso de cada vehículo. Utilizando valores promedio calculados en el inventario de emisiones se tiene que la sustitución de vehículos implicará las siguientes reducciones unitarias:

Tabla 1.4: Reducciones unitarias asociadas a la sustitución de vehículos.

Tipo de Vehículo	Emisiones de COVs unitaria (kg/vehículo/año)	Emisiones de benceno (kg/vehículo/año)
Livianos gasolina	10,8	0,91
Livianos diesel	4,2	0,17
Buses y camiones	71,5	0,82

Fuente: elaboración propia.

La efectividad de reducción dependerá de la velocidad a la cual se realice la introducción de vehículos sin emisiones. La estrategia no establece metas parciales de introducción por lo cual no es posible estimar la tasa de eliminación de emisiones. Si suponemos un reemplazo gradual de buses eléctricos por sus homólogos diésel, para el total de cerca de 100.000 buses que circulan actualmente, en un período de 18 años hasta 2040, se tendría un recambio de 5.555 buses por año, lo que implicaría un retiro de 4,56 toneladas de benceno por año.

v) Niveles de concentración

Para estimar las concentraciones se utilizaron los factores de emisión-concentración (FECs), que calculan una concentración a partir de un nivel de emisión con una aproximación lineal, según la ecuación siguiente:

$$FEC_i = \frac{Emisión_i}{Concentración_i}$$

En virtud de la poca cantidad de datos de calidad de aire, se utilizaron dos aproximaciones. En primer lugar, se obtuvo un factor de emisión-concentración de Talcahuano del año 2018, dado que este lugar cuenta con datos de calidad del aire para todo el año. Dicho factor se utilizó para calcular concentraciones en todo el país. La ventaja de este enfoque consiste en el uso de un valor de calidad empírico. Su desventaja, en que asume las condiciones de Talcahuano como válidas para toda la geografía y perfiles de emisiones del territorio, lo cual es un supuesto extremadamente fuerte. El segundo enfoque consistió en calcular FECs para el año 2020, utilizando campañas de mediciones

existentes en varias localidades del país para ese año y realizando una proyección del inventario de benceno para el mismo período. La ventaja de este enfoque consiste en diferenciar por macrozonas o regiones los factores, obteniendo valores con menor variabilidad. La desventaja radica en que las campañas fueron limitadas en el tiempo por lo cual, la extrapolación de los valores de calidad de aire promedio anual puede tener rangos de error relativamente grandes comparados con el valor real. Este último valor es desconocido (por la falta de mediciones durante todo el año). Esto se resume en la tabla a continuación.

Tabla 1.5: Ventajas y desventajas de las aproximaciones realizadas para los años 2018 y 2020.

	Aproximación para el año 2018	Aproximación para el año 2020
Ventaja	Utiliza el promedio anual de benceno en Talcahuano donde existen mediciones que abarcan el ciclo anual completamente.	Utiliza distintos FECs para zonas geográficas determinadas que fueron calculados basándose en campañas discretas hechas en las regiones de Antofagasta, Valparaíso, Biobío, Araucanía y Metropolitana.
Desventaja	Utiliza el FEC calculado en Talcahuano para todas las comunas sin considerar diferencias geográficas y/o climáticas.	Debido a la incompletitud de las mediciones fue necesario imputar datos para obtener promedios anuales en los distintos sitios de monitoreo. Los FECs calculados en las distintas comunas varían substancialmente.

Fuente: elaboración propia.

Con estos dos enfoques, se obtuvieron 40 comunas que presentaban al menos una superación (saturación o latencia) para al menos una condición de norma seleccionada (Unión Europea, Nueva Zelanda o Japón). Los detalles de estos resultados y sus implicancias se encuentran en la sección inmediatamente siguiente.

vi) Escenarios normativos propuestos evaluados

Para efectos de la regulación de norma de Calidad de COVs, la tendencia internacional es enfocar el monitoreo en aquellos COV's que se encuentran en mayor abundancia en la atmósfera (benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos, BTEX). De los cuatro BTEX, sólo el benceno ha sido objeto de normas de calidad del aire a nivel internacional debido a su potencial carcinogénico. Si bien existen otros contaminantes COV's cuyas concentraciones pueden disminuir, al normar el benceno también se controlan las otras especies BTEX, ya que presentan un comportamiento similar de fuentes emisoras. Dentro de los BTEX, el benceno es la única especie que posee una cuantificación de riesgo asociada. Debido a la abundante evidencia científica proveniente de exposiciones ocupacionales, sus efectos carcinogénicos (y más específicamente como leucemogénicos) han sido reportados en múltiples estudios. Los BTEX han sido correlacionados con variados efectos en la salud humana. Sin embargo, la consistencia, volumen y disponibilidad de la evidencia es insuficiente. Así, los tres escenarios escogidos muestran un amplio rango de concentraciones límite para normas de calidad del aire de benceno, basándose en regulaciones internacionales.

- 1) E1: Norma Europea
- 2) E2: Nueva Zelanda
- 3) E3: Norma Japonesa

Tabla 1.6: Norma de calidad del aire utilizadas para evaluar escenarios.

País	Límite	Período	Detalle
Unión Europea	5 µg/m ³	Anual	Directiva 2008/50/CE
Nueva Zelanda ²	3,6 µg/m ³	Anual	Valor guía
Japón ³	3 µg/m ³	Anual	Estándares de calidad ambiental

Para todas estas situaciones, existen sub-escenarios bajo el nivel de saturación (100%) y bajo el nivel de latencia (80%).

Tabla 1.7: Escenarios de evaluación propuestos.

Escenario	País	Nivel de saturación	Nivel de Latencia
E1	Unión Europea	5 µg/m ³	4,0 µg/m ³
E2	Nueva Zelanda	3,6 µg/m ³	2,9 µg/m ³
E3	Japón	3 µg/m ³	2,4 µg/m ³

Utilizando los Factores de Emisión-Concentración obtenidos para 2018 (base Talcahuano) y 2020 (base FECs regionales) se estimaron las concentraciones de benceno a nivel comunal. Comparándolos con los valores de la tabla anterior pudimos identificar 40 comunas con concentraciones estimadas de benceno que superan los niveles de saturación y latencia para los escenarios indicados y que se presentan a continuación.

Tabla 1.8: Escenarios normativos, año 2018. FEC de Talcahuano. Niveles de reducción por comuna, concentración anual (µg/m³). Valores en negrita indican esfuerzos para cumplir con los escenarios normativos.

Comuna	Concentración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
Escenario 2018	µg/m ³	5 µg/m ³	3,6 µg/m ³	3 µg/m ³	4,0 µg/m ³	2,9 µg/m ³	2,4 µg/m ³
Antofagasta	4,2	0	0,6	1,2	0,2	1,3	1,8
Viña del Mar	3,1	0	0	0,1	0	0,2	0,7
Santiago	3,2	0	0	0,2	0	0,3	0,8
La Florida	2,8	0	0	0,0	0	0	0,4
Las Condes	3,5	0	0	0,5	0	0,6	1,1
Maipú	3,8	0	0,2	0,8	0	0,9	1,4

² El valor guía como promedio anual fue inicialmente de 10 µg/m³, pero cambió a 3,6 µg/m³ a partir de 2010. El valor guía recomienda un nivel mínimo de protección contra los riesgos para la salud derivados de la exposición al benceno. Los efectos adversos para la salud pueden ocurrir a concentraciones más bajas.

<https://environment.govt.nz/publications/ambient-air-quality-guidelines-2002-update/2-health-based-guideline-values/#2-10-benzene>

³ <https://www.env.go.jp/en/air/aq/aq.html>

Comuna	Concentración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
Escenario 2018	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Peñalolén	4,2	0	0,6	1,2	0,2	1,3	1,8
Providencia	2,7	0	0	0	0	0	0,3
Vitacura	3,0	0	0	0	0	0,1	0,6
Puente Alto	3,9	0	0,3	0,9	0	1,0	1,5
Rancagua	3,7	0	0,1	0,7	0	0,8	1,3
Talca	2,8	0	0	0	0	0	0,4
Chillán	4,4	0	0,8	1,4	0,4	1,5	2,0
Concepción	5,4	0,4	1,8	2,4	1,4	2,5	3,0
Coronel	2,5	0	0	0	0	0	0,1
San Pedro	3,0	0	0	0	0	0,1	0,6
Talcahuano	3,2	0	0	0,2	0	0,3	0,8
Hualpén	2,6	0	0	0	0	0	0,2
Los Ángeles	5,1	0,1	1,5	2,1	1,1	2,2	2,7
Cabrero	2,7	0	0	0	0	0	0,3
Temuco	10,6	5,6	7,0	7,6	6,6	7,7	8,2
Lautaro	2,5	0	0	0	0	0	0,1
P. Las Casas	3,0	0	0	0	0	0,1	0,6
Villarrica	3,4	0	0	0,4	0	0,5	1,0
Lonquimay	2,6	0	0	0	0	0	0,2
Valdivia	11,4	6,4	7,8	8,4	7,4	8,5	9,0
Panguipulli	3,2	0	0	0,2	0	0,3	0,8
La Unión	3,0	0	0	0	0	0,1	0,6
Río Bueno	2,6	0	0	0	0	0	0,2
Puerto Montt	15,6	10,6	12,0	12,6	11,6	12,7	13,2
Puerto Varas	3,0	0	0	0	0	0,1	0,6
Castro	3,0	0	0	0	0	0,1	0,6
Ancud	2,9	0	0	0	0	0	0,5
Osorno	9,9	4,9	6,3	6,9	5,9	7,0	7,5
Coyhaique	4,6	0	1,0	1,6	0,6	1,7	1,8

Fuente: elaboración propia. Valores con superación en negrilla.

Tabla 1.9: Escenarios Normativos, año 2020. FECs por macrozonas. Niveles de reducción por comuna ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Comuna	Concentración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
Escenario 2020	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Valparaíso	2,6	0	0	0	0	0	0,1
Viña del Mar	3,3	0	0	0,3	0	0,4	0,9
Ñuñoa	2,5	0	0	0	0	0	0,1
San Ramón	2,5	0	0	0	0	0	0,1
Cerro Navia	2,6	0	0	0	0	0	0,2
Estación Central	2,5	0	0	0	0	0	0,1
Rancagua	3,7	0	0,1	0,7	0	0,8	1,3

Comuna	Concentración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
Escenario 2020		5 µg/m ³	3,6 µg/m ³	3 µg/m ³	4,0 µg/m ³	2,9 µg/m ³	2,4 µg/m ³
	µg/m ³						
Talca	2,9	0	0	0	0	0	0,5
Talcahuano	3,7	0	0,1	0,7	0	0,8	1,3
Valdivia	2,4	0	0	0	0	0	0,1
Puerto Montt	3,6	0	0	0,6	0	0,7	1,2

Fuente: elaboración propia.

Se aprecian más superaciones de valores de referencia, tanto en términos absolutos como en número de comunas, con los FECs de Talcahuano de 2018 que con los de 2020. Esto tiene lógica por cuanto en el segundo caso, los factores provenían de lugares con mediciones más cercanos (y sin superaciones de valores de referencia). La razón que explica una excedencia radica en que las emisiones de un lugar sean suficientemente mayores a las de la localidad que se usó para el FEC como para producir la superación.

vii) Reducciones en los efectos identificados

La reducción en el número de casos de leucemia, N° de muertes por leucemia y DALY⁴ (Dissability Adjusted Lost Years) anuales por año se entrega en la Tabla 1.10. Los DALY representan el número de años perdidos debido a enfermedad, invalidez o muerte y representa un indicador que considera además de la mortalidad, la edad a la que esta se produce y los años de inactividad que las enfermedades generan en la población. En general estos valores están dentro de los órdenes de magnitud reportados en estudios referenciados en este informe.

Tabla 1.10: Reducciones en los efectos identificados.

Escenarios	Unidades	EPA		WHO		UE					
		Est 2018	Est 2020	Est 2018	Est 2020	Est 2018	Est 2020				
		2.23E-06 Inf	7.84E-06 Sup	2.23E-06 Inf	7.84E-06 Sup	5.88E-06 Inf	5.88E-06 Sup	5.00E-08 Inf	5.00E-06 Sup	5.00E-08 Inf	5.00E-06 Sup
Riesgo asociado a 1 ug/m3											
N° Casos evitados de leucemia											
Escenario Base		1,17	4,11	0,60	2,12	3,09	1,59	0,03	2,63	0,01	1,35
Union Europea	Saturación 5 ug/m ³	0,17	0,60	0,00	0,00	0,45	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00
	Latencia 4 ug/m ³	0,21	0,75	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,48	0,00	0,00
Nueva Zelanda	Saturación 3.6 ug/m ³	0,24	0,86	0,00	0,01	0,65	0,01	0,01	0,55	0,00	0,00
	Latencia 2.9 ug/m ³	0,32	1,14	0,02	0,06	0,86	0,05	0,01	0,73	0,00	0,04
Japón	Saturación 3 ug/m ³	0,31	1,09	0,02	0,05	0,82	0,04	0,01	0,70	0,00	0,03
	Latencia 2.4 ug/m ³	0,41	1,43	0,04	0,14	1,07	0,10	0,01	0,91	0,00	0,09
N° Casos evitados de muertes por leucemia											

⁴ Disability Adjusted Life Year. Corresponde a una medida general de la carga que implica una enfermedad y se expresa como número de años perdidos por enfermedad, discapacidad o muerte prematura.

	Escenario Base		0,80	2,83	0,41	1,46	2,12	1,10	0,02	1,81	0,01	0,93
Union Europea	Saturación	5 ug/m ³	0,12	0,41	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00
	Latencia	4 ug/m ³	0,15	0,52	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00
Nueva Zelanda	Saturación	3.6 ug/m ³	0,17	0,59	0,00	0,01	0,44	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00
	Latencia	2.9 ug/m ³	0,22	0,78	0,01	0,04	0,59	0,03	0,01	0,50	0,00	0,03
Japón	Saturación	3 ug/m ³	0,21	0,75	0,01	0,04	0,56	0,03	0,00	0,48	0,00	0,02
	Latencia	2.4 ug/m ³	0,28	0,98	0,03	0,09	0,74	0,07	0,01	0,63	0,00	0,06
DALYs anuales evitados por leucemia (años)												
	Escenario Base		29,48	103,81	15,20	53,51	77,92	40,16	0,66	66,23	0,34	34,14
Union Europea	Saturación	5 ug/m ³	4,31	15,19	0,02	0,05	11,40	0,04	0,10	9,69	0,00	0,04
	Latencia	4 ug/m ³	5,38	18,94	0,02	0,05	14,22	0,04	0,12	12,09	0,00	0,04
Nueva Zelanda	Saturación	3.6 ug/m ³	6,16	21,70	0,05	0,19	16,29	0,14	0,14	13,84	0,00	0,12
	Latencia	2.9 ug/m ³	8,17	28,78	0,45	1,60	21,60	1,20	0,18	18,36	0,01	1,02
Japón	Saturación	3 ug/m ³	7,82	27,53	0,39	1,36	20,66	1,02	0,18	17,56	0,01	0,87
	Latencia	2.4 ug/m ³	10,23	36,02	0,97	3,41	27,04	2,56	0,23	22,98	0,02	2,18

viii) Paralelo entre beneficios y costos

Los costos de abatimiento estarán relacionados con el esfuerzo de reducción de emisiones. Para cada comuna, se estimaron los costos unitarios de reducción para los siguientes casos, ordenados según costo efectividad. Los costos se estiman calculando el valor presente neto de habilitar una opción que reduce o elimina la emisión de benceno, considerando la inversión en equipamiento inicial y la operación a 10 años, con una tasa de descuento del 6%. Por ejemplo, para disminuir las emisiones por quema de leña, se calcula el costo de sustituir un calefactor a leña por otro que ocupe un combustible diferente, tanto el costo del calefactor como el costo de operación con el combustible, utilizando un consumo que equipare la cantidad de calorías que se consumían con la leña.

Tabla 1.11: Ranking de costo efectividad de medidas de abatimiento.

Medida	Lugar	Costo efectividad (Miles \$/kg de benceno promedio para las comunas afectadas)	Observaciones
ORVR ⁵	1	-14.277	Bajo costo de implementación, tiene ahorros netos y aplica a todo el territorio.
Cero Labranza	2	-6	Genera ahorros, apropiada para la zona centro-sur y sur del país.
Manejo de rastrojos	3	13	Primera medida con costos netos positivos. Apropiada para zona centro-sur y sur del país.
Emisiones evaporativas,	4	729	Costo de instalación relativamente alto. Aplicable a todo el país excepto RM. Medida más

⁵ Onboard Refueling Vapor Recovery: recuperación de vapores de relleno dentro del vehículo.

Medida	Lugar	Costo efectividad (Miles \$/kg de benceno promedio para las comunas afectadas)	Observaciones
captura de estanques			cara a mayor número de estaciones de servicio en proporción a vehículos.
Aislación térmica	5	803	Aplicable a todo el país, mejor efectividad al sur, incluso con costos negativos en regiones extremas (entre Los Ríos y Magallanes).
Sustitución de leña por parafina	6	1.720	Teóricamente aplicable en todo el país, pero más efectiva en la zona sur (región de O'Higgins al sur).
Sustitución de leña por Gas Licuado	7	3.258	Teóricamente aplicable en todo el país, pero más efectiva en la zona sur. No se utiliza por su mayor valor c/r a la parafina.
Sustitución de leña por electricidad	8	5.105	Teóricamente aplicable en todo el país, pero más efectiva en la zona sur. No se utiliza por su mayor valor c/r a la parafina.
Sustitución de vehículos a combustión interna (ICE) por eléctrico (VE)	9	8.697	Aplicable a todo el país. Medida onerosa al comienzo, pero costo-efectiva en el tiempo por reducción de precio de VE (a partir del año 7 tiene costos negativos).

Fuente: elaboración propia.

Aplicando los valores a los escenarios de reducción de las Tabla 1.9 y Tabla 1.10, se obtienen los costos totales de abatimiento para las 40 comunas cuyas concentraciones fueron estimadas utilizando los FECs 2018 y 2020, como se muestra a continuación:

Tabla 1.12: Costos de abatimiento, escenario 2018, millones de pesos⁶.

Comuna	Concen- tración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
Escenario 2018	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	$5 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$3 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$4,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Antofagasta	4,2	0	104.618	271.713	1.383	299.562	438.808
Viña del Mar	3,1	0	0	-7.459	0	-2.279	23.617
Santiago	3,2	0	0	-1.399	0	4.367	58.615
La Florida	2,8	0	0	0	0	0	11.554
Las Condes	3,5	0	0	22.013	0	49.862	189.108
Maipú	3,8	0	-5.329	71.801	0	99.650	238.896
Peñalolén	4,2	0	89.941	257.036	-6.672	284.885	424.130
Providencia	2,7	0	0	0	0	0	8.890

⁶ Se presentan los costos de abatimiento, para cada comuna, para todos los escenarios, en millones de pesos chilenos.

Comuna	Concen- tración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
		5 µg/m ³	3,6 µg/m ³	3 µg/m ³	4,0 µg/m ³	2,9 µg/m ³	2,4 µg/m ³
Escenario 2018	µg/m ³						
Vitacura	3,0	0	0	0	0	-9.367	117.046
Puente Alto	3,9	0	2.228	102.819	0	130.669	269.914
Rancagua	3,7	0	-6.557	16.382	0	20.205	43.539
Talca	2,8	0	0	0	0	0	11.307
Chillán	4,4	0	3.836	13.201	-2.407	14.761	37.539
Concepción	5,4	-403	32.923	68.479	18.208	74.405	104.035
Coronel	2,5	0	0	0	0	0	-853.486
San Pedro	3,0	0	0	0	0	-2.533	6.772
Talcahuano	3,2	0	0	-714	0	1.146	10.452
Hualpén	2,6	0	0	0	0	0	-873
Los Ángeles	5,1	-8.025	14.277	42.735	6.833	48.661	78.291
Cabrero	2,7	0	0	0	0	0	2.012
Temuco	10,6	66.935	139.822	171.060	118.997	176.266	202.297
Lautaro	2,5	0	0	0	0	0	-1.301
P. Las Casas	3,0	0	0	0	0	-2.152	-1.230
Villarrica	3,4	0	0	-1.806	0	-1.825	-704
Lonquimay	2,6	0	0	0	0	0	-220
Valdivia	11,4	48.082	122.832	154.868	101.475	160.208	186.904
Panguipulli	3,2	0	0	-1.736	0	-2.904	-8.744
La Unión	3,0	0	0	0	0	-899	-6.407
Río Bueno	2,6	0	0	0	0	0	-826
Puerto Montt	15,6	81.288	150.437	180.072	130.680	185.010	209.707
Puerto Varas	3,0	0	0	0	0	-1.589	-6.617
Castro	3,0	0	0	0	0	-1.748	-6.776
Ancud	2,9	0	0	0	0	0	-5.177
Osorno	9,9	-45.949	23.199	52.834	3.442	57.773	82.469
Coyhaique	4,6	0	-18.770	-29.782	-11.895	-30.801	-4.083
Total		141.928	653.459	1.380.681	360.045	1.551.333	2.705.887

Fuente. Elaboración propia.

Tabla 1.13: Costos de abatimiento, escenario 2018, millones de pesos⁷.

Comuna	Concen- tración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
		5 µg/m ³	3,6 µg/m ³	3 µg/m ³	4,0 µg/m ³	2,9 µg/m ³	2,4 µg/m ³
Escenario 2020	µg/m ³						
Valparaíso	2,4	0	0	0	0	0	70
Viña del Mar	3,1	0	0	1.160	0	5.757	28.737
Ñuñoa	1,8	0	0	0	0	0	-3.614
San Ramón	0,8	0	0	0	0	0	-2.429
Cerro Navia	0,7	0	0	0	0	0	201
Estación Central	1,2	0	0	0	0	0	-1.358

⁷ Se presentan los costos de abatimiento, para cada comuna, para todos los escenarios.

Comuna	Concen- tración	Saturación			Latencia		
		U. Europea	N. Zelanda	Japón	U. Europea	N. Zelanda	Japón
Escenario 2020	µg/m ³	5 µg/m ³	3,6 µg/m ³	3 µg/m ³	4,0 µg/m ³	2,9 µg/m ³	2,4 µg/m ³
Rancagua	3,7	0	-5.615	16.666	0	20.379	43.110
Talca	2,8	0	0	0	0	0	11.746
Talcahuano	3,2	0	-3.262	6.234	0	7.817	21.676
Valdivia	2,4	0	0	0	0	0	-5.773
Puerto Montt	15,6	0	7.766	-33.917	0	-38.276	-60.070
Total		0	-16.644	-9.858	0	-4.323	32.296

Fuente: elaboración propia.

Para el cálculo económico, se evaluaron los costos asociados (y en los escenarios previamente definidos) a

- i) las muertes producidas por la leucemia inducida por exposición a benceno,
- ii) la productividad evitada debido la muerte y la leucemia inducida por exposición a benceno usando DALYs y
- iii) los tratamientos médicos de la leucemia inducida por la exposición a benceno.

Para reducir el número de cálculos sólo se consideraron los riesgos reportados por la EPA (2.23E-6 – 7.84E-6). Los valores se muestran en Tabla 1.13. El escenario base consiste en el costo que se estaría incurriendo ahora, considerando las aproximaciones 2018 y 2020. En tanto que los escenarios de reducción consideran los costos evitados. Inclusive, con la normativa más estricta (Japón) se estarían reduciendo 97,7-723,2 MM de pesos (escenario 2018) y 9,3-68,5 MM de pesos (Escenario 2020). Los límites superior e inferior del rango vienen determinados por el coeficiente de riesgo de desarrollar leucemia debido a la exposición a Benceno y el rango de valores de VVE.

Tabla 1.14: Rango de valorización de los costos del escenario Base y de los costos evitados (Millones de pesos) según diferentes escenarios regulatorios. Los límites superior e inferior del rango (MAX y MIN) vienen determinados por el coeficiente de riesgo de desarrollar leucemia debido a la exposición a Benceno y el rango de valores del Valor de la vida estadística (VVE).

		Est 2018		Est 2020	
		Min	Max	Min	Max
Escenario Base		281,6	2084,1	145,1	1074,2
Union Europea	Saturación 5 ug/m3	41,2	304,9	-	-
	Latencia 4 ug/m3	51,4	380,3	-	-
Nueva Zelanda	Saturación 3,6 ug/m3	58,8	435,6	0,4	2,7
	Latencia 2,9 ug/m3	78,1	577,8	4,2	31,0
Japón	Saturación 3 ug/m3	74,7	552,7	3,5	26,2
	Latencia 2,4 ug/m3	97,7	723,2	9,1	67,4

Finalmente, se presenta un resumen de los costos y beneficios para los escenarios evaluados:

Tabla 1.15: Comparación de costos y Beneficios asociados a distintos escenarios de evaluación (millones de pesos).

(En millones de pesos)			Beneficio 2018		Costo 2018	Beneficio 2020		Costo 2020
			Min	Max		Min	Max	
Unión	Saturación	5 ug/m3	344,4	2.549,0	141.927,9	0	0	0
Europea	Latencia	4 ug/m3	429,7	3.179,3	360.045,1	0	0	0
Nueva	Saturación	3.6 ug/m3	491,6	3.641,7	653.458,6	4,18	31,8	16.643,8
Zelanda	Latencia	2.9 ug/m3	652,9	4.830,5	1.551.333,0	35,95	268,4	-4.323,1
Japón	Saturación	3 ug/m3	624,5	4.620,6	1.380.681,1	30,93	228,2	-9.858,3
	Latencia	2.4 ug/m3	816,8	6.046,0	2.705.887,1	77,75	572,7	32.296,1

Fuente: elaboración propia

2 Introducción

2.1 Antecedentes

El Ministerio de Medio Ambiente (MMA) busca antecedentes para establecer una norma primaria de calidad ambiental para los Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs), respondiendo a lo establecido en el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica para las Comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví (PPDA CQP).

A modo de referencia internacional, en la Unión Europea (UE) existía un límite máximo anual de COVs de 400 µg/m³. Sin embargo, debido a la falta de estudios sobre efectos en la salud, ese límite se reemplazó y se estableció un valor límite anual para benceno de 5 (Directiva UE 2008/50/CE)⁸, cuyos efectos en la salud humana han sido ampliamente estudiados. Se incluye en este informe una revisión de antecedentes científicos de tales efectos.

Además, se destacan otras complejidades asociadas a la gestión de estos contaminantes o la dificultad práctica de controlar emisiones que no involucran procesos de combustión como, por ejemplo: la producción industrial de químicos, metales, refinerías, etc., y la actividad de algunos establecimientos comerciales como bencineras, uso de solventes para limpieza, etc. Asimismo, información de Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes (RETC)⁹ y otros inventarios incluidos en los planes de descontaminación más actualizados indican que las mayores emisiones de COV's antropogénicas se deben a fuentes de combustión de leña (Tabla 2.1, Figura 2.1), que han resultado difíciles de controlar, particularmente en los planes de descontaminación para ciudades o zonas situadas desde la región de O'Higgins hacia el sur del país. Si bien cada inventario responde a una situación particular y aborda las emisiones de COVs con motivaciones diferentes, con categorizaciones distintas, además de tener años de elaboración disímiles, lo que impide una comparación directa, es importante tener una visión global sobre las emisiones de COVs en el país (Tabla 2.2).

⁸ http://catalogador.mma.gob.cl:8080/geonetwork/srv/spa/resources.get?uuid=57d9d4c2-2aaa-4611-877b-c6ed65d35ca7&fname=Informe%20final%20NILU%20JUN_2019.pdf&access=public

⁹ Conforme lo señala el sitio Web Acerca de - Emisiones al aire - Grupos - RETC (mma.gob.cl)

La información de emisiones al aire está constituida por dos grandes categorías:

Emisiones de fuentes puntuales: son reportadas al RETC por el Ministerio de Salud a través del Sistema de Declaración de Emisiones de Fuentes Fijas o Formulario 138 (F138) que se sustenta normativamente en el D.S. N° 138/2005 del MINSAL y por el D.S. N° 13/2011 del Ministerio del Medio Ambiente el que establece una norma de emisión para centrales termoeléctricas.

Fuentes difusas (no puntuales): a partir de distintos medios de estimación son reportadas al RETC, las emisiones al aire asociadas a la combustión de leña residencial, incendios forestales, incendios urbanos y quemas agrícolas; como también, las emisiones de transporte en ruta para 22 ciudades, con modelo de transporte y cinco sin modelo de transporte.

Tabla 2.1: Emisiones de COV para todo el país, Fuentes Móviles, Fuentes Puntuales, Fuentes Areales. 2015 – 2018 (toneladas por año). Fuente: elaboración propia a partir de datos del RETC.

Año	Emisión (ton/año)		
	Transporte	Puntuales	Areales
2005	37,801	2,491	2,335,477
2006	46,773	3,304	2,272,147
2007	40,827	3,986	2,327,097
2008	42,382	8,671	2,407,709
2009	40,093	9,347	2,499,991
2010	42,758	10,702	2,471,228
2011	41,498	11,685	2,435,174
2012	38,709	10,409	2,496,391
2013	40,429	7,155	2,428,362
2014	38,654	9,527	1,927,135
2015	34,246	19,339	1,457,645
2016	30,063	24,769	1,408,984
2017	31,795	4,103	2,481,384
2018	24,652	4,018	1,044,666

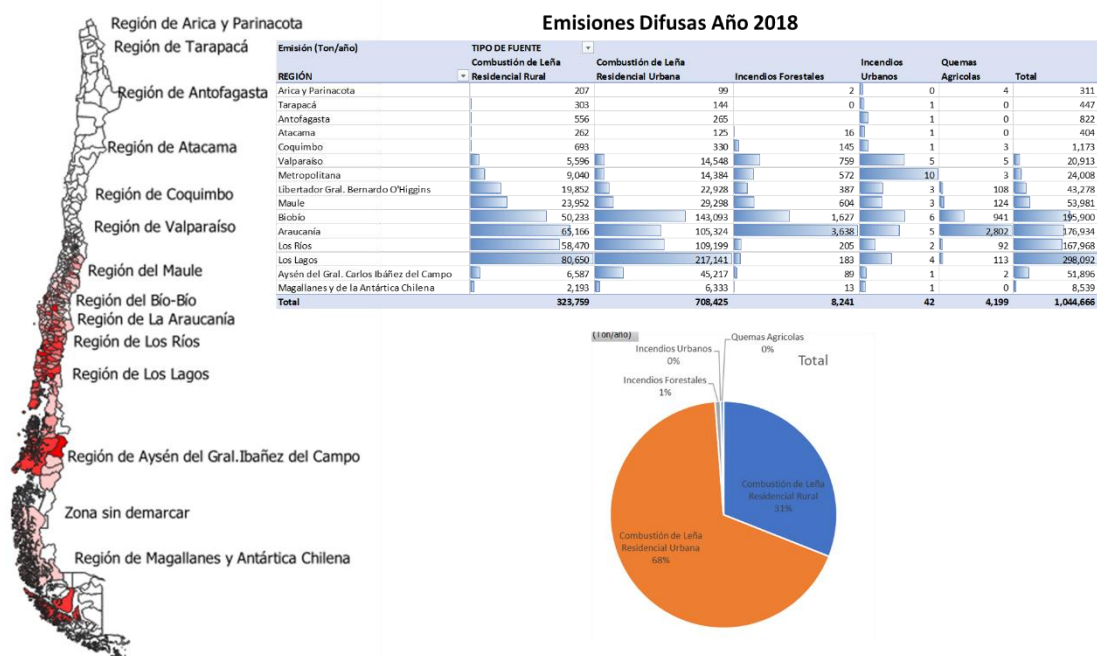


Figura 2.1: Distribución de fuentes difusas año 2018. Fuente: Datos RETC.

Tabla 2.2: emisiones de COVs a nivel nacional. Última información disponible (Ton/año). Fuente: elaboración propia a partir de estudios anteriores.

Región	Fuentes Móviles	Fuentes areales	Fuentes Puntuales	Año Base inventario
Arica y Parinacota				
Tarapacá				
Antofagasta				
Atacama ¹⁰	805,8	122,2 ¹¹	265,2 ¹²	2018
Coquimbo				
Valparaíso ¹³	8.531	66.132	1.345	2009
Metropolitana ¹⁴	15.148	97.005	23	2014
O'Higgins ¹⁵	4.313	39.880	157	2017
Maule	5.658	93.377	599	2017
Ñuble	2.321	61.081	196	2017
Bío-Bío	5.398	105.838	1.952	2017
Araucanía	5.809	133.594	633	2017
Los Ríos	1.883	189.607	127	2017
Los Lagos	3.791	197.224	150	2017
Aysén ¹⁶	36 ¹⁷	48.189	2.591 ¹⁸	2009
Magallanes				

Así, se ha normado el benceno como contaminante criterio y varios países han adoptado el estándar para este compuesto en lugar de una norma que incluya la totalidad de COVs¹⁹. Desde el punto de vista económico, el establecimiento de normas de calidad y los planes de descontaminación que de su incumplimiento se deriven, redundarán en mayores costos, tanto para los agentes emisores como para el Estado.

¹⁰ Copiapó y Tierra Amarilla. Ref. Enviro Modeling; Antecedentes Técnicos Medidas de Descontaminación para Material Particulado Respirable Copiapó y Tierra Amarilla; Santiago, 2019. Página vii.

¹¹ Referidas como "otras fuentes" en el estudio.

¹² Agrupadas como Fuentes Fijas, Fuentes Mineras y otras empresas.

¹³ Ambiosis, 2009

¹⁴ USACH, 2014

¹⁵ Regiones de O'Higgins, Maule, Ñuble, Bío-Bío, Araucanía, Los Ríos y Los Lagos. Estudio SISTAM, 2017. Incluye emisiones biogénicas.

¹⁶ Inventario para la ciudad de Coyhaique, Enviro Modeling, 2009.

¹⁷ Expresado como HCT

¹⁸ Contabilizado como emisiones de grandes consumidores, fundamentalmente, quema de leña.

¹⁹ Analysis of benzene air quality standards, monitoring methods and concentrations in indoor and outdoor environment, 2019. Heliyon 5, e02918. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02918>

Lo expresado en los párrafos anteriores define el marco conceptual bajo el cual debe llevarse a cabo el Análisis General de impactos Económicos y Sociales (AGIES), en este caso, de una norma de calidad, tal como se solicita en los Términos de Referencia de este estudio²⁰.

El presente estudio se enmarca en el esfuerzo de apoyar el AGIES para una norma de calidad de COVs. Por ello, la elaboración de inventarios de emisiones constituye el primer paso necesario para la cuantificación de emisiones y la identificación de fuentes emisoras que permitirá conocer en mejor medida la magnitud de la problemática asociada a la contaminación causada por esta familia de compuestos. Este primer paso posibilitará la priorización de los esfuerzos de control en las fuentes que sean relevantes, de acuerdo con la problemática que se desea abordar.

²⁰ Resolución Exenta 869 de 7 de septiembre de 2020, Ministerio de Medio Ambiente.

3 Análisis bibliográfico específico de efectos de COVs en la Salud

Los compuestos orgánicos volátiles (COVs) se caracterizan por su alta presión de vapor y bajo punto de ebullición. Los COVs más estudiados debido a su abundancia relativa en la atmósfera son el benceno, tolueno, etilbenceno y xileno agrupados bajo el nombre de BTEX. Aunque existe evidencia evaluando el rol del tolueno, etilbenceno y xileno como compuestos con potencial cancerígeno (Rostami et al., 2021), el benceno es el único compuesto dentro del grupo de los BTEX con normas y estándares establecidos para proteger la calidad del aire.

Generalmente, en la atmósfera la correlación en los niveles de BTEX es estrecha (Shuai et al., 2018). En la sección Antecedentes nacionales de Calidad del Aire (más adelante) se reportó la misma tendencia con las mediciones verificadas en Chile. Dentro de los BTEX, el único compuesto clasificado como cancerígeno por múltiples agencias internacionales es el benceno (Tabla 2.1 muestra el resumen de antecedentes obtenidas desde la US EPA, <https://www.epa.gov/iris>). Considerando la experiencia internacional para normar COVs y la estrecha correlación entre el benceno y los compuestos pertenecientes al grupo BTEX, el análisis incluido en este informe está enfocado a estudiar y cuantificar escenarios de reducción de benceno.

Tabla 3.1: Niveles de concentración de referencia (RfC) y conclusiones respecto al peso de la evidencia para la evaluación del potencial carcinogénico de los BTEX. Elaboración propia con datos obtenidos desde <https://www.epa.gov/iris>

		Benceno	Tolueno	Etilbenceno	Xilenos
	RfC	30 ug/m ³	5000 ug/m ³	1000 ug/m ³	100 ug/m ³
		Disminución del conteo de leucocitos	Efectos neurológicos en la exposición ocupacional de trabajadores.	Toxicidad en el desarrollo	Daño en la coordinación motora
Cáncer	Peso de la evidencia (Woe, weight of evidence)	Carcinógeno humano conocido / probable. (known/likely human carcinogen)	Información inadecuada para evaluar el potencial carcinogénico (Inadequate information to assess)	D (no clasificable como un cancerígeno humano) [D (Not classifiable as to human carcinogenicity)]	Datos son inadecuados para la evaluación del potencial carcinogénico en humanos (Data are inadequate for an assessment of human carcinogenic potential)
Evaluación	Caracterización	Estimado cuantitativo del riesgo de cáncer por la exposición inhalatoria. Riesgo unitario inhalatorio: 2.2 x 10 ⁻⁶ por cada ug/m ³ . Método de extrapolación: linealidad a bajas dosis usando estimados de máxima probabilidad. Sitio del tumor: Hematológico. Tipo de tumor: Leucemia (Rinsky et al., 1981, 1987 Paustenbach et al., 1993 Crump and Allen, 1984 Crump, 1992, 1994 U.S. EPA, 1998)	Información inadecuada para evaluar el potencial carcinogénico del tolueno debido a que los estudios en humanos expuesto crónicamente a tolueno no son concluyentes. El tolueno no fue carcinogénico en bioensayos inhalatorios de ratas y ratones expuestos de por vida (CIIT, 1980 NTP, 1990 Huff, 2003).	No clasificable debido a la falta de bioensayos en animales y estudios en humanos.	Datos adecuados en humanos respecto a la carcinogenicidad de los xilenos no están disponibles. Los datos disponibles en animales no son concluyentes así como la habilidad de los xilenos como para causar una respuesta carcinogénica. Las evaluaciones respecto a las respuestas genotóxicas de los xilenos han entregado respuestas negativas de forma consistente.
	Marco de referencia para la caracterización del (Woe) peso de la evidencia	Proposed Guidelines for Carcinogen Risk Assessment (U.S. EPA, 1996)	Guidelines for Carcinogen Risk Assessment (U.S. EPA, 2005)	Guidelines for Carcinogen Risk Assessment (U.S. EPA, 1986)	Revised Draft Guidelines for Carcinogen Risk Assessment (U.S. EPA, 1999)

El benceno es un líquido incoloro a temperatura ambiente (punto de fusión a 5.5°C) con un punto de ebullición de 80.1°C. Es medianamente soluble en agua (1.79g/L a 15°C) y como todos los COVs posee

una alta presión de vapor (12.7 kPa a 25°C), por lo tanto, emite vapores con relativa facilidad. En la atmósfera, existe predominantemente en la fase vapor con tiempos de residencia que van desde horas hasta días. La principal vía de degradación es la reacción con radicales hidroxilo (Gholami et al., 2014) (Figura 2.1) y la deposición a través de la lluvia.

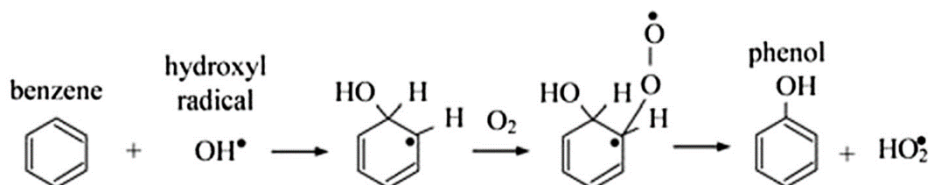


Figura 3.1 Reacción del benceno con el radical hidroxilo, Gholami et al. 2014.

Entre las fuentes emisoras de benceno se encuentran los hornos de coque y el petróleo (donde el benceno constituye entre el 1 y el 5% del volumen total). Refinado desde el petróleo es usado en la síntesis de compuestos como el etilbenceno, fenol y ciclohexano y su producción/extracción mundial ha crecido sostenidamente (20 millones de toneladas [Mton] en 1998, a 37 Mton en 2007 con una proyección de crecimiento anual de 3.8% (Gentry, 2007)). Además de las fuentes industriales ya descritas, el benceno es emitido a través de procesos de combustión como el funcionamiento de motores, la combustión de leña, y las emisiones evaporativas en fuentes de almacenamiento, aprovisionamiento y distribución de combustibles fósiles.

Las concentraciones de benceno en diferentes escenarios han sido reportadas en numerosas publicaciones (Hartle, 1993; Hughes et al., 1994; Porstmann et al., 1994; Shah & Singh, 1988; Wallace, 1989; WHO, 1993, 2000). En la Tabla 2.2 se muestran las concentraciones en diferentes estudios revelando el amplio rango dinámico de posibles exposiciones dependiendo del lugar de medición.

Tabla 3.2: Concentraciones de benceno en diversos contextos reportadas en múltiples estudios. Elaboración propia.

Estadístico	País	Lugar de medición	Año	Concentración	Referencia
Mediana diaria	USA	áreas remotas	1988	0.51 µg/m ³	(Shah & Singh, 1988) (WHO, 1993)
		áreas rurales		1.50 µg/m ³	
		áreas urbanas y semiurbanas		5.76 µg/m ³	
Promedio diario	Canadá	10 ciudades	1988-1990	1.2-14.6 µg/m ³ outdoor (4.4 µg/m ³), indoor (7.4 µg/m ³)	(Hughes et al., 1994)
Niveles promedio en invierno	Suecia	17 ciudades	Invierno 1993-1994	2.6-7.4 µg/m ³	(WHO, 2000)
Promedio diario	Alemania	Diversas ciudades / Cañón Urbano	---	8-48 µg/m ³	(WHO, 2000)

Estadístico	País	Lugar de medición	Año	Concentración	Referencia
promedio geométrico (jornada de trabajo [4 o 8 horas])	USA	32 estaciones de servicio en 3 ciudades (Cincinnati, Phoenix and Los Angeles)	1990	150 µg/m ³	(Hartle, 1993)
Promedio geométrico diario	USA	Hogares de fumadores	---	10.5 µg/m ³	(Wallace, 1989)
		Hogares de no fumadores	---	7 µg/m ³	
	Alemania	Hogares de fumadores	1989	11 µg/m ³	
		Hogares de no fumadores		6.5 µg/m ³	
Promedio diario	Alemania	Intradomiciliario	1994	9.5 µg/m ³	(Porstmann et al., 1994)
		Extradomiciliario		1.8 µg/m ³	

3.1 Benceno: Rutas de exposición

La mayor ruta de exposición a benceno es la inhalación. Se estima que el 99% de la exposición ocurre a través de esta ruta y la ingestión a través del consumo de alimentos y agua es mínima. Se ha calculado que, en promedio, en Estados Unidos, la ingestión diaria de benceno es de 320 µg/día. El consumo de cigarrillos aumentaría dicha ingestión diaria en 1800 µg/día (Wallace, 1989). (Duarte-Davidson et al., 2001) investigaron en detalle la exposición, ingesta y absorción del benceno en el Reino Unido. La Tabla 2.3 muestra un resumen de las concentraciones ambientales encontradas en dicho estudio resaltando la importancia relativa de la exposición a través del aire en comparación con otros sustratos como los alimentos y el agua.

Tabla 3.3. Concentración de benceno en diversos escenarios y medios. Obtenida desde Duarte-Davidson et al., 2001.

	Medio	Concentración	Información adicional
Aire	Extradomiciliario, Rural	1.3 µg/m ³	
	Extradomiciliario, Urbano	4 µg/m ³	
	Cerca de vías	33 µg/m ³	Adyacente a una vía con alto tráfico
	Durante recarga de gasolina	3700 µg/m ³	Sin control de emisiones evaporativas
	Durante recarga de gasolina	930 µg/m ³	Con control de emisiones evaporativas
	Interior de vehículo	44 µg/m ³	11 veces la concentración en sitios urbanos
	Intradomiciliario, rural no fumador	5 µg/m ³	
	Intradomiciliario, urbano no fumador	7 µg/m ³	
	Intradomiciliario, uno o más fumadores	10 µg/m ³	
	Fumador activo	800 (400) µg/día	Exposición diaria promedio (dosis retenida) asumiendo el consumo de 20 cigarrillos al día, cada uno conteniendo 40 µg de benceno y que 50% de la dosis inhalada es absorbida)

	Medio	Concentración	Información adicional
Otros	Agua Potable	0.64 µg/l	
	Alimentos	2 µg/kg	Concentración promedio en la comida
	Suelo	Trazas	
	Productos de consumo	Trazas	
	Dermal	Trazas	

El estudio también estimó las dosis de benceno absorbidas bajo diferentes escenarios de exposición. Para infantes (menores a un año de edad) y niños (promedio de 11 años) viviendo en hogares rurales, urbanos con y sin la presencia de humo del cigarrillo Tabla 2.4. Estos resultados demuestran que la ingesta diaria, la dosis diaria, y la concentración atmosférica equivalente en el escenario urbano sobrepasa en un ~30 % al rural y a su vez, en el escenario urbano, la exposición al humo del cigarrillo sobrepasa en un ~30 % a la exposición sin humo de cigarrillo. También se reporta que la absorción normalizada por masa de benceno en infantes es mucho mayor a la observada en niños (Duarte-Davidson et al., 2001).

Tabla 3.4: Dosis diaria, consumo diario y concentración atmosférica equivalente de benceno para infantes y niños en diversos contextos. Para el consumo diario, los valores fueron obtenidos asumiendo que el infante promedio (< 1 año) pesa 9.1 Kg y que el niño promedio (11 años de edad) pesa 41.1 Kg. Existe una progresión en los rangos, entonces en promedio un niño de 1 año pesa 11.3 Kg, de 5 años 19.7 Kg, de 8 años 28.1 Kg y así sucesivamente. Para el cálculo de la concentración atmosférica equivalente, los valores fueron calculados asumiendo que el infante y el niño promedio inhala un volumen de aire de 4.5 y 8.7 m³ / día respectivamente. Obtenida desde Duarte-Davidson et al., 2001.

	Dosis Diaria (µg/día)	Consumo Diario µg/Kg de peso/día	Concentración atmosférica equivalente (µg/m ³)
Infante Rural	15.3	1.68	3.4
Infante Urbano	19.7	2.16	4.38
Infante Urbano, fumador pasivo	25.9	2.55	5.76
Niño Rural	29.3	0.71	3.37
Niño Urbano	37.6	0.91	4.32
Niño Urbano, fumador pasivo	49.3	1.2	5.67

Otro hecho importante es que el benceno puede atravesar la barrera placentaria (Ghantous & Danielsson, 1986) y podría estar asociado con anomalías congénitas (Janitz et al., 2018).

3.2 Metabolismo y eliminación

El benceno debe ser metabolizado para producir efectos deletéreos, es decir, metabolitos provenientes de la biotransformación del benceno son los responsables de su toxicidad. El metabolismo del benceno es complejo y la función de los diversos metabolitos provenientes de su biotransformación no ha sido completamente caracterizada (Ross, 1996). El metabolismo del benceno en animales y humanos

parece ser cualitativamente similar y los metabolitos generados en la biotransformación del benceno son relativamente similares para ratones, ratas, humanos y conejos (Powley & Carlson, 1999).

En la Figura 2.2 (Rappaport et al., 2009) se puede observar simplificadaamente el metabolismo del benceno. Primero es oxidado por las enzimas citocromo p450 (CYP) a óxido de benceno (benzene oxide) que existe en equilibrio con su tautómero, oxepina (oxepin). El metabolismo oxidativo ocurre principalmente en el hígado a través de la acción de la enzima CYP2E1 (Sammett et al., 1979), adicionalmente metabolismo extrahepático ha sido reportado a nivel pulmonar donde los sistemas CYP2E1, CYP2F1 (humanos), CYP2F2 (ratones y ratas) parecen controlar la biotransformación (Powley & Carlson, 2001; Sheets et al., 2004). El reordenamiento no enzimático del óxido de benceno produce fenol que puede ser excretado u oxidado por enzimas CYP a hidroquinona (hydroquinone) que a su vez puede ser excretado u oxidado a 1,4-benzoquinona (1,4-benzoquinone) gracias a la acción enzimática de la MPO (Mieloperoxidasa). Otros metabolitos importantes son el i) catecol (catecol) proveniente de la oxidación de benzene dihydrodiol, y ii) ácido mucónico (muconic acid) generado a través de la oxidación de la oxepina por enzimas CYP. Adicionalmente la reacción entre el óxido de benceno y el glutatión catalizada por la glutatión-s-transferasa (GST) genera otro metabolito llamado SPMA (S-Phenylmercapturic acid).

En humanos expuestos a concentraciones ambientales de benceno (0.1 – 10 ppm, equivalente a 0.319 mg/m³ – 31.9 mg/m³) el fenol representa entre un 70-85% de los metabolitos de benceno excretados en la orina, la hidroquinona, el ácido mucónico y el catecol representan entre 5-10% cada uno. El SPMA representa solamente cerca del 1% (Kim et al., 2006).

Interesantemente, el metabolismo (bio-activación) / oxidación del benceno puede ser inhibido por el tolueno disminuyendo su toxicidad. Por el contrario, el consumo de alcohol aumenta la expresión de enzimas que metabolizan el benceno exacerbando la toxicidad de éste último (M. A. Medinsky et al., 1994).

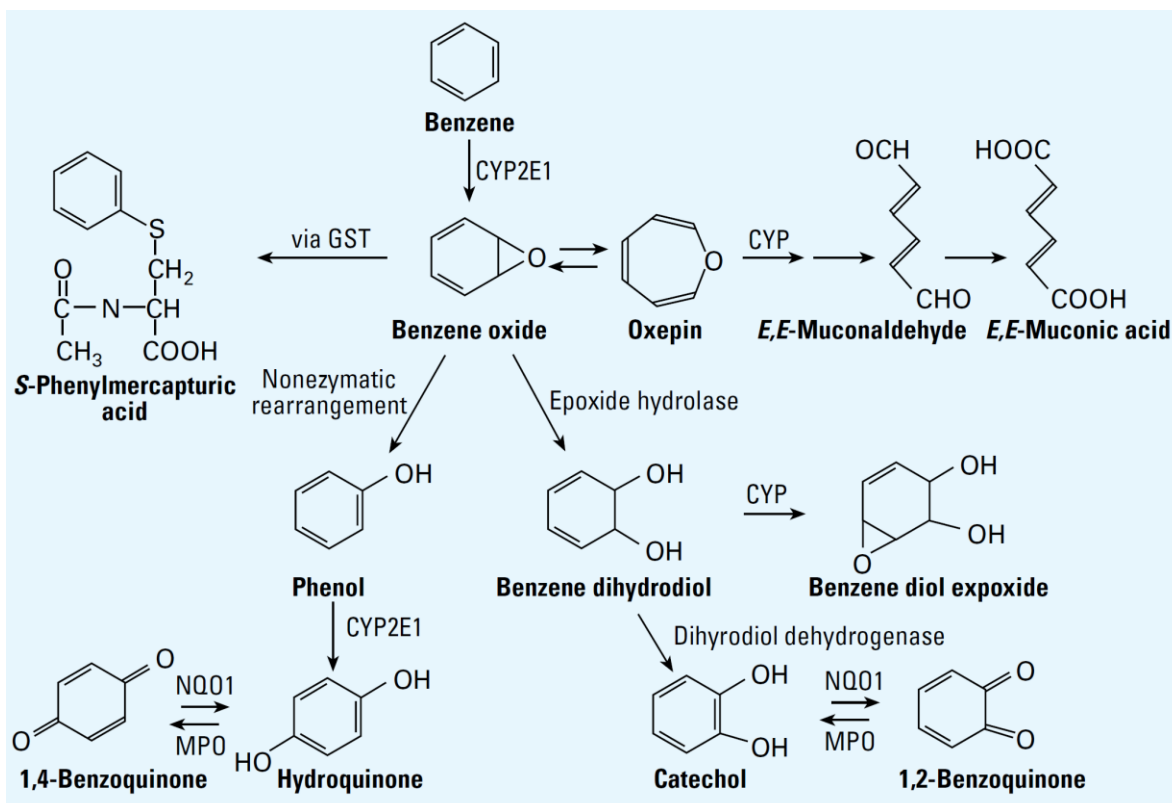


Figura 3.2: Esquema metabólico para el benceno mostrando las vías más importantes y las enzimas (genes) mediando la transformación de metabolitos. GST (glutathione-S-transferase), NQO1 (NAD(P)H:quinone oxidoreductase 1), MPO (myeloperoxidase), CYP2E1 (cytochrome P450 2E1). Figura obtenida desde Rappaport et al. 2009.

3.3 Mecanismos de daño asociados a la exposición a benceno

El benceno es ubicuo en el medio ambiente y su uso como solvente en procesos industriales se ha extendido globalmente. Fue identificado como una mielotoxina (agente que produce depresión de la medula ósea debido a que induce la disminución en la producción de leucocitos [las células responsables de proveer inmunidad] como basófilos, neutrófilos, eosinófilos y monocitos) en el año 1897 (Santesson, 1897) y su actividad leucemogénica (que promueve el desarrollo de leucemia) fue caracterizada el año 1928 (Delore Pand Borgomano, 1928). La exposición crónica a benceno disminuye la función hematopoyética (producción de células constitutivas de la sangre) causando anemia (reducción de glóbulos rojos o hemoglobina en la sangre), leucopenia (reducción de glóbulos blancos [también llamados leucocitos] en la sangre), trombocitopenia (reducción de plaquetas en la sangre) y pancitopenia (reducción en el números de glóbulos rojos, blancos y plaquetas en la sangre); además de ser un compuesto inductor de hiperplasia (aumento en el número de células) en la medula ósea (Aksoy, 1989).

Los mecanismos propuestos por los cuales el benceno ejerce sus efectos deletéreos son variados. El benceno es considerado un carcinógeno “no clásico”, esto quiere decir que no se une al ADN causando mutaciones puntuales como es el caso de otros compuestos (por ejemplo, el benzo[α]pireno, o la aflatoxina), sino que son requeridos ser “activados” o transformados hasta producir un metabolito carcinogénico. Generalmente este metabolito carcinogénico es i) extremadamente electrofílico y se une covalentemente al ADN ii) o altamente mutagénico produciendo mutaciones puntuales y deleciones en el ADN. El benceno no forma metabolitos altamente electrofílicos y por lo tanto, poca actividad de unión al ADN ha sido detectada (Lutz, 1986). Además, su actividad mutagénica es relativamente baja cuando se compara con otros carcinogénicos “clásicos” (Dean, 1985). Ahora bien, el benceno sí produce aberraciones cromosomales en experimentos *in vitro* e *in vivo* (Sasiadek & Jagielski, 1990; Wolman, 1977; Yager et al., 1990). (Martyn T. Smith, 1996) propone que el benceno es carcinogénico porque metabolitos fenólicos pueden producir i) quiebres en la hebra de ADN, ii) inhibición de la enzima topoisomerasa II (enzima clave en el proceso de compactación del ADN) y iii) daño en el huso mitótico. Estos eventos contribuyen al desarrollo de recombinación mitótica, translocaciones cromosomales y aneuploidía (alteración en el número de cromosomas); estos cambios causarían la activación de proto-oncogenes y la inactivación de genes supresores de la formación de tumores.

Otros autores, también proponen que el óxido de benceno, las benzoquinonas, muconaldehidos y benzene diol epoxides formados por la oxidación (catalizada por enzimas CYP) de benzene dihydrodiol son electrófilos capaces de reaccionar con péptidos y proteínas (Waidyanatha et al., 2005) obstruyendo la función celular (Martyn T. Smith, 1996). Generalizando, las quinonas (1,2 y 1,4-benzoquinonas) y radicales libres relacionados Figura 2.3 formadas en la bio-transformación del benceno serían los principales y terminales metabolitos del benceno. Un argumento contra esta hipótesis es que la inyección de los precursores de dichos metabolitos (fenol, hidroquinona y catecol) no producen toxicidad en la médula ósea ni leucemia. Como mostramos en la sección anterior, el metabolismo del benceno ocurre principalmente en el hígado, una explicación para esta supuesta contradicción sería el sitio específico de activación en el hígado y la localización de enzimas de fase I o modificación (catalizan la oxidación, reducción o hidrólisis, por ejemplo, CYP2E1, Figura 2.3) y de fase II o conjugación (conjugan o adhieren grupos funcionales [glucorono-conjugación, acetilación, sulfatación, conjugación con glutatión] generalmente aumentando su solubilidad para poder ser excretadas, por ejemplo, GST en la Figura 2.2 (Michele A. Medinsky et al., 1996)). El hígado está dividido estructuralmente en lóbulos organizados en las zonas I, II y III, donde el sentido de flujo de la sangre va desde la vena porta hepática hasta la zona I, pasando por la zona II para llegar a la zona III antes de salir a través de una rama de la vena hepática. El sitio primario de enzimas conjugantes es la zona I (más cerca de la vena porta hepática) mientras que enzimas de la fase I como CYP2E1 se encuentran concentradas en la zona III (más alejadas de la vena porta hepática). Por lo tanto, las quinonas y fenoles inyectados directamente serían conjugados inmediatamente en la zona del hígado, pero el benceno escaparía esta conjugación y sería convertido en fenol e hidroquinona directamente en la zona III saliendo del hígado sin ser conjugados (Martyn T. Smith, 1996). El fenol y la hidroquinona llegarían a la médula ósea donde son rápidamente oxidadas formando metabolitos secundarios (por ejemplo, 1,4

benzoquinona) a través de enzimas peroxidadas (por ejemplo, MPO, mieloperoxidasa) ver Figura 2.3, (M. T. Smith et al., 1989; Martyn T. Smith, 2010). Se estima que esta evento de oxidación en la medula ósea sería saturable a altos niveles de exposición a benceno (Henderson, 1996).

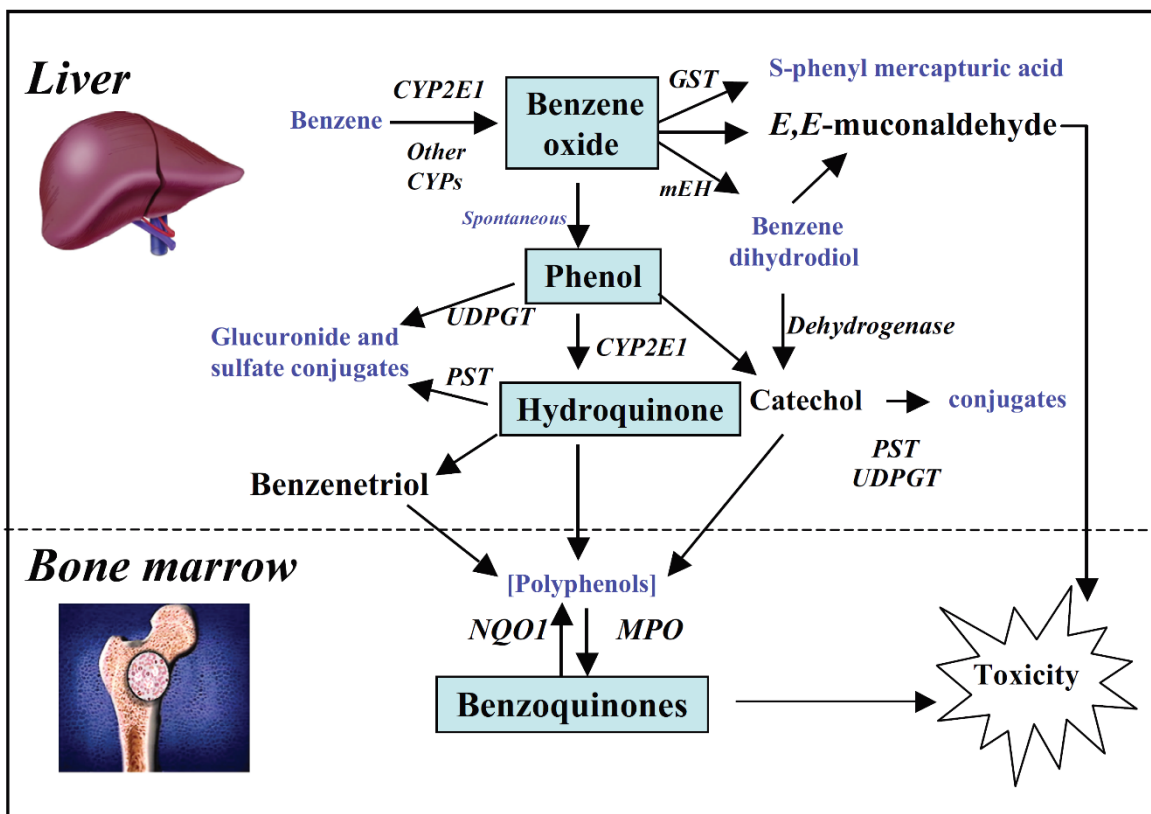


Figura 3.3: Esquema metabólico para el benceno que produce toxicidad. GST (glutathione-S-transferase), NQO1 (NAD(P)H:quinone oxidoreductase 1), MPO (myeloperoxidase), CYP2E1 (cytochrome P450 2E1), UDPGT (uridine diphosphate glucuronyl transferase), PST (phenol sulfotransferase), mEH (microsomal epoxide hydrolase). Figura obtenida desde Martyn T. Smith, 2010.

Todos los metabolitos fenólicos provenientes del metabolismo del benceno pueden ser oxidados por MPO y otras peroxidadas para formar radicales quinonas y semi-quinonas (Subrahmanyam et al., 1991). Estos radicales pueden unirse covalentemente a macromoléculas y generar especies reactivas de oxígeno a través del ciclo redox. 8-Oxo-2'-deoxyguanosine ([8-OHdG], un marcador de la interacción entre el radical hidroxilo y el ADN que indica una alteración química en la guanosina que puede causar mutaciones puntuales y quiebres en la hebra del ADN) aumenta después de la exposición a benceno y sus metabolitos en estudios hechos in vitro e in vivo (Barale et al., 1990; Kolachana et al., 1993; Levay & Bodell, 1992; Robertson et al., 1991). Incrementos en los niveles de 8-OHdG en la orina de trabajadores en estaciones de distribución de gasolina también han sido reportados (Lagorio et al., 1994). Reportes también han encontrado indicaciones de quiebra de hebra de ADN como resultado de la exposición a benceno (Sze et al., 1996; Tung et al., 2012). Adicionalmente, se ha reportado que un metabolito proveniente de la oxidación de fenol (4,4'-diphenoquinone) y la 1,4-benzoquinone son potentes inhibidores de la enzima topoisomerasa 2 que en condiciones normales asiste en el desenrollamiento

de la hebras de ADN evitando quiebres en la hebra (A. Y. Chen & Liu, 1994; H. Chen & Eastmond, 1995; Frantz et al., 1996). Estos quiebres tienen el potencial de generar recombinaciones aberrantes como por ejemplo translocaciones cromosomales y aneuploidía que son característicos en varios tipos de leucemia (Felix et al., 1995; Greaves, 1993; Zhang et al., 1994). La translocación más común encontrada en la leucemia myelogenena aguda (AML, Acute Myelogenous Leukemia) es la traslocación recíproca entre los cromosomas 8 y 21 (Nucifora & Rowley, 1995). En la Figura 2.4 (Martyn T. Smith, 1996) se puede observar un resumen de los principales eventos que inician el desarrollo de la leucemia debido a la exposición a benceno. En resumen, el benceno actuaría a través de sus metabolitos y como un mutágeno no-directo. (North et al., 2020) analizando el modo de acción (MOA) del benceno consideran que existe una expectativa de que exista un umbral de toxicidad.

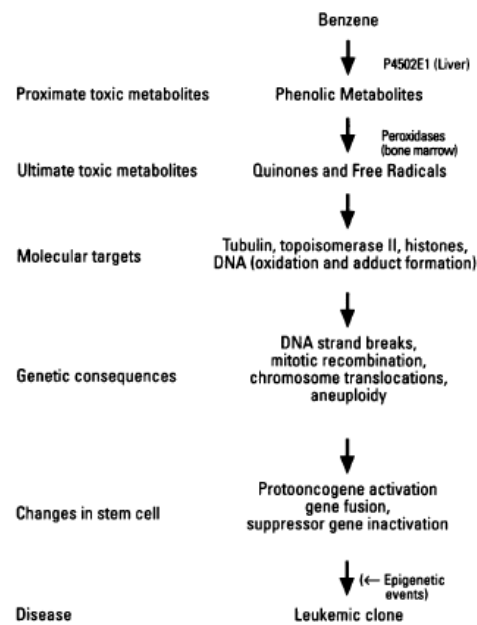


Figura 3.4: Hipótesis mecánica del desarrollo de leucemia inducida por exposición al benceno. Figura obtenida desde Martyn T. Smith, 1996.

La toxicidad aguda del benceno es baja. La LC_{50} (concentración capaz de matar al 50% de los individuos expuestos) es extremadamente alta (15000 y 44000 mg/m^3 para ratones y ratas respectivamente) causando depresión del sistema nervioso central y pérdida de la conciencia (WHO, 1993). Durante los últimos años, ha surgido la hipótesis de que la inmunosupresión e inflamación crónica estarían gatillando el desarrollo de leucemias inducidas por la exposición al benceno. Nuevas investigaciones han destacado el rol del benceno como activador del sistema inmune innato – como por ejemplo el aumento de marcadores proinflamatorios a bajas dosis de exposición – y como supresor del sistema inmune adaptativo deprimiendo la producción de leucocitos y particularmente linfocitos y células NK (Natural Killer) (Guo et al., 2020), Figura 2.5.

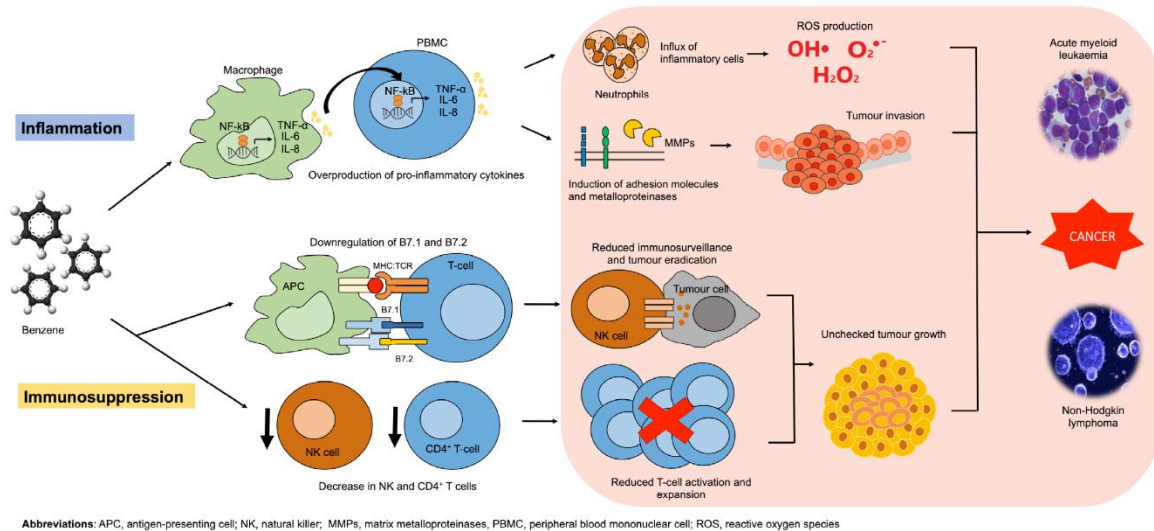


Figura 3.5: Mecanismos de carcinogénesis propuestos debido a la exposición a benceno vía inflamación crónica e inmunosupresión. Obtenidos desde Guo et al. 2020.

3.4 Leucemia

Múltiples trabajos epidemiológicos han concluido que existe una estrecha relación entre la exposición a benceno y el desarrollo de leucemia. La IARC (Agencia Internacional de Investigaciones sobre Cáncer) evaluó la evidencia científica respecto a la exposición al benceno para concluir que existe “suficiente evidencia” en humanos y animales para afirmar la carcinogenicidad del benceno y producir Leucemia Mieloide Aguda / Leucemia no linfocítica aguda (AML). En su evaluación la IARC concluye que: “Existe una evidencia sólida de que metabolitos del benceno actuando solos o en conjunto, producen múltiples efectos genotóxicos a nivel de células troncales hematopoyéticas pluripotenciales resultando en cambios cromosomales en humanos consistentes con aquellos observados en cánceres hematopoyéticos. En múltiples estudios en diferentes poblaciones ocupacionales en muchos países por más de tres décadas una gran variedad de cambios genotóxicos, incluyendo anomalías cromosomales se han encontrado en linfocitos de trabajadores expuestos al benceno. El benceno es carcinogénico para los humanos (Grupo 1)”(IARC Publications Website - Benzene, n.d.).

En el año 1998, la USEPA (Agencia de protección ambiental de Estado Unidos) publicó un informe denominado “Carcinogenic Effects of Benzene: An Update” donde evalúa la naturaleza y magnitud del riesgo en cáncer (leucemia mieloide aguda, AML) para humanos expuestos a niveles bajos (ambientales) de benceno vía inhalatoria (EPA, 1998). En este reporte, también se actualizó la evaluación de riesgos efectuada con anterioridad por la misma agencia (EPA, 1985) - donde el benceno fue categorizado en el grupo A (carcinógeno para humanos) - incluyendo evidencia adicional respecto al modo de acción para incorporarla en la caracterización de riesgos y aproximaciones dosis-respuestas. El estudio actualizado concluyó que el peso de la evidencia para desviarse de la suposición de linealidad en la curva de dosis-respuesta para el benceno es insuficiente y recomienda la

aproximación tomada con anterioridad por la agencia. Los autores concluyen que de las múltiples aproximaciones empleando la suposición de linealidad usando el estudio de trabajadores de Pliofilm, el riesgo de inhalación (riesgo de desarrollar leucemia durante el transcurso de la vida) para 1 ppm (3.19 mg/m³) va desde 7.1 x 10⁻³ hasta 2.5 x 10⁻² que refleja un modesto cambio respecto del calculado durante la primera evaluación (2.6 x 10⁻²).

En el reporte, el estudio de trabajadores de Pliofilm (un plástico desarrollado en los años 30 disolviendo caucho con benceno) fue usado para evaluar el efecto de la exposición inhalatoria a benceno. Una fábrica ubicada en la ciudad de Akron, Ohio, USA sintetizó Pliofilm desde 1936 hasta 1976 y el seguimiento de los trabajadores expuestos a benceno y el desarrollo de cáncer en ellos fue determinante en el cálculo del riesgo como consecuencia directa de la exposición a benceno (Infante, 2013a, 2013b).

Ahora bien, la evaluación de riesgos en este estudio ha generado diversos resultados, dichas diferencias provienen de la determinación de la exposición a benceno usadas en el modelamiento de dosis-respuesta. Por ejemplo, debido a la inexistencia de mediciones antes de 1946 diversos autores discrepan respecto a la imputación de concentraciones de benceno que determinan la exposición de los trabajadores. También existen diferencias respecto a la posibilidad de subestimación en la concentración de benceno y cantidad de horas de exposición dependiendo de la duración de las jornadas de trabajo (Brett et al., 1989; Crump, KS; Allen, 1984; K. Crump, 1992; K. S. Crump, 1994; EPA, 1985; Paustenbach et al., 1992, 1993; Paxton, MB; Chinchilli, V; Brett, 1992; Paxton, 1996; Rinsky et al., 1987, 1981). En la Tabla 2.5 se resumen los estimados de riesgo de desarrollar leucemia (durante el transcurso de la vida) basado en el estudio de los trabajadores de pliofilm usando aproximaciones hechas por diferentes investigadores. Nuevos cálculos utilizando el estudio de pliofilm recomiendan una nueva revisión de los riesgos actualizados por la EPA durante el año 1998 (Rhomberg et al., 2016).

Tabla 3.5: Riesgo de desarrollar leucemia debido a inhalación de benceno según diferentes evaluaciones para el estudio de los trabajadores de pliofilm.

Riesgos estimados calculados en base al estudio de trabajadores de Pliofilm por diferentes investigadores.			
Fuente	Riesgo a 1ppm (3.19 mg/m ³)	Riesgo a 1ppb (3.19 µg/m ³)	Modelo de exposición
US EPA (1985)	1.8E-2 (7.5E-3, 3.4E-2)	1.8E-5 (7.5E-6, 3.4E-5)	Crump and Allen, additive risk
	4.1E-2 (1.3E-3, 8.8E-2)	4.1E-5 (1.3E-5, 8.8E-5)	Crump and Allen, relative risk
Brett et al. 1989	4.03E-3 (1.0E-3, 1.2E-2) a 2.5E-2 (2.5E-3, 9.9E-2)	3.6E-6 (9.5E-7, 6.9E-6) a 1.1E-5 (2.2E-6, 1.9E-5)	Crump and Allen, conditional logistic
	2.2E-1 (1.2E-2, 1.0) a 8.4E-1 (1.5E-2, 1.0)	2.4E-5 (6.9E-6, 4.2E-5) a 3.4E-5 (8.2E-6, 5.9E-5)	Rinsky, conditional logistic
Paxton 1992	2.2E-3 (3.8E-5, 4.9E-3)	1.9E-6 (3.7E-8, 3.7E-6)	Crump and Allen, proportional hazard
	4.6E-3 (1.3E-3, 9.0E-3)	3.5E-6 (1.2E-6, 5.8E-6)	Paustenbach, proportional hazard
	1.8E-2 (3.0E-3, 5.5E-2)	8.9E-6 (2.5E-6, 1.5E-5)	Rinsky, proportional hazard
Crump 1992, 1994	1.1E-2 (2.2E-3, 2.0E-2) a 2.5E-2 (6.03E-3, 1.3E-1)	1.1E-5 (2.2E-56, 2.0E-5) a 2.5E-5 (6.03E-6, 1.3E-4)	Crump and Allen, linear
	5.4E-3 a 2.5E-2	4.5E-6 a 2.6E-5	Crump and Allen, nonlinear

Riesgos estimados calculados en base al estudio de trabajadores de Pliofilm por diferentes investigadores.			
Fuente	Riesgo a 1ppm (3.19 mg/m ³)	Riesgo a 1ppb (3.19 µg/m ³)	Modelo de exposición
	7.1E-3 (2.0E-3, 1.2E-2) a 1.5E-2 (3.8E-3, 2.6E-2)	7.2E-6 (2.0E-6, 1.2E-5) a 1.6E-25 (3.8E-6, 2.6E-5)	Paustenbach, linear
	8.6E-5 a 6.5E-3	8.6E-11 a 5.65E-6	Paustenbach, nonlinear

Tabla adaptada desde "Carcinogenic Effects of Benzene: An Update", (EPA, 1998)

De manera adicional a los cálculos reportados por la US EPA, la Organización Mundial de la Salud también estima un riesgo de desarrollar leucemia durante el transcurso de la vida de 6×10^{-6} para una concentración de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benceno (WHO, 1993). De manera similar, en el reporte producido para la comisión europea (DGXI, Commission, 1999) llamado "Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene" analizan el estudio realizado por la CONCAWE (CONservation of Clean Air and Water in Europe) donde (Gennart, J.P., Sanderson, J.T., Simpson, 1994) determina que los riesgos de inhalación reportados mostraban un amplio margen de incerteza (8.4×10^{-6} a 1.9×10^{-11} por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Sin embargo, el grupo ad hoc convocado por el "grupo de trabajo de benceno" acordó un rango de riesgo de 5×10^{-8} - 5×10^{-6} por cada $\mu\text{g}/\text{m}^3$. El límite superior del rango de riesgo es similar al estimado por la WHO y US EPA. La comparación de los riesgos asociados al desarrollo de leucemia por las tres agencias estudiadas: US EPA, Organización internacional de la Salud (WHO) y la Unión Europea (UE) se muestra en la Tabla 2.6. Es importante destacar que los riesgos (debido al aumento de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) reportados por la EPA y la UE proveen un rango mientras que la WHO solo provee un valor. Los valores de riesgo de la EPA y la WHO son similares (desde 2.2 a 7.84 casos por millón de habitantes en el caso de la EPA y 5.5 casos por millón de habitantes según la WHO), mientras que el rango sugerido por la UE contiene una incerteza substancial (desde 5 casos por 100 millones de habitantes hasta 5 casos por millón de habitantes).

Tabla 3.6: Estimaciones del efecto a la exposición al benceno, expuestos como el riesgo de desarrollar leucemia durante el transcurso de la vida debido a la exposición a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de benceno como promedio anual.

EPA		WHO	UE	
Rango			Rango	
2.23E-06	7.84E-06	5.88E-06	5.00E-08	5.00E-06

3.5 Efectos no carcinogénicos de la exposición a BTEX

La US EPA, provee RfC para todos los BTEX. Los RfC (Reference concentration, concentración de referencia) corresponden a un valor estimado [con cierto rango de incerteza] de inhalación continua en la población humana [incluyendo grupos sensibles] en la cual es posible que no haya un riesgo apreciable de efectos deletéreos durante el periodo de vida. Cómo se mostró anteriormente para el

benceno, el RfC es de 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ²¹. Los RfC para el tolueno²², el etilbenceno²³ y el xileno²⁴ son de 5000, 1000 y 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivamente.

Por otro lado, existe evidencia epidemiológica correlacionando la exposición a BTEX y el desarrollo y/o exacerbación de diversos efectos fisiológicos no carcinogénicos. (Bolden et al., 2015) publicaron una revisión donde recopilan estudios reportando diversos efectos producidos por la exposición a BTEX y que usaremos como guía para ilustrar los diversos efectos no carcinogénicos reportados por la exposición a dichos contaminantes. Los autores señalan que los resultados deben interpretarse con cautela, pues existen limitaciones en los estudios considerados. Por ejemplo, la falta de control de factores de confusión (ej, humo del cigarrillo que es una fuente substancial de BTEX), la falta de información respecto al tiempo de exposición en ambientes extra e intradomiciliarios (estos últimos poseen concentraciones de BTEX substancialmente mayores a los reportados en ambientes extradomiciliarios (Martins et al., 2012) y la naturaleza observacional de estos estudios que no proveen un factor causal para asociar los efectos en la salud con la exposición a los niveles medidos de BTEX.

En la Tabla 2.7, obtenida y modificada desde (Bolden et al., 2015), se muestra la recopilación de los efectos no carcinogénicos asociados a la exposición a benceno (tabla disponible en el ANEXO III: Efectos No Cancerígenos Benceno, hoja “Benceno”). Los niveles ambientales reportados en los estudios listados (1.01 – 24.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) no superan la RfC (30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Los efectos se clasifican como impacto en i) desarrollo, ii) función inmune iii) función metabólica iv) función reproductiva v) función respiratoria y vi) otros efectos fisiológicos.

²¹ https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=276

²² https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=118

²³ https://iris.epa.gov/static/pdfs/0051_summary.pdf

²⁴ https://iris.epa.gov/ChemicalLanding/&substance_nmbr=270

Tabla 3.7: Efectos no carcinogénicos de la exposición a benceno. Tabla obtenida y modificada desde Bolden et al. 2015. dnr: datos no reportados, nES: tamaño del efecto no reportado, 8-OHdG: 8-oxo-2'-deoxyguanosine, IL-3 (4 o 5) Interleuquina-3 (4 o 5), miR-223: microRNA-223, MLH-1(2): mutL homologue 1 (2), RBC: glóbulos rojos, WBC: glóbulos blancos, HOMA-IR: Evaluación de modelo homeostático, EBC: condensado exhalado, FEF25-75 flujo expirado forzado entre el 25 y el 75% del FVC, FEV1: volumen expirado forzado en 1 segundo, FVC: capacidad vital forzada. b: Excepto cuando se indique de otra manera, c: $p < 0.05$, d: $p = 0.05$, e: en niños expuestos al humo de cigarrillo, f: lag 0, g: rango promedio de cuatro visitas y f: para el segundo cuartil solamente.

Efecto en la salud	N	Concentración de exposición	Tamaño del efecto (OR; 95% CI) ^b	Referencia		
Desarrollo	diámetro biparietal	81	$\geq 2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	(-1.3; -2.6 a -0.1) ^c	Slama et al. 2009	
		1601703	1.975-4.929 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.82; 1.64-2.02) ^c	Zahrán et al. 2012	
	peso al nacer	270	< 1.4 a $\geq 2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	(-68; -135 to -1) ^c	Slama et al. 2009	
		2337	1.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(16.2; -24.6 a 56.9)	Estarlich et al. 2011	
	circunferencia de la cabeza	85	$\geq 2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$	(-3.7; -7.3 a -0.0) ^c	Slama et al. 2009	
		2337	1.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(0.04; -0.09 a 0.17)	Estarlich et al. 2011	
	nacimiento prematuro	785	$> 2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$	(6.46; 1.58 a 26.35) ^c	Llop et al. 2010	
	espina bífida	4531	> 2.86 -7.44 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.77; 1.04 a 3.00) ^c		
	Función inmune	atopia	1629	por cada 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento	(0.98; 0.88 a 1.09)	Hirsh et al. 1999
			86	6.32-12.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\beta = 0.32^c$	Choi et al. 2009
macrófagos alveolares		321	6.4 mg/L	(1.32; 1.1 a 2.32) ^e	Dutta et al. 2013	
CD4+/CD25+ t cells		56	3.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(-0.92; 1.00 a 1.81) ^d	Baiz et al. 2011	
displasia		321	6.4 mg/dL	(1.71; 1.26 a 4.22) ^c	Dutta et al. 2013	
			2.41 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.48; 1.24-1.75) ^d	Zhou et al. 2013	
eczema			en el último año	1.5-3.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.11; 1.0-1.28) ^d	Penard-Morand et al. 2010
eosinófilos		321	6.4 mg/L	(1.75; 1.19 a 4.22) ^c	Dutta et al. 2013	
IL-3 eosinófilos/basófilos		40	dnr	$r = 0.432^c$	Junge et al. 2014	
IL-5 eosinófilos/basófilos			dnr	$r = 0.371^c$		
Función metabólica	linfocitos	321	6.4 mg/L	(1.45; 1.21 a 3.44) ^c	Dutta et al. 2013	
	metaplasia		6.4 mg/L	(1.67; 1.22 a 5.45) ^c		
	miR-223	316	1.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.17; 1.07 a 1.29) ^c	Herberth et al. 2014	
	MLH1	140	7.96 mg/L	(1.44; 1.02 a 2.10) ^c	Mukherjee et al. 2014	
	MSH2			(1.64; 1.04 a 2.36) ^c		
	neutrófilos	321	6.4 mg/L	(1.22; 1.05 a 3.19) ^c	Dutta et al. 2013	
	sensibilización al polen	4907	4.5-3.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.24; 1.0 a 1.52) ^d	Penard-Morand et al. 2010	
	conteo de glóbulos blancos	20	369 $\mu\text{g} / (\text{g of Cr})$	$r = -0.51^c$		
	HOMA (IR) (resistencia a la insulina)	505	0.032 mg / (g of Cr)	(2.00; 1.16a3.46) ^{c,i}	Choi et al. 2014	
	Función reproductiva	astenospermia (movilidad reducida de espermios)			(nES) ^c	
normospermia				(nES) ^c		
oligospermia				(nES) ^c		
teratospermia		32	170-430 ng/mL	(nES) ^c	Ducci et al. 2001	
concentración de esperma				$r = -0.62^c$		
% normal esperma				$r = -0.41^c$		
Función respiratoria	asma	192	por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento	(2.922; 2.25 a 3.795) ^c	Rumchev et al. 2004	
			n/a	(4.95; 20.91 a 27.4)	Rive et al. 2013	
		111	0.3-53.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.3; 0.4 a 3.8)	Hulin et al. 2010	
	en el último año	1012	2.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.43; -0.65 a 4.75)	Billionet et al. 2011	

Efecto en la salud	N	Concentración de exposición	Tamaño del efecto (OR; 95% CI) ^b	Referencia
durante toda la vida	4907	1.5-3.3 µg/m ³	(1.36; 1.0 a 1.96) ^d	Penard-Morand et al. 2010
	2104	1.5-3.3 µg/m ³	(1.25; 1.08 a 1.43) ^c	
inducida por el ejercicio	4907	1.20-6.95 µg/m ³	(0.72; 0.48 a 1.07)	Bentayeb et al. 2010
	1228	1.5-3.3 µg/m ³	(1.32; 1.03 a 1.82) ^c	Penard-Morand et al. 2010
actual	1039	3-9 ppb	(1.28; 0.76 a 2.13)	
actual ^e	1039	>9 ppb	(1.48; 0.81 a 2.73)	
diagnosticado por el médico	3233	4.74->7.27 µg/m ³	(2.045; 1.227 a 3.407) ^c	Nicolai et al. 2003
	1255	4.74->7.27 µg/m ³	(2.047; 1.235 a 4.692) ^c	
	550	1.21 µg/m ³	(1.33; 1.13 a 1.56) ^c	Arif and Shah et al. 2007
	1228	3-9 ppb	(1.04; 0.67 a 1.63)	
	1039	>9 ppb	(1.06; 0.61 a 1.85)	Gordian et al. 2010
4209	2.41 µg/m ³	(0.97; 0.81 a 1.15)	Zhou et al. 2013	
asma severa (ataque de sama)	2203	por cada 1 µg/m ³ de aumento	(1.21; 1.01 a 1.45) ^c	Hirsh et al. 1999
	1228	3-9 ppb	(1.34; 0.70 a 2.54)	Gordian et al. 2010
	1039	>9 ppb	(2.49; 1.22 a 5.07) ^c	
síntomas	80	5.67 ng/L	(5.93; 1.64 a 21.94) ^c	Delfino et al. 2003a
	74	1.82 ppb	(1.23; 1.02 a 1.48) ^{c,f}	Delfino et al. 2003b
bronquitis	2114	por cada 1 µg/m ³ de aumento	(1.16; 1.04 a 1.48) ^c	Hirsh et al. 1999
bronquitis obstructiva	192	>3.6 µg/m ³	(10; 1.47 a 63.34) ^c	Rolle-Kampczyk et al. 2002
tos	2211	por cada 1 µg/m ³ de aumento	(1.21; 1.04 a 1.40) ^c	Hirsh et al. 1999
	3206	4.74->7.27 µg/m ³	(1.423; 1.01 a 2.005) ^c	Nicolai et al. 2003
	2104	1.50-6.95 µg/m ³	(0.78; 0.56 a 1.09)	Bentayeb et al. 2010
EBC pH	51	1.0-10.7 (µg/m ³)/week ^h	(-0.24; -0.42 a -0.06) ^c (-4.33; -7.13 a -1.53) ^c	Martins et al. 2012
FEV ₁	72	2.80 µg/m ³	(-4.7; -18.8 a 9.5)	Smargiassi et al. 2014
FEV ₁ <85% predicho	992	por cada 1 µg/m ³ de aumento	(1.17; 0.81 a 1.67)	Hirsh et al. 1999
FEF ₂₅₋₇₅ de FVC	51	1.0-10.7 (µg/m ³)/week ^h	(-5.89; -10.16 a -1.62) ^c	Martins et al. 2012
	72	2.80 µg/m ³	(-3.5; -34.2 a 27.1)	
FEF ₂₅₋₇₅ <70% predicho	981	por cada 1 µg/m ³ de aumento	(1.17; 0.92 a 1.50)	Hirsh et al. 1999
FEV ₁ / FVC	51	1.0-10.7 (µg/m ³)/week ^h	(-1.71; -3.24 a -0.18) ^c	Martins et al. 2012
estrés oxidativo (8 OHdG)	154	0.08 mg/L	β= 8.23 ^c	Yoon et al. 2010
infecciones pulmonares	256	>5.6 µg/m ³	(2.4; 1.3 a 4.5) ^c	Diez et al. 2000
	3192	4.74->7.27 µg/m ³	(1.646; 1.062 a 2.552) ^c	Nicolai et al. 2003
resollar (respiración ruidosa)	2218	por cada 1 µg/m ³ de aumento	(1.08; 0.90 a 1.29)	Hirsh et al. 1999
	6634	3.57 µg/m ³	(1.08; 1.02 a 1.13) ^c	Buchdahl et al. 2000
	4209	2.41 µg/m ³	(0.99; 0.84 a 1.15)	Zhou et al. 2013
otros efectos fisiológicos	20	hematocrito	r = -0.64 ^c	Pelallo Martinez et al. 2014
		hemoglobina	r = -0.60 ^c	
		conteo de glóbulos rojos	r = -0.42 ^c	

Respecto al impacto en el desarrollo, existen estudios que han mostrado una asociación entre la exposición maternal a tolueno y i) el bajo peso al nacer (Ghosh et al., 2012); ii) un aumento en la expresión de miR-223 que podría indicar cambios en la diferenciación de poblaciones de células T (Herberth et al., 2014). Respecto a los efectos inmunes de la exposición a tolueno, en adultos (Saijo et

al., 2004) reportó el aumento en “síntomas a la piel” y (D. W. Choi et al., 2009) reportó aumento en la atopía. En niños, el tolueno se asoció con el aumento de anticuerpos IgE, sensibilización al huevo y a la leche, bronquitis y eczema (Lehmann et al., 2001; Rolle-Kampczyk et al., 2002).

Respecto a la función respiratoria, en niños (Buchdahl et al., 2000; Delfino, Gong, Linn, Hu, et al., 2003; Hulin et al., 2010; Rumchev et al., 2004) reportaron una asociación entre la exposición a tolueno y la prevalencia de asma, síntomas de asma y dificultad respiratoria, mientras que (Delfino, Gong, Linn, Pellizzari, et al., 2003) no reportó asociaciones con asma. En adultos y adolescentes, las asociaciones entre la exposición a tolueno y asma fueron nulas (Arif & Shah, 2007; Billionnet et al., 2011) aunque asociaciones con la “falta de aliento” fueron reportadas (Bentayeb et al., 2013). Estudios de asociación entre exposición a tolueno y función pulmonar en niños con respiración ruidosa y personas de la tercera edad muestran resultados intrincados. La disminución de FEV₁ se observó en ambos grupos, mientras que la FEF₂₅₋₇₅ sólo fue reportado en las personas de la tercera edad (Martins et al., 2012; Yoon et al., 2010). Además, en personas de la tercera edad, el metabolito del tolueno denominado HPA (ácido hipúrico), correlacionó con marcadores de inflamación pulmonar (Yoon et al., 2010). Finalmente, el estudio de (Xu et al., 2009) reportó asociaciones entre la exposición a tolueno y el desarrollo de enfermedades cardiovasculares.

Respecto a los efectos inmunes de la exposición a benceno, (Pénard-Morand et al., 2010; Zhou et al., 2013) reportaron correlaciones entre los niveles de benceno y eczema y sensibilización a polen, mientras que (D. W. Choi et al., 2009; Hirsch et al., 1999) reportaron efectos disímiles respecto a hipersensibilidad (atopía). Adicionalmente, marcadores de difícil interpretación, pero indicativos de alteraciones al sistema inmune como el aumento en subpoblaciones celulares (CD4+CD25+) y miR-223 han sido reportados (Baiz et al., 2011; Herberth et al., 2014). También, (Dutta et al., 2013; Mukherjee et al., 2014) reportaron asociaciones entre marcadores de exposición a benceno (t,t-MA) y altos niveles de reparación de ADN en muestras de esputo. La exposición materna a benceno correlaciona con aumentos en células progenitoras de eosinófilos y basófilos que contribuirían al desarrollo de enfermedades respiratorias en los recién nacidos (Junge et al., 2014) y en niños, el marcador de exposición a benceno (t,t-MA) correlacionó con una disminución en el número de glóbulos rojos (Pelallo-Martínez et al., 2014).

Los efectos en la función metabólica se limitan a un estudio en personas de la tercera edad, donde el marcador de exposición a benceno (t,t-MA) correlacionó con el marcador de resistencia a la insulina (HOMA-IR) (Y. H. Choi et al., 2014). Los efectos en la función reproductiva de hombres fueron reportados por (Ducci et al., 2001) indicando disminuciones en la concentración, motilidad, morfología y viabilidad de espermatozoides.

Los efectos en la función respiratoria se han enfocado mayoritariamente a la relación entre la exposición a benceno y asma. (Arif & Shah, 2007; Delfino, Gong, Linn, Hu, et al., 2003; Delfino, Gong, Linn, Pellizzari, et al., 2003; Gordian et al., 2010; Hirsch et al., 1999; Nicolai et al., 2003; Pénard-Morand et al., 2010; Rumchev et al., 2004) reportaron correlaciones entre la prevalencia de asma y la exposición a benceno en niños y adultos. Sin embargo, otros estudios (Bentayeb et al., 2010; Billionnet et al., 2011; Gordian et al., 2010; Hulin et al., 2010; Rive et al., 2013; Zhou et al., 2013) han reportado la inexistencia de dichas relaciones en niños o adultos o personas de la tercera edad. (Hirsch et al., 1999; Nicolai et al., 2003) reportaron asociaciones entre la exposición a benceno y el aumento en la tos, mientras que (Bentayeb et al., 2010) no encontró dicha asociación en personas de la tercera edad. Respecto a respiración ruidosa en niños, (Buchdahl et al., 2000; Nicolai et al., 2003) encontraron asociaciones, pero (Hirsch et al., 1999; Zhou et al., 2013) reportaron la ausencia de estas. Respecto a la función pulmonar, se han reportado asociaciones entre exposición a benceno e inflamación pulmonar (Martins et al., 2012; Rolle-Kampczyk et al., 2002; Yoon et al., 2010) e infecciones pulmonares (Diez et al., 2000). En niños con respiración ruidosa se reportaron variados efectos como: volumen y flujo de expiración reducida y disminución en el pH del condensado exhalado (EBC) (Martins et al., 2012). En niños sanos, el volumen y flujo de expiración no fue asociado con la exposición a benceno (Hirsch et al., 1999; Smargiassi et al., 2014). Finalmente, en niños, el marcador de exposición a benceno (t,t-MA) se asoció con la disminución en el conteo de glóbulos rojos, hemoglobina y hematocrito (Pelallo-Martínez et al., 2014).

La Tabla 3.8 obtenida y modificada desde (Bolden et al., 2015) muestra la recopilación de efectos no carcinogénicos asociados a la exposición a tolueno (tabla disponible en el ANEXO III: Efectos No

Cancerígenos Benceno, hoja “Tolueno”). Los niveles ambientales reportados en los estudios listados (11.9 - 325.5.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) no superan la RfC (5000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Los efectos se clasifican como impacto en i) desarrollo, ii) función inmune, iii) función respiratoria y iv) otros efectos fisiológicos.

Tabla 3.8: Efectos no carcinogénicos de la exposición a tolueno. Tabla obtenida y modificada desde Bolden et al. 2015. 8-OHdG: 8-oxo-2'-deoxyguanosine, miR-223: microRNA-223, FEF₂₅₋₇₅ flujo expirado forzado entre el 25 y el 75% del FVC, FEV₁: volumen expirado forzado en 1 segundo, FVC: capacidad vital forzada, MDA: malondialdeído, IgE: Inmunoglobulina E, ^b: Excepto cuando se indique de otra manera, ^c: $p < 0.05$, ^d: $p = 0.05$ y ^e: rango promedio de cuatro visitas.

Efecto en la salud		N	Concentración de exposición	Tamaño del efecto (OR; 95% CI) ^b	Referencia
Desarrollo	bajo peso al nacer	354688	3.0 ppbV	(1.02; 1.00 a 1.05) ^d	Ghosh et al. 2012
	cualquier síntoma	317	325.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(4.17; 1.45 a 12.0) ^c	Saijo et al. 2004
Función inmune	atopia	86	33.74-41.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\beta = 0.34^c$	Choi et al. 2009
	eczema	39	>30.14 $\mu\text{g} / (\text{g of Cr})$	(9.00; 1.24 a 65.1) ^c	Rolle-Kampczyk et al. 2002
	IgE elevados	200	13.30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(3.3; 1.1 a 9.8) ^c	Lehmann et al. 2001
	miR-223	316	6.95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.09; 1.02 a 1.17) ^c	Herberth et al. 2014
	sensibilización a clara de huevo	200	13.30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(3.3; 1.0 a 11.1) ^d	Lehmann et al. 2001
	sensibilización a leche			(11.2; 2.1 a 60.2) ^c	
	síntomas cutáneos	317	325.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(5.57; 1.38 a 22.6) ^c	Saijo et al. 2004
		192	por cada 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de aumento	(1.842; 1.405 a 2.414) ^c	Rumchev et al. 2004
	asma	111	21.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(2.73; 1.28 a 5.83) ^c	Hulin et al. 2010
		550	14.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.21; 0.93 a 1.58)	Arif and Shah 2007
Función respiratoria		1012	11.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.42; -0.63 a 4.47)	Billionnet et al. 2011
	síntomas	80	26.9 ng/L	(4.96; 1.38 a 17.8) ^c	Delfino et al. 2003a
		74	7.17 ppb	(1.35; 0.99 a 1.84)	Delfino et al. 2003b
	falta de aliento	144	11.62 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(3.36; 1.13 a 9.98) ^c	Bentayeb et al. 2013
		154	0.53 mg/mL	$\beta = -65.00^c$	Yoon et al. 2010
	FEF 25-75% de FVC	51	13.4 - 32.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (semanal) ^e	(-1.14; -2.49 a 0.29)	Martins et al. 2012
		154	0.53 mg/mL	$\beta = -18.23^c$	Yoon et al. 2010
	FEV ₁	51	13.4 - 32.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (semanal) ^e	(-1.10; -1.97 a -0.23) ^c	Martins et al. 2012
	estrés oxidativo (MDA, 8OHdG)	154	0.53 mg/mL	$\beta = 0.51^c$ (MDA) $\beta = 0.51^c$ (8OHdG)	Yoon et al. 2010
	resollar (respiración ruidosa)	6634	9.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	(1.07; 1.01 a 1.13) ^c	Buchdahl et al. 2000
Otros efectos fisiológicos	enfermedad cardiovascular	419	0.751 ng/mL	(2.30; 1.2 a 4.23) ^c (3.49; 1.81 a 6.73) ^c	Xu et al. 2009

Respecto al impacto en el desarrollo, existen estudios mostrando una asociación entre la exposición maternal a tolueno y i) bajo peso al nacer (Ghosh et al., 2012) ii) aumento en la expresión de miR-223 que podría indicar cambios en la diferenciación de poblaciones de células T (Herberth et al., 2014). Respecto a los efectos inmunes de la exposición a tolueno, en adultos (Saijo et al., 2004) reportó el aumento en “síntomas a la piel” y (D. W. Choi et al., 2009) reportó aumento en la atopía. En niños, el tolueno se asoció con el aumento de anticuerpos IgE, sensibilización al huevo y a la leche, bronquitis y eczema (Lehmann et al., 2001; Rolle-Kampczyk et al., 2002).

Respecto a la función respiratoria, en niños (Buchdahl et al., 2000; Delfino, Gong, Linn, Hu, et al., 2003; Hulin et al., 2010; Rumchev et al., 2004) reportaron una asociación entre la exposición a tolueno y la prevalencia de asma, síntomas de asma y dificultad respiratoria, mientras que (Delfino, Gong, Linn, Pellizzari, et al., 2003) no reportó asociaciones con asma. En adultos y adolescentes, las asociaciones entre la exposición a tolueno y asma fueron nulas (Arif & Shah, 2007; Billionnet et al., 2011) aunque asociaciones con la “falta de aliento” fueron reportadas (Bentayeb et al., 2013). Estudios de asociación entre exposición a tolueno y función pulmonar en niños con respiración ruidosa y personas de la tercera edad muestran resultados intrincados, la disminución de FEV₁ se observó en ambos grupos, mientras que la FEF₂₅₋₇₅ sólo fue reportado en las personas de la tercera edad (Martins et al., 2012; Yoon et al., 2010). Además, en personas de la tercera edad, el metabolito del tolueno denominado HPA (ácido hipúrico), correlacionó con marcadores de inflamación pulmonar (Yoon et al., 2010). Finalmente, el estudio de (Xu et al., 2009) reportó asociaciones entre la exposición a tolueno y el desarrollo de enfermedades cardiovasculares.

La Tabla 3.9 obtenida y modificada desde (Bolden et al., 2015) muestra la recopilación de efectos no carcinogénicos asociados a la exposición a etilbenceno (tabla disponible en el ANEXO III: Efectos No Cancerígenos Benceno, hoja “Etilbenceno”). Los niveles ambientales reportados en los estudios listados (1.5 – 19.88 µg/m³) no superan la RfC (1000 µg/m³). Los efectos se clasifican como impacto en i) desarrollo, ii) función inmune, iii) función respiratoria y iv) otros efectos fisiológicos.

Tabla 3.9: Efectos no carcinogénicos de la exposición a etilbenceno. Tabla obtenida y modificada desde Bolden et al. 2015. 8-OHdG: 8-oxo-2'-deoxyguanosine, FEF₂₅₋₇₅: flujo expirado forzado entre el 25 y el 75% del FVC, FEV₁: volumen expirado forzado en 1 segundo, FVC: capacidad vital forzada, MDA: malondialdeído, IL-4: interleuquina 4, EBC: condensado exhalado, ^b: Excepto cuando se indique de otra manera, ^c: p<0.05, ^d: p=0.05 y ^e: rango promedio de cuatro visitas.

Efecto en la salud		N	Concentración de exposición	Tamaño del efecto (OR; 95% CI) ^b	Referencia
Desarrollo	bajo peso al nacer	354688	0.4 ppbV	(1.01; 1.00 a 1.03) ^d	Ghosh et al. 2012
	atopía	86	2.01-5.61 µg/m ³	β= 0.32 ^c	Choi et al. 2009
Función inmune	sensibilización a leche	200	1.77 µg/m ³	(5.00; 1.1 a 21.6) ^c	Lehmann et al. 2001
	rinitis	1012	2.2 µg/m ³	(1.48; 1.09 a 2.02) ^c	Billionnet et al. 2011
Función respiratoria	asma	192	por cada 10 µg/m ³ de aumento	(2.541; 1.160 a 5.567) ^c	Rumchev et al. 2004
		1012	2.2 µg/m ³	(1.63; -0.11 a 5.20)	Billionnet et al. 2011
		111	2.9 µg/m ³	(1.9; 0.7 a 4.9)	Hulin et al. 2010
	diagnosticado por un médico	550	2.55 µg/m ³	(1.34; 1.01 a 1.78) ^c	Arif and Shah 2007
	síntomas	74	0.59 ppb	(1.38; 1.09 a 1.75) ^c	Delfino et al. 2003
Función respiratoria	EBC pH	51	1.7 - 19.8 µg/m ³ (semanal) ^e	(-0.14; -0.23 a -0.04) ^c	Martins et al. 2012
	FVC	433	1.5 µg/m ³	(-4.53; -6.26 a -2.82) ^c (-4.49; -6.55 a -2.48) ^c	Wallner et al. 2012
	FEV ₁	51	1.7-19.8 µg/m ³	(-1.79; -3.32 a -0.25) ^c	Martins et al. 2012
		154	0.08 mg/mL	β= -15.10	Yoon et al. 2010
	FEF 25-75% de FVC	51	1.7-19.8 µg/m ³	(-2.48; 4.81 a -0.16) ^c	Martins et al. 2012
		154	0.08 mg/mL	β= -67.67	
	estrés oxidativo (MDA, 8OHdG)	154	0.08 mg/mL	β= 2.20 ^c (MDA) β= 13.77 ^c (8OHdG)	Yoon et al. 2010
resollar (respiración ruidosa)	6634	2.06 µg/m ³	(1.08; 1.03 a 1.14) ^c	Buchdahl et al. 2000	
Otros efectos fisiológicos	enfermedad cardiovascular	262	0.135 ng/mL	(3.10; 1.40 a 6.86) ^c	Xu et al. 2009

Respecto al impacto en el desarrollo, existen estudios mostrando una asociación entre la exposición maternal a etilbenceno y bajo peso al nacer (Ghosh et al., 2012). Respecto a los efectos inmunes del etilbenceno, su exposición se asoció con el desarrollo de atopía (D. W. Choi et al., 2009); en niños se asoció con sensibilización a la leche (Lehmann et al., 2001); y en adultos y niños, con la prevalencia de rinitis (Billionnet et al., 2011).

Respecto a la función respiratoria, en niños con respiración ruidosa, (Martins et al., 2012) reportó la asociación entre la exposición a etilbenceno e inflamación pulmonar revelado por la disminución en FEV₁, FEF₂₅₋₇₅ y cambios en la acidez del condensado exhalado (EBC). En niños sanos, la exposición a etilbenceno correlacionó con la disminución en FEV₁ y FVC indicando efectos en la función pulmonar (Wallner et al., 2012). (Yoon et al., 2010) no encontró asociaciones entre la exposición a etilbenceno (medido a través de su metabolito, ácido mandélico) y la función pulmonar en personas de la tercera edad, sin embargo, reportó aumentos en marcadores de estrés oxidativo en los pulmones. En adultos, se reportó una asociación entre la exposición a etilbenceno y el aumento en el diagnóstico médico de asma (Arif & Shah, 2007), esta asociación no fue reportada al analizar adultos y niños (Billionnet et al., 2011). En niños, la asociación entre la exposición a etilbenceno y asma no es clara, pues hay estudios que reportan una correlación entre exposición y asma (Delfino, Gong, Linn, Pellizzari, et al., 2003; Rumchev et al., 2004),

mientras que otro reportó una asociación nula (Hulin et al., 2010). (Buchdahl et al., 2000) reportó una asociación entre la exposición a etilbenceno y respiración ruidosa en niños. Finalmente, los niveles de etilbenceno en la sangre han sido asociados con enfermedades cardiovasculares (Xu et al., 2009).

La Tabla 3.10 obtenida y modificada desde (Bolden et al., 2015) muestra la recopilación de efectos no carcinogénicos asociados a la exposición a xileno (tabla disponible en el ANEXO III: Efectos No Cancerígenos Benceno, hoja "Xileno"). Los niveles ambientales reportados en los estudios listados (1.2 – 26.0 µg/m³, combinación de isómeros) no superan la RfC (100 µg/m³). Los efectos se clasifican como impacto en i) desarrollo, ii) función inmune, iii) función respiratoria y iv) otros efectos fisiológicos.

Tabla 3.10: Efectos no carcinogénicos de la exposición a xileno. Tabla obtenida y modificada desde Bolden et al. 2015: m-, p- y o-X: m-, p- y o-Xileno, 8-OHdG: 8-oxo-2'-deoxyguanosine, FEV₁: volumen expirado forzado en 1 segundo, FVC: capacidad vital forzada, MDA: malondialdeído ^b: Excepto cuando se indique de otra manera, ^c: p<0.05, ^d: p=0.05 y ^e: rango promedio de cuatro visitas.

Efecto en la salud		N	Concentración de exposición	Tamaño del efecto (OR; 95% CI) ^a	Referencia
Desarrollo	bajo peso al nacer	354688	1.5 ppbV (m- + p-X)	(1.03; 1.01 a 1.06) ^c	Ghosh et al. 2012
			0.5 ppbV (o-X)	(1.03; 1.01 a 1.06) ^c	
Función inmune	rinitis	1012	5.4 µg/m ³ (m- + p-X)	(1.46; 1.07 a 2.00) ^c	Billionnet et al. 2011
			2.2 µg/m ³ (o-X)	(1.43; 1.03 a 1.99) ^c	
	sensibilización a leche	200	7.23 µg/m ³ (m- + p-X)	(8.0; 1.9 a 34.2) ^c	Lehmann et al. 2001
			1.56 µg/m ³ (o-X)	(6.0; 1.5 a 24.2) ^c	
	síntomas oculares			(2.18; 1.03 a 4.59) ^c	
síntomas respiratorios y a la garganta	317	26 µg/m ³	(2.22; 1.1 a 4.46) ^c	Saijo et al.2004	
Función respiratoria		1012	5.4 µg/m ³ (m- + p-X)	(1.50; -0.41 a 4.71)	Billionnet et al. 2011
			2.2 µg/m ³ (o-X)	(1.65; -0.09 a 5.37)	
	asma	192	por cada 10 µg/m ³ de aumento (p-X)	(1.485; 0.988 a 2.231)	Rumchev et al. 2004
			por cada 10 µg/m ³ de aumento (m-X)	(1.608; 1.102 a 2.347) ^c	
		112	10.3 µg/m ³	(1.7; 0.7 a 4.1)	Hulin et al. 2010
	diagnosticado por un médico	550	5.97 µg/m ³ (m- + p-X)	(1.33; 1.08 a 1.64) ^c	Arif and Shah 2007
			2.16 µg/m ³ (o-X)	(1.32; 1.04 a 1.67) ^c	
	síntomas	80	13.3 ng/L (m- + p-X)	(3.61; 1.13 a 11.6) ^c	Delfino et al 2003a
			4.16 ng/L (o-X)	(2.29; 0.89 a 5.89)	
			74	3.07 ppb (m- + p-X)	(1.35; 1.01 a 1.80) ^c
		0.94 ppb (o-X)	(1.28; 1.00 a 1.66) ^d		
falta de aliento	144	5.18 µg/m ³ (m- + p-X)	(1.61; 0.60 a 4.31)	Bentayeb et al. 2013	
		2.07 µg/m ³ (o-X)	(2.85; 1.06 a 7.68) ^c		
bronquitis obstructiva	192	>11.1 µg/m ³	(10; 1.045 a 161.7) ^c	Rolle-Kampczyk et al. 2002	
FVC	433	4.1 µg/m ³ (m- + p-X)	(-4.88; -6.68 a -3.12) ^c	Wallner et al. 2012	
		1.5 µg/m ³ (o-X)	(-4.74; -6.50 a -3.01) ^c		
FEV ₁	154	0.10 mg/mL	β= -65.70	Yoon et al. 2010	
		433	4.1 µg/m ³ (m- + p-X)		(-4.78; -6.91 a -2.48) ^c
			1.5 µg/m ³ (o-X)	(-4.64; -6.72 a -2.59) ^c	
	51	6.7 - 12.9 µg/m ³ (m- + p-X) (semanal) ^e	(-0.25; -1.07 a 0.56)	Martins et al. 2012	
FEV ₁ / FVC	154	0.008 mg/mL	β= -2.44 ^c	Yoon et al. 2010	
síntomas oculares	317	26.0 µg/m ³	(2.18; 1.03 a -4.59) ^c	Saijo et al. 2004	
estrés oxidativo (MDA, 8OHdG)	154	0.008 mg/mL	β= 0.84 ^c (MDA)	Yoon et al. 2010	
			β= 8.20 ^c (8OHdG)		

Efecto en la salud	N	Concentración de exposición	Tamaño del efecto (OR; 95% CI) ^b	Referencia
resollar (respiración ruidosa)	6634	5.14 µg/m ³ (m- + p-X)	(1.08; 1.03 a 1.14) ^c	Buchdahl et al. 2000
		2.06 µg/m ³ (o-X)	(1.08; 1.03 a 1.14) ^c	
Otros efectos fisiológicos	426	0.478 ng/mL (m- + p-X)	(2.36; 1.19 a 4.67) ^c	Xu et al. 2009
enfermedad cardiovascular	199	0.143 ng/mL (o-X)	(2.68; 1.14 a 6.25) ^c	

Respecto al impacto en el desarrollo, (Ghosh et al., 2012) reportó una asociación entre la exposición maternal a m- + p-xileno y o-xileno y bajo peso al nacer. Respecto a los efectos inmunes del xileno, la exposición a cualquiera de sus isómeros se relacionó con la sensibilización a la leche en niños (Lehmann et al., 2001) y con el aumento en la prevalencia de rinitis (Billionnet et al., 2011). En adultos, un estudio reportó asociaciones entre la exposición a xileno y “síntomas oculares” y “síntomas respiratorios y a la garganta” (Saijo et al., 2004).

Respecto a la función respiratoria, en niños la exposición a xileno se asoció con la disminución de FVC y FEV₁ indicando una disminución de la función pulmonar, sin embargo, en niños con respiración ruidosa no se reportó dicha asociación (Martins et al., 2012; Wallner et al., 2012). En personas de la tercera edad, la exposición a xileno se asoció con i) cambios en la función pulmonar y aumentos en marcadores de estrés oxidativo (Yoon et al., 2010) y ii) la prevalencia de falta de aliento (sólo para x-xileno, Bentayeb et al., 2013). La exposición a m- y p-xileno se asoció con la prevalencia de bronquitis obstructiva (Rolle-Kampczyk et al., 2002). En relación al asma, la exposición a xileno se asoció con la prevalencia de “asma diagnosticado por un médico” (Arif & Shah, 2007). En niños, las relaciones entre la exposición a xilenos y asma fueron variadas, pero positivas (Delfino, Gong, Linn, Hu, et al., 2003; Delfino, Gong, Linn, Pellizzari, et al., 2003; Hulin et al., 2010; Rumchev et al., 2004) o neutras (Billionnet et al., 2011). (Buchdahl et al., 2000) reportó que los xilenos se asociaron con la prevalencia de respiración ruidosa en niños. Finalmente, los niveles de xilenos (o-,m- y p-xilenos) en la sangre han sido correlacionados con enfermedades cardiovasculares (Xu et al., 2009).

3.6 Métodos de evaluación de efectos no carcinogénicos de la exposición a benceno

La evaluación de efectos no carcinogénicos de la exposición a benceno ha sido desarrollada en múltiples estudios toxicológicos y epidemiológicos. El sistema de información de riesgo integrado (Integrated Risk Information System, IRIS) de la US EPA después de un exhaustivo proceso de revisión efectuó una evaluación de la Concentración de Referencia (Reference Concentration, RfC) para el benceno durante el año 2003. El RfC es un valor estimado de la concentración continua de exposición inhalatoria en la población humana que no genera un riesgo apreciable o efectos deletéreos durante el largo de la vida (EPA, 2021). El valor de RfC para la inhalación de benceno obtenido en la IRIS es de 3×10^{-2} mg/m³ (30 µg/m³). Esta concentración se basa en las mediciones de disminución en el conteo de linfocitos en trabajadores expuestos a benceno (Rothman et al., 1996). Adicionalmente el cociente de peligro (Hazard Quotient, HQ) es el cociente de la potencial exposición (concentración estimada, EC) a una sustancia y el nivel o concentración al cual los efectos adversos de dicha sustancia no son esperables (RfC) [Ecuación 6]. De tal manera, los valores HQ < 1 indican un nivel de exposición aceptable donde los efectos no carcinogénicos pueden ser descartables (Begou & Kassomenos, 2020).

$$HQ = EC/RfC$$

Ecuación 6: Cálculo del valor de cociente de peligro (Hazard Quotient, HQ)

4 Revisión exhaustiva de países que cuenten con algún tipo de regulación de COVs (o algún COV específico), sea por norma de emisión, por norma de calidad o ambas

Múltiples niveles de calidad del aire han sido escogidos para definir normas de calidad del aire para benceno en múltiples países, los que están resumidos por (Badjagbo et al., 2010; Marčiulaitienė et al., 2017; Sekar et al., 2019) en la Tabla 2.12.

Tabla 4.1: Normas ambientales y estándares de calidad del aire para benceno en diversos países. Tabla obtenida y modificada desde Sekar et al. 2009

Continente	País	Límite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Intervalo promedio	Definiciones y estándares
Asia	India	5	Anual	Estándar de calidad del aire
	Iraq	3	Anual	Estándar de calidad del aire
	.	3	Anual	Estándar de calidad del aire
	El Líbano	5	Anual	Valor Límite
		100	24 hrs	
	Rusia	300	20 min	Concentración Máxima Permisible
		5	Anual	
	Corea del Sur	5	Anual	Estándar de calidad del aire
	Siría	20	Anual	Estándar de calidad del aire
	Vietnam	22	1 hr	Regulación de sustancias peligrosas en el aire ambiental
	10	Anual		
	Israel	3.9	24 hrs	Estándar de calidad del aire
		1.3	Anual	
Oceanía	Nueva Zelanda	5 (2002) 3.6 (2010)	Anual	Estándar de calidad del aire
África	Botsuana	5	Anual	Estándar de calidad del aire
	Marruecos	10	Anual	Estándar de calidad del aire
	Sudáfrica	10	Anual	Estándar de calidad del aire
Europa	Unión Europea	5	Anual	Valor límite para la protección de la salud humana
	Francia	2	Anual	Objetivo de largo plazo
	Albania	5	8 hrs	Estándares primarios y secundarios
	Bielorrusia	40	24 hrs	
		10	Anual	Concentración máxima permisible
	Suecia	Umbral Superior 3.5 Umbral inferior 2	Anual	Estándar de calidad del aire
	Malta	Umbral Superior 3.5 Umbral inferior 2	Anual	Regulaciones de la calidad del aire ambiental
	Escocia	3.25	Anual	Valor objetivo
	Irlanda del Norte	3.25	Anual	Valor objetivo
	América	Colombia	5	Anual
Perú		4	Anual	Estándar de calidad del aire
Cuba		1000	20 min	Concentración máxima permisible

Cabe mencionar que en EEUU el benceno no es clasificado dentro de los NAAQS (National Ambient Air Quality Standards) con un estándar de calidad del aire²⁵, ni tampoco en el estado de California²⁶ que suele tener regulaciones ambientales más estrictas que las propuestas por la US EPA. Sin embargo, se ha clasificado dentro de los HAPs (Hazardous Air Pollutants, <https://www.epa.gov/haps/initial-list-hazardous-air-pollutants-modifications>) donde las emisiones son reguladas en base a otras herramientas de gestión ambiental. Algunas de ellas se mencionan en la Tabla siguiente:

Tabla 4.2: Valores regulatorios y recomendados para salud de exposición a Benceno. Fuente: USEPA²⁷.

Valor (mg/m3)	SIGLA	Detalle
8	ACGH STEL	Conferencia americana del límite de exposición a corto plazo de los higienistas gubernamentales e industriales.
1.6	ACGIH TLV	La conferencia estadounidense del valor límite de umbral de higienistas gubernamentales e industriales expresado como un promedio ponderado en el tiempo; La concentración de una sustancia a la que la mayoría de los trabajadores se pueden exponer sin efectos adversos.
489-163	AIHA ERPG	Directrices de planificación de la respuesta de emergencia de la Asociación Americana de Higiene de la Higiene. ERPG 1 es la concentración máxima en el aire debajo del cual se cree que casi todos los individuos podrían exponerse hasta una hora sin experimentar otros efectos de salud adversos transitorios leve o percibir un olor objetable claramente definido; ERPG 2 es la concentración máxima en el aire que se cree que casi todos los individuos podrían exponerse hasta una hora sin experimentar o desarrollar efectos irreversibles u otros graves de salud que podrían afectar sus habilidades para tomar medidas de protección. Los umbrales de detección y reconocimiento de la asociación de higiene industrial estadounidenses para el benceno son de 61 ppm y 97 ppm, respectivamente.
31.951	LC50 (Lethal Concentration 50)	Se espera que una concentración calculada de un químico en el aire a la que se espera que la exposición durante un período de tiempo específica cause la muerte en el 50% de una población experimental definida.
0.32	NIOSH REL	Instituto Nacional del Límite de Exposición Recomendado de Seguridad Ocupacional y Salud; Límite de exposición nioshrecomunicada para una exposición y / o techo promedio ponderado en el tiempo de 8 o 10 horas.

²⁵ NAAQS por sus siglas en inglés, disponible en <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naaqs-table>

²⁶ CAAQS por sus siglas e inglés. La ley de California no requiere que los CAAQS se cumplan en fechas específicas como es el caso de NAAQS. Más bien, requiere un progreso incremental hacia el logro. Disponible en <https://ww2.arb.ca.gov/es/resources/california-ambient-air-quality-standards>

²⁷ Disponible en <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/benzene.pdf>

Valor (mg/m3)	SIGLA	Detalle
3.2	NIOSH STEL	Límite de exposición a corto plazo de NIOSH; Límite de exposición recomendado de NIOSH durante un período de 15 minutos.
3.2	OSHA PEL	El límite de exposición permisible de la seguridad y salud sobre la seguridad de la educación y la seguridad de la enfermedad se expresa como un promedio de tiempo de tiempo; la concentración de una sustancia a la que la mayoría de los trabajadores pueden estar expuestos sin efecto adverso promedio durante un normal de jornada laboral de 8 h o un 40-h semana de trabajo.
16.3	OSHA STEL	Límite de exposición a corto plazo de la Administración de Salud y Seguridad Ocupacional

4.1 Escenarios normativos evaluados

Para efectos de la regulación de norma de Calidad de COVs, la tendencia internacional es enfocar el monitoreo en aquellos contaminantes COV's que se encuentran en mayor cantidad en la atmósfera (BTEX), y establecer la norma de calidad solamente para el contaminante Benceno. Si bien existen otros contaminantes COV's que pueden ser regulados, al normar Benceno también se controlan las otras especies COV's volátiles, ya que presentan comportamiento de fuentes emisoras similares. Además, el benceno es uno de los pocos contaminantes COV's que sí tiene evidencia científica de efectos adversos en la salud. Los otros ETX se presume que tienen efectos adversos, pero no son tan claros como los que presenta el Benceno.

Debido a que es el único compuesto que ha sido categorizado como cancerígeno, es posible encontrar distintos países/organizaciones que han establecido un estándar de calidad del aire (como fue expuesto en la Tabla 2.12). En la Tabla 2.14 se entrega un resumen de los valores anuales establecidos por los diferentes países, que van desde 1,3 a 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Considerando los niveles de concentración reportados en varios lugares Tabla 2.3, los niveles de concentración de calidad del aire en Chile reportados y estimados más adelante en este informe (Capítulo 7), se ha propuesto evaluar tres escenarios, considerando regulaciones ni muy estrictas, ni muy laxas, y que se utilicen en la mayor cantidad de países.

Tabla 4.3: Rango de estándares anuales. (Sekar et al. 2019).

Escenarios	Valor Anual ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	País
	20	<i>Siria</i>
	10	<i>Marruecos, Sud África, Vietnam</i>
Escenario 1	5	<i>Unión Europea, India, El Líbano, Rusia, Corea del Sur, Botswana, Albania, Colombia</i>
	4	<i>Perú</i>
Escenario 2	3,6	<i>Nueva Zelanda</i>
Escenario 3	3	<i>Irak, Japón, Suecia, Malta</i>
	2	<i>Francia</i>
	1,3	<i>Israel</i>

Para cada uno de ellos se consideró eventuales sub-escenarios, considerando condición de Saturación (sobre el valor definido) y Latencia (entre el 80% y el 100% del valor definido).

5 Inventario de emisiones para COVS y Benceno

5.1 Consideraciones metodológicas

El inventario que se entrega a continuación tiene por objetivo conocer el estado de emisiones para COVs en el territorio nacional, con fines de elaborar políticas públicas, en este caso, una norma de calidad para estos contaminantes. Otros fines posibles para un inventario han quedado excluidos de este estudio, como el de la modelación atmosférica de contaminantes atmosféricos o la evaluación de la efectividad de planes de descontaminación. En el primer caso, la poca densidad de datos de calidad del aire, por carencia de series de tiempo completas y falta de resolución espacial y temporal, hace extremadamente difícil, si no imposible, la realización de un ejercicio de este tipo. En el segundo, al tratarse de un grupo de contaminantes que no ha sido normado en Chile, no es posible evaluar políticas de reducción de sus emisiones las que, hasta la fecha, han sido inexistentes, salvo casos particulares en que las emisiones hayan estado reguladas por medio de una resolución de calificación ambiental.

Para la elaboración del inventario se ha buscado la mejor información disponible de acuerdo con las fuentes de información usuales en el contexto nacional e internacional, tanto para estimar los niveles de actividad (fuentes de datos) como para los factores de emisión aplicados (guías para elaboración de inventarios). El detalle de las fuentes de información consultadas junto con la metodología se encuentra en ANEXO II: Inventario de emisiones COV's y Benceno: Fuentes de información para la elaboración de inventarios de emisiones. Resumidamente, se consultaron diferentes fuentes de información sobre emisiones incluyendo el RETC, el Manual para Desarrollo de Inventarios elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente y DICTUC (2016), documentos internacionales como las guías de inventarios y recopilaciones de factores de emisión de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) y la Agencia Europea de Medio Ambiente (EMEP EEA) y artículos especializados para fuentes o factores de emisión específicos²⁸. Los inventarios de emisiones realizados en contextos de otros planes de descontaminación (principalmente por material particulado) que incluyen emisiones de COV han sido relevantes para orientar la metodología de este estudio, ya que entregan estimaciones válidas que permiten apreciar los niveles de emisión de los diversos grupos de fuentes y, con ello, focalizar los esfuerzos de búsqueda en aquellas que concentran la mayor cantidad de emisiones.

Para las estimaciones de niveles de actividad se han privilegiado las fuentes de información oficiales tales como el Instituto Nacional de Estadísticas (población, vivienda, registro de vehículos motorizados), la Superintendencia de Electricidad y Combustibles (consumo de combustibles líquidos y gaseosos), la Oficina de Planificación del Ministerio de Agricultura (superficie agrícola y cultivos principales), la Corporación Nacional Forestal (quemadas agrícolas y forestales), entre las más importantes. Para la estimación de emisiones de quema de leña (las más importantes a nivel nacional

²⁸ El detalle de las fuentes para cada categoría de emisión incluyendo las referencias correspondientes se encuentra en anexo V.

y desde la región de O'Higgins hacia el sur) se ha usado como base el estudio del Ministerio de Energía - CDT de 2015 que estima el consumo de leña en viviendas a nivel nacional²⁹.

La información se ha desagregado hasta el nivel comunal cuando los datos lo permiten (ej. Población, vivienda, vehículos). Cuando esto no ha sido posible, se han prorrateado las emisiones de acuerdo con el indicador más cercano (ej. Número de vehículos por comuna para estimar consumos de combustibles, o número de viviendas por comuna para estimar distribución de equipos que consumen leña).

El nivel de esfuerzo para el cálculo de las emisiones se correlaciona con la importancia que estas tienen en el global nacional. Para el caso de la quema de leña, se ha realizado un análisis en detalle, incluyendo, por ejemplo, los programas de recambio de calefactores³⁰ para estimar adecuadamente el nivel de actividad para este tipo de fuente, la humedad promedio de la leña por región, etc. En el otro extremo, fuentes emisoras cuyo aporte es menor en el cómputo global o donde las metodologías no permiten un análisis más detallado, han tenido un tratamiento más simplificado, en algunos casos la aplicación directa de un factor de emisión a un proxy de la actividad (ej. fuentes domiciliarias).

La información está organizada por tipo de fuente emisora. Primero se explica **cómo se han caracterizado las fuentes, qué factores de emisión se han utilizado y los supuestos principales para realizar las estimaciones**. Finalmente, se entregan los valores de emisiones a nivel regional. Los cálculos a nivel comunal se entregan en base de datos aparte. Cuando hay estimación de emisiones de benceno, se entregan inmediatamente después de las emisiones de COV, para el mismo grupo de fuentes.

Salvo dos casos, todos los cálculos de emisiones han sido realizados por el equipo consultor, sobre la base de las fuentes de información que permiten estimar los niveles de actividad de las fuentes; y con la utilización de factores de emisión que se obtienen de la literatura especializada. Las excepciones corresponden al cálculo para fuentes fijas, como se detalla en la introducción para ese tipo de fuentes; y la estimación de emisiones para las operaciones aeroportuarias, donde se han utilizado los resultados del estudio que Algoritmo realizó para la DGAC en 2015, los cuales han servido para estimar las emisiones de 2018, utilizando proporcionalidad entre éstas y el número de operaciones de aviones (despegues y aterrizajes).

En el ANEXO II: Inventario de emisiones COV's y Benceno de este documento se entrega el detalle de todas las fuentes de información utilizadas para caracterizar las emisiones de todos los tipos de

²⁹ Ministerio de Energía, CDT; Medición del Consumo Nacional de Leña y otros Combustible sólidos derivados de la Madera; Santiago, 2015.

³⁰ Se consideran todos los recambios realizados, estén asociados a un plan de descontaminación o no. Ver, DIPRES-CSP-Universidad de Chile; Evaluación Programa de Recambio de Calefactores a Leña del Ministerio de Medio Ambiente; Santiago, 2019; páginas 24 y 90.

fuentes, con la referencia de donde se tomaron los datos y, cuando es posible, el vínculo a él o los archivos donde está la información utilizada³¹.

5.2 Resumen Inventario de Emisiones

Las emisiones de COV para el año 2018, desagregadas por regiones y por categoría de fuentes se presentan en Tabla 5.1 y Tabla 5.2. La quema de leña es la principal fuente emisora.

Tabla 5.1: Inventario de emisiones (ton/año), desagregación regional. Compuestos Orgánicos Volátiles, toneladas por año, 2018.

Zona	Región	Fuentes Fijas	Areales	Transporte	Total
Norte	Arica y Parinacota	7,6	2.184,5	1.046,2	3.238,4
Norte	Tarapacá	52,0	5.309,5	2.444,4	7.805,9
Norte	Antofagasta	281,0	8.168,7	7.754,3	16.203,9
Norte	Atacama	84,7	3.577,3	2.670,0	6.332,0
Norte	Coquimbo	31,6	12.513,8	3.473,3	16.018,7
Norte	Valparaíso	1.009,1	34.823,5	6.546,5	42.379,1
Centro	Metropolitana de Santiago	550,9	89.730,5	23.912,5	114.193,9
Centro	Libertador General Bernardo O'Higgins	98,8	25.261,1	3.354,3	28.714,2
Centro	Maule	202,7	35.426,1	4.469,0	40.097,8
Centro	Ñuble	90,4	31.109,1	1.850,7	33.050,2
Sur	Biobío	1.211,3	92.570,1	5.446,5	99.228,0
Sur	La Araucanía	198,8	127.067,5	3.145,6	130.411,9
Sur	Los Ríos	179,0	95.442,4	1.631,2	97.252,6
Sur	Los Lagos	167,4	168.722,3	3.996,3	172.886,1
Sur	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	138,2	31.363,9	705,7	32.207,8
Sur	Magallanes y de la Antártica Chilena	510,7	6.596,6	950,7	8.058,0
Subtotal Zona Norte		1.259,9	66.577,2	23.934,8	91.771,9
Subtotal Zona Centro		942,7	181.526,8	33.586,6	216.056,1
Subtotal Zona Sur		2.405,4	521.762,8	15.876,0	540.044,3
Total		4.814,1	769.866,9	73.397,4	848.078,4

Fuente: elaboración propia.

³¹ El equipo consultor ha accedido a los sitios web donde se encuentran algunas fuentes de datos durante el período de la consultoría, entre noviembre de 2020 y mayo de 2021 y no puede garantizar que esos sitios estarán disponibles en el futuro.

Tabla 5.2: Inventario nacional de emisiones, por categoría de fuente. Compuestos Orgánicos Volátiles, toneladas por año, 2018.

Categoría	Fuente emisora	COV (Ton/año)	Porcentaje (%)
Fuentes fijas	INDUSTRIALES	4.814,5	0,5%
Fuentes Aerales	QUEMA DE LEÑA	551.179,9	65,0%
	ARTES GRAFICAS	7.500,6	0,9%
	PRODUCTOS AEROSOL	862,6	0,1%
	PRODUCTOS DOMÉSTICOS	6.750,5	0,8%
	PRODUCTOS CUIDADO PERS.	19.689,0	2,3%
	PESTICIDAS DOMESTICOS	15.188,6	1,8%
	PROD. CUID. AUTOMOVIL	11.438,4	1,3%
	ADHESIVOS SELLADORES	4.875,4	0,6%
	PINTURAS	25.501,9	3,0%
	LLENADO DE ESTANQUES	9.361,9	1,1%
	LLENADO DE VEHICULOS	1.386,4	0,2%
	RESPIRACION DE ESTANQUES	1.714,3	0,2%
	FUGAS RES. GLP	29.589,5	3,5%
	FUGAS COM. GLP	6.612,0	0,8%
	CONSUMO GLP	38.425,9	4,5%
	QUEMAS AGRICOLAS	4.303,1	0,5%
	QUEMAS FORESTALES	578,3	0,1%
	ASFALTADO DE CAMINOS	34.395,2	4,1%
	AEROPUERTOS	513,5	0,1%
	Fuentes Móviles	FUENTES MOVILES LIV. GASOLINA	42.896,5
LIV. DIESEL		4.368,3	0,5%
PESADOS		26.132,5	3,1%
	Total	847.872,3	100%

Fuente: elaboración propia.

Tabla 5.3: Resumen del Inventario de emisiones. Benceno, 2018, Toneladas por año.

Región	INDUSTRIALES	QUEMA DE LEÑA	PINTURAS	LLENADO DE ESTANQUES	LLENADO DE VEHICULOS	RESPIRACION DE ESTANQUES	QUEMAS AGRICOLAS	QUEMAS FORESTALES	FUENTES MOVILES LIV. GASOLINA	LIV. DIESEL	PESADOS	TOTAL
Arica/Parinacota	0,0	2,4	2,1	0,6	0,8	0,1	1,5	0,0	50,0	5,2	4,9	67,4
Tarapacá	0,1	3,6	3,0	0,7	1,1	0,1	0,0	-	46,4	4,4	6,2	65,8
Antofagasta	0,9	6,1	5,6	1,3	1,9	0,2	0,0	0,0	107,7	5,3	18,4	147,3
Atacama	0,2	3,7	2,6	0,7	1,1	0,1	0,5	0,0	62,6	4,2	10,1	85,9
Coquimbo	0,2	9,5	6,9	1,7	2,5	0,2	3,2	0,0	166,8	8,8	14,6	214,6
Valparaíso	26,4	157,4	16,6	3,4	5,2	0,5	4,9	0,3	401,7	18,6	20,1	655,1
Metropolitana	5,1	174,7	65,1	0,8	2,3	2,1	4,7	0,1	1.656,6	64,6	97,0	2.073,0
O'Higgins	4,2	242,0	8,4	1,8	2,7	0,3	28,0	1,4	174,7	9,3	12,7	485,4
Maule	23,5	321,7	9,6	2,3	3,5	0,3	43,9	9,8	218,7	13,0	21,6	667,9
Ñuble	15,0	281,2	4,4	0,9	1,3	0,1	143,2	5,8	80,9	4,8	9,8	547,4
Biobío	160,8	831,0	14,2	2,8	4,2	0,4	66,3	10,8	264,8	12,2	30,4	1.397,9
La Araucanía	35,7	988,5	8,8	1,7	2,6	0,2	551,1	10,2	155,7	9,4	19,9	1.784,0
Los Ríos	24,0	806,1	3,5	0,9	1,3	0,1	25,1	0,5	38,9	2,4	6,4	909,4
Los Lagos	1,5	1.537,8	7,6	1,8	2,7	0,3	29,7	0,0	161,6	11,1	21,7	1.775,7
Aysén	0,4	252,3	0,9	0,3	0,4	0,0	2,4	0,2	18,1	2,3	2,4	279,9
Magallanes	1,9	48,6	1,5	0,4	0,6	0,1	0,2	0,0	23,8	1,8	4,5	83,4
Subtotal Zona Norte	33,0	357,4	101,9	9,2	15,1	3,3	14,8	-	2.491,7	111,0	171,3	3.309,1
Subtotal Zona Centro	203,5	1.675,9	36,6	7,8	11,7	1,1	281,4	-	739,1	39,3	74,5	3.098,6
Subtotal Zona Sur	63,5	3.633,3	22,3	5,1	7,7	0,7	608,5	-	398,1	27,1	54,9	4.832,4
Total	300,5	5.666,6	160,7	22,2	34,6	5,1	904,7	39,2	3.628,8	177,4	300,6	11.240,0

Fuente: elaboración propia.

6 Proyecciones Inventario de emisiones

Se proyectan las emisiones a 10 años contados del inventario que se presenta al 2018, es decir, proyecciones al 2028.

La dificultad de proyectar emisiones proviene de dos razones principales, relacionadas con los elementos que definen su cálculo: los niveles de actividad y los factores de emisión. En el primer caso, se debe estimar para un horizonte temporal relativamente alejado de la situación actual, cuál será el nivel de actividad de cada tipo de emisión. Ello implica hacer supuestos sobre crecimiento o decrecimiento demográfico³², capacidad económica de los agentes involucrados, preferencias por ciertos bienes o sus sustitutos, etc. Estas variables determinarán en gran medida la demanda por bienes y servicios los que, a su vez, inciden en las emisiones de las actividades asociadas. A ello, se agrega el efecto que las políticas públicas pueden tener en las emisiones de contaminantes. Por ejemplo, en el caso de la quema de leña, existen varios planes de descontaminación que regulan su uso, prohíben la utilización de cierto tipo de calefactores y obligan a recambiar una cierta cantidad de equipos. Todo esto tendrá efectos en las emisiones. Para efectos de la proyección de emisiones se ha tomado en cuenta las medidas incluidas en políticas públicas vigentes y se ha supuesto que éstas se cumplen en todas sus metas y objetivos. En el segundo, los cambios tecnológicos pueden llevar a modificaciones, a veces sustantivas, de los factores de emisión. Por ejemplo, la sustitución de generación eléctrica a carbón por fuentes renovables implica la eliminación, durante la fase de operación, de emisiones de gases y partículas asociadas a las primeras. Muchas veces, es difícil imaginar la irrupción de nuevas tecnologías en plazos como los que se plantean aquí para el cálculo de las emisiones. Como ejemplo, en 2011, no había generación eléctrica a nivel de red con energía solar fotovoltaica en Chile. Actualmente, 10 años después, este tipo de energía es la que más se construye y ha alcanzado más del 12% de la capacidad instalada del Sistema Eléctrico Nacional³³.

Para proyectar emisiones, se ha tomado como base demográfica la proyección que realiza el INE de población para el año 2028³⁴. Esta consiste en la proyección de la población nacional total por región, sexo y edad y considera factores como las tasas de reproducción y la migración. Esta información se complementa, dependiendo del tipo de fuente emisora, con otra información relevante que pueda influir en las emisiones, lo que se detallará en cada caso³⁵. Es importante destacar que las políticas

³² Los datos de evolución de población se toman de las estimaciones que hace el INE.

³³ Ver, por ejemplo, <https://www.revistaei.cl/2020/09/29/cne-capacidad-instalada-de-las-ernc-supero-los-6-000-mw-en-el-sistema-electrico/#>

³⁴ Disponible en: <https://ine.cl/estadisticas/sociales/demografia-y-vitales/proyecciones-de-poblacion>

³⁵ Por ejemplo, en el caso de fuentes domiciliarias, la relación es directa porque los factores de emisión están referidos a la población. En otros casos, se busca estimar el nivel de actividad según algún parámetro que refleje lo mejor posible cómo evolucionarán éstas, por ejemplo, en el caso de las fuentes móviles, se estima el número de vehículos que circularán en el año de la proyección sobre la base del crecimiento del parque y de las tasas proyectadas de crecimiento económico.

pueden influir en las emisiones cuando determinan el uso de ciertas tecnologías o restringen actividades cuyas emisiones afectan a la población. En el caso de su existencia se han tomado cuenta sus efectos en las emisiones, proyectando el impacto que tendrían en el resultado al 2028 (ej. Programa de recambio de calefactores). Por otra parte, el impacto de estas políticas varía, por su cobertura, desde modificaciones leves a cambios sustantivos y por la gradualidad de aplicación (i.e., los cambios se advierten después de un tiempo de aplicación sostenido por varios períodos). Tomando el mismo ejemplo, el programa de recambio de calefactores ha logrado sustituir una cantidad levemente superior al 1% de los equipos en el cuatrienio 2015-2018, lo que implica un impacto marginal en la reducción de emisiones en ese período. Un ejemplo en el sentido contrario es la eliminación del plomo en las gasolinas, asociada a la introducción de vehículos con convertidores catalíticos. Si bien el recambio fue gradual, actualmente no existe distribución de gasolinas con plomo y se ha eliminado completamente una fuente de emisión para este contaminante.

En relación con las fuentes de emisión de COV que ocupan este informe, no se aprecian políticas agresivas que sustituyan masivamente emisiones dentro de la próxima década, excepto en el caso de las emisiones provenientes de la quema de leña, por los recambios de calefactores y su sustitución por equipos eficientes o que utilicen combustibles distintos de leña³⁶.

En este mismo ámbito, quema de leña, existen iniciativas, aparte del programa de recambio de calefactores, que apuntan a la sustitución de este combustible, pero ellas se encuentran en etapas piloto³⁷ y no se sabe si los resultados de estas experiencias sentarán bases para un cambio sustantivo en los modos de calefacción en el futuro. Mientras la leña como energético siga siendo económicamente más conveniente para el usuario y mientras el mercado opere parcialmente en la informalidad, es difícil imaginar un desplazamiento masivo del uso de leña hacia energéticos menos contaminantes. De todos modos, se ha asumido que los recambios de calefactores estipulados en planes de descontaminación vigentes se realizarán según lo establecido y se han proyectado las emisiones consecuentemente. Esta sustitución tiene un efecto de disminución de 16% de las emisiones a nivel nacional (comparadas con una proyección donde los recambios siguen la tasa de los cuatro últimos años), siendo significativa en algunas de las comunas o zonas con planes de descontaminación.

En relación con fuentes móviles, se ha intentado acelerar la introducción de vehículos eléctricos donde el esfuerzo gubernamental principal se ha dado en una política impulsada por el ministerio de Energía³⁸

³⁶ Esta medida se complementa con la obligación de uso de leña seca, con lo cual disminuyen las emisiones por el rendimiento energético mejorado del uso de combustible seco.

³⁷ Existió un programa piloto para la introducción de calefacción distrital en la comuna de San Pedro de la Paz, el cual no prosperó; Fuente: CPC, comunicación personal, enero de 2021. Actualmente hay un piloto para introducir calefacción eléctrica en la localidad de Laraquete, región del Bío-Bío, aprovechando la existencia de una tarifa diferenciada para electricidad que se use para calefacción, pero los resultados no están aún disponibles; fuente: Agencia SE, comunicación personal.

³⁸ https://energia.gob.cl/sites/default/files/estrategia_electromovilidad-8dic-web.pdf

y un Instituto de Desarrollo financiado parcialmente por CORFO³⁹. Sin embargo, la barrera principal para la introducción masiva de vehículos eléctricos, al menos para vehículos livianos, continúa siendo el precio significativamente mayor de un EV comparado con su similar ICE. De acuerdo con expertos en el tema, la paridad de costo total de operación, que incluye la compra y el uso del vehículo durante toda su vida útil se espera entre mediados y fines de esta década⁴⁰. Sin embargo, esta paridad no es suficiente para provocar un cambio masivo por la falla de mercado que implica enfrentar un bien cuyo costo de inversión es significativamente mayor que un sustituto, aun cuando la operación compense ese mayor costo. Sin un instrumento financiero que permita abordar esta asimetría de precios de adquisición es difícil imaginar un cambio masivo. Por otra parte, aun cuando esta barrera se superase, la transición hacia una movilidad eléctrica se realizaría en forma gradual y el reemplazo del parque existente tomaría varios años. Por lo tanto, es difícil pensar que en el caso de las fuentes móviles haya un cambio sustantivo en emisiones en los próximos ocho a diez años que quiebre la tendencia del crecimiento de emisiones asociada al aumento del número de vehículos⁴¹.

Finalmente, a falta de otra información específica por sector, se asumen emisiones proporcionales al crecimiento vegetativo, proyectando consumos actuales por población a su correspondiente del año 2028. Este enfoque, si bien es simple, captura a grandes rasgos los cambios que pueden ocurrir en el lapso del tiempo considerado (8 a 12 años, según la proyección y la base de información más reciente con la que se cuente). Si se considera que un inventario de emisiones tiene márgenes de error del orden de las decenas porcentuales, variaciones menores en la proyección no influirán en los órdenes de magnitud obtenidos. Una situación diferente se produce cuando hay interrupciones tecnológicas que pueden hacer variar sustancialmente las proyecciones de emisiones, pero, como se indicó, son muy difíciles de prever.

La tabla a continuación resume, para cada tipo de fuente, la base principal para la proyección de emisiones.

Tabla 6.1: Base de proyección de emisiones por categoría de fuente, Inventario proyectado a 2028.

Tipo de fuente	Base principal de proyección	Base complementaria (si aplica)	Fuente(s) de información
Fijas	Crecimiento económico promedio por sectores		INE, Banco Central, Fondo

³⁹ El programa para un centro de desarrollo de movilidad eléctrica fue adjudicado en diciembre de 2020: https://www.corfo.cl/sites/cpp/sala_de_prensa/nacional/17_12_2020_corfo_adjudica_primer_centro_electromovilidad

⁴⁰ Ver, por ejemplo, <https://www.unicore.com/en/newsroom/news/electromobility-myth-6/>; [https://www.fleeteurope.com/en/new-energies/europe/features/ev-price-parity-may-not-arrive-until-2030s?a=FJA05&t%5B0%5D=Electrification&curl=1](https://www.fleeteurope.com/en/new-energies/europe/features/ev-price-parity-may-not-arrive-until-2030s?a=FJA05&t%5B0%5D=Electrification&curl=1;); <https://www.mckinsey.com/~media/McKinsey/Industries/Automotive%20and%20Assembly/Our%20Insights/Making%20electric%20vehicles%20profitable/Making-electric-vehicles-profitable.pdf>.

⁴¹ La estadística de 2019 indica 2.862 vehículos eléctricos en el país de un total de 5.559.733, es decir, un 0,051%. La estadística para 2018 indica un 0,027% de EV con respecto al total.

Tipo de fuente	Base principal de proyección	Base complementaria (si aplica)	Fuente(s) de información
	productivos en base a Indicadores INE regionales y proyecciones del PIB		Monetario Internacional y Banco Mundial.
Areales			
Quema de leña	Población	Recambio calefactores uso obligatorio de leña seca	INE - MMA
Domiciliarias	Población		INE
Fugas GLP	Población		INE - SEC
Consumo GLP	Población		INE
Evaporativas Combustibles	Aumento parque vehicular	Proyección crecimiento PIB para proyectar parque vehicular	INE - Banco Central - FMI
Fuentes Móviles	Aumento parque vehicular	Proyección crecimiento PIB para proyectar parque vehicular	INE - Banco Central - FMI

Finalmente, se debe indicar que para algunas fuentes no se han realizado proyecciones. La razón radica en la dificultad de proyectar la actividad en estos casos, o bien, en la poca significancia de las fuentes en el inventario final, como se detalla en el párrafo siguiente.

En el caso de quemas agrícolas, donde las mayores emisiones se dan por quema de rastrojos de cereales (trigo, cebada, avena y maíz), no existen proyecciones de organismos oficiales y las estadísticas de superficie sembrada alcanzan hasta el año en curso⁴². Por otra parte, la decisión de siembra depende de varios factores, incluyendo precios relativos entre cultivos y demanda esperada por tipo de cultivo, ocupación actual de la superficie. Por otra parte, si bien existen esfuerzos por cambiar el uso de fuego como medio para eliminar rastrojos⁴³, estos son limitados en la práctica. Como los agricultores perciben que las alternativas existentes tienen costos mayores que la práctica tradicional o implican modificaciones importantes en su manera de operar, un cambio sustantivo en este sentido no es esperable en el corto o mediano plazo, salvo intervenciones a gran escala. Por ello,

⁴² Ver: <https://www.odepa.gob.cl/estadisticas-del-sector/estadisticas-productivas>.

⁴³ <https://www.conaf.cl/programa-conaf-inia-quilamapu-demostro-que-suprimir-quemas-agricolas-es-mas-rentable/>. Por otra parte, aun con prohibiciones, las quemas se realizan: <https://diariocondor.cl/2020/07/08/sag-del-minagri-mantiene-activo-control-de-quemas-agricolas/>.

una estimación verosímil consiste en proyectar emisiones similares a las actuales para la próxima década.

En el caso del asfaltado de caminos, como se indicó, el número de kilómetros asfaltados no responde a un parámetro poblacional ni de actividad económica regional, sino a un plan de pavimentación definido por el Ministerio de Obras Públicas. De este modo, no es posible anticipar dónde se construirán los nuevos caminos asfaltados en la próxima década. Sin este tipo de información no es posible asignar emisiones estimadas al menos al nivel regional.

Finalmente, en el caso de las operaciones aeroportuarias, donde las emisiones 2018 constituyen menos del uno por mil de las emisiones totales, no se justifica el esfuerzo del proyectar para un resultado que no hará variar sustancialmente la proyección final.

Se debe hacer notar que la falta de estimación para estos tres rubros tiene un impacto limitado en los resultados finales a nivel global, aunque pueden impactar en regiones donde las quemadas agrícolas son importantes. De hecho, estas tres fuentes en conjunto representan el 4,7% de las emisiones estimadas para 2018 (39.790,1 toneladas para estas tres categorías versus 847.872,3 toneladas totales).

6.1 Fuentes fijas

Como fue presentado en el capítulo 5, las mayores emisiones de COVs y Benceno están en los rubros RETC de Industria del Papel y Celulosa, Industria Manufacturera, Generación de Energía, Industria Agropecuaria y Silvicultura y Combustibles, como se muestra en la Tabla 6.2. En ese sentido, la proyección de las emisiones se basó en buscar información de las fuentes emisoras más importantes.

Tabla 6.2: Emisiones de COV y Benceno según Rubro RETC, año 2018.

Rubro RETC	N° de fuentes	COV (ton/año)	Benceno (ton/año)
Industria del papel y celulosa	238	923,0	159,9
Industria manufacturera	566	1.076,6	66,3
Industria agropecuaria y silvicultura	738	447,5	11,2
Combustibles	245	427,9	5,0
Generación de energía	1.049	744,1	19,9
Producción de metal	198	108,3	0,8
Otras actividades	5.384	227,5	7,4
Gestor de residuos	866	24,9	0,1
Pesca	1.286	211,5	0,6
Extracción de minerales	1.204	192,1	25,2
Construcción e inmobiliarias	330	14,5	0,1
Comercio	2.071	26,3	0,4
Sin información	1.145	69,9	0,9
Producción de alimentos	767	65,2	2,1
Transporte	105	11,3	0,0
Producción química	139	28,6	0,1

Suministro y tratamiento de aguas	418	8,2	0,0
Transmisión y distribución de energía eléctrica	98	1,0	0,0
Municipio	19	0,1	0,0
Total	16.866	4.608,5	300,0

Fuente: Elaboración propia

Cierre de Centrales Termoeléctricas

Dentro de las fuentes emisoras de COVs y Benceno de mayor magnitud, se identificaron aquellas que acumulan el 80% de las fuentes emisoras totales al año 2018 y de ellas se filtraron por Rubro RETC “Generación de energía” que se entrega en la Tabla 6.3. Dentro de este grupo se identificaron algunas empresas termoeléctricas que tienen calendario de cierre según los compromisos adquiridos por el país (las más importantes perteneciente a E.CL S.A, ahora Engie), en el marco del Plan de Descarbonización de la matriz energética. Este es un acuerdo entre el Ministerio de Energía y las empresas generadoras eléctricas Aes Gener, Colbún, Enel y Engie que contempla, en una primera etapa (hasta el año 2024), cerrar varias centrales termoeléctricas ubicadas en las comunas de Iquique, Tocopilla, Puchuncaví y Coronel. Por lo tanto, para la proyección se construyó un calendario de Cierre de Centrales termoeléctricas (Tabla 6.4). Para efectos de la proyección se asumió que estas empresas no estarán funcionando al año 2028, y por lo tanto, las centrales identificadas no se consideraron en las proyecciones.

Tabla 6.3: Fuentes industriales del rubro RETC “Generación de energía” cuyas que concentran el 80% de las emisiones totales de COVs año 2018.

Razón social	Nombre de Establecimiento	Numero de fuentes	Región	¿Detención en el año 2028?
COLBUN S A	CENTRAL TERMOELÉCTRICA LOS PINOS	1	Biobío	no
E.CL S.A.	CENTRAL TERMICA TOCOPILLA	5	Antofagasta	Sí, Jun -19 y ene-22 ⁴⁴
COLBUN S A	COMPLEJO TERMOELECTRICO SANTA MARIA	3	Biobío	no
COMASA S.A.	COMASA SA	2	Araucanía	no
EMPRESA ELECTRICA DE MAGALLANES S A	CENTRAL PORVENIR	5	Magallanes	no
TERMOELECTRICA COLMITO LIMITADA	CENTRAL COLMITO	1	Valparaíso	no
COLBUN S A	CENTRAL TERMOELÉCTRICA CANDELARIA	2	O'Higgins	no
COLBUN S A	COMPLEJO TERMOELÉCTRICO NEHUENCO	2	Valparaíso	no
ENERGIA PACIFICO S.A.	ENERGIA PACIFICO SA	1	O'Higgins	no
EMPRESA ELECTRICA COCHRANE S.P.A.	CENTRAL TERMOELÉCTRICA COCHRANE	2	Antofagasta	no
TERMOELECTRICA ANTILHUE SA	CENTRAL TERMOELÉCTRICA ANTILHUE	2	Los Ríos	no
SOCIEDAD ELECTRICA SANTIAGO SPA	RENCA NUEVA RENCA	1	Metropolitana	no
EMPRESA ELECTRICA ANGAMOS S.A.	CENTRAL TERMOELÉCTRICA ANGAMOS	1	Antofagasta	no

⁴⁴ [Revisa Electricidad](#)

Razón social	Nombre de Establecimiento	Numero de fuentes	Región	¿Detención en el año 2028?
ENERGIAS INDUSTRIALES S.A	ENERGIAS INDUSTRIALES SA	4	Maule	no
GUACOLDA ENERGIA S.A	GUACOLDA	4	Atacama	no
ENEL GENERACION CHILE S.A.	CENTRAL HIDROELECTRICA LOS CONDORES	4	Maule	no
EMPRESA ELECTRICA DE AISEN S A	CENTRAL CHACABUCO	5	Aysén	no
CENTRAL TERMoeLECTRICA ANDINA S A	CENTRAL TERMICA ANDINA	1	Antofagasta	no
ELECTRICA NUEVA ENERGIA S.A.	ELÉCTRICA NUEVA ENERGÍA S.A., CENTRAL ESCUADRÓN	1	Biobío	no
ENEL GENERACION CHILE S.A.	SAN ISIDRO 2	1	Valparaíso	no
KELAR S.A.	CENTRAL A GAS CICLO COMBINADO KELAR	2	Antofagasta	no
DUKE ENERGY INTERNATIONAL CHILE HOLDING II B V EN COMANDITA POR ACCION	YUNGAY (EX CAMPANARIO)	5	Biobío	no
SAGESA S.A.	CENTRAL CORONEL	1	Biobío	no
EMPRESA ELECTRICA DE MAGALLANES S A	CENTRAL MINA INVIERNO	5	Magallanes	no
SAGESA S.A.	CENTRAL HORNOPIREN	4	Los Lagos	no
COMPANIA ELECTRICA TARAPACA S A	CENTRAL SAN ISIDRO I	1	Valparaíso	no
SAGESA S.A.	CENTRAL COCHAMO	2	Los Lagos	no
EMPRESA ELECTRICA DE MAGALLANES S A	CENTRAL PUERTO WILLIAMS	3	Magallanes	no
ALTO MAIPO SPA	FRENTE DE TRABAJO VL7	1	Metropolitana	no
ALTO MAIPO SPA	INSTALACIÓN DE FAENAS Y CAMPAMENTO 4	1	Metropolitana	no
E.CL S.A.	CENTRAL TÉRMICA MEJILLONES	2	Antofagasta	Sí, Dic-24 ⁴⁵
EMPRESA ELECTRICA DE AISEN S A	CENTRAL CHILE CHICO	4	Aysén	no
ENEL GENERACION CHILE S.A.	QUINTERO	2	Valparaíso	no
ALTO MAIPO SPA	INSTALACIÓN DE FAENAS 3	3	Metropolitana	no
ALTO MAIPO SPA	CÁMARA DE CARGA LAS LAJAS	2	Metropolitana	no
ENEL GENERACION CHILE S.A.	EMPRESA NACIONAL DE ELECTRICIDAD SA CT TALTAL	1	Antofagasta	no
EMPRESA ELECTRICA DE AISEN S A	CENTRAL NUEVO REINO	1	Aysén	no

Indicadores económicos Regionales

Se utilizaron datos económicos del INE para proyectar las emisiones de fuentes fijas siguiendo la metodología utilizada por SISTAM, 2016. Aquí se asume que la variación de estos indicadores en el tiempo es directamente proporcional a la variación del número de fuentes emisoras. De esta forma, se estimó un crecimiento del número de fuentes fijas en el período 2018-2030 mediante la utilización de la variación promedio de diversos indicadores económicos regionales, obtenidos desde el INE⁴⁶. Para

⁴⁵ BCN

⁴⁶ <https://ine.cl/estadisticas/sociales/economia-regional/repositorio-de-estadisticas-regionales>

esto, los rubros RETC se homologaron con los indicadores regionales de forma arbitraria, acorde como se indica en la Tabla 6.5.

Tabla 6.4: Indicadores Regionales utilizados para realizar la proyección. Fuente: INE.

Rubro RETC homologado	Indicador/ Índice usado	Unidad de medida	Definición
Extracción de minerales, Otras actividades,	IPMin ⁴⁷	Índice	Índice de Producción Minera (IPMin) Base promedio año 2014=100 (Figura 6.3). Este índice mide la evolución de la actividad productiva de la industria minera desde el punto de vista de la oferta.
Industria del papel y celulosa, Industria manufacturera, Industria agropecuaria y silvicultura.	División 17	Índice	Índice de producción de la división 17 "Fabricación de papel y productos de papel" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4.CL2012, que forma parte del IPMan.
Combustibles	División 19	Índice	Índice de producción de la división 19 "Fabricación de coque y productos de la refinación del petróleo" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4.CL2012, que forma parte del IPMan.
Generación de energía, Transmisión y distribución de energía eléctrica	Generación eléctrica	MWh	Producción real medida en MWh, de las distintas centrales generadoras reportadas en el coordinador eléctrico nacional.
Producción de metal	División 25- División 28	Índice	Índice de producción de la división 25 "Fabricación de productos elaborados de metal, excepto maquinaria y equipo" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4.CL2012, que forma parte del IPMan. Índice de producción de la división 28 "Fabricación de maquinaria y equipo n.c.p" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4.CL2012, que forma parte del IPMan.

⁴⁷ <https://www.ine.cl/estadisticas/economia/mineria>. El Índice de Producción Minera (IPMin) corresponde a un índice que compila la información de las empresas medianas y grandes que se encuentran instaladas en el país. Este índice entrega mediante el análisis de variaciones interanuales y mensuales, una aproximación de la evolución en el corto plazo de la actividad minera.

Rubro RETC homologado	Indicador/ Índice usado	Unidad de medida	Definición
Gestor de residuos, Suministro y tratamiento de aguas, Municipio	IPMan	Índice	Índice de Producción Manufacturera (IPMan) Base promedio año 2014=100. Este índice mide la evolución de la actividad productiva de la industria manufacturera desde el punto de vista de la oferta.
Pesca	Desembarque industrial	ton	Desembarque pesca industrial expresada en toneladas.
Construcción e inmobiliarias	Superficie Autorizada habitacional	m2	Superficie en metros cuadrados, de las solicitudes de edificación habitacional autorizadas en un mes determinado.
Comercio	ISUP - Ventas a precios corrientes	Millones de pesos	Ventas totales netas (sin IVA) de supermercados a precios corrientes.
Producción de alimentos	División 10- División 11	Índice	Índices de las divisiones 10 "Elaboración de productos alimenticios" y 11 "Elaboración de bebidas alcohólicas y no alcohólicas" según el clasificador CIIU4.CL2012, que forma parte del IPMan.
Transporte	Movimiento de carga portuaria desembarcada del exterior	ton	Transferencia de carga desde el interior de la nave hasta el frente de atraque. El origen de la carga es otro país.
Producción química	División 20	Índice	Índice de producción de la división 20 "Fabricación de sustancias y productos químicos" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4.CL2012, que forma parte del IPMan.

Cabe mencionar que los indicadores regionales obtenidos del INE muestran información completa hasta el año 2020. Para cada uno de ellos se determinó la tasa de crecimiento promedio anual considerando el período 2014-2019, como está ilustrado en la Tabla 6.6. No se consideró el año 2020 ya que algunos indicadores mostraron estar significativamente afectados por la Pandemia por COVID-19. Por ejemplo, el indicador "División 19" (Combustible, Figura 6.1) muestras caídas en "V" durante el período de pandemia. Sin embargo, División 17 "Fabricación de papel y productos de papel" (Figura 6.2) no parece verse afectado significativamente con la contracción económica 2020 (excepto la región de los Ríos con una caída en "V" asociada a la crisis social en noviembre 2019). El valor del IPMan (industria manufacturera) tampoco parece verse muy afectado (Figura 6.3). Los indicadores regionales de estos rubros económicos son los que más contribuyen a las emisiones de COVs (Tabla 6.2) así que puede ser buena suposición asumir un escenario con caídas en "V". En esta suposición, la producción retoma los niveles previos a la pandemia en forma rápida, y por lo tanto tiene sentido proyectar las

emisiones utilizando simplemente un crecimiento promedio de los años anteriores. La tasa de crecimiento anual promedio se entrega en la Tabla 6.6. En el caso del indicador IPMin, se encontró una tasa promedio negativa, sin embargo, se asumió una producción constante ya que el valor es muy cercano a 0.

Tabla 6.5: Indicadores Regionales promedio período 2014-2020.

Indicador	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020*	Tasa de Crecimiento Anual promedio (2014-2019)
División 17	100	101	110	108	125	117	134	3,5%
División 19	100	101	98	101	102	112	86	2,3%
Generación eléctrica (MWh)	577.177	589.924	621.787	602.253	630.958	640.222	663.279	2,1%
División 25-División 28	100	74	114	136	167	192	219	16,9%
IPMin	83	84	85	84	85	83	85	-0,1%
IPMan	100	103	108	115	114	115	116	2,9%
Desembarque industrial (ton)	17.267	16.127	19.144	16.497	21.792	21.314	22.340	5,6%
Superficie Autorizada habitacional (m ²)	69.388	80.195	56.902	60.731	69.981	73.668	52.010	2,8%
ISUP - Ventas a precios corrientes (Millones de pesos)	45.060	48.840	51.807	54.123	56.786	57.490	63.515	5,0%
División 10-División 11	100	99	105	118	120	131	142	5,7%
Movimiento de carga portuaria desembarcada del exterior (ton)	1.154.487	1.186.988	1.217.907	1.294.936	1.330.779	1.319.063	1.195.090	2,7%
División 20	100	108	121	123	121	117	106	3,4%

Fuente: Elaboración propia.

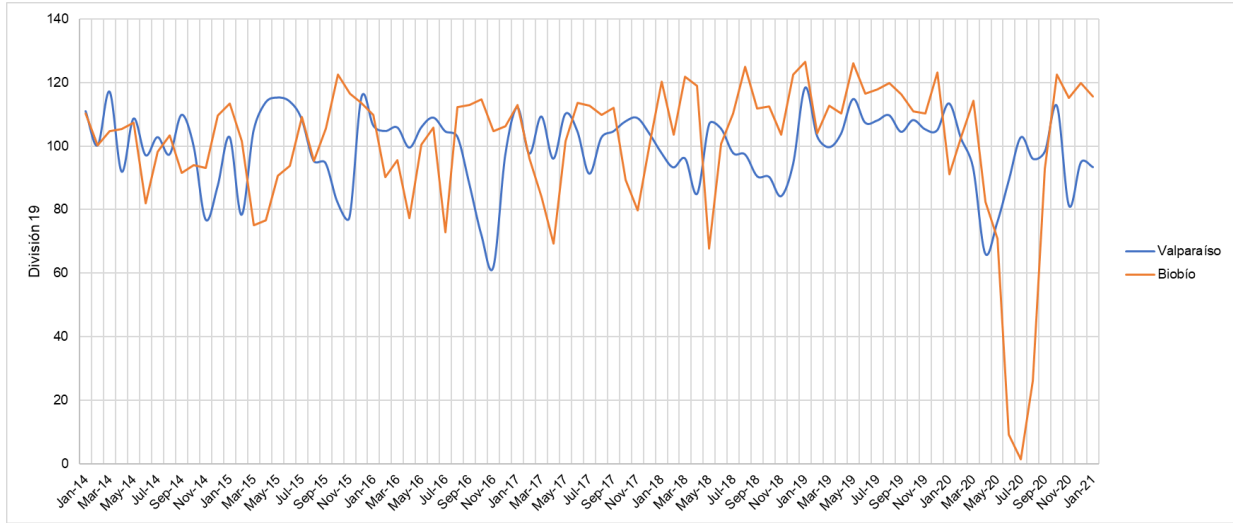


Figura 6.1: Índice de producción de la división 19 "Fabricación de coque y productos de la refinación del petróleo" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4. Fuente INE.

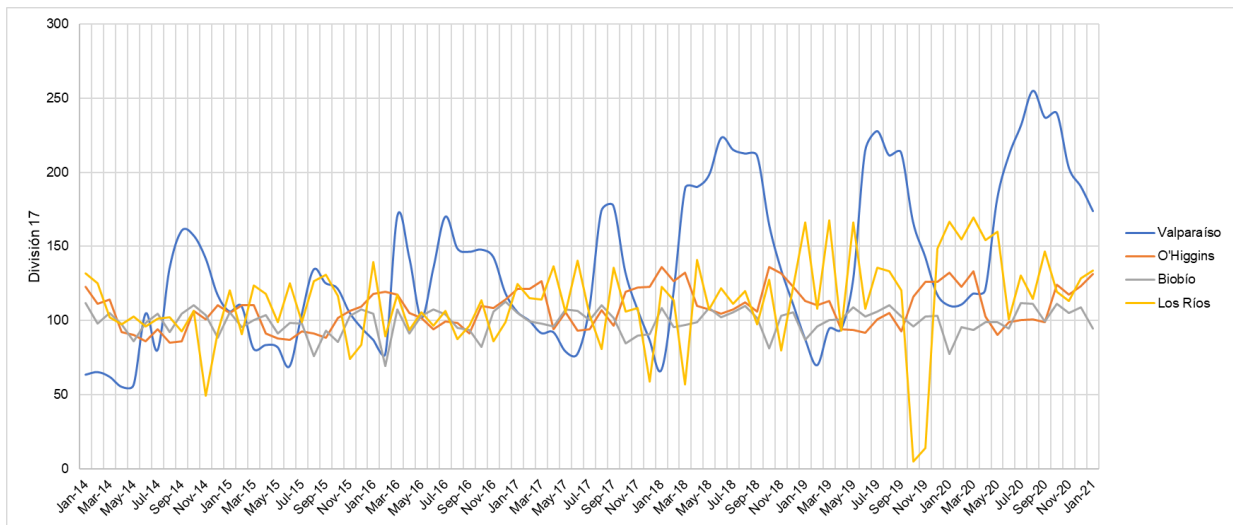


Figura 6.2: Índice de producción de la división 17 "Fabricación de papel y productos de papel" Base promedio año 2014=100, según el clasificador CIIU4.CL2012. Fuente INE.

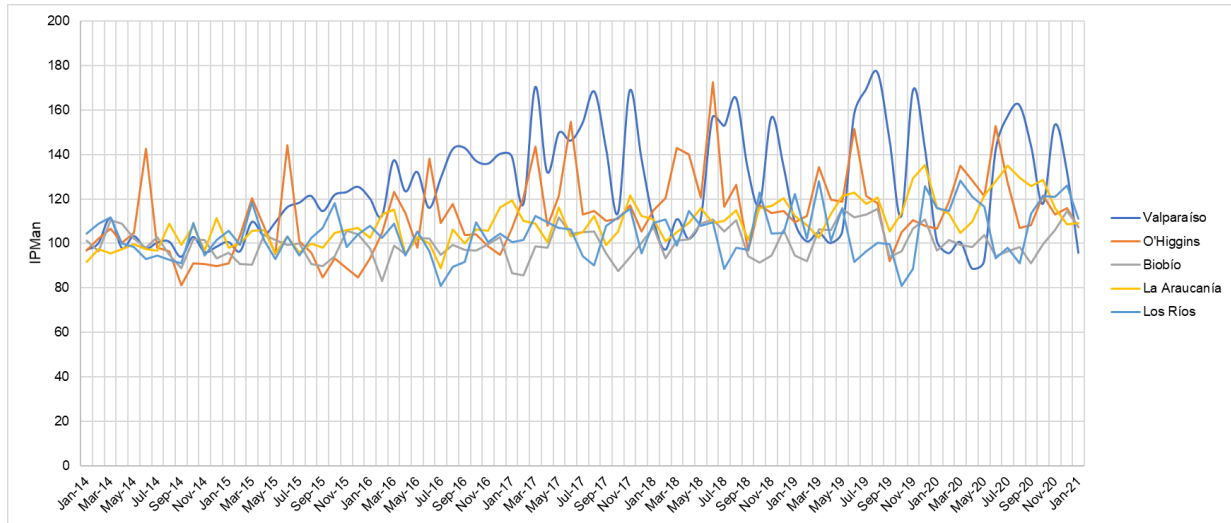


Figura 6.3: Índice de Producción Minera (IPMin) Base promedio año 2014=100. Este índice mide la evolución de la actividad productiva de la industria minera desde el punto de vista de la oferta. Fuente: INE.

Para corroborar esta estimación de crecimiento, se tomaron los valores de la tasa de crecimiento real informados por el Banco Central (BC)⁴⁸ hasta el año 2020 y las últimas proyecciones realizadas por la misma institución y también del Fondo Monetario Internacional (FMI)⁴⁹. En el año 2020 se observa la contracción económica efecto de la pandemia por COVID-19. Sin embargo, las proyecciones tanto del BC como del FMI estiman un escenario de recuperación en “V” para el año 2021 y posteriormente crecimientos positivos ubicando valores del PIB entre de un 3,5% y un 3% para el año 2022 y 2023, respectivamente. El FMI proyecta valores de PIB de 2,7% y 2,5% para el año 2024 y 2025, respectivamente. No existen proyecciones de crecimiento disponibles para años posteriores, de manera tal que se asumió la tendencia del crecimiento del último año para los años 2026, 2027 y 2028.

⁴⁸ <https://si3.bcentral.cl/setgraficos/#>

⁴⁹

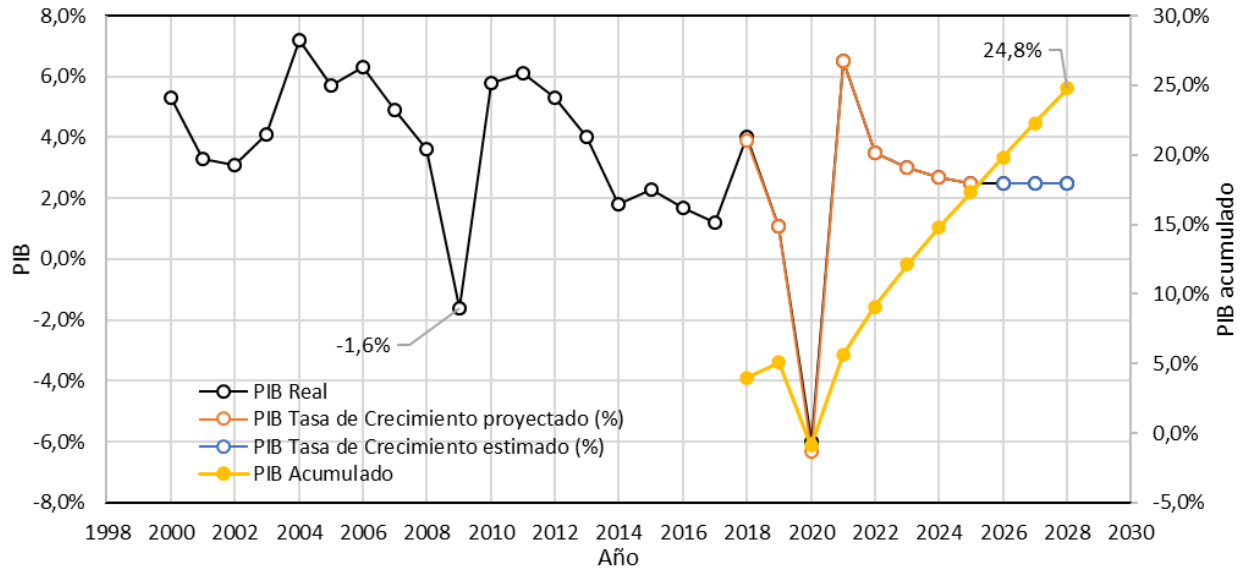


Figura 6.4: Producto Interno Bruto (PIB) en porcentaje. Fuente: Datos del Banco Central y Fondo Monetario Internacional.

Proyección de emisiones fuentes fijas

Para el caso de los mayores emisores, se consideró la proyección directa sobre el número de fuentes emisoras del al año 2018. Esto significa que si en el año 2018 habían 1 fuentes emisoras de una fuente determinada, un incremento de un 2% anual implica que al año 2028 hay un incremento acumulado de 10% al año 2018 lo que se traduce en un aumento de 10 fuentes emisoras al año 2028. Tanto el crecimiento promedio del período 2014-2019 con indicadores INE como el crecimiento acumulado en base a proyección del PIB se utilizaron para ponderar por el número de fuentes emisoras por cada rubro RETC, y así proyectarlo en el período 2018-2030. La diferencia entre ambas estimaciones de proyección usando información INE y PIB es de 383 ton COV/año y 18 ton Benceno/año (proyección INE es mayor) en el año 2028, lo que representa un 6%-8% de las emisiones totales fijas del año 2018. Estos valores indican que es marginal el cambio, por lo que no es de mucha importancia considerar una u otra en metodología de estimación. Considerando el crecimiento promedio (2014-2019) de los indicadores INE, se encuentra que aquellos homologados que a los rubros RETC que más afectan a las emisiones de COVs muestran un crecimiento acumulado al año 2028 entre un 21-35%. Similar valor de crecimiento acumulado al año 2028 se observa utilizando las proyecciones de PIB en el mismo período (24,8%). Haciendo la proyección de emisiones con ambas fuentes de información no entrega diferencias sustantivas. Se encuentra el siguiente cuadro resumen.

Tabla 6.6: Proyección de emisiones Fuentes industriales usando datos de proyección del PIB e indicadores regionales INE (promedio de indicadores regionales).

Región	2018		2028 (INE)		2028 (PIB)	
	COV (ton)	Benceno (ton)	COV (ton)	Benceno (ton)	COV (ton)	Benceno (ton)
Arica y Parinacota	7,6	0,0	11,0	0,0	9,5	0,0
Tarapacá	52,0	0,1	57,8	0,2	64,9	0,2
Antofagasta	300,3	1,0	289,6	1,3	281,0	1,1
Atacama	62,1	0,2	74,3	0,2	77,5	0,2
Coquimbo	31,6	0,2	36,1	0,3	39,5	0,3
Valparaíso	1.012,3	27,0	1.333,4	27,9	1.262,3	33,7
Metropolitana de Santiago	550,9	5,1	717,9	6,3	687,5	6,3
Libertador General Bernardo O'Higgins	83,0	4,1	106,5	5,2	103,6	5,1
Maule	202,7	23,5	262,3	30,8	252,9	29,3
Ñuble	90,4	15,0	119,7	19,6	112,8	18,7
Biobío	1.233,1	160,9	1.733,7	217,1	1.538,2	200,8
La Araucanía	198,8	35,7	264,0	47,2	248,2	44,5
Los Ríos	179,0	24,0	239,7	32,5	223,4	30,0
Los Lagos	165,7	1,4	239,3	2,0	206,8	1,8
Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	139,9	0,5	187,0	0,6	174,6	0,6
Magallanes y de la Antártica Chilena	504,6	1,9	623,1	2,3	629,8	2,4
Subtotal	4.814,1	300,5	6.295,4	393,6	5.912,4	375,0

Fuente: elaboración propia a partir de RETC, Banco Central, Banco Internacional, Fondo Monetario Internacional e INE.

6.2 Quema de Leña

Para estimar las emisiones de esta fuente al 2028 se toma como base la proyección de población del INE, desagregada a nivel regional⁵⁰. Se asume un crecimiento vegetativo del consumo de leña asociado a la variación de la población. Por otra parte, existen 11 planes de descontaminación vigentes para ciudades o zonas entre la región Metropolitana y la de Aysén⁵¹. Entre las medidas que contemplan se incluyen recambio de calefactores (retiro y destrucción de equipos ineficientes y sustitución por equipos eficientes, algunos de ellos con combustibles distintos a leña) y prohibición de uso de ciertos equipos (dependiendo del plan). Se asume que, al 2028, todos los recambios se realizan y que todos los equipos prohibidos son retirados, y reemplazados por equipos que utilizan otros energéticos. En la provincia de Santiago más las comunas de San Bernardo y Puente alto, se prohíbe el uso de equipos

⁵⁰ Ver sección 5.3, Tabla 40.

⁵¹ <https://ppda.mma.gob.cl/>. El plan para las comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví tiene una disposición para crear un programa de recambio de calefactores, sin metas específicas.

que quemen leña y no cumplan norma de emisión. De este modo, se han proyectado las emisiones para esta zona solo con equipos considerados eficientes. Adicionalmente, se ha asumido que, en todas las regiones con planes, la leña se comercializará seca, por lo cual se han ajustado las densidades y factores de emisión a esta situación.

El detalle de los PDAs que incluyen disposiciones específicas con respecto a la quema de leña y recambio de calefactores se resume a continuación:

Tabla 6.7: Recambios de equipos que consumen leña por planes de descontaminación.

Zona - Provincia - Comuna	N° recambios	Recambios con combustible distinto a leña
Provincia Santiago, San Bernardo y Puente Alto	0	0
Valle Central región de O'Higgins	12.000	0
Talca y Maule	13.000	0
Provincia de Curicó	10.000	10.000
Chillán y Chillán Viejo	20.000	10.000
Concepción Metropolitano (10 comunas)	20.000	19.000
Los Ángeles	22.000	12.000
Temuco y Padre Las Casas	27.000	12.000
Valdivia	26.000	15.600
Osorno	25.000	10.000
Coyhaique	15.000	14.000
Total	190.000	102.600

Fuente: elaboración propia.

Para obtener la proyección de emisiones se procede del siguiente modo:

1. Se proyecta el número de calefactores (sin intervención de política) sobre la base del crecimiento vegetativo de la población según los factores de crecimiento entregados por el INE, a partir del número de calefactores calculados para el inventario 2018. Esto es, el número de calefactores será igual al número de calefactores actuales multiplicado por la tasa de crecimiento de la población proyectada al 2028 desde 2018.
2. Se aplican las correcciones de los planes de descontaminación en las regiones donde corresponde. En el caso de calefactores a leña ineficientes reemplazados por eficientes, se hace el cálculo de emisiones sobre la base de equipo eficiente en lugar del equipo anterior. Si el recambio implica el uso de un equipo que no quema leña, se eliminan esas emisiones.
3. Para el cálculo de emisiones se ajustan los factores de emisión al uso de leña seca, con los cual los factores disminuyen. En los casos de regiones que ya tenían una humedad representativa menor a 25% (i.e., considerada como leña seca) no se realizan ajustes por humedad.

Con esas modificaciones, se obtienen los valores proyectados.

Con ello, que se obtienen los siguientes valores:

Tabla 6.8: Emisiones COV y Benceno, quema de leña, proyectadas a 2028.

Región	Emisiones COV 2028 Ton/año	Emisiones Benceno 2028 Ton/año
Arica Parinacota	100,56	2,63
Tarapacá	167,84	4,38
Antofagasta	262,08	6,84
Atacama	151,59	3,96
Coquimbo	415,47	10,85
Valparaíso	15.281,64	169,07
Metropolitana	8.306,26	194,16
O'Higgins	14.256,99	256,37
Maule	16.046,22	325,59
Ñuble	20.587,44	261,13
Bío-Bío	39.129,46	713,45
Araucanía	88.477,86	949,98
Los Ríos	66.678,00	705,75
Los Lagos	137.849,35	1.534,25
Aysén	15.289,606	168,04
Magallanes	5.484,05	51,14
Total	428.483,87	5.357,90

Fuente: elaboración propia a partir de CDT, 2015; INE, 2017.

En comparación con la situación de 2018, hay una disminución importante de las emisiones (511.179,9 toneladas en 2018 versus 428.483,27 en 2028, un 16,17% de reducción). Estos valores se explican por el retiro de equipos ineficientes y su reemplazo por eficientes; y por la prohibición del uso de ciertos equipos, que serán reemplazados por calefactores o cocinas que usan otros energéticos. De todos modos, las emisiones proyectadas implican una contaminación importante en las regiones del centro-

sur de Chile y ameritan continuar con los planes de descontaminación necesarios para llevar las concentraciones de contaminantes a niveles de cumplimiento de las normas de calidad ambiental.

6.3 Emisiones domiciliarias

Este tipo de emisiones se obtiene multiplicando los factores de emisión para cada categoría de actividad por la población correspondiente⁵². Los factores son los entregados por el Manual de Desarrollo de Emisiones de MMA-DICTUC, 2016, ya utilizados al calcular las emisiones de 2018. Por lo tanto, la proyección de emisiones se realiza directamente tomando como base la proyección de población del INE para 2028.

Tabla 6.9: Proyección de población del INE para 2028

Región	Población 2018 (INE)	Población 2028 (INE)
Arica Parinacota	241.214	269.035
Tarapacá	352.704	424.315
Antofagasta	648.237	732.792
Atacama	305.340	322.990
Coquimbo	808.342	918.417
Valparaíso	1.937.562	2.081.176
Metropolitana	7.589.343	8.609.036
O'Higgins	975.827	1.054.699
Maule	1.114.958	1.206.721
Ñuble	512.808	529.648

⁵² Para esta categoría de fuentes, la metodología de cálculo se basa en la población (número de personas) ya que los factores de emisión se expresan en cantidad de contaminante por habitante lo que aplica, incluso, a fuentes que no se ubican en hogares (como artes gráficas).

Región	Población 2018 (INE)	Población 2028 (INE)
Bío-Bío	1.661.106	1.701.232
Araucanía	1.021.355	1.045.898
Los Ríos	410.620	418.345
Los Lagos	884.229	929.237
Aysén	110.069	109.173
Magallanes	177.690	186.952
Total	18.751.405	20.539.666

Fuente: elaboración propia a partir de INE.

Los resultados se presentan a continuación:

Tabla 6.10: Emisiones de COV domiciliarias, toneladas por año, proyectadas a 2028.

Región	Artes gráficas	Productos aerosoles	Productos domésticos	Productos de cuidado personal	Pesticidas domésticos	Productos de cuidado automóvil	Adhesivos o selladores domiciliarios	Pinturas
Arica Parinacota	107,61	12,38	96,85	282,49	217,92	164,11	69,95	365,89
Tarapacá	169,73	19,52	152,75	445,53	343,70	258,83	110,32	577,07
Antofagasta	293,12	33,71	263,81	769,43	593,56	447,00	190,53	996,60
Atacama	129,20	14,86	116,28	339,14	261,62	197,02	83,98	439,27
Coquimbo	367,37	42,25	330,63	964,34	743,92	560,23	238,79	1.249,05
Valparaíso	832,47	95,73	749,22	2.185,23	1.685,75	1.269,52	541,11	2.830,40
Metropolitana	3.443,61	396,02	3.099,25	9.039,49	6.973,32	5.251,51	2.238,35	11.708,29
O'Higgins	421,88	48,52	379,69	1.107,43	854,31	643,37	274,22	1.434,39
Maule	482,69	55,51	434,42	1.267,06	977,44	736,10	313,75	1.641,14
Ñuble	211,86	24,36	190,67	556,13	429,01	323,09	137,71	720,32
Bío-Bío	680,49	78,26	612,44	1786,29	1.378,00	1.037,75	442,32	2.313,68
Araucanía	418,36	48,11	376,52	1.098,19	847,18	638,00	271,93	1.422,42
Los Ríos	167,34	19,24	150,60	439,26	338,86	255,19	108,77	568,95
Los Lagos	371,69	42,74	334,53	975,70	752,68	566,83	241,60	1.263,76
Aysén	43,67	5,02	39,30	114,63	88,43	66,60	28,38	148,48
Magallanes	74,78	8,60	67,30	196,30	151,43	114,04	48,61	254,25
Total	8.215,87	944,82	7.394,28	21.566,65	16.637,13	12.529,20	5.340,31	27.933,95

Fuente: elaboración propia a partir de INE, 2017 y proyección 2028. MMA-DICTUC, 2016.

6.4 Proyección emisiones de benceno por aplicación de pinturas domiciliarias

La proyección se hace sobre la base del crecimiento poblacional (Tabla 6.10), según la tabla siguiente:

Tabla 6.11: Emisiones de benceno por aplicación de pinturas, proyectadas a 2028, toneladas por año

Región	Benceno
Arica Parinacota	2,31
Tarapacá	3,37
Antofagasta	6,20
Atacama	2,92
Coquimbo	7,73
Valparaíso	18,52
Metropolitana	72,56
O'Higgins	9,33
Maule	10,66
Ñuble	4,90
Bío-Bío	15,88
Araucanía	9,76
Los Ríos	3,93
Los Lagos	8,45
Aysén	1,05
Magallanes	1,70
Total	178,13

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, 2017; MMA-DICTUC, 2016; Unión Europea; Madeksholaw; Vodprovod.

6.5 Proyección de emisiones por distribución de combustibles⁵³.

Para estimar las emisiones de fuentes móviles al 2028, se ha optado por proyectar el número de vehículos a ese año y, a partir de los kilómetros recorridos y rendimientos, calcular el consumo de combustibles correspondientes. Esta opción se ha elegido porque, en el caso del consumo de

⁵³ A continuación, se proyecta el parque vehicular y los consumos de combustibles para 2028. Para el cálculo de emisiones evaporativas por distribución de combustibles, solo se considera la gasolina. Sin embargo, se harán los cálculos para ambos combustibles, los que se usarán posteriormente para calcular las emisiones vehiculares.

combustibles, la caída en el consumo ha sido pronunciada durante 2020, de acuerdo con lo informado por SEC⁵⁴, lo que hace más difícil la proyección.

En el caso de los vehículos, las ventas en el año 2020 se contrajeron un 30,6% con respecto al año anterior. Para proyectar su crecimiento, se parte de las cifras INE para 2019, más el dato de venta de vehículos de ANAC para 2020⁵⁵, de 258.835 unidades. Para 2021 se proyecta un crecimiento del 4,5% del parque vehicular, de acuerdo con la proyección del PIB del Banco Central⁵⁶ y luego, se proyecta el aumento del parque según el crecimiento del PIB. Las unidades adicionales se reparten entre vehículos a gasolina y diésel según la proporción que tenían en 2019. En cuanto a la penetración de vehículos eléctricos (VE), existían 2,862 unidades en 2019. Se proyecta un aumento del 65% anual, para llegar a ventas de 103.000 unidades en 2028 y un parque acumulado de 259.433 unidades en 2028, para un parque total de 8.758.000 unidades. Esto representaría una penetración total de VE de un 3%⁵⁷. La evolución del parque vehicular se presenta a continuación:

Tabla 6.12: Proyección del parque automotor al 2028.

Año	Variación PIB	Vehículos Gasolina	Vehículos Diesel	Vehículos Eléctricos	Total de vehículos (sin V. a gas ni eléctricos)
2018	1,04	3.972.795	1.398.905	1.460	5.371.700
2019	1,011	4.126.525	1.460.444	2.862	5.586.969
2020	0,94	4.317.700	1.528.104	4.722	5.845.804
2021	1,045	4.511.997	1.596.869	7.792	6.108.865
2022	1,032	4.712.511	1.667.834	12.856	6.380.344
2023	1,029	4.918.839	1.740.857	21.213	6.659.696
2024	1,027	5.130.739	1.815.852	35.002	6.946.591
2025	1,025	5.347.936	1.892.721	57.753	7.240.658
2026	1,025	5.570.564	1.971.513	95.292	7.542.076

⁵⁴ Consumos de 3,98 y 8,93 millones de m3 de gasolina y diésel respectivamente en 2020, versus 4,66 y 9,62 millones de m3 de gasolina y diésel en 2018, es decir, una reducción de 14,6% y de 7,2%, respectivamente.

⁵⁵ <https://www.latercera.com/mtonline/noticia/en-2020-las-ventas-de-autos-nuevos-cayeron-un-306-en-chile/OIOKYXP53VBTHIQ3ARD42NHCEQ/>

⁵⁶ ANAC proyecta 356.540 para 2021, pero atendiendo a la incertidumbre por la evolución de la pandemia de Covid-19, optamos por un valor inferior que resulta del cálculo explicado. Para el dato de ANAC, ver cita en nota anterior.

⁵⁷ Al respecto, el estudio de la Agencia de Sostenibilidad Energética realizado por EBP en 2018, indica tasas de penetración en torno al 10% en países desarrollados al 2028, algunos de los cuales tienen políticas más agresivas para la introducción de vehículos eléctricos. En ese sentido, una penetración del 3% al 2028 parece razonable, sin perjuicio de la dificultad que implica pronosticar la penetración de nuevas tecnologías, donde existe muchos factores sobre los cuales hay incertidumbre importante con respecto a su comportamiento futuro. Ref. Agencia SE; Electromovilidad: Proyecciones y Propuestas para Avanzar; 2018. Páginas 217-218.

Año	Variación PIB	Vehículos Gasolina	Vehículos Diesel	Vehículos Eléctricos	Total de vehículos (sin V. a gas ni eléctricos)
2027	1,025	5.798.757	2.052.274	157.232	7.851.030
2028	1,025	6.032.654	2.135.054	259.433	8.167.708

Fuente: elaboración propia a partir de INE, 2019; SEC, 2020; ANAC, 2019-2020; Banco Central, 2021; FMI, 2021; Agencia SE (EBP), 2018.

En el caso de los vehículos diésel, el consumo proyectado dependerá de la proporción de vehículos livianos y pesados y del kilometraje de ambos. El primer valor se obtiene del INE, 2019, y da una proporción de 76,1% de vehículos livianos y 23,9% de vehículos pesados (unidades). Este dato, proyectado a 2028, entrega una estimación de 1.624.776 vehículos livianos diésel y 510.278 vehículos pesados.

Del estudio Agencia SE que utiliza datos de MODEM, 2010, obtenemos los promedios ponderados de kilómetros recorridos por estas categorías de vehículos, 16.175 km/año para livianos diésel y 33.188 para pesados. Para los vehículos a gasolina, el valor es de 13.749 km/año. Con los rendimientos ajustados se obtienen los consumos de combustible totales separados por categoría, esto es, 1.703.769 m³ de diésel para livianos y 12.542.958 m³ para pesados. Lo anterior se resume en la tabla a continuación.

Tabla 6.13: Consumo de combustibles proyectado a 2028 por crecimiento del parque automotor, con penetración de vehículos eléctricos.

Consumo⁵⁸	Gasolina	Livianos diésel	Pesados
Nº vehículos	6.032.654	1.624.776	510.278
Consumo (m ³ /año)	7.228.539	1.703.736	12.542.958
Consumo (ton/año)	5.363.576	1.422.620	10.473.370

Fuente: Elaboración propia a partir de SEC (2020) y Agencia SE (2018).

Emisiones de COV y benceno (evaporativas, distribución de combustibles).

Para el cálculo de emisiones evaporativas por distribución de combustibles utilizamos los factores del Manual de Inventarios MMA-DICTUC (tabla 5-56). Para las emisiones de benceno, se utilizan los factores de la EPA (1998), tabla 6-18.

Se debe separar el consumo de la región Metropolitana ya que en ella existen sistemas de recuperación de vapores. El consumo de gasolina en la Región Metropolitana fue un 37,62% del

⁵⁸ Como se observa, la proyección de consumo de combustible a partir del número de vehículo y kilómetros recorridos es sustantivamente mayor que la realizada solamente a partir del aumento del PIB, según la tabla 45.

total en 2020, cifra que se utilizará para calcular las emisiones en 2028. De este modo se tiene un consumo de gasolina de 2.719.376 m³ en esta región para 2028 y de 4.509.163 en el resto del país. En el caso del diésel, el consumo de la región Metropolitana fue un 19,4% del total nacional, con lo cual se proyecta un consumo de 2.763.859 m³ de diésel en la región Metropolitana y de 11.482.836 m³ de diésel para el resto del país.

Las proyecciones de emisiones de COV y benceno se entregan en la tabla a continuación:

Tabla 6.14: Emisiones de COV y Benceno por distribución de gasolina.

Tipo de emisión	COV (ton) País sin RM	COV (ton) R. Metropolitana	Benceno (ton) país sin RM	Benceno (ton) R. Metropolitana
Llenado estanque de vehículos	1.779,22	10,56	46,64	3,97
Llenado de estanque de servicentro	11.861,47	319,85	30,97	1,32
Respiración de estanques	1.617,48	959,55	4,73	3,22
Subtotal	15.258,17	1.289,96	82,34	8,51
Total	16.548,13		90,85	

Fuente: elaboración propia a partir de MMA-DICTUC, 2016 y EPA, 1998.

6.6 Proyección de Fugas de GLP (Residencial y comercial) y consumo de GLP.

Como en el caso anterior, esta proyección sigue la estimación del crecimiento de la población, sobre la base de la información entregada por INE.

Tabla 6.15: Emisiones de COV de fugas residenciales y comerciales de GLP y consumo residencial de GLP, proyectadas a 2028.

Región	Fugas residenciales de GLP	Fugas comerciales de GLP	Consumo residencial de GLP
Arica Parinacota	272,72	123,65	354,17
Tarapacá	452,00	125,33	586,99
Antofagasta	939,04	444,95	1.219,48
Atacama	509,80	72,09	662,04
Coquimbo	1.558,68	214,19	2.024,17
Valparaíso	3.704,62	615,93	4.810,97
Metropolitana	15.025,24	2.645,85	19.512,36
O'Higgins	2.007,18	916,49	2.606,60

Región	Fugas residenciales de GLP	Fugas comerciales de GLP	Consumo residencial de GLP
Maule	2.091,53	398,88	2.716,14
Ñuble	555,94	112,58	721,96
Bío-Bío	2.144,61	494,82	2.785,08
Araucanía	1.210,83	300,84	1.572,44
Los Ríos	473,46	155,98	614,86
Los Lagos	1.322,29	486,30	1.717,17
Aysén	220,94	84,82	286,92
Magallanes	42,38	38,89	55,04
Total	32.531,26	7.231,59	42.246,37

Fuente: elaboración propia a partir de SEC, 2018; INE, 2017 y proyección 2028 y MMA-DICTUC, 2016.

6.7 Proyección Fuentes Móviles

Las emisiones de COV y Benceno de fuentes móviles se estimaron sobre la base de los consumos de combustibles, como se indicó en la sección sobre emisiones por distribución de combustibles, obtenidos éstos a partir de los kilómetros proyectados por categoría de vehículo (Tabla 6.13). Los factores de emisión se obtienen de la Agencia Ambiental Europea y del estudio de Tsai, Chang y Chiang⁵⁹. A partir de ellos, se obtienen los valores siguientes:

Tabla 6.16: Emisiones de COV y Benceno de fuentes móviles proyectadas a 2028.

Categoría	Gasolina	Livianos diésel	Pesados
Emisión COV	66.079,26	4.681,86	39.484,61
Emisión Benceno	5.526,92	270,84	463,73

Fuente: elaboración propia a partir de INE, 2019; SEC, 2020, Banco Central, 2021, FMI, 2021 y EPA, 1998.

Los resultados se presentan resumidos en las tablas a continuación.

⁵⁹ Tsai, Chang y Chiang; Volatile Organic Compounds from the exhaust of light duty vehicles; publicado en Atmospheric Environment 61, 2012; páginas 499 a 506.

Tabla 6.17: Resumen proyección de emisiones 2028, COVs, toneladas por año.

Región	F. Fijas ⁶⁰	Quema de leña	Domicilia- rias	Fugas y consumo GLP	Evaporativas combustibles	Fuentes móviles
Arica – Parinacota	11,0	100,6	1.317,2	750,5	396,0	1.660,7
Tarapacá	57,8	167,8	2.077,5	1.164,3	439,9	1.743,4
Antofagasta	289,6	262,1	3.587,8	2.603,5	1.164,1	4.472,8
Atacama	74,3	151,6	1.581,4	1.243,9	656,7	2.540,2
Coquimbo	36,1	415,5	4.496,6	3.797,0	1.156,9	5.158,3
Valparaíso	1.333,4	15.281,6	10.189,4	9.131,5	2.050,0	9.950,2
Metropolitana	717,9	8.306,3	42.149,8	37.183,4	1.290,0	42.218,5
O’Higgins	106,5	14.257,0	5.163,8	5.530,3	1.091,5	5.092,8
Maule	262,3	16.046,2	5.908,1	5.206,6	1.660,3	7.220,0
Ñuble	119,7	20.587,4	2.593,2	1.390,5	701,9	2.915,2
Bío-Bío	1.733,7	39.129,5	8.329,2	5.424,5	2.164,5	9.158,6
Araucanía	264,0	88.477,9	5.120,7	3.084,1	1.396,1	5.708,7
Los Ríos	239,7	66.678,0	2.048,2	1.244,3	415,8	1.604,9
Los Lagos	239,3	137.849,4	4.549,5	3.525,8	1.503,3	6.046,8
Aysén	187,0	15.289,6	534,5	592,7	177,2	697,2
Magallanes	623,1	5.484,1	915,3	136,3	283,9	1.057,4
Total	6.295,4	428.483,9	100.562,2	82.009,2	16.548,1	110.245,7

Fuente: elaboración propia.

Tabla 6.18: Resumen proyección de emisiones 2028, benceno, toneladas por año.

Región	F. Fijas	Quema de leña	Pinturas	Evaporativas combustibles	Fuentes móviles
Arica – Parinacota	0,0	2,6	2,3	2,0	89,3
Tarapacá	0,2	4,4	3,4	1,9	84,7
Antofagasta	1,3	6,8	6,2	4,4	196,8
Atacama	0,2	4,0	2,9	2,6	115,0
Coquimbo	0,3	10,9	7,7	6,9	287,8
Valparaíso	27,9	169,1	18,5	16,7	669,2
Metropolitana	6,3	194,2	72,6	8,9	2.779,2
O’Higgins	5,2	256,4	9,3	7,3	300,7
Maule	30,8	325,6	10,7	9,3	391,5
Ñuble	19,6	261,1	4,9	3,4	147,8
Bío-Bío	217,1	713,5	15,9	14,5	471,7
Araucanía	47,2	950,9	9,8	6,5	282,8
Los Ríos	32,5	705,8	3,9	1,6	72,0

⁶⁰ Se toma valores de proyección según INE, ver tabla 6.7; de igual manera para las proyecciones de benceno en la tabla 6.19

Región	F. Fijas	Quema de leña	Pinturas	Evaporativas combustibles	Fuentes móviles
Los Lagos	2,0	1.534,3	8,5	6,7	293,9
Aysén	0,6	168,0	1,1	0,7	34,4
Magallanes	2,3	51,1	1,7	1,0	44,8
Total	393,6	5.357,9	178,1	90,9	6.261,5

Fuente: elaboración propia.

7 Antecedentes nacionales de Calidad del Aire

Tomando como modelo la experiencia internacional, resulta ser más eficiente enfocar las regulaciones de COVs en aquellos compuestos que se encuentran en mayor concentración en la atmósfera, es decir los BTEX⁶¹. A pesar de que su monitoreo no es una obligación regulatoria en Chile, existe información histórica que permite evaluar parcialmente los niveles de concentración que hay en algunas regiones, la que da una visión preliminar ante un eventual escenario regulatorio.

Si bien los BTEX se emiten por fuentes naturales (erupciones de volcanes e incendios forestales), son más importantes las emisiones de tipo antropogénicas (combustión de leña en general, emisiones vehiculares, volatilización de combustibles/solventes). Estos compuestos están en fase gaseosa y se degradan principalmente por fotólisis o reacciones químicas con especies reactivas atmosféricas (destacándose el radical hidróxido (OH^\cdot) durante el día y el radical nitrato (NO_3^\cdot) en la noche). Estas reacciones generan intermediarios orgánicos radicales peróxidos (RO_2) e hidroperóxidos (HO_2) que contribuyen al incremento del ozono troposférico (Figura 7.1). Así, los BTEX tienen una influencia relevante en la química atmosférica, ya que son considerados precursores importantes de la formación de especies oxidantes (como el Ozono, PeroxiAcentil Nitrato y los Aerosoles Orgánicos Secundarios (Seinfeld and Pandis 2016)).

⁶¹ Es evidencia científica que, de todos los COV's disponibles en la atmósfera (independiente de su definición), los más abundantes en ambientes urbanos corresponden a Benceno, Tolueno, Etilbenceno y Xilenos (denominados BTEX).

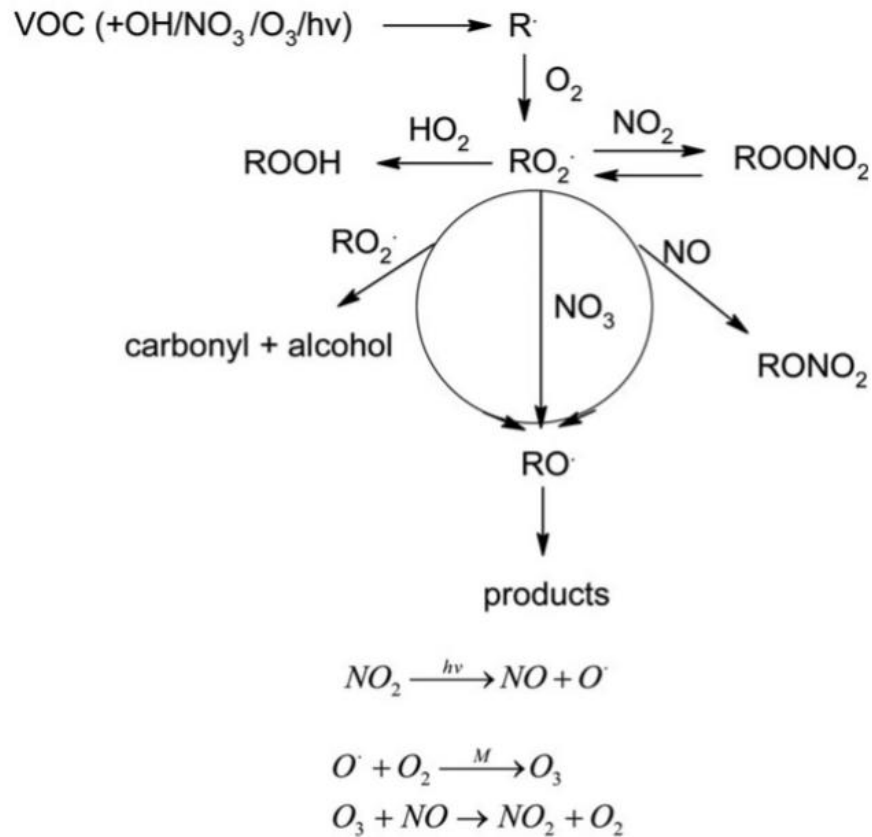


Figura 7.1: Descomposición de compuestos orgánicos volátiles en el aire ambiente. Fuente (Seinfeld and Pandis, 2016)

7.1 Campañas BTEX esporádicas naciones

Se realizó una recopilación de la información de calidad del aire de BTEX disponible en el país. En general, la información corresponde a datos de medición utilizando muestreadores por difusión (tubos pasivos) y usualmente se refiere a datos de concentración de 1-2 semanas a 1 mes de exposición aproximadamente, dependiendo del tipo de sustrato utilizado para la captura de los diferentes contaminantes. En la Tabla 7.1 se entrega el resumen de las campañas consideradas y la institución que estuvo a cargo del levantamiento de la información (monitoreo). La ubicación de los puntos de monitoreo se entrega en formato de mapas georreferenciados en el ANEXO I: Mapas de ubicación de puntos de monitoreo campañas de monitoreo.

Tabla 7.1: Resumen fuentes de información de monitoreo de COVs usando tubos pasivos. Todas las campañas fueron realizadas en aproximadamente 2 semanas de exposición a excepción de Año 2012 CENMA* que responde al promedio de un año de monitoreo en la comuna de Puchuncaví. ENAP Talcahuano** es la única fuente de información que contiene datos históricos de concentración de Benceno (1998-2020)

Campaña	Institución Responsable
Santiago Invierno 2009	Centro Mario Molina Chile
Santiago Primavera 2009	Centro Mario Molina Chile
Bío-Bío Invierno 2009	Centro Mario Molina Chile
Bío-Bío Verano 2009	Centro Mario Molina Chile
Santiago Invierno 2010	Centro Mario Molina Chile
Bío-Bío Otoño 2010	Centro Mario Molina Chile
Bío-Bío Invierno 2010	Centro Mario Molina Chile
MZC Primavera 2014	Centro Mario Molina Chile
Valparaíso Primavera 2016	Centro Mario Molina Chile
Antofagasta Verano 2020	MMA
Bío-Bío Verano 2020	MMA
Valparaíso Verano 2020	MMA
Temuco Verano 2020	MMA
Valparaíso Primavera 2020	MMA
Antofagasta Primavera 2020	MMA
Temuco Primavera 2020	MMA
Bío-Bío Primavera 2020	MMA
Valparaíso Invierno 2020	MMA
RM Primavera 2020	MMA
RM Invierno 2020	MMA
Año 2012 CENMA* (Concón, Quintero y Puchuncaví)	CENMA
Quintero-Puchuncaví 2018	NILU
ENAP Talcahuano**	ENAP

Fuente: elaboración propia.

Se construyó una base de datos con todos los resultados. En la Figura 7.2 se entrega un gráfico resumen de concentración de Benceno, para campañas entre 2009 y 2020. En general, casi todos los niveles de concentración se encuentran bajo el nivel de la norma anual de la Unión Europea (EU), de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a excepción de determinados puntos de monitoreo ubicados en la región del Bío-Bío y en la RM, identificados como valores atípicos en el mismo gráfico. La identificación de estos puntos corresponde preferentemente a lugares impactados por emisiones industriales (en la Región del Bío-Bío) y por emisiones vehiculares (en la RM). En la Región del Bío-Bío, dos ubicaciones han mostrado históricamente valores por sobre la norma europea, que se encuentran en el sector de Talcahuano. Los puntos altos aquí se han identificado tanto en las campañas realizadas en el año 2009 (Figura 7.3), 2010 (Figura 7.4) y 2020 (Figura 7.5). Este sector está claramente impactado por emisiones industriales. Son valores Outliers, determinados estadísticamente. Corresponden a sitios hotspots de concentración impactados por una fuente emisora en particular.

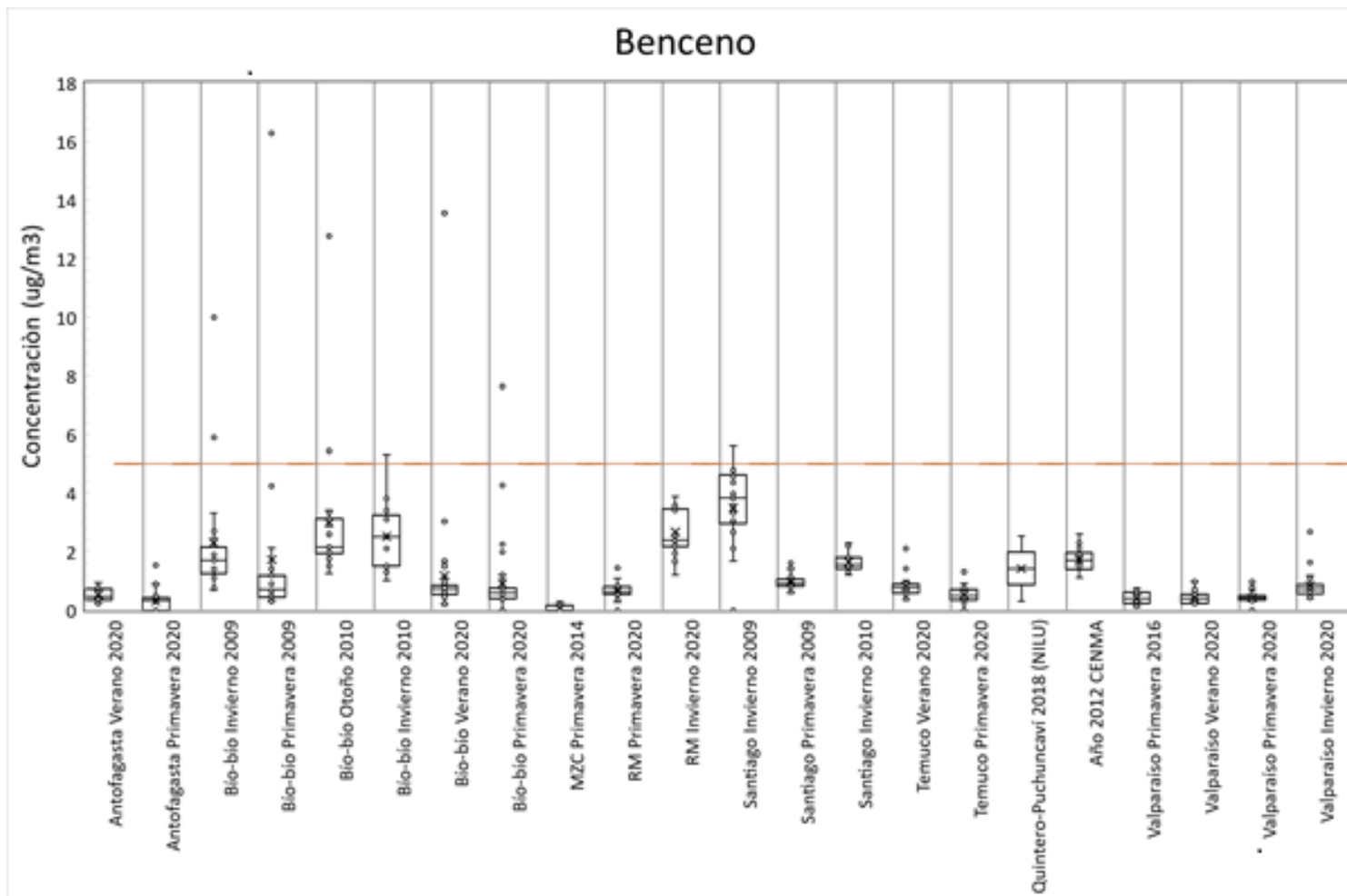


Figura 7.2: Concentración de Benceno en distintas campañas de monitoreo recopiladas. Los valores de concentración de benceno indicados acá corresponden a períodos representativos de 4 a 31 días (según el tiempo que estuvieron expuestos los muestreadores), con excepción de “Año 2012 CENMA”, en cuyo caso los valores corresponden a promedio anual. La línea del medio del cuadro representa la mediana y la x en el cuadro representa la media. La caja de color azul se encuentran los datos ubicados en el segundo y tercer cuartil de los datos. El rango intercuartil (IQR) se define como la distancia entre el primer cuartil y el tercer cuartil. Puntos alejados de los “bigotes” de cada caja son valores atípicos. Un punto de datos se considera un valor atípico si excede una distancia de 1,5 veces el IQR por debajo del primer cuartil o 1,5 veces el IQR por encima del tercer cuartil.



Figura 7.3: Concentración de Benceno para campañas realizadas en la Región del Bío-Bío durante el año 2009.

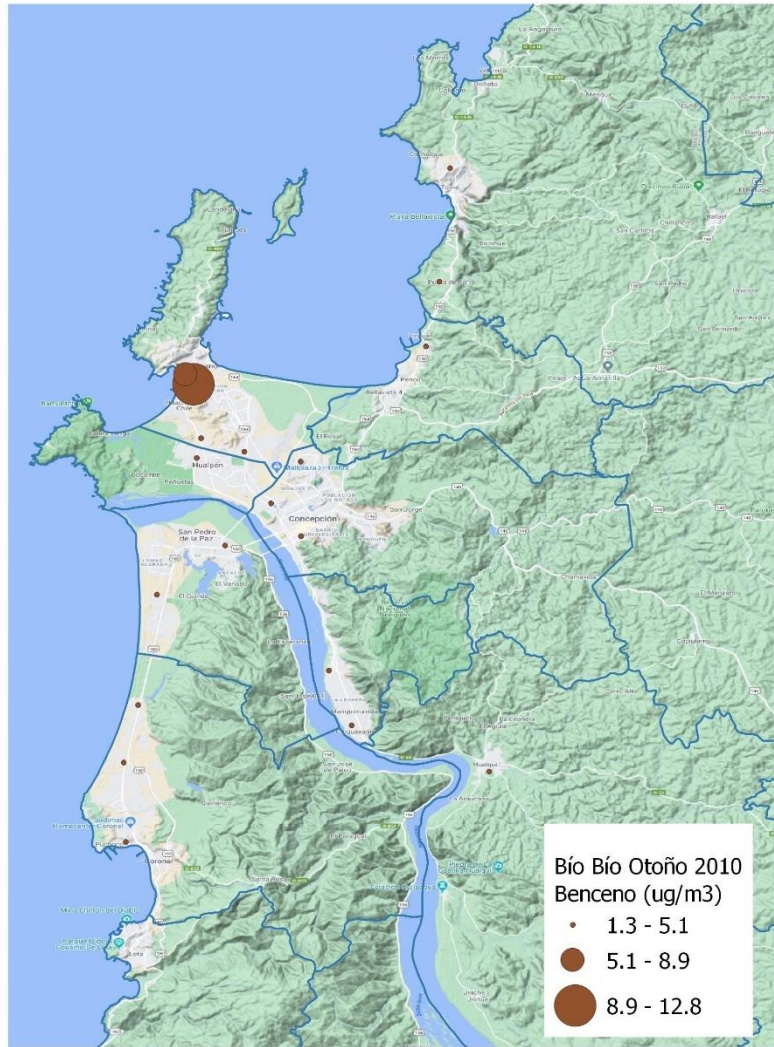


Figura 7.4: Concentración de Benceno para campañas realizadas en la Región del Bío-Bío durante el año 2010.

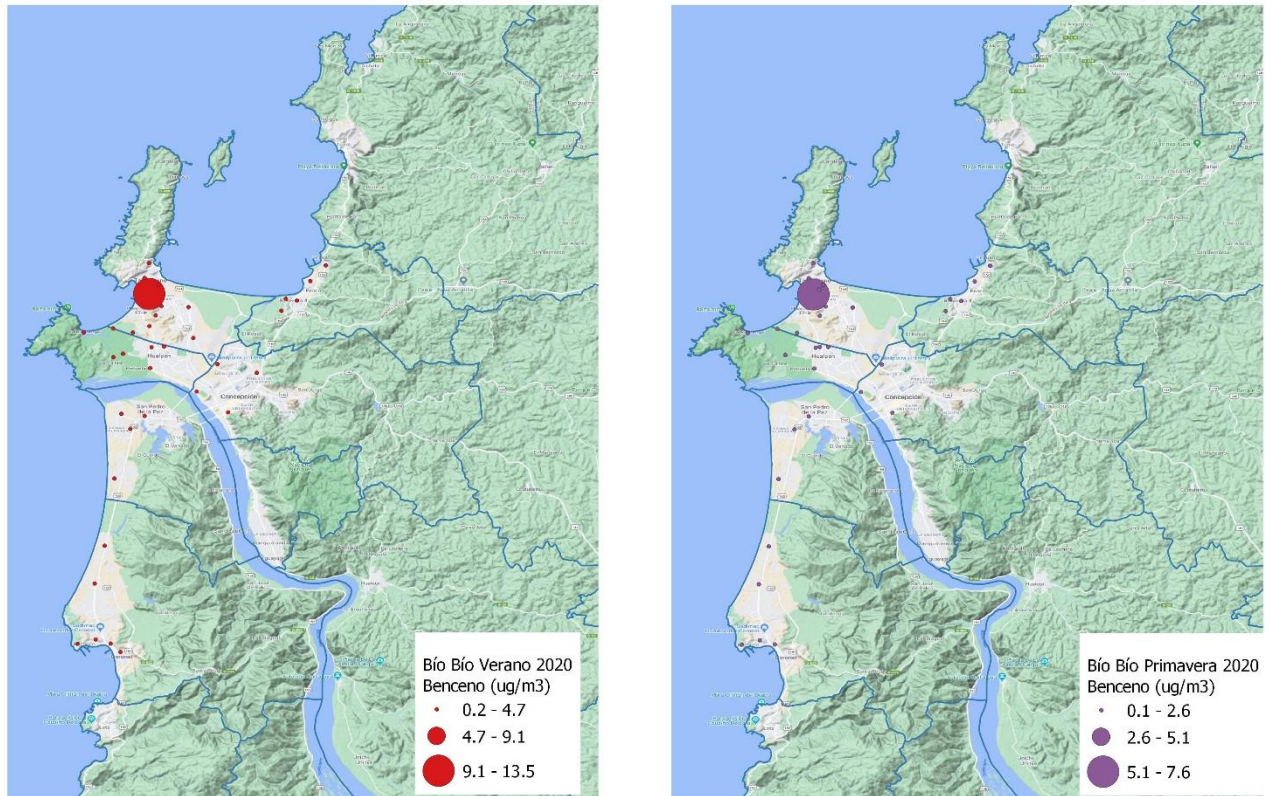


Figura 7.5: Concentración de Benceno para campañas realizadas en la Región del Bío-Bío durante el año 2020.

Las campañas realizadas en la RM durante los años 2009 y 2020 (en invierno), también han mostrado concentraciones altas, cercanas al valor de la normativa europea. La distribución resulta ser más homogénea que en el caso de la región del Bío-Bío. El análisis de regresión lineal entre los diferentes puntos de monitoreo en la RM muestra un ajuste alto ($R^2=0.88$, Figura 7.8), lo que señala que prácticamente todos los puntos están respondiendo al (a los) mismo(s) tipo(s) de fuente(s) emisor(as), preferentemente emisiones vehiculares. Actualmente, los puntos con mayor concentración corresponden a los ubicados en los sectores sur y poniente de la región (Figura 7.7).

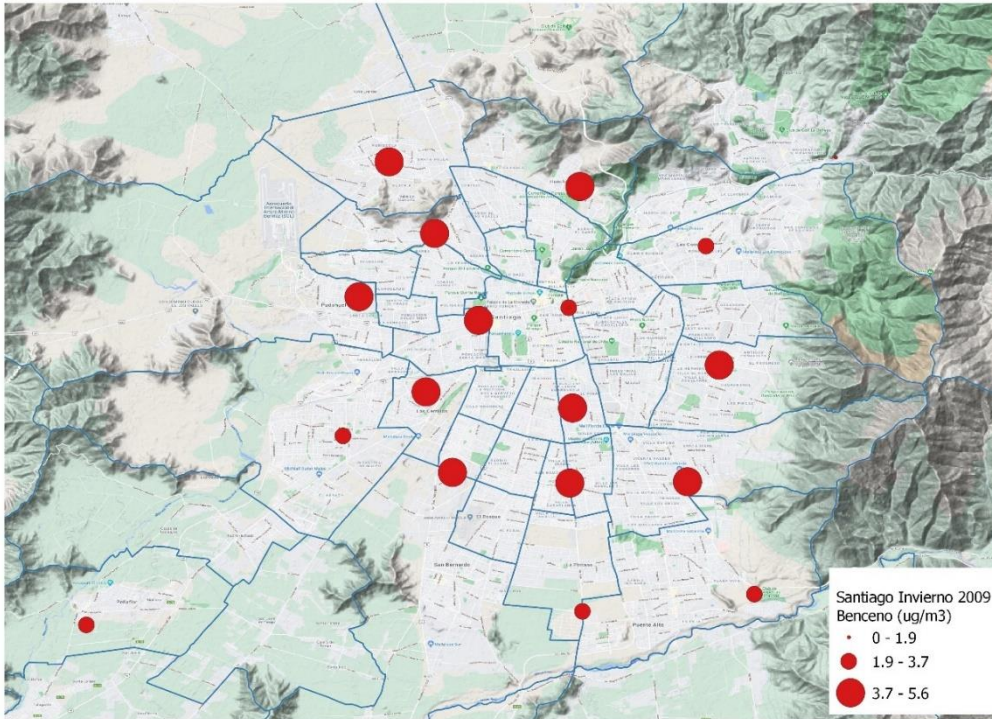


Figura 7.6: Concentración de Benceno para campañas realizadas en la RM durante el año 2009.

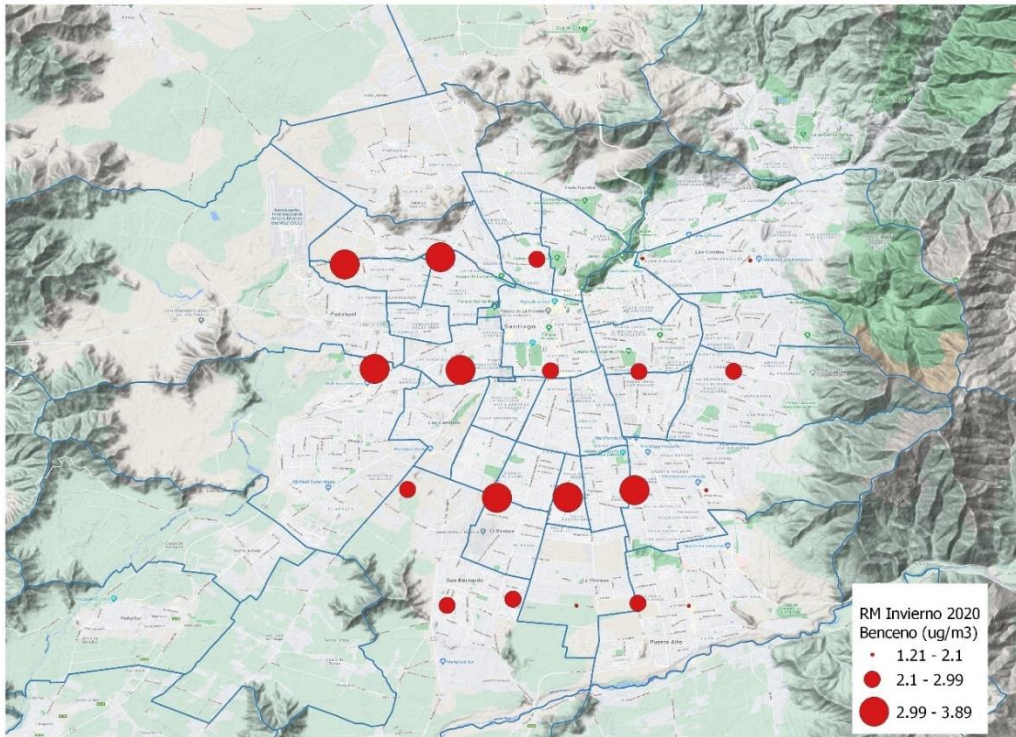


Figura 7.7: Concentración de Benceno para campañas realizadas en la RM durante el año 2020.

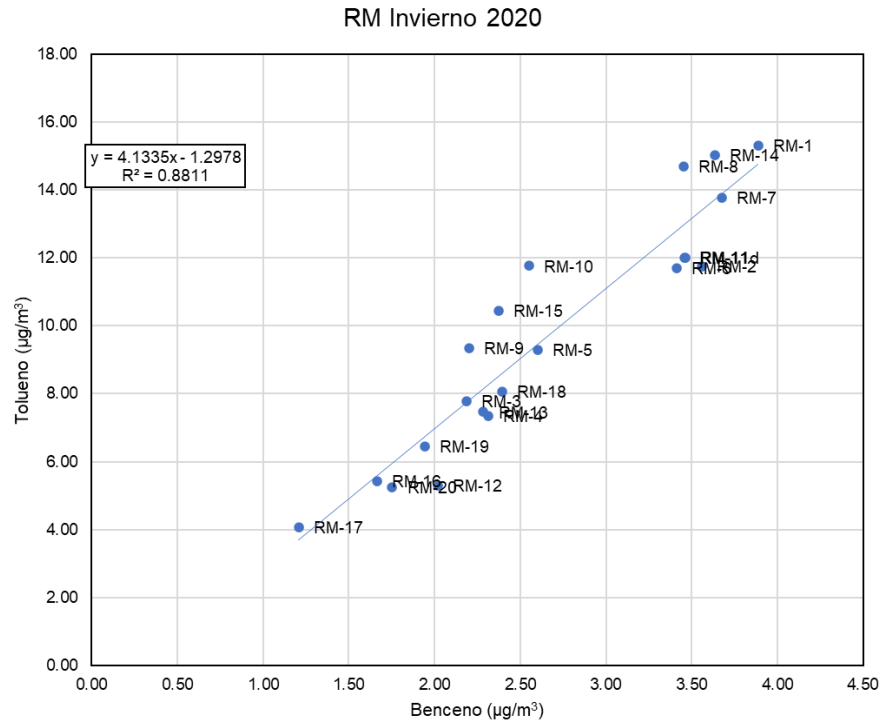


Figura 7.8: Correlación entre Tolueno y Benceno para campaña Invierno 2020 en la RM.

La relación Tolueno/Benceno (T/B) ha sido utilizada frecuentemente para diagnosticar el tipo de fuente predominante de la emisión. Valores de T/B <1 han sido atribuidos a emisiones provenientes de combustión de biomasa/biocombustibles/carbón; T/B=1-10 pueden ser atribuibles a emisiones vehiculares y valores T/B>1 también pueden provenir de procesos industriales y aplicación de solventes. En algunos casos se ha propuesto que la relación T/B>4.24 puede ser un indicador inequívoco de emisiones industriales (ZHANG ET AL. 2016). Una aproximación conservadora consiste en utilizar valores T/B<2 para demostrar predominio de emisiones vehiculares, mientras que relaciones más altas involucran una mezcla de diferentes emisiones (solapamiento entre emisiones vehiculares, de uso de solventes e industriales). La relación T/B tiende a presentar valores mayores que 2 en prácticamente todas las campañas de monitoreo. Los valores altos se dan particularmente en las campañas RM durante primavera. Los valores más bajos de la relación T/B en la Región del Bío-bío en invierno, Temuco y en la V Región, evidenciando un impacto diferente del tipo de fuente (probablemente debido a la influencia de la quema de leña). Estos resultados se muestran en la Figura 7.9.

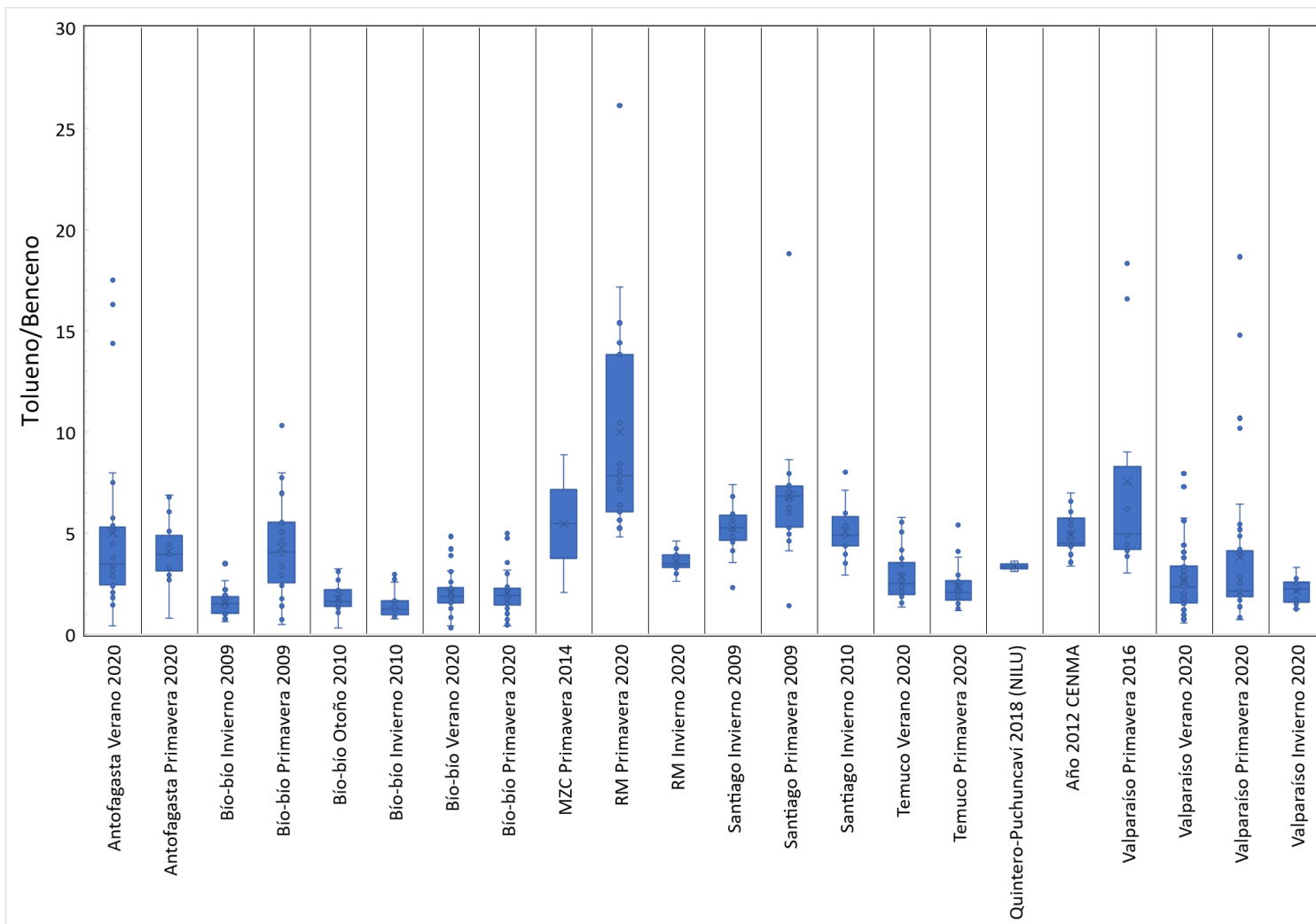


Figura 7.9: Relación Tolueno Benceno para diferentes campañas de monitoreo de COVs.

Para ilustrar mejor el predominio de cada fuente emisora en las diferentes campañas, se ha graficado la composición relativa de Benceno/Tolueno/Etil-Benceno en un gráfico ternario. En la Figura 7.10 se entrega un modelo presentado por ZHANG ET AL. 2016 donde se agrupan tres categorías de fuentes: 1) combustión de biomasa/biocombustibles/carbón, que están caracterizados por una fracción significativamente mayor de benceno; 2) emisiones de tráfico vehicular, el cual muestra fracciones mayores de tolueno debido a emisiones de escape de vehículos a gasolina y evaporación de gasolina; y 3) procesos industriales y aplicación de solventes, los cuales están caracterizados por altas fracciones de tolueno y etilbenceno. Se construyeron gráficos ternarios para cada región de Chile, y se ilustran en las Figura 7.11 a Figura 7.15:

- La región de Antofagasta tiende a presentar los puntos en la parte alta del triángulo, donde generalmente se mezclan emisiones industriales con emisiones de tráfico vehicular. No es posible identificar una diferencia clara entre las distintas campañas de monitoreo señaladas.
- La Región del Bío-Bío muestra una distribución de puntos desplazada preferentemente hacia el eje de Tolueno, con una alta variabilidad, donde se mezclan preferentemente las emisiones de quema de biomasa con las emisiones de tráfico vehicular. Es posible identificar una concentración de puntos asociados a la campaña de primavera 2009 en la parte alta del triángulo (similar al caso de Antofagasta) ilustrando un impacto de emisiones industriales.
- Las campañas implementadas en la RM y en la Mega Zona Central (MZC) presentan una acumulación de puntos similar a las de Antofagasta, donde preferentemente se acoplan las emisiones vehiculares con las emisiones industriales.
- En Temuco, se observa preferentemente una distribución de impactos de emisiones vehiculares. No es posible identificar emisiones de leña debido a que ninguna campaña fue realizada en época invernal, donde se consume leña mayoritariamente.
- Finalmente, la región de Valparaíso tiende a mostrar resultados más bien relacionados con emisiones vehiculares y de emisiones de quema de leña, similar al caso de Bío-Bío.

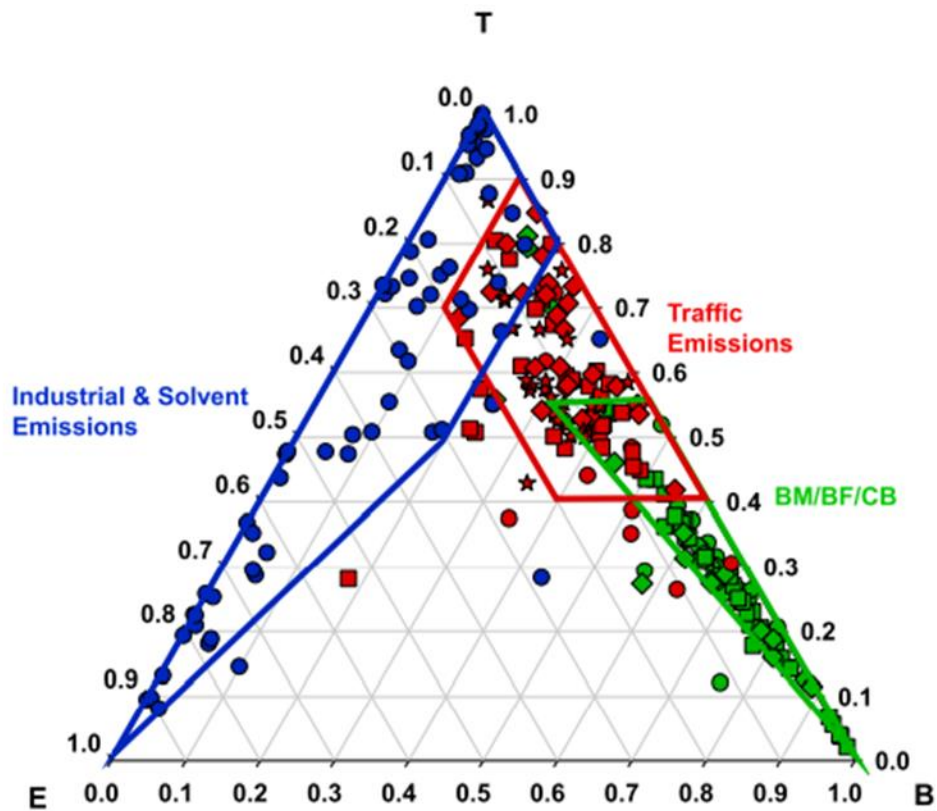


Figura 7.10: Proporción ilustrativa relativa de Benceno (B), Tolueno (T) y Etilbenceno (E) para diferentes tipos de fuentes emisoras. “BM/BF/CF” indica combustión de biomasa/biocombustible/carbón. Fuente: (Zhang et al., 2016)

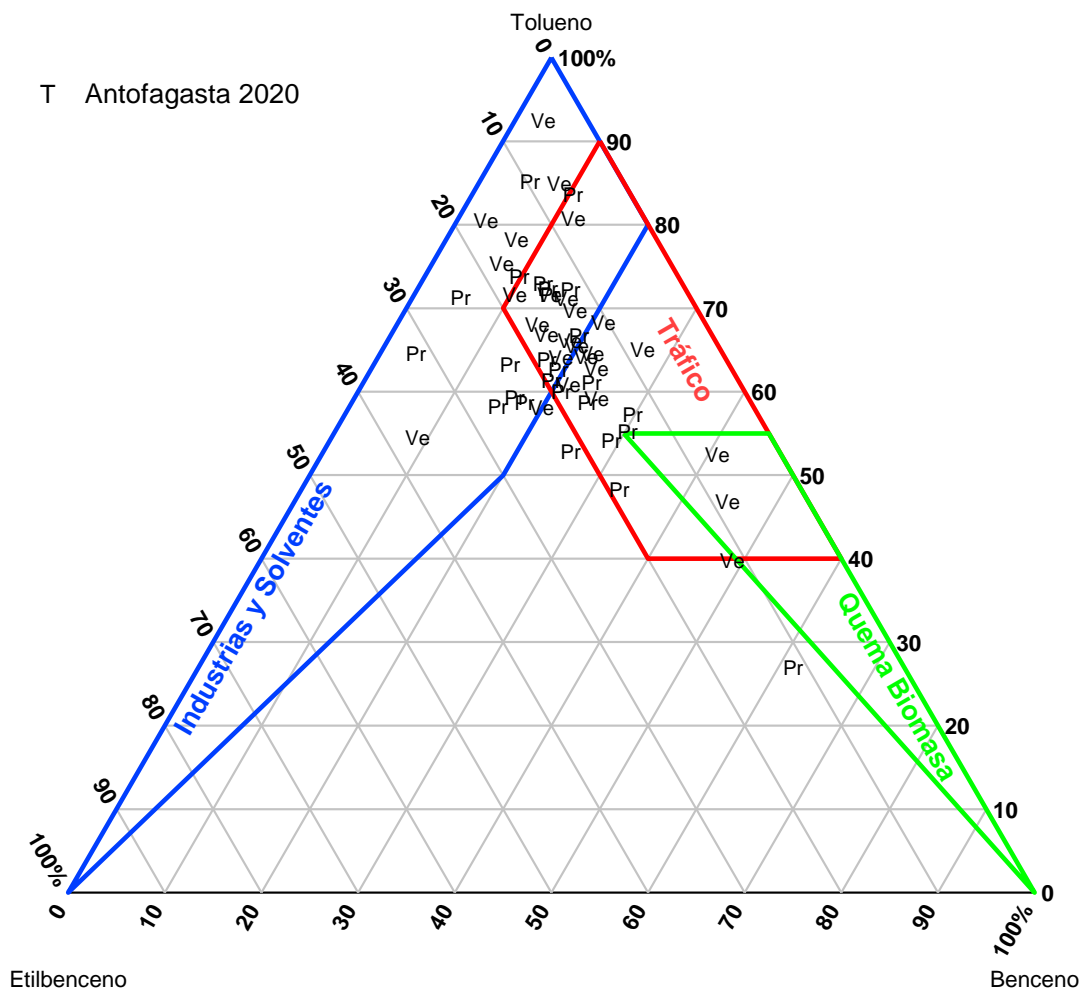


Figura 7.11: Gráficos ternarios B/T/E para región de Antofagasta. Ve: indica Campaña de Verano, Pr indica campaña Primavera.

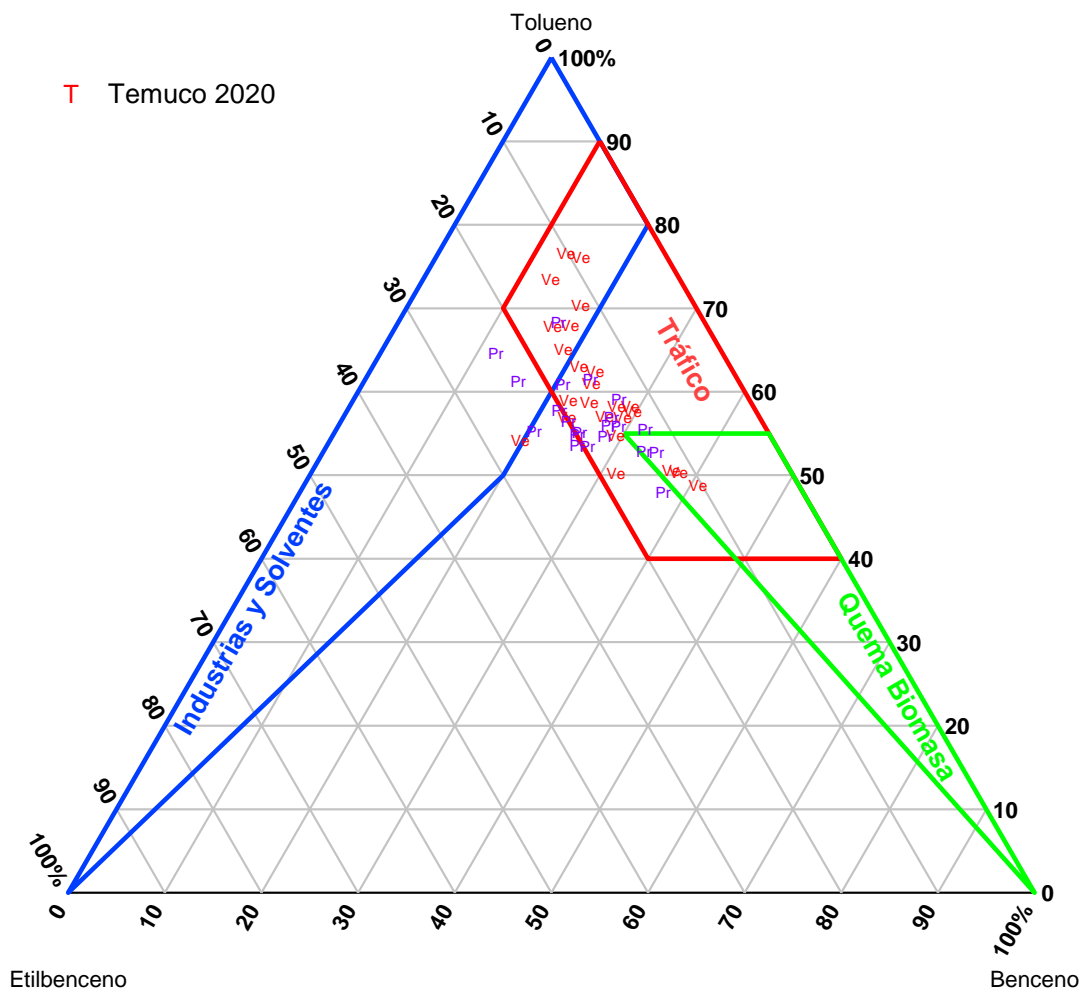


Figura 7.12: Gráficos ternarios B/T/E para Temuco campañas 2020. Ve: indica Campaña de Verano, Pr indica campaña Primavera.

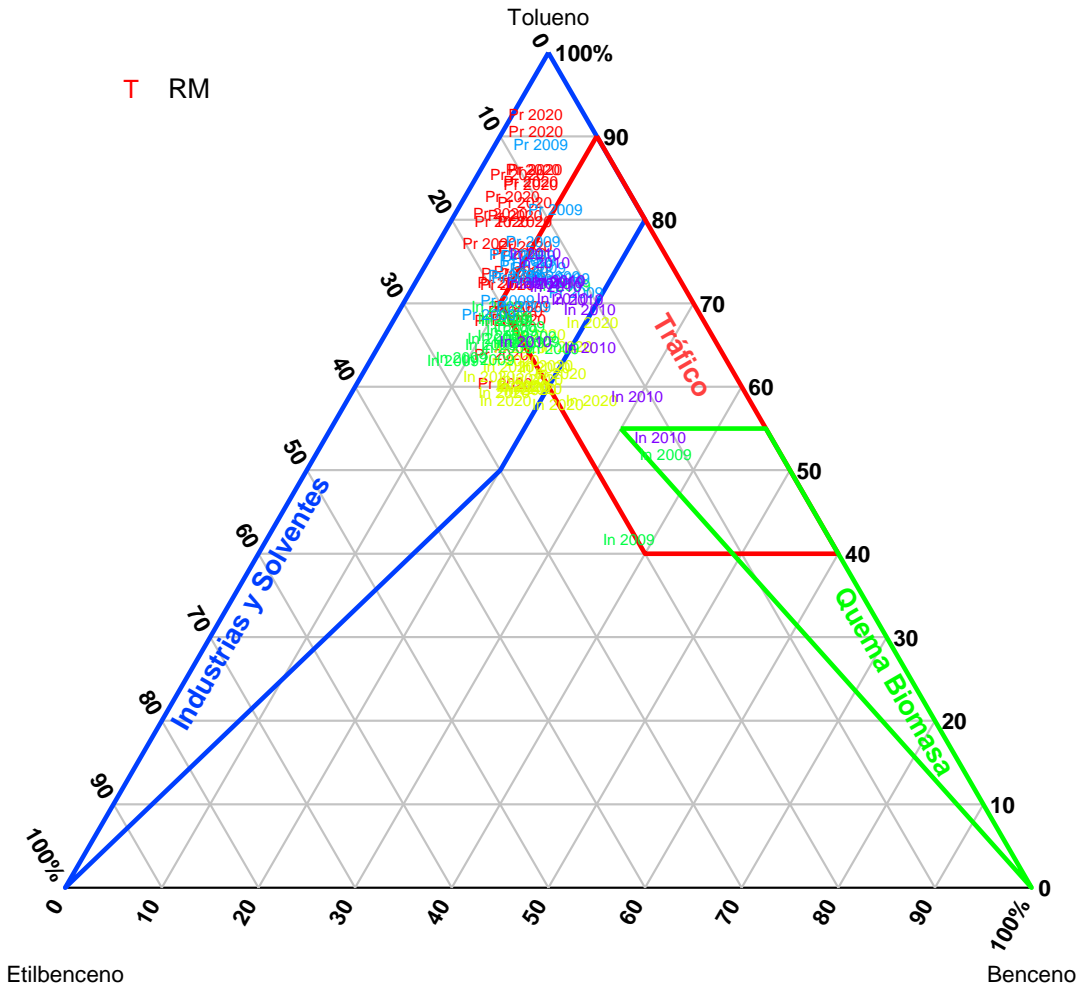


Figura 7.13: Gráficos ternarios B/T/E para la RM. Ve: indica Campaña de Verano, Pr indica campaña Primavera.

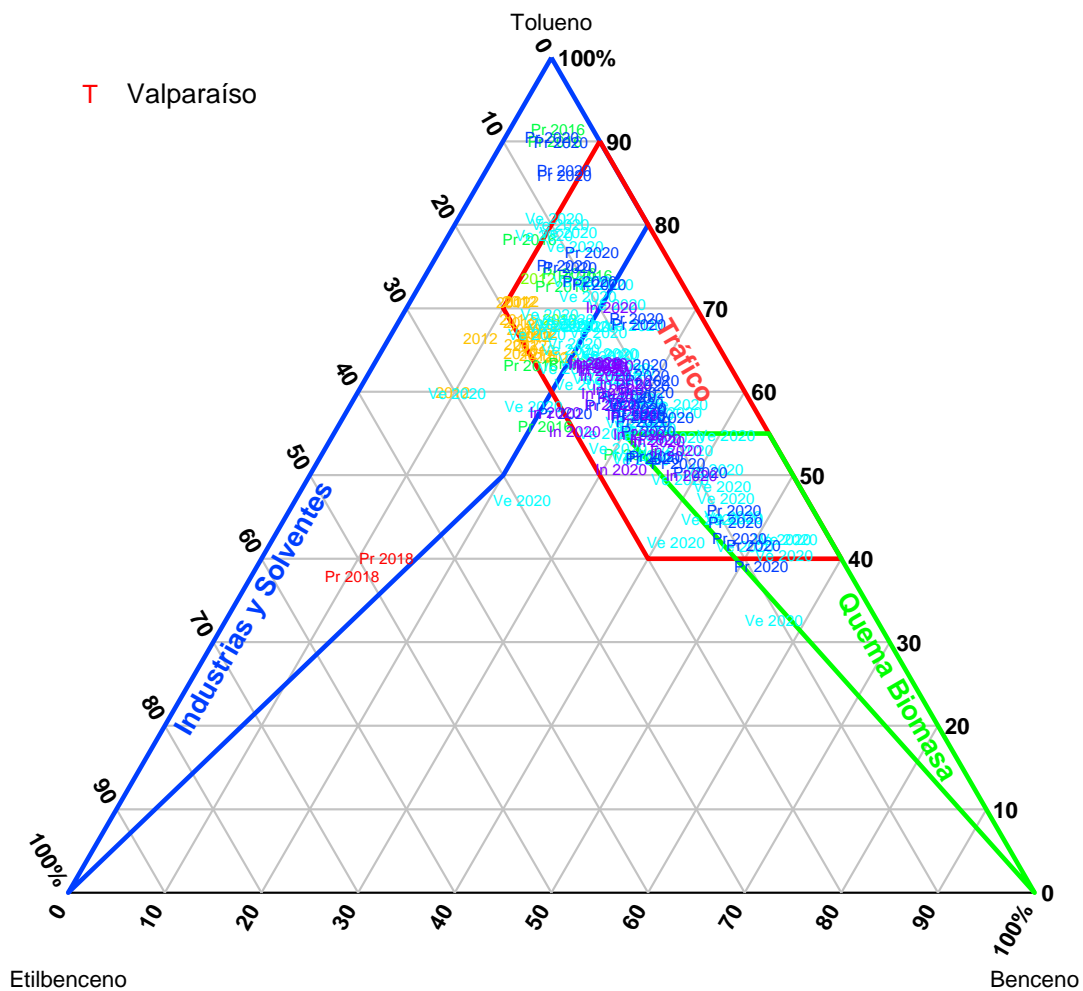


Figura 7.14: Gráficos ternarios B/T/E para V Región.

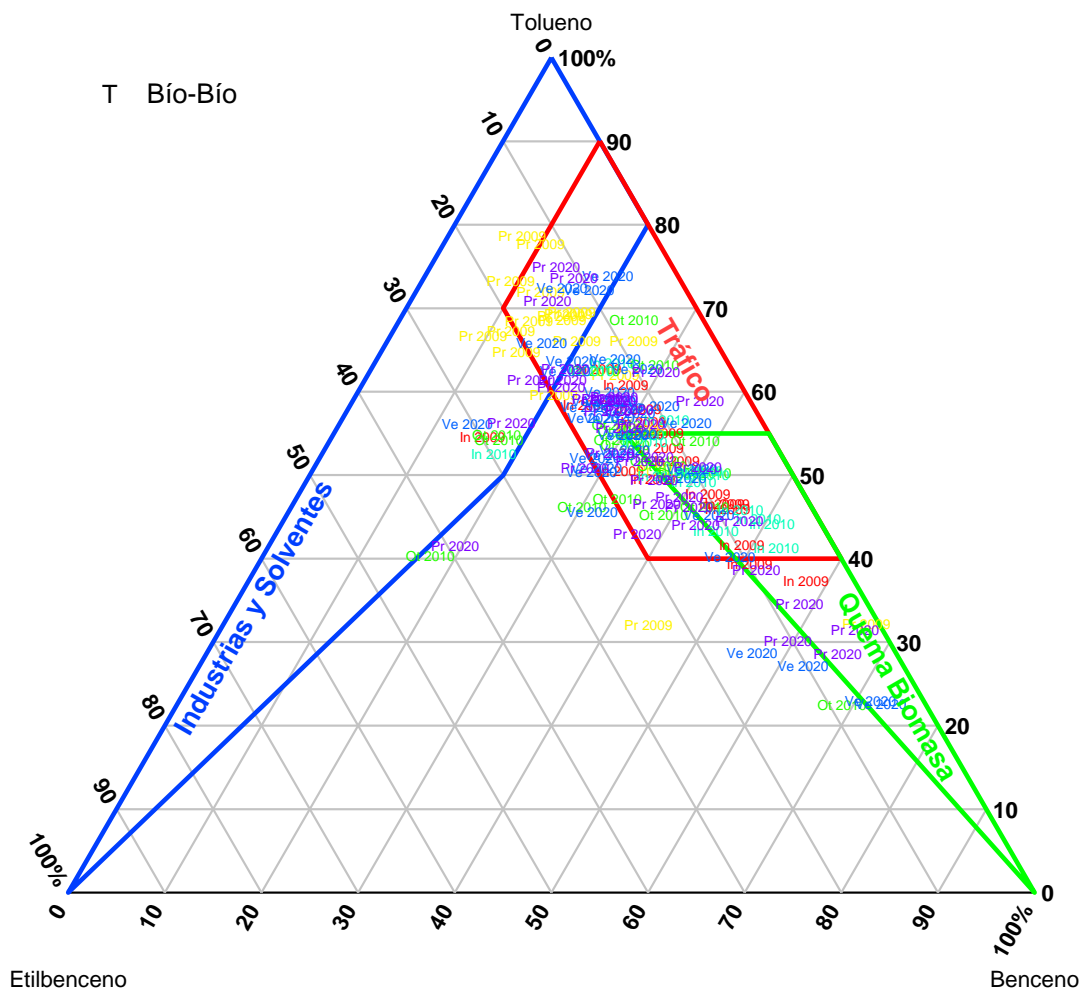


Figura 7.15: Gráficos ternarios B/T/E para la región del Bío-Bío

La relación Xilenos/Etilbenceno (X/E) también ha sido utilizada como un indicador del envejecimiento fotoquímico (cuan oxidada está la atmósfera) durante las diferentes campañas de monitoreo. Un valor X/E >3 indica una atmósfera “envejecida” y por lo tanto puede corresponder a parcelas de aire que han sido transportadas desde distancias relativamente lejanas. Los valores encontrados para Chile indican relaciones X/E levemente superiores a 3, especialmente en períodos de primavera y verano, cuando es posible obtener mayores intercambios de masas de aire interregionales y mayor actividad fotoquímica debido al mayor índice de radiación solar. Aquellos valores cercanos a 3 indican un predominio de presencia de emisiones locales.

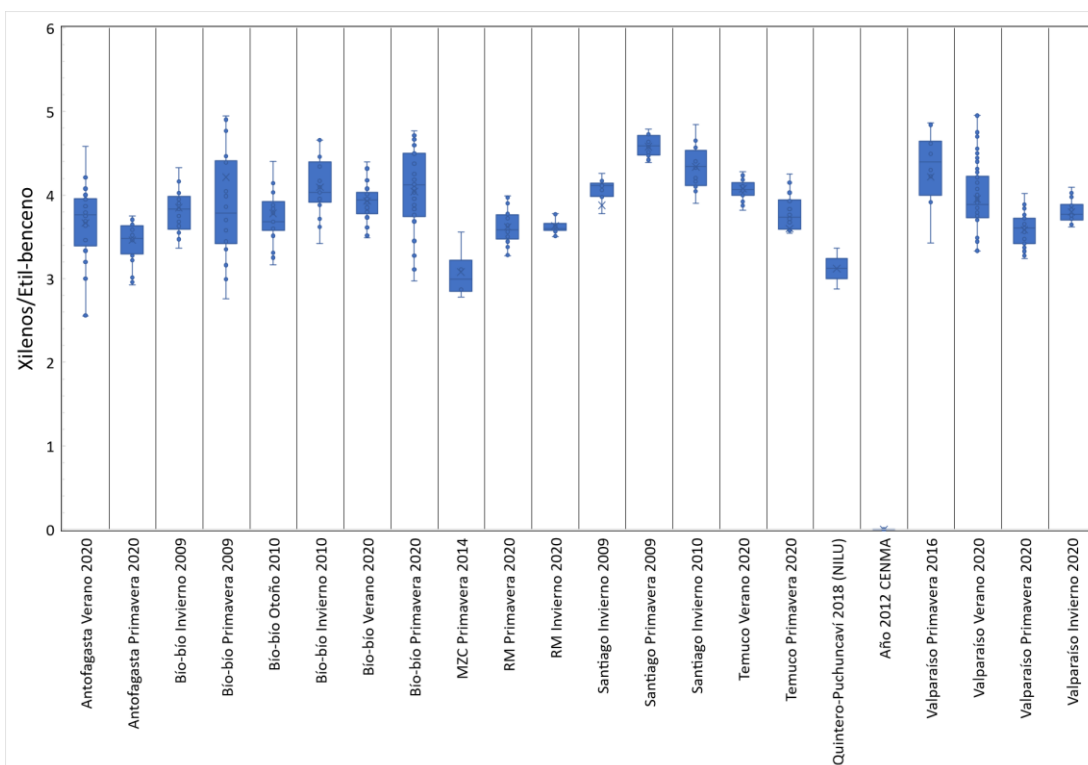


Figura 7.16: Relación Xilenos/Etil-Benceno para diferentes campañas de monitoreo de COVs.

7.2 Base de datos histórica de Benceno Red ENAP, comuna de Talcahuano/Hualpén

ENAP entregó información correspondiente a monitoreo histórico realizado por la empresa en las comunas de Hualpén y Talcahuano. En la Tabla 7.2 se entrega el detalle de la ubicación de los muestreadores y en la Figura 7.17, el mapa georreferenciado de los puntos de monitoreo. La información que proporciona esta red es la única que presenta continuidad y que permite evaluar tendencias de concentración, estando disponibles registros desde el año 1998 hasta la actualidad. En el año 1998 solamente se realizaba el monitoreo en un sitio (11ª Cía. Bomberos SV). A contar del año 1999, se contaba con información simultánea de 5 sitios de monitoreo, extendiéndose progresivamente, alcanzando 8 puntos de medición en 2020. Actualmente la mayoría de los puntos se ubica hacia el oriente de las instalaciones de ENAP y en el norte, en el sector de San Vicente. Cabe mencionar que ninguno de estos puntos corresponde a estaciones de calidad del aire con representatividad poblacional, sin embargo, algunos de ellos están ubicados muy cerca estación Junji y estación Consultorio – San Vicente, que poseen representatividad poblacional.

Tabla 7.2: Ubicación de muestreadores pasivos realizados por ENAP en la comuna de Talcahuano y Hualpén.

Nombre	Descripción	Long	Lat
TMSV	Interior Terminal San Vicente	-73.1241	-36.7266
11ª Cía. Bomberos SV	Al costado 11 Compañía de Bomberos San Vicente	-73.1239	-36.7218
Cabo Aroca	Psje. 4 esq. Noruega	-73.1118	-36.7774
La Emergencia (R)	Rumania 2465 esq. Dibra	-73.1156	-36.7807
La Emergencia (H)	Hungría N° 2669 esq. Darwin	-73.1165	-36.7828
Entrada PPW	Hungría esq. Finlandia	-73.1167	-36.7864
Gibraltar/Liverpool	Gibraltar esq. Liverpool	-73.1149	-36.7776
Moravia/Sarajevo	Moravia con Sarajevo	-73.1148	-36.7902

Fuente: ENAP.

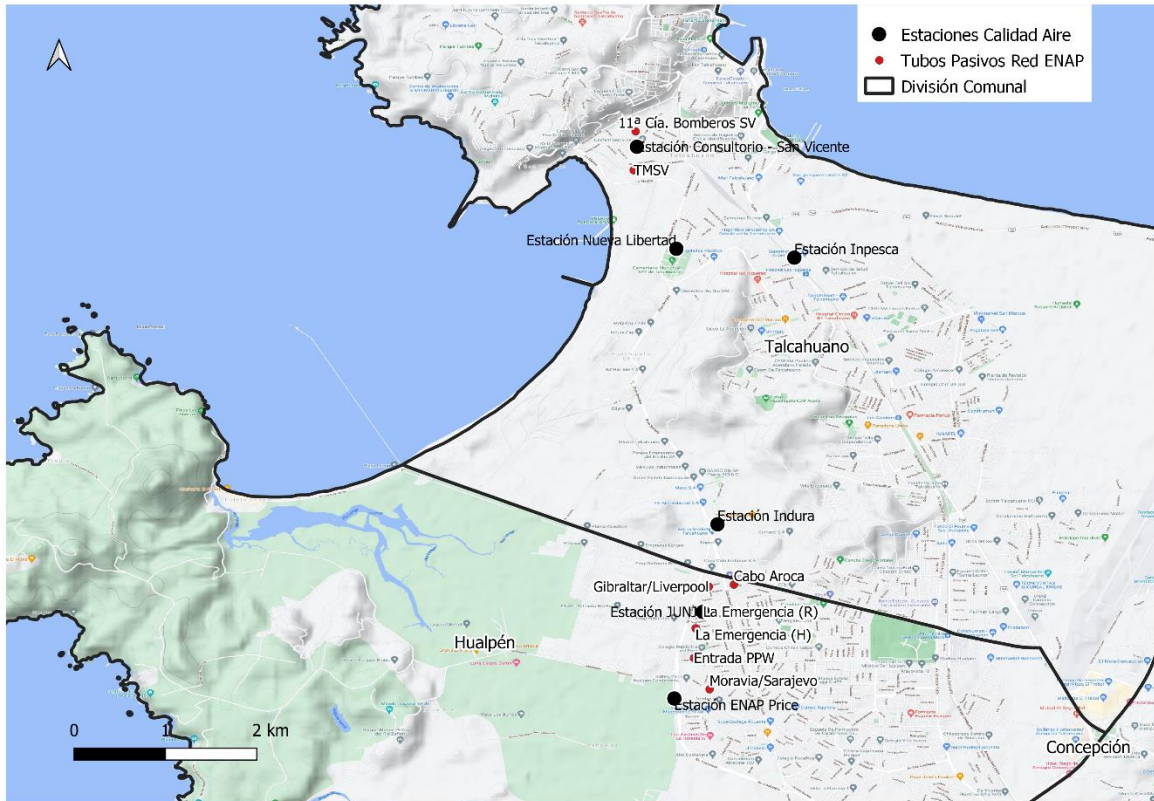


Figura 7.17: Ubicación de puntos de monitoreo de Benceno Red ENAP. (color rojo), y estaciones actuales de calidad del aire (color negro), comunas de Talcahuano y Hualpén.

La distribución espacial de concentración de Benceno al año 2020 se entrega en la Figura 7.18. Los niveles en todos los puntos tienden a ubicarse debajo de la norma anual de la UE ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), con excepción de algunos períodos en los sitios La Emergencia (R), La Emergencia (H) y Moravia/Sarajevo.

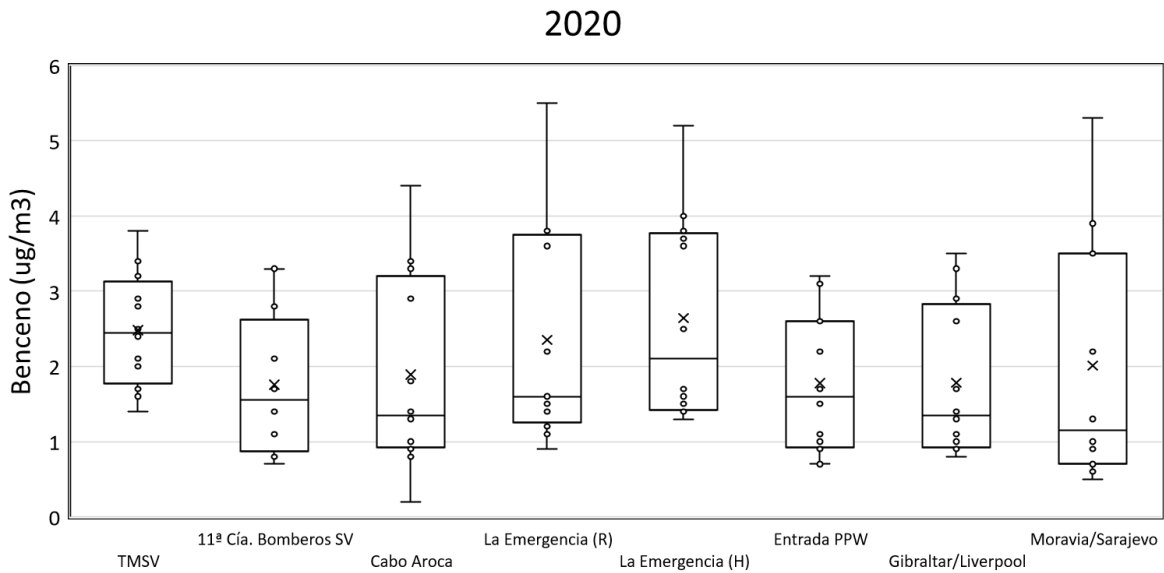


Figura 7.18: Distribución espacial-temporal de la concentración de Benceno.

El perfil anual de Benceno (Figura 7.19) muestran concentraciones mayores en invierno. Debido a que la actividad industrial y el tráfico vehicular son relativamente constantes a lo largo del año, la explicación estaría en las mayores emisiones por quema de leña que se concentran en los meses invernales. A esto se le suma el efecto de la reducción de la altura de la capa de mezcla y a menores condiciones de ventilación que se dan en época invernal. Las mayores concentraciones en invierno se presentan en los puntos Terminal San Vicente (TMSV), Cabo Aroca, Entrada PPW, Gibraltar/Liverpool y Moravia/Sarajevo (Figura 7.20).

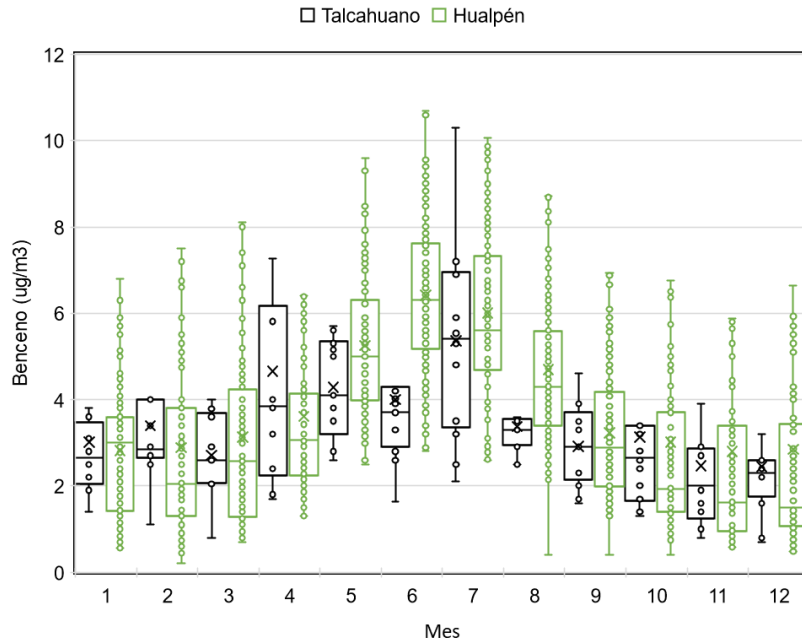


Figura 7.19: Perfil promedio anual de concentración de Benceno en las comunas de Talcahuano y Hualpén, Red ENAP. Se incluyen todos los puntos de monitoreo considerados en cada comuna (Talcahuano: 2 puntos de monitoreo; Hualpén: 6 puntos). Datos entre los años 1999-2020.

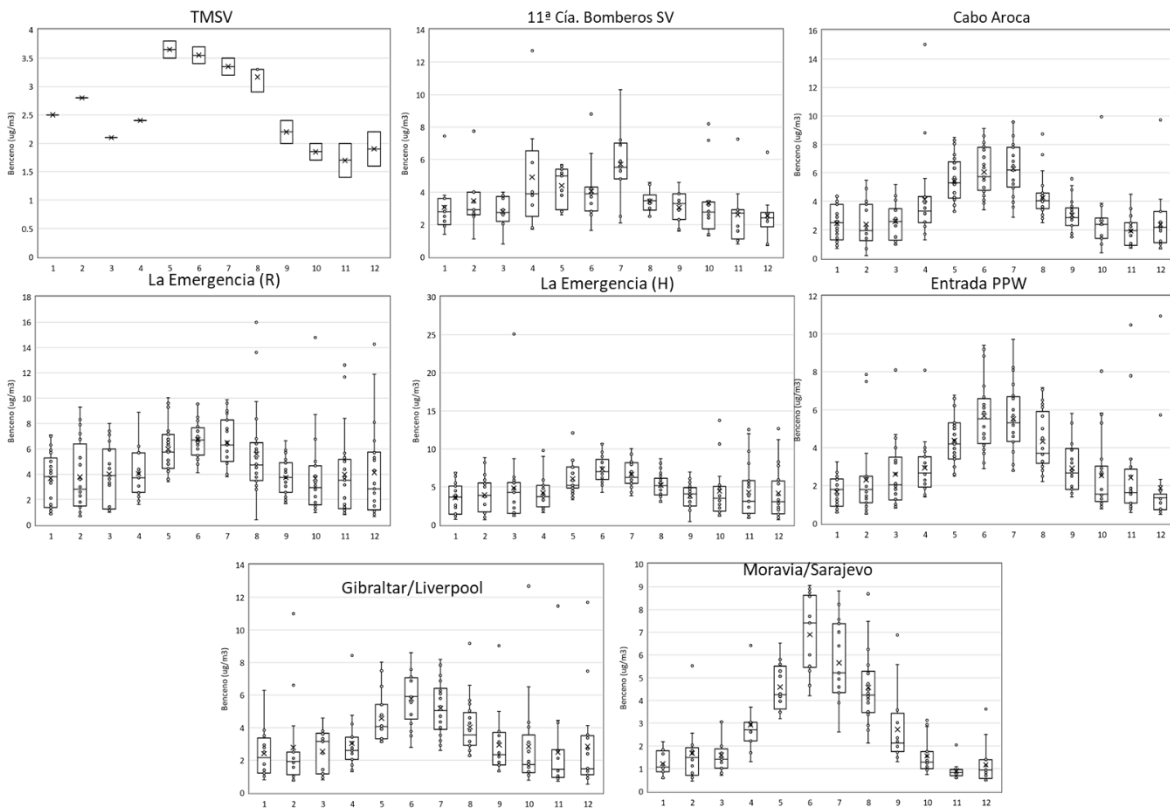


Figura 7.20: Perfil anual concentración de Benceno.

La Tendencia de concentración en cada punto de monitoreo se entrega en las Figura 7.21 y Figura 7.22 para Talcahuano y Hualpén, respectivamente. En los primeros años de monitoreo prácticamente todos los puntos mostraban concentraciones frecuentemente por sobre el estándar de la UE. No obstante, en los últimos 6 años los niveles presentan disminuciones importantes, bajo el estándar internacional.

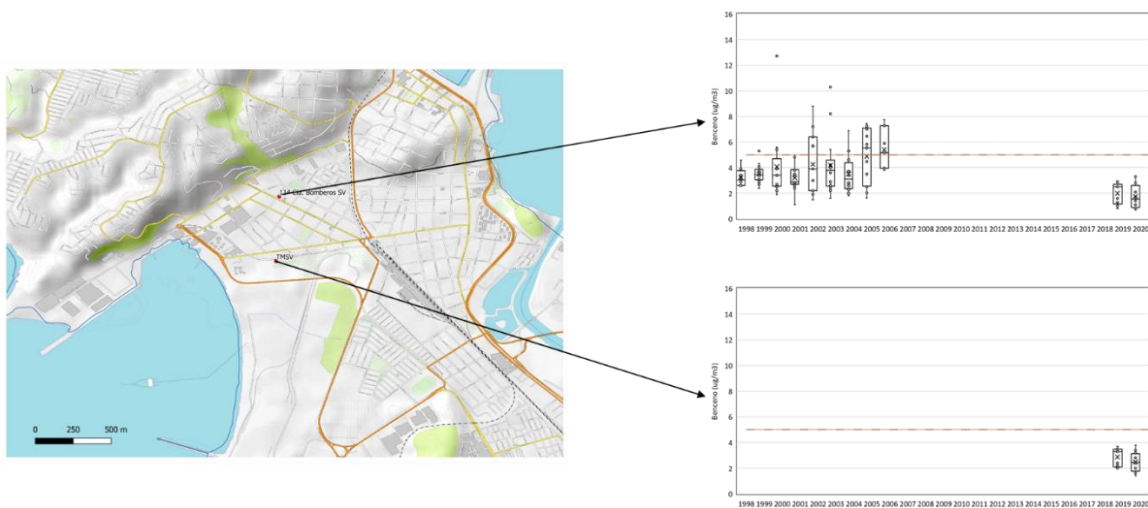


Figura 7.21: Datos de concentración de Benceno Red ENAP Talcahuano.

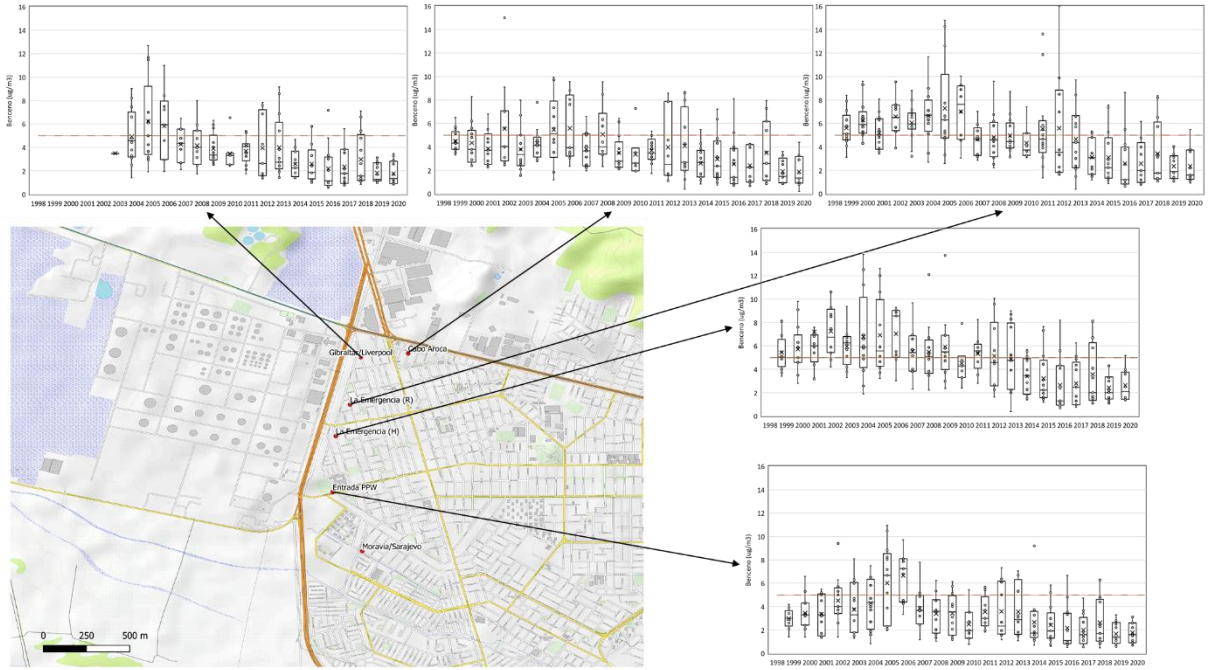


Figura 7.22: Datos de concentración de Benceno Red ENAP Talcahuano.

8 Línea base de exposición georrefenciada a Benceno

8.1 Línea base de exposición en base a mediciones de calidad del aire

8.1.1 Disponibilidad de datos

En base a la información presentada en la sección anterior es posible señalar que, a nivel nacional, los registros de otras regiones de Chile (Excepto Red ENAP) solo permiten identificar impactos predominantes de fuentes emisoras para períodos cortos de monitoreo (1 semana-1 mes, Tabla 8.1), principalmente atribuidos a emisiones de tráfico vehicular e industriales. Este bajo nivel de cobertura temporal no permite estimar evaluación de niveles de concentración representativa de un año. La normativa europea indica, en su ANEXO I de la directiva⁶² (calidad objetivos de los datos de calidad del aire), que se requiere al menos un 14% de cobertura mínima de tiempo (90% de captura mínima) para la verificación de Benceno usando mediciones indicativas (tubos pasivos), con un monitoreo mínimo de 8 semanas distribuidas uniformemente a lo largo del año. En este sentido, solo los registros de la red de monitoreo ENAP cumple con este requerimiento (Tabla 8.2).

Tabla 8.1: Detalle cobertura de mediciones disponibles.

Campaña	Año	Inicio	Término	Cobertura (Semanas)
RM Invierno 2009	2009	1-Jul	15-Jul	2.0
RM Primavera 2009	2009	14-Dec	24-Dec	1.5
Bío-bío Invierno 2009	2009	1-Jul	15-Jul	2.0
Bío-bío Verano 2009	2009	23-Nov	4-Dec	1.6
RM Invierno 2010	2010	25-Aug	7-Sep	1.8
Bío-bío Otoño 2010	2010	19-Apr	4-May	2.2
Bío-bío Invierno 2010	2010	3-Aug	19-Aug	2.3
MZC Primavera 2014	2014	10-Nov	24-Nov	2.0
Valparaíso Primavera 2016	2016	9-Nov	25-Nov	2.3
Antofagasta Verano 2020	2020	4-Feb	20-Feb	2.3
Bío-bío Verano 2020	2020	4-Mar	19-Mar	2.1
Valparaíso Verano 2020	2020	3-Jan	23-Jan	2.9
Temuco Verano 2020	2020	3-Mar	18-Mar	2.1
Valparaíso Primavera 2020	2020	8-Oct	23-Oct	2.1
Antofagasta Primavera 2020	2020	13-Oct	28-Oct	2.2

⁶² EUR-Lex - 02008L0050-20150918 - EN - EUR-Lex (europa.eu). No fue posible encontrar valores de completitud específica en las regulaciones de Japón y Nueva Zelanda. Sin embargo, cabe mencionar que la completitud de datos es un aspecto relevante en la determinación de calidad de los datos de contaminantes. Una buena fuente de información se encuentra en [3 \(epa.gov\)](https://www.epa.gov).

Campaña	Año	Inicio	Término	Cobertura (Semanas)
Temuco Primavera 2020	2020	5-Nov	19-Nov	2.0
Bío-bío Primavera 2020	2020	3-Nov	17-Nov	2.0
Valparaíso Invierno 2020	2020	20-Aug	22-Sep	4.7
RM Primavera 2020	2020	9-Nov	25-Nov	2.3
RM Invierno 2020	2020	17-Jul	3-Aug	2.5
Año 2012 CENMA	2012	10-May	6-Dec	30.0
Talcahuano-Hualpen RED ENAP	1998-2020	Muestreo todo el año		Ver Tabla 5.4

Tabla 8.2: Detalle de mediciones de Benceno en las comunas de Talcahuano y Hualpén. Red ENAP.

Año	Número de campañas	Inicio	Término
1998	10	12-Sep	2-Jan
1999	14	2-Jan	15-Jan
2000	13	15-Jan	27-Jan
2001	13	27-Jan	26-Jan
2002	12	26-Jan	28-Dec
2003	14	11-Jan	25-Jan
2004	13	25-Jan	29-Jan
2005	13	29-Jan	28-Jan
2006	13	28-Jan	27-Jan
2007	13	27-Jan	26-Jan
2008	12	26-Jan	3-Jan
2009	13	3-Jan	9-Jan
2010	12	9-Jan	8-Jan
2011	13	8-Jan	14-Jan
2012	11	14-Jan	5-Jan
2013	13	5-Jan	4-Jan
2014	13	4-Jan	3-Jan
2015	13	3-Jan	2-Jan
2016	13	2-Jan	7-Jan
2017	13	7-Jan	6-Jan
2018	13	6-Jan	5-Jan
2019	13	5-Jan	4-Jan
2020	12	4-Jan	19-Dec

8.1.2 Concentración de Línea Base y escenario de norma comuna de Talcahuano y Hualpén (Red ENAP).

Los registros de Benceno de la Red ENAP muestran una tendencia a la disminución de las concentraciones en el tiempo, con mayores niveles presentados en los años 2004 a 2006 (Figura 8.1). Posteriormente, se observa que las concentraciones decrecen hasta los valores actuales, los cuales están frecuentemente bajo la referencia de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondiente a la norma de la

Unión Europea. Algunos puntos de monitoreo muestran concentraciones puntuales por sobre la norma, impactados preferentemente por emisiones industriales.

En la Tabla 8.3 se entregan los resultados de concentración promedio anual de Benceno para todos los años en donde hay información de la Red ENAP. Los tubos pasivos (técnica utilizada en gran parte de los países de la UE que tienen el mismo estándar), se suelen utilizar como técnicas indicativas de evaluación. Los promedios anuales se han calculado conforme los criterios de la directiva de la UE para Benceno. Se han calculado los valores de Saturación y Latencia según las definiciones de la Ley de bases del Medio Ambiente (19300) para los valores límites anuales indicados por la Unión Europea ($5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), Nueva Zelanda ($3,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) y Japón ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$), y se han evaluado tres escenarios para los promedios del año 2018 (año base del inventario de emisiones, Informe de avance 2) y 2020 (proyección del inventario 2018). Los escenarios se ilustran en la Tabla . Es posible señalar los siguientes escenarios

- a) Estándar de la UE. Todos los valores bajo nivel de Latencia tanto en el año 2018 y el 2020.
- b) Nueva Zelanda: Solamente hay condición de Latencia en el año 2018, para todos los puntos de la comuna de Hualpén, excepto “Entrada PPW”
- c) Japón: Condición de saturación en el año 2018 en casi todos los puntos de Hualpén, excepto en “Entrada PPW” y “Gibraltar/Liverpool” que están en Latencia. No hay condición de saturación en el año 2020, pero sí hay Latencia en “TMSV” (Talcahuano) y La “Emergencia (H)” (Hualpén).

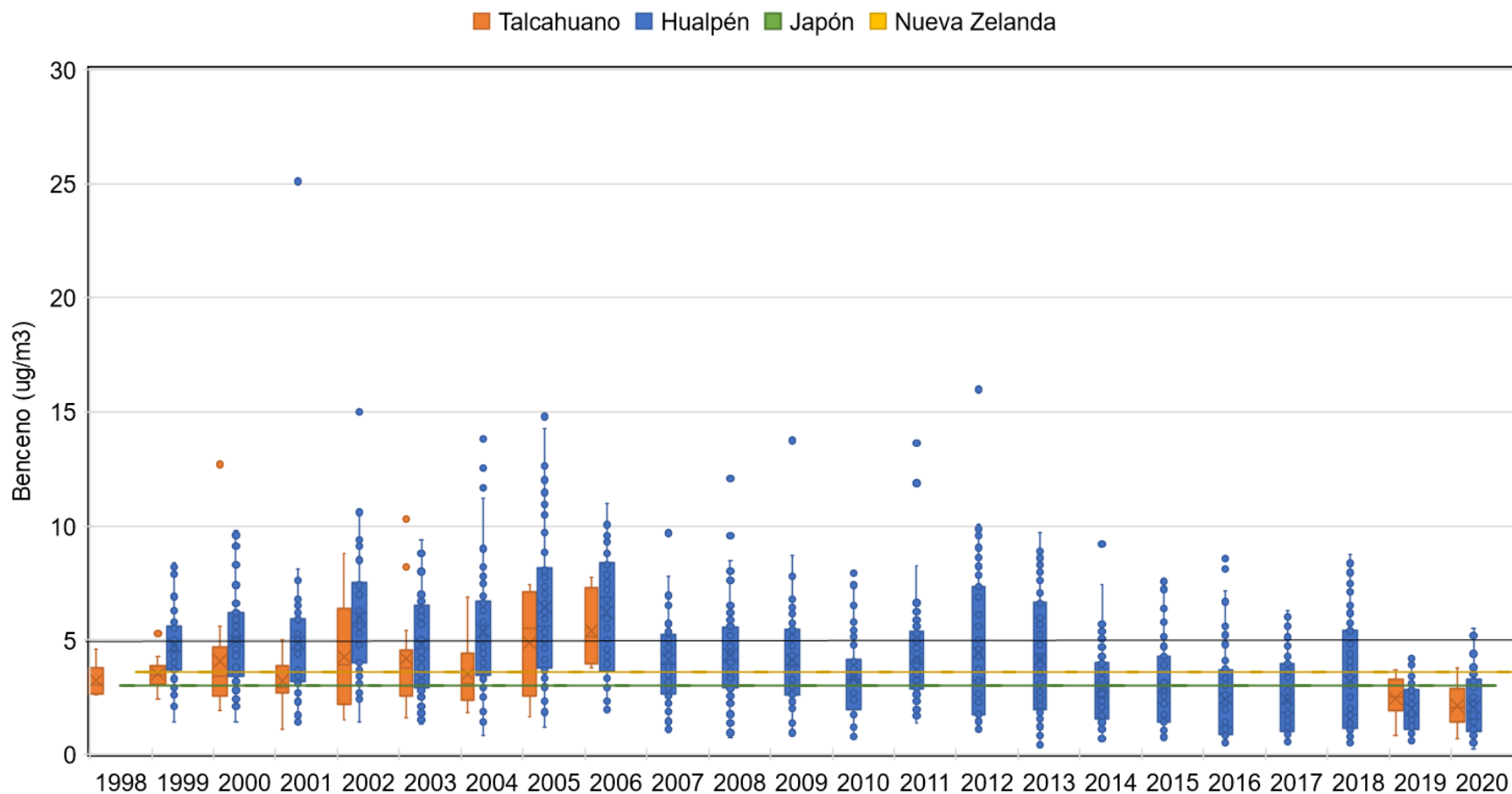


Figura 8.1: Concentración de Benceno en las comunas de Talcahuano y Hualpén, Red ENAP. Se incluyen todos los puntos de monitoreo considerados en cada comuna (Talcahuano: 2 puntos de monitoreo; Hualpén: 6 puntos) junto con los estándares internacionales de la Unión Europea, Japón y Nueva Zelanda. La línea del medio del cuadro representa la mediana y la x en el cuadro representa la media. La caja de color azul se encuentran los datos ubicados en el segundo y tercer cuartil de los datos. El rango intercuartil (IQR) se define como la distancia entre el primer cuartil y el tercer cuartil. Puntos alejados de los "bigotes" de cada caja son valores atípicos. Un punto de datos se considera un valor atípico si excede una distancia de 1,5 veces el IQR por debajo del primer cuartil o 1,5 veces el IQR por encima del tercer cuartil.

Tabla 8.3: Promedios anuales de concentración de Benceno (ug/m3). S.i. indica que no existe información, o bien que no es un año representativo (hay menos de 8 datos mensuales). "TMSV" y "11ª Cía. Bomberos SV" se ubican en la comuna de Talcahuano, en tanto que los otros se ubican en la comuna de Hualpén.

Año	TMSV	11ª Cía. Bomberos SV	Cabo Aroca	La Emergencia (R)	La Emergencia (H)	Entrada PPW	Gibraltar/Liverpool	Moravia/Sarajevo
1998	s.i.	3.24	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.
1999	s.i.	3.51	4.49	5.61	5.44	2.99	s.i.	s.i.
2000	s.i.	4.08	4.35	6.25	5.72	3.45	s.i.	s.i.
2001	s.i.	3.21	3.86	5.19	7.23	3.37	s.i.	s.i.
2002	s.i.	4.26	5.55	6.58	7.26	4.52	s.i.	s.i.
2003	s.i.	4.19	3.79	6.06	5.94	3.76	s.i.	s.i.
2004	s.i.	3.50	4.31	6.65	6.78	4.30	4.93	s.i.
2005	s.i.	4.88	5.47	7.28	6.92	6.01	6.24	s.i.
2006	s.i.	s.i.	5.59	7.01	7.05	6.66	5.84	5.12
2007	s.i.	s.i.	3.81	4.65	5.53	3.87	s.i.	2.79
2008	s.i.	s.i.	5.07	4.82	5.49	3.38	4.16	3.17
2009	s.i.	s.i.	3.49	4.95	5.92	3.42	3.90	2.97
2010	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.	s.i.
2011	s.i.	s.i.	3.69	5.56	5.35	3.54	3.71	3.37
2012	s.i.	s.i.	3.98	5.58	5.12	3.59	3.96	4.39
2013	s.i.	s.i.	4.08	4.65	4.88	3.56	4.00	3.75
2014	s.i.	s.i.	2.60	3.12	3.41	2.67	2.58	3.07
2015	s.i.	s.i.	2.96	3.11	3.23	2.42	2.61	3.15
2016	s.i.	s.i.	2.55	2.58	2.65	2.17	2.20	2.30
2017	s.i.	s.i.	2.43	2.58	2.79	2.00	2.35	2.38
2018	s.i.	s.i.	3.49	3.42	3.57	2.63	2.98	3.02
2019	2.88	2.00	1.91	2.35	2.43	1.67	1.83	1.88
2020	2.48	1.76	1.89	2.35	2.64	1.78	1.78	2.01

Tabla 8.4: Evaluación de escenarios, Talcahuano - Hualpén

Institución ⁶³	Valor anual ⁶⁴ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Condición año 2018	Condición año 2020
Unión Europea	Saturación = 5,0 Latencia = 4,0	Todos los valores bajo nivel de latencia	Todos los valores bajo nivel de latencia
Nueva Zelanda	Saturación = 3,6 Latencia = 2,9	Niveles en latencia para todos los puntos de la comuna de Hualpén, excepto “Entrada PPW”	Todos los valores bajo nivel de latencia.
Japón	Saturación = 3,0 Latencia = 2,4	Saturación en todos los puntos y Latencia en “Entrada PPW” y “Gibraltar/Liverpool”	Latencia en “TMSV” (Talcahuano) y La “Emergencia (H)” (Hualpén)

8.2 Extrapolación de la línea Base de exposición en base a Factores de Emisión Concentración

Existen diversos tipos de modelos atmosféricos que permiten estimar la reducción de concentraciones a causa de un cambio en el comportamiento de las emisiones en el tiempo. MMA, 2015 indica que existen tres tipos de modelos que usualmente se utilizan para su estimación: Aproximados⁶⁵, Dispersión⁶⁶ y Fotoquímicos⁶⁷. En este caso, debido a la baja disponibilidad de información de calidad del aire y considerando la extensión territorial de la aplicación del presente estudio consideramos más apropiado utilizar la metodología Rollback que asume una relación lineal entre emisión y concentración (FEC). A escala urbana, el Benceno puede ser considerado como contaminante primario, debido a que es el menos reactivo de los BTEX (Seinfeld and Pandis; 2006), y por lo tanto puede aproximarse que su concentración varia solamente con la distancia de la fuente emisora. Para evaluar la utilización de esta metodología, se incorpora un análisis de sensibilidad basado en los resultados de calidad del aire presentados en el capítulo 7 de este informe. En ella se concluye que en el eventual escenario de

⁶³ Según legislación de la UE, cada zona o aglomeración se clasificará en relación con esos umbrales de evaluación.

⁶⁴ Zona Latente: aquella en que la medición de la concentración de contaminantes en el aire, agua o suelo se sitúa entre el 80% y el 100% del valor de la respectiva norma de calidad ambiental

Zona Saturada: aquella en que una o más normas de calidad ambiental se encuentran sobrepasadas.

⁶⁵ Modelo del tipo rollback simple en el que supone una relación lineal entre emisión de contaminante y concentración atmosférica.

⁶⁶ Realizan complejas ecuaciones matemáticas usando los inventarios de emisiones e información meteorológica para estimar los procesos de transporte, dilución y remoción de las emisiones.

⁶⁷ Tipo de herramienta con la capacidad de modelar transformaciones complejas en la atmósfera.

implementación de una norma de calidad equivalente al nivel de la Unión Europea (5 µg/m³) es posible asumir una situación de niveles de benceno bajo el nivel de la UE en prácticamente todo Chile, con excepción de determinados sectores (Hot Spots) claramente impactados por emisiones de un tipo de fuente en particular.

Los FECs⁶⁸ han sido utilizados para evaluar estimar cambios futuros en las concentraciones de un contaminante asumiendo linealidad respecto al cambio en las emisiones (MMA, 2012, 2016, 2018).

$$FEC(i) = \frac{emisión(i)}{concentración(i)}$$

Ecuación 1

Donde i es el contaminante analizado. Para su cálculo se requiere de información de calidad del aire y emisiones para una zona determinada para el mismo contaminante. Se entregó en el capítulo 7 el resumen de toda la información de calidad del aire histórica recopilada y disponible de COV's, en específico para contaminantes BTEX, mientras que en el capítulo 5 se entregó el inventario de emisiones año base 2018 elaborado por este equipo consultor.

Anteriormente fue presentado el enfoque de regulación de COVs que se recomienda implementar en Chile, siguiendo la tendencia internacional de las regulaciones de estándares de calidad de COVs. Esto es considerar el Benceno como único contaminante COV normado como calidad del aire. Por esta razón, tomando como base el inventario de COVs presentado en este informe, se construyó un inventario de Benceno, con las metodologías presentadas anteriormente para cada fuente emisora.

Sin embargo, por la parte de calidad del aire, la información es más escasa y difícil de estimar para aquellas áreas en donde se necesita. Las campañas de monitoreo de Benceno disponibles para otras regiones (excepto la de la comuna de Talcahuano) no son suficientes para establecer un valor representativo del año para benceno⁶⁹. Así, debido a la falta de mediciones en terreno de niveles de calidad del aire por benceno y para evaluar las concentraciones de este contaminante se decidió estimar los niveles usando Factores Emisión Concentración (FEC) a nivel comunal.

8.2.1 Aproximación año 2018

Para lograr este propósito, como primera aproximación se tomó como base la comuna de Talcahuano como modelo: es la única comuna con mediciones de benceno que abarcan un extenso periodo (1998-2020) con completitud estacional y anual que reflejan promedios anuales

⁶⁸ Las referencias respecto al uso de los FEC para estimar cambios en las concentraciones de los contaminantes atmosféricos basándose solamente en los cambios de emisión están incorporadas a lo largo del texto.

⁶⁹En la Unión Europea se requiere al menos cubrir el 70% de monitoreo del año representativo de todas las estaciones del año para que las mediciones tengan validez estadística, y eso no está disponible para otras comunas/regiones de Chile.

incluyendo múltiples sitios de medición. Para esto, se utilizó la metodología presentada en “ANÁLISIS GENERAL DE IMPACTO ECONÓMICO Y SOCIAL DEL ANTEPROYECTO DEL PLAN DE PREVENCIÓN Y DESCONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA DE LAS COMUNAS DE CONCÓN, QUINTERO Y PUCHUNCAVÍ”, (MMA, 2018) y en (MMA, 2012).

Aunque se entiende que los FECs se han utilizado para estimar los futuros cambios en la concentración de un contaminante para una zona geográfica determinada, la aproximación aquí presentada utiliza el FEC calculado en Talcahuano, que es donde existe información suficiente de concentraciones ambientales de benceno con representatividad anual, para extrapolar dicha relación emisión-concentración en otras comunas. La metodología de uso de FECs ha sido utilizada por (Jimenez & Bronfman, 2012), los autores señalan que “Esta aproximación aparentemente simple ha sido aplicada en evaluaciones de costo-beneficio para la implementación de normas ambientales de contaminación del aire mostrando buenos resultados”.

Se calculó el FEC para el año 2018 en Talcahuano como el resultado del cociente entre las emisiones (101.83 *ton/año*) y el promedio de concentración anual (3.18 *ug/m3*) para el benceno en Talcahuano. Ahora bien, usando este valor:

$$\frac{101.83 \frac{\text{ton}}{\text{año}}}{3.18 \mu \frac{\text{g}}{\text{m}^3}} = 32.02 \frac{\text{ton m}^3}{\text{año } \mu\text{g}} = \text{FEC}$$

Con este valor se estimaron las concentraciones ambientales de benceno para cada comuna de Chile, asumiendo que el cociente entre la emisión a nivel comunal *ton/año* y el FEC calculado en Talcahuano $32.02 \frac{\text{ton m}^3}{\text{año } \mu\text{g}}$ es el mismo para todo Chile (aproximación para el año 2018). El detalle del cálculo comuna por comuna se entrega en el ANEXO XVI_FEC.xlsx.

La aproximación descrita no considera un nivel background de benceno. Existen reportes que estiman niveles background de benceno en el aire. En el Reino Unido (2006)⁷⁰, se sugiere que las concentraciones anuales background para establecer regulaciones y evaluaciones de la calidad del aire sean 1.2, 1.5 y 0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para el centro de ciudades, áreas urbanas y rurales respectivamente (Tabla 5.1 de reporte, The Environment Agency, 2006). Como se indicó, a pesar de la escasez de mediciones de benceno en Chile, existen campañas de medición con tubos pasivos dispuestos entre los años 2009-2020 (n=441) que entregan resultados de concentraciones promedio que van desde una semana hasta un mes considerando distintas estaciones del año y

⁷⁰ The Environment Agency. Reino Unido, (2006). Review of background air-quality data and methods to combine these with process contributions. Science report: SC030174/1 SR1. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291521/scho1205bkbn-e-e.pdf

ciudades como Santiago, Temuco, Antofagasta y Valparaíso entre otras (Tabla 8.5). Adicionalmente, existen mediciones de benceno en Talcahuano que conforman una base de datos que posee mayor completitud y extensión (1998-2020, n=1548 Tabla 8.5).

Tabla 8.5: Extensión y completitud de valores ambientales para la concentración de benceno en campañas y en la comuna de Talcahuano.

	Campañas (2009-2020)	Talcahuano (1998-2020)
n	441	1.548
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,09	0,44
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	16,27	25,10
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,21	3,91
Desviación Estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,61	2,53
P₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,31	1,11
P₂₅ (Q₁) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,43	1,92
Mediana (P₅₀ o Q₂) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,66	3,48
P₇₅ (Q₃) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,21	5,30

Fuente: elaboración propia.

Por lo tanto, emulando el ejercicio anterior de cálculo de FEC en Talcahuano durante 2018, asumiendo esta vez un nivel background de $0.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, se obtuvo un FEC ajustado de:

$$\frac{101,83 \frac{\text{ton}}{\text{año}}}{3,18 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3} - 0,6 \frac{\mu\text{g}}{\text{m}^3}} = 39,47 \frac{\text{ton m}^3}{\text{año } \mu\text{g}} = \text{FEC ajustado}$$

La estimación de las concentraciones ambientales de benceno para cada comuna como el cociente entre la emisión a nivel comunal [ton/año] y el FEC ajustado calculado en Talcahuano $39.47 (\text{ton}/\text{m}^3)/(\text{año}/\mu\text{g})$ se observa en el ANEXO XVI_FEC.xlsx.

Ambas aproximaciones para estimar la concentración de benceno a nivel comunal se basan en el FEC calculado en Talcahuano – ya sea sin ajustar o ajustado por nivel background– por lo tanto, se asume que, para todas las comunas del país, la distribución, transformación y destino de las emisiones de benceno serán las mismas que las ocurridas en Talcahuano. Estas suposiciones son necesarias debido a la falta de datos en terreno que permitan verificar las concentraciones atmosféricas de benceno y para estimar un nivel aproximado de concentración ambiental basado solamente en los datos de emisiones a nivel comunal. En la Tabla 8.6 se observan los estadísticos para las distribuciones de concentraciones de benceno estimadas a nivel comunal (n=344).

Tabla 8.6: Estadísticos para la distribución de concentraciones de benceno estimadas sin ajustar y ajustando una concentración background de benceno de 0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

	Estimación de concentración por comuna sin ajustar	Estimación de concentración por comuna ajustando (asumiendo un nivel background de 0.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para cada comuna)
n	344	344
Mínimo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,00	0,60
Máximo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	9,93	8,66
Promedio ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,66	1,14
Desviación Estándar ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	1,01	0,82
P10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,08	0,67
P25 (Q1) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,15	0,72
Mediana (P50 o Q2) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,35	0,88
P75 (Q3) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0,75	1,20

Fuente: elaboración propia.

La aproximación de utilizar el FEC de Talcahuano para estimar concentraciones en todas las comunas de Chile se debe realizar con cuidado. Se está asumiendo linealidad para un rango amplio de emisiones y concentraciones. La extrapolación de esta constante para todas las comunas asume que el destino de las emisiones en Talcahuano representa el destino de las emisiones en las otras comunas. Cuando exista mayor información de concentraciones de calidad del aire, se podrán recalcular estos coeficientes.

Independiente de lo anterior, los datos de monitoreo de campañas no evidencian una situación con concentraciones sobre la norma de la Unión Europea (5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), a excepción de algunos puntos de monitoreo claramente impactados por emisiones industriales (como fue expuesto en el capítulo 7 de este informe). En la Tabla 8.7 se muestran los cálculos para las estimaciones de concentraciones de benceno en las comunas de Iquique, La Serena, Talcahuano y Puerto Montt para el año 2018 basándose en los FEC calculados en Talcahuano. Los valores de concentración de calidad del aire estimados para comunas donde no hay información se encuentran en rangos bajos el estándar europeo, a excepción de comunas impactadas mayormente por quema de leña. En estos casos, la recomendación es rehacer estos cálculos cuando exista información de calidad del aire representativa de un año.

Tabla 8.7: Cálculo de concentraciones estimadas usando FEC sin y con ajuste usando niveles background de 0.6 µg/m³ (aproximación para el año 2018).

Región, Provincia, Comuna	Principal fuente emisora (en base al inventario 2018)	Emisiones de benceno (ton/año)	Concentración estimada sin usar background		Concentración estimada usando background de 0.6 µg/m ³		
			FEC sin ajustar (ton/año) / (µg/m ³)	Concentración estimada (µg/m³)	FEC ajustado (ton/año) / (µg/m ³)	Concentración background (µg/m ³)	Concentración estimada (µg/m³)
Región de Tarapacá Provincia: Iquique Comuna: Iquique	Fuentes móviles (Liv Gasolina)	49,20	32,02	1,54	39,47	0,6	1,85
Región de Coquimbo Provincia: Elqui Comuna: La Serena	Fuentes móviles (Liv Gasolina)	69,86	32,02	2,18	39,47	0,6	2,37
Región del Biobío Provincia: Concepción Comuna: Talcahuano	Fuentes Areales (Quema de leña)	101,83	32,02	3,18	39,47	0,6	3,18
Región de Los Lagos Provincia: Llanquihue Comuna: Puerto Montt	Fuentes Areales (Quema de leña)	499,93	32,02	15,61	39,47	0,6	13,27

Fuente: elaboración propia.

8.2.2 Aproximación año 2020

Una aproximación adicional para estimar las concentraciones de benceno, que se denomina “aproximación para el año 2020”, consiste en usar los datos de las campañas realizadas durante el año 2020 (Figura 7.2). Dichas mediciones se realizaron en las regiones de Antofagasta, Valparaíso, Metropolitana de Santiago, Biobío y Araucanía usando muestreadores pasivos que reportan la concentración promedio durante aproximadamente dos semanas o durante un mes. Los muestreadores fueron dispuestos en diversas comunas de las comunas anteriormente mencionadas. Asumiendo que dichos tubos representan la concentración promedio del mes mayoritariamente cubierto durante cada campaña, las concentraciones promedio de benceno se muestran en la Tabla 8.8.

Tabla 8.8: Concentraciones de benceno medidas en las campañas del año 2020, µg/m3.

Región	Comuna	Verano			Otoño			Invierno			Primavera		
		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
(2) Antofagasta	Antofagasta		0,53								0,45		
(5) Valparaíso	Puchuncaví	0,41									0,38		
	Quintero	0,53									0,49		
	Concón	0,32						0,82					
(8) Biobío	Penco			0,94								0,84	
	Talcahuano			2,42								2,11	
	Hualpén			0,29								0,36	
	Concepción			0,79								0,62	
	San Pedro de la Paz			0,83								0,47	
	Coronel			0,64								0,37	
(9) Araucanía	Temuco			0,82								0,56	
	Padre Las Casas			0,72								0,48	
(13) RM	Las Condes							2,02				0,61	
	Independencia							2,20				0,98	
	Cerro Navia							3,89				0,49	
	Estación Central							3,68				0,67	
	Quinta Normal							3,45				0,62	
	Santiago							2,55				0,82	
	Ñuñoa							3,63				0,71	
	Maipú							3,56				0,41	
	Peñalolén							1,21				1,26	
	La Florida							2,34				0,72	
	San Ramón							3,46				0,94	
	El Bosque							3,41				0,46	
	La Pintana							3,46				0,58	
Puente Alto							1,98				0,62		
San Bernardo							2,37				0,41		

Como se mencionó anteriormente, las campañas no cubren el ciclo anual completo y se concentran mayoritariamente en verano y primavera para las regiones de Antofagasta, Valparaíso, Biobío y Araucanía, mientras que para la Región Metropolitana (RM) se concentran en invierno y primavera. Para obtener un promedio anual, se imputaron los datos de las estaciones faltantes usando como guía el comportamiento anual observado en Talcahuano, que es donde existen mediciones mensuales que cubren completamente el año 2020 (Anexo VII, hoja "Talcahuano 2020"). Para Antofagasta, Valparaíso, Biobío y Araucanía se usará la medición obtenida en verano para estimar las concentraciones faltantes en las estaciones del año que corresponda, en cambio para la RM se usará la medición obtenida en invierno para estimar las concentraciones faltantes en las estaciones del año que corresponda. Entonces, para estimar las concentraciones se usaron las relaciones expuestas en la Tabla 8.9.

Tabla 8.9: Relaciones de concentraciones estacionales de benceno en Talcahuano

Descripción	Verano	Otoño	Invierno	Primavera
Para imputar datos de otoño e invierno y Primavera en las comunas de Antofagasta, Valparaíso, Biobío y Araucanía,	1,00	2,19	2,01	0,80

Para imputar datos de verano y otoño en las comunas de la Región Metropolitana,	0,50	1,08	1,00	0,40
---	------	------	------	------

En la Tabla 8.10, se muestran los datos imputados para las comunas analizadas (en color amarillo) y los valores de las concentraciones promedio anuales de benceno usando dichas imputaciones,

Tabla 8.10: Imputación de valores estacionales de concentración de benceno (en amarillo) para comunas basándose en el comportamiento de la concentración de benceno en Talcahuano,

Región	Comuna	Concentración Benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)				Promedio Anual
		Verano	Otoño	Invierno	Primavera	
(2) Antofagasta	Antofagasta	0,53	1,16	1,07	0,45	0,80
(5) Valparaíso	Puchuncaví	0,41	0,89	0,82	0,38	0,63
	Quintero	0,53	1,15	1,06	0,49	0,81
	Concón	0,32	0,70	0,82	0,25	0,52
(8) Biobío	Penco	0,94	2,05	1,89	0,84	1,43
	Talcahuano	2,42	5,29	4,88	2,11	3,68
	Hualpén	0,29	0,64	0,59	0,36	0,47
	Concepción	0,79	1,73	1,59	0,62	1,18
	San Pedro de la Paz	0,83	1,82	1,68	0,47	1,20
	Coronel	0,64	1,40	1,29	0,37	0,93
(9) Araucanía	Temuco	0,82	1,78	1,64	0,56	1,20
	Padre Las Casas	0,72	1,58	1,46	0,48	1,06
(13) RM	Las Condes	1,00	2,19	2,02	0,61	1,45
	Independencia	1,09	2,39	2,20	0,98	1,66
	Cerro Navia	1,93	4,22	3,89	0,49	2,63
	Estación Central	1,82	3,99	3,68	0,67	2,54
	Quinta Normal	1,71	3,75	3,45	0,62	2,38
	Santiago	1,27	2,77	2,55	0,82	1,85
	Ñuñoa	1,80	3,94	3,63	0,71	2,52
	Maipú	1,77	3,86	3,56	0,41	2,40
	Peñalolén	0,60	1,31	1,21	1,26	1,09
	La Florida	1,16	2,54	2,34	0,72	1,69
	San Ramón	1,72	3,75	3,46	0,94	2,46
	El Bosque	1,69	3,70	3,41	0,46	2,32
	La Pintana	1,72	3,76	3,46	0,58	2,38
Puente Alto	0,98	2,15	1,98	0,62	1,43	
San Bernardo	1,17	2,57	2,37	0,41	1,63	

Ahora, usando las concentraciones anuales para las diversas comunas y las emisiones de benceno calculadas para el año 2020 (Anexo VII, hoja “Emisiones 2020” y “Emisiones 2020 gráficos”) es posible obtener un nuevo FEC comunal (Tabla 8.11). Promediando los FEC de las comunas también calculamos un FEC regional (Tabla 8.11).

Tabla 8.11: Cálculo de FECs comunales y regionales basándose en la concentración y emisión anual de benceno.

Región	Comuna	Concentración Benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Emisión Anual ton/año	FEC comunal	FEC Promedio regional
(2) Antofagasta	Antofagasta	0,80	69,51	86,47	86,47
(5) Valparaíso	Puchuncaví	0,63	16,65	26,55	28,42
	Quintero	0,81	14,10	17,47	
	Concón	0,52	21,54	41,24	
(8) Biobío	Penco	1,43	31,08	21,76	89,69
	Talcahuano	3,68	100,13	27,23	
	Hualpén	0,47	83,52	176,66	
	Concepción	1,18	170,36	144,12	
	San Pedro de la Paz	1,20	96,95	80,69	
	Coronel	0,93	81,12	87,68	
(9) Araucanía	Temuco	1,20	340,35	283,32	187,91
	Padre Las Casas	1,06	98,19	92,51	
(13) RM	Las Condes	1,45	86,96	59,79	31,10
	Independencia	1,66	18,80	11,30	
	Cerro Navia	2,63	17,53	6,66	
	Estación Central	2,54	32,82	12,92	
	Quinta Normal	2,38	25,21	10,57	
	Santiago	1,85	84,21	45,49	
	Ñuñoa	2,52	46,15	18,29	
	Maipú	2,40	95,49	39,80	
	Peñalolén	1,09	103,31	94,40	
	La Florida	1,69	70,68	41,83	
	San Ramón	2,46	18,88	7,66	
	El Bosque	2,32	27,24	11,76	
	La Pintana	2,38	21,33	8,96	
	Puente Alto	1,43	99,59	69,54	
	San Bernardo	1,63	44,96	27,58	

Los FEC calculados varían substancialmente y determinarán diferencias en la estimación de las concentraciones de benceno para las comunas donde no existen mediciones. Por lo tanto, para estimar las concentraciones de benceno en las comunas donde no existen mediciones se utilizarán los FEC regionales calculados anteriormente. Para las comunas pertenecientes a las regiones: Arica-Parinacota (15), Tarapacá (1), Antofagasta (2), Atacama (3) y Coquimbo (4) se usará el FEC obtenido en la región de Antofagasta (86.47); para las comunas pertenecientes a la región de Valparaíso, se usará el FEC obtenido en la región de Valparaíso (28.42); para las comunas pertenecientes a las regiones: Metropolitana (13), O´Higgins (6) y Maule (7) se usará el FEC obtenido en la región Metropolitana (31.10); para las comunas pertenecientes a las regiones: Ñuble (16) y Biobío (8) se usará el FEC obtenido en la región del Biobío (89.69); para las comunas pertenecientes a la región Araucanía (9) se usará el FEC obtenido en la región de la Araucanía (187.91); y para las comunas pertenecientes a las regiones: Los Ríos (14), Los Lagos (10), Aysén (11) y Magallanes (12) se usará el promedio de los FECs obtenidos en las regiones del Biobío y

Araucanía (138.8). Los resultados por comuna se muestran en el (Anexo VII, hoja “Conc comunal estimada”). Las concentraciones estimadas de comunas seleccionadas para comparar con la “aproximación para el año 2018” se muestran en la Tabla 8.12.

Tabla 8.12: Cálculo de concentraciones estimadas usando diferentes FECs (aproximación para el año 2020).

Región, Provincia, Comuna	Emisiones de benceno (ton/año)	FEC (ton/año) / (µg/m3)	Concentración estimada (µg/m3)
Región de Tarapacá	28,82	86,46	0,33
Provincia: Iquique			
Comuna: Iquique			
Región de Coquimbo	64,18	86,46	0,74
Provincia: Elqui			
Comuna: La Serena			
Región del Biobío	100,13	89,69	3,68
Provincia: Concepción			
Comuna: Talcahuano			
Región de Los Lagos	504,72	138,8	3,64
Provincia: Llanquihue			
Comuna: Puerto Montt			

Las estimaciones hechas siguiendo la “aproximación para el año 2020” no evidencian la superación de la norma de la Unión Europea (5 µg/m3). En la Tabla 8.12 se muestran los cálculos para las estimaciones de concentraciones de benceno en las comunas de Iquique, La Serena, Talcahuano y Puerto Montt usando la “aproximación para el año 2020” basándose en los FEC calculados en las distintas regiones del país. En la Tabla 8.13 se muestran las ventajas y desventajas de las dos aproximaciones expuestas.

Tabla 8.13: Ventajas y desventajas de las aproximaciones realizadas para los años 2018 y 2020.

	Aproximación para el año 2018	Aproximación para el año 2020
Ventaja	Utiliza el promedio anual de benceno en Talcahuano donde existen mediciones que abarcan el ciclo anual completamente.	Utiliza distintos FECs para zonas geográficas determinadas que fueron calculados basándose en campañas discretas hechas en las regiones de Antofagasta, Valparaíso, Biobío, Araucanía y Metropolitana.
Desventaja	Utiliza el FEC calculado en Talcahuano para todas las comunas sin considerar diferencias geográficas y/o climáticas.	Debido a la incompletitud de las mediciones fue necesario imputar datos para obtener promedios anuales en los distintos sitios de monitoreo. Los FECs calculados en las distintas comunas varían substancialmente.

Con la finalidad de comparar las distintas aproximaciones se compararon las estimaciones de promedios comunales de Benceno (promedios anuales) con los datos de calidad del aire que

reportan en sitios de monitoreo de la Unión Europea⁷¹ y en Estados Unidos⁷² para el año 2018. Los datos obtenidos incluyen promedios anuales de Benceno de 3,598 sitios de la UE y 312 sitios de EEUU. Para facilitar la comparación, se utilizó la frecuencia, expresada como %, de los sitios de monitoreo que presentan nivel de concentración de Benceno en un rango determinado, y se compararon con las concentraciones comunales estimadas a partir de los FECs. Se puede concluir que la aproximación 2020 y 2018 presenta estimaciones de niveles de Benceno más bien similares a los obtenidos en los sitios de la UE que en EEUU (Figura 8.2), con la mayoría de los sitios con niveles de benceno bajo la norma de la UE (5 ug/m3), y unos pocos sitios con altos nivel de concentración (por sobre 10 ug/m3).

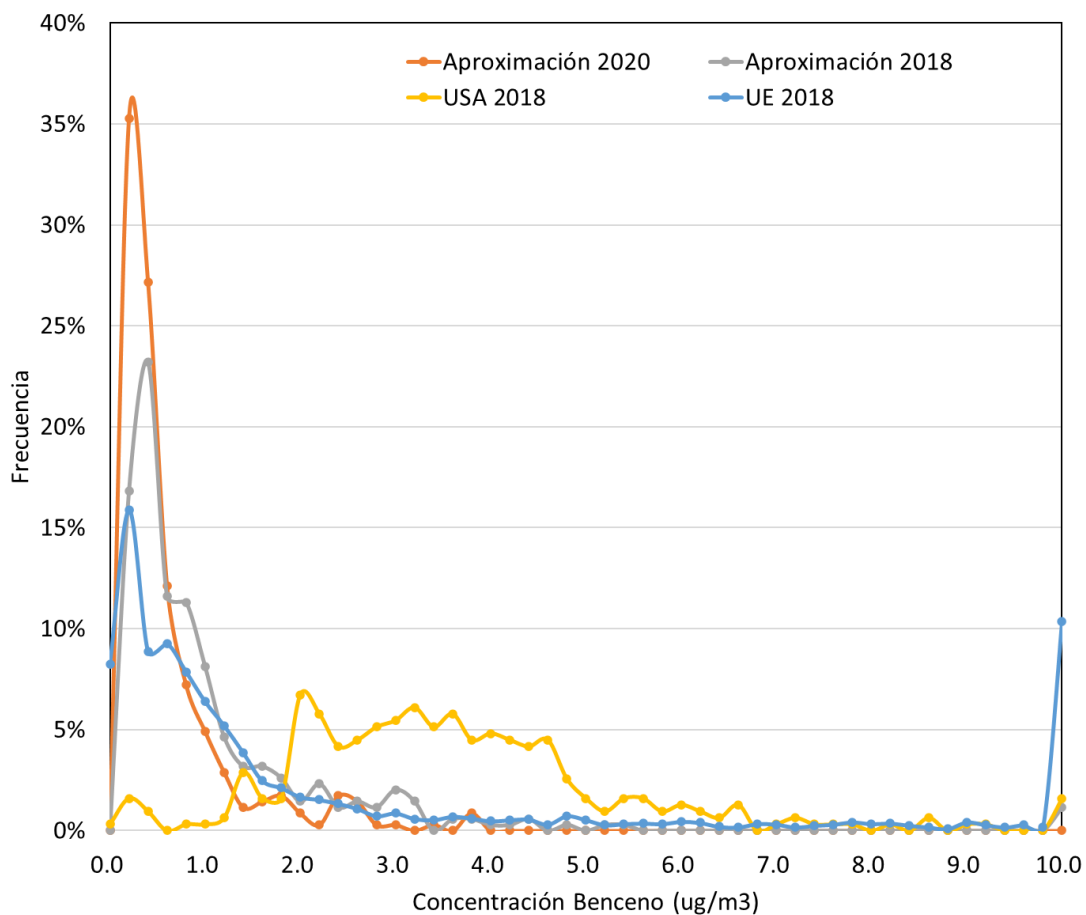


Figura 8.2: Comparación frecuencia de sitios de monitoreo con estimaciones de concentraciones comunales según nivel de concentración de Benceno. Fuente:

⁷¹ Datos disponibles en [AQ statistics calculated by the EEA \(F\) \(europa.eu\)](https://www.eea.europa.eu/aq-statistics)

⁷² Datos disponibles en [Download Files | AirData | US EPA](https://www.epa.gov/air-data)

8.2.3 Estimación Línea Base de exposición a nivel nacional

8.2.3.1 Aproximación año 2020

Se compararon los datos de concentración obtenidos por los FEC en base a los mismos tres escenarios considerados para el caso de la sección Concentración de Línea Base y escenario de norma. En esta situación, los datos permiten señalar que en caso de adoptar la norma de la UE (5 ug/m³) no existe ninguna comuna con valores por sobre el nivel de Saturación, ni tampoco por sobre el nivel de Latencia. En caso de la adopción del valor usado en Nueva Zelanda se encuentra lo siguiente:

- 1) 3 comunas en Saturación: Rancagua (O'Higgins), Puerto Montt (Los Lagos), Talcahuano (Biobío).
- 2) 1 comunas en Latencia: Viña del Mar (Valparaíso)

Ahora, en caso de adopción del límite de la norma de Japón, se encuentra el siguiente escenario

- 1) 4 comunas en Saturación: Rancagua (O'Higgins), Puerto Montt (Los Lagos), Talcahuano (Biobío), Viña del Mar (Valparaíso)
- 2) 7 comunas en Latencia: Valparaíso (Valparaíso), Cerro Navia, Estación Central, Ñuñoa, San Ramón (Metropolitana), Talca (Maule), Valdivia (Los Ríos).

Estas estimaciones pueden verse ejemplificadas en la Figura 8.2.

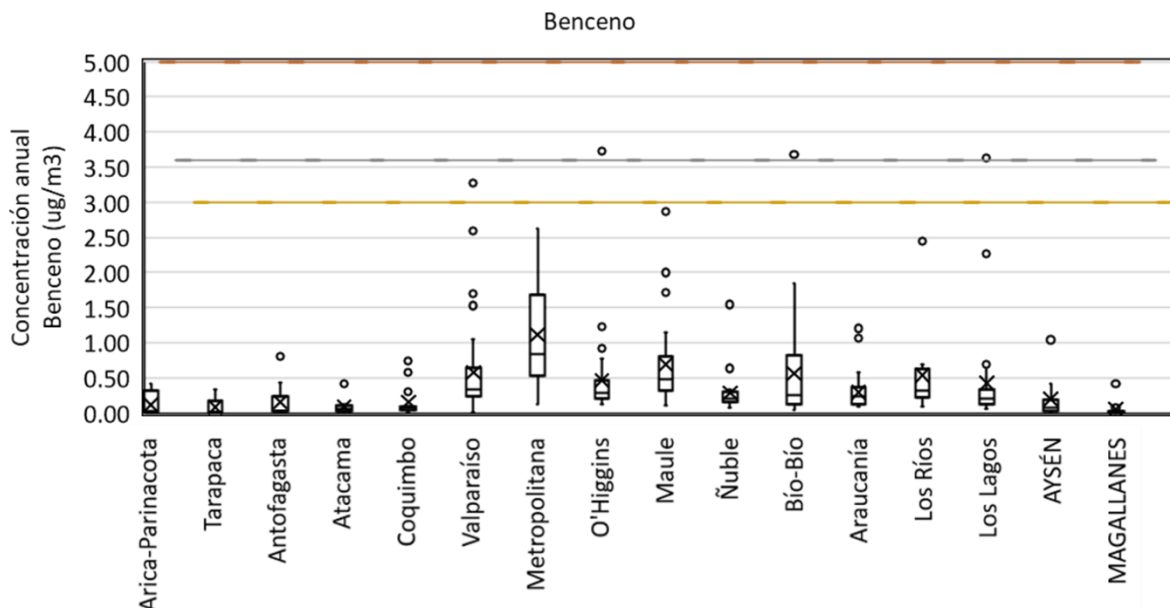


Figura 8.3: Concentración Comunal anual estimada en base a la aplicación de FEC año 2020.

8.2.3.2 Aproximación año 2018

En este caso, los datos permiten señalar que en caso de adoptar la norma de la UE (5 ug/m3) se tiene la siguiente situación:

- 1) 6 comunas en Saturación en las regiones del Biobío, La Araucanía, Los Ríos, Los Lagos
- 2) 4 comunas en Latencia en las regiones de Antofagasta, Metropolitana, Ñuble y Aysén.

En caso de la adopción del valor usado en Nueva Zelanda, se encuentra las siguientes:

- 1) 13 comunas en Saturación: en las regiones de Antofagasta, Metropolitana, O'Higgins, Ñuble, Biobío, La Araucanía, Los Ríos, Los Lagos y Aysén.
- 2) 12 comunas en Latencia en las regiones de Valparaíso, Metropolitana, Maule, Biobío, La Araucanía, Los Ríos, Los Lagos.

Ahora, en caso de adopción del límite de la norma de Japón, se encuentra el siguiente escenario:

- 3) 20 comunas en Saturación: en las regiones de Antofagasta, Valparaíso, Metropolitana, O'Higgins, Ñuble, Biobío, La Araucanía, Los Ríos, Los Lagos y Aysén.
- 4) 16 comunas en Latencia en las regiones de Valparaíso, Metropolitana, Maule, Biobío, La Araucanía, Los Ríos, Los Lagos.

Estas estimaciones pueden verse ejemplificadas en la Figura 8.2.

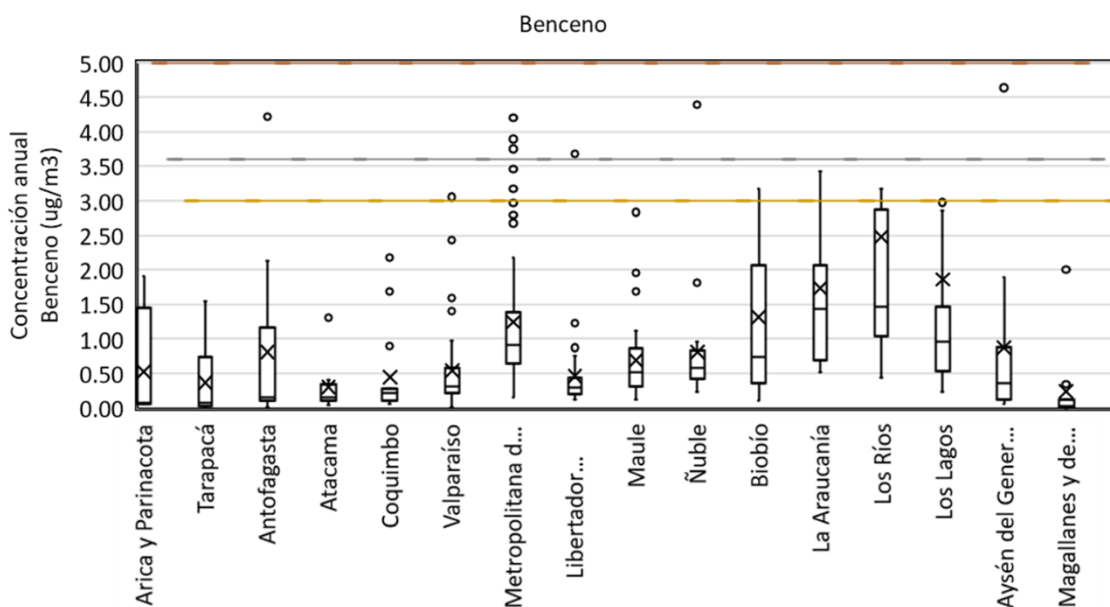


Figura 8.4: Concentración Comunal anual estimada en base a la aplicación de FEC año 2018.

8.3 Conclusiones análisis de calidad del aire

Si bien, se logró recopilar información de calidad del aire desde 10 años atrás a nivel nacional, no existe información continua que permita establecer tendencias claras de contaminación, con excepción de la serie de datos de la comuna de Talcahuano. Los registros de otras regiones de Chile solo permiten identificar impactos predominantes de fuentes emisoras para períodos cortos de monitoreo (1 semana-1 mes), principalmente atribuidos a emisiones de tráfico vehicular e industriales. Su bajo nivel de completitud no permite estimar evaluación de niveles de concentración representativa de un año.

Los registros de Talcahuano advierten una tendencia a la disminución de las concentraciones en el tiempo, con un máximo en torno a los años 2004 a 2006. Posteriormente, se observa que las concentraciones decrecen hasta los valores actuales, los cuales están consistentemente bajo la referencia de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, correspondiente a la norma de la Unión Europea. Solamente algunos puntos de monitoreo muestran concentraciones por sobre la norma, impactados preferentemente por emisiones industriales.

Los perfiles temporales muestran concentraciones mayores en invierno lo que es consistente con el perfil de emisiones, como se verá más adelante en el inventario. En algunos casos, estos valores pueden situarse por sobre la referencia de la norma europea. Suponiendo que la actividad industrial y el tráfico vehicular son relativamente constantes a lo largo del año, la explicación estaría en las mayores emisiones por quema de leña que se concentran en los meses invernales.

La elaboración de una metodología que permita estimar las concentraciones de benceno a nivel nacional a partir de las emisiones se ha mostrado particularmente compleja, debido a la carencia de datos de calidad de aire para este compuesto. Dado que la serie de tiempo de benceno en Talcahuano es la única disponible en el país que cubre varios años y todos los meses (en varias estaciones), será clave para definir la propuesta de modelo para las relaciones entre emisiones y concentración.

Una primera aproximación (Aproximación 2018) consistió en utilizar los datos de Talcahuano para 2018 (monitoreo e inventario). Con ellos, se calculó un FEC representativo de esta comuna, el cual se utilizó para calcular concentraciones de benceno en todas las comunas del país. La ventaja de esta aproximación radica en el uso de datos de calidad medidos; la desventaja está en el supuesto que los procesos de emisión, transporte, remoción y concentración que se dan en Talcahuano son aplicables a todo el país, aun considerando la diversidad geográfica, climatológica, demográfica y económica de las diferentes comunas de Chile.

Una segunda aproximación (Aproximación 2020) consistió en utilizar datos de las campañas de 2020, con una proyección del inventario 2018 de benceno para ese año, en comunas donde se realizaron monitoreos. Aun cuando esos datos son insuficientes para estimar un valor anual, se utilizó el perfil estacional de concentraciones de Talcahuano para extrapolar un perfil anual de

concentraciones en las comunas con campañas de monitoreo en 2020. Con ello, se obtuvo un valor de concentración representativo que permitió calcular los FEC para esas comunas. Dichos valores se utilizaron como representativos de la o las zonas donde se ubican esas comunas. La ventaja de esta aproximación está en el cálculo de FEC más acorde con la realidad local; la desventaja radica en que la extrapolación de datos a partir de campañas limitadas en el tiempo y en el espacio implica una asunción muy fuerte sobre la representatividad de esas campañas para un año y para regiones completas.

De ambas aproximaciones, se observa que la segunda presenta valores con menor varianza, lo que refleja mejor la situación de calidad del aire con los pocos datos disponibles para los últimos años, en particular, para 2020. Las concentraciones comunales de ambas aproximaciones se compararon promedios anuales de Benceno que reportan los sitios de monitoreo de la Unión Europea y en Estados Unidos para el año 2018. Se puede concluir que la aproximación 2020 y 2018 presenta estimaciones de niveles de Benceno más bien similares a los obtenidos en los sitios de la UE que en EEUU, con la mayoría de los sitios con niveles de benceno bajo la norma de la UE (5 ug/m³), y unos pocos sitios con altos nivel de concentración (por sobre 10 ug/m³).

Así, se utilizará la aproximación 2020 para la proyección de los efectos en salud por benceno, utilizando estimaciones de FECs diferenciados por zona geográfica.

Finalmente, el análisis del capítulo 7 y 8 refuerza la necesidad de contar con monitoreos permanentes de Benceno (o BTEX) al menos en las principales ciudades del país, con representatividad de la diversidad geográfica nacional. Ello permitirá realizar análisis más detallados sobre la situación de contaminación por compuestos orgánicos volátiles y, en particular, benceno.

9 Metodología de Beneficios y Costos asociados a evaluación de escenarios

9.1 Beneficios

9.1.1 Consideraciones para el análisis de efectos en la salud de los BTEX

La agencia de protección ambiental de Estados Unidos (US EPA) ha evaluado todos los BTEX en su sistema Integrado de Información de Riesgo (IRIS, Integrated Risk Information System). Para cada uno de los cuatro BTEX, se ha entregado un valor de RfC (concentración de referencia, [reference concentration]) que corresponde a un estimado (con cierta incerteza) donde es probable que la exposición continua – por vía inhalatoria – en la población (incluyendo a grupos sensibles) ocurra sin: i) un riesgo apreciable; o ii) efectos deletéreos durante el periodo de vida. Además, este sistema provee evaluaciones respecto a las propiedades carcinogénicas de todos los BTEX. En la sección 2.1 (Tabla 3.1) se mostraron los niveles de RfC y las evaluaciones carcinogénicas para los BTEX.

Respecto a las concentraciones de referencia, es posible observar que los niveles reportados son altos (en comparación con los niveles ambientales medidos en múltiples publicaciones, (Bolden et al., 2015) y en los resultados nacionales disponibles (Capítulo 7). Por ejemplo, para el benceno el RfC de 30 ug/m³ no se superó en ninguna comuna para ninguna aproximación efectuada en este informe (2018 y 2002). El único compuesto presente en los BTEX que es clasificado como carcinogénico es el benceno. Cabe destacar que, para etilbenceno, tolueno y xilenos la falta de ensayos y/o datos no permiten establecer una evaluación consistente o concluyente para cuantificar el riesgo de desarrollar cáncer. Respecto a los efectos cancerígenos del benceno, la leucemia es el tipo de cáncer característico. Los detalles se evalúan en el desarrollo de este capítulo.

9.1.2 Fuentes de información utilizada

Bases de datos de leucemia MINSAL

La base de datos fue obtenida desde el departamento de Estadísticas e información de Salud del Ministerio de Salud de Chile (DEIS)⁷³. Se logró recopilar información libre de “Egresos Hospitalarios”, los que fueron descargados para los años 2010-2020. Los casos de leucemia considerados fueron los codificados según el ICD-10 como C-91, C-92, C-93, C-94 y C-95 que corresponden a leucemia linfocítica, mieloides, monocíticas, otras leucemias y leucemias de tipos no-especificados. Esta aproximación fue usada por los autores de una publicación que también

⁷³ <https://deis.minsal.cl/#datosabiertos>

estimó los efectos del benceno y su impacto en el desarrollo de leucemias en la población (Begou & Kassomenos, 2020). Se juntaron todas las bases de datos en una sola, y se filtraron por los siguientes códigos de diagnóstico:

Tabla 9.1: Diagnósticos de Leucemia utilizados para contabilizar casos.

DIAG1	GLOSA_DIAG1
C914	LEUCEMIA DE CÉLULAS VELLOAS
C911	LEUCEMIA LINFOCITICA CRÓNICA DE CÉLULAS DE CÉLULAS B
C910	LEUCEMIA LINFOBLASTICA AGUDA [ALL O LLA]
C919	LEUCEMIA LINFOIDE, SIN OTRA ESPECIFICACIÓN
C917	OTRAS LEUCEMIAS LINFOIDES
C913	LEUCEMIA PROLINFOCITICA DE CÉLULAS B
C915	LEUCEMIA/LINFOMA DE CÉLULAS T ADULTAS (ASOCIADA A HTLV-1)
C916	LEUCEMIA POLIMORFOCÍTICA DE CÉLULAS T
C918	LEUCEMIA DE CÉLULAS B MADURAS TIPO BURKITT
C920	LEUCEMIA MIELOBLÁSTICA AGUDA [AML O LMA]
C923	SARCOMA MIELOIDE
C921	LEUCEMIA MIELOIDE CRÓNICA [LMC], BCR/ABL-POSITIVA
C928	LEUCEMIA MIELOIDE AGUDA CON DISPLASIA MULTILINAJE
C929	LEUCEMIA MIELOIDE, SIN OTRA ESPECIFICACIÓN
C925	LEUCEMIA MIELOMONOCÍTICA AGUDA
C927	OTRAS LEUCEMIAS MIELOIDES
C926	LEUCEMIA MIELOIDE AGUDA CON ANORMALIDAD 11Q23
C924	LEUCEMIA PROMIELOCÍTICA AGUDA [PML O LPM]
C922	LEUCEMIA MIELOIDE CRÓNICA ATÍPICA, BCR/ABL-NEGATIVA
C931	LEUCEMIA MIELOMONOCÍTICA CRÓNICA
C930	LEUCEMIA MONOBLÁSTICA/MONOCÍTICA AGUDA
C939	LEUCEMIA MONOCÍTICA, SIN OTRA ESPECIFICACIÓN
C933	LEUCEMIA MIELOMONOCÍTICA JUVENIL
C937	OTRAS LEUCEMIAS MONOCITICAS
C946	ENFERMEDAD MIELODISPLÁSICA Y MIELOPROLIFERATIVA, NO CLASIFICADA
C944	PANMIELOSIS AGUDA CON MIELOFIBROSIS
C947	OTRAS LEUCEMIAS ESPECIFICADAS
C942	LEUCEMIA MEGACARIOBLASTICA AGUDA
C940	LEUCEMIA ERITROIDE AGUDA Y ERITROLEUCEMIA
C943	LEUCEMIA DE MASTOCITOS
C959	LEUCEMIA, NO ESPECIFICADA
C950	LEUCEMIA AGUDA, CÉLULAS DE TIPO NO ESPECIFICADO
C957	OTRAS LEUCEMIAS DE CÉLULAS DE TIPO NO ESPECIFICADO

DIAG1	GLOSA_DIAG1
C951	LEUCEMIA CRÓNICA, CÉLULAS DE TIPO NO ESPECIFICADO

A continuación, se estimaron los casos nuevos de leucemia. Para esto se usó el ID del paciente para contabilizar casos únicos y descontar los que estaban en años anteriores. Haciendo este análisis, se estimó el número de casos de leucemia que fue similar al reportado por la IARC durante el año 2020 (1.332 casos).

Concentraciones de calidad del aire Benceno

Debido a la carencia de información de calidad del aire por Benceno disponible en Chile se utilizó información generada en los informes de Avance. En una primera instancia, se compararon las estimaciones de las concentraciones comunales de Benceno usando la “aproximación para el año 2018” y la “aproximación para el año 2020” (Figura 9.1, datos disponibles en el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hoja “Comp est conc 2018 2020”). La correlación entre dichas estimaciones fue positiva (pendiente: 1,448) y se observa que las obtenidas para el año 2018 fueron superiores a las obtenidas el año 2020. Esto se debe a que en la “aproximación para el año 2018” se usó el FEC obtenido en Talcahuano para estimar las concentraciones comunales de todo el país, mientras que en la “aproximación para el año 2020” se usaron FECs regionales obtenidos en múltiples campañas realizadas durante el año 2020 (Sección 8.2 de este informe, y el detalle de los cálculos está en el ANEXO XVI_FEC.xlsx).

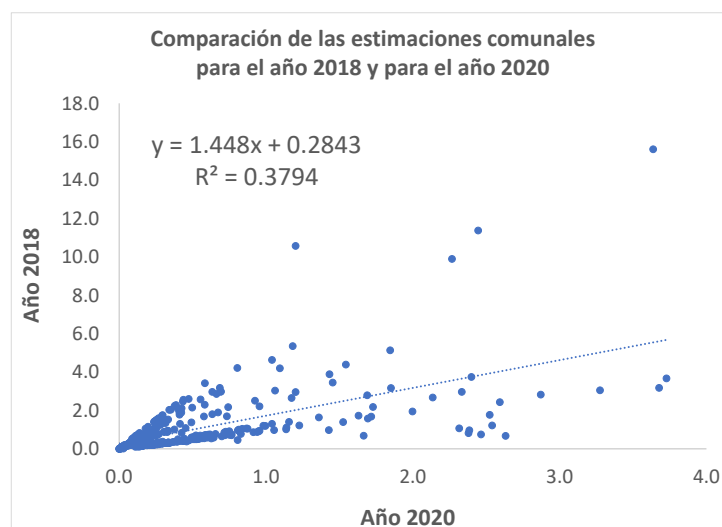


Figura 9.1: Correlación entre las concentraciones estimadas usando la aproximación para el año 2018 y para el año 2020.

Usando las estimaciones de concentraciones de benceno comunales se determinó i) el número total y ii) el porcentaje de la población, que viven en comunas que poseen niveles ambientales de benceno en el rango de concentraciones estimadas (desde 0 hasta 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Figura 9.2, datos disponibles en el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hoja “Población y niveles”).

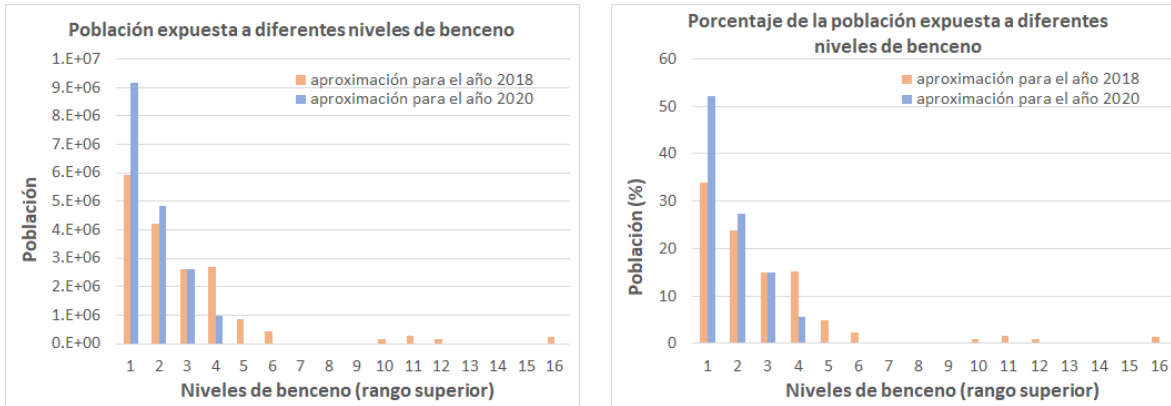


Figura 9.2: Población total y porcentaje de la población (a nivel nacional). En el eje X se muestra el valor superior de rangos unitarios para la concentración de benceno ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

9.1.3 Metodología de evaluación de Beneficios en Salud

Se evaluaron tres tipos de beneficios en función de los efectos esperables producto de la implementación de regulaciones de control de emisiones de Benceno (COVs).

- a) N° de casos leucemia
- b) N° de muertes por leucemia
- c) Años ajustados de vida (DALYs)
- d) Estimación de la exposición personal de Benceno
- e) Carga ambiental de la enfermedad (Environmental Burden of Disease, EBD)
- f) Efectos no carcinogénicos de la exposición a benceno

Considerando

- i) los riesgos para el desarrollo de leucemia debido a la exposición a benceno reportados por las tres instituciones ya mencionadas: la agencia de protección ambiental de Estados Unidos (USEPA), la organización mundial de la salud (WHO) y la Unión Europea (UE), indicados anteriormente en la sección 3.4, Tabla 3.6.
- ii) las estimaciones de concentraciones ambientales a nivel comunal de benceno reportadas en el ANEXO II (Informe 2, “aproximación para el año 2018” y “aproximación para el año 2020”) y
- iii) los datos de población comunal obtenidos desde el censo llevado a cabo el año 2017 (CENSO, 2017),

se calculó el número de casos de leucemia gatillados por la exposición a benceno. En la Figura 9.3 se entrega un resumen del procedimiento general para el cálculo de los efectos del benceno en la población y en el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos el detalle de estos cálculos.

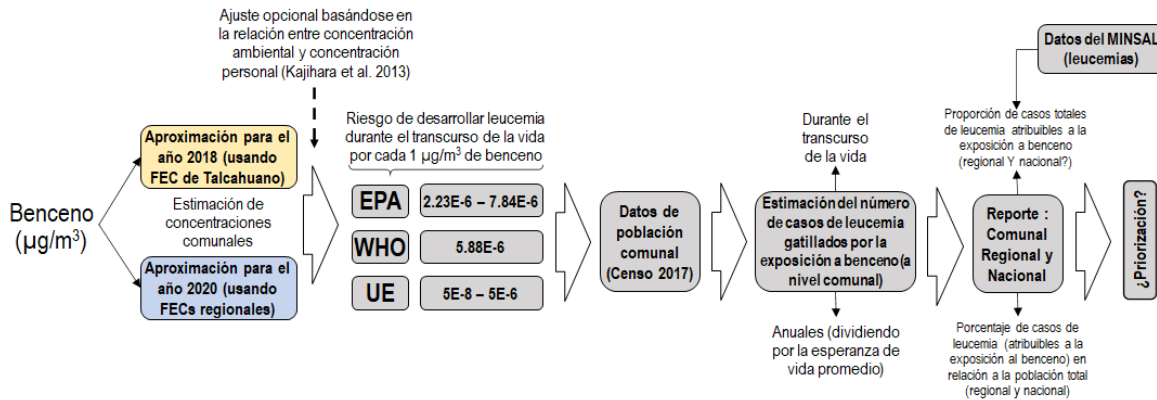


Figura 9.3: Metodología para el cálculo de los efectos del benceno en la población.

Estimación de la exposición personal de Benceno

Se incluyó un cálculo opcional de las concentraciones asociadas a la exposición personal, ya que las emisiones de benceno a nivel intradomiciliario son significativas (Martins et al., 2012) y contribuyen al nivel de exposición poblacional. Debido a que no existen mediciones en Chile para estimar la exposición personal considerando las concentraciones intra y extradomiciliarias, se utilizaron ecuaciones presentadas en el trabajo de (Kajihara et al., 2003), que entrega una relación entre las concentraciones de benceno ambientales ($B_{\text{ambiental}}$) y las concentraciones asociadas a la exposición personal (B_{personal}).

$$B_{\text{personal}} = (22.86 \times B_{\text{ambiental}}) / (4.265 + B_{\text{ambiental}})$$

Ecuación 2: Relación entre concentración ambiental y personal (Kajihara et al., 2003)

Cabe aclarar que esta estimación opcional considera características únicas para Japón que los autores de la publicación señalada (Kajihara et al., 2003) obtienen a través de modelamientos farmacocinéticos (Physiologically Based Pharmacokinetic Model, PBPK). La magnitud de la relación entre concentración ambiental y personal responde a la emisión de benceno a nivel intradomiciliario donde - generalmente la influencia por el humo del cigarrillo es substancial, (Heydari et al., 2020; Scherer et al., 1995) - y donde las concentraciones son frecuentemente superiores a las reportadas fuera de los hogares (Tabla 3.3). Por lo tanto, dicho escenario, más que representar la realidad local nacional, sólo trata de ilustrar la importancia de las emisiones intradomiciliarias en el cálculo de los efectos gatillados por la exposición a benceno considerando la aproximación hecha por (Kajihara et al., 2003).

DALYs: Años de Discapacidad / Enfermedad de Vida Ajustados, Disability-Adjusted Life Years)

Además de los cálculos de casos de leucemia generados por las exposiciones a benceno, es posible calcular otras métricas de salud. Una de ellas es un cálculo de la medida de las pérdidas en salud debido a la leucemia reportando el indicador DALYs (Años Ajustados de Discapacidad / Enfermedad de Vida, Disability-Adjusted Life Years) desarrollado en el contexto del marco de referencia de la Carga Global de Enfermedades (Global Burden of Disease, GBD, (Cohen et al., 2017) liderado por la organización mundial de la salud. El cálculo de los DALY en la población se ilustra en la Figura 9.4. En resumen, es la suma de los años viviendo con la discapacidad / Enfermedad (Years Lived with Disability, YLD) y los años de vida perdidos debido a la muerte prematura (Years of Life Lost, YLL), por lo tanto, los DALY no distinguen (o le dan el mismo peso relativo) entre los años viviendo y/o perdidos debido a la discapacidad / enfermedad.

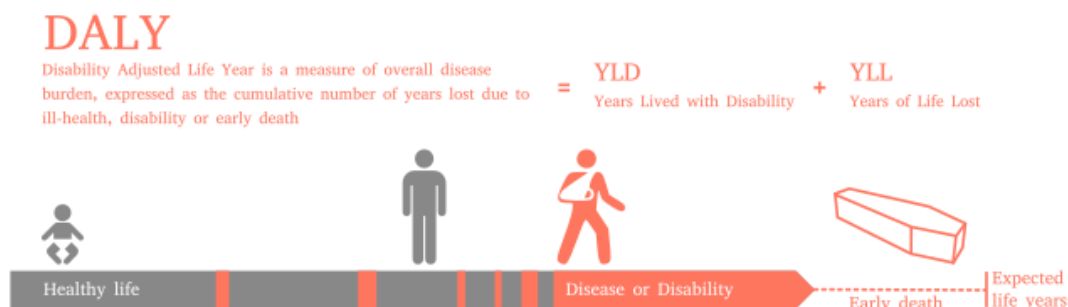


Figura 9.4: Ilustración del cálculo de DALYs⁷⁴. Obtenido desde: https://en.wikipedia.org/wiki/File:DALY_disability_affected_life_year_infographic.svg

Para poder estimar los DALY fue necesario realizar una evaluación pronóstica de la leucemia en la población general. Para esto, se utilizó información de las hospitalizaciones (obtenidas de la base de datos del MINSAL). Usando esta información y asumiendo que la patología causada por exposición a benceno se comporta de manera similar a dicha patología en general, se logró derivar datos útiles para el cálculo de DALYs respecto a la leucemia, los que son expuestos en los párrafos siguientes.

El número total de casos nuevos (incidencia) de leucemia en Chile, según el observatorio global de cáncer (GCO, <https://gco.iarc.fr/today/home>) de la IARC para el año 2020 fue de 1.332 (nivel de incerteza de 1.140,9-1.551,1). Los cálculos de incidencia estimados a través de los datos del

⁷⁴ Los DALYs son aplicables a poblaciones. Y sirven para comparar los años perdidos (ya sea por enfermedad o mortalidad prematura) provocados por alguna patología, exposición o condición. Es un indicador adicional a la mortalidad (que no considera la edad a la que las personas mueren).

MINSAL indican un número total de 1.254 casos (Leucemia MINSAL, hoja “Cálculos”), muy cercano al valor reportado por la IARC.

Se calculó un porcentaje de mortalidad en los enfermos de leucemia mediante el cociente entre el número de muertes por leucemia (916) y el número de casos nuevos (anuales, 1.332) reportados por la IARC⁷⁵ para el año 2020, es decir un 68,8%.

$$(916 \text{ [número de muertes por leucemia para el año 2020]} / 1332 \text{ [incidencia de leucemias para el año 2020]}) = 0.688$$

Ecuación 3: Cálculo del caso de pacientes muertos por leucemia durante el año 2020

Este porcentaje se contrasta con los obtenidos para otros países para el mismo año (2020) disponibles en los reportes la IARC⁷⁶, resumidos en Tabla 9.2. Chile presenta un valor de 68,8, que es un porcentaje comparable con el de los países con un HDI (Human Development Index) alto (72,77%) superando a la región norteamericana (39,64%) y comparable al promedio mundial (65,67%) y sudamericano (72,70%).

Tabla 9.2: Comparación del porcentaje de mortalidad en enfermos de leucemia para Chile y otras zonas geográficas durante el año 2020.

	Muertos a causa de leucemia	Incidencia de leucemia (nuevos casos)	Porcentaje de mortalidad en enfermos de leucemia
Chile	916	1.332	68,8
Mundo	311.594	474.519	65,67
Datos obtenidos desde la IARC			
Países con HDI bajo	15.670	20.690	75,74
Países con HDI medio	60.031	80.695	74,39
Países con HDI alto	121.631	167.149	72,77
Países con HDI muy alto	114.133	205.780	55,46
Sudamérica	18.684	25.700	72,70
Norteamérica	26.871	67.784	39,64

Con el porcentaje de mortalidad calculado para los casos de leucemia en Chile (68,8%) fue posible calcular los casos de personas muertas debido a la exposición a benceno según Ecuación 3.

De manera adicional, y para poder calcular los DALYs, usando la base de datos de leucemias obtenida desde el MINSAL y analizando casos de hospitalizaciones desde el año 2010 hasta 2020 se estimó:

⁷⁵ Disponible en <https://gco.iarc.fr/today/data/factsheets/populations/152-chile-fact-sheets.pdf>

⁷⁶ Disponible en <https://gco.iarc.fr/today/data/factsheets/cancers/36-Leukaemia-fact-sheet.pdf>

- i) la edad promedio de comienzo de la enfermedad como la edad promedio en la cual los enfermos de leucemia fueron hospitalizados por primera vez,
- ii) la edad promedio de muerte como la edad promedio de las personas que fueron hospitalizadas por última vez y clasificadas como fallecidas
- iii) el tiempo promedio entre la primera y última hospitalización para pacientes que no murieron y que refleja el tiempo vivido (o de tratamiento) con la enfermedad.

El detalle del procedimiento fue presentado en la sección 9.1.2, que se resume en los siguientes pasos.

- 1) En la base de datos de egresos hospitalarios se calculó la incidencia anual de casos de leucemias usando los ID (identificadores) de pacientes.
- 2) para establecer casos nuevos anuales se descartaron los casos duplicados en años anteriores.
- 3) Para evitar la inclusión de casos duplicados sin identificar, se ocuparon los datos entre los años 2013 y 2020 (ANEXO V: Leucemia MINSAL).

Los casos nuevos (a nivel regional y nacional) en el año 2018 y 2020 (Tabla 9.3) junto a las estimaciones de benceno hechas durante esos años fueron utilizados para calcular el impacto proporcional de la exposición a benceno en la incidencia anual de leucemias.

Tabla 9.3: Casos anuales de leucemia (incidencia) entre los años 2013 y 2020 por región y a nivel nacional. El año refleja la fecha de la primera hospitalización.

		Región	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
casos de leucemia	1	De Tarapacá	23	26	11	21	16	19	23	19
	2	De Antofagasta	32	44	37	36	36	40	54	33
	3	De Atacama	15	27	9	16	28	21	20	14
	4	De Coquimbo	31	55	44	36	41	36	58	43
	5	De Valparaíso	151	187	117	142	119	124	150	126
	6	Del Libertador B. O'Higgins	66	91	64	59	51	67	53	61
	7	Del Maule	73	87	61	84	74	78	56	73
	8	Del Bío-bío	121	152	104	105	103	139	116	151
	9	De La Araucanía	104	135	67	66	82	90	59	60
	10	De Los Lagos	48	57	45	43	58	59	58	64
	11	De Aisén del Gral. C. Ibáñez del Campo	12	13	3	3	6	5	4	10
	12	De Magallanes y de La Antártica Chilena	17	13	13	9	7	14	12	8
	13	Metropolitana de Santiago	772	667	484	505	584	542	529	507
	14	De Los Ríos	40	38	22	27	27	31	25	33
	15	De Arica y Parinacota	7	32	24	14	16	25	29	18
	16	De Ñuble	38	51	35	40	41	32	39	34

Total 1.550 1.675 1.140 1.206 1.289 1.322 1.285 1.254

La edad promedio de la primera hospitalización para los enfermos de leucemia también fue calculada para los años 2013-2020, y el promedio entre estos años fue usado como la edad promedio en que las personas enferman de leucemia (44,1 años) Tabla 9.4 (ANEXO V: Leucemia MINSAL, hoja “Cálculos”).

Tabla 9.4: Cálculos de la edad promedio en que las personas enfermas de leucemia estuvieron hospitalizadas por primera vez. El año refleja la fecha de la primera hospitalización.

	Año								Promedio 2013-2020
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
Total País	41,6	40,8	42,8	44,8	45,1	45,7	48,2	43,8	44,1

Usando la misma estrategia, se calculó la edad promedio de muerte para la leucemia entre los años 2013-2020, usando la fecha de la última hospitalización con resultado de muerte. El promedio entre 2013-2020 fue usado como la edad en que las personas mueren de leucemia (56,2 años) Tabla 9.5, (ANEXO V: Leucemia MINSAL, hoja “Cálculos”).

Tabla 9.5: Cálculos de la edad promedio en que las personas enfermas de leucemia estuvieron hospitalizadas por última vez con resultado de muerte. El año refleja la fecha de la primera hospitalización.

	Año								Promedio 2013-2020
	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
Total País	52,5	50,9	54,6	54,8	56,9	57,6	60,7	61,1	56,2

Para las personas enfermas de leucemia que no murieron, se calculó el tiempo de la enfermedad como la diferencia temporal entre la última y la primera hospitalización. Este tiempo es un reflejo del YLD (Years Lived with the Disability) para las personas que no murieron debido a la leucemia. En el cálculo de este parámetro, se utilizaron los años 2010-2017, para evitar la inclusión de los pacientes diagnosticados durante los últimos años del análisis que probablemente no han tenido una resolución (última hospitalización o muerte). Además, sólo se consideraron los pacientes que poseen 3 o más hospitalizaciones, para así excluir a los pacientes que fueron diagnosticados tardíamente y no pudieron seguir un tratamiento Tabla 9.6. Por lo tanto, la duración promedio de tratamiento en los pacientes que no mueren es de 1,7 años (ANEXO V: Leucemia MINSAL, hoja “Duración tratamiento”). Este valor fue utilizado para estimar el YLD de los enfermos de leucemia que no murieron.

Tabla 9.6: Cálculos de la duración promedio de tratamiento para los pacientes de leucemia que no murieron entre los años 2010 y 2017. El año refleja la fecha de la primera hospitalización.

		Año								
		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	
Total	promedio de días de tratamiento	703,4	740,4	809,6	644,1	621,6	507,7	465,4	426,9	614,9
País	promedio de años de tratamiento	1,9	2,0	2,2	1,8	1,7	1,4	1,3	1,2	1,7

Carga ambiental de la enfermedad (Environmental Burden of Disease, EBD)

En el contexto de la Carga Global de Enfermedades es posible calcular la carga ambiental de la enfermedad (Environmental Burden of Disease, EBD). Para el caso del benceno, y considerando el desarrollo de leucemias, es posible calcular la EBD usando la Ecuación 4 donde PAF es la fracción de leucemias atribuible a la exposición en la población (Population Attributable Fraction, PAF) y BD es la carga total de la enfermedad o número de casos anuales por leucemia, en este caso leucemia (Burden of Disease, BD) (Begou & Kassomenos, 2020).

$$EBD = PAF \times BD$$

Ecuación 4: Cálculo de la EBD (carga ambiental de la enfermedad) como el producto entre la carga total de la enfermedad (BD) y la fracción de la enfermedad atribuible a la exposición a benceno en la población (PAF). En nuestros cálculos, la enfermedad considerada es el benceno.

La PAF puede calcularse como el cociente entre el número de muertes por leucemia atribuibles a la exposición a benceno (AC) e (I) es el número total de muertes por leucemia Ecuación 5. La PAF puede interpretarse como la reducción proporcional en el riesgo promedio durante un intervalo de tiempo determinado que podría ser alcanzado eliminando la exposición de interés en una población, mientras que los otros factores en la población permanecen inalterados.

$$PAF = AC/I$$

Ecuación 5: Cálculo de la fracción de la enfermedad atribuible a la exposición a benceno en la población (PAF) como el cociente entre el número de muertes atribuibles a la exposición a benceno (AC) y el número total de muertes por leucemia (I).

9.1.4 Valores unitarios de Beneficios y Coeficientes de Riesgo unitario

El riesgo de desarrollar leucemia por exposición crónica a benceno utilizado en los cálculos fue realizado en base a la revisión bibliográfica presentada en la sección 3.4 Leucemia, específicamente en la Tabla 3.5. Nótese que se reporta un rango de riesgo en lugar de un valor único, que es mucho más amplio en el caso de la Unión Europea. Estos valores están expresados en N° de casos durante el curso de la vida por cada 1 µg/m³. Se ha hecho la estimación para cada valor indicado en esta tabla.

A continuación, se describen las distintas variables consideradas para el cálculo de los beneficios en salud de la población.

Población expuesta

Con el fin de estimar los beneficios de la reducción de benceno en el país, es necesario considerar la población expuesta con el fin de diferenciar los efectos en los distintos sectores de salud afectados y así conocer qué parte de los costos corresponde al Estado, sector privado o población.

La asignación según tipo de previsión se realizó utilizando los datos de la Encuesta Casen de 2017 (Ministerio de Desarrollo Social 2017). Los porcentajes se mantendrán constantes, aun cuando las poblaciones afiliadas a los distintos sistemas pueden variar de acuerdo a las condiciones económicas del país.

Tabla 9.7: Población regional por tipo de previsión en 2017.

Sistema de Salud	FONASA	Isapre	Otro Sistema	Ninguno	No sabe
Región	N° personas	N° personas	N° personas	N° personas	N° personas
Arica y Parinacota	121.817	14.009	8.581	8.567	8.041
Tarapacá	257.446	40.200	16.789	20.615	11.867
Antofagasta	407.748	127.782	14.729	16.591	19.348
Atacama	219.386	32.663	6.814	9.521	16.430
Coquimbo	694.748	31.341	11.879	19.830	17.400
Valparaíso	1.479.961	211.353	84.491	42.546	38.147
Metropolitana	5.132.462	1.555.733	182.135	260.653	92.253
O'Higgins	778.292	94.459	14.907	24.567	17.407
Maule	907.952	57.796	21.751	23.715	36.079
Ñuble	406.057	18.127	11.191	7.548	17.876
Biobío	1.382.579	154.147	46.619	20.328	21.426
La Araucanía	862.355	72.202	28.409	15.945	20.819
Los Ríos	313.223	30.764	8.285	10.173	8.913
Los Lagos	748.506	82.137	16.737	16.458	18.952

Aysén	80.605	8.234	7.795	5.203	3.319
Magallanes	103.988	26.294	11.863	3.628	5.908
Total	13.897.125	2.557.241	492.975	505.888	354.185

Fuente: Elaboración propia a partir de información de la Encuesta CASEN 2017 y reportada por el Ministerio de Desarrollo Social (2017).

A partir de la información de población entregada por el Instituto Nacional de Estadísticas, y las estadísticas de personas inscritas en Fonasa, ISAPREs y población, es posible estimar la población potencialmente afectada por leucemia, la que se muestra en la Tabla 9.8.

Tabla 9.8: muestra la estimación de la Población estimada afectada para el año 2020 según tipo de previsión a nivel país.

	FONASA	ISAPRE	OTRO	TOTAL
Niños (0-19 años)	3,772,791	811,290	16,557	4,600,638
Adultos (20-64 años)	8,496,151	-45,736	45,736	8,496,151
Adultos Mayores (+ de 65 años)	1,973,713	220,112	4,492	2,198,317
Total	14,242,655	985,666	66,785	15,295,106

Fuente: Elaboración propia a partir de información del Instituto Nacional de Estadísticas, Fonasa, Superintendencia de Salud y Ministerio de Desarrollo Social

Tasa Base de los efectos

Como se ha señalado anteriormente en este informe, es necesario contar con los coeficientes de riesgo relativo puesto que éstos nos entregan el riesgo producto de un contaminante, en este caso, benceno. A continuación, se muestran las tasas para mortalidad y admisiones hospitalarias a nivel país, las cuales fueron calculadas a partir de los datos entregados por el Departamento de Estadísticas e Información en Salud (DEIS), Ministerio de Salud.

Tabla 9.9 Tasas Base consideradas por grupo etario, año 2020.

Efecto	Grupo etáreo	Tasa Base (efectos/año/100.000 pp)
Mortalidad		
Mortalidad Total	5,526	28.4
Niños (0-14 años)	2,412	64.53
Adultos (15-64 años)	2,400	17.96
Adultos Mayores (+ de 65 años)	714	30.27
Admisiones hospitalarias		
Admisiones hospitalarias Totales (ICD91-96)	151	0.78
Niños (0-14 años)	6	0.16
Adultos (15-64 años)	75	0.56
Adultos Mayores (+ de 65 años)	70	2.97

Fuente: Elaboración propia a partir de información del Ministerio de Salud.

Tasa Base de Días de Pérdida Laboral Productiva

La tasa base para días de pérdida laboral se obtuvieron a partir de los DALYs por leucemia para los años que pudo haber trabajado el individuo hasta su jubilación. En este caso, se consideró hasta los 65 años de edad, considerando este último como edad de jubilación para la población en general.

Los datos de Leucemia se obtuvieron del Ministerio de Salud, que corresponden a los códigos C90.1 a C95.9 de acuerdo a la 10a Clasificación Internacional de Enfermedades (CIE-10) de la Organización Mundial de Salud.

Durante el año 2020, los días de hospitalización por leucemia reportados por el Ministerio de Salud fueron 61.080. De estos, 35% corresponde a menores de 17 años (inclusive), 54% a personas entre los 18 y 64 años y 11% a mayores de 65 años.

Tabla 9.10: Días de hospitalización por leucemia, grupo etario y nivel regional, año 2020.

EDAD	REGION															TOTAL PAÍS
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	XIII	XIV	XV	
< = 17	159	759	215	679	2,287	1,175	906	3,025	1,684	1,422	104	95	7,577	1,213	107	21,407
18 - 64	375	912	501	1,251	3,403	1,298	2,511	3,416	1,939	1,268	158	167	14,145	754	861	32,959
>= 65	20	47	80	198	545	236	336	646	446	416	40	2	3,521	147	34	6,714
TOTAL	554	1,718	796	2,128	6,235	2,709	3,753	7,087	4,069	3,106	302	264	25,243	2,114	1,002	61,080

Fuente: Elaboración propia a partir de información del Ministerio de Salud.

Por otra parte, el valor de la productividad perdida se define como la pérdida de cada día no trabajado. El valor del día laboral para las personas ocupadas corresponde al salario mensual

mediano del país (\$401.000⁷⁷), por lo que el sueldo mediano anual es de \$4.812.000. Bajo el supuesto que se trabaja 50 semanas y 5 días por semana al año, el sueldo diario mediano en Chile es de \$19.248.

Para calcular el valor del día laboral, se considera que en el caso de los menores de edad y de los adultos mayores, un adulto debe ausentarse de su trabajo para su cuidado. En efecto, la persona ocupada que cuida a un niño o adulto mayor hospitalizado por leucemia pierde una fracción del salario de un día, y la productividad perdida se valora en un monto que corresponde a un día de actividad restringida. Cabe precisar que los días de ausentismo laboral no han sido valorados como un efecto directo producto de la contaminación atmosférica sino en forma secundaria como la productividad perdida a consecuencia de la hospitalización del niño o adulto mayor a su cargo.

Bajos estos supuestos, se puede calcular el costo asociado por días de ausentismo laboral a partir del número de días de hospitalización por grupo etario para el año 2020, información proporcionada por el Ministerio de Salud. Para efectos de simplificación, se asume que la convalecencia producto de la hospitalización corresponde a 50% de los días hospitalizados. Para los menores a 17 y mayores de 65 años, se considera un adulto quien lo tiene a su cuidado; por ser un efecto indirecto, esta se valora como día de actividad restringida.

El concepto de Día de Actividad Restringida (RAD) corresponde a la pérdida de día laboral (bajo el supuesto de ausencia parcial a la jornada de trabajo) y de pérdida de productividad. Ostro (1994) sugirió considerar 20% como pérdida de día laboral en tanto del 80%, 1/3 como productividad perdida. Esto nos indica que el valor de un Día de Actividad Restringida es equivalente a un 47% del valor sueldo diario mediano, esto es, \$8.982.

Además de lo anterior, se establece la duración de la enfermedad como la suma de los días de hospitalización más los de convalecencia. Para el cálculo de los días hábiles de ausentismo, se multiplican los días de duración de la enfermedad por 5/7.

Por lo anterior, el costo de días de ausentismo laboral y pérdida de productividad para el año 2020 es de \$1.259.646.864, equivalente a US\$1.714.435 (US\$1 = \$734,73, diciembre 2020) considerando los días de hospitalización y de convalecencia. Para este cálculo no se consideraron los tratamientos realizados de forma ambulatoria al no existir información disponible al respecto y las licencias médicas extendidas, solo los días de hospitalización reportados por el DEIS.

⁷⁷ INE, 2019.

Tabla 9.11: Días de hospitalización, duración de la enfermedad y días hábiles de ausentismo laboral por grupo etario, a nivel regional, para leucemia, año 2020.

Región	Edad	Días de Hospitalización	Días Duración de la Enfermedad	Días Hábiles de Ausentismo Laboral
I	Total	554	831	594
	0-17	159	239	170
	18 -64	375	563	402
	65 +	20	30	21
II	Total	1,718	2,577	1,841
	0-17	759	1,139	813
	18 -64	912	1,368	977
	65 +	47	71	50
III	Total	796	1,194	853
	0-17	215	323	230
	18 -64	501	752	537
	65 +	80	120	86
IV	Total	2,128	3,192	2,280
	0-17	679	1,019	728
	18 -64	1,251	1,877	1,340
	65 +	198	297	212
V	Total	6,235	9,353	6,680
	0-17	2,287	3,431	2,450
	18 -64	3,403	5,105	3,646
	65 +	545	818	584
VI	Total	2,709	4,064	2,903
	0-17	1,175	1,763	1,259
	18 -64	1,298	1,947	1,391
	65 +	236	354	253
VII	Total	3,753	5,630	4,021
	0-17	906	1,359	971
	18 -64	2,511	3,767	2,690
	65 +	336	504	360
VIII	Total	7,087	10,631	7,593
	0-17	3,025	4,538	3,241
	18 -64	3,416	5,124	3,660
	65 +	646	969	692
IX	Total	4,069	6,104	4,360
	0-17	1,684	2,526	1,804
	18 -64	1,939	2,909	2,078
	65 +	446	669	478
X	Total	3,106	4,659	3,328
	0-17	1,422	2,133	1,524
	18 -64	1,268	1,902	1,359
	65 +	416	624	446
XI	Total	302	453	324
	0-17	104	156	111
	18 -64	158	237	169
	65 +	40	60	43
XII	Total	264	396	283
	0-17	95	143	102
	18 -64	167	251	179
	65 +	2	3	2
XIII	Total	25,243	37,865	27,046
	0-17	7,577	11,366	8,118
	18 -64	14,145	21,218	15,155
	65 +	3,521	5,282	3,773
XIV	Total	2,114	3,171	2,265
	0-17	1,213	1,820	1,300
	18 -64	754	1,131	808
	65 +	147	221	158
XV	Total	1,002	1,503	1,074
	0-17	107	161	115
	18 -64	861	1,292	923
	65 +	34	51	36

Fuente: Elaboración propia a partir de información del Ministerio de Salud.

Cabe señalar que la leucemia se encuentra dentro de las enfermedades cubiertas por el GES – AUGE para las personas de 15 años y más con sospecha, diagnóstico o reaparición de leucemia aguda o crónica. Este punto es relevante pues, para la mayoría de las personas en FONASA, el Estado cubre el 100% y para las que están en ISAPRE u otras instituciones, cubre el 80% del costo del tratamiento. Por ejemplo, la Superintendencia de Salud, a través de su página Web, ejemplifica que “para el caso que la prestación a realizar es *Quimioterapia leucemia mieloide crónica: tratamiento inhibidor tirosina quinasa* con un arancel de \$3.058.630, si usted pertenece a FONASA D o ISAPRE, el monto a pagar corresponde a \$611.730”. Asimismo, en el caso de los mayores de 60 años asociados a cualquier grupo de FONASA, el Estado cubre 100% del tratamiento en la red asistencial pública. La Tabla 9.12 muestra los días de hospitalización considerando si la internación fue en un establecimiento perteneciente a la red pública (Sistema Nacional de Servicios de Salud, SNSS) o a la privada (Hospital o Clínica Privada, en adelante, S.Priv.)

Tabla 9.12: Días de hospitalización por grupo etario, sistema de atención, a nivel regional para leucemia, año 2020.

EDAD	REGION													
	I		II		III		IV		V		VI		VII	
	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.
< = 17	78	81	708	51	167	48	587	92	2,048	239	819	356	830	76
18 - 64	234	141	589	323	496	5	1,053	198	2,703	700	985	313	2,443	68
>= 65	18	2	43	4	80	-	157	41	310	235	167	69	336	-
TOTAL	330	224	1,340	378	743	53	1,797	331	5,061	1,174	1,971	738	3,609	144

EDAD	REGION																TOTAL PAÍS
	VIII		IX		X		XI		XII		XIII		XIV		XV		
	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	SNSS	S.Priv.	
< = 17	2,632	393	1,683	1	1,416	6	90	14	2	93	6,406	1,171	1,213	-	107	-	21,407
18 - 64	2,967	449	1,528	411	1,108	160	158	-	70	97	7,968	6,177	666	88	551	310	32,959
>= 65	445	201	406	40	279	137	40	-	2	-	1,519	2,002	126	21	34	-	6,714
TOTAL	6,044	1,043	3,617	452	2,803	303	288	14	74	190	15,893	9,350	2,005	109	692	310	61,080

Fuente: Elaboración propia a partir de información del Ministerio de Salud.

A continuación, se entregan los días de hospitalización por tipo de previsión para el año 2020, los que fueron obtenidos de los egresos hospitalarios correspondientes del Ministerio de Salud. A nivel nacional, podemos destacar que, de la totalidad de días por hospitalización por leucemia, 81% son beneficiarios de FONASA, 15% de ISAPREs y 4% a la población que pertenece a sistemas de salud cerrados, (no se sabe a cuál sistema pertenece o bien no se encuentra inscrito).

Tabla 9.13: Número de días de hospitalización por grupo etario, por tipo de previsión, a nivel regional para leucemia, año 2020.

REGION	EDAD	FONASA	ISAPRE	OTROS	PARTICULAR	TOTAL
I	Total	315	189	42	8	554
	<= 17	72	41	41	5	159
	18 - 64	225	146	1	3	375
	>= 65	18	2	0	0	20
II	Total	1.329	165	3	221	1.718
	<= 17	687	50	3	19	759
	18 - 64	596	114	0	202	912
	>= 65	46	1	0	0	47
III	Total	673	50	4	69	796
	<= 17	166	49	0	0	215
	18 - 64	427	1	4	69	501
	>= 65	80	0	0	0	80
IV	Total	1.933	149	1	45	2.128
	<= 17	629	42	0	8	679
	18 - 64	1.18	71	0	0	1.251
	>= 65	124	36	1	37	198
V	Total	5.25	755	230	0	6.235
	<= 17	2.061	151	75	0	2.287
	18 - 64	2.863	500	40	0	3.403
	>= 65	326	104	115	0	545
VI	Total	2.067	566	76	0	2.709
	<= 17	819	356	0	0	1.175
	18 - 64	1.068	169	61	0	1.298
	>= 65	180	41	15	0	236
VII	Total	3.704	47	2	0	3.753
	<= 17	893	13	0	0	906
	18 - 64	2.475	34	2	0	2.511
	>= 65	336	0	0	0	336
VIII	Total	6.286	775	26	0	7.087
	<= 17	2.635	390	0	0	3.025
	18 - 64	3.145	271	0	0	3.416
	>= 65	506	114	26	0	646
IX	Total	3.594	369	86	20	4.069
	<= 17	1.684	0	0	0	1.684
	18 - 64	1.504	367	48	20	1.939
	>= 65	406	2	38	0	446
X	Total	2.79	216	86	14	3.106
	<= 17	1.414	8	0	0	1.422
	18 - 64	1.065	110	86	7	1.268
	>= 65	311	98	0	7	416
XI	Total	288	14	0	0	302
	<= 17	90	14	0	0	104
	18 - 64	158	0	0	0	158
	>= 65	40	0	0	0	40
XII	Total	72	191	0	1	264
	<= 17	2	93	0	0	95
	18 - 64	70	96	0	1	167

REGION	EDAD	FONASA	ISAPRE	OTROS	PARTICULAR	TOTAL
	>= 65	0	2	0	0	2
XIII	Total	18.535	5.6	744	364	25.243
	<= 17	6.603	882	71	21	7.577
	18 - 64	9.744	3.808	356	237	14.145
	>= 65	2.188	910	317	106	3.521
XIV	Total	2.024	90	0	0	2.114
	<= 17	1.213	0	0	0	1.213
	18 - 64	666	88	0	0	754
	>= 65	145	2	0	0	147
XV	Total	761	231	4	6	1.002
	<= 17	107	0	0	0	107
	18 - 64	620	231	4	6	861
	>= 65	34	0	0	0	34
TOTAL PAIS	Total	49.621	9.407	1.304	748	61.08
	<= 17	19.075	2.089	190	53	21.407
	18 - 64	25.806	6.006	602	545	32.959
	>= 65	4.74	1.312	512	150	6.714

Fuente: Elaboración propia a partir de información del Ministerio de Salud

Valor de la vida estadística (VVE)

El Valor de la Vida Estadística (en adelante VVE) se define como la suma de la disposición a pagar (en adelante DAP) de una persona para reducir el riesgo de perder la vida o de deteriorar su salud (Viscusi, 1993). El VVE no es un valor monetario que se le asigna a una vida humana, sino que es el valor promedio de la DAP que tienen los diferentes individuos de la sociedad (Alberini et al. 2004). Para ello, es necesario desarrollar un modelo teórico de optimización de un consumidor representativo y luego una evaluación empírica de los efectos de la edad y estado de salud sobre la DAP por la reducción del riesgo de muerte. En el caso de Alberini, la evaluación emplea dos encuestas, una en EE.UU. y la otra en Canadá. Empíricamente el trabajo encuentra un apoyo débil a la noción que la DAP declina con la edad. Además, concluye que no se puede corroborar la idea de que personas con enfermedades crónicas están menos dispuestas a pagar para reducir el riesgo de morir en relación a personas sin esas enfermedades. Por otra parte, Doucouiagos et al. (2012) plantean que el VVE es una herramienta adecuada para el análisis costos beneficios que buscan reducir el riesgo de fatalidad de una población objetivo.

Dado que este estudio no considera el desarrollo de encuestas, se utilizará la VVE calculada por Green-Lab para el Ministerio de Medio Ambiente en el año 2014 que viene a actualizar la realizada por Ostro y Chusnet (1997). La valoración entregada en dicho estudio corresponde a 260-646 MM de pesos anuales.

Para el cálculo económico, los costos asociados (y en los escenarios previamente definidos) se consideraron

- i. las muertes producidas por leucemia inducida por exposición a benceno,
- ii. la productividad evitada debido la muerte y la leucemia inducida por exposición a benceno usando DALYs y
- iii. al tratamiento médico de la leucemia inducida por exposición a benceno.

Para reducir el número de cálculos sólo se consideraron los riesgos reportados por la EPA (2.23E-6 – 7.84E-6).

9.2 Costos

La estimación de costos para las alternativas de abatimiento de benceno se ha hecho considerando horizontes de inversión a 10 años con tasa de descuento de 6%⁷⁸. Los detalles de la metodología para el cálculo de costos se encuentran en el anexo IX.

Para estimar los costos de reducción, se calcularán los costos de reducción por categoría de emisiones y se analizará la disminución de emisiones que se logra. Las categorías efectivamente consideradas y su importancia relativa en el inventario son quema de leña (50,4%), quemas agrícolas (8,0%), evaporativas de vehículos (0,5%) y vehículos livianos de fuentes móviles (32,3%). En los tipos de emisión para los cuales ha sido posible encontrar alternativas menos emisoras, se calcula el costo de inversión y de operación de la alternativa. En forma complementaria, se estima la reducción de emisiones por el efecto de sustitución con la alternativa, sea que ésta las disminuya o las elimine completamente. Esto permite calcular un costo unitario de abatimiento (expresado en pesos chilenos por kilogramo de benceno abatido) por año, con lo cual es posible priorizar las medidas sobre la base del criterio de costo efectividad.

La metodología se resume en la tabla a continuación:

Tabla 9.14: Resumen metodología de cálculo de costos.

Fuente	Estrategia	Detalle de fuente	Metodología
Fuentes Fijas	Tecnologías de abatimiento por sector relevante	Refinerías	Cosoto de capital (o inversión; CAPEX = capital expenditure) y costo de operación (OPEX=operational expenditure)

⁷⁸ Ver: Ministerio de Desarrollo Social, Estimación de la Tasa Social de Descuento en el Largo Plazo en el Marco del Sistema Nacional de Inversiones; Informe Final Revisado; Santiago, 2014 (Asesorías e Inversiones Rauquén 2; Gonzalo Edwards), página 51.

Fuente	Estrategia	Detalle de fuente	Metodología
Quema de leña	Sustitución de calefactores	Parafina, gas licuado, electricidad	CAPEX y OPEX para calefactores sobre la base de costo por energía entregada (\$/KCal)
Quema de leña	Aislación térmica de viviendas	Según OGUC ⁷⁹ 2007 (techumbres, envolventes, ventanas)	CAPEX (aislación) y OPEX, sobre la base de menor consumo de combustible
Pintura	Disminución de benceno en la formulación		Costo de reformulación de pinturas. Diferencial de costo para el usuario de la nueva formulación
Quemas agrícolas	Técnicas alternativas para disposición de podas y rastrojos	Manejo de rastrojos; cero labranza	Costo de alternativas (CAPEX y OPEX) y ahorros por menor uso de fertilizantes y otras técnicas agrícolas
Evaporativas de vehículos	Captura de gases en trasvasije de combustible	Stage II (dispositivos de captura en estaciones de servicio) y ORVR (canister en interior del vehículo)	CAPEX (costo de instalar sistemas de captura; costo de instalar canister) y OPEX (ahorros en combustibles por uso de canister)
Fuentes móviles	Adopción acelerada de vehículos eléctricos	Vehículos livianos, buses	CAPEX por diferencial de adquisición de vehículos y OPEX por menor costo de “combustible” y manutención

Fuente: elaboración propia.

Este estudio no considerará reducciones de emisiones de refinerías debido a que ya se han realizado esfuerzos en este sentido, de modo que reducciones adicionales serían muy costosas. Esto, junto a la baja incidencia de las fuentes fijas en las emisiones de benceno⁸⁰, harían este tipo de medidas extremadamente poco costo-efectivas. En el caso de las emisiones provenientes de pinturas, no ha sido posible obtener datos para calcular el costo de cambio de composición que permitiría la reducción de las emisiones.

⁷⁹ Ordenanza General de Urbanismo y Construcción.

⁸⁰ Estimadas en un 2,7% del total de emisiones, para todas las categorías de fuentes fijas. Ver tabla 5.3.

9.2.1 Costos de abatimiento para emisiones por quema de leña

Para estimar los costos de abatimiento de emisiones por quema de leña se han usado dos alternativas. La primera consiste en el cambio de un calefactor a leña por un calefactor que utiliza otro combustible (parafina, gas licuado o electricidad). La segunda consiste en la aislación térmica de la vivienda según la OGUC de 2007. Se ha calculado para una vivienda tamaño promedio de 67 m²⁸¹.

Sustitución de combustible

La sustitución de leña por otro combustible implica el retiro de un calefactor a leña y su reemplazo por uno a parafina, gas licuado o electricidad. Se calculará el recambio para que el equipo entregue la misma cantidad de energía (calor) para una superficie construida equivalente. Sobre esta base, se calculará el costo unitario de reemplazo según el tipo de sustituto. En cuanto a las emisiones, ninguna de las alternativas emite benceno⁸².

Los costos se calculan con los precios de adquisición de los calefactores en el comercio, buscando el equipo más adecuado para la superficie elegida (67m²)⁸³. A partir del equivalente de consumo energético que cada hogar, por región, tiene para leña, se calculan los litros de parafina, kilogramos de gas licuado y kilowatt-hora de electricidad que entregan la misma cantidad de calorías que la leña consumida. Los precios se obtienen de los valores comerciales de parafina, gas licuado y electricidad. Se calcula la inversión en el calefactor y los costos de operación en la compra del combustible para los niveles de calefacción estimados. Se evalúa el diferencial de costos entre la alternativa de calefaccionar con leña versus otro combustible.

Se entregan los costos unitarios de reemplazar un equipo a leña por otro a parafina, gas licuado o electricidad⁸⁴. Incluye inversión en equipo de calefacción y operación (costo de combustible).

⁸¹ Se hacen los cálculos para una vivienda promedio representativa por región. Esto se basa en que los cálculos para quema de leña en el inventario también se realizaron sobre la base de emisiones por vivienda, asumiendo valores promedio por hogar. Para poder dimensionar los equipos de reemplazo es necesario conocer el dato de metros cuadrados por vivienda a calefaccionar.

⁸² El gas licuado es mezcla de propano y butano, la parafina una mezcla de alquenos. El consumo eléctrico no tiene emisiones y no se considerarán las emisiones de la generación (se computan en el apartado de fuentes fijas). Por otra parte, la quema de gas y de parafina sí tienen asociadas emisiones de otros COVs.

⁸³ Los datos de equipos de recambio se encuentran en anexo IX, cuadro I. Los precios de combustibles se encuentran en el mismo anexo, cuadro 4.

⁸⁴ Calculados para calefaccionar una superficie equivalente, horizonte a 10 años, 6% de tasa de descuento.

Tabla 9.15: Costo de calefacción promedio anual, vivienda 67 m2, según combustible. Pesos por año. (Cálculo a 10 años, 6% de tasa de descuento)

Región	Leña (\$/año)	Parafina (\$/año)	Gas licuado (\$/año)	Electricidad (\$/año)
Arica-Parinacota	677.567	1.352.802	2.175.976	3.026.655
Tarapacá	677.535	1.352.711	2.175.828	3.026.428
Antofagasta	677.514	1.352.652	2.175.733	3.026.283
Atacama	677.538	1.352.720	2.175.843	3.026.452
Coquimbo	677.520	1.352.669	2.175.761	3.026.325
Valparaíso	1.151.461	2.667.321	4.316.748	6.295.850
Metropolitana	1.146.464	2.653.461	4.294.175	6.261.379
O'Higgins	1.274.564	3.008.795	4.872.858	7.145.092
Maule	1.301.670	3.083.984	4.995.307	7.332.085
Ñuble	1.936.506	4.844.937	7.863.121	11.711.555
Bío-Bío	1.932.553	4.833.971	7.845.263	11.684.284
Araucanía	2.653.471	6.833.705	11.101.946	16.657.599
Los Ríos	4.621.712	12.293.356	19.993.303	30.235.686
Los Lagos	4.274.082	11.329.076	18.422.917	27.837.533
Aysén	4.845.944	12.915.349	21.006.254	31.728.575
Magallanes	4.961.007	13.234.519	21.526.041	32.576.347

Fuente. Elaboración propia a partir de Ministerio de Energía-CDT (2015), Ministerio de Vivienda y Urbanismo, Cotizaciones de equipos a leña, parafina, gas y eléctricos, precios de leña, parafina, gas licuado y electricidad.

A continuación, se presenta el diferencial de costos entre los combustibles alternativos y la leña. Se asume que el costo del calefactor a leña es costo hundido por el usuario, por lo cual, para el costo total de la alternativa a leña solo se considera el uso de este combustible (costo operacional) versus el cambio de aparato y el consumo del combustible alternativo.

Tabla 9.16: Diferencial de precios entre calefacción con otros combustibles y opción con leña. Vivienda de 67 m2. Horizonte a 10 años. Pesos chilenos.

Región	Parafina	Gas licuado	Electricidad
Arica-Parinacota	955.234	1.778.409	2.629.087
Tarapacá	955.176	1.778.293	2.628.894
Antofagasta	955.138	1.778.219	2.628.769
Atacama	955.182	1.778.305	2.628.914
Coquimbo	955.149	1.778.241	2.628.806
Valparaíso	1.795.860	3.445.287	5.424.389
Metropolitana	1.786.997	3.427.711	5.394.915
O'Higgins	2.014.231	3.878.293	6.150.527
Maule	2.062.313	3.973.636	6.310.415
Ñuble	3.188.431	6.206.615	10.055.049
Bío-Bío	3.181.419	6.192.710	10.031.731
Araucanía	4.460.235	8.728.475	14.284.128
Los Ríos	7.951.644	15.651.591	25.893.974
Los Lagos	7.334.994	14.428.835	23.843.451

Región	Parafina	Gas licuado	Electricidad
Aysén	8.349.405	16.440.310	27.216.631
Magallanes	8.553.512	16.845.034	27.895.340

Fuente: elaboración propia.

Costo-efectividad de las sustituciones.

Como se indicó, la sustitución de combustibles elimina las emisiones de benceno. Para el cálculo del costo efectividad unitario (en kg de benceno por hogar y por región), se divide el costo unitario por la emisión unitaria. Esta última, se calcula a partir del inventario de emisiones 2018, considerando solamente sobre el total de casas que ocupan leña y la emisión regional. Con ello se obtiene la emisión por hogar en kilogramos de benceno. Con ambos valores, costo de reducción y emisión, se obtiene la emisión unitaria, para cada combustible sustituto, parafina, gas o electricidad.

Tabla 9.17: Costo efectividad como costo adicional a la calefacción con leña. Sustitución de leña por parafina, gas licuado y electricidad. (\$/kilogramo de benceno).

Región	Reducción unitaria (kg benceno/hogar/año)	Parafina (\$/kg benceno)	Gas licuado (\$/kg benceno)	Electricidad (\$/kg benceno)
Arica-Parinacota	0,46	2.059.926	3.835.071	5.669.526
Tarapacá	0,46	2.064.460	3.843.496	5.681.932
Antofagasta	0,46	2.064.265	3.843.123	5.681.349
Atacama	0,46	2.062.378	3.839.623	5.676.212
Coquimbo	0,46	2.063.011	3.840.791	5.677.911
Valparaíso	1,11	1.616.904	3.101.967	4.883.853
Metropolitana	1,05	1.736.520	3.330.889	5.242.525
O'Higgins	1,29	1.593.168	3.067.560	4.864.797
Maule	1,25	1.763.287	3.397.477	5.395.433
Ñuble	2,07	1.715.108	3.338.638	5.408.772
Bío-Bío	2,07	1.850.569	3.602.178	5.835.262
Araucanía	2,92	1.625.803	3.181.621	5.206.716
Los Ríos	5,55	1.667.358	3.281.938	5.429.634
Los Lagos	5,01	1.542.399	3.034.089	5.013.790
Aysén	5,82	2.136.787	4.207.419	6.965.305
Magallanes	5,89	1.453.024	2.861.542	4.738.708

Fuente: elaboración propia.

Conclusión

La alternativa económicamente más conveniente es la sustitución de leña por parafina. En cualquiera de los tres casos, las alternativas son significativamente más onerosas que la calefacción con leña, a los precios actuales. Esto constituye una barrera importante para la implementación de planes que intenten disminuir o eliminar el uso de leña como combustible.

El costo efectividad de las medidas mejora hacia el sur del país, lo que se explica por las mayores emisiones en esta zona comparada con la norte-central. A excepción de los programas de recambio de calefactores, cuya tasa de reemplazo es del orden del 1% de los equipos cada cuatro años, el costo de la medida recaerá en los usuarios (costo privado).

Aislación térmica de viviendas⁸⁵.

El mejoramiento del estándar térmico implica menor consumo de combustible para calefacción y, por ende, menores emisiones. Se calculará el costo de reacondicionar una vivienda de tamaño promedio (67 m²) según las zonas térmicas definidas en la Ordenanza de Urbanismo y Construcción. Se calculará el menor consumo de combustible asociado a la mejora térmica para calcular el costo total de la medida.

Tabla 9.18: Costo-efectividad de aislación térmica de viviendas según requerimientos de la OGUC 2007. Horizonte a 10 años. \$/kg de benceno.

Región	Zona térmica más representativa	Reducción unitaria (kg benceno/hogar/año)	\$/kg de benceno
Arica-Parinacota	1	0,374	2.012.654
Tarapacá	1	0,374	2.090.346
Antofagasta	1	0,375	2.016.748
Atacama	1	0,375	1.907.215
Coquimbo	1	0,375	1.936.314
Valparaíso	2	0,478	1.617.662
Metropolitana	3	0,459	1.906.485
O'Higgins	3	0,609	1.193.894
Maule	4	0,610	1.330.735
Ñuble	4	1,013	487.403
Bío-Bío	4	0,992	581.189
Araucanía	5	1,477	91.488
Los Ríos	5	2,824	-364.792
Los Lagos	6	2,851	-314.023
Aysén	7	3,636	-536.731
Magallanes	7	3,638	-371.836

Fuente: elaboración propia a partir de Ministerio de Energía-CDT (2015); Javiera Paz Guevara, Reacondicionamiento Térmico de Viviendas: Criterios de Intervención Integral, Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 2015.

⁸⁵ Esta medida y la anterior son complementarias y no necesariamente excluyentes. Es posible mejorar la aislación de la vivienda y, al mismo tiempo, cambiar la calefacción. La primera medida traerá ahorros en uso de combustibles lo que podría compensar, al menos en parte, el mayor costo de la sustitución. Los valores de costo de aislación y eficiencia en menor consumo de combustibles están tomados del siguiente estudio: Javier Paz Guevara Garrido; Reacondicionamiento Térmico de Viviendas, Criterios de Intervención Integral; Memoria para optar al título de Ingeniería Civil; Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas; 2015.

Se aprecia que, en el caso de las regiones comprendidas entre Los Ríos y Magallanes, el costo es negativo. Es decir, la inversión en aislación térmica tiene un retorno económico positivo que se explica por el menor consumo de combustibles, lo que implica un ahorro para el usuario comparado con la situación base. Este ahorro, incluso descontado, compensa la inversión en aislación. La aislación térmica aparece económicamente más conveniente que la sustitución de combustibles, pero su efectividad es parcial porque reduce, pero no elimina, la necesidad de calefacción. Por ello, seguirá habiendo emisiones de benceno y otros contaminantes con esta medida.

9.2.2 Costos de abatimiento para emisiones evaporativas de distribución de combustibles

Recuperación de vapores.

Este tipo de emisiones se aborda con dos tecnologías. La primera es la recuperación durante el llenado de estanques. La segunda, es el sistema “Onboard Refueling Vapor Recovery” que consiste en la instalación de un dispositivo dentro del vehículo que recupera los vapores y los reinyecta en el estanque de combustible.

Recuperación durante llenado de estanques.

La evaporación de combustible durante los trasvasijos aportan a las emisiones de benceno (un 0,5% del inventario de benceno)⁸⁶, que puede llegar al 1% en las gasolinas, donde actúa como antidetonante. El Plan de Prevención de Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana obligó a las empresas distribuidoras a instalar dispositivos de recuperación de vapores en los servicentros de la región, como ocurre actualmente. Esta medida no se ha hecho extensiva al resto del país. Se calculará el costo de instalar estos dispositivos fuera de la Región Metropolitana, así como la reducción de emisiones que ello implica, sobre la base de los factores de emisión informados en el Manual de MMA-DICTUC (2016). En este caso, existe una diferencia en las emisiones evaporativas por llenado de estanques y de vehículos con o sin sistema de captura. Esta diferencia se explica por los factores de emisión aplicados, que son significativamente menores cuando existe el sistema de captura. Para calcular las emisiones unitarias se dividen las emisiones totales de benceno por el número de vehículos en la región.

⁸⁶ A pesar de la importancia relativamente baja de estas emisiones en el inventario, se incluyen aquí porque una de las medidas ya ha sido implementada en el marco del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana (recuperación de vapores desde estanques y desde vehículos). Adicionalmente, la otra medida estudiada (ORVR) tiene costos negativos (i.e., beneficios positivos) y debería ser considerada como un elemento de mejora ambiental, aún cuando sus beneficios sean relativamente bajo, por sus retornos económicos positivos.

Se asume un costo de US 40.000 para una estación de servicio de 4 islas, donde se instalan los equipos de recuperación de vapores⁸⁷. Con la información de “bencinaenlinea.cl” se obtiene el número de estaciones de servicio por región. Con ello se calcula el costo de instalar los equipos de recuperación por región.

Tabla 9.19: Costo efectividad, recuperación de vapores de gasolina, promedios regionales. \$/kg de benceno.

Región	N° estaciones	Reducción emisiones benceno (ton)	Reducción unitaria (kg de benceno/vehículo)	Costo efectividad (\$/kg)
Arica-Parinacota	11	1,37	0,0179	229.648
Tarapacá	26	1,82	0,0145	426.092
Antofagasta	46	3,15	0,0174	617.212
Atacama	37	1,82	0,0187	697.668
Coquimbo	75	4,12	0,0165	628.802
Valparaíso	184	8,43	0,0129	569.640
Metropolitana	545	-	-	-
O'Higgins	113	4,43	0,0134	827.147
Maule	148	5,70	0,0141	774.000
Ñuble	68	2,14	0,0142	893.604
Bío-Bío	160	6,85	0,0139	794.747
Araucanía	133	4,23	0,0160	1.182.158
Los Ríos	55	2,18	0,0204	833.909
Los Lagos	108	4,43	0,0175	867.074
Aysén	21	0,72	0,0212	3.502.347
Magallanes	27	1,02	0,0141	6.716.582

Fuente: elaboración propia a partir de CNE (bencinaenlinea.cl); Construcciones California S.A.; Ministerio de Medio Ambiente-DICTUC, Manual de Desarrollo de Inventarios de Emisiones 2016.

Se aprecia una variabilidad muy alta en los costos de abatimiento por región. La razón radica en que los costos son fijos por estación de servicio, mientras que los niveles de emisión no lo son, pues dependen de la cantidad de vehículos que utilizan el servicio de llenado de gasolina. En comunas con relativamente muchas estaciones y poco movimiento vehicular, el costo no compensará el hecho que se atienden pocos vehículos y, con ello, pocas emisiones. El análisis anterior sugiere una estrategia de reducción diferenciada, concentrando la medida en las estaciones de servicio que movilizan una mayor cantidad de combustible.

⁸⁷ El precio se obtuvo consultando directamente a un proveedor: Construcciones California S.A. de C.V: www.equipoparagasolinera.com y www.srvconcasa.com. La copia del correo electrónico se encuentra en ANEXO VIII: Correo electrónico.

Onboard Refueling Vapor Recovery⁸⁸

Hay otra tecnología para reducir estas emisiones. Consiste en un canister instalado dentro del vehículo, que recupera los vapores, los licúa y reinyecta en el estanque. Este sistema, conocido como Recuperación de Vapor para el Rellenado dentro del Vehículo, ha ido reemplazando al sistema Stage II en Estados Unidos, por su mayor efectividad y menor costo. Se calculará el costo de instalar los dispositivos en los vehículos y los ahorros asociados a la mayor eficiencia en el uso de gasolina. Se estima el costo por vehículo en USD 8⁸⁹. La recuperación de vapores y su reinyección en el estanque del vehículo implican un ahorro de gasolina estimado en USD 25 por vehículo por año, con un beneficio neto de USD 103,02 en un período de 10 años. Considerando una eficiencia del 98% de recuperación de vapores (y de reducción de emisión de benceno), los resultados son los siguientes:

Tabla 9.20: Costo efectividad, recuperación de vapores de gasolina sistema ORVR, promedios regionales. \$/kg de benceno⁹⁰.

Región	Reducción benceno por (kg/vehículo)	emisiones por vehículo	Costo efectividad (\$/kg benceno)
Arica-Parinacota		0,0108	-12.638.721
Tarapacá		0,0089	-15.287.389
Antofagasta		0,0107	-12.752.967
Atacama		0,0115	-11.842.331
Coquimbo		0,0102	-13.424.639
Valparaíso		0.0079	-17.199.827
Metropolitana		0,0092	-14.872.015
O'Higgins		0,0082	-16.565.597
Maule		0,0087	-15.679.947
Ñuble		0,0087	-15.613.938
Bío-Bío		0,0086	-15.937.979
Araucanía		0,0099	-13.836.186
Los Ríos		0,0126	-10.850.176
Los Lagos		0,0108	-12.628.347
Aysén		0,0131	-10.428.991
Magallanes		0,0087	-15.688.236

Fuente: elaboración propia a partir de CNE (bencinaenlinea.cl); The International Council on Clean Transportation (ICCT) (Freda Fung and Bob Marwell); Onboard Refueling Vapor Recovery, Evaluation of the

⁸⁸ El análisis siguiente se basa principalmente en: The International Council on Clean Transportation (ICCT) (Freda Fung and Bob Marwell); Onboard Refueling Vapor Recovery, Evaluation of the ORVR Program in the United States; Washington D.C., 2011.

⁸⁹ Ídem, página 15. Para la eficiencia de recuperación, ver página 13. Los valores son para 1993. Para los cálculos se han reajustado según la inflación de EEUU: <https://www.inflation.eu/es/tasas-de-inflacion/estados-unidos/inflacion-historica/ipc-inflacion-estados-unidos.aspx>

⁹⁰ Se ha calculado para la región Metropolitana como si no existiera el sistema Stage II. La medida aplicaría a todos los vehículos que ingresan al país.

ORVR Program in the United States; Washington D.C., 2011; páginas 15 y 20. INE (base de datos de vehículos)

Conclusión

La recuperación de vapores durante el llenado de estanques es una medida relativamente costosa, por la inversión que requiere en cada estación de servicio. El costo de la medida se amortizará mejor mientras más vehículos sean atendidos, ya que la inversión es fija por estación. El sistema ORVR es muy costo efectivo porque la medida tiene beneficios económicos netos. El costo de instalación por vehículo es muy bajo y los ahorros son sustantivos, desde el primer año de uso. Sin embargo, el volumen de emisiones evitadas es relativamente reducido, comparado con el control sobre otras fuentes.

9.2.3 Costos de abatimiento para emisiones por quemas agrícolas

Las quemas agrícolas representan el 8% de las emisiones de benceno en el inventario nacional. Sin embargo, estas emisiones se concentran en la zona centro-sur del país. Entre las regiones de O'Higgins y Los Lagos se verifican el 98% de estas emisiones y la región de la Araucanía tiene más del 50% de las emisiones totales de benceno por quemas agrícolas. Considerando la coincidencia con las emisiones de quema de leña, el control de emisiones por quemas agrícolas es importante en la zona centro-sur.

Existen alternativas a la eliminación de restos de cosecha y de poda que valorizan la biomasa. Ellas implican cambios en prácticas arraigadas dentro de la comunidad campesina donde, muchas veces, la mayor barrera, más que económica, es cultural.

Se evalúan dos alternativas de eliminación de restos de cosecha y poda: el manejo de rastrojos y la cero labranza. En ambos casos, se calcula el costo de implementar la medida y los beneficios asociados⁹¹.

En el caso del manejo de rastrojos, se tiene un costo de \$ 100.000 por hectárea por año. El beneficio por menor consumo de fertilizantes se evalúa en USD 90 por hectárea por año, o \$ 64.350. Eso da un costo neto de \$ 35.650 por hectárea por año.

En el caso de cero labranzas, hay un beneficio económico neto de \$ 16.410 por hectárea por año, explicado por la menor necesidad de preparación de la tierra y menor uso de fertilizantes.

⁹¹ Los valores para calcular costos y beneficios están tomados de: CONAF (Jaime Araya, Claudia Duprat, Miguel Parra); Alternativas de Reemplazo a la Quema de Residuos Agrícolas y Forestales; Santiago, 2009. Páginas 53 y 88.

Se asume que, al evitar la quema, se eliminan completamente las emisiones de benceno asociadas a esta práctica. Se calcula el costo que estas prácticas implican por hectárea (tipo de intervención, mano de obra, etc.) así como los ahorros (ej. menor uso de fertilizantes). Utilizando las emisiones del inventario (promedio de emisiones por hectárea) se obtiene el costo unitario de reducción. El costo efectividad de ambas medidas se presenta a continuación:

Tabla 9.21: Costo efectividad, Manejo de rastrojos y cero labranza. \$/kg de benceno.

	Manejo de rastrojos	Cero labranza
Reducción (kg benceno/ha)	3,996	3,996
Costo (\$/hectárea)	50.498	-23.245
Costo (\$/kg de benceno)	12.637	-5.817

Fuente: elaboración propia a partir de ODEPA y CONAF.

Conclusión.

La alternativa de cero labranza tiene un retorno económico positivo, es decir, resulta conveniente porque implica ahorros que compensan la inversión. Sin embargo, su implementación pasa por un cambio de prácticas muy arraigadas en la cultura agrícola, lo que hace difícil su implementación.

9.2.4 Costos de abatimiento para emisiones de fuentes móviles

Las fuentes móviles representan el 36,5% del inventario de benceno⁹². El control de sus emisiones constituye una forma importante de abordar la contaminación por este compuesto. Una de las formas para eliminar emisiones consiste en sustituir vehículos a combustión interna (ICE) por vehículos eléctricos (EV).

Para simular la sustitución de vehículos, se ha realizado un ejercicio simple de reemplazar vehículos livianos, tipo sedán, por su contraparte eléctrica. Se comparan los costos de inversión y los costos de operación, incluyendo consumo de combustible, manutención y seguro⁹³. Se calcula la recuperación del valor del vehículo luego de 10 años con una depreciación de 7,5% anual⁹⁴. Además, se asume que, en términos comparativos, los vehículos eléctricos bajaran paulatinamente de precio, a una tasa de 3% por año⁹⁵. Con estos supuestos y aplicando una tasa

⁹² Ver Informe N° 2, página 34, tabla 5.

⁹³ Se calculan como porcentaje del valor de adquisición del vehículo.

⁹⁴ Valor estimado en el rango inferior, entre la depreciación del primer año (entre 15 y 20%) y los años siguientes (entre 5% y 10%). Ver: <https://www.prensadigital.cl/cuanto-se-deprecia-su-auto-en-un-ano-revise-los-factores-que-disminuyen-el-valor-de-su-vehiculo.html>; <https://www.carfax.es/datos-vehiculo/cuanto-se-deprecia-un-coche>. En todo caso, durante la pandemia, el valor de los vehículos usados ha aumentado con respecto a años anteriores; ver: <https://www.latercera.com/mtonline/noticia/los-5-autos-usados-que-mas-aumentaron-su-valor-en-chile-durante-la-pandemia/A4UIGJDUW5G2FD5V22TK6FVKHI/>

⁹⁵ Ver International Energy Agency; Global Electric Vehicle Outlook 2021; Paris. Página 21. La disminución del precio de venta se debe principalmente a la reducción del precio de las baterías.

de descuento de 6%, se obtiene una paridad en el costo total de pertenencia (TCO por sus siglas en inglés) dentro de siete años, es decir, en 2027⁹⁶. Esta fecha coincide, aproximadamente, con lo que opinan expertos en relación con cuándo se alcanzara la paridad entre VE livianos y sus equivalentes ICE. Para estimar el costo de la medida, se calcula el diferencial entre adquirir y operar un vehículo ICE y un equivalente eléctrico. Se asumen precios de combustibles (gasolina y electricidad) constantes en el futuro⁹⁷. Los datos se resumen en la tabla a continuación:

Tabla 9.22: Parámetros de cálculo, sustitución de vehículos livianos ICE por EV

Parámetro	Va	Vehículo EV
Precio adquisición (\$)	13.000.000	25.500.000
Rendimiento (km/lt; km/kWh)	12	7,6
Uso anual (km)	13.749	13.749
Precio combustible (\$/lt; \$/kWh)	895	155,1
Disminución precio adquisición por año (%)	0	3
Costo de operación/año (solo combustible y manutención) (\$)	2.195.446	1.810.588
Costo de manutención (%; porcentaje del precio del vehículo)	5	2
Seguro (%; porcentaje del precio del vehículo)	4	4
Depreciación anual (%)	7,5	7,5
Tasa de descuento (%) ⁹⁸	6,1	6,1

Fuente: elaboración propia⁹⁹.

Para efectos de reducción de emisiones, se consideran reemplazos solo en el segmento de vehículos livianos a gasolina. Dadas las características técnicas de los EV, es más probable que sea este el segmento que concentre la mayor cantidad de vehículos eléctricos. En el caso de livianos diésel, el reemplazo es posible, pero considerando el menor impuesto específico al diésel, la comparación económica se hace menos favorable para la sustitución. En el caso de vehículos pesados, la alternativa eléctrica a batería aún no es viable por el peso que éstas significan.

⁹⁶ Ver Leaseplan, The Total Cost of Ownership of Electric Vehicles. https://insights.leaseplan.co.uk/wp-content/uploads/2019/10/LeasePlan-White-paper_TCO-of-EVs.pdf. El hecho que el costo total de pertenencia (TCO) se iguale no implica que el consumidor cambie de opción automáticamente. El mayor costo de inversión inicial sigue actuando como una barrera para la adquisición del bien, aun cuando la operación en el largo plazo compense este costo.

⁹⁷ El resto de los costos de propiedad y uso del vehículo, como seguros, permisos de circulación, estacionamiento, etc., se asumen iguales para ambos modelos.

⁹⁸ Ministerio de Desarrollo Social; Estimación de la Tasa Social de Descuento en el largo plazo, en el marco del Sistema Nacional de Inversiones; 2014 (Asesorías e Inversiones Rauquén 2 Limitada, Gonzalo Edwards autor), página 51 sugiere una tasa entre 4,9% y 7,3%. Aquí se toma el valor promedio.

⁹⁹ Ver: <https://energia.gob.cl/electromovilidad/catalogo>; <https://www.hyundai.com/es/modelos/nuevo-ioniq-electrico/autonomia.html>; <https://www.electromov.cl/2019/07/31/precio-de-vehiculos-electricos-en-chile-registra-rango-de-20-a-25-millones/>

El reemplazo se realiza gradualmente. Para una meta de un 15% de parque de VE con respecto al parque total¹⁰⁰, se establece una meta anual de 143.520 VE adicionales anuales a la línea base, durante 7 años para llegar a un total de 1.264.071 vehículos en 2028. Se calcula el diferencial de costos entre la opción de comprar un vehículo a combustión interna versus uno eléctrico (modelos similares en prestaciones y tamaño), considerando costo de adquisición, manutención, seguros, combustible y valor residual del vehículo, en un horizonte a 10 años. El ejercicio es dinámico porque los vehículos eléctricos han experimentado una disminución de precios reales con respecto a los de combustión interna. Por ello, se estima que al año séptimo, el costo total de posesión será el mismo para ambos tipos de vehículos. A partir de ese año, la medida de reemplazo de vehículos para eliminar emisiones de benceno, tendrá retornos económicos positivos.

Se calcula una emisión unitaria promedio por vehículo a gasolina de 0,914 kg de benceno por vehículo por año, según la tabla a continuación:

Tabla 9.23: Emisiones unitarias de benceno, vehículos livianos a gasolina.

Parámetro	Valor	Unidades
Km recorridos por año	13.749	Km
Factor de emisión gramos de benceno por kilómetro	0,0665	gr km ⁻¹
Emisión promedio anual, kilogramos de benceno por año	0,914	kg año ⁻¹

Fuente: elaboración propia a partir de EPA, 1998; Agencia SE, 2018.

Con los parámetros anteriores, se obtienen los valores siguientes en costo efectividad.

Tabla 9.24: Costo-efectividad reducción de emisiones por introducción acelerada de vehículos eléctricos. Introducción gradual para meta de reemplazo de 15% del parque total. Costo por sobre la línea base.

Año	Costo unitario reemplazo ICE por EV (CLP)	Costo unitario acumulado (CLP) ¹⁰¹	Costo efectividad unitario (\$/kg de benceno)	Costo efectividad acumulado (\$/kg de benceno)
1	3.926.377	3.926.377	4.295.226	4.295.226
2	3.173.320	7.099.697	3.471.426	7.766.651
3	2.442.855	9.542.552	2.672.340	10.438.991
4	1.734.304	11.276.857	1.897.227	12.336.218
5	1.047.010	12.323.866	1.145.367	13.481.586
6	380.334	12.704.201	416.063	13.897.649
7	-266.341	12.437.859	-291.362	13.606.287

¹⁰⁰ La estimación del 15% de vehículos livianos eléctricos implica un esfuerzo adicional con respecto a la meta de la Estrategia Nacional de Electromovilidad, de un 40% del parque al 2050. Como actualmente estos vehículos no alcanzan el 1% del parque, un crecimiento uniforme para alcanzar la meta implicaría un 13% cada 10 años aproximadamente y en este caso se está imponiendo un 15% en 8 años. En todo caso, el porcentaje de la meta global no afecta el cálculo de costos unitarios.

¹⁰¹ Es decir, costo de reemplazar un vehículo ICE por uno VE por año.

8	-893.616	11.544.243	-977.564	12.628.724
9	-1.502.073	10.042.170	-1.643.180	10.985.544
10	-2.092.276	7.949.894	-2.288.827	8.696.717

Fuente: elaboración propia.

Conclusión.

El reemplazo de vehículos ICE por VE es costosa en las condiciones actuales, pero a partir del año 7 resulta económicamente conveniente. Sin embargo, esa condición no alcanza a compensar los mayores costos en los primeros seis años, con lo cual, en un escenario gradual a 10 años, la medida resulta onerosa.

10 Resultados de Beneficios y Costos asociados a evaluación de escenarios

10.1 Beneficios

10.1.1 Identificación y cuantificación de casos de leucemia línea base

El cálculo del número de casos totales de leucemia provocados por la exposición a benceno a nivel nacional se muestra en la Tabla 10.1 (datos disponibles en el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hojas “Calc risk Bencene all” y “Nacional (total y por hab)”)). Los datos se reportan como número de casos y casos por cada 100.000 habitantes (relativo a la población total) para las aproximaciones hechas durante el 2018 y el 2020. Dichos valores se reportan como casos durante el periodo de vida o casos anuales (que se obtiene como el cociente entre el número de casos durante el periodo de vida y la esperanza promedio de vida al nacer [80 años, <https://datos.bancomundial.org/indicador/SP.DYN.LE00.IN?locations=CL>]).

Adicionalmente a cálculos realizados con las concentraciones ambientales de benceno estimadas, se incluyó un cálculo opcional de las concentraciones asociadas a la exposición personal basándose en la relación expuesta en la Ecuación 2 (en verde en la Tabla 10.1). El detalle se entrega en ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hoja “Pers Exp Kajihara et al. 2003”).

Tabla 10.1: Número de casos y casos por cada 100000 habitantes estimados de leucemia a nivel nacional debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para las aproximaciones hechas durante el año 2018 y 2020. Casos de línea base.

Resumen de datos a nivel nacional

		EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
		Aproximación para el año 2018						Aproximación para el año 2020					
Rango		Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Durante el transcurso de la vida	Casos	93.49	329.19	247.08	2.10	210.02		48.20	169.72	127.39	1.08	108.28	
	casos/100000 hab (relativo a la población nacional)	5.32E-01	1.87E+00	1.41E+00	1.20E-02	1.20E+00		2.74E-01	9.66E-01	7.25E-01	6.16E-03	6.16E-01	
Anuales	Casos	1.17	4.11	3.09	0.03	2.63		0.60	2.12	1.59	0.01	1.35	
	casos/100000 hab (relativo a la población nacional)	6.65E-03	2.34E-02	1.76E-02	1.49E-04	1.49E-02		3.43E-03	1.21E-02	9.06E-03	7.70E-05	7.70E-03	
Ajuste opcional (Kajihara et al. 2013)	Casos	267.96	943.52	708.20	6.02	601.97		182.18	641.48	481.49	4.09	409.26	
	casos/100000 hab (relativo a la población nacional)	1.52E+00	5.37E+00	4.03E+00	3.43E-02	3.43E+00		1.04E+00	3.65E+00	2.74E+00	2.33E-02	2.33E+00	
	Casos	3.35	11.79	8.85	0.08	7.52		2.28	8.02	6.02	0.05	5.12	
	casos/100000 hab (relativo a la población nacional)	1.91E-02	6.71E-02	5.04E-02	4.28E-04	4.28E-02		1.30E-02	4.56E-02	3.42E-02	2.91E-04	2.91E-02	

De manera análoga a lo expuesto para el cálculo de casos a nivel nacional, se realizó el mismo procedimiento de estimación de casos a nivel regional. La Tabla 10.2 muestra el número de casos de leucemia provocados durante el transcurso de la vida y durante un año. La Tabla 10.4 muestra el porcentaje de casos (relativo a la población regional total) provocados durante el transcurso de la vida y durante un año. En ambas tablas se reporta el método opcional que incluye el cálculo de la exposición personal siguiendo lo expuesto en la Ecuación 2 (en verde en la tabla). Además, para efectos de priorización, en cada región se muestran las 2 regiones con menos (verde) y con más (rojo) casos o proporción de casos de leucemia. Las tablas se encuentran disponibles en el ANEXO Concentraciones y Riesgos de Leucemia, hoja “Nivel regional (casos)” y “Nivel regional (por hab)”.

Tabla 10.2: Número de casos de leucemia durante el transcurso de la vida estimados de leucemia a nivel regional debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para las aproximaciones hechas durante el año 2018 y 2020.

		Casos durante el transcurso de la vida												
		μg/m ³		EPA				WHO				UE		
				Aproximación para el año 2018				Aproximación para el año 2020						
Región		2018	2020	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	
1	Tarapaca	0.366	0.081	8.39E-01	2.95E+00	2.22E+00	1.88E-02	1.88E+00	1.84E-01	6.47E-01	4.86E-01	4.13E-03	4.13E-01	
2	Antofagasta	0.804	0.156	4.21E+00	1.48E+01	1.11E+01	9.46E-02	9.46E+00	8.10E-01	2.85E+00	2.14E+00	1.82E-02	1.82E+00	
3	Atacama	0.298	0.094	5.22E-01	1.84E+00	1.38E+00	1.17E-02	1.17E+00	1.65E-01	5.81E-01	4.36E-01	3.71E-03	3.71E-01	
4	Coquimbo	0.447	0.152	2.24E+00	7.88E+00	5.91E+00	5.03E-02	5.03E+00	7.62E-01	2.68E+00	2.02E+00	1.71E-02	1.71E+00	
5	Valparaíso	0.538	0.577	5.79E+00	2.04E+01	1.53E+01	1.30E-01	1.30E+01	6.19E+00	2.18E+01	1.64E+01	1.39E-01	1.39E+01	
6	O'Higgins	0.458	0.463	2.79E+00	9.83E+00	7.38E+00	6.27E-02	6.27E+00	2.83E+00	9.97E+00	7.48E+00	6.36E-02	6.36E+00	
7	Maule	0.688	0.690	3.28E+00	1.15E+01	8.67E+00	7.37E-02	7.37E+00	3.31E+00	1.17E+01	8.75E+00	7.44E-02	7.44E+00	
8	Bío-Bío	1.313	0.564	9.72E+00	3.42E+01	2.57E+01	2.18E-01	2.18E+01	4.08E+00	1.44E+01	1.08E+01	9.16E-02	9.16E+00	
9	Araucanía	1.731	0.294	9.55E+00	3.36E+01	2.52E+01	2.15E-01	2.15E+01	1.34E+00	4.73E+00	3.55E+00	3.02E-02	3.02E+00	
10	Los Lagos	1.859	0.426	1.37E+01	4.82E+01	3.62E+01	3.08E-01	3.08E+01	3.17E+00	1.12E+01	8.38E+00	7.12E-02	7.12E+00	
11	Aysén	0.873	0.193	7.17E-01	2.53E+00	1.90E+00	1.61E-02	1.61E+00	1.60E-01	5.65E-01	4.24E-01	3.60E-03	3.60E-01	
12	Magallanes	0.237	0.049	6.04E-01	2.13E+00	1.60E+00	1.36E-02	1.36E+00	1.26E-01	4.43E-01	3.33E-01	2.83E-03	2.83E-01	
13	Metropolitana	1.245	1.112	3.10E+01	1.09E+02	8.18E+01	6.95E-01	6.95E+01	2.29E+01	8.06E+01	6.05E+01	5.14E-01	5.14E+01	
14	Los Ríos	2.479	0.539	5.24E+00	1.85E+01	1.39E+01	1.18E-01	1.18E+01	1.13E+00	3.98E+00	2.99E+00	2.54E-02	2.54E+00	
15	Arica-Parinacota	0.526	0.115	9.43E-01	3.32E+00	2.49E+00	2.12E-02	2.12E+00	2.02E-01	7.12E-01	5.34E-01	4.54E-03	4.54E-01	
16	Ñuble	0.805	0.284	2.39E+00	8.40E+00	6.31E+00	5.36E-02	5.36E+00	8.38E-01	2.95E+00	2.22E+00	1.88E-02	1.88E+00	
Ajuste opcional (Kajiharaet)	1	Tarapaca	1.560	0.409	3.4E+00	1.2E+01	9.1E+00	7.7E-02	7.7E+00	9.2E-01	3.2E+00	2.4E+00	2.1E-02	2.1E+00
	2	Antofagasta	2.623	0.737	1.2E+01	4.3E+01	3.2E+01	2.7E-01	2.7E+01	3.7E+00	1.3E+01	9.8E+00	8.3E-02	8.3E+00
	3	Atacama	1.370	0.480	2.2E+00	7.8E+00	5.8E+00	5.0E-02	5.0E+00	8.1E-01	2.9E+00	2.2E+00	1.8E-02	1.8E+00
	4	Coquimbo	1.874	0.741	8.5E+00	3.0E+01	2.3E+01	1.9E-01	1.9E+01	3.6E+00	1.3E+01	9.5E+00	8.0E-02	8.0E+00
	5	Valparaíso	2.296	2.432	2.1E+01	7.4E+01	5.5E+01	4.7E-01	4.7E+01	2.2E+01	7.7E+01	5.8E+01	4.9E-01	4.9E+01
	6	O'Higgins	1.984	2.001	9.4E+00	3.3E+01	2.5E+01	2.1E-01	2.1E+01	9.5E+00	3.4E+01	2.5E+01	2.1E-01	2.1E+01
	7	Maule	2.955	2.957	1.2E+01	4.3E+01	3.2E+01	2.8E-01	2.8E+01	1.2E+01	4.3E+01	3.2E+01	2.8E-01	2.8E+01
	8	Bío-Bío	4.588	2.335	2.8E+01	1.0E+02	7.5E+01	6.4E-01	6.4E+01	1.5E+01	5.4E+01	4.1E+01	3.5E-01	3.5E+01
	9	Araucanía	5.822	1.415	2.1E+01	7.2E+01	5.4E+01	4.6E-01	4.6E+01	5.9E+00	2.1E+01	1.6E+01	1.3E-01	1.3E+01
	10	Los Lagos	5.123	1.747	2.1E+01	7.5E+01	5.6E+01	4.8E-01	4.8E+01	1.0E+01	3.6E+01	2.7E+01	2.3E-01	2.3E+01
	11	Aysén	2.972	0.900	2.0E+00	7.0E+00	5.3E+00	4.5E-02	4.5E+00	7.1E-01	2.5E+00	1.9E+00	1.6E-02	1.6E+00

Casos durante el
transcurso
de la vida

Región	Casos durante el transcurso de la vida															
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		EPA				WHO		UE		EPA		WHO		UE	
	2018	2020	Aproximación para el año 2018						Aproximación para el año 2020							
			Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup		
12	Magallanes	0.944	0.246	2.2E+00	7.9E+00	5.9E+00	5.0E-02	5.0E+00	6.2E-01	2.2E+00	1.6E+00	1.4E-02	1.4E+00			
13	Metropolitana	4.675	4.384	1.0E+02	3.7E+02	2.8E+02	2.3E+00	2.3E+02	8.8E+01	3.1E+02	2.3E+02	2.0E+00	2.0E+02			
14	Los Ríos	6.938	2.311	9.7E+00	3.4E+01	2.6E+01	2.2E-01	2.2E+01	4.2E+00	1.5E+01	1.1E+01	9.3E-02	9.3E+00			
15	Arica-Parinacota	2.024	0.565	3.5E+00	1.2E+01	9.2E+00	7.8E-02	7.8E+00	9.9E-01	3.5E+00	2.6E+00	2.2E-02	2.2E+00			
16	Ñuble	3.255	1.350	7.2E+00	2.6E+01	1.9E+01	1.6E-01	1.6E+01	3.5E+00	1.2E+01	9.2E+00	7.9E-02	7.9E+00			

Tabla 10.3: Número de casos anuales estimados de leucemia a nivel regional debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para las aproximaciones hechas durante el año 2018 y 2020.

Casos anuales

Región	Casos anuales															
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$		EPA				WHO		UE		EPA		WHO		UE	
	2018	2020	Aproximación para el año 2018						Aproximación para el año 2020							
			Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup		
1	Tarapaca	0.366	0.081	1.05E-02	3.69E-02	2.77E-02	2.36E-04	2.36E-02	2.30E-03	8.09E-03	6.07E-03	5.16E-05	5.16E-03			
2	Antofagasta	0.804	0.156	5.26E-02	1.85E-01	1.39E-01	1.18E-03	1.18E-01	1.01E-02	3.56E-02	2.68E-02	2.27E-04	2.27E-02			
3	Atacama	0.298	0.094	6.53E-03	2.30E-02	1.72E-02	1.47E-04	1.47E-02	2.06E-03	7.26E-03	5.45E-03	4.63E-05	4.63E-03			
4	Coquimbo	0.447	0.152	2.80E-02	9.85E-02	7.39E-02	6.28E-04	6.28E-02	9.53E-03	3.36E-02	2.52E-02	2.14E-04	2.14E-02			
5	Valparaíso	0.538	0.577	7.24E-02	2.55E-01	1.91E-01	1.63E-03	1.63E-01	7.74E-02	2.73E-01	2.05E-01	1.74E-03	1.74E-01			
6	O'Higgins	0.458	0.463	3.49E-02	1.23E-01	9.22E-02	7.84E-04	7.84E-02	3.54E-02	1.25E-01	9.35E-02	7.95E-04	7.95E-02			
7	Maule	0.688	0.690	4.10E-02	1.44E-01	1.08E-01	9.21E-04	9.21E-02	4.14E-02	1.46E-01	1.09E-01	9.30E-04	9.30E-02			
8	Bío-Bío	1.313	0.564	1.22E-01	4.28E-01	3.21E-01	2.73E-03	2.73E-01	5.10E-02	1.79E-01	1.35E-01	1.14E-03	1.14E-01			
9	Araucanía	1.731	0.294	1.19E-01	4.20E-01	3.15E-01	2.68E-03	2.68E-01	1.68E-02	5.91E-02	4.44E-02	3.77E-04	3.77E-02			

Casos anuales

Región	Casos anuales												
	μg/m ³		EPA				WHO				UE		
	2018	2020	Aproximación para el año 2018				Aproximación para el año 2020						
			Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	
10	Los Lagos	1.859	0.426	1.71E-01	6.03E-01	4.52E-01	3.85E-03	3.85E-01	3.96E-02	1.40E-01	1.05E-01	8.90E-04	8.90E-02
11	Aysén	0.873	0.193	8.96E-03	3.16E-02	2.37E-02	2.01E-04	2.01E-02	2.01E-03	7.06E-03	5.30E-03	4.51E-05	4.51E-03
12	Magallanes	0.237	0.049	7.56E-03	2.66E-02	2.00E-02	1.70E-04	1.70E-02	1.57E-03	5.54E-03	4.16E-03	3.54E-05	3.54E-03
13	Metropolitana	1.245	1.112	3.87E-01	1.36E+00	1.02E+00	8.69E-03	8.69E-01	2.86E-01	1.01E+00	7.56E-01	6.43E-03	6.43E-01
14	Los Ríos	2.479	0.539	6.55E-02	2.31E-01	1.73E-01	1.47E-03	1.47E-01	1.41E-02	4.97E-02	3.73E-02	3.17E-04	3.17E-02
15	Arica-Parinacota	0.526	0.115	1.18E-02	4.15E-02	3.12E-02	2.65E-04	2.65E-02	2.53E-03	8.90E-03	6.68E-03	5.68E-05	5.68E-03
16	Ñuble	0.805	0.284	2.98E-02	1.05E-01	7.88E-02	6.70E-04	6.70E-02	1.05E-02	3.69E-02	2.77E-02	2.35E-04	2.35E-02

Ajuste opcional (Kajiharaet al.2013)	1	Tarapaca	1.560	0.409	4.3E-02	1.5E-01	1.1E-01	9.6E-04	9.6E-02	1.2E-02	4.1E-02	3.0E-02	2.6E-04	2.6E-02
	2	Antofagasta	2.623	0.737	1.5E-01	5.3E-01	4.0E-01	3.4E-03	3.4E-01	4.6E-02	1.6E-01	1.2E-01	1.0E-03	1.0E-01
	3	Atacama	1.370	0.480	2.8E-02	9.7E-02	7.3E-02	6.2E-04	6.2E-02	1.0E-02	3.6E-02	2.7E-02	2.3E-04	2.3E-02
	4	Coquimbo	1.874	0.741	1.1E-01	3.7E-01	2.8E-01	2.4E-03	2.4E-01	4.5E-02	1.6E-01	1.2E-01	1.0E-03	1.0E-01
	5	Valparaíso	2.296	2.432	2.6E-01	9.2E-01	6.9E-01	5.9E-03	5.9E-01	2.7E-01	9.6E-01	7.2E-01	6.1E-03	6.1E-01
	6	O'Higgins	1.984	2.001	1.2E-01	4.2E-01	3.1E-01	2.6E-03	2.6E-01	1.2E-01	4.2E-01	3.1E-01	2.7E-03	2.7E-01
	7	Maule	2.955	2.957	1.5E-01	5.4E-01	4.0E-01	3.4E-03	3.4E-01	1.5E-01	5.4E-01	4.1E-01	3.5E-03	3.5E-01
	8	Bío-Bío	4.588	2.335	3.6E-01	1.3E+00	9.4E-01	8.0E-03	8.0E-01	1.9E-01	6.8E-01	5.1E-01	4.3E-03	4.3E-01
	9	Araucanía	5.822	1.415	2.6E-01	9.0E-01	6.8E-01	5.8E-03	5.8E-01	7.4E-02	2.6E-01	2.0E-01	1.7E-03	1.7E-01
	10	Los Lagos	5.123	1.747	2.7E-01	9.4E-01	7.0E-01	6.0E-03	6.0E-01	1.3E-01	4.6E-01	3.4E-01	2.9E-03	2.9E-01
	11	Aysén	2.972	0.900	2.5E-02	8.8E-02	6.6E-02	5.6E-04	5.6E-02	8.8E-03	3.1E-02	2.3E-02	2.0E-04	2.0E-02
	12	Magallanes	0.944	0.246	2.8E-02	9.8E-02	7.4E-02	6.3E-04	6.3E-02	7.7E-03	2.7E-02	2.0E-02	1.7E-04	1.7E-02
	13	Metropolitana	4.675	4.384	1.3E+00	4.6E+00	3.4E+00	2.9E-02	2.9E+00	1.1E+00	3.9E+00	2.9E+00	2.5E-02	2.5E+00
	14	Los Ríos	6.938	2.311	1.2E-01	4.3E-01	3.2E-01	2.7E-03	2.7E-01	5.2E-02	1.8E-01	1.4E-01	1.2E-03	1.2E-01
	15	Arica-Parinacota	2.024	0.565	4.4E-02	1.5E-01	1.2E-01	9.8E-04	9.8E-02	1.2E-02	4.4E-02	3.3E-02	2.8E-04	2.8E-02
	16	Ñuble	3.255	1.350	9.1E-02	3.2E-01	2.4E-01	2.0E-03	2.0E-01	4.4E-02	1.5E-01	1.2E-01	9.8E-04	9.8E-02

Tabla 10.4: Casos por cada 100000 habitantes estimados de leucemia a nivel regional debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para las aproximaciones hechas durante el año 2018 y 2020.

							Casos durante el transcurso de la vida (por cada 100.000 hab)											
							EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
							Aproximación para el año 2018				Aproximación para el año 2020							
Región	µg/m ³		Población (Censo 2017)			Total	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup		
	2018	2020	Hombres	Mujeres	Total													
1	Tarapaca	0.366	0.081	167793	162765	330558	2.5E-01	8.9E-01	6.7E-01	5.7E-03	5.7E-01	5.6E-02	2.0E-01	1.5E-01	1.2E-03	1.2E-01		
2	Antofagasta	0.804	0.156	315014	292520	607534	6.9E-01	2.4E+00	1.8E+00	1.6E-02	1.6E+00	1.3E-01	4.7E-01	3.5E-01	3.0E-03	3.0E-01		
3	Atacama	0.298	0.094	144420	141748	286168	1.8E-01	6.4E-01	4.8E-01	4.1E-03	4.1E-01	5.8E-02	2.0E-01	1.5E-01	1.3E-03	1.3E-01		
4	Coquimbo	0.447	0.152	368774	388812	757586	3.0E-01	1.0E+00	7.8E-01	6.6E-03	6.6E-01	1.0E-01	3.5E-01	2.7E-01	2.3E-03	2.3E-01		
5	Valparaíso	0.538	0.577	880215	935687	1815902	3.2E-01	1.1E+00	8.4E-01	7.2E-03	7.2E-01	3.4E-01	1.2E+00	9.0E-01	7.7E-03	7.7E-01		
6	O'Higgins	0.458	0.463	453710	460845	914555	3.1E-01	1.1E+00	8.1E-01	6.9E-03	6.9E-01	3.1E-01	1.1E+00	8.2E-01	7.0E-03	7.0E-01		
7	Maule	0.688	0.690	511624	533326	1044950	3.1E-01	1.1E+00	8.3E-01	7.1E-03	7.1E-01	3.2E-01	1.1E+00	8.4E-01	7.1E-03	7.1E-01		
8	Bío-Bío	1.313	0.564	750730	806075	1556805	6.2E-01	2.2E+00	1.7E+00	1.4E-02	1.4E+00	2.6E-01	9.2E-01	6.9E-01	5.9E-03	5.9E-01		
9	Araucanía	1.731	0.294	465131	492093	957224	1.0E+00	3.5E+00	2.6E+00	2.2E-02	2.2E+00	1.4E-01	4.9E-01	3.7E-01	3.2E-03	3.2E-01		
10	Los Lagos	1.859	0.426	409400	419308	828708	1.7E+00	5.8E+00	4.4E+00	3.7E-02	3.7E+00	3.8E-01	1.3E+00	1.0E+00	8.6E-03	8.6E-01		
11	Aysén	0.873	0.193	53647	49511	103158	7.0E-01	2.4E+00	1.8E+00	1.6E-02	1.6E+00	1.6E-01	5.5E-01	4.1E-01	3.5E-03	3.5E-01		
12	Magallanes	0.237	0.049	85249	81284	166533	3.6E-01	1.3E+00	9.6E-01	8.2E-03	8.2E-01	7.6E-02	2.7E-01	2.0E-01	1.7E-03	1.7E-01		
13	Metropolitana	1.245	1.112	3462267	3650541	7112808	4.4E-01	1.5E+00	1.2E+00	9.8E-03	9.8E-01	3.2E-01	1.1E+00	8.5E-01	7.2E-03	7.2E-01		
14	Los Ríos	2.479	0.539	188847	195990	384837	1.4E+00	4.8E+00	3.6E+00	3.1E-02	3.1E+00	2.9E-01	1.0E+00	7.8E-01	6.6E-03	6.6E-01		
15	Arica-Parinacota	0.526	0.115	112581	113487	226068	4.2E-01	1.5E+00	1.1E+00	9.4E-03	9.4E-01	8.9E-02	3.1E-01	2.4E-01	2.0E-03	2.0E-01		
16	Ñuble	0.805	0.284	232587	248022	480609	5.0E-01	1.7E+00	1.3E+00	1.1E-02	1.1E+00	1.7E-01	6.1E-01	4.6E-01	3.9E-03	3.9E-01		
Ajuste opcional (Kajiharaet - 2018)	1	Tarapaca	1.560	0.409	167793	162765	330558	1.0E+00	3.7E+00	2.7E+00	2.3E-02	2.3E+00	2.8E-01	9.8E-01	7.4E-01	6.3E-03	6.3E-01	
	2	Antofagasta	2.623	0.737	315014	292520	607534	2.0E+00	7.0E+00	5.3E+00	4.5E-02	4.5E+00	6.1E-01	2.2E+00	1.6E+00	1.4E-02	1.4E+00	
	3	Atacama	1.370	0.480	144420	141748	286168	7.7E-01	2.7E+00	2.0E+00	1.7E-02	1.7E+00	2.8E-01	1.0E+00	7.5E-01	6.4E-03	6.4E-01	
	4	Coquimbo	1.874	0.741	368774	388812	757586	1.1E+00	4.0E+00	3.0E+00	2.5E-02	2.5E+00	4.7E-01	1.7E+00	1.2E+00	1.1E-02	1.1E+00	
	5	Valparaíso	2.296	2.432	880215	935687	1815902	1.2E+00	4.1E+00	3.0E+00	2.6E-02	2.6E+00	1.2E+00	4.2E+00	3.2E+00	2.7E-02	2.7E+00	
	6	O'Higgins	1.984	2.001	453710	460845	914555	1.0E+00	3.6E+00	2.7E+00	2.3E-02	2.3E+00	1.0E+00	3.7E+00	2.8E+00	2.3E-02	2.3E+00	
	7	Maule	2.955	2.957	511624	533326	1044950	1.2E+00	4.1E+00	3.1E+00	2.6E-02	2.6E+00	1.2E+00	4.1E+00	3.1E+00	2.6E-02	2.6E+00	
	8	Bío-Bío	4.588	2.335	750730	806075	1556805	1.8E+00	6.4E+00	4.8E+00	4.1E-02	4.1E+00	9.9E-01	3.5E+00	2.6E+00	2.2E-02	2.2E+00	
	9	Araucanía	5.822	1.415	465131	492093	957224	2.1E+00	7.5E+00	5.7E+00	4.8E-02	4.8E+00	6.2E-01	2.2E+00	1.6E+00	1.4E-02	1.4E+00	
	10	Los Lagos	5.123	1.747	409400	419308	828708	2.6E+00	9.1E+00	6.8E+00	5.8E-02	5.8E+00	1.3E+00	4.4E+00	3.3E+00	2.8E-02	2.8E+00	
	11	Aysén	2.972	0.900	53647	49511	103158	1.9E+00	6.8E+00	5.1E+00	4.4E-02	4.4E+00	6.9E-01	2.4E+00	1.8E+00	1.5E-02	1.5E+00	
	12	Magallanes	0.944	0.246	85249	81284	166533	1.3E+00	4.7E+00	3.5E+00	3.0E-02	3.0E+00	3.7E-01	1.3E+00	9.8E-01	8.3E-03	8.3E-01	

						Casos durante el transcurso de la vida (por cada 100.000 hab)											
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		Población (Censo 2017)		EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
Región		2018	2020	Hombres	Mujeres	Total	Aproximación para el año 2018				Aproximación para el año 2020						
						Inf		Sup		Inf		Sup		Inf		Sup	
13	Metropolitana	4.675	4.384	3462267	3650541	7112808	1.5E+00	5.2E+00	3.9E+00	3.3E-02	3.3E+00	1.2E+00	4.3E+00	3.3E+00	2.8E-02	2.8E+00	
14	Los Ríos	6.938	2.311	188847	195990	384837	2.5E+00	8.9E+00	6.7E+00	5.7E-02	5.7E+00	1.1E+00	3.8E+00	2.9E+00	2.4E-02	2.4E+00	
15	Arica-Parinacota	2.024	0.565	112581	113487	226068	1.5E+00	5.4E+00	4.1E+00	3.5E-02	3.5E+00	4.4E-01	1.5E+00	1.2E+00	9.8E-03	9.8E-01	
16	Ñuble	3.255	1.350	232587	248022	480609	1.5E+00	5.3E+00	4.0E+00	3.4E-02	3.4E+00	7.3E-01	2.6E+00	1.9E+00	1.6E-02	1.6E+00	

Tabla 10.5: Casos por cada 100000 habitantes estimados de leucemia a nivel regional debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para las aproximaciones hechas durante el año 2018 y 2020.

						Casos anuales (por cada 100.000 hab)											
		$\mu\text{g}/\text{m}^3$		Población (Censo 2017)		EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
Región		2018	2020	Hombres	Mujeres	Total	Aproximación para el año 2018				Aproximación para el año 2020						
						Inf		Sup		Inf		Sup		Inf		Sup	
1	Tarapaca	0.366	0.081	167793	162765	330558	3.2E-03	1.1E-02	8.4E-03	7.1E-05	7.1E-03	7.0E-04	2.4E-03	1.8E-03	1.6E-05	1.6E-03	
2	Antofagasta	0.804	0.156	315014	292520	607534	8.7E-03	3.1E-02	2.3E-02	1.9E-04	1.9E-02	1.7E-03	5.9E-03	4.4E-03	3.7E-05	3.7E-03	
3	Atacama	0.298	0.094	144420	141748	286168	2.3E-03	8.0E-03	6.0E-03	5.1E-05	5.1E-03	7.2E-04	2.5E-03	1.9E-03	1.6E-05	1.6E-03	
4	Coquimbo	0.447	0.152	368774	388812	757586	0.0E+00	1.3E-02	9.8E-03	8.3E-05	8.3E-03	1.3E-03	4.4E-03	3.3E-03	2.8E-05	2.8E-03	
5	Valparaíso	0.538	0.577	880215	935687	1815902	4.0E-03	1.4E-02	1.1E-02	9.0E-05	9.0E-03	4.3E-03	1.5E-02	1.1E-02	9.6E-05	9.6E-03	
6	O'Higgins	0.458	0.463	453710	460845	914555	3.8E-03	1.3E-02	1.0E-02	8.6E-05	8.6E-03	3.9E-03	1.4E-02	1.0E-02	8.7E-05	8.7E-03	
7	Maule	0.688	0.690	511624	533326	1044950	3.9E-03	1.4E-02	1.0E-02	8.8E-05	8.8E-03	4.0E-03	1.4E-02	1.0E-02	8.9E-05	8.9E-03	
8	Bío-Bío	1.313	0.564	750730	806075	1556805	7.8E-03	2.7E-02	2.1E-02	1.8E-04	1.8E-02	3.3E-03	1.2E-02	8.7E-03	7.4E-05	7.4E-03	
9	Araucanía	1.731	0.294	465131	492093	957224	1.2E-02	4.4E-02	3.3E-02	2.8E-04	2.8E-02	1.8E-03	6.2E-03	4.6E-03	3.9E-05	3.9E-03	

Región	µg/m ³		Población (Censo 2017)		
	2018	2020	Hombres	Mujeres	Total
10 Los Lagos	1.859	0.426	409400	419308	828708
11 Aysén	0.873	0.193	53647	49511	103158
12 Magallanes	0.237	0.049	85249	81284	166533
13 Metropolitana	1.245	1.112	3462267	3650541	7112808
14 Los Ríos	2.479	0.539	188847	195990	384837
15 Arica-Parinacota	0.526	0.115	112581	113487	226068
16 Ñuble	0.805	0.284	232587	248022	480609

Casos anuales (por cada 100.000 hab)

EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
Aproximación para el año 2018						Aproximación para el año 2020					
Inf	Sup			Inf	Sup	Inf	Sup			Inf	Sup
2.1E-02	7.3E-02	5.5E-02	4.6E-04	4.6E-02	4.8E-03	1.7E-02	1.3E-02	1.1E-04	1.1E-02	1.1E-02	1.1E-02
8.7E-03	3.1E-02	2.3E-02	2.0E-04	2.0E-02	1.9E-03	6.8E-03	5.1E-03	4.4E-05	4.4E-03	4.4E-03	4.4E-03
4.5E-03	1.6E-02	1.2E-02	1.0E-04	1.0E-02	9.5E-04	3.3E-03	2.5E-03	2.1E-05	2.1E-03	2.1E-03	2.1E-03
5.4E-03	1.9E-02	1.4E-02	1.2E-04	1.2E-02	4.0E-03	1.4E-02	1.1E-02	9.0E-05	9.0E-03	9.0E-03	9.0E-03
1.7E-02	6.0E-02	4.5E-02	3.8E-04	3.8E-02	3.7E-03	1.3E-02	9.7E-03	8.2E-05	8.2E-03	8.2E-03	8.2E-03
5.2E-03	1.8E-02	1.4E-02	1.2E-04	1.2E-02	1.1E-03	3.9E-03	3.0E-03	2.5E-05	2.5E-03	2.5E-03	2.5E-03
6.2E-03	2.2E-02	1.6E-02	1.4E-04	1.4E-02	2.2E-03	7.7E-03	5.8E-03	4.9E-05	4.9E-03	4.9E-03	4.9E-03

Ajuste opcional (Kajihara et al. 2013)	Región	2018	2020	Hombres	Mujeres	Total	Inf	Sup			Inf	Sup	Inf	Sup			Inf	Sup
	1 Tarapaca	1.560	0.409	167793	162765	330558	1.3E-02	4.6E-02	3.4E-02	2.9E-04	2.9E-02	3.5E-03	1.2E-02	9.2E-03	7.8E-05	7.8E-03	7.8E-03	7.8E-03
	2 Antofagasta	2.623	0.737	315014	292520	607534	2.5E-02	8.8E-02	6.6E-02	5.6E-04	5.6E-02	7.6E-03	2.7E-02	2.0E-02	1.7E-04	1.7E-02	1.7E-02	1.7E-02
	3 Atacama	1.370	0.480	144420	141748	286168	9.6E-03	3.4E-02	2.5E-02	2.2E-04	2.2E-02	3.6E-03	1.3E-02	9.4E-03	8.0E-05	8.0E-03	8.0E-03	8.0E-03
	4 Coquimbo	1.874	0.741	368774	388812	757586	1.4E-02	4.9E-02	3.7E-02	3.2E-04	3.2E-02	5.9E-03	2.1E-02	1.6E-02	1.3E-04	1.3E-02	1.3E-02	1.3E-02
	5 Valparaíso	2.296	2.432	880215	935687	1815902	1.4E-02	5.1E-02	3.8E-02	3.2E-04	3.2E-02	1.5E-02	5.3E-02	4.0E-02	3.4E-04	3.4E-02	3.4E-02	3.4E-02
	6 O'Higgins	1.984	2.001	453710	460845	914555	1.3E-02	4.5E-02	3.4E-02	2.9E-04	2.9E-02	1.3E-02	4.6E-02	3.4E-02	2.9E-04	2.9E-02	2.9E-02	2.9E-02
	7 Maule	2.955	2.957	511624	533326	1044950	1.5E-02	5.2E-02	3.9E-02	3.3E-04	3.3E-02	1.5E-02	5.2E-02	3.9E-02	3.3E-04	3.3E-02	3.3E-02	3.3E-02
	8 Bio-Bio	4.588	2.335	750730	806075	1556805	2.3E-02	8.0E-02	6.0E-02	5.1E-04	5.1E-02	1.2E-02	4.4E-02	3.3E-02	2.8E-04	2.8E-02	2.8E-02	2.8E-02
	9 Araucanía	5.822	1.415	465131	492093	957224	2.7E-02	9.4E-02	7.1E-02	6.0E-04	6.0E-02	7.8E-03	2.7E-02	2.1E-02	1.7E-04	1.7E-02	1.7E-02	1.7E-02
	10 Los Lagos	5.123	1.747	409400	419308	828708	3.2E-02	1.1E-01	8.5E-02	7.2E-04	7.2E-02	1.6E-02	5.5E-02	4.1E-02	3.5E-04	3.5E-02	3.5E-02	3.5E-02
	11 Aysén	2.972	0.900	53647	49511	103158	2.4E-02	8.5E-02	6.4E-02	5.4E-04	5.4E-02	8.6E-03	3.0E-02	2.3E-02	1.9E-04	1.9E-02	1.9E-02	1.9E-02
	12 Magallanes	0.944	0.246	85249	81284	166533	1.7E-02	5.9E-02	4.4E-02	3.8E-04	3.8E-02	4.6E-03	1.6E-02	1.2E-02	1.0E-04	1.0E-02	1.0E-02	1.0E-02

Región	µg/m ³		Población (Censo 2017)		
	2018	2020	Hombres	Mujeres	Total
13 Metropolitana	4.675	4.384	3462267	3650541	7112808
14 Los Ríos	6.938	2.311	188847	195990	384837
15 Arica-Parinacota	2.024	0.565	112581	113487	226068
16 Ñuble	3.255	1.350	232587	248022	480609

Casos anuales (por cada 100.000 hab)

EPA		WHO	UE		EPA		WHO	UE	
Aproximación para el año 2018					Aproximación para el año 2020				
Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	
1.8E-02	6.4E-02	4.8E-02	4.1E-04	4.1E-02	1.5E-02	5.4E-02	4.1E-02	3.5E-04	3.5E-02
3.2E-02	1.1E-01	8.3E-02	7.1E-04	7.1E-02	1.3E-02	4.8E-02	3.6E-02	3.0E-04	3.0E-02
1.9E-02	6.8E-02	5.1E-02	4.3E-04	4.3E-02	5.5E-03	1.9E-02	1.4E-02	1.2E-04	1.2E-02
1.9E-02	6.6E-02	5.0E-02	4.2E-04	4.2E-02	9.1E-03	3.2E-02	2.4E-02	2.0E-04	2.0E-02

El cálculo de casos a nivel comunal también se efectuó. La completitud de dichos cálculos se encuentra disponible en el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hoja “Nivel comunal”. Debido a que el tamaño de las tablas con los datos para todas las comunas es enorme, expondremos aquí los datos rankeados para el 15% de las comunas que concentran i) la mayor cantidad de casos de leucemia estimados (Tabla 10.6 y Tabla 10.7) y ii) la mayor proporción de casos de leucemia estimado relativo a la población comunal total (casos por cada 100.000 habitantes) (Tabla 10.8 y Tabla 10.9). En estas tablas no se muestran los cálculos relativos al método opcional siguiendo lo expuesto en la Ecuación 2 (disponible en ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hoja “Nivel comunal”).

Estas aproximaciones a nivel comunal sirven para priorizar esfuerzos de mitigación. Por ejemplo, en el caso de la “aproximación para el año 2018” las comunas con las mayores cifras de casos estimados de leucemia están sobrerrepresentadas para la región 13 (Metropolitana) y 8 (Biobío) con 20 y 7 comunas en el 15% superior respectivamente (Tabla 4.6). En el caso de la “aproximación para el año 2020”, la tendencia es similar y las regiones 13 (Metropolitana), 8 (Biobío) y 5 (Valparaíso) contribuyen con 27, 5 y 5 comunas en el 15% superior respectivamente (Tabla 4.7). Es esperable que las comunas que poseen la mayor cantidad de habitantes contribuyan con un mayor número de casos estimados de leucemia como consecuencia directa de la exposición a benceno. Para normalizar por el número total de habitantes, el número de casos por cada 100.000 habitantes a nivel comunal fue calculado. En el caso de la “aproximación para el año 2018” las comunas con las mayores cifras de casos relativos (por cada 100.000 habitantes) estimados de leucemia están sobrerrepresentadas para la región 9 (Araucanía), 13 (Metropolitana) y 8 (Biobío) con 10, 9 y 9 comunas en el 15% superior respectivamente (Tabla 4.8). En el caso de la “aproximación para el año 2020” las comunas con las mayores cifras de casos relativos (por cada 100.000 habitantes) estimados de leucemia están sobrerrepresentadas para la región 13 (Metropolitana), 8 (Biobío) y 7 (Maule) con 23, 7 y 7 comunas en el 15% superior respectivamente (Tabla 4.9). Las tablas también se encuentran disponibles en el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, hojas “Ranking comunal (casos)” y “Ranking comunal (por habs)”.

Tabla 10.6: Ranking de las 51 comunas (15 % del total) que presentan el mayor número de casos estimados de leucemia a nivel comunal debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para la aproximación hecha durante el año 2018.

Región	Provincia	Comuna	µg/m ³ 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida				Casos anuales						
					EPA		WHO		EPA		WHO		UE		
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	
Aproximación para el año 2018															
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	PUERTO MONTT	15.612	245902	8.54E+00	3.01E+01	2.26E+01	1.92E-01	1.92E+01	1.07E-01	3.76E-01	2.82E-01	2.40E-03	2.40E-01
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	TEMUCO	10.575	282415	6.65E+00	2.34E+01	1.76E+01	1.49E-01	1.49E+01	8.31E-02	2.93E-01	2.20E-01	1.87E-03	1.87E-01
13	METROPOLITANA	CORDILLERA	PUENTE ALTO	3.892	568106	4.92E+00	1.73E+01	1.30E+01	1.11E-01	1.11E+01	6.15E-02	2.17E-01	1.63E-01	1.38E-03	1.38E-01
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MAIPÚ	3.753	521627	4.36E+00	1.53E+01	1.15E+01	9.79E-02	9.79E+00	5.45E-02	1.92E-01	1.44E-01	1.22E-03	1.22E-01
14	LOS RÍOS	VALDIVIA	VALDIVIA	11.382	166080	4.21E+00	1.48E+01	1.11E+01	9.45E-02	9.45E+00	5.26E-02	1.85E-01	1.39E-01	1.18E-03	1.18E-01
10	LOS LAGOS	OSORNO	OSORNO	9.897	161460	3.56E+00	1.25E+01	9.40E+00	7.99E-02	7.99E+00	4.45E-02	1.57E-01	1.17E-01	9.99E-04	9.99E-02
2	ANTOFAGASTA	ANTOFAGASTA	ANTOFAGASTA	4.220	361873	3.40E+00	1.20E+01	8.98E+00	7.63E-02	7.63E+00	4.25E-02	1.50E-01	1.12E-01	9.54E-04	9.54E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	SANTIAGO	3.175	404495	2.86E+00	1.01E+01	7.55E+00	6.42E-02	6.42E+00	3.57E-02	1.26E-01	9.44E-02	8.03E-04	8.03E-02
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CONCEPCIÓN	5.356	223574	2.67E+00	9.39E+00	7.04E+00	5.99E-02	5.99E+00	3.33E-02	1.17E-01	8.81E-02	7.48E-04	7.48E-02
8	BÍO-BÍO	BIOBÍO	LOS ÁNGELES	5.137	202331	2.31E+00	8.15E+00	6.11E+00	5.20E-02	5.20E+00	2.89E-02	1.02E-01	7.64E-02	6.50E-04	6.50E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA FLORIDA	2.793	366916	2.28E+00	8.03E+00	6.03E+00	5.12E-02	5.12E+00	2.85E-02	1.00E-01	7.53E-02	6.40E-04	6.40E-02
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VIÑA DEL MAR	3.057	334248	2.27E+00	8.01E+00	6.01E+00	5.11E-02	5.11E+00	2.84E-02	1.00E-01	7.51E-02	6.39E-04	6.39E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LAS CONDES	3.459	294838	2.27E+00	7.99E+00	6.00E+00	5.10E-02	5.10E+00	2.84E-02	9.99E-02	7.50E-02	6.37E-04	6.37E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PEÑALOLÉN	4.198	241599	2.26E+00	7.95E+00	5.97E+00	5.07E-02	5.07E+00	2.82E-02	9.94E-02	7.46E-02	6.34E-04	6.34E-02
6	O'HIGGINS	CACHAPOAL	RANCAGUA	3.675	241774	1.98E+00	6.96E+00	5.23E+00	4.44E-02	4.44E+00	2.47E-02	8.70E-02	6.53E-02	5.55E-04	5.55E-02

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida						Casos anuales					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
					Aproximación para el año 2018											
16	ÑUBLE	ÑUBLE	CHILLÁN	4.398	184739	1.81E+00	6.37E+00	4.78E+00	4.06E-02	4.06E+00	2.26E-02	7.96E-02	5.97E-02	5.08E-04	5.08E-02	
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	2.434	296655	1.61E+00	5.66E+00	4.25E+00	3.61E-02	3.61E+00	2.01E-02	7.07E-02	5.31E-02	4.51E-04	4.51E-02	
7	MAULE	TALCA	TALCA	2.832	220357	1.39E+00	4.89E+00	3.67E+00	3.12E-02	3.12E+00	1.74E-02	6.11E-02	4.59E-02	3.90E-04	3.90E-02	
13	METROPOLITANA	MAIPO	SAN BERNARDO	1.736	301313	1.16E+00	4.10E+00	3.08E+00	2.61E-02	2.61E+00	1.46E-02	5.12E-02	3.85E-02	3.27E-04	3.27E-02	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	TALCAHUANO	3.180	151749	1.07E+00	3.78E+00	2.84E+00	2.41E-02	2.41E+00	1.34E-02	4.73E-02	3.55E-02	3.02E-04	3.02E-02	
4	COQUIMBO	ELQUI	LA SERENA	2.182	221054	1.07E+00	3.78E+00	2.84E+00	2.41E-02	2.41E+00	1.34E-02	4.72E-02	3.55E-02	3.01E-04	3.01E-02	
15	ARICA-PARINACOTA	ARICA	ARICA	1.912	221364	9.42E-01	3.32E+00	2.49E+00	2.12E-02	2.12E+00	1.18E-02	4.15E-02	3.11E-02	2.65E-04	2.65E-02	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	SAN PEDRO DE LA PAZ	2.960	131808	8.68E-01	3.06E+00	2.29E+00	1.95E-02	1.95E+00	1.09E-02	3.82E-02	2.87E-02	2.44E-04	2.44E-02	
4	COQUIMBO	ELQUI	COQUIMBO	1.691	227730	8.57E-01	3.02E+00	2.27E+00	1.93E-02	1.93E+00	1.07E-02	3.77E-02	2.83E-02	2.41E-04	2.41E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PROVIDENCIA	2.676	142079	8.46E-01	2.98E+00	2.24E+00	1.90E-02	1.90E+00	1.06E-02	3.72E-02	2.80E-02	2.38E-04	2.38E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	ÑUÑO A	1.778	208237	8.24E-01	2.90E+00	2.18E+00	1.85E-02	1.85E+00	1.03E-02	3.63E-02	2.72E-02	2.31E-04	2.31E-02	
2	ANTOFAGASTA	EL LOA	CALAMA	2.123	165731	7.83E-01	2.76E+00	2.07E+00	1.76E-02	1.76E+00	9.79E-03	3.45E-02	2.59E-02	2.20E-04	2.20E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	QUILICURA	1.638	210410	7.67E-01	2.70E+00	2.03E+00	1.72E-02	1.72E+00	9.59E-03	3.38E-02	2.53E-02	2.15E-04	2.15E-02	
1	TARAPACA	IQUIQUE	IQUIQUE	1.536	191468	6.55E-01	2.31E+00	1.73E+00	1.47E-02	1.47E+00	8.18E-03	2.88E-02	2.16E-02	1.84E-04	1.84E-02	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CORONEL	2.514	116262	6.50E-01	2.29E+00	1.72E+00	1.46E-02	1.46E+00	8.13E-03	2.86E-02	2.15E-02	1.83E-04	1.83E-02	
7	MAULE	CURICÓ	CURICÓ	1.953	149136	6.48E-01	2.28E+00	1.71E+00	1.46E-02	1.46E+00	8.10E-03	2.85E-02	2.14E-02	1.82E-04	1.82E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PUDAHUEL	1.197	230293	6.14E-01	2.16E+00	1.62E+00	1.38E-02	1.38E+00	7.67E-03	2.70E-02	2.03E-02	1.72E-04	1.72E-02	

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida				Casos anuales					
					EPA		WHO		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
					Aproximación para el año 2018									
11	AYSÉN	COYHAIQUE	4.637	57818	5.97E-01	2.10E+00	1.58E+00	1.34E-02	1.34E+00	7.46E-03	2.63E-02	1.97E-02	1.68E-04	1.68E-02
12	MAGALLANES	MAGALLANES	2.002	131592	5.86E-01	2.06E+00	1.55E+00	1.32E-02	1.32E+00	7.33E-03	2.58E-02	1.94E-02	1.65E-04	1.65E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	2.972	85384	5.65E-01	1.99E+00	1.49E+00	1.27E-02	1.27E+00	7.06E-03	2.49E-02	1.87E-02	1.59E-04	1.59E-02
5	VALPARAÍSO	MARGA MARGA	1.587	151708	5.36E-01	1.89E+00	1.42E+00	1.20E-02	1.20E+00	6.70E-03	2.36E-02	1.77E-02	1.50E-04	1.50E-02
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	2.605	91773	5.32E-01	1.87E+00	1.41E+00	1.20E-02	1.20E+00	6.65E-03	2.34E-02	1.76E-02	1.49E-04	1.49E-02
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	3.040	76126	5.15E-01	1.81E+00	1.36E+00	1.16E-02	1.16E+00	6.44E-03	2.27E-02	1.70E-02	1.45E-04	1.45E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	2.182	105833	5.14E-01	1.81E+00	1.36E+00	1.15E-02	1.15E+00	6.42E-03	2.26E-02	1.70E-02	1.44E-04	1.44E-02
13	METROPOLITANA	CHACABUCO	1.408	146207	4.58E-01	1.61E+00	1.21E+00	1.03E-02	1.03E+00	5.73E-03	2.02E-02	1.51E-02	1.29E-04	1.29E-02
3	ATACAMA	COPIAPÓ	1.311	153937	4.49E-01	1.58E+00	1.19E+00	1.01E-02	1.01E+00	5.61E-03	1.98E-02	1.48E-02	1.26E-04	1.26E-02
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	3.427	55478	4.23E-01	1.49E+00	1.12E+00	9.50E-03	9.50E-01	5.29E-03	1.86E-02	1.40E-02	1.19E-04	1.19E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	1.227	147041	4.02E-01	1.41E+00	1.06E+00	9.02E-03	9.02E-01	5.02E-03	1.77E-02	1.33E-02	1.13E-04	1.13E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	1.075	162505	3.89E-01	1.37E+00	1.03E+00	8.73E-03	8.73E-01	4.86E-03	1.71E-02	1.28E-02	1.09E-04	1.09E-02
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	1.905	85938	3.64E-01	1.28E+00	9.63E-01	8.19E-03	8.19E-01	4.56E-03	1.60E-02	1.20E-02	1.02E-04	1.02E-02
7	MAULE	LINARES	1.682	93602	3.50E-01	1.23E+00	9.26E-01	7.87E-03	7.87E-01	4.38E-03	1.54E-02	1.16E-02	9.84E-05	9.84E-03
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	1.062	147151	3.48E-01	1.23E+00	9.20E-01	7.82E-03	7.82E-01	4.35E-03	1.53E-02	1.15E-02	9.77E-05	9.77E-03
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	0.960	157851	3.37E-01	1.19E+00	8.92E-01	7.58E-03	7.58E-01	4.22E-03	1.49E-02	1.11E-02	9.48E-05	9.48E-03
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	0.825	177335	3.26E-01	1.15E+00	8.61E-01	7.32E-03	7.32E-01	4.07E-03	1.43E-02	1.08E-02	9.14E-05	9.14E-03

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida				Casos anuales						
					EPA		WHO		EPA		WHO		UE		
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	
Aproximación para el año 2018															
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MACUL	1.204	116534	3.12E-01	1.10E+00	8.25E-01	7.02E-03	7.02E-01	3.90E-03	1.37E-02	1.03E-02	8.77E-05	8.77E-03
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	PUERTO VARAS	2.977	44578	2.95E-01	1.04E+00	7.81E-01	6.64E-03	6.64E-01	3.69E-03	1.30E-02	9.76E-03	8.29E-05	8.29E-03

Tabla 10.7: Ranking de las 51 comunas (15 % del total) que presentan el mayor número de casos estimados de leucemia a nivel comunal debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para la aproximación hecha durante el año 2018.

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida				Casos anuales						
					EPA		WHO		EPA		WHO		UE		
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	
Aproximación para el año 2020															
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MAIPÚ	2.399	521627	2.79E+00	9.81E+00	7.36E+00	6.26E-02	6.26E+00	3.48E-02	1.23E-01	9.20E-02	7.82E-04	7.82E-02
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VIÑA DEL MAR	3.275	334248	2.44E+00	8.58E+00	6.44E+00	5.47E-02	5.47E+00	3.05E-02	1.07E-01	8.05E-02	6.84E-04	6.84E-02
6	O'HIGGINS	CACHAPOAL	RANCAGUA	3.727	241774	2.01E+00	7.06E+00	5.30E+00	4.51E-02	4.51E+00	2.51E-02	8.83E-02	6.63E-02	5.63E-04	5.63E-02
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	PUERTO MONTT	3.636	245902	1.99E+00	7.01E+00	5.26E+00	4.47E-02	4.47E+00	2.49E-02	8.76E-02	6.57E-02	5.59E-04	5.59E-02
13	METROPOLITANA	CORDILLERA	PUENTE ALTO	1.432	568106	1.81E+00	6.38E+00	4.79E+00	4.07E-02	4.07E+00	2.26E-02	7.97E-02	5.98E-02	5.08E-04	5.08E-02
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	2.592	296655	1.71E+00	6.03E+00	4.52E+00	3.85E-02	3.85E+00	2.14E-02	7.53E-02	5.65E-02	4.81E-04	4.81E-02
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	SANTIAGO	1.851	404495	1.67E+00	5.87E+00	4.40E+00	3.74E-02	3.74E+00	2.08E-02	7.34E-02	5.51E-02	4.68E-04	4.68E-02

Región	Provincia	Comuna	µg/m ³ 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida						Casos anuales					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
					Aproximación para el año 2020											
7	MAULE	TALCA	TALCA	2.872	220357	1.41E+00	4.96E+00	3.72E+00	3.16E-02	3.16E+00	1.76E-02	6.20E-02	4.65E-02	3.96E-04	3.96E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA FLORIDA	1.690	366916	1.38E+00	4.86E+00	3.65E+00	3.10E-02	3.10E+00	1.72E-02	6.07E-02	4.56E-02	3.87E-04	3.87E-02	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	TALCAHUANO	3.677	151749	1.24E+00	4.37E+00	3.28E+00	2.79E-02	2.79E+00	1.55E-02	5.47E-02	4.10E-02	3.49E-04	3.49E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	ÑUÑO A	2.523	208237	1.17E+00	4.12E+00	3.09E+00	2.63E-02	2.63E+00	1.46E-02	5.15E-02	3.86E-02	3.28E-04	3.28E-02	
13	METROPOLITANA	MAIPO	SAN BERNARDO	1.630	301313	1.09E+00	3.85E+00	2.89E+00	2.46E-02	2.46E+00	1.37E-02	4.81E-02	3.61E-02	3.07E-04	3.07E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LAS CONDES	1.454	294838	9.54E-01	3.36E+00	2.52E+00	2.14E-02	2.14E+00	1.19E-02	4.20E-02	3.15E-02	2.68E-04	2.68E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA PINTANA	2.379	177335	9.39E-01	3.31E+00	2.48E+00	2.11E-02	2.11E+00	1.17E-02	4.13E-02	3.10E-02	2.64E-04	2.64E-02	
14	LOS RÍOS	VALDIVIA	VALDIVIA	2.445	166080	9.04E-01	3.18E+00	2.39E+00	2.03E-02	2.03E+00	1.13E-02	3.98E-02	2.99E-02	2.54E-04	2.54E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	EL BOSQUE	2.316	162505	8.38E-01	2.95E+00	2.21E+00	1.88E-02	1.88E+00	1.05E-02	3.69E-02	2.77E-02	2.35E-04	2.35E-02	
8	BÍO-BÍO	BIOBÍO	LOS ÁNGELES	1.846	202331	8.31E-01	2.93E+00	2.20E+00	1.87E-02	1.87E+00	1.04E-02	3.66E-02	2.75E-02	2.33E-04	2.33E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	ESTACIÓN CENTRAL	2.540	147041	8.31E-01	2.93E+00	2.20E+00	1.87E-02	1.87E+00	1.04E-02	3.66E-02	2.75E-02	2.33E-04	2.33E-02	
10	LOS LAGOS	OSORNO	OSORNO	2.267	161460	8.15E-01	2.87E+00	2.15E+00	1.83E-02	1.83E+00	1.02E-02	3.59E-02	2.69E-02	2.29E-04	2.29E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	CERRO NAVIA	2.631	132622	7.77E-01	2.73E+00	2.05E+00	1.74E-02	1.74E+00	9.71E-03	3.42E-02	2.57E-02	2.18E-04	2.18E-02	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	TEMUCO	1.201	282415	7.55E-01	2.66E+00	2.00E+00	1.70E-02	1.70E+00	9.44E-03	3.32E-02	2.49E-02	2.12E-04	2.12E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PROVIDENCIA	2.135	142079	6.75E-01	2.38E+00	1.78E+00	1.52E-02	1.52E+00	8.44E-03	2.97E-02	2.23E-02	1.90E-04	1.90E-02	
7	MAULE	CURICÓ	CURICÓ	1.997	149136	6.63E-01	2.33E+00	1.75E+00	1.49E-02	1.49E+00	8.29E-03	2.92E-02	2.19E-02	1.86E-04	1.86E-02	
2	ANTOFAGASTA	ANTOFAGASTA	ANTOFAGASTA	0.804	361873	6.48E-01	2.28E+00	1.71E+00	1.45E-02	1.45E+00	8.09E-03	2.85E-02	2.14E-02	1.82E-04	1.82E-02	

Región	Provincia	Comuna	µg/m ³ 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida						Casos anuales					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
					Aproximación para el año 2020											
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	QUILICURA	1.360	210410	6.37E-01	2.24E+00	1.68E+00	1.43E-02	1.43E+00	7.96E-03	2.80E-02	2.10E-02	1.79E-04	1.79E-02	
16	ÑUBLE	ÑUBLE	CHILLÁN	1.544	184739	6.35E-01	2.24E+00	1.68E+00	1.43E-02	1.43E+00	7.94E-03	2.79E-02	2.10E-02	1.78E-04	1.78E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PEÑALOLÉN	1.094	241599	5.88E-01	2.07E+00	1.56E+00	1.32E-02	1.32E+00	7.36E-03	2.59E-02	1.94E-02	1.65E-04	1.65E-02	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CONCEPCIÓN	1.182	223574	5.88E-01	2.07E+00	1.55E+00	1.32E-02	1.32E+00	7.35E-03	2.59E-02	1.94E-02	1.65E-04	1.65E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	QUINTA NORMAL	2.384	110026	5.84E-01	2.06E+00	1.54E+00	1.31E-02	1.31E+00	7.30E-03	2.57E-02	1.93E-02	1.64E-04	1.64E-02	
5	VALPARAÍSO	MARGA MARGA	QUILPUÉ	1.694	151708	5.72E-01	2.01E+00	1.51E+00	1.28E-02	1.28E+00	7.15E-03	2.52E-02	1.89E-02	1.61E-04	1.61E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PUDAHUEL	0.996	230293	5.10E-01	1.80E+00	1.35E+00	1.15E-02	1.15E+00	6.38E-03	2.25E-02	1.69E-02	1.43E-04	1.43E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	SAN RAMÓN	2.465	82900	4.55E-01	1.60E+00	1.20E+00	1.02E-02	1.02E+00	5.68E-03	2.00E-02	1.50E-02	1.28E-04	1.28E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	VITACURA	2.333	85384	4.43E-01	1.56E+00	1.17E+00	9.96E-03	9.96E-01	5.54E-03	1.95E-02	1.46E-02	1.25E-04	1.25E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LO BARNECHEA	1.728	105833	4.07E-01	1.43E+00	1.08E+00	9.15E-03	9.15E-01	5.09E-03	1.79E-02	1.34E-02	1.14E-04	1.14E-02	
13	METROPOLITANA	CHACABUCO	COLINA	1.156	146207	3.76E-01	1.33E+00	9.95E-01	8.45E-03	8.45E-01	4.70E-03	1.66E-02	1.24E-02	1.06E-04	1.06E-02	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	INDEPENDENCIA	1.665	100281	3.72E-01	1.31E+00	9.82E-01	8.35E-03	8.35E-01	4.64E-03	1.64E-02	1.23E-02	1.04E-04	1.04E-02	
4	COQUIMBO	ELQUI	LA SERENA	0.742	221054	3.65E-01	1.29E+00	9.65E-01	8.20E-03	8.20E-01	4.56E-03	1.61E-02	1.21E-02	1.03E-04	1.03E-02	
7	MAULE	LINARES	LINARES	1.717	93602	3.58E-01	1.26E+00	9.45E-01	8.03E-03	8.03E-01	4.47E-03	1.57E-02	1.18E-02	1.00E-04	1.00E-02	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	SAN PEDRO DE LA PAZ	1.202	131808	3.52E-01	1.24E+00	9.32E-01	7.92E-03	7.92E-01	4.41E-03	1.55E-02	1.16E-02	9.90E-05	9.90E-03	
5	VALPARAÍSO	MARGA MARGA	VILLA ALEMANA	1.054	126548	2.97E-01	1.05E+00	7.85E-01	6.67E-03	6.67E-01	3.71E-03	1.31E-02	9.81E-03	8.34E-05	8.34E-03	
4	COQUIMBO	ELQUI	COQUIMBO	0.577	227730	2.93E-01	1.03E+00	7.73E-01	6.57E-03	6.57E-01	3.66E-03	1.29E-02	9.67E-03	8.22E-05	8.22E-03	

Región	Provincia	Comuna	µg/m ³ 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida				Casos anuales							
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2020																
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	RENCA	0.867	147151	2.84E-01	1.00E+00	7.51E-01	6.38E-03	6.38E-01	3.55E-03	1.25E-02	9.38E-03	7.97E-05	7.97E-03	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	RECOLETA	0.807	157851	2.84E-01	9.99E-01	7.50E-01	6.37E-03	6.37E-01	3.55E-03	1.25E-02	9.37E-03	7.97E-05	7.97E-03	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MACUL	0.981	116534	2.55E-01	8.96E-01	6.73E-01	5.72E-03	5.72E-01	3.18E-03	1.12E-02	8.41E-03	7.15E-05	7.15E-03	
13	METROPOLITANA	MELIPILLA	MELIPILLA	0.875	123627	2.41E-01	8.48E-01	6.36E-01	5.41E-03	5.41E-01	3.01E-03	1.06E-02	7.95E-03	6.76E-05	6.76E-03	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CORONEL	0.925	116262	2.39E-01	8.43E-01	6.33E-01	5.38E-03	5.38E-01	2.99E-03	1.05E-02	7.91E-03	6.72E-05	6.72E-03	
5	VALPARAÍSO	LOS ANDES	LOS ANDES	1.526	66708	2.27E-01	7.98E-01	5.99E-01	5.09E-03	5.09E-01	2.83E-03	9.97E-03	7.48E-03	6.36E-05	6.36E-03	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA REINA	1.040	92787	2.15E-01	7.57E-01	5.68E-01	4.83E-03	4.83E-01	2.69E-03	9.46E-03	7.10E-03	6.03E-05	6.03E-03	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	CONCHALÍ	0.749	126955	2.12E-01	7.45E-01	5.60E-01	4.76E-03	4.76E-01	2.65E-03	9.32E-03	6.99E-03	5.94E-05	5.94E-03	
15	ARICA-PARINACOTA	ARICA	ARICA	0.410	221364	2.02E-01	7.11E-01	5.34E-01	4.54E-03	4.54E-01	2.53E-03	8.89E-03	6.67E-03	5.67E-05	5.67E-03	
6	O'HIGGINS	COLCHAGUA	SAN FERNANDO	1.226	73973	2.02E-01	7.11E-01	5.34E-01	4.53E-03	4.53E-01	2.52E-03	8.88E-03	6.67E-03	5.67E-05	5.67E-03	

Tabla 10.8: Ranking de las 51 comunas (15 % del total) que presentan el mayor número de casos por cada 100000 habitantes estimados de leucemia debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para la aproximación hecha durante el año 2018.

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)				Casos anuales (% de la población)							
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup		
Aproximación para el año 2018																
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	PUERTO MONTT	15.612	245902	3.47E-03	1.22E-02	9.18E-03	7.81E-05	7.81E-03	4.34E-05	1.53E-04	1.15E-04	9.76E-07	9.76E-05	
14	LOS RÍOS	VALDIVIA	VALDIVIA	11.382	166080	2.53E-03	8.92E-03	6.70E-03	5.69E-05	5.69E-03	3.17E-05	1.11E-04	8.37E-05	7.11E-07	7.11E-05	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	TEMUCO	10.575	282415	2.35E-03	8.29E-03	6.22E-03	5.29E-05	5.29E-03	2.94E-05	1.04E-04	7.78E-05	6.61E-07	6.61E-05	
10	LOS LAGOS	OSORNO	OSORNO	9.897	161460	2.20E-03	7.76E-03	5.82E-03	4.95E-05	4.95E-03	2.75E-05	9.70E-05	7.28E-05	6.19E-07	6.19E-05	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CONCEPCIÓN	5.356	223574	1.19E-03	4.20E-03	3.15E-03	2.68E-05	2.68E-03	1.49E-05	5.25E-05	3.94E-05	3.35E-07	3.35E-05	
8	BÍO-BÍO	BIOBÍO	LOS ÁNGELES	5.137	202331	1.14E-03	4.03E-03	3.02E-03	2.57E-05	2.57E-03	1.43E-05	5.03E-05	3.78E-05	3.21E-07	3.21E-05	
11	AYSÉN	COYHAIQUE	COYHAIQUE	4.637	57818	1.03E-03	3.63E-03	2.73E-03	2.32E-05	2.32E-03	1.29E-05	4.54E-05	3.41E-05	2.90E-07	2.90E-05	
16	ÑUBLE	ÑUBLE	CHILLÁN	4.398	184739	9.79E-04	3.45E-03	2.59E-03	2.20E-05	2.20E-03	1.22E-05	4.31E-05	3.23E-05	2.75E-07	2.75E-05	
2	ANTOFAGASTA	ANTOFAGASTA	ANTOFAGASTA	4.220	361873	9.39E-04	3.31E-03	2.48E-03	2.11E-05	2.11E-03	1.17E-05	4.13E-05	3.10E-05	2.64E-07	2.64E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PEÑALOLÉN	4.198	241599	9.34E-04	3.29E-03	2.47E-03	2.10E-05	2.10E-03	1.17E-05	4.11E-05	3.09E-05	2.62E-07	2.62E-05	
13	METROPOLITANA	CORDILLERA	PUENTE ALTO	3.892	568106	8.66E-04	3.05E-03	2.29E-03	1.95E-05	1.95E-03	1.08E-05	3.81E-05	2.86E-05	2.43E-07	2.43E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MAIPÚ	3.753	521627	8.35E-04	2.94E-03	2.21E-03	1.88E-05	1.88E-03	1.04E-05	3.68E-05	2.76E-05	2.35E-07	2.35E-05	
6	O'HIGGINS	CACHAPOAL	RANCAGUA	3.675	241774	8.18E-04	2.88E-03	2.16E-03	1.84E-05	1.84E-03	1.02E-05	3.60E-05	2.70E-05	2.30E-07	2.30E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LAS CONDES	3.459	294838	7.70E-04	2.71E-03	2.03E-03	1.73E-05	1.73E-03	9.62E-06	3.39E-05	2.54E-05	2.16E-07	2.16E-05	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	VILLARRICA	3.427	55478	7.63E-04	2.69E-03	2.02E-03	1.71E-05	1.71E-03	9.53E-06	3.36E-05	2.52E-05	2.14E-07	2.14E-05	

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)						Casos anuales (% de la población)					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2018																
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	TALCAHUANO	3.180	151749	7.08E-04	2.49E-03	1.87E-03	1.59E-05	1.59E-03	8.85E-06	3.12E-05	2.34E-05	1.99E-07	1.99E-05	
14	LOS RÍOS	VALDIVIA	PANGUIPULLI	3.179	34539	7.08E-04	2.49E-03	1.87E-03	1.59E-05	1.59E-03	8.85E-06	3.11E-05	2.34E-05	1.99E-07	1.99E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	SANTIAGO	3.175	404495	7.07E-04	2.49E-03	1.87E-03	1.59E-05	1.59E-03	8.83E-06	3.11E-05	2.33E-05	1.98E-07	1.98E-05	
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VIÑA DEL MAR	3.057	334248	6.80E-04	2.40E-03	1.80E-03	1.53E-05	1.53E-03	8.50E-06	2.99E-05	2.25E-05	1.91E-07	1.91E-05	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	PADRE LAS CASAS	3.040	76126	6.77E-04	2.38E-03	1.79E-03	1.52E-05	1.52E-03	8.46E-06	2.98E-05	2.24E-05	1.90E-07	1.90E-05	
10	LOS LAGOS	CHILOE	CASTRO	2.990	43807	6.65E-04	2.34E-03	1.76E-03	1.49E-05	1.49E-03	8.32E-06	2.93E-05	2.20E-05	1.87E-07	1.87E-05	
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	PUERTO VARAS	2.977	44578	6.63E-04	2.33E-03	1.75E-03	1.49E-05	1.49E-03	8.28E-06	2.92E-05	2.19E-05	1.86E-07	1.86E-05	
14	LOS RÍOS	RANCO	LA UNIÓN	2.974	38036	6.62E-04	2.33E-03	1.75E-03	1.49E-05	1.49E-03	8.27E-06	2.91E-05	2.19E-05	1.86E-07	1.86E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	VITACURA	2.972	85384	6.61E-04	2.33E-03	1.75E-03	1.49E-05	1.49E-03	8.27E-06	2.91E-05	2.19E-05	1.86E-07	1.86E-05	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	SAN PEDRO DE LA PAZ	2.960	131808	6.59E-04	2.32E-03	1.74E-03	1.48E-05	1.48E-03	8.23E-06	2.90E-05	2.18E-05	1.85E-07	1.85E-05	
10	LOS LAGOS	CHILOE	ANCUD	2.860	38991	6.36E-04	2.24E-03	1.68E-03	1.43E-05	1.43E-03	7.96E-06	2.80E-05	2.10E-05	1.79E-07	1.79E-05	
7	MAULE	TALCA	TALCA	2.832	220357	6.30E-04	2.22E-03	1.67E-03	1.42E-05	1.42E-03	7.88E-06	2.77E-05	2.08E-05	1.77E-07	1.77E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA FLORIDA	2.793	366916	6.22E-04	2.19E-03	1.64E-03	1.40E-05	1.40E-03	7.77E-06	2.74E-05	2.05E-05	1.75E-07	1.75E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PROVIDENCIA	2.676	142079	5.96E-04	2.10E-03	1.57E-03	1.34E-05	1.34E-03	7.44E-06	2.62E-05	1.97E-05	1.67E-07	1.67E-05	
8	BÍO-BÍO	BIOBÍO	CABRERO	2.651	28573	5.90E-04	2.08E-03	1.56E-03	1.33E-05	1.33E-03	7.37E-06	2.60E-05	1.95E-05	1.66E-07	1.66E-05	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	HUALPÉN	2.605	91773	5.80E-04	2.04E-03	1.53E-03	1.30E-05	1.30E-03	7.25E-06	2.55E-05	1.92E-05	1.63E-07	1.63E-05	
14	LOS RÍOS	RANCO	RÍO BUENO	2.575	31372	5.73E-04	2.02E-03	1.51E-03	1.29E-05	1.29E-03	7.17E-06	2.52E-05	1.89E-05	1.61E-07	1.61E-05	

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2018	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)						Casos anuales (% de la población)					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2018																
9	ARAUCANÍA	MALLECO	LONQUIMAY	2.563	10251	5.70E-04	2.01E-03	1.51E-03	1.28E-05	1.28E-03	7.13E-06	2.51E-05	1.88E-05	1.60E-07	1.60E-05	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CORONEL	2.514	116262	5.59E-04	1.97E-03	1.48E-03	1.26E-05	1.26E-03	6.99E-06	2.46E-05	1.85E-05	1.57E-07	1.57E-05	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	LAUTARO	2.471	38013	5.50E-04	1.94E-03	1.45E-03	1.24E-05	1.24E-03	6.87E-06	2.42E-05	1.82E-05	1.54E-07	1.54E-05	
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	2.434	296655	5.42E-04	1.91E-03	1.43E-03	1.22E-05	1.22E-03	6.77E-06	2.38E-05	1.79E-05	1.52E-07	1.52E-05	
14	LOS RÍOS	VALDIVIA	MARIQUINA	2.302	21278	5.12E-04	1.80E-03	1.35E-03	1.15E-05	1.15E-03	6.40E-06	2.26E-05	1.69E-05	1.44E-07	1.44E-05	
9	ARAUCANÍA	MALLECO	ANGOL	2.288	53262	5.09E-04	1.79E-03	1.35E-03	1.14E-05	1.14E-03	6.37E-06	2.24E-05	1.68E-05	1.43E-07	1.43E-05	
9	ARAUCANÍA	MALLECO	VICTORIA	2.247	34182	5.00E-04	1.76E-03	1.32E-03	1.12E-05	1.12E-03	6.25E-06	2.20E-05	1.65E-05	1.40E-07	1.40E-05	
8	BÍO-BÍO	ARAUCO	ARAUCO	2.216	36257	4.93E-04	1.74E-03	1.30E-03	1.11E-05	1.11E-03	6.17E-06	2.17E-05	1.63E-05	1.39E-07	1.39E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LO BARNECHEA	2.182	105833	4.86E-04	1.71E-03	1.28E-03	1.09E-05	1.09E-03	6.07E-06	2.14E-05	1.60E-05	1.36E-07	1.36E-05	
4	COQUIMBO	ELQUI	LA SERENA	2.182	221054	4.86E-04	1.71E-03	1.28E-03	1.09E-05	1.09E-03	6.07E-06	2.14E-05	1.60E-05	1.36E-07	1.36E-05	
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	CALBUCO	2.148	33985	4.78E-04	1.68E-03	1.26E-03	1.07E-05	1.07E-03	5.98E-06	2.10E-05	1.58E-05	1.34E-07	1.34E-05	
2	ANTOFAGASTA	EL LOA	CALAMA	2.123	165731	4.72E-04	1.66E-03	1.25E-03	1.06E-05	1.06E-03	5.91E-06	2.08E-05	1.56E-05	1.33E-07	1.33E-05	
9	ARAUCANÍA	MALLECO	COLLIPULLI	2.078	24598	4.62E-04	1.63E-03	1.22E-03	1.04E-05	1.04E-03	5.78E-06	2.04E-05	1.53E-05	1.30E-07	1.30E-05	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	VILCÚN	2.041	28151	4.54E-04	1.60E-03	1.20E-03	1.02E-05	1.02E-03	5.68E-06	2.00E-05	1.50E-05	1.28E-07	1.28E-05	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	PUCÓN	2.031	28523	4.52E-04	1.59E-03	1.19E-03	1.02E-05	1.02E-03	5.65E-06	1.99E-05	1.49E-05	1.27E-07	1.27E-05	
12	MAGALLANES	MAGALLANES	PUNTA ARENAS	2.002	131592	4.45E-04	1.57E-03	1.18E-03	1.00E-05	1.00E-03	5.57E-06	1.96E-05	1.47E-05	1.25E-07	1.25E-05	
7	MAULE	CURICÓ	CURICÓ	1.953	149136	4.35E-04	1.53E-03	1.15E-03	9.76E-06	9.76E-04	5.43E-06	1.91E-05	1.44E-05	1.22E-07	1.22E-05	

Región	Provincia	Comuna	μg/m3	Población (Censo 2017)	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)						Casos anuales (% de la población)					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2018																
15	ARICA-PARINACOTA	ARICA	1.912	221364	4.26E-04	1.50E-03	1.12E-03	9.56E-06	9.56E-04	5.32E-06	1.87E-05	1.41E-05	1.20E-07	1.20E-05		
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	1.905	85938	4.24E-04	1.49E-03	1.12E-03	9.53E-06	9.53E-04	5.30E-06	1.87E-05	1.40E-05	1.19E-07	1.19E-05		

Tabla 10.9: Ranking de las 51 comunas (15 % del total) que presentan el mayor número de casos por cada 100000 habitantes estimados de leucemia debido a la exposición a concentraciones estimadas de benceno para la aproximación hecha durante el año 2020.

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)				Casos anuales (% de la población)							
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2020																
6	O'HIGGINS	CACHAPOAL	RANCAGUA	3.727	241774	8.30E-04	2.92E-03	2.19E-03	1.86E-05	1.86E-03	1.04E-05	3.65E-05	2.74E-05	2.33E-07	2.33E-05	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	TALCAHUANO	3.677	151749	8.18E-04	2.88E-03	2.16E-03	1.84E-05	1.84E-03	1.02E-05	3.60E-05	2.70E-05	2.30E-07	2.30E-05	
10	LOS LAGOS	LLANQUIHUE	PUERTO MONTT	3.636	245902	8.09E-04	2.85E-03	2.14E-03	1.82E-05	1.82E-03	1.01E-05	3.56E-05	2.67E-05	2.27E-07	2.27E-05	
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VIÑA DEL MAR	3.275	334248	7.29E-04	2.57E-03	1.93E-03	1.64E-05	1.64E-03	9.11E-06	3.21E-05	2.41E-05	2.05E-07	2.05E-05	
7	MAULE	TALCA	TALCA	2.872	220357	6.39E-04	2.25E-03	1.69E-03	1.44E-05	1.44E-03	7.99E-06	2.81E-05	2.11E-05	1.79E-07	1.79E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	CERRO NAVIA	2.631	132622	5.86E-04	2.06E-03	1.55E-03	1.32E-05	1.32E-03	7.32E-06	2.58E-05	1.93E-05	1.64E-07	1.64E-05	
5	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	VALPARAÍSO	2.592	296655	5.77E-04	2.03E-03	1.52E-03	1.30E-05	1.30E-03	7.21E-06	2.54E-05	1.91E-05	1.62E-07	1.62E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	ESTACIÓN CENTRAL	2.540	147041	5.65E-04	1.99E-03	1.49E-03	1.27E-05	1.27E-03	7.07E-06	2.49E-05	1.87E-05	1.59E-07	1.59E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	ÑUÑO A	2.523	208237	5.62E-04	1.98E-03	1.48E-03	1.26E-05	1.26E-03	7.02E-06	2.47E-05	1.86E-05	1.58E-07	1.58E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	SAN RAMÓN	2.465	82900	5.49E-04	1.93E-03	1.45E-03	1.23E-05	1.23E-03	6.86E-06	2.41E-05	1.81E-05	1.54E-07	1.54E-05	
14	LOS RÍOS	VALDIVIA	VALDIVIA	2.445	166080	5.44E-04	1.92E-03	1.44E-03	1.22E-05	1.22E-03	6.80E-06	2.40E-05	1.80E-05	1.53E-07	1.53E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MAIPÚ	2.399	521627	5.34E-04	1.88E-03	1.41E-03	1.20E-05	1.20E-03	6.68E-06	2.35E-05	1.76E-05	1.50E-07	1.50E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	QUINTA NORMAL	2.384	110026	5.31E-04	1.87E-03	1.40E-03	1.19E-05	1.19E-03	6.63E-06	2.34E-05	1.75E-05	1.49E-07	1.49E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA PINTANA	2.379	177335	5.30E-04	1.86E-03	1.40E-03	1.19E-05	1.19E-03	6.62E-06	2.33E-05	1.75E-05	1.49E-07	1.49E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	VITACURA	2.333	85384	5.19E-04	1.83E-03	1.37E-03	1.17E-05	1.17E-03	6.49E-06	2.29E-05	1.72E-05	1.46E-07	1.46E-05	

Región	Provincia	Comuna	µg/m ³ 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)						Casos anuales (% de la población)					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2020																
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	EL BOSQUE	2.316	162505	5.15E-04	1.82E-03	1.36E-03	1.16E-05	1.16E-03	6.44E-06	2.27E-05	1.70E-05	1.45E-07	1.45E-05	
10	LOS LAGOS	OSORNO	OSORNO	2.267	161460	5.04E-04	1.78E-03	1.33E-03	1.13E-05	1.13E-03	6.31E-06	2.22E-05	1.67E-05	1.42E-07	1.42E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PROVIDENCIA	2.135	142079	4.75E-04	1.67E-03	1.26E-03	1.07E-05	1.07E-03	5.94E-06	2.09E-05	1.57E-05	1.33E-07	1.33E-05	
7	MAULE	CURICÓ	CURICÓ	1.997	149136	4.45E-04	1.57E-03	1.17E-03	9.99E-06	9.99E-04	5.56E-06	1.96E-05	1.47E-05	1.25E-07	1.25E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	SANTIAGO	1.851	404495	4.12E-04	1.45E-03	1.09E-03	9.26E-06	9.26E-04	5.15E-06	1.81E-05	1.36E-05	1.16E-07	1.16E-05	
8	BÍO-BÍO	BIOBÍO	LOS ÁNGELES	1.846	202331	4.11E-04	1.45E-03	1.09E-03	9.23E-06	9.23E-04	5.14E-06	1.81E-05	1.36E-05	1.15E-07	1.15E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LO BARNECHEA	1.728	105833	3.85E-04	1.35E-03	1.02E-03	8.64E-06	8.64E-04	4.81E-06	1.69E-05	1.27E-05	1.08E-07	1.08E-05	
7	MAULE	LINARES	LINARES	1.717	93602	3.82E-04	1.35E-03	1.01E-03	8.58E-06	8.58E-04	4.78E-06	1.68E-05	1.26E-05	1.07E-07	1.07E-05	
5	VALPARAÍSO	MARGA MARGA	QUILPUÉ	1.694	151708	3.77E-04	1.33E-03	9.96E-04	8.47E-06	8.47E-04	4.71E-06	1.66E-05	1.25E-05	1.06E-07	1.06E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA FLORIDA	1.690	366916	3.76E-04	1.32E-03	9.94E-04	8.45E-06	8.45E-04	4.70E-06	1.66E-05	1.24E-05	1.06E-07	1.06E-05	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	INDEPENDENCIA	1.665	100281	3.70E-04	1.30E-03	9.79E-04	8.32E-06	8.32E-04	4.63E-06	1.63E-05	1.22E-05	1.04E-07	1.04E-05	
13	METROPOLITANA	MAIPO	SAN BERNARDO	1.630	301313	3.63E-04	1.28E-03	9.59E-04	8.15E-06	8.15E-04	4.54E-06	1.60E-05	1.20E-05	1.02E-07	1.02E-05	
16	ÑUBLE	ÑUBLE	CHILLÁN	1.544	184739	3.44E-04	1.21E-03	9.08E-04	7.72E-06	7.72E-04	4.30E-06	1.51E-05	1.14E-05	9.65E-08	9.65E-06	
5	VALPARAÍSO	LOS ANDES	LOS ANDES	1.526	66708	3.40E-04	1.20E-03	8.97E-04	7.63E-06	7.63E-04	4.24E-06	1.49E-05	1.12E-05	9.53E-08	9.53E-06	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LAS CONDES	1.454	294838	3.24E-04	1.14E-03	8.55E-04	7.27E-06	7.27E-04	4.05E-06	1.42E-05	1.07E-05	9.09E-08	9.09E-06	
13	METROPOLITANA	CORDILLERA	PUENTE ALTO	1.432	568106	3.19E-04	1.12E-03	8.42E-04	7.16E-06	7.16E-04	3.98E-06	1.40E-05	1.05E-05	8.95E-08	8.95E-06	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	PENCO	1.428	47367	3.18E-04	1.12E-03	8.40E-04	7.14E-06	7.14E-04	3.97E-06	1.40E-05	1.05E-05	8.93E-08	8.93E-06	

Región	Provincia	Comuna	µg/m3 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)						Casos anuales (% de la población)					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2020																
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	QUILICURA	1.360	210410	3.03E-04	1.07E-03	8.00E-04	6.80E-06	6.80E-04	3.78E-06	1.33E-05	1.00E-05	8.50E-08	8.50E-06	
6	O'HIGGINS	COLCHAGUA	SAN FERNANDO	1.226	73973	2.73E-04	9.61E-04	7.21E-04	6.13E-06	6.13E-04	3.41E-06	1.20E-05	9.02E-06	7.66E-08	7.66E-06	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	SAN PEDRO DE LA PAZ	1.202	131808	2.67E-04	9.42E-04	7.07E-04	6.01E-06	6.01E-04	3.34E-06	1.18E-05	8.83E-06	7.51E-08	7.51E-06	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	TEMUCO	1.201	282415	2.67E-04	9.41E-04	7.07E-04	6.01E-06	6.01E-04	3.34E-06	1.18E-05	8.83E-06	7.51E-08	7.51E-06	
8	BÍO-BÍO	CONCEPCIÓN	CONCEPCIÓN	1.182	223574	2.63E-04	9.26E-04	6.95E-04	5.91E-06	5.91E-04	3.29E-06	1.16E-05	8.69E-06	7.39E-08	7.39E-06	
8	BÍO-BÍO	BIOBÍO	CABRERO	1.174	28573	2.61E-04	9.20E-04	6.91E-04	5.87E-06	5.87E-04	3.27E-06	1.15E-05	8.64E-06	7.34E-08	7.34E-06	
13	METROPOLITANA	CHACABUCO	COLINA	1.156	146207	2.57E-04	9.06E-04	6.80E-04	5.78E-06	5.78E-04	3.22E-06	1.13E-05	8.50E-06	7.23E-08	7.23E-06	
7	MAULE	TALCA	SAN CLEMENTE	1.139	43269	2.54E-04	8.93E-04	6.70E-04	5.70E-06	5.70E-04	3.17E-06	1.12E-05	8.38E-06	7.12E-08	7.12E-06	
7	MAULE	TALCA	CONSTITUCIÓN	1.137	46068	2.53E-04	8.91E-04	6.69E-04	5.69E-06	5.69E-04	3.16E-06	1.11E-05	8.36E-06	7.11E-08	7.11E-06	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PEÑALOLÉN	1.094	241599	2.44E-04	8.58E-04	6.44E-04	5.47E-06	5.47E-04	3.04E-06	1.07E-05	8.05E-06	6.84E-08	6.84E-06	
9	ARAUCANÍA	CAUTÍN	PADRE LAS CASAS	1.061	76126	2.36E-04	8.32E-04	6.24E-04	5.31E-06	5.31E-04	2.95E-06	1.04E-05	7.80E-06	6.63E-08	6.63E-06	
5	VALPARAÍSO	MARGA MARGA	VILLA ALEMANA	1.054	126548	2.35E-04	8.26E-04	6.20E-04	5.27E-06	5.27E-04	2.93E-06	1.03E-05	7.75E-06	6.59E-08	6.59E-06	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	LA REINA	1.040	92787	2.32E-04	8.15E-04	6.12E-04	5.20E-06	5.20E-04	2.89E-06	1.02E-05	7.65E-06	6.50E-08	6.50E-06	
11	AYSÉN	COYHAIQUE	COYHAIQUE	1.040	57818	2.31E-04	8.15E-04	6.12E-04	5.20E-06	5.20E-04	2.89E-06	1.02E-05	7.65E-06	6.50E-08	6.50E-06	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	PUDAHUEL	0.996	230293	2.22E-04	7.81E-04	5.86E-04	4.98E-06	4.98E-04	2.77E-06	9.76E-06	7.32E-06	6.22E-08	6.22E-06	
13	METROPOLITANA	SANTIAGO	MACUL	0.981	116534	2.18E-04	7.69E-04	5.77E-04	4.91E-06	4.91E-04	2.73E-06	9.61E-06	7.22E-06	6.13E-08	6.13E-06	
7	MAULE	LINARES	PARRAL	0.956	41637	2.13E-04	7.49E-04	5.62E-04	4.78E-06	4.78E-04	2.66E-06	9.36E-06	7.03E-06	5.97E-08	5.97E-06	

Región	Provincia	Comuna	μg/m3 2020	Población (Censo 2017) Total	Casos durante el transcurso de la vida (% de la población)						Casos anuales (% de la población)					
					EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
					Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Aproximación para el año 2020																
8	BÍO-BÍO	ARAUCO	0.955	36257	2.13E-04	7.48E-04	5.62E-04	4.77E-06	4.77E-04	2.66E-06	9.35E-06	7.02E-06	5.97E-08	5.97E-06		
7	MAULE	CURICÓ	0.949	45976	2.11E-04	7.44E-04	5.58E-04	4.75E-06	4.75E-04	2.64E-06	9.30E-06	6.98E-06	5.93E-08	5.93E-06		

DALYs

En el ANEXO VI: mortalidad y DALYs, hojas “DALYs y mortalidad cálculos”, “Mortalidad Comunal”, “Mortalidad Regional” y “Mortalidad Nacional” se reportan dichos casos a nivel comunal, regional y nacional. La Tabla 4.10 muestra las muertes a nivel nacional para las distintas aproximaciones usadas.

Tabla 10.10: Muertes anuales a nivel nacional atribuibles a la exposición a benceno.

EPA		WHO				UE			
Est 2018		Est 2020		Est 2018	Est 2020	Est 2018		Est 2020	
Riesgo asociado a 1 ug/m3									
2.23E-06	7.84E-06	2.23E-06	7.84E-06	5.88E-06	5.88E-06	5.00E-08	5.00E-06	5.00E-08	5.00E-06
Inf	Sup	Inf	Sup			Inf	Sup	Inf	Sup
muertes anuales por leucemia a nivel nacional									
8.04E-01	2.83E+00	4.14E-01	1.46E+00	2.12E+00	1.10E+00	1.81E-02	1.81E+00	9.31E-03	9.31E-01

Se realizó el cálculo de DALYs a nivel comunal, regional y nacional. Los datos a nivel nacional se muestran en la Tabla 4.11. Los cálculos y datos se muestran en el ANEXO VI: mortalidad y DALYs, hojas “DALYs y mortalidad cálculos”, “DALYs Comunal”, “DALYs Regional” y “DALYs Nacional”. Cabe destacar que estos cálculos se basan en los datos obtenidos desde las hospitalizaciones reportadas por el MINSAL (ANEXO V: Leucemia MINSAL) y podrían reflejar parcialmente las dinámicas complejas de la leucemia.

Tabla 10.11: DALYs calculados para las aproximaciones hechas durante el año 2018 y 2020.

		DALYs anuales por leucemia											
		EPA		WHO		UE		EPA		WHO		UE	
		Aproximación para el año 2018						Aproximación para el año 2020					
		Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
DALYs calculados para la leucemia causada por exposición a benceno en enfermos que:	Murieron	28.86	101.63	76.28	0.65	64.84	14.88	52.38	39.32	0.33	33.42		
	No murieron	0.62	2.18	1.64	0.01	1.39	0.32	1.12	0.84	0.01	0.72		
	Total	29.48	103.81	77.92	0.66	66.23	15.20	53.51	40.16	0.34	34.14		

Carga ambiental de la enfermedad (Environmental Burden of Disease, EBD)

La Tabla 10.12 muestra los valores calculados para las ecuaciones expuestas. La fracción de leucemias atribuible (PAF) a la exposición a benceno en la población considerando los factores de riesgo de leucemia reportados por la EPA, WHO y UE van desde 1.99E-5 hasta 3.11E-3 para el año 2018 y desde 1.08E-5 hasta 1.69E-3 para el año 2020.

Tabla 10.12: Cálculos de la fracción de leucemias atribuible (PAF) a la exposición a benceno en la población nacional.

Año	Leucemia (Total)		Leucemia (Atribuible a la exposición a benceno)						PAF (Population Attributable Fraction) [AC/I]								
	Casos (BD, Burden of disease)	Muertes (68.8% del total de casos) [I]	Casos (EBD, Environmental)			Muertes (68.8% del total de casos) [AC]			EPA		WHO		UE				
			EPA	WHO	UE	EPA	WHO	UE	EPA	WHO	UE	EPA	WHO	UE			
	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup			
2018	1322	909.54	1.17	4.11	3.09	0.03	2.63	0.80	2.83	2.12	0.02	1.81	8.84E-04	3.11E-03	2.34E-03	1.99E-05	1.99E-03
2020	1254	862.75	0.60	2.12	1.59	0.01	1.35	0.41	1.46	1.10	0.01	0.93	4.80E-04	1.69E-03	1.27E-03	1.08E-05	1.08E-03

Efectos no carcinogénicos de la exposición a benceno

En el ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos, (hoja “Calc Non cancer effects”) se aprecian los cálculos del cociente de peligro (HQ) a nivel comunal, donde para ninguna comuna en ninguna de las aproximaciones (“aproximación para el año 2018” y “aproximación para el año 2020”) incluyendo el ajuste opcional basándose en el cálculo de la exposición personal (Kajihara et al., 2003) el valor de HQ fue mayor a 1 indicando que los efectos no carcinogénicos pueden ser descartables. En otras palabras, para ninguna comuna, el valor de la concentración de benceno estimado fue mayor a 30 µg/m³.

10.1.2 Evaluación de Escenarios de Reducción en la concentración de Benceno

Para la evaluación de las métricas de salud ya reportadas (casos de leucemia, casos de muertes por leucemia y DALYs) en escenarios de disminución de la concentración atmosférica de benceno, se utilizaron seis escenarios. Los niveles de saturación y latencia establecidos por la Unión Europea (UE), Nueva Zelanda y Japón fueron escogidos como los límites para el cálculo ya que incluyen un amplio rango de concentraciones. Los niveles de saturación y latencia para la UE fueron de 5 y 4 ug/m³; para Nueva Zelanda, de 3.6 y 2.9 ug/m³; y para Japón, de 3 y 2.4 ug/m³ respectivamente. Cabe destacar, que todos los cálculos efectuados en estos escenarios se realizaron a nivel comunal, y fueron consolidados para así representar el cálculo de casos y/o de los casos evitados a nivel regional y nacional debido al establecimiento de los seis escenarios ya descritos (ANEXO VII: Escenarios de Reducción).

En relación con los efectos del benceno, a nivel nacional la Tabla 10.13 muestra los casos anuales de leucemia y los casos evitados de leucemia para los años 2018 y 2020 considerando los 6 escenarios descritos. La Tabla 10.14 muestra las muertes anuales por leucemia y las muertes evitadas por leucemia para los años 2018 y 2020 a nivel nacional considerando los 6 escenarios descritos. Finalmente, la Tabla 10.15 muestra los DALYs producidos por la leucemia y los DALYs evitados para los años 2018 y 2020 a nivel nacional considerando los 6 escenarios descritos

Tabla 10.13: Casos anuales de leucemia y casos anuales de leucemia evitados para los años 2018 y 2020 considerando seis escenarios de reducción de benceno.

			Casos anuales de leucemia					Casos evitados de leucemia					
			EPA		WHO	UE		EPA		WHO	UE		
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup	
			Aproximación para el año 2018					Aproximación para el año 2018					
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup	
Escenario Base			1,17	4,11		3,09	0,03	2,63					
Unión Europea	Saturación	5 ug/m ³	1,00	3,51		2,64	0,02	2,24	0,17	0,60	0,45	0,00	0,38
	Latencia	4 ug/m ³	0,96	3,36		2,52	0,02	2,15	0,21	0,75	0,56	0,00	0,48
Nueva Zelanda	Saturación	3,6 ug/m ³	0,92	3,25		2,44	0,02	2,08	0,24	0,86	0,65	0,01	0,55
	Latencia	2,9 ug/m ³	0,84	2,97		2,23	0,02	1,90	0,32	1,14	0,86	0,01	0,73
Japón	Saturación	3 ug/m ³	0,86	3,02		2,27	0,02	1,93	0,31	1,09	0,82	0,01	0,70
	Latencia	2,4 ug/m ³	0,76	2,69		2,02	0,02	1,71	0,41	1,43	1,07	0,01	0,91
			Aproximación para el año 2020					Aproximación para el año 2020					
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup	
Escenario Base			0,60	2,12		1,59	0,01	1,35					
Unión Europea	Saturación	5 ug/m ³	0,60	2,12		1,59	0,01	1,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Latencia	4 ug/m ³	0,60	2,12		1,59	0,01	1,35	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nueva Zelanda	Saturación	3,6 ug/m ³	0,60	2,11		1,59	0,01	1,35	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00
	Latencia	2,9 ug/m ³	0,58	2,06		1,54	0,01	1,31	0,02	0,06	0,05	0,00	0,04
Japón	Saturación	3 ug/m ³	0,59	2,07		1,55	0,01	1,32	0,02	0,05	0,04	0,00	0,03
	Latencia	2,4 ug/m ³	0,56	1,99		1,49	0,01	1,27	0,04	0,14	0,10	0,00	0,09

Tabla 10.14: Muertes anuales de leucemia y muertes anuales de leucemia evitadas para los años 2018 y 2020 considerando seis escenarios de reducción de benceno.

			Muertes anuales por leucemia					Casos evitados de muertes por leucemia				
			EPA		WHO	UE		EPA		WHO	UE	
			Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018	
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup
Escenario Base			0,80	2,83	2,12	0,02	1,81					
Unión Europea	Saturación	5 ug/m ³	0,69	2,42	1,81	0,02	1,54	0,12	0,41	0,31	0,00	0,26
	Latencia	4 ug/m ³	0,66	2,31	1,74	0,01	1,48	0,15	0,52	0,39	0,00	0,33
Nueva Zelanda	Saturación	3,6 ug/m ³	0,64	2,24	1,68	0,01	1,43	0,17	0,59	0,44	0,00	0,38
	Latencia	2,9 ug/m ³	0,58	2,05	1,54	0,01	1,31	0,22	0,78	0,59	0,01	0,50
Japón	Saturación	3 ug/m ³	0,59	2,08	1,56	0,01	1,33	0,21	0,75	0,56	0,00	0,48
	Latencia	2,4 ug/m ³	0,52	1,85	1,39	0,01	1,18	0,28	0,98	0,74	0,01	0,63
			Aproximación para el año 2020					Aproximación para el año 2020				
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup
Escenario Base			0,41	1,46	1,10	0,01	0,93					
Unión Europea	Saturación	5 ug/m ³	0,41	1,46	1,09	0,01	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Latencia	4 ug/m ³	0,41	1,46	1,09	0,01	0,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nueva Zelanda	Saturación	3,6 ug/m ³	0,41	1,45	1,09	0,01	0,93	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
	Latencia	2,9 ug/m ³	0,40	1,42	1,06	0,01	0,90	0,01	0,04	0,03	0,00	0,03
Japón	Saturación	3 ug/m ³	0,40	1,42	1,07	0,01	0,91	0,01	0,04	0,03	0,00	0,02
	Latencia	2,4 ug/m ³	0,39	1,37	1,03	0,01	0,87	0,03	0,09	0,07	0,00	0,06

Tabla 10.15: DALYs anuales debido a la leucemia y DALYs anuales debido a la leucemia evitadas para los años 2018 y 2020 considerando seis escenarios de reducción de benceno.

			DALYs anuales por leucemia					DALYs anuales evitados por leucemia				
			EPA		WHO	UE		EPA		WHO	UE	
			Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018		Aproximación para el año 2018	
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup
Escenario Base			29,48	103,81	77,92	0,66	66,23					
Unión Europea	Saturación	5 ug/m ³	25,17	88,62	66,52	0,57	56,54	4,31	15,19	11,40	0,10	9,69
	Latencia	4 ug/m ³	24,10	84,86	63,70	0,54	54,14	5,38	18,94	14,22	0,12	12,09
Nueva Zelanda	Saturación	3,6 ug/m ³	23,32	82,11	61,63	0,52	52,39	6,16	21,70	16,29	0,14	13,84
	Latencia	2,9 ug/m ³	21,31	75,03	56,32	0,48	47,87	8,17	28,78	21,60	0,18	18,36
Japón	Saturación	3 ug/m ³	21,66	76,28	57,25	0,49	48,67	7,82	27,53	20,66	0,18	17,56
	Latencia	2,4 ug/m ³	19,25	67,79	50,88	0,43	43,25	10,23	36,02	27,04	0,23	22,98
			Aproximación para el año 2020					Aproximación para el año 2020				
			Inf	Sup		Inf	Sup	Inf	Sup		Inf	Sup
Escenario Base			15,20	53,51	40,16	0,34	34,14					
Saturación 5 ug/m ³			15,18	53,45	40,12	0,34	34,10	0,02	0,05	0,04	0,00	0,04

Unión Europea	Latencia	4 ug/m ³	15,18	53,45	40,12	0,34	34,10	0,02	0,05	0,04	0,00	0,04
Nueva Zelanda	Saturación	3,6 ug/m ³	15,14	53,32	40,02	0,34	34,02	0,05	0,19	0,14	0,00	0,12
	Latencia	2,9 ug/m ³	14,74	51,91	38,96	0,33	33,12	0,45	1,60	1,20	0,01	1,02
Japón	Saturación	3 ug/m ³	14,81	52,15	39,14	0,33	33,27	0,39	1,36	1,02	0,01	0,87
	Latencia	2,4 ug/m ³	14,23	50,09	37,60	0,32	31,96	0,97	3,41	2,56	0,02	2,18

Los escenarios de reducción descritos en esta sección serán utilizados para el análisis económico que seguirá más adelante en este informe.

10.1.3 Valorización de Beneficios

Para el cálculo económico, se evaluaron los costos asociados (y en los escenarios previamente definidos) a

- i) las muertes producidas por la leucemia inducida por exposición a benceno,
- ii) la productividad evitada debido la muerte y la leucemia inducida por exposición a benceno usando DALYs y
- iii) al tratamiento médico de la leucemia inducida por exposición a benceno.

Para reducir el número de cálculos sólo se consideraron los riesgos reportados por la EPA ($2.23E-6 - 7.84E-6$).

Todos los datos pueden encontrarse en el ANEXO IX: Cálculo Económico.

Para el cálculo de los costos asociados a las muertes producidas por la leucemia inducida por exposición a benceno, el valor de VVE (valor monetario de una vida estadística) fue de 260 -646 millones de CLP (GreenLab UC 2014). En la Tabla 10.16 se observa el cálculo de costos en millones de CLP (rango) para el escenario base y todos los escenarios definidos para las aproximaciones hechas en el año 2018 y 2020.

Tabla 10.16: Valoración de costos asociados a las muertes producidas por la leucemia inducida por exposición a benceno. La primera fila corresponde al "escenario base" (costos evitados si se eliminaran completamente los niveles de benceno),

las filas siguientes representan los costos calculados y evitados para cada escenario propuesto. Estos costos corresponden a la diferencia entre el escenario base y los obtenidos para cada regulación propuesta.

	Muertes anuales por leucemia				Casos evitados de muertes por leucemia				Rango VVE (Millones de pesos, MM)								Rango VVE (Millones de pesos, MM de CLP)			
	EPA				EPA				Inf				Sup				Rango in MM			
	Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020		Est 2018				Est 2020				Est 2018		Est 2020	
	Riesgo asociado a 1 ug/m3								Riesgo asociado a 1 ug/m3											
	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Min	Max	Min	Max
Escenario Base	0.80	2.83	0.41	1.46	0.80	2.83	0.41	1.46	209.0	736.0	519.4	1828.7	107.7	379.4	267.7	942.6	209.0	1828.7	107.7	942.6
Union Saturación 5 ug/m3	0.69	2.42	0.41	1.46	0.12	0.41	0.00	0.00	30.6	107.7	76.0	267.5	0.1	0.4	0.3	1.0	30.6	267.5	0.1	1.0
Europea Latencia 4 ug/m3	0.66	2.31	0.41	1.46	0.15	0.52	0.00	0.00	38.1	134.3	94.8	333.7	0.1	0.4	0.3	1.0	38.1	333.7	0.1	1.0
Nueva Zelanda Saturación 3.6 ug/m3	0.64	2.24	0.41	1.45	0.17	0.59	0.00	0.01	43.7	153.8	108.5	382.2	0.4	1.3	0.9	3.3	43.7	382.2	0.4	3.3
Latencia 2.9 ug/m3	0.58	2.05	0.40	1.42	0.22	0.78	0.01	0.04	57.9	204.0	144.0	507.0	3.2	11.3	8.0	28.2	57.9	507.0	3.2	28.2
Japón Saturación 3 ug/m3	0.59	2.08	0.40	1.42	0.21	0.75	0.01	0.04	55.4	195.2	137.7	485.0	2.7	9.6	6.8	23.9	55.4	485.0	2.7	23.9
Latencia 2.4 ug/m3	0.52	1.85	0.39	1.37	0.28	0.98	0.03	0.09	72.5	255.4	180.2	634.5	6.9	24.2	17.1	60.1	72.5	634.5	6.9	60.1

Para el cálculo de los costos asociados a la productividad evitada debido a la muerte y la leucemia inducida por exposición a benceno, se usó un cálculo de DALYs que consideró el fin de la vida productiva en 65 años (ANEXO X: Escenarios de reducción hasta los 65 años. Se consideraron 21.7 días productivo al mes y un salario mensual promedio de 401000 CLP. En la Tabla 10.17 se observa el cálculo de costos en millones de CLP (rango) para el escenario base y todos los escenarios definidos para las aproximaciones hechas en el año 2018 y 2020.

Tabla 10.17: Valoración de costos asociados a la pérdida de productividad producida por la leucemia inducida por exposición a benceno.

	DALYs anuales por leucemia (hasta los 65 años de vida productiva)				DALYs anuales evitados por leucemia (hasta los 65 años de vida productiva)				DALYs para años productivos (considerando 21.7 días al mes)				costo en MM de CLP (considerando, sueldo promedio de 401000 CLP (sueldo anual de 4812000))			
	EPA				EPA				EPA				EPA			
	Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020	
	Riesgo asociado a 1 ug/m3								Riesgo asociado a 1 ug/m3							
	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Escenario Base	17.42	61.35	8.98	31.62	17.42	61.35	8.98	31.62	12.43	43.77	6.41	22.56	59.8	210.6	30.8	108.6
Union Saturación 5 ug/m3	14.87	52.37	8.97	31.59	2.55	8.97	0.01	0.03	1.82	6.40	0.01	0.02	8.7	30.8	0.0	0.1
Europea Latencia 4 ug/m3	14.24	50.15	8.97	31.59	3.18	11.20	0.01	0.03	2.27	7.99	0.01	0.02	10.9	38.4	0.0	0.1
Nueva Zelanda Saturación 3.6 ug/m3	13.78	48.52	8.95	31.51	3.64	12.82	0.03	0.11	2.60	9.15	0.02	0.08	12.5	44.0	0.1	0.4
Latencia 2.9 ug/m3	12.59	44.34	8.71	30.68	4.83	17.01	0.27	0.94	3.45	12.13	0.19	0.67	16.6	58.4	0.9	3.2
Japón Saturación 3 ug/m3	12.80	45.08	8.75	30.82	4.62	16.27	0.23	0.80	3.30	11.61	0.16	0.57	15.9	55.9	0.8	2.8
Latencia 2.4 ug/m3	11.38	40.06	8.41	29.60	6.05	21.29	0.57	2.02	4.31	15.19	0.41	1.44	20.8	73.1	2.0	6.9

Para el cálculo de los costos asociados al tratamiento médico de la leucemia inducida por exposición a benceno se consideró el valor del tratamiento completo para la leucemia aguda (quimioterapia, 10.894.340 CLP, Superintendencia de Salud). Se asumió que todos los enfermos de leucemia por exposición a benceno llevaron a cabo este tratamiento sin importar el desenlace de la enfermedad. En la Tabla 10.18 se observa el cálculo de costos en millones de CLP (rango) para el escenario base y todos los escenarios definidos para las aproximaciones hechas en el año 2018 y 2020.

Tabla 10.18: Valoración de costos asociados al tratamiento médico de la leucemia inducida por exposición a benceno.

			Casos anuales de leucemia				Casos evitados de leucemia				Costos de tratamiento en MM de CLP (considerando el valor de Tratamiento leucemia aguda por quimioterapia (10894340 CLP))			
			EPA				EPA				EPA			
			Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020	
			Riesgo asociado a 1 ug/m3				Riesgo asociado a 1 ug/m3				Riesgo asociado a 1 ug/m3			
			2.23E-06	7.84E-06	2.23E-06	7.84E-06	2.23E-06	7.84E-06	2.23E-06	7.84E-06	2.23E-06	7.84E-06	2.23E-06	7.84E-06
			Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup	Inf	Sup
Escenario Base			1.17	4.11	0.60	2.12	1.17	4.11	0.60	2.12	12.73	44.83	6.56	23.10
Union	Saturación	5 ug/m3	1.00	3.51	0.60	2.12	0.17	0.60	0.00	0.00	1.86	6.56	0.01	0.02
Europea	Latencia	4 ug/m3	0.96	3.36	0.60	2.12	0.21	0.75	0.00	0.00	2.32	8.18	0.01	0.02
Nueva Zelanda	Saturación	3.6 ug/m3	0.92	3.25	0.60	2.11	0.24	0.86	0.00	0.01	2.66	9.37	0.02	0.08
	Latencia	2.9 ug/m3	0.84	2.97	0.58	2.06	0.32	1.14	0.02	0.06	3.53	12.43	0.20	0.69
Japón	Saturación	3 ug/m3	0.86	3.02	0.59	2.07	0.31	1.09	0.02	0.05	3.38	11.89	0.17	0.59
	Latencia	2.4 ug/m3	0.76	2.69	0.56	1.99	0.41	1.43	0.04	0.14	4.42	15.55	0.42	1.47

Finalmente, la suma de los tres costos calculados determina el costo total asociado a la leucemia inducida por exposición a benceno (Tabla 10.19).

Tabla 10.19: Valoración total de los costos asociados a la leucemia inducida por exposición a benceno.

		Rango VVE (Millones de pesos, MM de CLP)				costo en MM de CLP (considerando, sueldo promedio de 401000 CLP (sueldo anual de 4812000))				Costos de tratamiento en MM de CLP (considerando el valor de Tratamiento leucemia aguda por quimioterapia (10894340 CLP))				Suma			
		Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020		Est 2018		Est 2020	
		Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
Escenario Base		209.0	1828.7	107.7	942.6	59.8	210.6	30.8	108.6	12.73	44.83	6.56	23.10	281.6	2084.1	145.1	1074.2
Union	Saturación 5 ug/m3	30.6	267.5	0.1	1.0	8.7	30.8	0.0	0.1	1.86	6.56	0.01	0.02	41.2	304.9	0.1	1.1
Europea	Latencia 4 ug/m3	38.1	333.7	0.1	1.0	10.9	38.4	0.0	0.1	2.32	8.18	0.01	0.02	51.4	380.3	0.1	1.1
Nueva Zelanda	Saturación 3.6 ug/m3	43.7	382.2	0.4	3.3	12.5	44.0	0.1	0.4	2.66	9.37	0.02	0.08	58.8	435.6	0.5	3.8
	Latencia 2.9 ug/m3	57.9	507.0	3.2	28.2	16.6	58.4	0.9	3.2	3.53	12.43	0.20	0.69	78.1	577.8	4.3	32.1
Japón	Saturación 3 ug/m3	55.4	485.0	2.7	23.9	15.9	55.9	0.8	2.8	3.38	11.89	0.17	0.59	74.7	552.7	3.7	27.3
	Latencia 2.4 ug/m3	72.5	634.5	6.9	60.1	20.8	73.1	2.0	6.9	4.42	15.55	0.42	1.47	97.7	723.2	9.3	68.5

10.2 Costos

10.2.1 Escenarios de abatimiento

La información de costos de abatimiento se resume en la tabla a continuación¹⁰². Se presentan las reducciones unitarias (por hogar, por hectárea, por vehículo), los costos unitarios y la costo-efectividad de las medidas.

¹⁰² El detalle de cálculo de costos para cada alternativa se presentó en la sección 3.3

Tabla 10.20: Reducciones unitarias, kg. de benceno por unidad (hogar, hectárea, vehículo).

Región	Sustitución de combustibles c/r leña: kg/hogar/año	Aislación térmica (kg/hogar/año)	Control de quemas (kg/hectárea/año)	Evaporativas de vehículos, captura de estanques (kg/vehículo/año)	Evaporativas de combustibles, ORVR (kg/vehículo/año)	vehículos livianos, sustitución por VE (kg/vehículo/año) ¹⁰³
Arica-Parinacota	0,46	0,374	3,996	0,0179	0,0108	0,914
Tarapacá	0,46	0,374	3,996	0,0145	0,0089	0,914
Antofagasta	0,46	0,375	3,996	0,0174	0,0107	0,914
Atacama	0,46	0,375	3,996	0,0187	0,0115	0,914
Coquimbo	0,46	0,375	3,996	0,0165	0,0102	0,914
Valparaíso	1,11	0,478	3,996	0,0129	0,0079	0,914
Metropolitana	1,05	0,459	3,996	-	0,0092	0,914
O'Higgins	1,29	0,609	3,996	0,0134	0,0082	0,914
Maule	1,25	0,610	3,996	0,0141	0,0087	0,914
Ñuble	2,07	1,013	3,996	0,0142	0,0087	0,914
Bío-Bío	2,07	0,992	3,996	0,0139	0,0086	0,914
Araucanía	2,92	1,477	3,996	0,0160	0,0099	0,914
Los Ríos	5,55	2,824	3,996	0,0204	0,0126	0,914
Los Lagos	5,01	2,851	3,996	0,0175	0,0108	0,914
Aysén	5,82	3,636	3,996	0,0212	0,0131	0,914
Magallanes	5,89	3,638	3,996	0,0141	0,0087	0,914

Fuente: elaboración propia.

¹⁰³ Las emisiones evaporativas y las propias de vehículos son distintas. Las primeras se producen con la liberación del vapor al llenar los estanques, las segundas, durante todo el uso del vehículo.

Tabla 10.21: Costos unitarios o costo efectividad de las medidas. (pesos chilenos/kilogramos de benceno/año).

Región	Sust. Comb. Parafina	Sust. Comb. Gas licuado	Sust. Comb. Electricidad	Aislación térmica	Quemas, manejo rastrojos	Quemas, cero labranza	Evaporativas, estanques	Evaporativas ORVR	Sustitución vehículos EV por ICE
Arica Parinacota	2.059.926	3.835.071	5.669.526	2.012.654	12.637	-5.817	229.648	-12.638.721	8.696.717
Tarapacá	2.064.460	3.843.496	5.681.932	2.090.346	12.637	-5.817	408.739	-15.287.389	8.696.717
Antofagasta	2.064.265	3.843.123	5.681.349	2.016.748	12.637	-5.817	418.306	-12.752.967	8.696.717
Atacama	2.062.378	3.839.623	5.676.212	1.907.215	12.637	-5.817	582.194	-11.842.331	8.696.717
Coquimbo	2.063.011	3.840.791	5.677.911	1.936.314	12.637	-5.817	521.970	-13.424.639	8.696.717
Valparaíso	1.616.904	3.101.967	4.883.853	1.617.662	12.637	-5.817	624.130	-17.199.827	8.696.717
Metropolitana	1.736.520	3.330.889	5.242.525	1.906.485	12.637	-5.817		-14.872.015	8.696.717
O'Higgins	1.593.168	3.067.560	4.864.797	1.193.894	12.637	-5.817	728.772	-16.565.597	8.696.717
Maule	1.763.287	3.397.477	5.395.433	1.330.735	12.637	-5.817	742.370	-15.679.947	8.696.717
Ñuble	1.715.108	3.338.638	5.408.772	487.403	12.637	-5.817	910.372	-15.613.938	8.696.717
Bío-Bío	1.850.569	3.602.178	5.835.262	581.189	12.637	-5.817	668.453	-15.937.979	8.696.717
Araucanía	1.625.803	3.181.621	5.206.716	91.488	12.637	-5.817	898.350	-13.836.186	8.696.717
Los Ríos	1.667.358	3.281.938	5.429.634	-364.792	12.637	-5.817	720.007	-10.850.176	8.696.717
Los Lagos	1.542.399	3.034.089	5.013.790	-314.023	12.637	-5.817	697.716	-12.628.347	8.696.717
Aysén	2.136.787	4.207.419	6.965.305	-536.731	12.637	-5.817	836.230	-10.428.991	8.696.717
Magallanes	1.453.024	2.861.542	4.738.708	-371.836	12.637	-5.817	757.840	-12.638.721	8.696.717

Fuente: elaboración propia.

Comentarios

De las tablas anteriores se aprecia que:

- La medida más efectiva en términos unitarios, sin considerar costos, es la evitación de quemas agrícolas y reemplazo por sus alternativas. Sin embargo, esta medida no es aplicable, en la práctica en la zona norte y centro del país.
- La segunda medida más efectiva, en promedio, es el reemplazo de vehículos ICE por eléctricos. Sin embargo, es la medida más cara. Por sus características, es una medida de aplicación nacional, aunque ha habido esquemas de incentivos a vehículos con carácter regional o local.
- La sustitución de leña por parafina y la aislación térmica de viviendas vienen a continuación. La sustitución de combustibles aparece siempre más conveniente desde el punto de vista de la efectividad de reducción (independiente del combustible). Por otra parte, la aislación térmica aparece más conveniente desde el punto de vista de costo efectividad.
- Las medidas más convenientes desde el punto de vista económico son el control de emisiones evaporativas con sistema ORVR y control de quemas agrícolas con cero labranza. Estas medidas tienen retornos económicos positivos. En el caso de control de emisiones evaporativas, la medida es la menos efectiva en reducción de emisiones unitarias.

Es posible establecer un ranking de costo-efectividad a nivel global, sin perjuicio que una política de descontaminación defina medidas más efectivas a nivel regional o local¹⁰⁴. De este modo, será preferible comenzar por aquellas medidas con costos negativos, terminando con las de mayores costos positivos, lo que se resume a continuación:

Ranking de costo efectividad de medidas de abatimiento.

Tabla 10.22: Ranking de costo efectividad de medidas de abatimiento.

Medida	Lugar	Observaciones
ORVR	1	Bajo costo de implementación, tiene ahorros netos y aplica a todo el territorio (requisito de importación).
Cero Labranza	2	Genera ahorros, apropiada para la zona centro-sur y sur del país.
Manejo de rastrojos	3	Primera medida con costos netos positivos. Apropriada para zona centro-sur y sur del país.
Emisiones evaporativas, captura de estanques	4	Costo de instalación relativamente alto. Aplicable a todo el país. Medida más cara a mayor número de estaciones de servicio en proporción a vehículos.
Aislación térmica	5	Aplicable a todo el país, mejor efectividad al sur, incluso con costos negativos en regiones extremas (entre Los Ríos y Magallanes).

¹⁰⁴ En particular, la aislación térmica tiene costos netos positivos en la parte norte y centro del país, y costos negativos (i.e. beneficios económicos netos) en la parte sur (entre regiones de Los Ríos y Aysén).

Sustitución de leña por parafina	6	Teóricamente aplicable en todo el país, pero más efectiva en la zona sur (región de O'Higgins al sur).
Sustitución de leña por Gas Licuado	7	Teóricamente aplicable en todo el país, pero más efectiva en la zona sur.
Sustitución de leña por electricidad	8	Teóricamente aplicable en todo el país, pero más efectiva en la zona sur.
Sustitución de vehículos ICE por VE	9	Aplicable a todo el país. Medida onerosa al comienzo, pero costo efectivo en el tiempo por reducción de precio de VE (a partir del año 7 tiene costos negativos).

Fuente: elaboración propia. Las medidas para quemas agrícolas son equivalentes en reducciones de emisiones, difieren en los costos. Del mismo modo, las sustituciones de leña por otros combustibles son equivalentes en términos de reducciones de emisiones, pero difieren en sus costos de implementación.

Reducciones de emisiones, escenarios normativos.

Como se indicó, se realizó el ejercicio de aplicar tres escenarios normativos, el de la Unión Europea, el de Nueva Zelanda y el de Japón, cuyas normas de calidad, promedio anual son 5 µg/m³, 3,6 µg/m³ y 3 µg/m³, respectivamente.

Para las 40 comunas que presentarían saturación o latencia en alguno de estos escenarios, tanto para la proyección 2018 (con FEC de Talcahuano) como con la 2020 (con FEC regionales), se calculó la reducción de emisiones necesaria para llevar a cumplimiento de norma y para salir del estado de latencia. La información se presenta a continuación. Se entrega la concentración calculada para la comuna y la reducción necesaria para alcanzar los niveles según el caso (saturación o latencia para las normas de la Unión Europea, Nueva Zelanda y Japón, respectivamente)

Tabla 10.23: Concentraciones y niveles de reducción necesarios, comunas que sobrepasan niveles normados, saturación o latencia según normas de la Unión Europea, Nueva Zelanda y Japón. µg/m³, año 2018.

Comuna	Concentración 2018 µg/m ³	Reducción Saturación UE µg/m ³	Reducción Saturación N. Zelanda µg/m ³	Reducción Saturación Japón µg/m ³	Reducción Latencia UE µg/m ³	Reducción Latencia N. Zelanda µg/m ³	Reducción Latencia Japón µg/m ³
Antofagasta	4,2	0,0	0,6	1,2	0,2	1,3	1,8
Viña del Mar	3,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2	0,7
Santiago	3,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,8
La Florida	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Las Condes	3,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,6	1,1
Maipú	3,8	0,0	0,2	0,8	0,0	0,9	1,4
Peñalolén	4,2	0,0	0,6	1,2	0,2	1,3	1,8
Providencia	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
Vitacura	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6

Comuna	Concentración 2018 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reducción Saturación UE $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reducción Saturación N. Zelanda $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reducción Saturación Japón $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reducción Latencia UE $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reducción Latencia N. Zelanda $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Reducción Latencia Japón $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Puente Alto	3,9	0,0	0,3	0,9	0,0	1,0	1,5
Rancagua	3,7	0,0	0,1	0,7	0,0	0,8	1,3
Talca	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Chillán	4,4	0,0	0,8	1,4	0,0	1,5	2,0
Concepción	5,4	0,4	1,8	2,2	1,4	2,5	3,0
San Pedro	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6
Talcahuano	3,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,8
Hualpén	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Los Ángeles	5,1	0,1	1,5	2,1	1,1	2,2	2,7
Cabrero	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3
Temuco	10,6	5,6	7,0	7,6	6,6	7,7	8,2
Lautaro	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
P. Las Casas	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6
Villarrica	3,5	0,0	0,0	0,5	0,0	0,6	1,1
Lonquimay	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Valdivia	11,4	6,4	7,8	8,4	7,4	8,5	9,0
Panguipulli	3,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,8
La Unión	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6
Río Bueno	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
P. Montt	15,6	10,6	12,0	12,6	11,6	12,7	13,2
P. Varas	3,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6
Ancud	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Osorno	9,9	4,9	6,3	6,9	5,9	7,0	7,5
Coyhaique	4,6	0,0	1,0	1,6	0,6	1,7	2,4

Fuente: elaboración propia.

Tabla 10.24: Concentraciones y niveles de reducción necesarios, comunas que sobrepasan niveles normados, saturación o latencia según normas de la Unión Europea, Nueva Zelanda y Japón. µg/m3, año 2020.

Comuna	Concentración 2018 µg/m3	Reducción Saturación UE µg/m3	Reducción Saturación N. Zelanda µg/m3	Reducción Saturación Japón µg/m3	Reducción Latencia UE µg/m3	Reducción Latencia N. Zelanda µg/m3	Reducción Latencia Japón µg/m3
Valparaíso	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
Viña del Mar	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6
Ñuñoa	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
San Ramón	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Cerro Navia	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2
E. Central	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Rancagua	3,7	0,0	0,1	0,7	0,0	0,7	1,3
Talca	2,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5
Talcahuano	3,7	0,0	0,1	0,7	0,0	0,7	1,3
P. Montt	3,6	0,0	0,0	0,6	0,0	0,7	1,2

Fuente: Elaboración propia.

La tabla a continuación resume los resultados, entregando beneficios y costos para los escenarios calculados. Los beneficios corresponden a los valores económicos por evitación de enfermedad y sus tratamientos. Los costos a los esfuerzos de reducción para todas las comunas que presentan superaciones, según los escenarios.. Los beneficios se entregan para los rangos máximo y mínimo. Se consideran costos y beneficios a 10 años con tasa de descuento de 6%.

Tabla 10.25: Comparación de costos y Beneficios asociados a distintos escenarios de evaluación (millones de pesos).

(En millones de pesos)			Beneficio 2018		Costo 2018	Beneficio 2020		Costo 2020
			Min	Max		Min	Max	
Union	Saturación	5 ug/m3	344,4	2.549,0	141.927,9	0,84	9,2	0
Europea	Latencia	4 ug/m3	429,7	3.179,3	360.045,1	0,84	9,2	0
Nueva	Saturación	3.6 ug/m3	491,6	3.641,7	653.458,6	4,18	31,8	16.643,8
Zelanda	Latencia	2.9 ug/m3	652,9	4.830,5	1.551.333,0	35,95	268,4	-4.323,1
Japón	Saturación	3 ug/m3	624,5	4.620,6	1.380.681,1	30,93	228,2	-9.858,3
	Latencia	2.4 ug/m3	816,8	6.046,0	2.705.887,1	77,75	572,7	32.296,1

En el caso 2018, los costos son ampliamente superiores a los beneficios, en todos los escenarios. Esto significa que, desde el punto de vista económico, no es conveniente el esfuerzo de reducir las emisiones a los niveles de referencia (según los países o regiones y según saturación o latencia). En el caso 2020, tenemos costos negativos

en tres escenarios. Solo en el caso de latencia en Japón (referencia de 2,4 ug/m3) los costos son superiores a los beneficios.

Lo anterior se explica por el hecho que las medidas más costo-efectiva (algunas con costos negativos) reducen pocas en emisiones. En el escenario 2020 se requieren pocas reducciones, por lo cual, con la aplicación de las medidas más costo efectivas se logra llegar a los niveles de cumplimiento, incluso con costos negativos en algunos casos. Esto significa que es conveniente el esfuerzo de reducir emisiones (excepto en el caso de Latencia con la norma japonesa). El escenario 2018 tiene asociados niveles de concentración mayores por lo cual, el esfuerzo de descontaminación implica hacer uso de medidas de reducción más caras. Por eso se produce el cambio desde costos negativos en 2020 a costos positivos (y no convenientes) en 2018. Los párrafos siguientes explican en detalle lo presentado en la tabla anterior.

Metodología de cumplimiento.

Utilizando las medidas de abatimiento en forma priorizada según la tabla 10.22, se calcula cuántas unidades es necesario intervenir para alcanzar las reducciones necesarias para los niveles de cumplimiento. Si la reducción en todas las unidades no alcanza para cumplir los niveles, se pasa a la aplicación de la medida siguiente según la prioridad, y así sucesivamente. Este cálculo no toma en cuenta consideraciones administrativas, en el sentido que algunas medidas se pueden aplicar en forma selectiva, pero otras se deben aplicar en todo el país o son muy difíciles de aplicar en forma diferenciada. Tampoco se analiza la viabilidad política de las medidas, en el sentido que algunas de ellas podrían encontrar una oposición fuerte en los agentes regulados (ej. obligación a sustituir combustible para la calefacción).

Los resultados se presentan en las tablas a continuación¹⁰⁵.

Tabla 10.26: Año 2018. Reducciones de emisiones por tipo de medida, caso latencia, Japón. Comunas seleccionadas. Toneladas por año ¹⁰⁶.

Comuna	ORVR	Quema	Evapor. Estanque	Aislación térmica	Sustitución leña	Sustitución ICE - EV	Total
Antofagasta	0,75	-	1,21	2,82	3,48	50,0	58,27
Viña del Mar	0,51	-	0,83	12,64	7,04	-	21,03
Santiago	0,72	-	-	6,09	14,20	3,80	24,81
Rancagua	0,48	0,48	0,78	28,53	10,56	-	40,83
Talca	0,36	0,48	0,58	12,41	-	-	13,84
Chillán	0,31	7,78	0,50	43,19	12,20	-	63,99
Concepción	0,42	0,26	0,68	49,15	44,16	-	94,67
Temuco	0,52	10,42	0,85	128,80	121,19	-	261,79
Valdivia	0,40	0,90	0,64	140,53	145,15	-	287,62

¹⁰⁵ Se presentan tablas en forma ilustrativa. Como se trata de 40 comunas y 6 casos, para 6 tipos de medidas, las tablas completas se encuentran en anexo.

¹⁰⁶ Se elige el caso latencia de Japón porque corresponde al caso más exigente de los 6 escenarios. Se incluye llevar a latencia casos de saturación.

Comuna	ORVR	Quema	Evapor. Estanque	Aislación térmica	Sustitución leña	Sustitución ICE - EV	Total
Puerto Montt	0,55	0,83	0,89	233,28	187,53	-	423,08
Coyhaique	0,18	0,75	0,29	57,21	13,21	-	71,63

Fuente: Elaboración propia. Las reducciones solo se aplican hasta que se alcanza el cumplimiento de la normativa. Por eso hay columnas (ej. Sustitución ICE-EV) que para algunas comunas no muestran reducciones. Otras medidas no aplican por razones geográficas o porque ya se encuentran vigentes en una zona (ej. quemas agrícolas en el norte del país o recuperación de emisiones evaporativas de estanques en la región Metropolitana).

Tabla 10.27: Año 2018. Costo de implementar medidas, caso latencia, Japón. Comunas seleccionadas. Millones de pesos chilenos.

Comuna	ORVR	Quemas	Evapor. Estanques	Aislación térmica	Sustitución leña	Sustitución ICE - EV	Total
Antofagasta	-9.450	-	508	5.681	7.184	434.900	438.823
Viña del Mar	-8.741	-	515	20.451	11.391	-	23.616
Santiago	- 10.704	-	-	11.611	24.667	33.041	58.615
Rancagua	-7.922	-3	566	34.067	16.831	-	43.539
Talca	-5.641	-3	434	16.516	-	-	11.307
Chillán	-4.846	-45	459	21.053	20.918	-	37.539
Concepción	-6.698	-2	456	28.567	81.712	-	104.035
Temuco	-7.227	-61	762	11.784	197.039	-	202.297
Valdivia	-4.307	-5	464	-51.263	242.016	-	186.904
Puerto Montt	-6.905	-5	619	-73.256	289.253	-	209.706
Coyhaique	-1.833	-4	239	-30.707	28.222	-	-4.083

Fuente: elaboración propia.

Tabla 10.28: Año 2020. Reducciones de emisiones por tipo de medida, caso latencia, Japón. Comunas seleccionadas. Toneladas por año.

Comuna	ORVR	Quemas	Evapor. Estanques	Aislación térmica	Sustitución leña	Sustitución ICE - EV	Total
Valparaíso	0,43	-	0,69	4,34	-	-	5,46
Viña del Mar	0,56	-	0,91	12,83	10,55	-	24,86
Núñoa	0,47	-	-	1,78	-	-	2,25
Rancagua	0,53	0,48	0,86	29,00	10,43	-	41,29
Talca	0,40	0,48	0,64	13,15	-	-	14,67
Talcahuano	0,27	0,13	0,44	29,25	4,68	-	34,77
Valdivia	0,44	0,90	0,71	4,18	-	-	6,23
Puerto Montt	0,60	0,62	0,98	169,19	-	-	171,59

Fuente: elaboración propia. Las reducciones solo se aplican hasta que se alcanza el cumplimiento de la normativa. Por eso hay columnas (ej. Sustitución leña; Sustitución ICE-EV) que para algunas comunas no muestran reducciones.

Tabla 10.29: Año 2020. Costo de implementar medidas, caso latencia, Japón. Comunas seleccionadas. Millones de pesos chilenos.

Comuna	ORVR	Quemas	Evapor. Estanques	Aislación térmica	Sustitución leña	Sustitución ICE - EV	Total
Valparaíso	-7.311	-	431	6.950	-	-	70
Viña del Mar	-9.647	-	568	20.755	17.061	-	28.737
Núñoa	-7.004	-	-	3.390	-	-	-3.614
Rancagua	-8.744	-3	625	34.618	16.614	-	43.110
Talca	-6.225	-3	479	17.496	-	-	11.746
Talcahuano	-4.282	-1	292	17.000	8.666	-	21.676
Valdivia	-4.753	-5	512	-1.257	-	-	-5.773
Puerto Montt	-7.621	-5	684	-53.128	-	-	-
							60.070

Fuente: elaboración propia.

Conclusión.

Las primeras tres medidas (ORVR, alternativas a las quemas agrícolas y recuperación de vapores de estanques) son los más costos eficientes, pero son las que menos toneladas reducen en términos absolutos. Eso lleva a que, en la mayoría de los casos se deba recurrir a alguna(s) de las medidas restantes para lograr el total de reducciones requeridas. Por otra parte, la sustitución de vehículos ICE por EV solo es necesaria en dos casos (Antofagasta y Santiago para 2018).

10.3 Resumen Indicadores de beneficios y costos

Del análisis de los costos de abatimiento y de los beneficios en salud, se obtienen los indicadores costo-beneficio para eventuales planes de descontaminación o prevención. Se presentan para los años 2018 y 2020 y para los escenarios de saturación y latencia de las referencias de Unión Europea, Nueva Zelanda y Japón.

Tabla 10.30: Costos y beneficios de cumplimiento de niveles de referencia. Año 2018, millones de pesos.

Escenario 2018	U.E. 5,0 ug/m3	N.Z. 3,6 ug/m3	Japon 3,0 ug/m3	U.E. 4,0 ug/m3	N.Z. 2,9 ug/m3	Japon 2,4 ug/m3
Costos	141.927,9	653.458,6	1.380.681	360.045,1	1.551.333	2.705.887
Beneficio mínimo	344,4	491,57	624,5	429,7	652,9	816,8
Beneficio máximo	2.549,0	3.641,7	4.620,6	3.179,3	4.830,5	6.046,0
Diferencia costo	139.378,9	649.816,9	1.376.060	356.865,8	1.546.502	2.703.905

beneficio máximo						
------------------	--	--	--	--	--	--

Fuente: elaboración propia

Tabla 10.31: Costos y beneficios de cumplimiento de niveles de referencia. Año 2020, millones de pesos.

Escenario 2020	U.E. 5,0 ug/m3	N.Z. 3,6 ug/m3	Japon 3,0 ug/m3	U.E. 4,0 ug/m3	N.Z. 2,9 ug/m3	Japon 2,4 ug/m3
Costos	0,0	-16.644,8	-9.858,3		-4.323,1	32.296,1
Beneficio mínimo	0,0	4,2	30,9	0,84	36,0	77,8
Beneficio máximo	0,0	31,8	228,2	9,20	268,4	572,7
Diferencia costo beneficio máximo	0,0	-16.676,6	-910.086,5	-9,20	-4.591,5	31.723,4

En el caso 2018, todos los costos son superiores a los beneficios. En el caso 2020, dado que la mayoría de los costos son negativos (beneficios económicos positivos netos de aplicar las medidas) todos los costos, excepto el caso de Japón en latencia (equivalente a 2,4 ug/m3) son inferiores a los beneficios.

El escenario 2018 es complejo porque los costos de abatimiento superan los beneficios en salud de aplicar las normas de referencia (no considera co-beneficios). El escenario 2020 es deseable en el sentido que la disminución de costos en salud se obtiene con medidas que son favorables desde el punto de vista económico (salvo las excepciones ya mencionadas)

11 Conclusiones

Se han planteado 6 escenarios normativos, correspondientes a tres valores de norma anual de benceno, obtenidas de la Unión Europea (5 ug/m³), Nueva Zelanda (3,6 ug/m³) y Japón (3 ug/m³). Estos valores se han aplicado a las proyecciones de emisiones de 2018 y 2020, para los casos de saturación y latencia. Con el uso de FECs para esos años, se han obtenido las previsiones de concentraciones de todas las comunas. De este modo, hay un conjunto de 40 comunas que al menos en alguno de los dos años y en alguna de las situaciones de saturación o latencia para las normas referidas, se encontrarían en incumplimiento. Para cada escenario se han calculado los costos de cumplimiento y sus beneficios económicos. A partir de los análisis anteriores se presentan las conclusiones y recomendaciones.

- Es necesario contar con datos de calidad del aire en las principales ciudades del país con series anuales completas. Considerando que las campañas de monitoreo tienen costos importantes, se puede hacer un plan de priorización comenzando con las comunas que presentan más problemas ambientales. En el caso de la zona sur, tomando en cuenta la correlación entre las emisiones de material particulado y de COVs, se consideran prioritarias aquellas comunas o zonas que están en condiciones de saturación por MP_{2,5}. Esto permitirá no solo tener una comprensión más acabada de la situación de contaminación por COVs y benceno sino también mejorar las herramientas de previsión y, en particular, la comprensión de la relación entre emisiones y concentraciones.
- Los perfiles de emisiones de COVs y benceno tienen un componente geográfico importante. Esto permite establecer estrategias de control diferenciadas. En la zona sur se confirma la necesidad de controlar las emisiones asociadas a la quema de leña (calidad del combustible, recambio de calefactores y/o combustible, aislación térmica de viviendas) junto con el control de quemas agrícolas donde estas son importantes. En el resto del país, adquiere relevancia el control de emisiones de fuentes móviles.
- Algunas medidas tienen costos negativos, es decir, su implementación implica retornos económicos positivos aparte de los beneficios por menor exposición de la población. Por ello, es conveniente aplicar estas medidas, particularmente las que son baratas de implementar como el control de emisiones evaporativas por ORVR y el control de quemas agrícolas.
- Por otra parte, las medidas con mejores indicadores de costo efectividad son las que menos emisiones abaten lo que obliga, en la mayoría de los casos, a recurrir a medidas de control más onerosas. Nuevamente, el criterio de costo efectividad hace preferir a las que tienen mejores indicadores en este sentido (aislación térmica con costos negativos en las regiones sur-australes y recuperación de vapores por captura). Finalmente, se encuentran las medidas con mayores costos (sustitución de leña y cambio de vehículos ICE por EV) que son las que más capturan.
- El escenario 2018 es menos favorable que el 2020, puesto que implica control de emisiones en 36 comunas (en al menos un escenario), incluyendo algunas con saturación para la norma menos exigente (de la Unión Europea, 5 ug/m³ promedio anual). El escenario 2020, en cambio, solo afecta a 11 comunas donde ninguna presentaría saturación ni latencia para la norma europea.
- En el escenario 2018, los costos de control varían entre 142 mil millones de pesos (caso saturación norma europea) y 2,71 billones de pesos (caso latencia norma japonesa), como costo de llevar a cumplimiento todas las comunas con superación.

- En el escenario 2020, los costos varían entre menos 16 mil millones de pesos (beneficios netos positivos) y 32 mil millones de pesos, confirmando que este escenario es más favorable que el anterior.
- En el escenario 2018, los costos superan los beneficios por lo cual, desde el punto de vista de valoración económica, no se justifica implementar un plan. Con todo, existen medidas que son favorables económicamente y se pueden implementar, pero no bastan por sí solas para lograr los niveles normativos de referencia.
- En el escenario 2020, los costos son mayoritariamente negativos, por lo cual se justifica económicamente la implementación de medidas (salvo el caso de nivel de latencia de Japón de 2,4 ug/m3 donde los costos superan a los beneficios).
- El hecho que los beneficios económicos sean exiguos se explica en gran parte por la baja incidencia de la leucemia inducida por benceno, del orden de un caso por millón de habitantes en toda la vida, lo que lleva a muertes evitadas del orden de un dígito para el horizonte de evaluación de las medidas.

12 Referencias

- Aksoy, M. (1989). Hematotoxicity and carcinogenicity of benzene. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 82, pp. 193–197). National Institute of Environmental Health Sciences. <https://doi.org/10.1289/ehp.8982193>
- Alberini, Anna et al. (2004). “Does the value of a statistical life vary with age and health status? Evidence from the US and Canada”, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 48, pp. 769-792.
- Arif, A. A., & Shah, S. M. (2007). Association between personal exposure to volatile organic compounds and asthma among US adult population. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 80(8), 711–719. <https://doi.org/10.1007/s00420-007-0183-2>
- Badjagbo, K., Loranger, S., Moore, S., Tardif, R., & Sauvé, S. (2010). BTEX exposures among automobile mechanics and painters and their associated health risks. *Human and Ecological Risk Assessment*, 16(2), 301–316. <https://doi.org/10.1080/10807031003670071>
- Baiz, N., Slama, R., Béné, M. C., Charles, M. A., Kolopp-Sarda, M. N., Magnan, A., Thiebaugeorges, O., Faure, G., & Annesi-Maesano, I. (2011). Maternal exposure to air pollution before and during pregnancy related to changes in newborn’s cord blood lymphocyte subpopulations. The EDEN study cohort. *BMC Pregnancy and Childbirth*, 11. <https://doi.org/10.1186/1471-2393-11-87>
- Barale, R., Marrazzini, A., Betti, C., Vangelisti, V., Loprieno, N., & Barrai, I. (1990). Genotoxicity of two metabolites of benzene: phenol and hydroquinone show strong synergistic effects in vivo. *Mutation Research Letters*, 244(1), 15–20. [https://doi.org/10.1016/0165-7992\(90\)90101-O](https://doi.org/10.1016/0165-7992(90)90101-O)
- Begou, P., & Kassomenos, P. (2020). One-year measurements of toxic benzene concentrations in the ambient air of Greece: An estimation of public health risk. *Atmospheric Pollution Research*, 11(10), 1829–1838. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.07.011>
- Bentayeb, M., Billionnet, C., Baiz, N., Derbez, M., Kirchner, S., & Annesi-Maesano, I. (2013). Higher prevalence of breathlessness in elderly exposed to indoor aldehydes and VOCs in a representative sample of French dwellings. *Respiratory Medicine*, 107(10), 1598–1607. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2013.07.015>
- Bentayeb, M., Helmer, C., Raherison, C., Dartigues, J. F., Tessier, J. F., & Annesi-Maesano, I. (2010). Bronchitis-like symptoms and proximity air pollution in French elderly. *Respiratory Medicine*, 104(6), 880–888. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2010.01.004>
- Billionnet, C., Gay, E., Kirchner, S., Leynaert, B., & Annesi-Maesano, I. (2011). Quantitative assessments of indoor air pollution and respiratory health in a population-based sample of French dwellings. *Environmental Research*, 111(3), 425–434. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.02.008>
- Bolden, A. L., Kwiatkowski, C. F., & Colborn, T. (2015). New look at BTEX: Are ambient levels a problem. *Environmental Science and Technology*, 49(9), 5261–5276. <https://doi.org/10.1021/es505316f>
- Brett, S. M., Rodricks, J. V., & Chinchilli, V. M. (1989). Review and update of leukemia risk potentially associated with occupational exposure to benzene. In *Environmental Health*

Perspectives (Vol. 82, pp. 267–281). *Environ Health Perspect.*

<https://doi.org/10.1289/ehp.8982267>

- Buchdahl, R., Daman Willems, C., Vander, M., & Babiker, A. (2000). Associations between ambient ozone, hydrocarbons, and childhood wheezy episodes: A prospective observational study in south east London. *Occupational and Environmental Medicine*, 57(2), 86–93. <https://doi.org/10.1136/oem.57.2.86>
- CENSO. (2017). WEB DISEMINACIÓN CENSO 2017. <http://resultados.censo2017.cl/>
- Chen, A. Y., & Liu, L. F. (1994). DNA Topoisomerases: Essential Enzymes and Lethal Targets. *Annual Review of Pharmacology and Toxicology*, 34(1), 191–218. <https://doi.org/10.1146/annurev.pa.34.040194.001203>
- Chen, H., & Eastmond, D. A. (1995). Topoisomerase inhibition by phenolic metabolites: A potential mechanism for benzene's clastogenic effects. *Carcinogenesis*, 16(10), 2301–2307. <https://doi.org/10.1093/carcin/16.10.2301>
- Choi, D. W., Moon, K. W., Byeon, S. H., Lee, E. Il, Sul, D. G., Lee, J. H., Oh, E. H., & Kim, Y. H. (2009). Indoor volatile organic compounds in atopy patients' houses in South Korea. *Indoor and Built Environment*, 18(2), 144–154. <https://doi.org/10.1177/1420326X08101945>
- Choi, Y. H., Kim, J. H., Lee, B. E., & Hong, Y. C. (2014). Urinary benzene metabolite and insulin resistance in elderly adults. *Science of the Total Environment*, 482–483(1), 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.121>
- Cohen, A. J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H. R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L., Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., ... Forouzanfar, M. H. (2017). Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015. *The Lancet*, 389(10082), 1907–1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)
- Commission, E. (1999). Economic Evaluation of Air Quality Targets for CO and Benzene.
- CONAF (Jaime Araya, Claudia Duprat, Miguel Parra); Alternativas de Reemplazo a la Quema de Residuos Agrícolas y Forestales; Santiago, 2009.
- Crump, K. (1992). Exposure-response analyses of Pliofilm cohort.
- Crump, K. S. (1994). Risk of benzene-induced leukemia: A sensitivity analysis of the pliofilm cohort with additional follow-up and new exposure estimates. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 42(2), 219–242. <https://doi.org/10.1080/15287399409531875>
- Crump, KS; Allen, B. (1984). Quantitative estimates of risk of leukemia from occupational exposure to benzene Prepared for the Occupational Safety and Health Administration.
- De la Cruz, R.; Salazar, C.; Guevara E.; Chávez, D. y Carrillo. A. (2020). El Valor de la Vida Estadística en el Perú. Documento de Trabajo N o 48, Gerencia de Políticas y Análisis Económico.
- Dean, B. J. (1985). Recent findings on the genetic toxicology of benzene, toluene, xylenes and phenols. *Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology*, 154(3), 153–181. [https://doi.org/10.1016/0165-1110\(85\)90016-8](https://doi.org/10.1016/0165-1110(85)90016-8)
- Delfino, R. J., Gong, H., Linn, W. S., Hu, Y., & Pellizzari, E. D. (2003). Respiratory symptoms and peak expiratory flow in children with asthma in relation to volatile organic compounds in exhaled breath and ambient air. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 13(5), 348–363. <https://doi.org/10.1038/sj.jea.7500287>

- Delfino, R. J., Gong, H., Linn, W. S., Pellizzari, E. D., & Hu, Y. (2003). Asthma symptoms in hispanic children and daily ambient exposures to toxic and criteria air pollutants. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 111, Issue 4, pp. 647–656). Public Health Services, US Dept of Health and Human Services. <https://doi.org/10.1289/ehp.5992>
- Delore Pand Borgomano, J. (1928). Leucemie aigue au cours de intoxication benzenique. Sur origine toxique de certaines leucemies aigues et leurs relations avec le anemies graves. *J Med Lyon*, 9, 227.
- Diez, U., Kroeßner, T., Rehwagen, M., Richter, M., Wetzig, H., Schulz, R., Borte, M., Metzner, G., Krumbiegel, P., & Herbarth, O. (2000). Effects of indoor painting and smoking on airway symptoms in atopy risk children in the first year of life results of the LARS-study. In *International Journal of Hygiene and Environmental Health* (Vol. 203, Issue 1, pp. 23–28). Urban & Fischer. [https://doi.org/10.1078/S1438-4639\(04\)70004-8](https://doi.org/10.1078/S1438-4639(04)70004-8)
- Doucouliagos, C., Stanley, T.D. y M. Giles (2012). “Are estimates of the value of a statistical life exaggerated?”, *Journal of Health Economics*, Vol 31, p. 197-206.
- Duarte-Davidson, R., Courage, C., Rushton, L., & Levy, L. (2001). Benzene in the environment: An assessment of the potential risks to the health of the population. In *Occupational and Environmental Medicine* (Vol. 58, Issue 1, pp. 2–13). *Occup Environ Med*. <https://doi.org/10.1136/oem.58.1.2>
- Ducci, M., Tedeschi, D., Rossi, P., Gazzano, A., Villani, C., Voliani, S., Bertozzi, M. A., Martelli, F., & Menchini-Fabris, F. (2001). Assessment of trans, trans-muconic acid in human seminal plasma. *Andrologia*, 33(5), 300–304. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0272.2001.tb01500.x>
- Dutta, A., Roychoudhury, S., Chowdhury, S., & Ray, M. R. (2013). Changes in sputum cytology, airway inflammation and oxidative stress due to chronic inhalation of biomass smoke during cooking in premenopausal rural Indian women. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 216(3), 301–308. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2012.05.005>
- EPA, U. (1985). Interim quantitative cancer unit risk estimates due to inhalation of benzene. Prepared by the Carcinogen Assessment Group, Office of Research and Development.
- EPA, U. (1998). Carcinogenic Effects Of Benzene: An Update (Draft Report).
- EPA, U. (2021). Basic Information about the Integrated Risk Information System | Integrated Risk Information System | US EPA. <https://www.epa.gov/iris/basic-information-about-integrated-risk-information-system>
- Estarlich, M., Ballester, F., Aguilera, I., Fernández-Somoano, A., Lertxundi, A., Llop, S., Freire, C., Tardón, A., Basterrechea, M., Sunyer, J., & Iñiguez, C. (2011). Residential exposure to outdoor air pollution during pregnancy and anthropometric measures at birth in a multicenter cohort in Spain. *Environmental Health Perspectives*, 119(9), 1333–1338. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002918>
- Felix, C. A., Lange, B. J., Hosler, M. R., Fertala, J., & Bjornsti, M.-A. (1995). Chromosome Band 11q23 Translocation Breakpoints Are DNA Topoisomerase II Cleavage Sites. *Cancer Research*, 55(19).
- Frantz, C. E., Chen, H., & Eastmond, D. A. (1996). Inhibition of human topoisomerase II in vitro by bioactive benzene metabolites. *Environmental Health Perspectives*, 104(SUPPL. 6), 1319–1323. <https://doi.org/10.1289/ehp.961041319>
- Gennart, J.P., Sanderson, J.T., Simpson, B. . (1994). Exposure and health risks associated with non-occupational sources of benzene.

- Gentry, J. C. (2007). Benzene production and economics: a review. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering*, 2(4), 272–277. <https://doi.org/10.1002/apj.18>
- Ghantous, H., & Danielsson, B. R. G. (1986). Placental transfer and distribution of toluene, xylene and benzene, and their metabolites during gestation in mice. *Biological Research in Pregnancy and Perinatology*, 7(3), 98–105. <https://europepmc.org/article/med/3778990>
- Gholami, M., Nassehinia, H. R., Jonidi-Jafari, A., Nasser, S., & Esrafil, A. (2014). Comparison of Benzene & Toluene removal from synthetic polluted air with use of Nano photocatalytic TiO₂/ZNO process. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 45. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-45>
- Ghosh, J. K. C., Wilhelm, M., Su, J., Goldberg, D., Cockburn, M., Jerrett, M., & Ritz, B. (2012). Assessing the influence of traffic-related air pollution on risk of term low birth weight on the basis of land-use-based regression models and measures of air toxics. *American Journal of Epidemiology*, 175(12), 1262–1274. <https://doi.org/10.1093/aje/kwr469>
- Gordian, M. E., Stewart, A. W., & Morris, S. S. (2010). Evaporative gasoline emissions and asthma symptoms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7(8), 3051–3062. <https://doi.org/10.3390/ijerph7083051>
- Greaves, M. (1993). *A Natural History for Pediatric Acute Leukemia* (Vol. 82). <http://ashpublications.org/blood/article-pdf/82/4/1043/611804/1043.pdf>
- GreenLab UC. (2014). “Estimación del valor de la vida estadística asociado a contaminación atmosférica y accidentes de tránsito” Informe Final preparado para el Ministerio del Medio Ambiente, 1–217, Santiago.
- Guo, H., Ahn, S., & Zhang, L. (2020). Benzene-associated immunosuppression and chronic inflammation in humans: A systematic review. In *Occupational and Environmental Medicine*. BMJ Publishing Group. <https://doi.org/10.1136/oemed-2020-106517>
- Hartle, R. (1993). Exposure to methyl tert-butyl ether and benzene among service station attendants and operators. *Environmental Health Perspectives*, 101(SUPPL. 6), 23–26. <https://doi.org/10.1289/ehp.93101s623>
- Henderson, R. F. (1996). Species differences in the metabolism of benzene. *Environmental Health Perspectives*, 104(SUPPL. 6), 1173–1175. <https://doi.org/10.1289/ehp.961041173>
- Herberth, G., Bauer, M., Gasch, M., Hinz, D., Röder, S., Olek, S., Kohajda, T., Rolle-Kampczyk, U., Von Bergen, M., Sack, U., Borte, M., & Lehmann, I. (2014). Maternal and cord blood miR-223 expression associates with prenatal tobacco smoke exposure and low regulatory T-cell numbers. *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 133(2). <https://doi.org/10.1016/j.jaci.2013.06.036>
- Heydari, G., Ranjbar Vakilabadi, D., Kermani, M., Rayani, M., Poureshgh, Y., Behroozi, M., Fanaei, F., & Arfaeinia, H. (2020). Load characteristics and inhalation risk assessment of benzene series (BTEX) pollutant in indoor air of Ghalyan and/ or cigarette cafes compared to smoking-free cafes. *Environmental Pollutants and Bioavailability*, 32(1), 26–35. <https://doi.org/10.1080/26395940.2020.1713895>
- Hirsch, T., Weiland, S. K., Von Mutius, E., Safeca, A. F., Gräfe, H., Csaplovics, E., Duhme, H., Keil, U., & Leupold, W. (1999). Inner city air pollution and respiratory health and atopy in children. *European Respiratory Journal*, 14(3), 669–677. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3003.1999.14c29.x>

- Hughes, K., Meek, M. E., & Bartlett, S. (1994). Benzene: Evaluation of Risks to Health from Environmental Exposure in Canada. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*, 12(2), 161–171. <https://doi.org/10.1080/10590509409373437>
- Hulin, M., Caillaud, D., & Annesi-Maesano, I. (2010). Indoor air pollution and childhood asthma: Variations between urban and rural areas. *Indoor Air*, 20(6), 502–514. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2010.00673.x>
- IARC Publications Website - Benzene. (n.d.). Retrieved February 16, 2021, from <https://publications.iarc.fr/Book-And-Report-Series/Iarc-Monographs-On-The-Identification-Of-Carcinogenic-Hazards-To-Humans/Benzene-2018>
- Infante, P. F. (2013a). Benzene and leukemia, Pliofilm revisited: I. An historical review of the leukemia deaths among akron goodyear tire and rubber company employees. In *International Journal of Occupational and Environmental Health* (Vol. 19, Issue 3, pp. 215–222). *Int J Occup Environ Health*. <https://doi.org/10.1179/2049396713Y.0000000029>
- Infante, P. F. (2013b). Benzene and leukemia, Pliofilm revisited: II. Take-home leukemia. In *International Journal of Occupational and Environmental Health* (Vol. 19, Issue 3, pp. 245–247). *Int J Occup Environ Health*. <https://doi.org/10.1179/2049396713Y.0000000032>
- International Energy Agency; *Global Electric Vehicle Outlook 2021*; Paris; 2021.
- Janitz, A. E., Dao, H. D., Campbell, J. E., Stoner, J. A., & Peck, J. D. (2018). Association between benzene and congenital anomalies in Oklahoma, 1997-2009. *Occupational and Environmental Medicine*, 75(11), 822–829. <https://doi.org/10.1136/oemed-2018-105054>
- Javiera Paz Guevara, *Reacondicionamiento Térmico de Viviendas: Criterios de Intervención Integral, Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas; Universidad de Chile, Santiago, 2015.*
- Junge, K. M., Hörnig, F., Herberth, G., Röder, S., Kohajda, T., Rolle-Kampczyk, U., von Bergen, M., Borte, M., Simon, J. C., Heroux, D., Denburg, J. A., & Lehmann, I. (2014). The LINA cohort: Cord blood eosinophil/basophil progenitors predict respiratory outcomes in early infancy. *Clinical Immunology*, 152(1–2), 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.clim.2014.02.013>
- Kajihara, H., Fushimi, A., & Nakanishi, J. (2003). Verification of the effect on risk due to reduction of benzene discharge. *Chemosphere*, 53(4), 285–290. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00014-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00014-6)
- Kim, S., Vermeulen, R., Waidyanatha, S., Johnson, B. A., Lan, Q., Smith, M. T., Zhang, L., Li, G., Shen, M., Yin, S., Rothman, N., & Rappaport, S. M. (2006). Modeling human metabolism of benzene following occupational and environmental exposures. *Cancer Epidemiology Biomarkers and Prevention*, 15(11), 2246–2252. <https://doi.org/10.1158/1055-9965.EPI-06-0262>
- Kolachana, P., Subrahmanyam, V. V, Meyer, K. B., Zhang, L., & Smith, M. T. (1993). Benzene and Its Phenolic Metabolites Produce Oxidative DNA Damage in HL60 Cells in Vitro and in the Bone Marrow in Vivo1.
- Lagorio, S., Tagesson, C., Forastiere, F., Iavarone, I., Axelson, O., & Carere, A. (1994). Exposure to benzene and urinary concentrations of 8-hydroxydeoxyguanosine, a biological marker of oxidative damage to DNA. *Occupational and Environmental Medicine*, 51(11), 739–743. <https://doi.org/10.1136/oem.51.11.739>
- Leaseplan, *The Total Cost of Ownership of Electric Vehicles*. https://insights.leaseplan.co.uk/wp-content/uploads/2019/10/LeasePlan-White-paper_TCO-of-EVs.pdf.

- Lehmann, I., Rehwagen, M., Diez, U., Seiffart, A., Rolle-Kampczyk, U., Richter, M., Wetzig, H., Borte, M., & Herbarth, O. (2001). Enhanced in vivo IgE production and T cell polarization toward the type 2 phenotype in association with indoor exposure to VOC: Results of the LARS study. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 204(4), 211–221. <https://doi.org/10.1078/1438-4639-00100>
- Levay, G., & Bodell, W. J. (1992). Potentiation of DNA adduct formation in HL-60 cells by combinations of benzene metabolites. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 89(15), 7105–7109. <https://doi.org/10.1073/pnas.89.15.7105>
- Llop, S., Ballester, F., Estarlich, M., Esplugues, A., Rebagliato, M., & Iñiguez, C. (2010). Preterm birth and exposure to air pollutants during pregnancy. *Environmental Research*, 110(8), 778–785. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2010.09.009>
- Lupo, P. J., Symanski, E., Kim Waller, D., Chan, W., Langlois, P. H., Canfield, M. A., & Mitchell, L. E. (2011). Maternal exposure to ambient levels of Benzene and Neural tube defects among offspring: Texas, 1999-2004. *Environmental Health Perspectives*, 119(3), 397–402. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002212>
- Lutz, W. K. (1986). Quantitative evaluation of DNA binding data for risk estimation and for classification of direct and indirect carcinogens. *Journal of Cancer Research and Clinical Oncology*, 112(2), 85–91. <https://doi.org/10.1007/BF00404387>
- Marčiulaitienė, E., Šerevičienė, V., Baltrėnas, P., & Baltrėnaitė, E. (2017). The characteristics of BTEX concentration in various types of environment in the Baltic Sea Region, Lithuania. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(4), 4162–4173. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8204-x>
- Martins, P. C., Valente, J., Papoila, A. L., Caires, I., Araújo-Martins, J., Matae, P., Lopes, M., Torres, S., Rosado-Pinto, J., Borrego, C., Annesi-Maesano, I., & Neuparth, N. (2012). Airways changes related to air pollution exposure in wheezing children. *European Respiratory Journal*, 39(2), 246–253. <https://doi.org/10.1183/09031936.00025111>
- Medinsky, M. A., Schlosser, P. M., & Bond, J. A. (1994). Critical issues in benzene toxicity and metabolism: The effect of interactions with other organic chemicals on risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 102(SUPPL. 9), 119–124. <https://doi.org/10.1289/ehp.94102s9119>
- Medinsky, Michele A., Kenyon, E. M., Seaton, M. J., & Schlosser, P. M. (1996). Mechanistic considerations in benzene physiological model development. *Environmental Health Perspectives*, 104(SUPPL. 6), 1399–1404. <https://doi.org/10.1289/ehp.961041399>
- Ministerio de Desarrollo Social; Estimación de la Tasa Social de Descuento en el largo plazo, en el marco del Sistema Nacional de Inversiones; Santiago; 2014 (Asesorías e Inversiones Rauquén 2 Limitada, Gonzalo Edwards autor)
- Ministerio de Salud. Guía Clínica AUGÉ Leucemia en personas de 15 años y más. Santiago: Minsal 2013.
- Montero-Montoya, R., López-Vargas, R., & Arellano-Aguilar, O. (2018). Volatile organic compounds in air: Sources, distribution, exposure and associated illnesses in children. In *Annals of Global Health* (Vol. 84, Issue 2, pp. 225–238). Levy Library Press. <https://doi.org/10.29024/aogh.910>
- Mukherjee, B., Dutta, A., Chowdhury, S., Roychoudhury, S., & Ray, M. R. (2014). Reduction of DNA mismatch repair protein expression in airway epithelial cells of premenopausal women

- chronically exposed to biomass smoke. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2826–2836. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2218-4>
- Nicolai, T., Carr, D., Weiland, S. K., Duhme, H., von Ehrenstein, O., Wagner, C., & von Mutius, E. (2003). Urban traffic and pollutant exposure related to respiratory outcomes and atopy in a large sample of children. *European Respiratory Journal*, 21(6), 956–963. <https://doi.org/10.1183/09031936.03.00041103a>
 - North, C. M., Rooseboom, M., Kocabas, N. A., Schnatter, A. R., Faulhammer, F., & Williams, S. D. (2020). Modes of action considerations in threshold expectations for health effects of benzene. *Toxicology Letters*, 334, 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.toxlet.2020.09.005>
 - Nucifora, G., & Rowley, J. D. (1995). AML1 and the 8;21 and 3;21 translocations in acute and chronic myeloid leukemia. In *Blood* (Vol. 86, Issue 1, pp. 1–14). American Society of Hematology. <https://doi.org/10.1182/blood.v86.1.1.bloodjournal8611>
 - Organización Mundial de la Salud (2016). *International statistical classification of diseases and related health problems: 10th revision (Fifth Edition)*. Vols.: 1-3. Paris, Francia. ISBN-10 9241549165 <http://apps.who.int/classifications/icd10/browse/2016/en>
 - Ostro B. & L. Chestnut. (1998). Assessing the Health Benefits of Reducing Particulate Matter Air Pollution in the United States. *Environ. Research, Section A* 76, 94-106. ER973799.
 - Paustenbach, D. J., Bass, R. D., & Price, P. (1993). Benzene toxicity and risk assessment, 1972-1992: Implications for future regulation. *Environmental Health Perspectives*, 101(SUPPL. 6), 177–200. <https://doi.org/10.1289/ehp.93101s6177>
 - Paustenbach, D. J., Price, P. S., Ollison, M. W., Blank, C., Jernigan, J. D., Bass, R. D., Peterson, H. D., & Paustenbach, D. J. (1992). Reevaluation of benzene exposure for the pliofilm (rubberworker) cohort (1936-1976). *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 36(3), 177–231. <https://doi.org/10.1080/15287399209531633>
 - Paxton, M. B. (1996). Leukemia risk associated with benzene exposure in the pliofilm cohort. *Environmental Health Perspectives*, 104(SUPPL. 6), 1431–1436. <https://doi.org/10.1289/ehp.961041431>
 - Paxton, MB; Chinchilli, V; Brett, S. et al. (1992). Reanalysis and update of the leukemogenic risk associated with occupational benzene exposure in Pliofilm cohort.
 - Pelallo-Martínez, N. A., Batres-Esquivel, L., Carrizales-Yañez, L., & Díaz-Barriga, F. M. (2014). Genotoxic and hematological effects in children exposed to a chemical mixture in a petrochemical area in Mexico. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(1), 1–8. <https://doi.org/10.1007/s00244-014-9999-4>
 - Pénard-Morand, C., Raheison, C., Charpin, D., Kopferschmitt, C., Lavaud, F., Caillaud, D., & Annesi-Maesano, I. (2010). Long-term exposure to close-proximity air pollution and asthma and allergies in urban children. *European Respiratory Journal*, 36(1), 33–40. <https://doi.org/10.1183/09031936.00116109>
 - Porstmann, Boke, Hartwig, Kaaden, Rosenlehner, Schupp, Stiller, & Wichmann. (1994). Benzol und Toluol in Kinderzimmern. *Staub - Reinhalt. Luft*, 54, 147–153.
 - Powley, M. W., & Carlson, G. P. (1999). Species comparison of hepatic and pulmonary metabolism of benzene. *Toxicology*, 139(3), 207–217. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(99\)00134-1](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(99)00134-1)

- Powley, M. W., & Carlson, G. P. (2001). Hepatic and pulmonary microsomal benzene metabolism in CYP2E1 knockout mice. *Toxicology*, 169(3), 187–194. [https://doi.org/10.1016/S0300-483X\(01\)00519-4](https://doi.org/10.1016/S0300-483X(01)00519-4)
- Rappaport, S. M., Kim, S., Lan, Q., Vermeulen, R., Waidyanatha, S., Zhang, L., Li, G., Yin, S., Hayes, R. B., Rothman, N., & Smith, M. T. (2009). Evidence that humans metabolize benzene via two pathways. *Environmental Health Perspectives*, 117(6), 946–952. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800510>
- Rhomberg, L., Goodman, J., Tao, G., Zu, K., Chandalia, J., Williams, P. R. D., & Allen, B. (2016). Evaluation of Acute Nonlymphocytic Leukemia and Its Subtypes with Updated Benzene Exposure and Mortality Estimates. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 58(4), 414–420. <https://doi.org/10.1097/JOM.0000000000000689>
- Rinsky, R. A., Smith, A. B., Hornung, R., Filloon, T. G., Young, R. J., Okun, A. H., & Landrigan, P. J. (1987). Benzene and Leukemia. *New England Journal of Medicine*, 316(17), 1044–1050. <https://doi.org/10.1056/nejm198704233161702>
- Rinsky, R. A., Young, R. J., & Smith, A. B. (1981). Leukemia in benzene workers. *American Journal of Industrial Medicine*, 2(3), 217–245. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700020305>
- Rive, S., Hulin, M., Baiz, N., Hassani, Y., Kigninman, H., Toloba, Y., Caillaud, D., & Annesi-Maesano, I. (2013). Urinary S-PMA related to indoor benzene and asthma in children. *Inhalation Toxicology*, 25(7), 373–382. <https://doi.org/10.3109/08958378.2013.790522>
- Robertson, M. L., Eastmond, D. A., & Smith, M. T. (1991). Two benzene metabolites, catechol and hydroquinone, produce a synergistic induction of micronuclei and toxicity in cultured human lymphocytes. *Mutation Research - Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 249(1), 201–209. [https://doi.org/10.1016/0027-5107\(91\)90147-G](https://doi.org/10.1016/0027-5107(91)90147-G)
- Rolle-Kampczyk, U. E., Rehwagen, M., Diez, U., Richter, M., Herbarth, O., & Borte, M. (2002). Passive Smoking, Excretion of Metabolites, and Health Effects: Results of the Leipzig's Allergy Risk Study (LARS). *Archives of Environmental Health*, 57(4), 326–331. <https://doi.org/10.1080/00039890209601416>
- Ross, D. (1996). Metabolic basis of benzene toxicity. *European Journal of Haematology, Supplement*, 57(60), 111–118. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0609.1996.tb01656.x>
- Rostami, R., Fazlzadeh, M., Babaei-Pouya, A., Abazari, M., Rastgho, L., Ghasemi, R., & Saranjam, B. (2021). Exposure to BTEX concentration and the related health risk assessment in printing and copying centers. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–12. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12873-2>
- Rothman, N., Li, G. L., Dosemeci, M., Bechtold, W. E., Marti, G. E., Wang, Y. Z., Linet, M., Xi, L. Q., Lu, W., Smith, M. T., Titenko-Holland, N., Zhang, L. P., Blot, W., Yin, S. N., & Hayes, R. B. (1996). Hematotoxicity among Chinese workers heavily exposed to benzene. *American Journal of Industrial Medicine*, 29(3), 236–246. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0274\(199603\)29:3<236::AID-AJIM3>3.0.CO;2-O](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0274(199603)29:3<236::AID-AJIM3>3.0.CO;2-O)
- Rumchev, K., Spickett, J., Bulsara, M., Phillips, M., & Stick, S. (2004). Association of domestic exposure to volatile organic compounds with asthma in young children. *Thorax*, 59(9), 746–751. <https://doi.org/10.1136/thx.2003.013680>
- Saijo, Y., Kishi, R., Sata, F., Katakura, Y., Urashima, Y., Hatakeyama, A., Kobayashi, S., Jin, K., Kurahashi, N., Kondo, T., Gong, Y. Y., & Umemura, T. (2004). Symptoms in relation to chemicals

and dampness in newly built dwellings. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 77(7), 461–470. <https://doi.org/10.1007/s00420-004-0535-0>

- Sammett, D., Lee, E. W., Kocsis, J. J., & Snyder, R. (1979). Partial hepatectomy reduces both metabolism and toxicity of benzene. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 5(5), 785–792. <https://doi.org/10.1080/15287397909529789>
- Santesson. (1897). *Über chronische vergiftung mit steinkohlentheerbenzin, vir todesfalle*. *Arch Hyg Berl*, 31, 336.
- Sasiadek, M., & Jagielski, J. (1990). Genotoxic effects observed in workers occupationally exposed to organic solvents. *Polish Journal of Occupational Medicine*, 3(1), 103–108. <https://europepmc.org/article/med/2132930>
- Scherer, G., Ruppert, T., Daube, H., Kossien, I., Riedel, K., Tricker, A. R., & Adlkofer, F. (1995). Contribution of tobacco smoke to environmental benzene exposure in Germany. *Environment International*, 21(6), 779–789. [https://doi.org/10.1016/0160-4120\(95\)00086-9](https://doi.org/10.1016/0160-4120(95)00086-9)
- Sekar, A., Varghese, G. K., & Ravi Varma, M. K. (2019). Analysis of benzene air quality standards, monitoring methods and concentrations in indoor and outdoor environment. In *Heliyon* (Vol. 5, Issue 11). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02918>
- Shah, J. J., & Singh, H. B. (1988). Distribution of volatile organic chemicals in outdoor and indoor air. *Environmental Science and Technology*, 22(12), 1381–1388. <https://doi.org/10.1021/es00177a001>
- Sheets, P. L., Yost, G. S., & Carlson, G. P. (2004). Benzene metabolism in human lung cell lines BEAS-2B and A549 and cells overexpressing CYP2F1. *Journal of Biochemical and Molecular Toxicology*, 18(2), 92–99. <https://doi.org/10.1002/jbt.20010>
- Shuai, J., Kim, S., Ryu, H., Park, J., Lee, C. K., Kim, G. B., Ultra, V. U., & Yang, W. (2018). Health risk assessment of volatile organic compounds exposure near Daegu dyeing industrial complex in South Korea. *BMC Public Health*, 18(1). <https://doi.org/10.1186/s12889-018-5454-1>
- Slama, R., Thiebaugeorges, O., Goua, V., Aussel, L., Sacco, P., Bohet, A., Forhan, A., Ducot, B., Annesi-Maesano, I., Heinrich, J., Magnin, G., Schweitzer, M., Kaminski, M., & Charles, M. A. (2009). Maternal personal exposure to airborne benzene and intrauterine growth. *Environmental Health Perspectives*, 117(8), 1313–1321. <https://doi.org/10.1289/ehp.0800465>
- Smargiassi, A., Goldberg, M. S., Wheeler, A. J., Plante, C., Valois, M. F., Mallach, G., Kauri, L. M., Shutt, R., Bartlett, S., Raphoz, M., & Liu, L. (2014). Associations between personal exposure to air pollutants and lung function tests and cardiovascular indices among children with asthma living near an industrial complex and petroleum refineries. *Environmental Research*, 132, 38–45. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.03.030>
- Smith, M. T., Yager, J. W., Steinmetz, K. L., & Eastmond, D. A. (1989). Peroxidase-dependent metabolism of benzene's phenolic metabolites and its potential role in benzene toxicity and carcinogenicity. In *Environmental Health Perspectives* (Vol. 82, pp. 23–29). *Environ Health Perspect*. <https://doi.org/10.1289/ehp.898223>
- Smith, Martyn T. (1996). The mechanism of benzene-induced leukemia: A hypothesis and speculations on the causes of leukemia. *Environmental Health Perspectives*, 104(SUPPL. 6), 1219–1225. <https://doi.org/10.1289/ehp.961041219>
- Smith, Martyn T. (2010). Advances in understanding benzene health effects and susceptibility. In *Annual Review of Public Health* (Vol. 31, pp. 133–148). *Annu Rev Public Health*. <https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.012809.103646>

- Subrahmanyam, V. V., Ross, D., Eastmond, D. A., & Smith, M. T. (1991). Potential role of free radicals in benzene-induced myelotoxicity and leukemia. *Free Radical Biology and Medicine*, 11(5), 495–515. [https://doi.org/10.1016/0891-5849\(91\)90063-9](https://doi.org/10.1016/0891-5849(91)90063-9)
- Superintendencia de Salud. (junio 2021) <http://www.supersalud.gob.cl/difusion/665/w3-article-3695.html>
- Sze, C.-C., Shi, C.-Y., & Ong, C.-N. (1996). Cytotoxicity and DNA Strand Breaks Induced by Benzene and its Metabolites in Chinese Hamster Ovary Cells. *Journal of Applied Toxicology*, 16(3), 259–264. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1263\(199605\)16:3<259::AID-JAT342>3.0.CO;2-A](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1263(199605)16:3<259::AID-JAT342>3.0.CO;2-A)
- The International Council on Clean Transportation (ICCT) (Freda Fung and Bob Marwell); Onboard Refueling Vapor Recovery, Evaluation of the ORVR Program in the United States; Washington D.C., 2011.
- Tung, E. W. Y., Philbrook, N. A., MacDonald, K. D. D., & Winn, L. M. (2012). DNA double-strand breaks and DNA recombination in benzene metabolite-induced genotoxicity. *Toxicological Sciences*, 126(2), 569–577. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfs001>
- Vásquez, A. (2006). “El Valor de la Vida Estadística y sus aplicaciones a la Fiscalización de la Industria de Hidrocarburos”. Documento de Trabajo No 18, Oficina de Estudios Económicos - OSINERGMIN.
- Viscusi, K. (1993). The value of Risks to Life and Health. *Journal of Economic Literature*. Vol. XXXI
- Waidyanatha, S., Sangaiah, R., & Rappaport, S. M. (2005). Characterization and quantification of cysteinyl adducts of benzene diol epoxide. *Chemical Research in Toxicology*, 18(7), 1178–1185. <https://doi.org/10.1021/tx0500981>
- Wallace, L. A. (1989). Major sources of benzene exposure. *Environmental Health Perspectives*, 82, 165–169. <https://doi.org/10.1289/ehp.8982165>
- Wallner, P., Kundi, M., Moshhammer, H., Piegler, K., Hohenblum, P., Scharf, S., Fröhlich, M., Damberger, B., Tappler, P., & Hutter, H. P. (2012). Indoor air in schools and lung function of Austrian school children. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(7), 1976–1982. <https://doi.org/10.1039/c2em30059a>
- WHO. (1993). Benzene (EHC 150, 1993). <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc150.htm>
- WHO. (2000). Air quality guidelines for Europe (2nd ed.). <https://apps.who.int/iris/handle/10665/107335>
- Wolman, S. R. (1977). Cytologic and cytogenetic effects of benzene. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 3(suppl-2), 63–68. <https://europemc.org/article/med/342716>
- Xu, X., Freeman, N. C., Dailey, A. B., Ilacqua, V. A., Kearney, G. D., & Talbott, E. O. (2009). Association between exposure to alkylbenzenes and cardiovascular disease among National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) participants. *International Journal of Occupational and Environmental Health*, 15(4), 385–391. <https://doi.org/10.1179/oeh.2009.15.4.385>
- Yaduma, N., Kortelainen, M. & Wossink, A. (2013). Estimating Mortality and Economic Costs of Particulate Air Pollution in Developing Countries: The Case of Nigeria. *Environ Resource Econ.* 54: 361. <https://doi.org/10.1007/s10640-012-9598-7>

- Yager, J. W., Eastmond, D. A., Robertson, M. L., Paradisin, W. M., & Smith, M. T. (1990). Characterization of Micronuclei Induced in Human Lymphocytes by Benzene Metabolites1. In *CANCER RESEARCH* (Vol. 50).
- Yoon, H. I., Hong, Y. C., Cho, S. H., Kim, H., Kim, Y. H., Sohn, J. R., Kwon, M., Park, S. H., Cho, M. H., & Cheong, H. K. (2010). Exposure to volatile organic compounds and loss of pulmonary function in the elderly. *European Respiratory Journal*, 36(6), 1270–1276. <https://doi.org/10.1183/09031936.00153509>
- Zahran, S., Weiler, S., Mielke, H. W., & Pena, A. A. (2012). Maternal benzene exposure and low birth weight risk in the United States: A natural experiment in gasoline reformulation. *Environmental Research*, 112, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2011.11.008>
- Zhang, L., Venkatesh, P., Robertson Creek, M. L., & Smith, M. T. (1994). Detection of 1,2,4-benzenetriol induced aneuploidy and microtubule disruption by fluorescence in situ hybridization and immunocytochemistry. *Mutation Research/Genetic Toxicology*, 320(4), 315–327. [https://doi.org/10.1016/0165-1218\(94\)90084-1](https://doi.org/10.1016/0165-1218(94)90084-1)
- Zhou, C., Baiz, N., Banerjee, S., Charpin, D. A., Caillaud, D., De Blay, F., Raherison, C., Lavaud, F., & Annesi-Maesano, I. (2013). The relationships between ambient air pollutants and childhood asthma and eczema are modified by emotion and conduct problems. *Annals of Epidemiology*, 23(12), 778-783.e3. <https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2013.09.004>
- INE (2020) https://redatam-ine.ine.cl/redbin/RpWebEngine.exe/Portal?BASE=CENSO_2017&lang=esp
- Fonasa (2020) <https://www.fonasa.cl/sites/fonasa/inicio2>
- Superintendencia de Salud <https://www.supersalud.gob.cl/documentacion/666/w3-propertyvalue-3742.html>
- Ministerio de Desarrollo Social (2020) Casen 2017: Observatorio Nacional

SIGLAS y ABREVIACIONES

Sigla	Significado
ADN	Ácido Desoxirribonucleico
Agencia SE	Agencia de Sostenibilidad Energética
AGIES	Análisis General de Impacto Económico y Social
AMB	Arturo Merino Benítez (aeropuerto)
AML	Leucemia Mieloide Aguda
BC	Banco Central de Chile
BTEX	Benceno, Tolueno, Etil-benceno, Xileno
CAPEX	Capital Expenditure
CDT	Corporación de Desarrollo Tecnológico (Cámara Chilena de la Construcción)
CLP	Pesos Chilenos
CNE	Comisión Nacional de Energía
CONAF	Corporación Nacional Forestal
CORFO	Corporación de Fomento de la Producción
COVs	Compuestos Orgánicos Volátiles
CQP	Concón, Quintero y Puchuncaví
CYP	Enzimas de citocromo
DALY	Disability Adjusted Life Year (año de vida ajustado por discapacidad)
DAP	Disposición a pagar
DGAC	Dirección General de Aeronáutica Civil
EBC	Condensado exhalado
EBD	Environmental Burden of Disease (carga ambiental de la enfermedad)
ENAP	Empresa Nacional de Petróleo
EPA	Environmental Protection Agency (Estados Unidos)
EV (VE)	Electric Vehicle (Vehículo Eléctrico)
FE	Factor de Emisión
FEC	Factor de Emisión-Concentración
FEF	Flujo expirado forzado
FEV	Forced expired volume (volumen expirado forzado)
FMI	Fondo Monetario Internacional
FVC	Capacidad vital forzada
GLP	Gas Licuado de Petróleo
GST	Glutation-S-Transferasa
HDI	Human Development Index
HOMA-IR	Evaluación de modelo homeoestático
HQ	Hazard Quotient

IARC	Agencia Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer
ICD	
ICE	Internal Combustion Engine (vehículo con motor de combustión interna)
INE	Instituto Nacional de Estadísticas
INFOR	Instituto Forestal
IRIS	Integrated Risk Information System
JAC	Junta de Aeronáutica Civil
LC ₅₀	Concentración capaz de matar al 50% de los individuos expuestos
MINSAL	Ministerio de Salud
MM	Millones
MMA	Ministerio de Medio Ambiente
MOA	Mode of Action (modo de acción)
MPO	Mieoloperoxidasa
MWh	Megawatt-hora
MZC	Mega Zona Central
NA	Nivel de actividad
NAAQS	National Ambient Air Quality Standards
µg/m ³	Microgramo por metro cúbico
ODEPA	Oficina de Planificación del Ministerio de Agricultura
OGUC	Ordenanza General de Urbanismo y Construcción
OMS (WHO)	Organización Mundial de la Salud (World Health Organisation)
OPEX	Operational Expenditure
ORVR	Onboard Refueling Vapor Recovery (recuperación de vapor en el vehículo)
PAF	
PIB	Producto Interno Bruto
PPDA	Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica
RETC	Registro de Emisiones y Transferencias de Contaminantes
RfC	Concentración de Referencia
SEC	Superintendencia de Electricidad y Combustibles
SICTER	Sistema de Declaración de Centrales Termoeléctricas
SIV	Sistema de Impuestos Verdes
TCO	Total Cost of Ownership (costo total de propiedad o posesión)
UE	Unión Europea
VE	Valor de Vida Estadística
YLD	Years Life of Disability
YLL	Years of Life Lost

ANEXO I: Mapas de ubicación de puntos de monitoreo campañas de monitoreo.

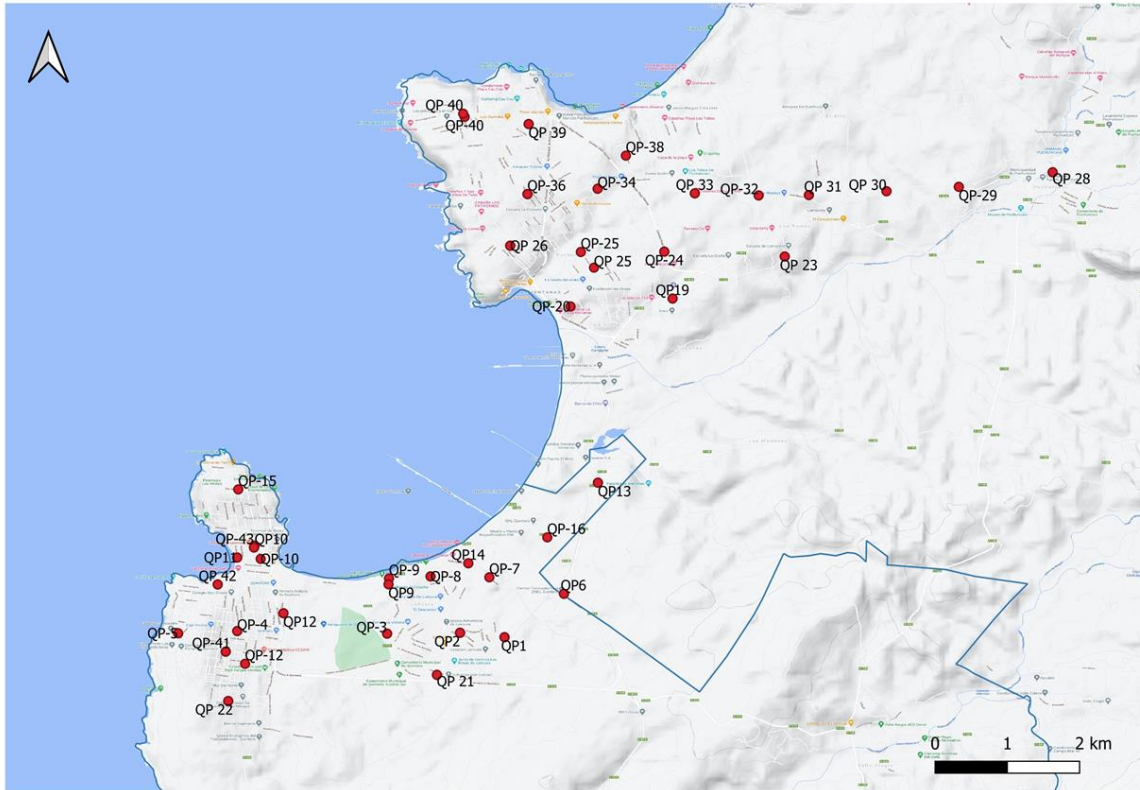


Figura 0.1: Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos en las comunas de Puchuncaví-Quintero, campaña 2020.



Figura 0.2: Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos en la comuna de Concón, campaña 2020.

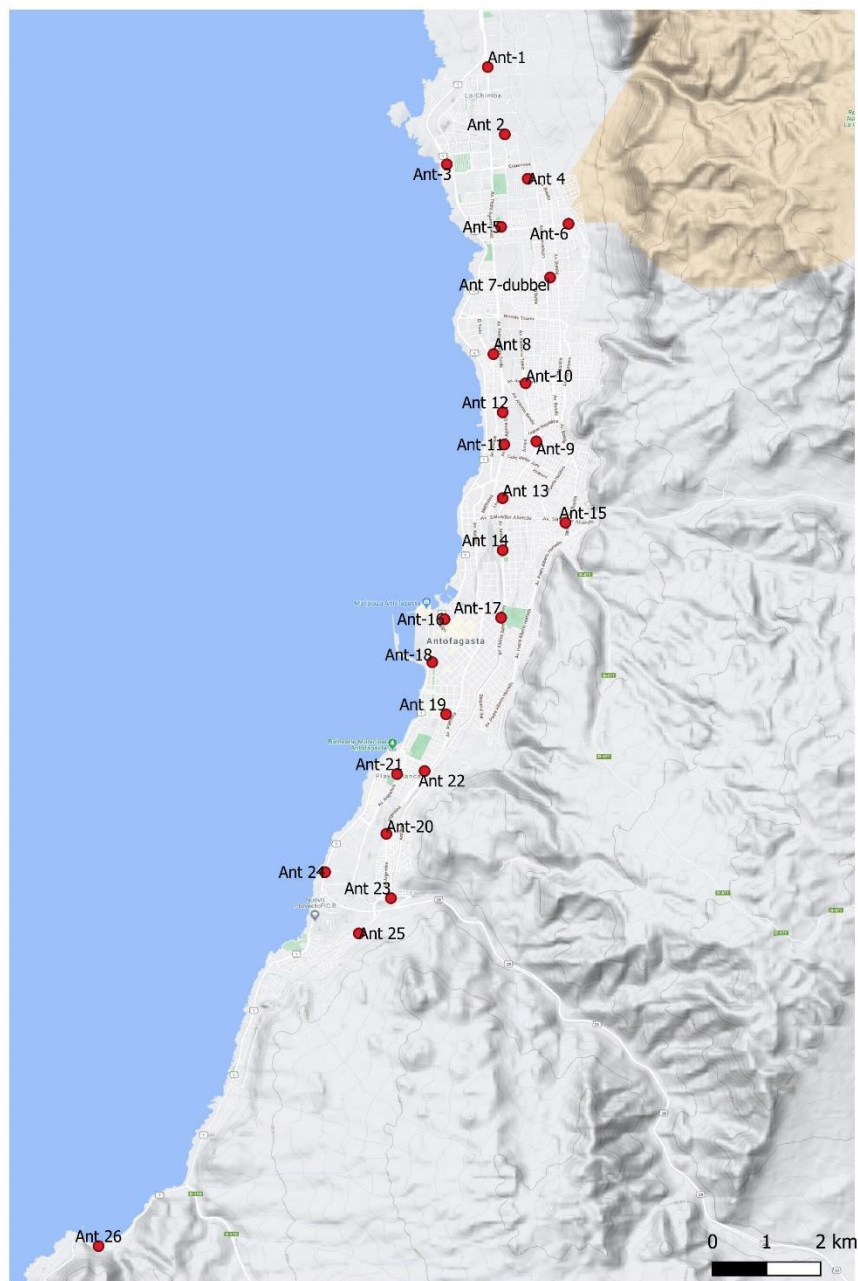


Figura 0.3 Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos en Antofagasta, campaña 2020.

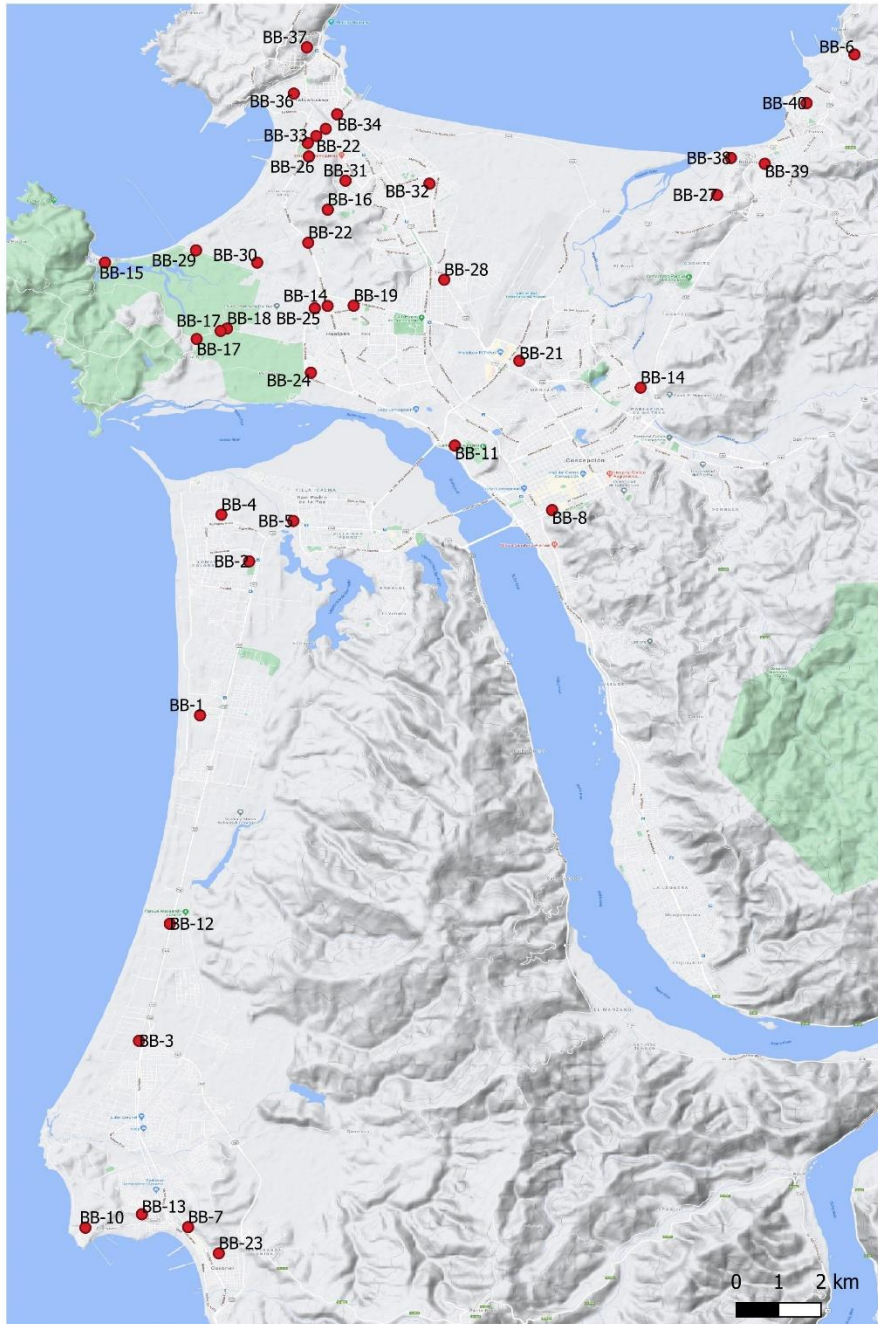


Figura 0.4: Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos la Región del Bío Bío, campaña 2020.

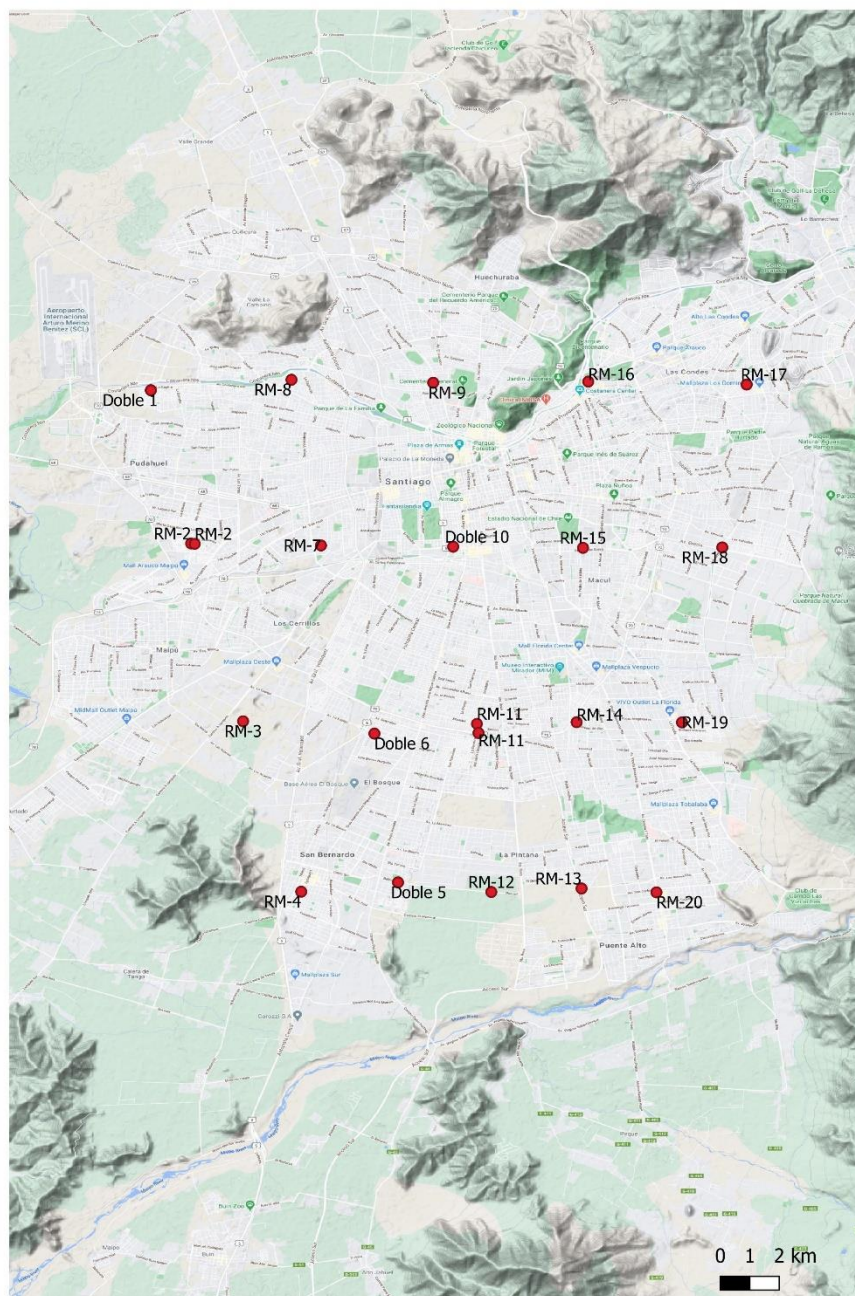


Figura 0.5: Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos la RM, campaña 2020.

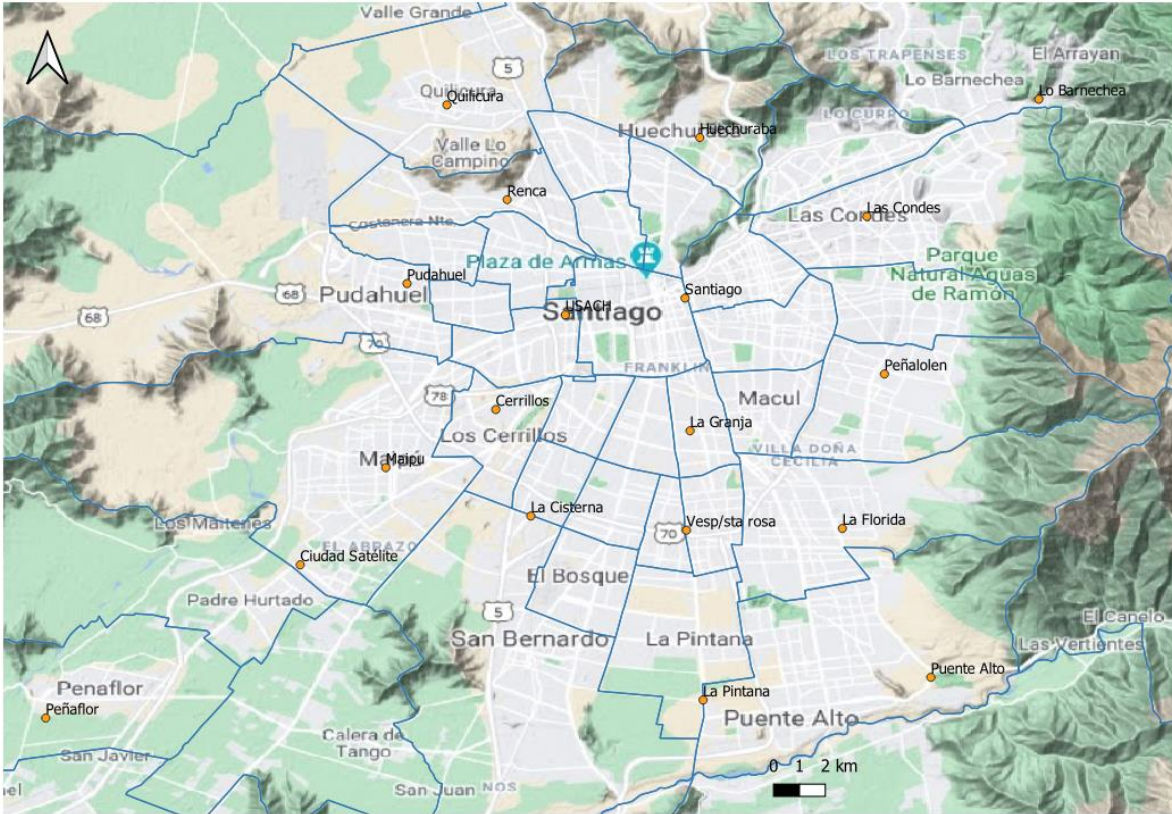


Figura 0.6: Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos la Región de la Región Metropolitana, campaña 2009 y 2010.

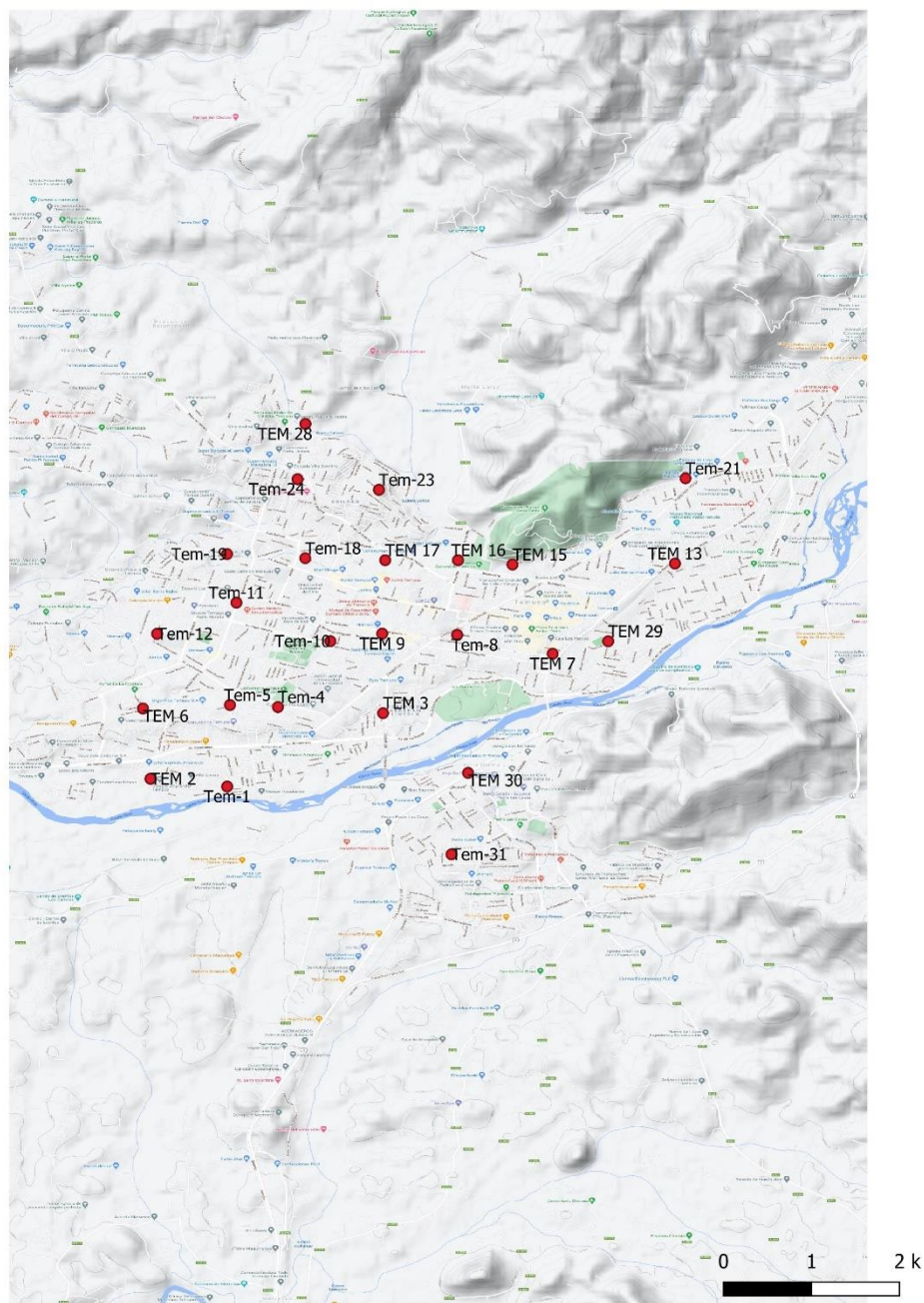


Figura 0.7 Mapa de ubicación de puntos de monitoreo de tubos pasivos la Región de la Araucanía, campaña 2020.

ANEXO II: Inventario de emisiones COV's y Benceno

El detalle de los cálculos se entrega en el archivo digital ANEXO II, Memo_Inventario.zip

Fuentes de información para la elaboración de inventarios de emisiones.

Las emisiones por tipo de actividad económica se estiman como el producto entre un nivel de esa actividad y un factor de emisión, que se representa en la ecuación:

$$E = NA * FE$$

Donde

- E: emisión
- NA: nivel de actividad
- FE: factor de emisión

Todas las fuentes utilizaron esta metodología de cálculo de emisiones, con excepción de las fuentes fijas, en donde se tomaron las emisiones declaradas en el sistema RETC y se complementaron con las declaraciones de emisiones de fuentes industriales afectas al Plan de Descontaminación Atmosférica de las comunas de Puchuncaví, Quintero y Concón.

Los niveles de actividad se obtienen de estadísticas o estudios específicos que muestran la cantidad de producto o servicio asociado a una fuente emisora en un período de tiempo dado y para una zona geográfica específica. Los factores de emisión se obtienen, generalmente, de la literatura especializada. Es posible obtener factores de emisión por medición directa de las fuentes, pero, como este es un proceso caro, es más común recurrir a factores de emisión ya calculados por agencias ambientales.

A continuación, para cada categoría de fuente emisora, se señalan las fuentes de información de donde se han obtenido los datos que permiten el cálculo de las emisiones.

Fuentes Fijas

La información de fuentes fijas fue obtenida desde el portal RETC <https://retc.mma.gob.cl/>. Se solicitó además información de los niveles de operación para el año 2018.

La información de declaraciones de emisiones de COVs en el marco del Plan PQC fue obtenida mediante correo electrónico, con el siguiente detalle.

Tabla 0.1: Emisiones de COVs declaradas por aquellas industrias reguladas en el marco del Plan de Descontaminación Puchuncaví Quintero Concón.

Contaminante	Fuente	Emisión Ton/año (2018)	Observación
COV	EMPRESA NACIONAL DEL PETROLEO (ENAP)	576,90	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	PLANTA LIPIGAS CON CON	151,00	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	ENAP TERMINAL MARITIMO DE QUINTERO	98,00	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	PLANTAS QUINTERO	33,93	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	OXIQUIM SA	23,46	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	ABSTIBLE	15,53	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	ENEL CENTRAL QUINTERO	10,32	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	TERMINAL MARITIMO GNL QUINTERO	4,00	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	PLANTA COPEC CONCON	3,77	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	STYROPEK	3,00	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	MT CEMCOGAS	2,43	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	GASMAR S A	1,00	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	CENTRALES TÉRMICAS AES GENER	0,874	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	LINDE PLANTA CONCON	0,49	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	BASF PLANTA CONCON	0,2502	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	SONACOL CENTRAL CONCON	0,1028	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	METSO MINERALS	0,084	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020

Contaminante	Fuente	Emisión Ton/año (2018)	Observación
COV	DEPOSITOS ASFALTICOS SA	0,06	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	SONACOL CENTRAL EL BATO	0,0429	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	ENEX PLANTA GREDA ALTA	0,041	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	TECNORED PLANTA CON CON	0,0345	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
COV	BITUMIX PLANTA CONCÓN	0,0041	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
COV	CORPORACIÓN NACIONAL DEL COBRE	0,0029	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	PLANTA COPEC CONCON	15,40	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	TECNORED PLANTA CON CON	9,18	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	EMPRESA NACIONAL DEL PETROLEO (ENAP)	2,9575	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	ENAP TERMINAL MARITIMO DE QUINTERO	0,5417	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	PLANTAS COPEC QUINTERO	0,54	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	METSO MINERALS	0.15	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	PLANTA LIPIGAS CON CON	0,0852	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
BENCENO Y ETIL BENCENO	ENEL CENTRAL QUINTERO	0,0170	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	BASF PLANTA CONCON	0,0093	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	GASMAR S A	0,0018	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019

Contaminante	Fuente	Emisión Ton/año (2018)	Observación
BENCENO Y ETIL BENCENO	OXIQUIM SA	0,0005	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	SONACOL CENTRAL CONCON	0,0003	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	SONACOL CENTRAL EL BATO	0,0001	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	CENTRALES TÉRMICAS AES GENER	0,00	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
BENCENO Y ETIL BENCENO	DEPOSITOS ASFALTICOS SA	0,00	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” cumplidos los 6 meses en el 2019
TOLUENO	EMPRESA NACIONAL DEL PETROLEO (ENAP)	4,69	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
TOLUENO	ENAP TERMINAL MARITIMO DE QUINTERO	1,30	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	PLANTAS COPEC QUINTERO	1,025	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
TOLUENO	CENTRAL QUINTERO	0,676	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	SONACOL CENTRAL EL BATO	0,501	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	TECNORED PLANTA CON CON	0,403	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	ENEL CENTRAL QUINTERO	0,171	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	REFINERIA VENTANAS	0,0856	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	PLANTA COPEC CONCON	0,083	Informe actualización Seremi de Salud enero 2020
TOLUENO	PLANTA LIPIGAS CON CON	0,0374	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019

Contaminante	Fuente	Emisión Ton/año (2018)	Observación
TOLUENO	BASF PLANTA CONCON	0,0146	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	DEPOSITOS ASFALTICOS SA	0,012	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	GASMAR S A	0,0008	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	OXIQUIM SA	0,0007	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	CENTRALES TÉRMICAS AES GENER	0,0001	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019
TOLUENO	SONACOL CENTRAL CONCON	0,0001	emisiones bajadas de la plataforma Ventanilla Única “declaración de emisiones 138/05” en septiembre 2019

Ambas bases de datos se entregan en formato digital (planillas de cálculo Excel), junto al presente informe.

Fuentes de área

Quema de leña

Los datos de consumo de leña se obtienen del estudio del Ministerio de Energía, elaborado por CDT, en 2015:

“Medición del Consumo Nacional de Leña y otros Combustibles Sólidos derivados de la Madera”; Santiago; 2015.

El estudio se encuentra disponible en: <https://calefaccionsustentable.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2017/09/Medicion-del-consumo-nacional-de-leña-y-otros-combustibles-solidos-derivados-de-la-madera.pdf>

Los datos incluyen consumo por región (página 65), penetración del consumo por hogares (página 62), viviendas que consumen leña (pág. 67), consumo promedio por hogar (pág. 65), tipo de artefacto y proporción de uso por región (pág. 89), estacionalidad del consumo (pág. 90), tipo de leña y densidad (pág. 87 y 212) y humedad de la leña por región (pág. 219).

La información anterior se complementa con dos monografías publicadas por INFOR, una para la región de Los Ríos y otra para la Región de Maule:

Consumo de Combustibles derivados de la Madera y Transición energética en la Región de Los Ríos; Informe BES, N° 6, Año 3, enero de 2017.

Consumo de Combustibles derivados de la Madera y Transición energética en la Región del Maule; Informe BES, N° 8, Año 4, enero de 2018.

De ellas se obtienen tasas de penetración de consumo para las comunas de Valdivia, La Unión y Panguipulli, en la región de los Ríos (páginas 7 y 10), y para todas las comunas de la región del Maule (página 10). Adicionalmente, se obtiene el factor de conversión de metros cúbicos estéreos a metros cúbicos sólidos (estudio Maule, página 7).

Los estudios están disponibles en: <https://bibliotecadigital.infor.cl/bitstream/handle/20.500.12220/27300/BES06.pdf?sequence=1&isAllowed=y>; <http://www.observatoriobiomasa.cl/index.php/publicaciones-infor.html>;

Las viviendas por comuna se obtienen del Censo 2017 del INE, disponibles en: <https://www.ine.cl/estadisticas/sociales/censos-de-poblacion-y-vivienda/poblacion-y-vivienda>

La información de viviendas se cruza con los datos de penetración de consumo de leñas para obtener el total de viviendas por comuna que consumen leña. Esta información se corrige por el programa de recambio de calefactores, de manera que se reemplazan calefactores ineficientes por eficientes. La información de recambio se obtiene del informe de Dipres realizado por el departamento de Ingeniería Industrial de la U. de Chile, “DIPRES, Ingeniería Industrial de la Universidad de Chile; Evaluación Programa de Recambio Calefactores a Leña del Ministerio de Medio Ambiente; 2019.” La información sobre equipos cambiados por año y por región se encuentra en página 89. El ministerio de Medio Ambiente entregó la información para los recambios de 2018, año no cubierto por la evaluación. El estudio está disponible en: <http://www.sistemaspublicos.cl/proyecto/evaluacion-programa-de-recambio-de-calefactores-a-leña-del-ministerio-del-medio-ambiente/>

Los factores de emisión de COVs para quema de leña se obtienen del Manual de Inventarios, del Ministerio de Medio Ambiente, preparado por Dictuc:

“Manual para el Desarrollo de Inventarios”; Santiago, 2016.

El manual está disponible en: <https://es.scribd.com/document/426108418/Manual-Desarrollo-de-Inventarios-Green-Lab>.

Los factores de emisión para COVs por quema de leña, que dependen del tipo de aparato utilizado (eficiente o ineficiente) y la humedad de la leña, se encuentran en página 55, tabla 5-36.

Los factores de emisión de Benceno se encuentran en el documento “Locating and Estimating Air Emissions Sources for Benzene”, de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América, EPA, de 1998, página 7-66, tabla 7-7. El documento se encuentra disponible en: https://www3.epa.gov/ttn/chief/le/benzene_pt2.pdf.

Fuentes residenciales

Existe un conjunto de fuentes cuyas emisiones de Compuestos Orgánicos Volátiles son importantes y se asocian a actividades realizadas en los hogares o a productos utilizados en hogares cuyas emisiones se producen en la fabricación. Para este tipo de actividades se utilizan factores de emisión por habitante. La estadística de población por comunas se obtiene del Censo 2017 del INE, con valores corregidos para 2018. La información se encuentra disponible en: <https://ine.cl/estadisticas/sociales/demografia-y-vitales/proyecciones-de-poblacion>. Los factores de emisión para los diferentes productos se encuentran en el Manual de Desarrollo de Inventarios, página 71, tabla 5-53; página 78, tabla 5-60. En el caso de la aplicación de pinturas, se utiliza el factor de emisión propuesto en la página 81.

En el caso del benceno, se han estimado las emisiones evaporativas correspondientes a aplicación de pinturas. Para ello, se ha estimado una proporción de contenido de benceno en pinturas en relación con el contenido de COVs, a partir de varias fuentes. El contenido en masa de benceno en pinturas se obtuvo de: <https://www.sec.cl/venta-mensual-combustibles-liquidos-y-gas-licuado-de-petroleo/#1560825307941-fbbf1a0c-bf32>. La densidad promedio de la pintura se obtuvo de: <https://vodoprovod.blogspot.com/2018/09/convertir-kg-de-pintura-en-litros.html>. La estimación de la proporción promedio de benceno en pinturas se obtuvo de Directiva 2004/42/CE, sobre los límites de emisión de compuestos orgánicos volátiles para el uso de solventes orgánicos en ciertas pinturas y barnices y productos de refinado de vehículos. La directiva está disponible en: <https://boe.es/doue/2004/143/L00087-00096.pdf>. Con todos estos valores se obtuvo un coeficiente que permite estimar las emisiones de benceno a partir de las emisiones de COVs.

Emisiones evaporativas por distribución de combustibles

Los combustibles líquidos utilizados por vehículos con motor de combustión interna contienen proporciones importantes de COVs, parte de los cuales se evaporan en las operaciones de trasvase de combustibles desde los camiones hacia los estanques de servicentros y desde éstos hacia los vehículos. Las emisiones se asocian a las cantidades de combustibles utilizados. Los consumos de combustibles líquidos se obtienen de las estadísticas de la Superintendencia de Electricidad y Combustibles, SEC, y se encuentran en:

<https://www.sec.cl/venta-mensual-combustibles-liquidos-y-gas-licuado-de-petroleo/#1560825307941-fbbf1a0c-bf32>.

Los factores de emisión se encuentran en el Manual de Desarrollo de Inventarios, página 74, tabla 5-56.

Para la estimación de emisiones de benceno, se utilizan los factores de emisión de la EPA, “Locating and Estimating Air Emissions Sources for Benzene”, página 6-48, tabla 6-18 (ver referencia en emisiones de benceno para quema de leña).

Fugas de gas licuado de petróleo

Las estadísticas de consumo de gas licuado se obtienen de Energía Abierta y SEC y están disponibles en: <http://datos.energiaabierta.cl/dataviews/241254/HISTO-DE-VENTA-DE-GLP/>. Se utiliza el factor de emisión sugerido en el Manual de Desarrollo de Emisiones, página 78. Para las fugas comerciales de GLP, se aplica el factor de emisión utilizado en el estudio preparado por SISTAM para la Subsecretaría de Medio Ambiente, 2017; “Inventario de Emisiones de Contaminantes Atmosféricos desde la región del Libertador Bernardo O’Higgins hasta la región de los Lagos”; a partir de las página 63, 71 y 207. El estudio se encuentra disponible en: http://catalogador.mma.gob.cl:8080/geonetwork/srv/spa/resources.get?uuid=d20fafd8-4f4c-47f7-ad61-e5e9bd3d5b75&fname=Informe_Final_Sur_17-07-2019.pdf&access=public.

Consumo de gas licuado

Para estimar las emisiones por consumo de gas licuado en calefacción, se utilizan las estadísticas de consumo de la SEC (ver punto anterior). La información sobre utilización de gas licuado para calefacción se obtiene del estudio encargado por el Ministerio de Energía y realizado por CDT, “Informe Final de Usos de la Energía de los Hogares, Chile, 2018”, página 7. Este estudio está disponible en: https://energia.gob.cl/sites/default/files/documentos/informe_final_caracterizacion_residencial_2018.pdf. El factor de emisión se obtiene del Manual de Desarrollo de Emisiones, página 56, tabla 5-39.

Quemas agrícolas y forestales

La información sobre quemas agrícolas y forestales por región se obtienen de los registros de CONAF y están disponibles en: <https://www.prevencionincendiosforestales.cl/documento/informacion-de-quemas-por-ano-2010-2018/>

La superficie agrícola y forestal por comuna se obtiene de los registros de ODEPA, por tipo de cultivo y número de hectáreas cultivadas, así como superficie forestal (nativa, exóticas, matorrales). La información está disponible en: <https://www.odepa.gob.cl/estadisticas-del-sector/estadisticas-productivas>

Finalmente, la carga orgánica por tipo de cultivo y los factores de emisión para quemas se obtienen del Manual de Desarrollo de Inventarios, página 66, tabla 5,47.

Para las estimaciones de emisiones de benceno, se utilizan los factores de emisión propuestos por EPA, 1998, en página 7-126, tabla 7-17.

Asfaltado de caminos

La información sobre superficie pavimentada por año se obtiene de los registros del Ministerio de Obras Públicas. Para obtener la superficie asfaltada en un año particular, se hace la diferencia entre dos años sucesivos. La información está disponible en:

<http://www.vialidad.cl/areasdevialidad/gestionvial/Documents/redvialnacional2017.pdf> y en <http://www.vialidad.cl/areasdevialidad/gestionvial/Documents/Estad%C3%ADsticas2018.pdf>
Los factores de emisión se obtienen del Manual de Desarrollo de Inventarios, página 68.

Operaciones de aviones en aeropuertos civiles

Para estimar las emisiones asociadas a la operación de aviones, despegues y aterrizajes, se tomó la información del informe “Actualización Memoria de Cálculo de Emisiones Aeropuerto Arturo Merino Benítez, Año 2015”, realizado por Algoritmo para la Dirección General de Aeronáutica Civil. El estudio se encuentra disponible en: https://www.dgac.gob.cl/wp-content/uploads/portalweb/rest-portalweb/jcr/repository/collaboration/sites%20content/live/dgac/categories/aeropuertos/monitoreo/oruidoamb/documents/Inventario_Emisiones_2015.pdf. Esta información se extrapola para el año 2018 y para el conjunto de aeropuertos y aeródromos civiles de Chile.

Las estadísticas de operación para todos los aeropuertos y aeródromos civiles las provee la Junta de Aeronáutica Civil y está disponible en: <http://www.jac.gob.cl/informes-del-numero-de-operaciones-realizadas-en-los-aeropuertos-y-aerodromos-de-chile/>

Fuentes móviles

El cálculo de emisiones para fuentes móviles se ha hecho principalmente, sobre la base del consumo de combustibles. Las estadísticas de consumo de combustibles líquidos se obtienen de la SEC (ver lo relativo a emisiones evaporativas por distribución de combustibles). En algunos casos, se han debido utilizar los kilómetros recorridos por las diferentes categorías de vehículos. Las estadísticas de vehículos por comuna se obtienen del Instituto Nacional de Estadísticas, en la siguiente dirección: <https://www.ine.cl/estadisticas/economia/transporte-y-comunicaciones/permiso-de-circulacion>

Los kilómetros recorridos por categoría de vehículos y por región, se obtienen del estudio de la Agencia de Sostenibilidad Energética, realizado por EBP, “Electromovilidad, Proyecciones y Propuestas para Avanzar”, de 2018, que aparecen en página 214. El estudio está disponible en: https://drive.google.com/file/d/1B3IA8ZPS_tUwd8LemLkojPSyg3vGDOPx/view.

Para estimar rendimientos de vehículos, se utilizan la información que publica el Centro de Control y Certificación Vehicular (3CV) del Ministerio de Transportes, que se encuentran disponibles en: <http://www.mtt.gob.cl/archivos/5548>.

Para convertir unidades de volumen a masa, se utiliza la información de las hojas de seguridad de combustibles líquidos que manejan las diferentes compañías que operan estos productos. Por ejemplo, para gasolineras, se puede ver: https://www.copec.cl/wp7/wps/wcm/connect/5d0a6c81-d473-4f86-bee5-0c4c412fd3b0/HDS+Gasolineras+SP+93_95_97.pdf?MOD=AJPERES. Para el caso del diesel, se puede consultar en: https://www.sec.cl/sitio-web/wp-content/uploads/2019/06/HDS_ENEX_PETROLEODIESEL_GRADO_A1-A2-B.pdf.

Los factores de emisión se han obtenido de la Agencia Ambiental Europea y se encuentran en el documento “EMEP/EEA, Air Pollution Emission Inventory Guidebook 2019, updated October 2020”,

disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019> y específicamente, <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i/view>. Los factores de emisión se encuentran en la tabla 3-5, página 19. En forma complementaria, para estimar las emisiones de vehículos livianos diésel, se ha utilizado el estudio de Tsai, Chang y Chiang, “Volatile Organic Compounds from the Exhaust of Light Duty Diesel Vehicles”, publicado en Atmospheric Environment, N° 61, (2012), páginas 499 a 506. Los factores de emisión se obtienen sumando los factores de las tablas 1 y 2 (para todas las especies) en el modo FTP-75, de la página 502. El estudio se encuentra disponible en: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231012007649>.

Para el cálculo de las emisiones de benceno, se han utilizado los factores de emisión propuestos por EPA, 1998, en página 8-4, tabla 8-1.

Inventario de emisiones de COVs 2018

Fuentes Fijas

Metodología

En este caso, a diferencia del resto de las otras fuentes emisoras, no existe un cálculo de emisión basado en la estimación del nivel de actividad de cada fuente y la aplicación de factores de emisión. Este grupo de fuentes es la que menos contribuye en las emisiones totales de COVs (frente a las emisiones areales y móviles) y por lo tanto la estrategia seguida aquí corresponde a utilizar la información obtenida de RETC y complementarla con información de otras fuentes de consulta disponible.

Revisión y Caracterización RETC: Las emisiones de fuentes fijas se obtuvieron principalmente de la información disponible en el sistema RETC¹⁰⁷ del año 2018 para todo el territorio nacional, donde se encuentran las emisiones declaradas por los distintos establecimientos emisores. Las declaraciones las realizan las mismas empresas mediante el Sistema Ventanilla Única del RETC, que corresponde a una plataforma electrónica de acceso único a los distintos sistemas sectoriales, módulos y formularios en los que el establecimiento debe reportar información según la normativa ambiental vigente. A través del Sistema de Declaración de Emisiones de Fuentes Fijas o Formulario 138 (F138)¹⁰⁸, se obtuvieron los datos de emisiones provenientes de fuentes puntuales (fijas) de diversos rubros regulados por la autoridad sanitaria. Según señala el Ministerio de Medio Ambiente (MMA), los factores de emisión son obtenidos principalmente del documento EPA AP-42 (EPA, 2009), de las Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006), del Instrumental Normalizado para la Identificación y Cuantificación de Liberaciones de Dioxinas y Furanos (PNUMA,

¹⁰⁷ <https://retc.mma.gob.cl/>

¹⁰⁸ D.S. N° 138/2005 del MINSAL

2005a) y del Instrumental para la identificación y cuantificación de liberaciones de mercurio (PNUMA, 2005b).

Se consideró tomar como base el último año actualizado en RETC (2018), ya que años posteriores no estaban disponibles¹⁰⁹. Hasta este año, los factores de emisión las actualizaba el MINSAL, quien tiene la facultad de ajustar los factores de emisión según la realidad nacional. Los niveles de actividad son informados a través del sistema F138. Estos pueden ser el consumo de combustible en unidades de masa o energía, o la producción de un material en unidades de masa. Se solicitó y se revisó esta información para el año 2018, la que fue utilizada para validar la base de datos RETC.

En las bases de datos RETC se privilegian las emisiones reportadas a través del Sistema de Impuestos Verdes (SIV) que da cumplimiento al art. 8° de la Ley 20.780 respecto a los Impuestos Verdes para fuentes fijas, el Sistema de Declaración de Centrales Termoeléctricas (SICTER) que da cumplimiento al D.S. N°13/2011 del MMA, dando cumplimiento a la Norma de Emisión para Centrales Termoeléctricas, el D.S. N° 28/2013 del MMA, el cual establece norma de emisión para fundiciones de cobre y fuentes emisoras de arsénico, para los establecimientos que están afectos, el D.S. N° 29/2013 del MMA, el cual establece norma de emisión para incineración, coincineración y coprocesamiento y el D.S. N°37 del MMA que establece la norma de emisión de compuestos TRS, asociados a la fabricación de Pulpa Kraft.

La base de datos RETC 2018 dispone de información de COVs para 16.867 fuentes emisoras¹¹⁰ (6.992 establecimientos¹¹¹) que contabilizan 4.018 Ton de COVs. Un subgrupo de estas fuentes tiene información para Benceno, con 14.826 fuentes emisoras (7.029 establecimientos). Es de opinión de este equipo consultor que, a nivel industrial, RETC considera el mejor universo de fuentes fijas disponible en Chile. Se realizó una revisión de inventarios internacionales, y países industrializados (como EE. UU. y Canadá) tienen mayores emisiones industriales, en tanto que otros países que no están

¹⁰⁹ Según indica página web RETC, La versión de la base de datos del año 2019 es una Versión 1 Temporal “Observación: El archivo incluye potenciales errores en las emisiones debido posible información inconsistente declarada por los usuarios. Se está en el proceso de contactar establecimientos industriales para realizar correcciones en la información reportada si corresponde. Próximamente se volverá a cargar este archivo con todos los ajustes realizados”.

¹¹⁰ Decreto Supremo 1/2013 del Ministerio del Medio Ambiente define

- Establecimiento: recinto o local en el que se lleva a cabo una o varias actividades económicas donde se produce una transformación de la materia prima o materiales empleados, o que no producen una transformación en su esencia pero dan origen a nuevos productos, y que en este proceso originan emisiones, residuos y/o transferencias de contaminantes; así como cualesquiera otras actividades directamente relacionadas con aquéllas que guarden una relación de índole técnica con las actividades llevadas a cabo en el mismo emplazamiento y puedan tener repercusiones sobre generación de emisiones, residuos y/o transferencias de contaminantes.

¹¹¹ Decreto Supremo 1/2013 del Ministerio del Medio Ambiente define

- Fuentes puntuales: son aquellas fuentes donde la ubicación del punto de descarga, generación o emisión al medio ambiente es plenamente identificable. Las emisiones, residuos y/o transferencias de contaminantes de las fuentes puntuales al medio ambiente, pueden estar o no sujetas a medición o cuantificación, a través de una norma de emisión, plan de monitoreo, plan de manejo u otra regulación que así lo determine. El parámetro deberá medirse, cuantificarse o estimarse dependiendo de lo establecido en la norma de emisión o regulación respectiva.

industrializados (como España¹¹² y Portugal¹¹³) las mayores emisiones corresponden otro tipo de fuentes.

Tabla 0.2: Datos de información de fuentes emisoras Base de datos RETC año 2018.

Rubro RETC	Total
Nº de fuentes COV	16.867
Nº de establecimientos COV	7.412
Emisión COV (Ton)	4.018,5
Nº de fuentes Benceno	14.826
Nº de establecimientos Benceno	729
Emisión Benceno (Ton)	296,8

Fuente: elaboración propia a partir de RETC.

Revisión Declaraciones Plan de Descontaminación de Puchuncaví, Quintero y Concón (PQC)¹¹⁴:

Para este estudio, se revisó una segunda fuente de información, que se extrae en el marco de las declaraciones del Plan de Descontaminación de Puchuncaví, Quintero y Concón (PQC) (ANEXO II), que también reportan emisiones de COVs y benceno y otros compuestos orgánicos. Si bien la información es reducida permite tener una idea del nivel de información que se declara.

Tabla 0.3: Resumen de emisiones declaraciones del Plan de Descontaminación PQC, año 2018.

Contaminante	COV	BENCENO Y ETIL BENCENO	TOLUENO
Número de establecimientos	23	15	16
Emisión 2018 (Ton)	925,3	28,8	9,0

Fuente: Elaboración propia a partir de PQC

Se realizó una comparación entre la información disponible para ambas fuentes de información (RETC y Plan PQC) para el año 2018, que se resume en la Tabla 8. Las declaraciones en el marco del Plan PQC contienen información de 26 establecimientos (algunas solo declaran COVs y otras solo Benceno/Tolueno), que contabilizan 925,3 ton para COVs, 28,9 ton para Benceno y Etil Benceno y 9 ton para Tolueno. Para RETC 2018, en las comunas de Concón, Quintero y Puchuncaví, se encuentra información de 74 establecimientos (33 en Concón, 21 en Quintero y 20 en Puchuncaví). Todas ellas contabilizan emisiones de COV's y Benceno menores que las declaraciones PQC, esto es 146,5 y 0,94

¹¹² <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/Inventario-Contaminantes.aspx> e

¹¹³ <https://apambiente.pt/INDEX.PHP?ref=17&subref=150&sub2ref=1408>

¹¹⁴ Durante la elaboración del estudio se realizó una revisión de todos los planes de Descontaminación vigentes y en proceso de elaboración. De éstos, solamente el PDA de PQC es el incorpora una descripción más elaborada respecto de COVs que fue necesario incluir. En los planes del Norte se identificó información de regulaciones ni de emisiones asociadas a COVs que pueda ser de utilidad. Desde la V región hacia el sur se incorporan estimaciones de emisiones COVs en los Planes. Todos estos están considerados en el informe SISTAM 2017, y están construidos en base a la información RETC.

ton para COV's y Benceno, respectivamente. Esto, aun considerando que hay 11 establecimientos de la base de datos Declaraciones Plan PQC que no están en RETC 2018 (indicado como "no encontrado" en la Tabla 8. Aun así, los establecimientos que sí están en ambas bases de datos corresponden al 87% y 76% de las emisiones totales de COVs y Benceno, respectivamente. Dado que las emisiones Plan PQC son mayores que las de RETC, en el inventario de fuentes fijas se ha seguido el criterio de peor condición (mayores emisiones) y se han reemplazado los valores RETC por los valores Plan PQC para aquellos establecimientos con menores emisiones. También se adicionaron aquellos establecimientos que no estaban en la base de datos RETC.

Tabla 0.4: Comparación emisiones comparadas entre RETC y Declaración Plan PQC para año 2018, en las comunas de Concón Quintero y Puchuncaví.

Ton/año 2018	Declaración Plan PQC 2018			RETC 2018	
	COV (ton/año)	BENCENO Y ETIL BENCENO (ton/año)	TOLUENO (ton/año)	COV (ton/año)	Benceno (Ton/año)
Fuentes (Declaración Plan PQC)					
ABSTIBLE	15.5	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
BASF PLANTA CONCON	0.25	0.01	0.01	0.3	0.0093
BITUMIX PLANTA CONCÓN	0.00	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
CENTRAL QUINTERO	Sin info	Sin info	0.68	3.9	0.0003
CENTRALES TÉRMICAS AES GENER	0.8	0.00	0.00	0.1	0.0003
CORPORACIÓN NACIONAL DEL COBRE	0.00	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
DEPOSITOS ASFALTICOS SA	0.06	0.00	0.01	No encontrado	No encontrado
EMPRESA NACIONAL DEL PETROLEO (ENAP)	576.9	2.96	4.69	117.4	0.6981
ENAP TERMINAL MARITIMO DE QUINTERO	98.0	0.54	1.30	0.1	0.0041
ENEL CENTRAL QUINTERO	10.3	0.02	0.17	3.9	0.0003
ENEX PLANTA GREDA ALTA	0.04	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
GASMAR S A	1.00	0.00	0.00	0.7	0.0018
LINDE PLANTA CONCON	0.49	Sin info	Sin info	0.00	0.0000
METSO MINERALS	0.08	0.15	Sin info	No encontrado	No encontrado
MT CEMCOGAS	2.43	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
OXIQUIM SA	23.46	0.00	0.00	0.1	0.0005
PLANTA COPEC CONCON	3.77	15.40	0.08	0.	0.0000
PLANTA LIPIGAS CON CON	151.0	0.09	0.04	No encontrado	No encontrado
PLANTAS COPEC QUINTERO	Sin info	0.54	1.03	0.0	0.0000
PLANTAS QUINTERO	33.9	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
REFINERIA VENTANAS	Sin info	Sin info	0.09	No encontrado	No encontrado
SONACOL CENTRAL CONCON	0.1	0.00	0.00	0.10	0.0003
SONACOL CENTRAL EL BATO	0.0	0.00	0.50	0.0	0.0001
STYROPEK	3.0	Sin info	Sin info	No encontrado	No encontrado
TECNORED PLANTA CON CON	0.0	9.18	0.40	0.0	0.0001
TERMINAL MARITIMO GNL QUINTERO	4.0	Sin info	Sin info	0.1	0.0004
Total	925.3	28.9	9.0	126.8	0.7
Total RETC (Comunas Quintero, Puchuncaví, Concón)*				146.5	0.9

Se hizo una revisión del sistema de Evaluación de Impacto Ambiental de proyectos aprobados con RCA disponible, presentados entre el año 2013 y 2021 de los sectores productivos que pueden tener relación con emisiones de COVs: Minería, Energía, Pesca y Acuicultura, Agropecuario, Saneamiento Ambiental, Infraestructura Hidráulica, Instalaciones fabriles varias, Infraestructura Portuaria, Forestal con la finalidad de identificar proyectos que cuenten con declaraciones de COV's. Sin embargo, solamente un número reducido ellas contaban con declaración de emisiones de COVs y por lo tanto la inclusión de ellas contribuye despreciablemente al universo total de emisiones consideradas en este estudio, de manera tal que se descartó incluir otra fuente fija emisora.

Estimación de emisiones de Benceno a través del análisis relación COV/Benceno

En la base de datos de emisiones de fuentes fijas, no todas las fuentes que declaraban emisiones de COVs tenían información de Benceno. Por lo tanto, fue necesario realizar una estimación de las emisiones de Benceno a partir del análisis de la relación COV/Benceno para aquellas fuentes que sí disponían de información simultánea.

Se determinó para cada fuente una relación COV/Benceno según Rubro RETC, cuyo resumen se muestra en la Tabla 9. Se muestran los percentiles 25 y 90 para ilustrar la distribución de los valores. Es posible observar que la mayoría de los rubros presentan la misma relación COV/Benceno, y que el percentil 25 y 90 no es un rango muy amplio. De esta forma, se calculó la media estadística para cada rubro RETC, y esta relación fue utilizada para estimar las emisiones de Benceno para aquellas fuentes emisoras que no presentan declaración al año 2018.

Tabla 0.5: Análisis de la relación COV/Benceno según Rubro RETC.

Rubro RETC	N° de fuentes	Relación COV/Benceno		
		Percentil 25	Percentil 90	Media
Industria del papel y celulosa	238	376,3	376,3	376,3
Industria manufacturera	566	346,0	376,3	361,2
Industria agropecuaria y silvicultura	738	376,3	376,3	376,3
Combustibles	245	376,3	376,3	376,3
Generación de energía	1.049	376,3	376,3	376,3
Producción de metal	198	128,8	376,8	252,8
Otras actividades	5.384	26,1	376,3	201,2
Gestor de residuos	866	376,3	376,3	376,3
Pesca	1.286	376,3	376,3	376,3
Extracción de minerales	1.204	376,3	376,3	376,3
Construcción e inmobiliarias	330	376,3	376,3	376,3
Comercio	2.071	376,3	376,3	376,3
Sin información	1.141	376,3	376,3	376,3

Rubro RETC	N° de fuentes	Relación COV/Benceno		
		Percentil 25	Percentil 90	Media
Producción de alimentos	767	11,2	376,3	193,8
Transporte	105	376,3	376,3	376,3
Producción química	139	11,2	376,3	193,8
Suministro y tratamiento de aguas	418	376,3	376,3	376,3
Transmisión y distribución de energía eléctrica	98	376,3	376,3	376,3
Municipio	19	2.619,0	48.075,6	25.347,3

Fuente: elaboración propia a partir de RETC.

Emisiones Fuentes Filas

A nivel regional se encuentra la siguiente desagregación de emisiones fuentes fijas.

Tabla 0.6: Emisiones de COVs y Benceno, 2018.

Región	COV (ton/año)	Benceno (ton/año)
Arica y Parinacota	7,6	0,0
Tarapacá	52,0	0,1
Antofagasta	300,3	1,0
Atacama	62,1	0,2
Coquimbo	31,6	0,2
Valparaíso	1.012,3	27,0
Metropolitana de Santiago	550,9	5,1
Libertador General Bernardo O'Higgins	83,0	4,1
Maule	202,7	23,5
Ñuble	90,4	15,0
Biobío	1.233,1	160,9
La Araucanía	198,8	35,7
Los Ríos	179,0	24,0
Los Lagos	165,7	1,4
Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	139,9	0,5
Magallanes y de la Antártica Chilena	504,6	1,9
Total	4.814,1	300,5

Fuente: Elaboración propia.

Quema de leña

El uso de la leña como energético tiene mucha importancia a nivel nacional, particularmente desde la región de O'Higgins hacia el sur (93,6% del consumo total nacional). La leña representa el 25% de la matriz primaria de energía¹¹⁵, siendo el principal energético a nivel residencial, por encima de la electricidad y el gas licuado, representando un 38% del consumo energético en los hogares a nivel país. Su uso está asociado a problemas de contaminación atmosférica severos. Los niveles de material particulado respirable en la zona sur de Chile, originados principalmente por la quema de leña¹¹⁶, se encuentran en rangos de saturación, lo que ha llevado a la elaboración de planes de descontaminación por este contaminante en varias ciudades y zonas del país.

El resumen metodológico del cálculo se ilustra a continuación:

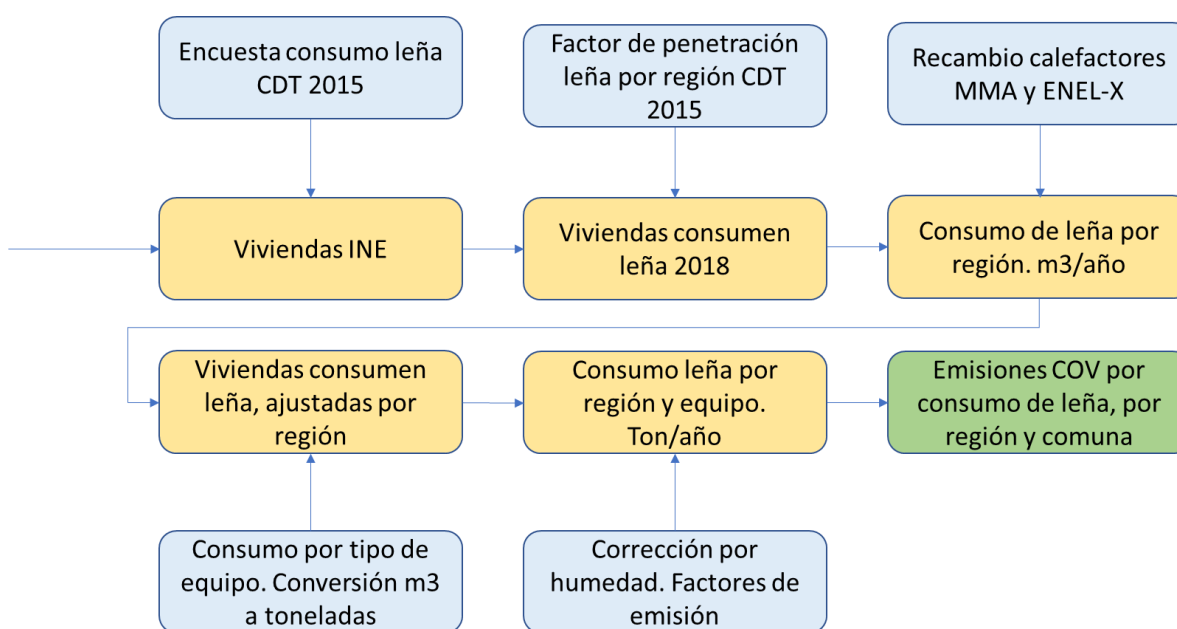


Figura 0.1: Metodología de estimación de emisiones por consumo de leña. Fuente: elaboración propia (colores: naranja implica secuencia metodológica; celeste implica insumos para cálculos; verde implica resultado final).

¹¹⁵ Comisión Nacional del Energía; Anuario Estadístico de Energía 2019; página 164.

¹¹⁶ Por ejemplo, el inventario de emisiones para las ciudades de Temuco y Padre Las Casas de 2017, atribuye un 92,8% de responsabilidad en las emisiones de MP2,5 a la quema de leña. Ref.: SICAM Ingeniería; Actualización del Inventario de Emisiones Atmosféricas para las Comunas de Temuco y Padre Las Casas, Año Base 2017; página 168.

Metodología

Para estimar las emisiones de COV por quema de leña, se parte con la base de viviendas a nivel comunal de INE, del censo de 2017. Se toma la penetración del consumo de leña a nivel regional y se calcula el número de viviendas por comuna que consumen leña, información que se obtiene del estudio “Medición del Consumo de Leña y otros Combustibles Sólidos derivados de la Madera”¹¹⁷. Posteriormente, se aplica el dato del promedio de consumo de leña por hogar por año a cada vivienda de la región, obteniéndose el consumo a nivel comunal, en metros cúbicos estéreos. Este consumo se convierte a metros cúbicos sólidos, utilizando el factor de conversión de INFOR.

La distribución de consumo de leña por número de viviendas, tipo de equipo y región, se obtiene combinando los datos del estudio CDT de 2015, con la penetración del consumo en los hogares para cada región aplicados a los datos del Censo 2017 y se entrega en la tabla a continuación.

Tabla 0.7: Consumo de leña, tipo de equipo, distribución por regiones.

Zona/Equipo	Doble cámara	Cocina leña	Sala-mandra	Cámara simple	Equipo Hechizo	Chimenea	Caldera	Total
Norte ¹¹⁸	41.011	5.485	1.380	0	4.116	2.748	0	54.740
Valparaíso	62.072	0	36.421	27.777	12.471	3.118	0	141.859
Metropolitana	101.128	2.329	34.264	19.460	7.817	1.331	0	166.328
O'Higgins	69.479	21.188	50.133	20.812	18.558	7.664	0	187.833
Maule	146.651	31.072	32.601	22.494	18.348	7.982	0	259.148
Ñuble	69.768	19.992	22.576	11.152	8.568	3.944	0	136.000
Bío-Bío	205.650	58.929	66.546	32.872	25.255	11.625	0	400.878
Araucanía	194.742	62.186	36.453	21.574	17.516	5.681	0	338.152
Los Ríos	64.493	52.146	6.246	14.525	4.939	1.743	1.162	145.254
Los Lagos	151.655	87.800	9.210	51.882	3.684	1.535	1.228	306.994
Aysén	15.522	16.606	564	10.276	0	260	130	43.358
Magallanes	4.013	644	1.866	1.742	0	0	0	8.266
Total	1.126.184	358.377	298.260	234.566	121.272	47.631	2.520	2.188.810

Fuente: elaboración propia a partir de CDT, 2015 y Censo 2017.

Corrección por recambio de calefactores

¹¹⁷ Ministerio de Energía, CDT; Medición del Consumo de Leña y otros Combustibles Sólidos derivados de la Madera; Santiago, 2015.

¹¹⁸ Regiones de Arica-Parinacota, Tarapacá, Antofagasta, Atacama y Coquimbo.

El programa de recambio de calefactores comenzó en 2011. Se asume que el estudio de CDT, 2015 incluye los calefactores cambiados hasta 2014. Por lo tanto, se consideró el recambio de los aparatos entre 2015 y 2018 y se tomó en cuenta el efecto acumulado a 2018¹¹⁹. Al respecto, se debe hacer notar que el recambio en estos 4 años alcanza un total levemente superior a los 20.000 calefactores, es decir, del orden de un 1% del total de equipos.

Tabla 0.8: Programa de recambio de calefactores, Ministerio de Medio Ambiente, 2015-2018.

Región	2015	2016	2017	2018	Total
Valle Central O'Higgins	0	1.063	213	276	1.552
Valle Central de Curicó	0	0	1.013	0	1.013
Talca y Maule	356	350	1.320	184	2.210
Linares	0	0	454	0	454
Chillán y Chillán Viejo	0	218	499	658	1.375
Los Ángeles	46	0	199	14	259
Temuco y Padre las Casas	1.305	1.686	1.538	1.404	5.933
Valdivia	287	47	265	476	1.075
Osorno	0	1.085	886	325	2.296
Coyhaique	68	1.483	1.690	1.148	4.389
Total	2.062	5.932	8.077	4.485	20.556

Fuente: elaboración propia a partir de Dipres, 2019; MMA, 2020.

Se incluyen resultados del programa de recambio impulsado por SOFOFA y ENEL en la región Metropolitana, con 1.880 recambios en 2017 y 2018, donde todos los equipos nuevos corresponden a bombas de calor, con lo cual se elimina de la base un número similar de equipos hechizos, disminuyendo así el número total de equipos y su consumo correspondiente¹²⁰.

Tabla 0.9 Consumo de leña, tipo de equipo, distribución por regiones, después de recambio de calefactores. Elaboración propia a partir de INE, 2017; CDT, 2015; DIPRES-Ing. Industrial U de Chile, 2019; ENEL-X, 2020. Valores en negrilla muestran cambios con respecto a Tabla 572 y Tabla 583.

Zona/Equipo	Doble cámara	Cocina leña	Salamandra	Cámara simple	Equipo Hechizo	Chimenea	Caldera	Total
Norte ¹²¹	41.011	5.485	1.380	0	4.116	2.748	0	54.740
Valparaíso	62.072	0	36.421	27.777	12.471	3.118	0	141.859

¹¹⁹ Para ello, se utilizará como fuente el estudio de Ingeniería Industrial de U. de Chile de 2019, realizado para Dipres, que incluye datos hasta 2017 (en particular, la subserie 2015-2017) más información proporcionada por el ministerio de Medio Ambiente para 2018. Ref.: DIPRES, Ingeniería Industrial de la Universidad de Chile; Evaluación Programa de Recambio Calefactores a Leña del Ministerio de Medio Ambiente; 2019.

¹²⁰ SOFOFA, Comunicación personal, enero de 2021.

<https://www.enelx.com/cl/es/historias/historias/proyecto-recambio-mi-aire-ino-mas-estufas-a-lena>

¹²¹ Regiones de Arica-Parinacota, Tarapacá, Antofagasta, Atacama y Coquimbo.

Metropolitana	101.128	2.329	34.264	19.460	5.937	1.331	0	164.449
O'Higgins	71.031	21.188	50.133	20.812	16.993	7.664	0	187.821
Maule	150.328	31.072	32.601	22.494	14.671	7.982	0	259.148
Ñuble	71.143	19.992	22.576	11.152	7.193	3.944	0	136.000
Bío-Bío	205.909	58.929	66.546	32.872	24.996	11.625	0	400.877
Araucanía	200.675	62.186	36.453	21.574	11.564	5.681	0	338.133
Los Ríos	65.568	52.146	6.246	14.525	3.864	1.743	1.162	145.254
Los Lagos	153.951	87.800	7.859	51.882	3.017	1.257	1.228	306.994
Aysén	19.911	16.606	259	6.330	0	120	130	43.356
Magallanes	4.013	644	1.866	1.742	0	0	0	8.266
Total	1.146.740	358.377	296.604	230.620	104.822	47.213	2.520	2.186.896

Las densidades de las distintas especies en base seca y semi húmeda están dadas en la tabla 155 del estudio CDT, 2015 (página 212). Para estimar las densidades por región, se debe conocer la composición principal para cada tipo de leña. Este estudio indica las especies consumidas sin detalle por región, en tabla 61. Es dable pensar que el consumo de nativas es más importante en el sur del país (región del Maule hacia el sur) y que el de exóticas más importante hacia el norte, particularmente eucaliptus (*E. globulus* y *E. nitens*). Por ejemplo, el estudio de INFOR para la región de Los Ríos habla de un consumo de nativa vs exótica de 60%/40% en la región, donde la proporción de exótica ha ido aumentando en el tiempo¹²². El estudio de INFOR para la región del Maule indica un 50% de uso de especies nativas en Linares, Parral y Colbún y que en el norte de la región la predominancia está dada por exóticas¹²³. El estudio entrega composición en detalle para cada comuna de la región. Para el total regional da un 79% de consumo de exóticas (principalmente eucaliptus) y 21% de nativas.

En términos generales, las principales especies consumidas son eucalipto y pino para las exóticas, y roble (*Nothofagus obliqua*) para las nativas (INFOR, página 10). En el extremo sur del país (Aysén y Magallanes) el consumo estará dominado por la especie lenga (*Nothofagus pumilio*).

Las densidades para m3 sólidos en base seca (18% de humedad) y base semi-húmeda (33% de humedad) para las especies principales, se entregan a continuación.

¹²² Ministerio de Agricultura, INFOR; Consumo de Combustibles derivados de la Madera y Transición Energética en la Región de Los Ríos, 2017; en revista BES, N°6, año 3.

¹²³ Ministerio de Agricultura, INFOR; Consumo de Combustibles derivados de la Madera y Transición Energética en la Región del Maule, 2018; en revista BES, N°8, año 4.

Tabla 0.10: Principales especies consumidas, densidades base seca y húmeda.

Especie	Densidad base seca (kg/m3), 18%	Densidad base húmeda (kg/m3) 33%
Eucaliptus sp.	655	739
Pinus radiata	543	612
Nothofagus obliqua	684	771
Nothofagus pumilio	548	617

Fuente: Ministerio de Energía-CDT, 2015.

Para efectos de calcular la densidad, se asumirá sólo consumo de exóticas desde Maule hacia el norte y mezcla de exóticas y nativas desde la parte sur de esa región hacia el sur, según el detalle:

Tabla 0.11: Composición de leña (nativa/exótica) y especies principales.

Región	composición	porcentaje	Especies principales
Norte	exótica	100%	Pino - Eucaliptus
Valparaíso	exótica	100%	Pino - Eucaliptus
Metropolitana	exótica	100%	Pino - Eucaliptus
O'Higgins	Exótica	100%	Pino - Eucaliptus
Maule	Exótica - nativa	75% - 25%	Pino - Eucaliptus - Roble
Bío-Bío	Exótica - nativa	60% - 40%	Pino - Eucaliptus - Roble
Araucanía	Exótica - nativa	50% - 50%	Eucaliptus - Roble
Los Ríos	Exótica - nativa	40% - 60%	Eucaliptus - Roble
Los Lagos	Exótica - nativa	40% - 60%	Eucaliptus - Roble
Aysén	Exótica - nativa	20% - 80%	Eucaliptus - Lenga
Magallanes	Nativa	100%	Lenga

Fuente: Elaboración propia a partir de CDT, 2015 e INFOR, 2017 y 2018

Las densidades de madera se calcularán con promedios ponderados de acuerdo con la Tabla 59 e interpolando para las humedades reportadas por región. Para ello, se considerará que el consumo de Eucaliptus es 3,5 veces el de pino, para obtener una densidad representativa de madera exótica:

Densidad exótica leña seca: $[(655*3,5)+(543*1)]/4,5 = 630,1 \text{ kg/m}^3$

Densidad exótica leña húmeda: $[(739*3,5)+(612*1)]/4,5 = 710,8 \text{ kg/m}^3$

Para las especies nativas se tomará como representativo el roble para las regiones de Maule a Los Lagos y la lenga en Aysén y Magallanes.

Las densidades por utilizar se obtienen interpolando los rangos de humedad por región con los valores expresados anteriormente.

Para obtener las ecuaciones, consideramos los puntos Humedad-Densidad para exóticas y nativas.

Para exóticas los puntos son (18; 630,1) y (33; 710,8); donde 18% y 33% son las humedades base seca y semi húmeda; y los puntos 630,1 y 710,8 son las densidades correspondientes.

Para el caso de especies exóticas, la densidad en función de la humedad ($D = f(H)$) está dada por la ecuación 1:

$$D_{EX} = 630,1 + m*(H - 18); \text{ donde } m = (710,8 - 630,1)/(33 - 18) = 5,38$$

Donde m es la pendiente de la recta.

Luego:

$$\text{Ecuación 1. } D_{EX} = 630,1 + 5,38*(H - 18);$$

Donde

D_{EX} : densidad de leña de especies exóticas.

H: humedad

Para las maderas nativas, las densidades estarán dadas por las correspondientes a roble y lenga, según las ecuaciones 2 y 3.

Ecuación 2

$$D_{RO} = 684 + m(H - 18); \text{ donde } m = (771 - 684)/(33 - 18) = 5,8$$

$$\text{Ecuación 2: } D_{RO} = 684 + 5,8*(H - 18)$$

Donde

D_{RO} : densidad de leña de roble.

Para la lenga, la ecuación está dada por:

$$D_{LE} = 548 + m*(H - 18); \text{ donde } m = (617 - 548)/(33 - 18) = 4,6$$

$$\text{Ecuación 3. } D_{LE} = 548 + 4,6*(H - 18)$$

Donde

D_{LE}: densidad de leña de lenga.

Las densidades representativas, interpoladas según la humedad promedio de cada región¹²⁴, se presentan en la tabla a continuación:

Tabla 0.12: densidades representativas de especies para uso como leña según regiones.

Región	Humedad	Densidad exótica	Densidad Roble	Densidad Lenga	Densidad representativa
Norte	22,4	653,8			653,8
Valparaíso	25,2	668,8			668,8
Metropolitana	25,9	672,6			672,6
O'Higgins	22,5	654,3			654,3
Maule	23,2	658,1	714,2		672,1
Bío-Bío	25,9	672,6	729,8		695,5
Araucanía	28,7	687,7	746,1		716,9
Los Ríos	26,2	679,1	736,8		713,7
Los Lagos	26,2	674,2	731,6		708,6
Aysén	26,4	675,3		586,6	604,3
Magallanes	26,9			588,9	588,9

Fuente: elaboración propia a partir de Ministerio de Energía-CDT, 2015 e INFOR, 2017 y 2018.

Se tomaron los factores de emisión del Manual de Inventarios de MMA-DICTUC¹²⁵. Para aplicar estos factores, se tomó en consideración la humedad de la leña según lo informado en el estudio CDT, 2015 (página 219).

El Manual inventarios entrega las definiciones siguientes para leña seca, semihúmda y húmeda¹²⁶:

Leña seca: 25% de humedad.

Leña semi-húmeda: 30% de humedad

Leña húmeda: 40% de humedad.

Los factores de emisión se entregan para leña húmeda y leña seca, según el tipo de equipo. Los valores de humedad se entregan como promedios regionales (el mismo valor para toda la región; CDT, 2015). Estos valores varían entre 22,4% (zona norte) y 28,7% (región de la Araucanía), para

¹²⁴ Las humedades se obtienen del estudio Ministerio de Energía-CDT, 2015, página 219.

¹²⁵ MMA DICTUC, 2016; tabla 5-36, página 55

¹²⁶ Ídem, página 137.

el caso estimado de humedad promedio (que se asume más representativo de la realidad en general, aparte de ser el valor recomendado por el estudio CDT). Para calcular las emisiones incorporando el factor de humedad, se construye una función lineal que asocia los factores de emisión con el nivel de humedad y asigna el valor para leña seca a la humedad de 25% y leña húmeda para el valor de 40%. De este modo, se obtienen los factores de emisión para cualquier nivel de humedad de la leña.

La ecuación de la recta se construye con los pares humedad (25%, 40%) y emisiones, las que dependen del tipo de equipo utilizado, según la tabla a continuación:

Tabla 0.13: Factores de emisión para leña seca y húmeda según equipos de combustión. Fuente: MMA-DICTUC, 2016.

Artefacto	FE Leña seca (25%) gr/kg de leña	FE Leña húmeda (40%) gr/kg de leña
Cocina	114,5	363,5
Combustión lenta S/T	26,5	84,1
Combustión lenta C/T	26,5	84,1
Salamandra	114,5	363,5
Chimenea	114,5	363,5
Calefactor certificado	26,5	84,1
Nueva tecnología	26,5	84,1
Calefactor a pellet		

A partir de los datos se generan dos ecuaciones lineales, donde

Y: factor de emisión

X: humedad de la leña; donde $FE = f(H)$

La ecuación 4 (equipos eficientes) tiene los pares ordenados (26,5; 25) y (84,1; 40)

Con lo cual, $m = (84,1-26,5)/(40-25) = 44,1/15 = 3,84$

Luego tenemos:

Ecuación 4: $Y(FE) - 26,5 = 3,84*(X(H) - 25)$

La ecuación 5 (equipos ineficientes) tiene los pares ordenados (114,5; 25) y (363,5; 40)

Con lo cual, $m = (363,5-114,5)/(40-25) = 249/15 = 16,6$

Luego tenemos:

$$\text{Ecuación 5: } Y(\text{FE}) - 114,5 = 16,6*(X(\text{H}) - 25)$$

Con las ecuaciones anteriores podemos deducir los factores de emisión para los diferentes niveles de humedad según los datos de la Tabla 63.

Tabla 0.14: Factores de emisión ajustados según humedad de la leña y eficiencia de los equipos de combustión.

Región	Humedad (%)	FE equipos eficientes gr/kg (kg/ton) de leña Ecuación 1	FE equipos ineficientes gr/kg (kg/ton) de leña Ecuación 2
Norte	22,4	16,5	71,3
Valparaíso	25,2	27,3	117,8
Metropolitana	25,9	30,0	129,4
O'Higgins	22,5	16,9	73,0
Maule	23,2	19,6	84,6
Ñuble	25,9	30,0	129,4
Bío-Bío	25,9	30,0	129,4
Araucanía	28,7	40,7	175,9
Los Ríos	27,1	34,6	149,4
Los Lagos	27,2	34,9	151,0
Aysén	26,4	31,9	137,7
Magallanes	26,9	33,8	146,0

Fuente: elaboración propia a partir de CDT 2015 y MMA-DICTUC, 2016.

Consumo de leña por equipo

Se asume que los equipos consumen leña en forma igual, por lo tanto, cada categoría de equipo consumirá de acuerdo con la proporción de esa categoría dentro del total regional, según el total de consumo de leña en la región y comuna.

Utilizando los consumos por equipos, diferenciados según su eficiencia y aplicando los factores de emisión detallados en la tabla arriba, se obtienen las emisiones de COV por comuna y región.

Factores de emisión Benceno

Los factores de emisión de benceno entregados por EPA, 1998, diferencian entre equipos eficientes e ineficientes, pero no distinguen niveles de humedad. Los factores se muestran a continuación:

Tabla 0.15: Factores de emisión de Benceno para quema de leña según tipo de calefactor.

Región	FE equipos eficientes gr-Benceno/kg-leña (=kg-benceno/ton-leña)	FE equipos ineficientes gr-Benceno/kg-leña (=kg-benceno/ton-leña)
Norte	0,73	0,97

Utilizando los consumos por equipos, diferenciados según su eficiencia y aplicando los factores de emisión detallados en la tabla arriba, se obtienen las emisiones de benceno por comuna y región.

Emisiones

Las emisiones de COV y benceno por región se resumen a continuación:

Tabla 0.16: Resumen regional de emisiones de COVs y Benceno, año 2018.

Región	Emisiones de COV (ton/año)	Emisiones de benceno (ton/año)
Arica-Parinacota	90,2	2,4
Tarapacá	139,5	3,6
Antofagasta	231,8	6,1
Atacama	143,3	3,7
Coquimbo	365,7	9,5
Valparaíso	14.227,1	157,4
Metropolitana	14.496,6	174,7
O'Higgins	14.254,9	242,0
Maule	18.156,8	321,7
Ñuble	25.769,7	281,2
Bío-Bío	76.882,7	831,0
Araucanía	114.284,3	988,5
Los Ríos	91.248,0	806,1
Los Lagos	149.522,94	1.537,8
Aysén	26.154,6	252,3
Magallanes	5.212,4	48,6
Total	551.179,9	5.666,6

Fuente: elaboración propia.

Respecto de la estacionalidad anual de las emisiones, la quema de leña es la más significativa, debido a su magnitud (la más importante) y peso frente al resto de las otras fuentes. En este caso, la estacionalidad ha sido obtenida mediante información del número de calefactores que operan leña según datos del estudio CDT, 2015, y se entrega en la figura siguiente.

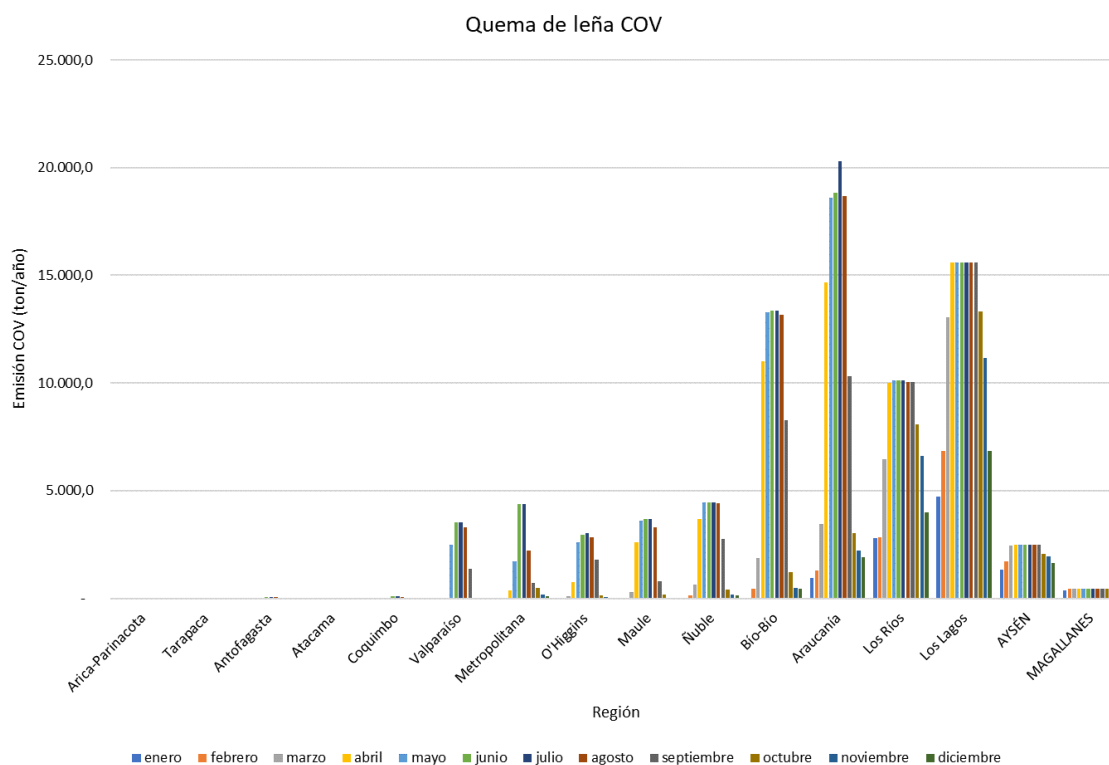


Figura 0.2: Estacionalidad de emisiones de Quema de Leña, año 2018. Elaboración propia en base a estudio CDT, 2015, página 90, figura 19 y tabla 64.

Fuentes residenciales

Metodología

Existe un conjunto de productos de uso domiciliario o comercial, asociados a emisiones de COVs. Estas fuentes están caracterizadas por consumos que se dan en los hogares de un grupo de productos para el hogar, o porque las emisiones se asocian a servicios que se entregan a los hogares o se pueden correlacionar con el nivel de población.

El Manual de Desarrollo de Inventarios de MMA-DICTUC, 2016, entrega factores de emisión por habitante y por año. Por lo tanto, el cálculo de la emisión es directa. Para ello, se parte de la proyección de población de INE para 2018 que se prorroga por comuna de acuerdo con la proporción del censo 2017. A estos valores se aplican los factores de emisión, obteniéndose las emisiones con los distintos niveles de agregación: comuna, región, país.

Emisiones de COVs

Cabe destacar que, a nivel nacional, el conjunto de estas emisiones es importante y comparable a otras categorías, superando incluso las emisiones industriales. En especial, las emisiones de pinturas, cuya composición química incluye una proporción importante de compuestos orgánicos volátiles, son particularmente altas y representan más del 25% de las emisiones del sector¹²⁷. Estas corresponden a emisiones muy atomizadas, lo cual implicará desafíos importantes para su control. Las emisiones para las diferentes categorías se entregan a continuación:

¹²⁷ Se consideran principalmente las emisiones de pintado arquitectónico: “Las emisiones de COV se producen por la evaporación del solvente contenido en la pintura utilizada para la reparación o restauración de vehículos (comercial) y para el pintado arquitectónico (residencial). Las emisiones de pintado arquitectónico son consideradas dentro del subsector residencial, ya que se utiliza el supuesto que el mayor consumo de pinturas proviene del uso domiciliario por sobre el industrial.” Ministerio de Medio Ambiente-DICTUC; Manual para el Desarrollo de Inventarios, Santiago, 2016, página 80.

Tabla 0.17: Fuentes residenciales (domiciliarias). Emisiones de COV, toneladas por año 2018.

Región	Artes gráficas ¹²⁸	Productos aerosoles	Productos domésticos	Productos de cuidado personal	Pesticidas domésticos	Productos de cuidado automóvil	Adhesivos o selladores	Pinturas	Subtotal
Arica y Parinacota	96,5	11,1	86,8	253,3	195,4	147,1	62,7	328,1	1.181,0
Tarapacá	141,1	16,2	127,0	370,3	285,7	215,1	91,7	479,7	1.726,8
Antofagasta	259,3	29,8	233,4	680,6	525,1	395,4	168,5	881,6	3.173,8
Atacama	122,1	14,0	109,9	320,6	247,3	186,3	79,4	415,3	1.494,9
Coquimbo	323,3	37,2	291,0	848,8	654,8	493,1	210,2	1.099,3	3.957,6
Valparaíso	775,0	89,1	697,5	2.034,4	1.569,4	1.181,9	503,8	2.635,1	9.486,3
Santiago	3.035,7	349,1	2.732,2	7.968,8	6.147,4	4.629,5	1.973,2	10.321,5	37.157,4
O'Higgins	390,3	44,9	351,3	1.024,6	790,4	595,3	253,7	1.327,1	4.777,7
Maule	446,0	51,3	401,4	1.170,7	903,1	680,1	289,9	1.516,3	5.458,8
Ñuble	205,1	23,6	184,6	538,4	415,4	312,8	133,3	697,4	2.510,7
Biobío	664,4	76,4	598,0	1.744,2	1.345,5	1.013,3	431,9	2.259,1	8.132,8
La Araucanía	408,5	47,0	367,7	1.072,4	827,3	623,0	265,6	1.389,0	5.000,6
Los Ríos	164,2	18,9	147,8	431,2	332,6	250,5	106,8	558,4	2.010,4
Los Lagos	353,7	40,7	318,3	928,4	716,2	539,4	229,9	1.202,6	4.329,2
Aysén	44,0	5,1	39,6	115,6	89,2	67,1	28,6	149,7	538,9
Magallanes	71,1	8,2	64,0	186,6	143,9	108,4	46,2	241,7	870,0
Total	7.500,6	862,6	6.750,5	19.689,0	15.188,6	11.438,4	4.875,4	25.501,9	91.806,9

Fuente: elaboración propia a partir de INE, 2017 y MMA-DICTUC, 2016.

¹²⁸ La producción de artes gráficas y talleres de imprenta se indexa a la población; MMA-DICTUC, Manual de Desarrollo de Inventarios; 2016, página 72.

Emisiones de benceno

Se estimaron emisiones de benceno para el uso de pinturas. Para ello, se obtuvieron valores del contenido de benceno en pinturas que se estima en 0,2% en masa¹²⁹. Se utiliza una densidad promedio de pintura de 1.300 gr L⁻¹ y se calcula la porción másica del benceno en la pintura, obteniendo el valor de 2,6 gramos de benceno por litro de pintura¹³⁰. Se calcula una proporción de benceno para un contenido promedio de COVs en pinturas¹³¹, para el cual se usó el valor de 412,5 gr L⁻¹. Con estos dos valores se obtiene un coeficiente de proporción de benceno en relación con el contenido de COV, igual a 0,00630303. Con este valor se multiplican las emisiones de COV y se obtienen las emisiones de benceno.

Tabla 0.18: Emisiones de benceno por aplicación de pinturas, 2018, (Ton/año)

Región	Benceno
Arica Parinacota	2,1
Tarapacá	3,0
Antofagasta	5,6
Atacama	2,6
Coquimbo	6,9
Valparaíso	16,6
Metropolitana	65,1
O'Higgins	8,4
Maule	9,6
Ñuble	4,4
Bío-Bío	14,2
Araucanía	8,8
Los Ríos	3,5
Los Lagos	7,6
Aysén	0,9
Magallanes	1,5
Total	160,7

Fuente: Elaboración propia a partir de INE, 2017; MMA-DICTUC, 2016; Unión Europea; Madeksholaw; Vodprovod.

¹²⁹ <https://mdeksholaw.com/what-household-products-are-sources-of-household-benzene-exposure/>

¹³⁰ <https://vodprovod.blogspot.com/2018/09/convertir-kg-de-pintura-en-litros.html>

¹³¹ Directiva 2004/42/CE, sobre los límites de emisión de compuestos orgánicos volátiles para el uso de solventes orgánicos en ciertas pinturas y barnices y productos de refinado de vehículos. Modificación de la directiva 1999/13/EC. Anexo II. Se toma un valor promedio entre los mínimos y máximos permitidos.

Emisiones evaporativas por distribución de combustibles

Metodología

Estas emisiones se producen en los trasvasijos de combustibles desde los camiones hacia los estanques y desde estos hacia los vehículos. Para estimarlas, se toman los datos de consumo de combustible vehicular que entrega la Superintendencia de Electricidad y Combustibles, para gasolinas (93, 95 y 97 octanos) y diésel (A1 y B1). Los consumos están agregados por región. Los consumos están en metros cúbicos y se transforman a toneladas con las densidades para las gasolinas y el diésel. Para prorratear el consumo a nivel de comunas, se considera la proporción de vehículos por comuna en relación con el total regional, con la información del INE. Los factores de emisión se obtienen del Manual de Desarrollo de Inventarios de MMA-DICTUC, 2016, los que están en unidades de toneladas por metro cúbico, por lo cual el cálculo de emisiones es directo. En el caso de la región Metropolitana se considera que por disposición del Plan de Descontaminación los trasvasijos deben contar con sistemas de recuperación de vapores, por lo cual los factores de emisión son menores comparados con los usados para el resto del país. Se calculan las emisiones de COV para gasolina y diésel.

Emisiones de COVs

La distribución de estaciones de servicio, las emisiones por llenado de estanques, respiración de estanques y llenado de vehículos se muestran en la tabla a continuación¹³²:

Tabla 0.19: Ventas de gasolina y diésel, emisiones evaporativas de COV por trasvasije de combustibles líquidos, 2018.

Región	Ventas de gasolina (m ³ /año)	Ventas Diésel (m ³ /año)	Emisión por llenado de vehículos (ton/año) <small>133</small>	Emisión por llenado de estanques (ton/año)	Emisiones por respiración de estanques (ton/año)
Arica y Parinacota	70.900	123.799	25,7	171,3	23,4
Tarapacá	94.155	497.097	78,0	520,3	71,0
Antofagasta	162.772	1.980.310	282,9	1.885,9	257,2
Atacama	94.070	570.192	87,7	584,6	79,7
Coquimbo	212.682	478.529	91,2	608,3	82,9
Valparaíso	436.374	796.013	162,7	1.084,5	147,9
Metropolitana	1.953.970	1.866.748	5,0	152,8	458,5

¹³² <http://www.bencinaenlinea.cl/web2/buscador.php?region=1>

¹³³ Las emisiones se obtienen multiplicando los volúmenes considerados por los factores de emisión que se encuentran en el Manual de Desarrollo de Inventarios MMA-DICTUC, de 2016, en tabla 5-56. Los factores de emisión de la Región Metropolitana son inferiores debido a los equipos de control

O'Higgins	229.510	391.804	82,0	546,8	74,6
Maule	295.092	553.456	112,0	746,7	101,8
Ñuble	108.313	269.923	49,9	332,8	45,4
Bío-Bío	354.295	691.998	138,1	920,7	125,6
Araucanía	219.140	357.051	76,1	507,0	69,1
Los Ríos	113.069	186.853	39,6	263,9	36,0
Los Lagos	229.119	596.572	109,0	726,6	99,1
Aysén	37.171	114.442	20,0	133,4	18,2
Magallanes	52.735	147.456	26,4	176,2	24,0
Total	4.663.357	9.622.243	1.386,4	9.361,9	1.714,3

Fuente: Elaboración propia a partir de SEC y Manual de Desarrollo de Inventarios MMA-DICTUC 2016.

Emisiones de Benceno

Las emisiones de benceno se obtienen utilizando los factores de emisión sugeridos por la EPA¹³⁴ para las categorías llenado de vehículos, llenado de estanques y respiración de estanques. Los resultados se muestran a continuación:

Tabla 0.20: Ventas de gasolina, emisiones evaporativas de benceno por trasvasije de combustibles líquidos.

Región	Ventas de gasolina (m ³ /año) ¹³⁵	Emisión por llenado de vehículos (ton/año)	Emisión por llenado de estanques (ton/año)	Emisiones por respiración ¹³⁶ de estanques (ton/año)
Arica y Parinacota	70.900	0,84	0,56	0,08
Tarapacá	94.155	1,12	0,74	0,10
Antofagasta	162.772	1,94	1,29	0,18
Atacama	94.070	1,12	0,74	0,10
Coquimbo	212.682	2,53	1,68	0,23

¹³⁴ EPA; Locating and estimating Air Emissions from Sources of Benzene; North Carolina, E.E.U.U.; 1998, página 6-48, table 6-18.

¹³⁵ No hay factores de emisión para evaporación de benceno proveniente del diésel. La presencia de benceno en diésel es significativamente menor que en gasolina, donde se añade hasta un 1% en la mezcla como antidetonante. Ver Tsai, Chang y Chiang; Volatile Organic Compounds from the exhaust of light duty vehicles; publicado en Atmospheric Environment 61, 2012; páginas 499 a 506; específicamente el análisis de las tablas 1 y 2 en página 502. Adicionalmente, el Manual de la EPA sobre emisiones de Benceno no incluye para evaporativas de vehículos diesel; ver EPA; Locating and estimating Air Emissions from Sources of Benzene; North Carolina, E.E.U.U.; 1998, tabla 8-1, página 8-4.

¹³⁶ El almacenamiento de combustibles líquidos presenta problema para el manejo de vapores, ya que por la volatilidad, se acumulan estos vapores inflamables en los estanques. Para disminuir el riesgo, los estanques poseen sistemas de "respiración" que permiten liberar el exceso de presión de vapor de los combustibles. Este exceso constituye una emisión de compuestos orgánicos volátiles.

Valparaíso	436.374	5,19	3,45	0,48
Metropolitana	1.953.960	2,34	0,78	2,15
O'Higgins	229.510	2,73	1,81	0,25
Maule	295.092	3,51	2,33	0,32
Ñuble	108.313	1,29	0,86	0,12
Bío-Bío	354.295	4,22	2,80	0,39
Araucanía	219.140	2,61	1,73	0,24
Los Ríos	113.069	1,35	0,89	0,12
Los Lagos	229.119	2,73	1,81	0,25
Aysén	37.171	0,44	0,29	0,04
Magallanes	52.735	0,63	0,42	0,06
Total	4.663.357	34,59	22,19	5,13

Fuente: elaboración propia a partir de SEC, 2018 y EPA, 1998.

Fugas de Gas Licuado de Petróleo (GLP)

Metodología

Se distinguen fugas residenciales y comerciales. Se asume que la venta al detalle de GLP corresponde a consumo domiciliario y que la venta a granel, a residencial. Se subentiende que las emisiones unitarias son mayores para las fugas domiciliarias, ya que implican un número mucho mayor de manipulaciones, donde se producen las fugas. Por ello, los factores de emisión son diferentes.

Los consumos regionales de Gas Licuado de Petróleo (GLP) se obtienen de las estadísticas de la SEC¹³⁷. Los factores de emisión están disponibles en el manual de Desarrollo de Inventarios de MMA-DICTUC. Se multiplican las ventas al detalle por el factor de emisión correspondiente y se obtienen las fugas residenciales. Se realiza el procedimiento análogo (ventas a granel y FE para fugas comerciales) y se obtienen las fugas comerciales. Para estas últimas, el factor de emisión se interpola del estudio de SISTAM, 2017.

La base presenta datos para Ñuble, solo entre septiembre y diciembre de 2018. Analizando los datos de Bío-Bío se observa que los datos de Ñuble están incluidos en esa región para los restantes meses del año. Se realizó una corrección de estos datos tomando la proporción del consumo de Ñuble con respecto al total para los meses de septiembre a noviembre y aplicándola a los meses de enero a agosto¹³⁸.

¹³⁷ Disponibles en: <http://datos.energiaabierta.cl/dataviews/241254/HISTO-DE-VENTA-DE-GLP/>

¹³⁸ Los detalles de los cálculos para el prorrateo se encuentran en las bases de datos entregadas como anexo. Como validación de los datos, para las regiones comprendidas entre O'Higgins y Los Lagos, el estudio de SISTAM, (2017) entrega valores en el mismo rango de consumo, con variaciones no mayores al 10% (envasado o granel, con la excepción de Ñuble -24%), entre ambos años. SISTAM, 2017, página 63.

Los datos de consumo a nivel regional para 2018 son los siguientes:

Tabla 0.21: Consumos de GLP por región, residencial y comercial.

Región	Consumo GLP Envasado (Ton/año)	Consumo GLP a granel (Ton/año)	Total (Ton/año)
Arica – Parinacota	6.986	7.390	14.377
Tarapacá	10.735	6.945	17.680
Antofagasta	23.734	26.241	49.975
Atacama	13.770	4.544	18.313
Coquimbo	39.196	12.568	51.764
Valparaíso	98.542	38.229	136.771
Metropolitana	378.445	155.497	533.942
O’Higgins	53.060	56.530	109.589
Maule	55.214	24.570	79.784
Ñuble	16.521	7.790	24.311
Bío-Bío	58.687	31.687	90.374
Araucanía	33.783	19.586	53.369
Los Ríos	13.278	10.207	23.484
Los Lagos	35.947	30.850	66.797
Aysén	6.364	5.701	12.065
Magallanes	1.151	2.464	3.615
Total	845.413	440.798	1.286.211

Fuente: Elaboración propia a partir de SEC (Energiaabierta.cl), 2018.

Emisiones

Las emisiones de COVs se estiman asumiendo que el consumo residencial corresponde al GLP envasado y se aplica el factor de emisión recomendado por el Manual de Inventarios de 3,5% en masa¹³⁹. Al mismo tiempo, se asume que el consumo a granel corresponde a GLP comercial y se le aplica el factor de emisión de 1,5% en masa utilizado en el estudio de SISTAM 2017¹⁴⁰. Con ello, se obtienen las emisiones:

¹³⁹ DICTUC, 2016, página 78.

¹⁴⁰ SISTAM, 2017, páginas 63, 71 y 207.

Tabla 0.22: Emisiones de COV, fugas residenciales y comerciales de GLP (Toneladas/año)

Región	Emisión Residencial (Ton/año)	Emisión Comercial (Ton/año)
Arica – Parinacota	244,5	110,9
Tarapacá	375,7	104,2
Antofagasta	830,7	393,6
Atacama	481,9	68,2
Coquimbo	1.371,9	188,5
Valparaíso	3.449,0	573,4
Metropolitana	13.245,6	2.332,5
O'Higgins	1.857,1	847,9
Maule	1.932,5	368,6
Ñuble	578,2	116,8
Bío-Bío	2.054,0	475,3
Araucanía	1.182,4	293,8
Los Ríos	464,7	153,1
Los Lagos	1.258,1	462,7
Aysén	222,7	85,5
Magallanes	40,3	37,0
Total	29.589,5	6.612,0

Fuente: Elaboración propia a partir de SEC, 2018; SISTAM, 2017 y MMA-DICTUC, 2016.

Consumo de Gas Licuado para calefacción

Metodología

Con la información de consumo de gas licuado vendido al detalle (Tabla 16) y considerando la proporción de uso de gas para calefacción, que se obtiene del estudio de uso de energía en los hogares (Ministerio de Energía, CDT, 2018), se calcula el consumo de calefacción por comuna y región. Se aplica el factor de emisión entregado por el Manual de Desarrollo de Inventarios y se obtienen las emisiones, por comuna, región y país.

Para calcular las emisiones, se debe transformar las toneladas de GLP a m³. La densidad del GLP es de 0,55 toneladas/m³.

De acuerdo con el estudio de CDT sobre usos de energía en los hogares, el uso de gas para calefacción corresponde al 28,57%¹⁴¹ del uso total.

Emisiones

Finalmente, las emisiones de COV por calefacción residencial con GLP están dadas por:

Tabla 0.23: Emisiones de COV, consumo residencial del GLP.

Región	Emisiones de COV por consumo de GLP (Ton/año)
Arica – Parinacota	317,5
Tarapacá	487,9
Antofagasta	1.078,8
Atacama	625,9
Coquimbo	1.781,6
Valparaíso	4.479,0
Metropolitana	17.201,2
O’Higgins	2.411,7
Maule	2.509,6
Ñuble	750,9
Bío-Bío	2.667,5
Araucanía	1.535,5
Los Ríos	603,5
Los Lagos	1.633,9
Aysén	289,3
Magallanes	52,3
Total	38.425,9

Fuente: Elaboración propia a partir de SEC, 2018; MMA-DICTUC, 2016; Ministerio de Energía-CDT, 2018.

Quemas agrícolas y forestales

Metodología

La estadística de quemas agrícolas y forestales se obtienen de Conaf, que entrega superficie quemada por región para cada año¹⁴². La información de superficie agrícola, incluyendo el tipo de cultivo, y la

¹⁴¹ Ministerio de Energía, CDT; Informe Final de Usos de la Energía de los Hogares, Chile, 2018; 2018. página 7.

¹⁴² Las quemas forestales son distintas a los incendios forestales. Las estadísticas de quemas se encuentran en: <https://www.prevencionincendiosforestales.cl/documento/informacion-de-quemas-por-ano-2010-2018/>

forestal por comuna se obtiene de las bases de datos de Odepa¹⁴³. Se consideran también los tipos de cultivo, principalmente trigo, avena, cebada y maíz, más la categoría “otros cultivos”¹⁴⁴. Las quemas se prorratean por comuna según la proporción de superficie en relación con el total regional. El Manual de Desarrollo de Inventarios de MMA-DICTUC entrega carga orgánica por hectárea y factores de emisión para trigo, cebada, avena y maíz, y para “otros cultivos”, por región. Con ello, y el total de hectáreas quemadas por región, se calculan las emisiones. Conaf entrega información de los meses en que están autorizadas las quemas. Asumiendo que estas se realizan proporcionalmente en los meses autorizados, se pueden calcular las emisiones con estacionalidad.

Se tiene información para los cereales entre las regiones de Coquimbo y de Los Lagos. Se toman los cultivos de la temporada 2017/2018¹⁴⁵. El Manual de Desarrollo de Inventarios, MMA-DICTUC, 2016, tiene factores de emisión específicos para estos cuatro cultivos, los que se aplican en esas regiones¹⁴⁶. Para el resto de las regiones, se consideran los factores de emisión de “otros cultivos” de acuerdo con la superficie quemada. Para las quemas forestales, se utiliza el factor de emisión correspondiente a “vegetación” ya que, en el caso de los COVs, el manual de emisiones no entrega factores de emisión para las categorías “ramas” ni “desechos de explotación forestal”.

Emisiones de COVs

Las emisiones regionales se prorratean por comuna, de acuerdo con la proporción de superficie agrícola o forestal que cada comuna tiene en relación con el total de superficie regional y se presentan a continuación.

Tabla 0.24: Emisiones de COV por quemas agrícolas y forestales, 2018.

Región	Superficie agrícola quemada (ha/año)	Superficie forestal quemada (ha/año)	Emisiones COVs quemas agrícolas (ton/año)	Emisiones COVs quemas forestales (ton/año)	Emisión COVs total (ton/año)
Arica Parinacota	370,6	0,1	12,3	0,0	12,3
Tarapacá	9,2	0	0,3	-	0,3
Antofagasta	4,4	0,1	0,1	0,0	0,2
Atacama	128,5	6,9	4,3	0,2	4,5
Coquimbo	798,2	18,3	17,6	0,5	18,1
Valparaíso	1.222,4	187,1	26,8	4,9	31,7
Metropolitana	1.175,0	46,5	30,3	1,2	31,5
O'Higgins	7.011,5	787,35	204,5	20,7	225,2
Maule	10.978,6	5.476,3	255,2	143,9	399,1

¹⁴³ <https://icet.odepa.gob.cl/>

¹⁴⁴ <https://www.odepa.gob.cl/estadisticas-del-sector/estadisticas-productivas>

¹⁴⁵ Los residuos agrícola se queman preferentemente al final de la temporada, i.e., en 2018.

¹⁴⁶ Ref. DICTUC, 2016, Tabla 5-47, página 66.

Ñuble	35.847,1	3.263,7	673,8	85,8	759,6
Bío-Bío	16.580,6	6.071,7	330,0	159,6	489,6
Araucanía	137.924,8	5.730,7	2.466,6	150,6	2.617,2
Los Ríos	6.287,9	264,12	118,3	6,9	125,2
Los Lagos	7.421,0	18,1	141,9	0,5	142,4
Aysén	597,1	117,0	19,8	3,1	22,9
Magallanes	39,6	16,0	1,3	0,4	1,7
Total	226.396,4	22.004,0	4.303,1	578,3	4.881,4

Fuente: Elaboración propia a partir de CONAF (2018), ODEPA (2018) y MMA-DICTUC (2016)

La quemas agrícolas distribuidas estacionalmente se entregan en la Tabla 20. Para estimarlas se utilizaron datos de permisos de quemas obtenidas desde el SAG a nivel comunal. Se normalizó en función del período del mes que se pueden realizar las quemas, acorde como sigue:

- 1,0 : Se permite el mes completo
- 0,25 : Se permite un cuarto del mes
- 0,5 : Se permite la mitad del mes
- 0,00 : No se permite

La emisión se distribuyó de forma proporcional a los valores indicados arriba.

Tabla 0.25: Estacionalidad de emisiones de COVs (Ton/año) de las quemas agrícolas, año 2018.

	Enero	febrero	marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Total
Arica-Parinacota	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	1,03	12,30
Tarapaca	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,31
Antofagasta	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,15
Atacama	0,01	0,01	0,27	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,53	0,27	0,01	4,27
Coquimbo	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	1,46	17,57
Valparaíso	0,21	0,21	0,21	4,25	4,25	4,25	4,25	4,25	4,25	0,21	0,21	0,21	26,76
Metropolitana	0,11	6,54	3,33	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	6,54	6,54	6,54	30,30
O'Higgins	-	-	25,97	5,12	13,73	13,73	13,73	13,73	29,77	36,80	25,97	25,97	204,51
Maule	0,49	0,49	25,42	25,42	25,42	25,42	25,42	25,42	25,42	25,42	25,42	25,42	255,19
Ñuble	-	-	74,23	68,00	61,78	61,78	61,78	61,78	61,78	74,23	74,23	74,23	673,80
Bío-Bío	-	-	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00	33,00	330,04
Araucanía	235,18	-	235,18	215,12	215,12	215,12	215,12	215,12	215,12	235,18	235,18	235,18	2.466,61
Los Ríos	-	-	12,95	12,95	12,01	12,01	12,01	12,01	12,01	12,95	12,95	6,47	118,30
Los Lagos	-	-	7,88	15,77	15,77	15,77	15,77	15,77	15,77	15,77	15,77	7,88	141,90
AYSÉN	0,92	0,92	0,92	0,92	3,12	3,12	3,12	3,12	0,92	0,92	0,92	0,92	19,83
MAGALLANES	0,10	0,10	0,10	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,10	0,10	0,10	1,31

Emisiones de benceno

Con la información sobre quemas agrícolas utilizada para la tabla anterior, se estiman las emisiones de benceno por quemas agrícolas y forestales se calculan utilizando los factores de emisión propuestas por EPA, 1998 y se presentan a continuación:

Tabla 0.26 Emisiones de benceno por quemas agrícolas y forestales.

Región	Quemas Agrícolas (ton/año)	Quemas Forestales (ton/año)
Arica Parinacota	1,5	0,0
Tarapacá	0,0	-
Antofagasta	0,0	0,0
Atacama	0,5	0,0
Coquimbo	3,2	0,0
Valparaíso	4,9	0,3
Metropolitana	4,7	0,1
O'Higgins	28,0	1,4
Maule	43,9	9,8
Ñuble	143,2	5,8
Bío-Bío	66,3	10,8
Araucanía	551,1	10,2
Los Ríos	25,1	0,5
Los Lagos	29,7	0,0
Aysén	2,4	0,2
Magallanes	0,2	0,0
Total	904,7	39,2

Fuente: elaboración propia a partir de CONAF, 2018; ODEPA, 2018 y EPA, 1998.

Comentarios.

Las emisiones de COVs debidas a quemas agrícolas son mucho mayores que las producidas por quemas forestales¹⁴⁷, situación consistente en todas las regiones.

Las emisiones de COVs por quemas agrícolas son importantes entre las regiones O'Higgins y Los Lagos, con emisiones mayores que 100 toneladas anuales. Las regiones de Coquimbo, Valparaíso, Metropolitana y Aysén presentan emisiones por esta categoría mayores a 10 toneladas anuales pero menores a 30 toneladas anuales (excepto la Metropolitana con 30,3 toneladas anuales). Las

¹⁴⁷ Ver nota N° 34

emisiones en las zonas norte (entre Arica y Parinacota y Atacama) y en el extremo sur (Magallanes) son muy inferiores a las observadas en el resto del país, lo que se explica por la escasa actividad agrícola en ellas y la exigua cobertura boscosa en el norte del país.

Las emisiones de COVs por quemas forestales son importantes entre las regiones de O'Higgins y La Araucanía, con emisiones mayores que 10 toneladas anuales. Las regiones de Maule, Araucanía y Bío-Bío presentan emisiones mayores a 100 toneladas anuales por esta categoría.

Las quemas están reguladas por el decreto 276/1980 del Ministerio de Agricultura¹⁴⁸.

De lo anterior, se comprende que la mayor parte de las quemas ocurren entre fines de verano y comienzo de otoño, como un medio para eliminar residuos agrícolas. Considerando que los mayores episodios de contaminación atmosférica debido a malas condiciones de ventilación ocurren entre otoño e invierno, la práctica de realizar quemas agrícolas contribuye en forma importante al problema de la contaminación, aunque no en la misma medida que otras fuentes emisoras, particularmente, la quema de leña para calefacción.

Asfaltado de caminos

Metodología

El asfaltado de caminos genera emisiones de COV por su evaporación durante el proceso. El Ministerio de Obras Públicas entrega estadísticas de caminos asfaltados totales por año¹⁴⁹. Para estimar el asfaltado de caminos del año 2018, se restan de este año las estadísticas de 2017. Con ello se obtiene el número de kilómetros asfaltados por región. Se aplica el factor de emisión por kilómetros lineales que se obtiene del Manual de Desarrollo de Inventarios de MMA-DICTUC, 2016¹⁵⁰. El cálculo también incluye carpetas de asfalto hormigón. Los kilómetros asfaltados durante 2018 se entregan a continuación:

¹⁴⁸ Ídem, artículo 8: *"la Corporación Nacional Forestal, dentro de los primeros quince días del mes de Octubre de cada año, deberá dictar una resolución que contendrá el listado de comunas o sectores de ellas y los días y horas en los cuales se podrá usar el fuego en forma de quema controlada, tanto en el caso de terrenos agrícolas y ganaderos, como de aptitud forestal."* *"Los días en que se podrá hacer uso del fuego en forma de "Quema Controlada", [deberán] a lo menos abarcar el período comprendido entre el 10 de Diciembre de cada año al 30 de Abril del año siguiente."*

¹⁴⁹ Disponible en:

<http://www.vialidad.cl/areasdevialidad/gestionvial/Documents/redvialnacional2017.pdf> y
<http://www.vialidad.cl/areasdevialidad/gestionvial/Documents/Estad%C3%ADsticas2018.pdf>

¹⁵⁰ MMA-DICTUC, 2016, página 68.

Tabla 0.27: Superficie asfaltada, 2018.

Región	Kilómetros asfaltados ¹⁵¹	Kilómetros asfalto/hormigón
Arica Parinacota	10,1	0,1
Tarapacá	-	-
Antofagasta	-	-
Atacama	22,9	-
Coquimbo	6,4	-
Valparaíso	1,0	-
Metropolitana	29,7	2,2
O'Higgins	-	3,7
Maule	-	8,5
Ñuble	57,9	1,0
Bío-Bío	21,9	0,0
Araucanía	0,6	0,2
Los Ríos	18,1	6,9
Los Lagos	0,7	2,1
Aysén	-	-
Magallanes	-	1,0
Total	169,2	25,7

Fuente: Ministerio de Obras Públicas.

Emisiones

De la tabla anterior, aplicando el factor de emisión recomendado por el Manual de Inventarios, se obtienen las emisiones, de acuerdo con la tabla a continuación:

¹⁵¹ Existen diferencias en los materiales usados en estos dos casos. El asfalto-hormigón es una mezcla destinada a soportar mayor carga mecánica por sus propiedades estructurales y se utiliza preferentemente en caminos de estándar nacional o regional, mientras que el asfalto tiene mayor utilización en el estándar provincial o comunal.

Tabla 0.28: Emisiones de COV, asfaltado de caminos.

Región	Emisiones COV asfaltado (ton)	Emisiones COV asfalto/hormigón (ton)	Total emisiones (ton)
Arica Parinacota	1.772,8	15,9	1.788,7
Tarapacá	-	-	-
Antofagasta	-	-	-
Atacama	4.031,4	-	4.031,4
Coquimbo	1.136,4	-	1.136,4
Valparaíso	183,3	-	183,3
Metropolitana	5.240,5	395,1	5.635,6
O'Higgins	-	651,1	651,1
Maule	-	1.491,5	1.491,5
Ñuble	10.211,8	175,7	10.387,5
Bío-Bío	3.860,0	3,5	3.863,5
Araucanía	98,1	38,5	136,5
Los Ríos	3.191,3	1.218,6	4.409,8
Los Lagos	123,0	372,6	495,5
Aysén	-	-	-
Magallanes	-	184,4	184,4
Total	29.848,5	4.546,7	34.395,2

Fuente: Elaboración propia a partir de Ministerio de Obras Públicas y MMA-DICTUC, 2016.

Se aprecia que la distribución de emisiones no se corresponde con estadísticas poblacionales o económicas de las regiones, por lo cual las emisiones anuales variarán de un año a otro, dependiendo de la programación que, al respecto, tenga la dirección de Vialidad del Ministerio de Obras Públicas. De todos modos, las emisiones totales estimadas son importantes y se ubican en el rango del 6% de las emisiones por quema de leña y son un 3,7% de las emisiones totales de COVs.

Aeropuertos (emisiones por operaciones aéreas)

Metodología

Las emisiones de COVs asociadas a las actividades de aeropuertos se derivan de la operación de las aeronaves (ciclos de despegue y aterrizaje), de los vehículos y máquinas de apoyo en tierra, más las emisiones provenientes de vehículos que transitan por el aeropuerto. En el caso de este

estudio se tomarán en cuenta solamente las emisiones de aeronaves, puesto que las restantes se considerarán al estimar las emisiones de fuentes móviles (por método de consumo de combustibles).

Las emisiones de las aeronaves dependen de cuatro factores¹⁵²:

- Número de operaciones (las llegadas y salidas)
- Características de la flota de aviones (tipo de aeronave, número de motores, despegue de peso)
- Características de funcionamiento de motores de aeronaves (caudales de combustible y factores de emisión)
- Tiempo que la aeronave pasa en cada uno de los modos de funcionamiento (despegue, ascenso a cabo, enfoque, etc, también conocido como TIM (Time in Mode))

Considerando que las emisiones de COVs proveniente de este tipo de actividad representan menos del 1 por mil de las emisiones totales del país, se ha optado por aplicar una metodología de estimación simplificada, de acuerdo con el siguiente esquema:

- Se toma como base las emisiones de aeronaves del aeropuerto Arturo Merino Benítez (AMB) del año 2015, calculadas por Algoritmos en el estudio realizado para la DGAC. Se asocian esas emisiones con el número de operaciones (despegues y aterrizajes) informado para ese año por la Junta de Aeronáutica Civil (JAC)¹⁵³.
- Se proyectan esas emisiones para el año 2018, sobre la base del número de operaciones informado para este año. Se asume que las emisiones son proporcionales al número de operaciones. Si bien este supuesto no considera tres de las cuatro variables que influyen en las emisiones, es razonable considerar que los tipos de aviones son proporcionalmente similares a los utilizados en 2015 dado que las rutas comerciales en ambos años también lo son.
- Finalmente, se proyectan estos resultados al conjunto de aeródromos de Chile, tomando la información que para 2018 entrega la JAC. Esta metodología sobre estimará las emisiones de los aeropuertos toda vez que los aviones más grandes, con mayor número de motores y mayor peso al despegue operan preferentemente en AMB.

¹⁵² Dirección General de Aeronáutica Civil; Actualización Memoria de Cálculo de Emisiones Aeropuerto Arturo Merino Benítez, año 2015; estudio realizado por Algoritmos; 2015, página 14. Ver también: Bustamante Figueroa, Constanza; Estimación de las Emisiones Contaminantes Producidas por el Sector de Transporte Aéreo en Chile para el año 2015; Memoria para optar al título de Ingeniería Civil Mecánica, mención energía; Universidad Santa María; 2018

¹⁵³ <http://www.jac.gob.cl/informes-del-numero-de-operaciones-realizadas-en-los-aeropuertos-y-aerodromos-de-chile/>

- Las emisiones de COVs de AMB por operaciones de aviones alcanzaron el valor de 153,54 toneladas en 2015¹⁵⁴. El número de operaciones fue de 142.438 (despegues y aterrizajes). Para el año 2018 se registraron 167.161 operaciones.
- De este modo, asumiendo proporcionalidad con las operaciones, se tiene una estimación de emisiones de COVs de 180,19 toneladas para el aeropuerto AMB en 2018¹⁵⁵.

Emisiones

La tabla siguiente resume el número de operaciones registrado en 2018 para los aeródromos civiles de Chile. Se ha añadido, en forma proporcional a las emisiones estimadas para AMB, la estimación de emisiones para cada aeródromo. La estimación arroja un total de 513,46 toneladas de COV para el territorio nacional. De éstas, 2,5 toneladas corresponden a los aeropuertos de Mataverí (Isla de Pascua), Robinson Crusoe (Juan Fernández) y Teniente Marsh (Antártica).

Tabla 0.29: Aeropuertos y aeródromos civiles, número de operaciones 2018, estimación de emisiones de COV 2018.

Aeropuerto	Región	Comuna	N° de operaciones	Emisiones COV (Ton)
AD. ALTO PALENA	Los Lagos	Palena	7.201	0,35
AP. CHACALLUTA	Arica y Parinacota	Arica	15.750	7,76
AD. PUERTO AYSÉN	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	Aysén	17.352	0,50
AP. DESIERTO DE ATACAMA	Atacama	Caldera	14.131	5,76
AD. BALMACEDA	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	Coyhaique	5.344	5,27
AD. CHILE CHICO	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	Chile Chico	422	0,05
AD. EL LOA	Antofagasta	Calama	430	15,23
AD. B.O'HIGGINS	Ñuble	Chillán	15.345	10,60
AP. CARLOS IBAÑEZ DEL CAMPO	Magallanes y de la Antártica Chilena	Punta Arenas	1.274	15,21

¹⁵⁴ Dirección General de Aeronáutica Civil; Actualización Memoria de Cálculo de Emisiones Aeropuerto Arturo Merino Benítez, año 2015; estudio realizado por Algoritmos; 2015, página 40. Incluye despegues, aterrizajes y helicópteros, cuyo aporte al total es del orden del 3 por cien mil. El estudio de Bustamante Figueroa, 2018, entrega el valor de 129,41 toneladas de COVs para AMB en 2015. Ver referencia en nota 44.

¹⁵⁵ Ver Bustamante Figueroa, op. cit., página 93.

Aeropuerto	Región	Comuna	N° de operaciones	Emisiones COV (Ton)
AD. CURACAVI	Metropolitana de Santiago	Curacaví	763	3,97
AD. TTE. VIDAL	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	Coyhaique	14.397	2,97
AP. DIEGO ARACENA	Tarapacá	Iquique	14.243	16,98
AP. A.M.B.	Metropolitana de Santiago	Santiago	11.608	180,19
EL SALVADOR	Atacama	Diego de Almagro	473	0,46
AP. ANDRES SABELLA	Antofagasta	Antofagasta	167.161	18,70
AD. PORVENIR	Magallanes y de la Antártica Chilena	Porvenir	49.290	2,08
AD. FUTALEUFU	Los Lagos	Futaleufú	1.689	0,18
AD. MARIA DOLORES	Biobío	Los Ángeles	3.685	4,00
AD. PTO. WILLIAMS	Magallanes y de la Antártica Chilena	Cabo de Hornos	4.219	1,53
AD. COCHRANE	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	Cochrane	9.829	0,26
AD. GRAL. FREIRE	Maule	Curicó	22.434	4,55
AD. CARRIEL SUR	Biobío	Concepción	3.708	24,18
AD. ISLA MOCHA	Biobío	Lebu	2.088	2,29
AP. MATAVERI	Valparaíso	Isla de Pascua	2.121	1,37
E.A. ROBINSON CRUSOE	Valparaíso	Juan Fernández	9.230	0,82
AD. CAÑAL BAJO	Los Lagos	Osorno	2.276	4,58
MUNICIPAL DE VITACURA	Metropolitana de Santiago	Santiago	4.252	1,82
AD. VALLENAR	Atacama	Vallenar	22.268	0,45
AD. MELINKA	Aysén del General Carlos Ibáñez del Campo	Aysén	15.434	5,77
AD. PUERTO NATALES	Magallanes y de la Antártica Chilena	Natales	930	0,69

Aeropuerto	Región	Comuna	N° de operaciones	Emisiones COV (Ton)
AD. QUELLON	Los Lagos	Quellón	687	0,74
AD. MARCEL MARCHANT	Los Lagos	Puerto Montt	326	24,00
AD. MOCOPULLI	Los Lagos	Dalcahue	166	1,00
AD. LEQUECAHUE	Biobío	Tirúa	3.669	2,25
AP. LA ARAUCANIA	La Araucanía	Freire	5.350	9,95
AD. RODELILLO	Valparaíso	Viña del Mar	463	15,52
AD. TTE. MARSH	Magallanes y de la Antártica Chilena	Antártica	2.756	0,31
AD. LA FLORIDA	Coquimbo	La Serena	4.890	16,54
AD. SANTO DOMINGO	Valparaíso	Santo Domingo	7	12,51
AD. EULOGIO SANCHEZ ERRAZURIZ - TOBALABA	Metropolitana de Santiago	Santiago	240	53,13
AP. EL TEPUAL	Los Lagos	Puerto Montt	644	16,64
AD. NUEVO CHAITEN	Los Lagos	Chaitén	14.113	3,95
AD. PICHROY	Los Ríos	Valdivia	1.931	2,45
STGO/ AD LA VICTORIA DE CHACABUCO	Metropolitana de Santiago	Santiago	1.419	0,51
AD. VIÑA DEL MAR	Valparaíso	Viña del Mar	284	15,35
Total			476.332	513,46

Fuente: elaboración propia a partir de DGAC (Algoritmos) 2015; JAC (2015 y 2018).

Comentario: Se aprecia que las emisiones de las operaciones aérea son significativamente menores en comparación con otras fuentes, correspondiendo al 0,06% de las emisiones totales de COV.

Fuentes móviles

Metodología

La estimación de emisiones de fuentes móviles se realizará siguiendo una metodología de tipo Tier 1, de acuerdo con lo sugerido por la Agencia Ambiental de la Unión Europea¹⁵⁶. La Agencia indica que el “(...) método Tier 1 utiliza el combustible como indicador de actividad, en

¹⁵⁶ Leonidas Ntziachristos, Zissis Samaras, EMEP, EEA, Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2019, updated October 2020. Disponible en <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>

combinación con factores de emisión promedio específicos para el combustible. Ella (...) provee un inventario que se desagrega de acuerdo con cuatro códigos NFR para las emisiones de tubo de escape. También es similar a la ‘metodología simple’ descrita en versiones previas de esta guía (Ntziachristos y Kouridis, 2007)¹⁵⁷.” Este método se recomienda cuando no hay más información que los consumos de combustibles¹⁵⁸. En el caso de Chile, existe más información para inventarios más detallados. Sin embargo, en el marco de esta consultoría, se ha optado por una metodología simplificada que estime las emisiones de COVs de fuentes móviles de manera razonable sin el esfuerzo de realizar corridas de modelos para las ciudades principales del país. Esta metodología se complementará con la estimación de kilómetros recorridos para categorías de vehículos cuando la necesidad del cálculo de las emisiones lo requiera, como se verá más adelante.

Los consumos de combustibles, diferenciados para gasolinas (93, 95 y 97 octanos) y diésel (A1 y B1) se obtienen de la información de la Superintendencia de Electricidad y Combustibles¹⁵⁹ y se resumen en la tabla a continuación:

Tabla 0.30: Consumos de combustibles por región, 2018 (m3).

Región	Gasolina 93	Gasolina 95	Gasolina 97	Diésel A1	Diésel A2
Arica-Parinacota	38.849	20.663	11.388	45.706	78.093
Tarapacá	45.987	17.644	20.222	71.477	371.232
Antofagasta	82.677	58.741	21.353	213.897	1.766.413
Atacama	55.400	23.400	15.269	134.044	436.148
Coquimbo	121.160	63.095	28.427	182.551	295.978
Valparaíso	258.399	142.268	35.706	520.911	275.102
Metropolitana	1.068.872	694.877	190.211	1.866.748	0
O’Higgins	132.611	80.652	16.247	241.683	150.121
Maule	171.466	98.646	24.981	260.578	292.878
Ñuble ¹⁶⁰	66.305	32.620	9.388	115.123	154.800
Bío-Bío	216.885	106.701	30.709	295.139	396.859
Araucanía	129.568	59.529	30.044	168.328	188.723
Los Ríos	64.658	31.322	17.088	87.373	99.480
Los Lagos	132.733	63.510	32.876	214.826	381.746

¹⁵⁷ Ntziachristos, Samaras; op. Cit; página 16.

¹⁵⁸ Al utilizar los consumos de combustibles, se calculan implícitamente las emisiones de fuentes móviles en ruta y fuera de ruta.

¹⁵⁹ <https://www.sec.cl/venta-mensual-combustibles-liquidos-y-gas-licuado-de-petroleo/#1560825307941-fbbf1a0c-bf32>

¹⁶⁰ La estadística de Ñuble para 2018 está incluida en la de Bío-Bío. Para separar los consumos de ambas regiones, se ha prorrateado en proporción al número de vehículos a gasolina y diésel de cada región, según la información de vehículos entregada por INE.

Aysén	20.882	11.387	4.903	32.984	81.458
Magallanes	35.661	10.952	6.123	45.653	101.803
Total	2.647.763	1.518.176	497.419	4.505.802	5.116.440

Fuente: Superintendencia de Electricidad y Combustibles, 2018.

La Guía de inventarios de la Agencia Ambiental de la Unión Europea entrega factores de emisión para vehículos según categorías, según la tabla a continuación:

Tabla 0.31: Factores de emisión por consumo de combustibles (gramos de COV por kilogramo de combustible – equivalente a kilogramos de COV por tonelada de combustible)

Tipo de Vehículo	Tipo combustible	Valor medio	Valor mínimo	Valor máximo
Liviano particular	Gasolina	10,05	5,55	34,42
	Diésel	0,7	0,41	1,88
	GLP	13,64	6,1	25,66
Liviano Comercial	Gasolina	14,59	3,91	26,08
	Diésel	1,54	1,29	1,96
Pesado	Diésel	1,92	1,33	3,77
Motocicletas y similares	Gasolina	131,4	30	364,8

Fuente: Leonidas Ntziachristos, Zisis Samaras, EMEP, EEA, Air Pollutant Emission Inventory Guidebook 2019, updated October 2020. Página 19.

Para el cálculo de las emisiones, en el caso de vehículos a gasolina, se toma el valor medio (ver tabla 26), promediado entre livianos particulares y livianos comerciales, esto es $12,32 \text{ gr kg}^{-1}$. Para el caso de los vehículos pesados, se toma el valor máximo, esto es, $3,77 \text{ gr kg}^{-1}$, en atención al mayor desgaste de este tipo de vehículos, lo que redundaría en funcionamiento del motor más alejado del óptimo.

Para calcular las emisiones, a partir de factores de emisión expresados en relación con la unidad de masa, se transforman los consumos de combustibles de metros cúbicos (m^3) a kilogramo. Para ello, se utilizan las densidades de las gasolinas, las que se obtienen de las hojas de seguridad de combustibles reportadas a la SEC por las compañías¹⁶¹. Las densidades utilizadas son las siguientes:

¹⁶¹ Ver, por ejemplo: https://www.sec.cl/sitio-web/wp-content/uploads/2019/06/HDS_ENEX_GASOLINA93-95_OCTANOS.pdf

Tabla 0.32: Densidades de combustibles (kg lt⁻¹ o equivalente, ton m⁻³)

Combustible	Densidad (kg lt ⁻¹ ; ton m ⁻³)
Gasolina 93	0,742
Gasolina 95	0,752
Gasolina 97	0,755
Diesel A1 y B1	0,835

Fuente: Superintendencia de Electricidad y Combustibles.

Para la estimación de los factores de emisión de vehículos livianos diésel, se ha complementado la información anterior con la propuesta del estudio realizado por Tsai, Chang y Chiang¹⁶², donde se calculan valores específicos para este tipo de vehículos, incluyendo especificaciones para 67 especies de COVs. Los factores de emisión se presentan en la tabla a continuación:

Tabla 0.33: Factores de emisión de COVs para vehículos livianos diésel (mg/km).

Compuesto	Fase I	Fase II	Fase III	FTP-75	Autopista
67 especies de COV	243,3	180,5	137,0	182,6	119,8

Fuente: Elaboración propia a partir de Tsai, Chang y Chiang, página 4 (502).

Como aproximación conservadora, se toma el mayor valor correspondiente al del resultado de las tres fases, i.e., el FTP-75 en lugar del valor de autopista¹⁶³. Como estos valores están referidos a kilómetros, es necesario realizar la conversión para referirlos a litros. El Ministerio de Transportes entrega valores promedio de rendimiento según categorías de vehículos¹⁶⁴. Para el caso de vehículos livianos diésel, este valor corresponde a 17,5 km lt⁻¹. De este modo se obtiene el valor de emisión de 3,1955 gr lt⁻¹. A este valor se aplica un factor de deterioro, ya que el rendimiento óptimo es el informado por el fabricante y los vehículos en condiciones de operación reales se alejan de ese rendimiento. El manual de MMA-DICTUC sugiere factores de deterioro de 3 y 4% para vehículos diésel particulares y comerciales, lo que da un valor promedio de 3,5%. Así, se obtiene un factor de emisión ajustado de 3,3073 gr lt⁻¹, el cual se aplica directamente a los consumos de vehículos livianos diésel para el cálculo de las emisiones.

A continuación, es necesario estimar las proporciones de consumo de diésel por parte de los vehículos livianos y pesados. La estadística de vehículos de INE entrega número de vehículos por

¹⁶² Jiun-Horgn Tsai, Sheng-You Chang, Hung-Lung Chiang; Volatile Organic Compounds from the exhaust of light duty vehicles; publicado en Atmospheric Environment 61, 2012; páginas 499 a 506. Dada la especificidad de este estudio, se prefiere este valor al informado por la Agencia Europea de Medio Ambiente.

¹⁶³ El FTP-75 es el ciclo de ensayos de vehículos utilizado en Taiwan para medir las emisiones, el cual consta de tres fases las que, en su conjunto, generan el valor final.

¹⁶⁴ Ref.: <http://www.mtt.gob.cl/archivos/5626>

categoría de motor (gasolina o diésel) para cada región¹⁶⁵. Además, se dan estadísticas por tipo de vehículos. Se asume que los pesados-diésel corresponden a los buses y camiones y que la diferencia es el valor de los livianos diésel. Estos valores se prorratan proporcionalmente en cada comuna.

El estudio de movilidad eléctrica (Agencia SE) tiene valores de kilómetros recorridos por categoría de vehículo, por región. En el caso de los pesados, para cada comuna, se calcula un promedio ponderado de los kilómetros recorridos por categoría de vehículos, considerando el número de vehículos de cada tipo y los kilómetros que recorre¹⁶⁶. Con estos valores y los rendimientos promedio por categoría de vehículos se obtienen los consumos de combustibles de diésel separados para vehículos pesados y livianos.

Emisiones de COVs

Aplicando los factores de emisión, se obtienen las emisiones por categoría de vehículo y por región, de acuerdo con la tabla a continuación, donde la estimación de emisiones se realiza aplicando los factores a los consumos de las Tabla 35 y 37, y se muestran en la tabla a continuación:

Tabla 0.34: Emisiones de COV (tonelada/año) por categoría de vehículo y por región, 2018.

Región	V. Gasolina	V. Liv. Diésel	V. Pesados	Total
Arica-Parinacota	652,5	83,6	310,2	1.046,2
Tarapacá	866,8	265,9	1.311,8	2.444,4
Antofagasta	1.498,6	450,5	5.805,1	7.754,3
Atacama	865,3	203,8	1.601,0	2.670,0
Coquimbo	1.956,5	215,6	1.301,2	3.473,3
Valparaíso	4.012,3	588,1	1.946,0	6.546,5
Metropolitana	17.978,1	1.203,9	4.730,5	23.912,5
O'Higgins	2.110,6	214,8	1.029,0	3.354,3
Maule	2.713,7	271,0	1.484,3	4.469,0
Ñuble ¹⁶⁷	995,7	110,5	744,5	1.850,7
Bío-Bío	3.256,8	234,8	1.954,9	5.446,5

¹⁶⁵ <https://www.ine.cl/estadisticas/economia/transporte-y-comunicaciones/permiso-de-circulacion/parque-de-vehiculos>

¹⁶⁶ Los kilómetros recorridos para livianos diésel son iguales para todas las categorías en cada región.

¹⁶⁷ La estadística de Ñuble para 2018 está incluida en la de Bío-Bío. Para separar los consumos de ambas regiones, se ha prorrteado en proporción al número de vehículos a gasolina y diésel de cada región, según la información de vehículos entregada por INE. La estadística de kilómetros recorridos no está para la región de Ñuble. Se ha estimado un valor promedio entre las regiones de Maule y de Bío-Bío, para las diferentes categorías de vehículos.

Araucanía	2.015,4	129,3	1.000,9	3.145,6
Los Ríos	1.040,2	57,5	533,5	1.631,2
Los Lagos	2.107,6	223,4	1.665,4	3.996,3
Aysén	342,0	72,1	291,6	705,7
Magallanes	484,4	43,5	422,8	950,7
Total	42.896,5	4.368,3	26.132,5	73.397,4

Fuente: elaboración propia a partir de SEC, 2018; CNE, 2018; Agencia SE, 2018; EMEP/EEA, 2020; MTT, 2020; Tsai, Chang y Chiang, 2012.

Emisiones de benceno

Para el cálculo de estas emisiones se utiliza la misma metodología de consumo de combustible y se aplican factores de emisión sugeridos por EPA (1998)¹⁶⁸. Adicionalmente, se ajustan por los kilómetros recorridos de acuerdo con el estudio de Agencia SE para movilidad eléctrica, que informa estos valores para 2010¹⁶⁹. Estos valores se aplican a los consumos de combustibles según los mismos criterios utilizados para calcular las emisiones de COV, con los factores de emisión de EPA, 1998, para benceno¹⁷⁰. Los resultados se presentan a continuación:

Tabla 0.35: Emisiones de benceno (toneladas por año) por categoría de vehículo y por región, 2018.

Región	Vehículos gasolina	V. Livianos Diésel	V. Pesados	Total
Arica-Parinacota	50,0	5,2	4,89	60,0
Tarapacá	46,4	4,4	6,18	57,0
Antofagasta	107,7	5,3	18,38	131,4
Atacama	62,6	4,2	10,07	76,8
Coquimbo	166,8	8,8	14,64	190,2
Valparaíso	401,7	18,6	20,09	440,3
Metropolitana	1.656,6	64,6	97,00	1.818,1
O'Higgins	174,7	9,3	12,65	196,6
Maule	218,7	13,0	21,62	253,3
Ñuble	80,9	4,8	9,83	95,5

¹⁶⁸ EPA, 1998, página 8-4, tabla 8-1.

¹⁶⁹ En el caso de las regiones de Tarapacá y Los Ríos, los valores de kilómetros recorridos para la categoría de vehículos livianos a gasolina son extremadamente bajos y no se condicen con los consumos de combustibles reportados por SEC para 2018. En el caso de estas dos regiones, se han ajustado las emisiones de estos vehículos al alza. En el caso de Tarapacá, se ha ajustado proporcionalmente con la región de Atacama (consumos de gasolina de 94.115 y 94.070 m3 respectivamente). En el caso de Los Ríos, se ha ajustado con Ñuble (consumos de 113.069 y 108.313 m3, respectivamente).

¹⁷⁰ En el caso de Antofagasta, los resultados se han corregido al alza debido al consumo de diésel en la región, que supera al consumo en la región metropolitana (1.980.310 y 1.866.748 m3, respectivamente), debido al uso en minería.

Bío-Bío	264,8	12,2	30,36	307,4
Araucanía	155,7	9,4	19,93	185,1
Los Ríos	38,9	2,4	6,44	47,8
Los Lagos	161,6	11,1	21,67	194,4
Aysén	18,1	2,3	2,39	22,8
Magallanes	23,8	1,8	4,49	30,1
Total	3.629	177,4	300,6	4.106,9

Fuente: Elaboración propia a partir de SEC, 2018; Agencia SE, 2018; y EPA, 1998.

Conclusión.

Las emisiones de COVs y benceno debido a fuentes móviles son las segundas más relevantes del inventario representando poco más del 8% del total. Se presentan dos diferencias importantes con la quema de leña. Primero, estas emisiones se reparten en todo el territorio en forma proporcional al uso de vehículos, por lo tanto, no hay una diferenciación geográfica de ellas, como sí ocurre con la quema de leña. Esto hace que las emisiones de esta fuente sean las principales en la zona norte. Segundo, estas emisiones no tienen estacionalidad marcada debido a que la operación de vehículos es, aproximadamente, pareja en todos los meses del año. Esto genera perfiles de emisiones fundamentalmente diferentes para ambos tipos de fuentes.

ANEXO III: Efectos No Cancerígenos Benceno

Entregado en formato digital: ANEXO_III_Efectos No Carcinogénicos.xlsx

ANEXO IV: Concentraciones y Riesgos

Entregado en formato digital: ANEXO_IV_Concentraciones y Riesgos .xlsx

ANEXO V: Leucemia MINSAL

Entregado en formato digital: ANEXO_V_Leucemia MINSAL.xlsx

ANEXO VI: Mortalidad y DALYs

Entregado en formato digital: ANEXO_VI_Mortalidad y DALYs.xlsx

ANEXO VII: Escenarios de Reducción

Entregado en formato digital: ANEXO_VII_Escenarios de Reducción.xlsx

ANEXO VIII: Correo electrónico

Entregado en formato digital: ANEXO_VIII_correo electrónico.pdf

ANEXO IX: Metodologías Cálculo Costo-Efectividad

Se entrega el detalle en formato digital: ANEXO_IX_Cálculo económico.xlsx

Se presenta a continuación la metodología para realizar los cálculos de costo efectividad para las medidas de reducción de emisiones.

1. Quema de Leña.

1.1 Sustitución de combustible

La sustitución de leña por otro combustible implica el retiro de un calefactor a leña y su reemplazo por uno a parafina, gas licuado o electricidad. Se calculará el recambio para que el equipo entregue la misma cantidad de energía (calor) para una superficie construida equivalente. Sobre esta base, se calculará el costo unitario de reemplazo (por hogar) según el tipo de sustituto. El costo alternativo al uso de leña consiste en el costo de reemplazo del calefactor a leña y el costo diferencial de utilización del combustible (parafina, gas licuado, electricidad) con respecto a la misma cantidad de energía entregada por la leña. En cuanto a las emisiones, ninguna de las alternativas emite benceno¹⁷¹.

Para realizar los cálculos se requiere la información siguiente:

Inversión.

Precios de mercado de los calefactores, según tipo de combustible. Se obtienen directamente de fabricantes o vendedores (Homecenter, Fallabella, Bosca, etc.). Se comparan equipos que entreguen prestaciones similares en cobertura de metros cuadrados calefaccionados. Se considera una vivienda de tamaño promedio¹⁷², i.e., 67 m². La consideración de metros cuadrados es importante para dimensionar el equipo calefactor, lo que incide en el costo de inversión. En algunos casos, se deberá comprar más de un calefactor para cubrir la demanda.

Asumiendo que para un recambio se reemplaza un calefactor a leña existente, se asume que el precio de este calefactor es un costo hundido, por lo cual, el costo de inversión equivale al costo total de adquisición del nuevo equipo. La información se resume a continuación:

¹⁷¹ El gas licuado es mezcla de propano y butano, la parafina una mezcla de alquenos. El consumo eléctrico no tiene emisiones y no se considerarán las emisiones de la generación (se computan en el apartado de fuentes fijas). Por otra parte, la quema de gas y de parafina sí tienen asociadas emisiones de otros COVs.

¹⁷² Ver nota 7 y Cuadro 9

Cuadro 1: Precios de mercado, calefactores a leña, parafina, gas licuado, electricidad¹⁷³.

Combustible	Equipo	Rango (m2)	Precio (\$)	Precio final (\$)
Leña	Limit 350 Bosca*	120	280.000	280.000
Parafina	SFH-3001 Henki	60	250.000	250.000
Gas Licuado	E-4200-2 Ecco**	15	95.000	380.000
Electricidad	Thörben IRP Th. ***	35	142.000	284.000

Fuente: Elaboración propia a partir de Homecenter, Fallabella, Bosca. * No se encontró equipo con rango menor¹⁷⁴. ** Implica la compra de cuatro equipos para cubrir superficie en el rango de 60-70 m2. *** implica la compra de dos equipos para superficie similar.

Operación.

Consumo de energía por hogar. Se obtiene del inventario, a partir del consumo de leña por hogar y por región, en kilogramos por año y el equivalente energético de leña (en calorías por kilogramo de leña o unidad equivalente). La tabla siguiente entrega el consumo por hogar y por región:

Cuadro 2 Consumo energético por hogar y por región (hogares que consumen leña). Mega Calorías por hogar por año.

Región	Consumo (MCal/hogar/año)
Arica-Parinacota	2.050
Tarapacá	2.050
Antofagasta	2.050
Atacama	2.050
Coquimbo	2.050
Valparaíso	4.495
Metropolitana	4.469
O'Higgins	5.129
Maule	5.269
Ñuble	8.543
Bío-Bío	8.523
Araucanía	12.241
Los Ríos	22.392

¹⁷³ Precios comerciales vigentes a junio de 2021.

¹⁷⁴ La cotización corresponde a una estufa de doble cámara. En una situación de recambio, el equipo reemplazado será del tipo ineficiente, como salamandra, cámara simple o hechizo, cuya potencia es menor.

Los Lagos	20.599
Aysén	23.549
Magallanes	24.142

Fuente: Elaboración propia a partir de Ministerio de Energía-CDT, 2015.

Equivalencia energética de los combustibles alternativos. Se obtiene de las descripciones de combustibles donde se entregan las kilocalorías por litro (parafina), kilocalorías por kilogramo (GLP) o kilocalorías por kilowatt-hora (electricidad). Con estos valores se busca el consumo en litros (parafina), kilogramos (GLP) o kilowatt-hora (electricidad) que entrega la misma cantidad de kilocalorías (o unidad equivalente) consumida con la leña.

Cuadro 3 Equivalencias energéticas de combustibles

Combustible	Valor energético	Unidad	Equivalente leña	Unidad	Equivalente combustible	Unidad
Leña	3.500	KCal/kg	1		1	
Parafina	8.991	KCal/litro	2,569	Kg Leña/litro parafina	0,389	Lt parafina/kg leña
Gas Licuado	12.100	KCal/kg	3,457	Kg leña/kg gas licuado	0,289	Kg GLP/kg leña
Electricidad	860	KCal/kWh	0,246	Kg leña/kWh electricidad	4,070	kWh/kg de leña

Fuente: Elaboración propia a partir de AgenciaSE¹⁷⁵.

Precios de los combustibles. Se obtienen a partir de información entregada por diferentes organismos. Sernac para leña (<https://www.sernac.cl/porta1/619/w3-propertyvalue-61528.html>), CNE para parafina, (<http://www.parafinaenlinea.cl/>), y gas licuado (<https://www.chileatiende.gob.cl/fichas/9772-precio-de-combustibles-y-cilindros-de-gas-licuado>) y Asociación de Empresas Eléctricas para electricidad (<https://www.electricas.cl/reportes/>). Esta información se resume a continuación:

¹⁷⁵ Disponible en: <http://www.drto10.cl/ACHEE/documentos/recursos/DireccionAnexo2.pdf>

Cuadro 4: Precios de combustibles. Precio equivalente para entregar la misma cantidad de energía¹⁷⁶.

Combustible	Valor	Unidad	Relación combustible/leña
Leña	91,5	\$/kilo	1
Parafina	652	\$/litro	2,774
Gas Licuado	1.429	\$/kilo	4,517
Electricidad	155,1	\$/kWh	6,898

Fuente: elaboración propia a partir de Sernac, CNE y Asociación de Empresas Eléctricas.

Para la operación, se calcula el costo del consumo de leña según la demanda estimada por hogar y por región (ver Cuadro 2) y se evalúa el costo de proveer la misma cantidad de calor anualmente con el combustible alternativo.

Esto implica que, para generar la misma cantidad de calor en una superficie equivalente, se requiere pagar más por los combustibles alternativos, en una relación 1 : 2,77 : 4,52 : 6,90 para leña, parafina, gas licuado y electricidad, respectivamente.

El cálculo del costo se resume en la ecuación a continuación:

Ecuación 1:

$$\text{Costo}_i = \text{INV}_{\text{alt}_i} + \sum_{j=1,10} (\text{Costo}_{\text{alt}_i} - \text{Costo}_{\text{leña}}) / (1 + \text{Tasa}_{\text{desc}})^j$$

Donde:

INV_{alt_i}: Inversión en calefactor alternativo (donde i: parafina, gas licuado o electricidad)

Costo_{alt_i}: costo del combustible alternativo (donde i: parafina, gas licuado o electricidad)

Costo_{leña}: costo del combustible leña

Tasa_{desc}: tasa de descuento (= 6%)

¹⁷⁶ Los precios pueden variar en forma importante en períodos breves de tiempo. La información es válida para junio de 2021.

j: año de operación, desde 1 a 10.

El consumo de leña varía según la región del país, siendo particularmente importante entre las regiones de O'Higgins y Aysén. Consecuentemente, los valores de sustitución serán diferentes según la zona geográfica. A modo ejemplar, se presenta el cálculo completo de sustitución en el caso de la parafina, región de La Araucanía, para una vivienda. Luego se presentan los resultados para todos los combustibles y todas las regiones.

Cuadro 5: comparativo de costos para sustitución de leña por parafina, región de la Araucanía.

Combustible	Inversión (pesos chilenos)	Operación (10 años, flujo descontado al 6%; pesos chilenos)	Costo total (inversión + operación; pesos chilenos)
Leña*		2.373.471	2.373.471
Parafina	250.000	6.583.705	6.833.705
Diferencia	250.000	4.210.234	4.460.234

Fuente: elaboración propia. * Se considera el calefactor de leña como costo hundido, por lo cual no se considera en el cálculo.

El ejercicio es equivalente para todos los combustibles y todas las regiones. Los resultados se presentan en la tabla a continuación:

Tabla 6. Costo de sustitución (diferencial de precios entre opción leña y otros combustibles). Vivienda de 67 m2. Horizonte a 10 años, tasa de descuento de 6%. Pesos chilenos.

Cuadro 6: Costo de sustitución (diferencial de precios entre opción leña y otros combustibles). Vivienda de 67 m2. Horizonte a 10 años, tasa de descuento de 6%. Pesos chilenos.

Región	Parafina	Gas licuado	Electricidad
Arica-Parinacota	955.234	1.778.409	2.629.087
Tarapacá	955.176	1.778.293	2.628.894
Antofagasta	955.138	1.778.219	2.628.769
Atacama	955.182	1.778.305	2.628.914
Coquimbo	955.149	1.778.241	2.628.806
Valparaíso	1.795.860	3.445.287	5.424.389
Metropolitana	1.786.997	3.427.711	5.394.915
O'Higgins	2.014.231	3.878.293	6.150.527
Maule	2.062.313	3.973.636	6.310.415
Ñuble	3.188.431	6.206.615	10.055.049
Bío-Bío	3.181.419	6.192.710	10.031.731
Araucanía	4.460.235	8.728.475	14.284.128

Los Ríos	7.951.644	15.651.591	25.893.974
Los Lagos	7.334.994	14.428.835	23.843.451
Aysén	8.349.405	16.440.310	27.216.631
Magallanes	8.553.512	16.845.034	27.895.340

Fuente: elaboración propia.

Costo-efectividad de las sustituciones.

Como se indicó, la sustitución de combustibles elimina las emisiones de benceno, por lo cual la reducción de emisiones es completa. Para el cálculo del costo efectividad unitario, se divide el costo unitario por la emisión unitaria. Esta última, se calcula solamente sobre el total de casas que ocupan leña, en las cuales este combustible sería sustituido por parafina, gas o electricidad. Para cada región se presentan las emisiones de benceno por quema de leña, el número de hogares que consumen leña y las emisiones unitarias.

El cálculo se resume en las ecuaciones siguientes:

Ecuación 2. Emisión unitaria.

$$\text{Emis_unit_i} = \text{Emision_region_i} / \text{N}^\circ\text{_hogares_leña_i}$$

Donde

Emis_unit_i : emisión unitaria en región i (i desde 1 a 16, para cada región del país; ver tabla 7).

Emisión_region : emisión de benceno por quema de leña en la región i (ver tabla 7).

Nº_hogares_leña_i: Número de hogares que consumen leña en la región i (ver tabla 7).

Ecuación 3. Costo efectividad

$$\text{Cost_efec_i} : \text{Costo_sustitut_i} / \text{Emis_unit_i}$$

Donde

Cost_efec_i : costo efectividad de la sustitución para la región i (i desde 1 a 16, para cada región del país; ver tabla 7).

Costo_sustitut_i : costo de sustitución (de parafina) por leña en la región i (ver tabla 6).

Emis_unit_i: emisión unitaria en región i (ver tabla 7)

Como la sustitución por parafina es la más conveniente en términos económicos entre los tres combustibles alternativos, se presenta la costo-efectividad para este caso.

Cuadro 7: Costo efectividad de sustitución de leña por parafina (escenario 2018).

Región	Emisión benceno (ton/año)	N° casas que consumen leña	Emisión unitaria (kg benceno/casa/año)	Costo efectividad (\$/kg benceno)
Arica-Parinacota	2,35	5.085	0,463	2.066.964
Tarapacá	3,64	7.869	0,463	2.064.912
Antofagasta	6,05	13.077	0,463	2.064.520
Atacama	3,74	8.083	0,463	2.064.368
Coquimbo	9,55	20.626	0,463	2.062.923
Valparaíso	157,41	141.718	1,111	1.616.833
Metropolitana	174,65	166.328	1,050	1.701.847
O'Higgins	242,03	187.833	1,289	1.563.191
Maule	321,69	257.212	1,251	1.648.953
Ñuble	281,16	136.000	2,067	1.542.277
Bío-Bío	830,97	400.878	2,073	1.534.786
Araucanía	988,54	338.152	2,923	1.525.722
Los Ríos	806,07	145.254	5,549	1.432.888
Los Lagos	1.587,32	306.995	5,009	1.464.285
Aysén	252,32	43.358	5,819	1.434.740
Magallanes	48,81	8.257	5,887	1.452.918

Fuente: elaboración propia.

En la tabla siguiente, se presenta el mismo ejercicio anterior, aplicado a los tres combustibles.

Tabla 8. Costo efectividad como costo adicional a la calefacción con leña. Sustitución de leña por parafina, gas licuado y electricidad. (\$/kilógramo de benceno)

Cuadro 8: Costo efectividad como costo adicional a la calefacción con leña. Sustitución de leña por parafina, gas licuado y electricidad. (\$/kilógramo de benceno)

Región	Reducción unitaria (kg benceno/hogar/año)	Parafina (\$/kg benceno)	Gas licuado (\$/kg benceno)	Electricidad (\$/kg benceno)
Arica-Parinacota	0,46	2.059.926	3.835.071	5.669.526
Tarapacá	0,46	2.064.460	3.843.496	5.681.932

Antofagasta	0,46	2.064.265	3.843.123	5.681.349
Atacama	0,46	2.062.378	3.839.623	5.676.212
Coquimbo	0,46	2.063.011	3.840.791	5.677.911
Valparaíso	1,11	1.616.904	3.101.967	4.883.853
Metropolitana	1,05	1.736.520	3.330.889	5.242.525
O'Higgins	1,29	1.593.168	3.067.560	4.864.797
Maule	1,25	1.763.287	3.397.477	5.395.433
Ñuble	2,07	1.715.108	3.338.638	5.408.772
Bío-Bío	2,07	1.850.569	3.602.178	5.835.262
Araucanía	2,92	1.625.803	3.181.621	5.206.716
Los Ríos	5,55	1.667.358	3.281.938	5.429.634
Los Lagos	5,01	1.542.399	3.034.089	5.013.790
Aysén	5,82	2.136.787	4.207.419	6.965.305
Magallanes	5,89	1.453.024	2.861.542	4.738.708

Fuente: elaboración propia.

Conclusión.

A pesar de que el costo de sustitución aumenta a medida que se mueve hacia el sur, la costo-efectividad mejora debido a la mayor cantidad de contaminante abatido, como se aprecia en la tabla. El costo de reemplazo, que varía entre casi un millón de pesos y algo más de 27 millones, puede ser un obstáculo para el recambio, especialmente si el costo debe asumirlo el privado.

1.2 Aislación térmica de viviendas.

El mejoramiento del estándar térmico implica menor consumo de combustible para calefacción y, por ende, menores emisiones. Se calculará el costo de reacondicionar una vivienda de tamaño promedio (67 m²) según las zonas térmicas definidas en la Ordenanza General de Urbanismo y Construcción (OGUC). Se calculará el menor consumo de combustible asociado a la mejora térmica para calcular el costo total de la medida.

El tamaño promedio de vivienda se calcula promediando los valores medios de los rangos de superficie de acuerdo con el número de viviendas por rango, según la información del Ministerio de Vivienda y Urbanismo¹⁷⁷. Se obtiene un valor promedio ponderado de 67 m² por vivienda¹⁷⁸, según la tabla a continuación:

¹⁷⁷ Disponible en <https://www.observatoriourbano.cl/estadisticas-habitacionales/>

¹⁷⁸ Valor que casi coincide con el estudio de Javiera Paz Guevara (página 81; ver nota siguiente) de 68 m², con el cual se presentan los precios para el acondicionamiento térmico.

Cuadro 9: Tamaños de vivienda

Rango de superficie (m2)	Valor medio del rango (m2)	N° de viviendas en rango
< 35	30	551.377
35 – 50	42,5	1.629.554
50 – 70	60	1.444.065
70 – 100	85	942.328
100– 140	120	495.271
> 140	150	323.264
Total		5.405.569
Valor promedio	67	

Fuente: elaboración propia a partir de observatoriourbano.cl

Las demandas energéticas por zona térmica para el caso base y para la ordenanza General de Urbanismo y Construcción de 2007, que establece requerimientos térmicos para techumbres, muros y ventanas, definen un diferencial de demanda energética por vivienda¹⁷⁹. Se obtiene un porcentaje de reducción, promedio ponderado, según se trate de departamentos, viviendas aisladas o pareadas. Se asume que menor demanda de calefacción implica una reducción proporcional en las emisiones. Aplicando los porcentajes de reducción según zona térmica a las emisiones por hogar, se obtienen las emisiones unitarias después de la aislación. Lo anterior se resume en las ecuaciones siguientes:

Ecuación 4, emisión abatida por hogar.

$$\text{Emisión sin aislación}_i \text{ (kg/hogar/año)} * \text{porcentaje de reducción}_i = \text{emisión abatida (kg/hogar/año)}_i$$

i = 1 a 16, uno por cada región.

Ecuación 5, resultado económico neto por aislación.

$$\text{Resultado neto por aislación}_i \text{ (\$/hogar/año)} = \text{costo de aislación}_i \text{ (\$/hogar/año)} - \text{ahorro por aislación}_i \text{ (\$/hogar/año)},$$

Donde

Ecuación 6, ahorro por aislación

¹⁷⁹ Javiera Paz Guevara, Reacondicionamiento Térmico de Viviendas: Criterios de Intervención Integral, Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 2015. Páginas 84 y 85.

$$\text{Ahorro por asilacion}_i = \sum_{j=1,10} (\text{Costo_leña}_i) / (1 + \text{Tasa_desc})^j$$

$i = 1$ a 16, uno por cada región.

$j = 1$ a 10, por cada año

costo_leña_i = costo de calefaccionar con leña en la región i después de la aislación.

Ecuación 7, costo-efectividad de la reducción de emisiones por aislación térmica.

Resultado neto por aislación_i (\$/hogar/año) / emisión abatida_i (kg/hogar/año) = costo efectividad_i (\$/kg).

$i = 1$ a 16, uno por cada región.

Los resultados se presentan en las tablas a continuación:

Cuadro 10: Reducción de demanda de energía y emisiones de benceno por hogar y por región.

Región	Zona térmica representativa	Reducción porcentual de demanda de energía	Emisión unitaria de benceno (kg/hogar/año)	Abatimiento de emisiones después de aislación térmica (kg/hogar/año)
Arica-Parinacota	1	0,190	0,46	0,37
Tarapacá	1	0,190	0,46	0,37
Antofagasta	1	0,190	0,46	0,37
Atacama	1	0,190	0,46	0,37
Coquimbo	1	0,190	0,46	0,37
Valparaíso	2	0,569	1,11	0,48
Metropolitana	3	0,563	1,05	0,46
O'Higgins	3	0,527	1,29	0,61
Maule	4	0,512	1,25	0,61
Ñuble	4	0,510	2,07	1,01
Bío-Bío	4	0,521	2,07	0,99
Araucanía	5	0,495	2,92	1,48
Los Ríos	5	0,421	5,55	2,82
Los Lagos	6	0,431	5,01	2,85
Aysén	7	0,385	5,82	3,64
Magallanes	7	0,382	5,89	3,64

Fuente: elaboración propia a partir de J.P. Guevara.

Los costos de aislación se obtienen por zona térmica para las condiciones de la OGUC 2007 y se reajustan por IPC desde 2015 (año del estudio) a 2021¹⁸⁰. Los costos de aislación y los ahorros por consumo de combustible (a 10 años, con tasa de descuento del 6%) se presentan en la tabla a continuación:

Cuadro 11: Costo de aislación térmica (según OGUC 2007 y ventanas)

Región	Zona térmica más representativa	Costo de aislación (reajustado; pesos)	Ahorro por menor consumo de combustible (pesos)	Resultado neto (pesos) (= costo - ahorro)
Arica-Parinacota	1	1.386.459	321.840	1.064.619
Tarapacá	1	1.386.459	321.840	1.064.645
Antofagasta	1	1.386.459	321.840	1.064.662
Atacama	1	1.386.459	321.840	1.064.643
Coquimbo	1	1.386.459	321.840	1.064.657
Valparaíso	2	1.386.459	375.297	1.011.162
Metropolitana	3	1.395.243	379.056	1.016.187
O'Higgins	3	1.395.243	470.203	925.040
Maule	4	1.397.439	498.519	898.920
Ñuble	4	1.397.439	811.639	585.800
Bío-Bío	4	1.397.439	790.808	606.631
Araucanía	5	1.399.635	1.198.906	200.729
Los Ríos	5	1.399.635	2.209.352	-809.717
Los Lagos	6	1.411.713	2.273.370	-861.657
Aysén	7	1.445.751	2.852.918	-1.407.167
Magallanes	7	1.445.751	2.892.508	-1.446.757

Fuente: elaboración propia a partir de Javier Paz Guevara (2015) y SII (IPC).

Combinando los resultados de la tabla anterior (costos por aislación) con el abatimiento de la Cuadro 10 se obtiene la costo-efectividad de la aislación térmica.

¹⁸⁰ Javier Paz Guevara, op.cit., tablas D3 y D4. Se toma el mayor costo, i.e., el caso más desfavorable.

Tabla 12. Costo-efectividad de aislación térmica de viviendas según requerimientos de la OGUC 2007. Horizonte a 10 años. \$/kg de benceno.

Cuadro 12: Costo-efectividad de aislación térmica de viviendas según requerimientos de la OGUC 2007. Horizonte a 10 años. \$/kg de benceno.

Región	Zona térmica más representativa	Reducción unitaria (kg benceno/hogar/año)	\$/kg de benceno
Arica-Parinacota	1	0,374	2.012.654
Tarapacá	1	0,374	2.090.346
Antofagasta	1	0,375	2.016.748
Atacama	1	0,375	1.907.215
Coquimbo	1	0,375	1.936.314
Valparaíso	2	0,478	1.617.662
Metropolitana	3	0,459	1.906.485
O'Higgins	3	0,609	1.193.894
Maule	4	0,610	1.330.735
Ñuble	4	1,013	487.403
Bío-Bío	4	0,992	581.189
Araucanía	5	1,477	91.488
Los Ríos	5	2,824	-364.792
Los Lagos	6	2,851	-314.023
Aysén	7	3,636	-536.731
Magallanes	7	3,638	-371.836

Fuente: elaboración propia a partir de Ministerio de Energía-CDT (2015); Javiera Paz Guevara, Reacondicionamiento Térmico de Viviendas: Criterios de Intervención Integral, Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile, 2015.

Se aprecia que, en el caso de las regiones comprendidas entre Los Ríos y Magallanes, el costo es negativo. Es decir, la inversión en aislación térmica tiene un retorno económico positivo que se explica por el menor consumo de combustibles, lo que implica un ahorro para el usuario comparado con la situación base. Este ahorro, incluso descontado, compensa la inversión en aislación.

2. Quemados agrícolas

Existen alternativas a la eliminación de restos de cosecha y de poda que valorizan la biomasa. Ellas implican cambios en prácticas arraigadas dentro de la comunidad campesina donde, muchas veces, la mayor barrera, más que económica, es cultural.

Se evalúan dos alternativas de eliminación de restos de cosecha y poda: el manejo de rastrojos y la cero labranza. En ambos casos, se calcula el costo de implementar la medida y los beneficios asociados¹⁸¹. Debido al grado de desagregación de la información, tanto las emisiones de benceno por hectárea como los costos por hectárea no tienen diferenciación según se trate de regiones distintas. Por ello, se entrega un solo resultado que se aplica a cualquier hectárea, independiente de la región donde se aplique. Naturalmente, esta medida tiene más sentido en aquellas regiones con mayor vocación agrícola, entre O'Higgins y Los Lagos.

En el caso del manejo de rastrojos, para el año 2009, se tiene un costo de \$ 100.000 por hectárea por año. El beneficio por menor consumo de fertilizantes se evalúa en USD 90 por hectárea por año, o \$ 64.350¹⁸². Eso da un costo neto de \$ 35.650 por hectárea por año. Llevados los valores a 2021, se tiene un costo de 50.498 por hectárea (variación del IPC de 41,6% en el período 2009 – 2021).

En el caso de cero labranza, hay un beneficio económico neto de \$ 16.410 por hectárea por año, explicado por la menor necesidad de preparación de la tierra y menor uso de fertilizantes. Llevado este valor a 2021, entrega la cifra de \$ 23.245.

Se asume que, al evitar la quema, se eliminan completamente las emisiones de benceno asociadas a esta práctica. El costo efectividad de ambas medidas se presenta a continuación:

Cuadro 13: Costo efectividad, Manejo de rastrojos y cero labranza. \$/kg de benceno.

	Manejo de rastrojos	Cero labranza
Reducción (kg benceno/ha)	3,996	3,996
Costo (\$/hectárea)	50.498	-23.245
Costo (\$/kg de benceno)	12.637	-5.817

Fuente: elaboración propia a partir de ODEPA y CONAF.

3. Emisiones evaporativas de combustibles.

3.1 Recuperación de vapores durante las operaciones de trasvasije.

La evaporación de combustible durante los trasvasijos aportan a las emisiones de benceno, que puede llegar al 1% en las gasolinas, donde actúa como antidetonante. El Plan de Prevención de Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana obligó a las empresas distribuidoras a instalar dispositivos de recuperación de vapores en los servicentros de la región, como ocurre

¹⁸¹ Los valores para calcular costos y beneficios están tomados de: CONAF (Jaime Araya, Claudia Duprat, Miguel Parra); Alternativas de Reemplazo a la Quema de Residuos Agrícolas y Forestales; Santiago, 2009. Páginas 53 y 88.

¹⁸² Calculado a \$715 por dólar.

actualmente. Esta medida no se ha hecho extensiva al resto del país. Se calculará el costo de instalar estos dispositivos fuera de la Región Metropolitana, así como la reducción de emisiones que ello implica, sobre la base de los factores de emisión informados en el Manual de MMA-DICTUC (2016).

Se asume un costo de US 40.000 para una estación de servicio de 4 islas, donde se instalan los equipos de recuperación de vapores¹⁸³. La reducción de emisión se obtiene a partir de la eficiencia de recuperación del sistema, utilizando los factores de emisión, según la ecuación siguiente:

Ecuación 8. Eficiencia en la reducción de emisiones:

Eficiencia = factor de emisión con recuperación / factor de emisión sin recuperación.

Aplicando esta ecuación para los casos de recuperación de estanques y desde vehículos, tenemos los valores siguientes:

$$\text{Eficiencia de recuperación de estanques} = 1,32 \times 10^{-6} / 1,32 \times 10^{-4} = 0,01$$

$$\text{Eficiencia de recuperación de llenado de vehículos} = 4 \times 10^{-5} / 8,8 \times 10^{-4} = 0,04545$$

Estos valores se aplican a las emisiones evaporativas por región, obteniéndose las reducciones de 99% en el caso de llenado de estanques y de 95,4% para llenado de vehículos.

Las reducciones unitarias se obtienen dividiendo las reducciones totales regionales por el número de vehículos en cada región, de acuerdo con la ecuación siguiente:

Ecuación 9. Reducciones unitarias por región.

Reducción_unitaria_i = reducción_total_i / N°_vehículos_región_i (kg de benceno por vehículo)

i = 1 a 16, uno por cada región.

¹⁸³ El precio se obtuvo consultando directamente a un proveedor: Construcciones California S.A. de C.V: www.equipoparagasolinera.com y www.srvconcasa.com.

Cuadro 14 Reducción total y reducción unitaria de benceno, recuperación de vapores.

Región	Reducción total (Kg de benceno)	N° vehículos gasolina por región	Reducción unitaria (kg de benceno / vehículo)
Arica-Parinacota	1.370	76.670	0,0179
Tarapacá	1.819	125.669	0,0145
Antofagasta	3.145	181.235	0,0174
Atacama	1.818	97.261	0,0187
Coquimbo	4.109	249.279	0,0165
Valparaíso	8.432	655.290	0.0129
Metropolitana			-
O'Higgins	4.435	331.941	0,0134
Maule	5.702	403.973	0,0141
Ñuble	2.136	150.719	0,0142
Bío-Bío	6.846	493.002	0,0139
Araucanía	4.234	264.722	0,0160
Los Ríos	2.185	107.110	0,0204
Los Lagos	4.427	252.615	0,0175
Aysén	718	33.846	0,0212
Magallanes	1.019	72.232	0,0141

Fuente: elaboración propia

La costo efectividad se obtiene como el promedio simple para cada región de las costo-efectividad por las comunas dentro de cada región, de acuerdo con las ecuaciones siguientes:

Ecuación 10a. Costo efectividad por comuna.

$$\text{Costo_efectividad_comuna_k} = \text{costo de reducción_comuna_k} / \text{reducción_emisiones_comuna_k}$$

K = 1 a 342, para cada comuna del país (no incluye Isla de Pascua, Juan Fernández ni Antártica)

Ecuación 10b. Costo efectividad por región.

$$\text{Costo efectividad_region_i} = \sum_{k=1}^n (\text{Costo_efectividad_comuna_k})/n$$

Donde n = número de comunas en cada región.

i = 1 a 16 (uno para cada región, no incluye Metropolitana donde la medida ya está implementada)

Cuadro 15: Costo efectividad, recuperación de vapores de gasolina, promedios regionales. \$/kg de benceno.

Región	N° estaciones	Costo de reconversión (= USD 40.000 x 715) miles de pesos	Reducción emisiones benceno (ton)	Reducción unitaria (kg de benceno / vehículo) ¹⁸⁴	Costo efectividad (\$/kg)
Arica-Parinacota	11	314.600	1,37	0,0179	229.648
Tarapacá	26	743.600	1,82	0,0145	426.092
Antofagasta	46	1.315.600	3,15	0,0174	617.212
Atacama	37	1.058.200	1,82	0,0187	697.668
Coquimbo	75	2.145.000	4,12	0,0165	628.802
Valparaíso	184	5.262.400	8,43	0.0129	569.640
Metropolitana	545	-	-	-	-
O'Higgins	113	3.231.800	4,43	0,0134	827.147
Maule	148	4.232.800	5,70	0,0141	774.000
Ñuble	68	1.944.800	2,14	0,0142	893.604
Bío-Bío	160	4.576.000	6,85	0,0139	794.747
Araucanía	133	3.803.800	4,23	0,0160	1.182.158
Los Ríos	55	1.573.000	2,18	0,0204	833.909
Los Lagos	108	3.088.800	4,43	0,0175	867.074
Aysén	21	600.600	0,72	0,0212	3.502.347
Magallanes	27	772.200	1,02	0,0141	6.716.582

Fuente: elaboración propia a partir de CNE (bencinaenlinea.cl); Construcciones California S.A.; Ministerio de Medio Ambiente-DICTUC, Manual de Desarrollo de Inventarios de Emisiones 2016.

Se aprecia una variabilidad muy alta en los costos de abatimiento por región. La razón radica en que los costos son fijos por estación de servicio, mientras que los niveles de emisión no lo son, pues dependen de la cantidad de vehículos que utilizan el servicio de llenado de gasolina y de las cantidades de gasolina que consuman. En comunas con relativamente muchas estaciones y poco movimiento vehicular, el costo no compensará el hecho que se atienden pocos vehículos y, con ello, pocas emisiones. El análisis anterior sugiere una estrategia de reducción diferenciada, concentrando la medida en las estaciones de servicio que movilizan una mayor cantidad de combustible.

¹⁸⁴ Las diferencias se explican por el número de vehículos y las ventas de gasolina por región. Si los vehículos recorren más kilómetros consumiendo más combustible, emiten más, con lo cual, las reducciones de emisiones son proporcionalmente mayores.

3.2 Onboard Refueling Vapor Recovery¹⁸⁵

Hay otra tecnología para reducir estas emisiones. Consiste en un canister instalado dentro del vehículo, que recupera los vapores, los licúa y reinyecta en el estanque. Este sistema, conocido como Recuperación de Vapor para el Rellenado dentro del Vehículo, ha ido reemplazando al sistema Stage II en Estados Unidos, por su mayor efectividad y menor costo. Se calculará el costo de instalar los dispositivos en los vehículos y los ahorros asociados a la mayor eficiencia en el uso de gasolina. Se estima el costo por vehículo en USD 8¹⁸⁶. La recuperación de vapores implica un ahorro de gasolina estimado en USD 25 por vehículo por año, con un beneficio neto de USD 103,02 por vehículo en un período de 10 años, con tasa de descuento del 6%. Considerando una eficiencia del 98% de recuperación, los resultados son los siguientes:

Cuadro 16: Costo efectividad, recuperación de vapores de gasolina sistema ORVR, promedios regionales. \$/kg de benceno¹⁸⁷.

Región	Reducción emisiones benceno por vehículo (kg/vehículo)	Costo efectividad (\$/kg benceno)
Arica-Parinacota	0,0108	-12.638.721
Tarapacá	0,0089	-15.287.389
Antofagasta	0,0107	-12.752.967
Atacama	0,0115	-11.842.331
Coquimbo	0,0102	-13.424.639
Valparaíso	0,0079	-17.199.827
Metropolitana	0,0092	-14.872.015
O'Higgins	0,0082	-16.565.597
Maule	0,0087	-15.679.947
Ñuble	0,0087	-15.613.938
Bío-Bío	0,0086	-15.937.979
Araucanía	0,0099	-13.836.186
Los Ríos	0,0126	-10.850.176
Los Lagos	0,0108	-12.628.347
Aysén	0,0131	-10.428.991

¹⁸⁵ El análisis siguiente se basa principalmente en: The International Council on Clean Transportation (ICCT) (Freda Fung and Bob Marwell); Onboard Refueling Vapor Recovery, Evaluation of the ORVR Program in the United States; Washington D.C., 2011.

¹⁸⁶ Ídem, página 15. Para la eficiencia de recuperación, ver página 13. Los valores son para 1993. Para los cálculos se han reajustado según la inflación de EEUU: <https://www.inflation.eu/es/tasas-de-inflacion/estados-unidos/inflacion-historica/ipc-inflacion-estados-unidos.aspx>

¹⁸⁷ Se ha calculado para la región Metropolitana como si no existiera el sistema Stage II. La medida aplicaría a todos los vehículos que ingresan al país.

Magallanes	0,0087	-15.688.236
------------	--------	-------------

Fuente: elaboración propia a partir de CNE (bencinaenlinea.cl); The International Council on Clean Transportation (ICCT) (Freda Fung and Bob Marwell); Onboard Refueling Vapor Recovery, Evaluation of the ORVR Program in the United States; Washington D.C., 2011; páginas 15 y 20. INE (base de datos de vehículos)

Esta medida es muy costo-eficiente con respecto al llenado de vehículos, pero no afecta el llenado de estanques. Dependiendo de los niveles de contaminación y las metas de reducción, la autoridad debería evaluar cuál medida aplicar y hasta qué nivel. Las medidas de recuperación de estanques y de ORVR son sustitutas, de modo que se debe elegir entre cuál de las dos operar.

4. Fuentes móviles.

Las fuentes móviles representan el 36,5% del inventario de benceno¹⁸⁸. El control de sus emisiones constituye una forma importante de abordar la contaminación por este compuesto. Una de las formas para eliminar emisiones consiste en sustituir vehículos a combustión interna (ICE) por vehículos eléctricos (EV).

Para simular la sustitución de vehículos, se ha realizado un ejercicio simple de reemplazar vehículos livianos, tipo sedán, por su contraparte eléctrica. Se comparan los costos de inversión y los costos de operación, incluyendo consumo de combustible, manutención y seguro¹⁸⁹. Se calcula la recuperación del valor del vehículo luego de 10 años con una depreciación de 7,5% anual. Además, se asume que, en términos comparativos, los vehículos eléctricos bajaran paulatinamente de precio, a una tasa de 3% por año¹⁹⁰. Con estos supuestos y aplicando una tasa de descuento de 6%, se obtiene una paridad en el costo total de pertenencia (TCO por sus siglas en inglés) dentro de siete años, es decir, en 2027¹⁹¹. Esta fecha coincide, aproximadamente, con lo que opinan expertos en relación con cuándo se alcanzara la paridad entre VE livianos y sus equivalentes ICE. Para estimar el costo de la medida, se calcula el diferencial entre adquirir y

¹⁸⁸ Ver Informe N° 2, página 34, tabla 5.

¹⁸⁹ Se calculan como porcentaje del valor de adquisición del vehículo.

¹⁹⁰ Ver International Energy Agency; Global Electric Vehicle Outlook 2021; Paris. Página 21. La disminución del precio de venta se debe principalmente a la reducción del precio de las baterías.

¹⁹¹ Ver Leaseplan, The Total Cost of Ownership of Electric Vehicles. https://insights.leaseplan.co.uk/wp-content/uploads/2019/10/LeasePlan-White-paper_TCO-of-EVs.pdf. El hecho que el costo total de pertenencia (TCO) se iguale no implica que el consumidor cambie de opción automáticamente. El mayor costo de inversión inicial sigue actuando como una barrera para la adquisición del bien, aun cuando la operación en el largo plazo compense este costo.

operar un vehículo ICE y un equivalente eléctrico. Se asumen precios de combustibles (gasolina y electricidad) constantes en el futuro¹⁹².

El costo total de pertenencia se expresa en la ecuación siguiente:

Ecuación 11. Costo total de pertenencia.

$$TCO_i = INVi + \sum_{j=1}^{10} (Costos_operacion_y_manutencion_i) / (1 + tasa_descuento)^j - valor_residual_i$$

Donde i = 1,2, vehículo ICE o vehículo EV.

J = 1 a 10, años de operación.

Costos de operación y manutención corresponden a costo de combustible, manutención, depreciación y seguros (se asume que los permisos de circulación y otros costos son iguales para ambas tecnologías).

El costo neto de la medida se expresa como el diferencial entre el TCO_EV menos el TCO_ICE, según la ecuación:

Ecuación 12. Costo de sustitución

$$Costo_sustitucion_vehiculo_j = TCO_EV_j - TCO_ICE_j$$

Donde j = 1 a 10, corresponde al año de la sustitución.

Los datos se resumen en la tabla a continuación:

Cuadro 17: Parámetros de cálculo, sustitución de vehículos livianos ICE por EV

Parámetro	Vehículo ICE	Vehículo EV
Precio adquisición (\$)	13.000.000	25.500.000
Rendimiento (km/lt; km/kWh)	12	7,6
Uso anual (km)	13.749	13.749
Precio combustible (\$/lt; \$/kWh)	895	155,1
Disminución precio adquisición por año (%)	0	3
Costo de operación/año (solo combustible y manutención) (\$)	2.195.446	1.810.588
Costo de manutención (% , porcentaje del precio del vehículo)	5	2
Seguro (% , porcentaje del precio del vehículo)	4	4
Depreciación anual (%)	7,5	7,5

¹⁹² El resto de los costos de propiedad y uso del vehículo, como seguros, permisos de circulación, estacionamiento, etc., se asumen iguales para ambos modelos.

Tasa de descuento (%) ¹⁹³	6,1	6,1
--------------------------------------	-----	-----

Fuente: elaboración propia¹⁹⁴.

Para efectos de reducción de emisiones, se consideran reemplazos solo en el segmento de vehículos livianos a gasolina. Dadas las características técnicas de los EV, es más probable que sea este el segmento que concentre la mayor cantidad de vehículos eléctricos. En el caso de livianos diésel, el reemplazo es posible, pero considerando el menor impuesto específico al diésel, la comparación económica se hace menos favorable para la sustitución. En el caso de vehículos pesados, la alternativa eléctrica a batería aún no es viable por el peso que éstas significan.

Se calcula una emisión unitaria promedio por vehículo a gasolina de 0,914 kg de benceno por vehículo por año, según la tabla a continuación:

Cuadro 18: Emisiones unitarias de benceno, vehículos livianos a gasolina.

Parámetro	Valor	Unidad
Km recorridos por año	13.749	Km
Factor de emisión gramos de benceno por kilómetro	0,0665	gr km ⁻¹
Emisión promedio anual, kilogramos de benceno por año	0,914	kg año ⁻¹

Fuente: elaboración propia a partir de EPA, 1998; Agencia SE, 2018.

El reemplazo se realiza gradualmente. Para una meta de un 15% de parque de VE con respecto al parque total, se establece una meta anual de 143.520 VE adicionales anuales a la línea base, durante 7 años para llegar a un total de 1.264.071 vehículos en 2028.

Se calcula un costo de reemplazo acumulado, agregando los costos de cada año, a medida que la sustitución de vehículos se lleva a cabo, lo que se expresa en la ecuación siguiente:

Ecuación 13. Costo de sustitución acumulado.

$$\text{Costo_sustitucion_acumulado} = \sum_{j=1}^{10} (\text{TCO_EV}_j - \text{TCO_ICE}_j)$$

¹⁹³ Ministerio de Desarrollo Social; Estimación de la Tasa Social de Descuento en el largo plazo, en el marco del Sistema Nacional de Inversiones; 2014 (Asesorías e Inversiones Rauquén 2 Limitada, Gonzalo Edwards autor), página 51 sugiere una tasa entre 4,9% y 7,3%. Aquí se toma el valor promedio.

¹⁹⁴ Ver: <https://energia.gob.cl/electromovilidad/catalogo>; <https://www.hyundai.com/es/modelos/nuevo-ioniq-electrico/autonomia.html>; <https://www.electromov.cl/2019/07/31/precio-de-vehiculos-electricos-en-chile-registra-rango-de-20-a-25-millones/>

Con los parámetros anteriores, se obtienen los valores siguientes en costo efectividad, la que se obtiene dividiendo el costo por la reducción unitaria. La costo-efectividad acumulada se obtiene sumando las costo-efectividad unitarias.

Cuadro 19: Costo-efectividad reducción de emisiones por introducción acelerada de vehículos eléctricos. Introducción gradual para meta de reemplazo de 15% del parque total. Costo por sobre la línea base.

Año	Costo unitario reemplazo ICE por EV (CLP)	Costo unitario acumulado (CLP)¹⁹⁵	Costo efectividad unitario (\$/kg)	Costo efectividad acumulado (\$/kg)
1	3.926.377	3.926.377	4.295.226	4.295.226
2	3.173.320	7.099.697	3.471.426	7.766.651
3	2.442.855	9.542.552	2.672.340	10.438.991
4	1.734.304	11.276.857	1.897.227	12.336.218
5	1.047.010	12.323.866	1.145.367	13.481.586
6	380.334	12.704.201	416.063	13.897.649
7	-266.341	12.437.859	-291.362	13.606.287
8	-893.616	11.544.243	-977.564	12.628.724
9	-1.502.073	10.042.170	-1.643.180	10.985.544
10	-2.092.276	7.949.894	-2.288.827	8.696.717

Fuente: elaboración propia.

El costo unitario de reemplazo disminuye gradualmente, por el menor precio que alcanzan las unidades eléctricas, de modo que, a partir del año 7, el TCO del VE es menor que el TCO del vehículo ICE. Sin embargo, en un período de 10 años, este costo no alcanza a compensar los mayores costos iniciales, de modo que el costo total de la medida sigue siendo positivo (i.e., el agente deberá incurrir en un mayor costo que la situación base para eliminar emisiones).

¹⁹⁵ Es decir, costo de reemplazar un vehículo ICE por uno VE por año.

ANEXO X: Escenarios de reducción hasta los 65 años.

Entregado en formato digital: ANEXO_X_Escenarios de Reducción(65años) .xlsx

ANEXO XI: Reducción Necesaria para cumplir con Escenarios

Entregado en formato digital Archivo ANEXO_XIV_Reducción_Necesaria FR FEC.xlsx

ANEXO XII: Cálculo Abatimiento Quemadas Agrícolas

Entregado en formato digital Archivo ANEXO_XII_Abatimiento_quemas_agricolas.xlsx

ANEXO XIII: Cálculo Abatimiento fuentes evaporativas de combustibles

Entregado en formato digital Archivo ANEXO_XIII_Evaporativas de combustibles.xlsx

ANEXO XIV: Cálculo Abatimiento Quema de Leña

Entregado en formato digital Archivo ANEXO_XI_Abatimiento leña.xlsx

ANEXO XV: Cálculo Abatimiento Vehículos Eléctricos

Entregado en formato digital Archivo ANEXO_XV_Vehiculos electricos.xlsx

ANEXO XVI: Valores Fonasa para las distintas prestaciones asociadas a Leucemia

Tipo de intervención sanitaria	Prestación o Grupo de prestaciones	Periodicidad	Arancel	Copago%	Copago\$
Diagnóstico	Confirmación leucemia aguda	Cada vez	881.450	20 %	176.290
	Estudio leucemia aguda	Cada vez	2.398.590	20 %	479.720
	Confirmación leucemia mieloide crónica y linfática crónica	Cada vez	176.880	20 %	35.380
	Estudio leucemia crónica	Cada vez	952.840	20 %	190.570
Tratamiento	Quimioterapia leucemia aguda: recaída de leucemias linfoblásticas	Mensual	1.268.310	20 %	253.660
	Quimioterapia leucemia aguda: leucemia no linfoblástica - leucemia mieloide (LNLA)	Mensual	844.180	20 %	168.840
	Quimioterapia leucemia linfática crónica	Mensual	457.640	20 %	91.530
	Quimioterapia leucemia aguda: recaída de	Por ciclo	716.960	20 %	143.390

Tipo de intervención sanitaria	Prestación o Grupo de prestaciones	Periodicidad	Arancel	Copago%	Copago\$
	leucemia no linfoblástica - leucemia mieloide (LNLA)				
	Tratamiento leucemia aguda por quimioterapia	Por tratamiento completo	10.894.340	20 %	2.178.870
	Tratamiento leucemia crónica por quimioterapia	Por tratamiento completo	582.570	20 %	116.510
	Quimioterapia leucemia mieloide crónica eosinofílica y recombinación del gen FIP1L1 - PDGFRA	Mensual	467.010	20 %	93.400
	Quimioterapia leucemia aguda: leucemia promielocítica aguda	Mensual	332.450	20 %	66.490
	Quimioterapia leucemia mieloide crónica: tratamiento hidroxycarbamida	Mensual	49.180	20 %	9.840
	Quimioterapia leucemia mieloide crónica: tratamiento inhibidor tirosina quinasa	Mensual	3.058.630	20 %	611.730

Tipo de intervención sanitaria	Prestación o Grupo de prestaciones	Periodicidad	Arancel	Copago%	Copago\$
	Quimioterapia leucemia aguda: leucemia linfoblástica	Mensual	248.900	20 %	49.780
Seguimiento	Seguimiento leucemia linfática crónica	Mensual	5.950	20 %	1.190
	Seguimiento leucemia aguda	Mensual	13.990	20 %	2.800
	Seguimiento leucemia mieloide crónica	Mensual	24.150	20 %	4.830

Fuente: Superintendencia de Salud.

ANEXO XVII: Cálculo de FEC

Entregado en archivo digital. ANEXO XVI_FEC.xlsx



 www.cmmolina.cl

 (+56) 2 247 9650

 cmmolina@cmmolina.cl

 Antonio Bellet 292 int. 602
Providencia, Santiago

