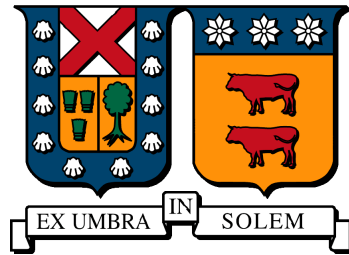


UNIVERSIDAD TÉCNICA FEDERICO SANTA MARÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA MECÁNICA
SANTIAGO-CHILE



**CÁLCULO DE EMISIONES DE MATERIAL
PARTICULADO PRODUCIDAS POR
PROCESOS ABRASIVOS DE LOS
VEHÍCULOS TERRESTRES EN CHILE**

BENJAMÍN JEREMY ENCALADA CARO

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL MECÁNICO

PROFESOR GUÍA : DR. MAURICIO OSSES ALVARADO
PROFESOR CORREFERENTE : DR. NICOLÁS HUNEEUS LAGOS

agosto 2023

Agradecimientos

Este trabajo de título está dedicado en un 100 % a mi madre, María José Caro, quién ha sido un pilar en mi vida en todo aspecto, estando presente desde el primer día que fui a pre-kinder, hasta el último día en que defendí mi memoria. Por eso y todo lo que me has dado, gracias, esto no sería posible sin ti.

Agradecer a mi padre, Christian López, que siempre ha logrado sacarme una sonrisa, recordándome que no lo es todo el área académica y que también es necesario encontrar un tiempo para uno mismo.

Agradezco a mi tata, a mi mama, a mis tíos, a mis tías y primas, quienes han sido parte de este camino en todo momento, siempre alentándome a lograr las metas propuestas, apoyándome sin esperar nada a cambio.

Recordar a todas las personas que están, a quienes se han sumado en el camino y a los que han estado desde siempre. Gracias amigos y amigas, el obtener un título universitario no es un proceso que se pueda lograr sin compañía. Me llevo los mejores recuerdos de cada uno de ustedes.

Finalmente, agradecer al profesor Mauricio Osses, quién me guió en momentos que me encontraba perdido, haciéndome partícipe de distintos desafíos y confiando en mis habilidades. También el apoyo del Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia CR2, FONDAP No. Fondap 1522A0001 y el proyecto interno línea de investigación regular USM 2023, PILLIR_23_21.

Índice general

1. Estado del Arte	9
1.1. Descripción de los procesos abrasivos	9
1.1.1. Composición química	10
1.1.2. Frenos	11
1.1.3. Neumáticos	12
1.1.4. Superficie	15
1.1.5. Medidas de mitigación	17
1.2. Emisiones non-exhaust: Estudio previo de autores	20
1.2.1. Klimont et al. (2002)	20
1.2.2. Thorpe et al., (2007)	26
1.2.3. Timmers y Achten (2016)	29
1.2.4. Lewis (2019)	34
1.2.5. EMEP (2019)	38
1.2.6. Beddows y Harrison (2020)	39
1.2.7. U.S EPA, MOVES (2020)	45
1.2.8. Farzan Oroumiyeh y Yifang Zhu (2021)	48
2. Cálculo de emisiones non exhaust del transporte vehicular en Chile	55
2.1. Metodología	55
2.2. Propuesta de factores de emisión	58
2.3. Niveles de emisión	61
2.3.1. Resultados	61
2.3.2. Análisis	64
2.4. Comparación emisiones non exhaust vs exhaust	65
2.4.1. Resultados	65
2.4.2. Análisis	69

2.5. Desagregación Espacial	69
2.5.1. Resultados	70
2.5.2. Análisis	74
2.6. Proyección de emisiones al 2050	75
2.6.1. Metodología	75
2.6.2. Resultados	76
2.6.3. Análisis	79
3. Conclusiones	81

Índice de figuras

1.1. Diseño de ranura de captación de partículas [40].	18
1.2. Montaje del sistema de aspiración. [40]	18
1.3. Imágenes láser con y sin el sistema TAMIC. [40]	19
1.4. Emisiones de procesos abrasivos de vehículos de pasajeros. Simons (2013) [77] basado en datos de Ntziachristos y Boulter (2009) [56].	31
1.5. Emisiones $PM_{2,5}$ en función del peso de un vehículo en $[g/km]$	43
1.6. Emisiones $PM_{2,5}$ en función del peso de un vehículo en $[g/km]$	44
1.7. Diagrama del montaje para el test de muestreo vehicular. (a) Vista superior. Los dispositivos que se observan son APS (TSI APS 3321) y DT (TSI DustTrak 8532). (b) Vehículo y vista lateral del montaje. Las flechas indican el sentido del flujo de las partículas para frenos y neumáticos. (c) Vista frontal. Las partículas de neumático son medidas desde la parte trasera de la rueda delantera derecha. Las partículas de freno son medidas al frente del centro de la rueda. (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	49
1.8. Perfil típico de la concentración de $PM_{2,5}$ y velocidad del Chevrolet Suburban. (Izquierda) Frenos. (Derecha) Neumáticos. (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	50
1.9. Relación entre los peaks de concentración en $[\mu g/m^3]$ y la tasa de desaceleración. (a) Frenos $PM_{2,5}$ (b) Frenos PM_{10} . (c) Neumáticos $PM_{2,5}$. (d) Neumáticos PM_{10} . (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	51
1.10. Relación entre los peaks de concentración en $[\mu g/m^3]$ agrupadas en tres tasas de desaceleración. (a) Frenos $PM_{2,5}$ (b) Frenos PM_{10} . (c) Neumáticos $PM_{2,5}$. (d) Neumáticos PM_{10} . (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	52

1.11. Concentración de las partículas de frenos y neumáticos en [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] asociadas a una tasa de aceleración [m/s^2]. (a) Sentra frenos. (b) Sentra neumáticos. (c) Accord frenos. (d) Accord neumáticos. (e) Suburban frenos. (f) Suburban neumáticos. (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	53
1.12. Distribución de las partículas en masa promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] según su diámetro, considerando el error como la desviación estándar. (a) Desgaste de frenos. (b) Desgaste de neumáticos (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	54
2.1. Emisiones totales de $\text{PM}_{2,5}$ y PM_{10} en Chile de procesos abrasivos para los años 2018-2020.	63
2.2. Emisiones de $\text{PM}_{2,5}$ y PM_{10} por fuente abrasiva para el año 2020.	63
2.3. Comparación $\text{PM}_{2,5}$ de emisiones exhaust vs non exhaust en [$\text{Gg}/\text{año}$] para los años 2018-2020.	67
2.4. Comparación PM_{10} de emisiones exhaust vs non exhaust en [$\text{Gg}/\text{año}$] para los años 2018-2020.	67
2.5. Porcentaje de emisiones por tipo de fuente para PM_{10}	68
2.6. Porcentaje de emisiones por tipo de fuente para PM_{10}	68
2.7. Desagregación espacial non exhaust de $\text{PM}_{2,5}$ para la ciudad de Santiago, Chile, para el año 2020 en [$\text{Gg}/\text{año}$].	71
2.8. Desagregación espacial non exhaust de PM_{10} para la ciudad de Santiago, Chile, para el año 2020 en [$\text{Gg}/\text{año}$].	71
2.9. Desagregación espacial non exhaust de $\text{PM}_{2,5}$ para la ciudad de Concepción, Chile, para el año 2020 en [$\text{Gg}/\text{año}$].	72
2.10. Desagregación espacial non exhaust de PM_{10} para la ciudad de Concepción, Chile, para el año 2020 en [$\text{Gg}/\text{año}$].	72
2.11. Desagregación espacial exhaust de $\text{PM}_{2,5}$ para la ciudad de Concepción, Chile, para el año 2020 en [$\text{Gg}/\text{año}$].	73
2.12. Proyección de emisiones de $\text{PM}_{2,5}$ 2020-2050 considerando cuatro escenarios distintos, con sus disminuciones porcentuales respectivas.	78
2.13. Proyección de emisiones de PM_{10} 2020-2050 considerando cuatro escenarios distintos, con sus disminuciones porcentuales respectivas.	78

Índice de tablas

1.1. Elementos principales que componen los frenos, neumáticos y superficie (Grigoratos, 2015 [37], Panko, 2018 [71], Gustafsson, 2018 [38]). . .	11
1.2. Factor de emisión de desgaste de neumáticos clasificados por fuente y tipo de vehículo, para vehículos livianos en [g/km] (Klimont, 2002) [51].	22
1.3. Factor de emisión de desgaste de neumáticos clasificados por fuente y tipo de vehículo, para vehículos pesados en [g/km] (Klimont, 2002) [51].	23
1.4. Factor de emisión para desgaste de neumáticos usados en el modelo en [g/km] (Klimont, 2002) [51].	23
1.5. Factor de emisión de desgaste de frenos clasificados por fuente y tipo de vehículo [g/km](Klimont, 2002) [51].	23
1.6. Factor de emisión para desgaste de frenos usados en el modelo en [g/km] (Klimont, 2002) [51].	24
1.7. Factor de emisión para desgaste de superficie [g/km] (Klimont, 2002) [51]	25
1.8. Factores de emisión para desgaste de superficie usados en el modelo en [g/km] (Klimont, 2002) [51].	25
1.9. Factores de emisión de $PM_{2,5-10}$ para desgaste de frenos, neumáticos, superficie y totales, calculadas para la flota de vehículos en Marylebone Road, 2000-2003 [79].	26
1.10. Factores de emisión de $PM_{2,5-10}$ de resuspensión de polvos y desgaste de superficie calculadas para la flota de vehículos en Marylebone Road, 2000-2003 [79].	27
1.11. Factores de emisión para resuspensión y la combinación de resuspensión y desgaste de superficie de los vehículos pesados y livianos [79]. . .	28
1.12. Comparación del peso del mismo modelo de vehículo en sus versiones ICEV y EV según fabricante, y la diferencia entre estos pesos. (Timmers y Achten (2016) [80]).	30

1.13. Factor de emisión de gases de escape de distintos autores para PM ₁₀ y PM _{2,5} para vehículos de pasajeros a gasolina y diésel. (Timmers y Achten (2016)) [80].	32
1.14. Factor de emisión de procesos abrasivos de distintos autores para PM ₁₀ y PM _{2,5} en [mg/km]. (Timmers y Achten (2016)) [80].	33
1.15. Comparación de factores de emisión de gases de escape y procesos abrasivos para PM _{2,5} . (Timmers y Achten (2016)) [80].	33
1.16. Comparación de factores de emisión de gases de escape y procesos abrasivos para PM ₁₀ . (Timmers y Achten (2016)) [80].	33
1.17. Factores de emisión de PM ₁₀ según tipo de vehículo y tipo de vía [mg/km].	34
1.18. Factores de emisión de desgaste de neumáticos y frenos en [g/km veh] [56] en un intervalo de confianza respectivo.	38
1.19. Factores de emisión de desgaste de superficie en [g/km veh] [56] en un intervalo de confianza respectivo.	38
1.20. Factores de emisión de PM _{2,5} y PM ₁₀ para distintos tipos de vehículos, tipos de vía y tipo de proceso abrasivo en [mg/km], basados en datos de EMEP (2019) [56].	40
1.21. Pesos de los tipos de vehículos dependiendo sus características, basados en datos de Boulter (2006) [16].	40
1.22. Factores de emisión de desgaste de neumáticos (intervalo de confianza) vehículos de combustión interna (ICEV) tanto para gasolina y diésel, y los factores de emisión de vehículos convertidos a eléctricos con batería (BEV), según vía donde circulen y mostrando como referencia los valores de Timmers y Achten (2016) [80] en [mg/km] [13].	41
1.23. Factores de emisión de desgaste de frenos (intervalo de confianza) vehículos de combustión interna (ICEV) tanto para gasolina y diésel, y los factores de emisión de vehículos convertidos a eléctricos con batería (BEV), según vía donde circulen y mostrando como referencia los valores de Timmers y Achten (2016) [80] en [mg/km] [13].	41
1.24. Factores de emisión de desgaste de superficie (intervalo de confianza) vehículos de combustión interna (ICEV) tanto para gasolina y diésel, y los factores de emisión de vehículos convertidos a eléctricos con batería (BEV), según vía donde circulen y usando como referencia los valores de Timmers y Achten (2016) [80] en [mg/km] [13].	42

1.25. Aumento (y porcentaje de aumento) del factor de emisión debido al incremento del peso del vehículo al ser transformado a vehículo eléctrico, considerando un aumento de 318 y 258[kg] para vehículo a gasolina y diésel respectivamente. Valores en [mg/km]. [13]	42
1.26. Coeficientes para obtener factor de emisión en zona urbana usando la expresión: $EF=bW^{(1/c)}$, donde W es el peso en kilogramos de un vehículo. [13].	43
1.27. Factor de emisión para frenos por autor en [mg/vkt] y tipo de vehículo. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].	45
1.28. Factor de emisión para frenos utilizado para el modelo MOVES en [mg/vkt]. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].	46
1.29. Factor de emisión para neumáticos por autor en [mg/vkt] y tipo de vehículo. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].	47
1.30. Factor de emisión para neumáticos utilizado para el modelo MOVES en [mg/vkt]. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].	47
1.31. Especificaciones de los vehículos testeados. (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].	48
2.1. Recopilación de factores de emisión para procesos abrasivos de Klimont et a. (2002) [51], Timmers y Achten (2016) [80], Beddows y Harrison (2021) [13], y US EPA, MOVES (2020) [4] en [g/veh km].	60
2.2. Factores de emisión promedio para procesos abrasivos en [g/veh km].	60
2.3. Asignación de categoría vehículo liviano, vehículo pesado y motocicleta a los tipos de vehículos descritos en el informe final de SECTRA [26].	61
2.4. Niveles de emisión de $PM_{2,5}$ por fuente para los años 2018-2020 en [Gg/año].	62
2.5. Niveles de emisión de PM_{10} por fuente para los años 2018-2020 en [Gg/año].	62
2.6. Relación $PM_{2,5}/PM_{10}$ de las emisiones del año 2020.	62
2.7. Niveles de emisión exhaust y non exhaust de $PM_{2,5}$ para los años 2018-2020 en [Gg/año] y aporte porcentual del total de emisiones.	66
2.8. Proporción de emisiones Exhaust / Non exhaust de $PM_{2,5}$ para el año 2020.	66
2.9. Niveles de emisión exhaust y non exhaust de PM_{10} para los años 2018-2020 en [Gg/año] y aporte porcentual del total de emisiones.	66

2.10. Proporción de emisiones Exhaust / Non exhaust de PM_{10} para el año 2020.	67
2.11. Proyección de emisiones $PM_{2,5}$ non exhaust al año 2050 en [Gg/año] en los cuatro escenarios.	77
2.12. Porcentaje de disminución de emisiones $PM_{2,5}$ non exhaust al año 2050 en [Gg/año] en tres distintos escenarios.	77
2.13. Proyección de emisiones PM_{10} non exhaust al año 2050 en [Gg/año] en los cuatro escenarios.	77
2.14. Porcentaje de disminución de emisiones PM_{10} non exhaust al año 2050 en [Gg/año] en tres distintos escenarios.	77

Resumen

El material particulado (PM) emitido por el tubo de escape de los vehículos terrestres tiene un efecto perjudicial en la salud de las personas, sin embargo, no es la única fuente de PM que genera el transporte vehicular terrestre. Existe una fuente que no ha sido estudiada en profundidad llamada "non exhaust", la cual se refiere a emisiones producidas por procesos abrasivos. En particular, en este trabajo se estudia el desgaste de frenos, desgaste de neumáticos y desgaste de superficie, centrando el foco en $PM_{2,5}$ y PM_{10} . El objetivo es calcular las emisiones de procesos abrasivos del sector transporte en Chile. En primer lugar, se proponen factores de emisión para cada vehículo, permitiendo así, calcular las emisiones para los años 2018-2020, alcanzando unos niveles de 1,01 y 2,58 [Gg] para el año 2020 de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente. Junto a los niveles de emisión se muestra la desagregación espacial para dos ciudades de Chile, Santiago y Concepción, con el fin de mostrar gráficamente la concentración y diferencia de magnitudes entre $PM_{2,5}$ y PM_{10} , y compararlas con los niveles de emisión de material particulado del tubo de escape. Los niveles de emisión de procesos abrasivos y tubo de escape equivalen a un 27 % y 74 % de las emisiones totales de $PM_{2,5}$ y, un 48 % y 52 % de las emisiones totales de PM_{10} respectivamente. Finalmente se realiza una proyección al año 2050, considerando distintos escenarios, utilizando ciertas medidas de mitigación. Sin considerar ninguna medida de mitigación se proyecta una emisión de más de 1,77 y 4,53 [Gg] de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente. Considerando las medidas de mitigación propuestas, se proyecta una disminución de hasta un 16 % y 23 % de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente.

Glosario

1. **Abrasión:** Acción mecánica de rozamiento entre dos superficies que provoca erosión y desgaste (ruptura de partículas) de una o ambas superficies.
2. **Autopista:** Vía cuya función principal es permitir desplazamientos de larga distancia entre ciudades o a través de éstas. Su capacidad vehicular es elevada y su diseño permite una operación segura a velocidades superiores a 90 km/h. Sus calzadas están separadas físicamente y segregadas de su entorno, sus accesos son controlados y limitados a ciertos puntos. Las intersecciones de flujos mayores son a desnivel, permitiéndose cruces de flujos menores a nivel, siempre y cuando cuenten con una infraestructura adecuada que incluya pistas de aceleración, deceleración, espera de viraje, u otras. Posee un límite mínimo de velocidad, determinados y señalizados por la autoridad competente.
3. **BEVs:** vehículos eléctricos con batería
4. **Desgaste de superficie:** Término utilizado para referirse al desprendimiento de material de la carpeta rodante.
5. **EVs:** vehículos eléctricos.
6. **Factor de emisión:** Cantidad de contaminantes o sustancias emitidas por unidad de distancia recorrida o unidad de actividad.
7. **ICEVs:** vehículos convencionales que cuentan con un motor a combustión interna, incluye vehículos a diésel y gasolina.
8. **Non exhaust emissions:** Emisiones que no provienen de la emisión de gases de escape de un vehículo terrestre, también se conoce como emisiones por procesos abrasivos o por desplazamiento.

9. **Partículas gruesas:** partículas con un diámetro entre 2,5 y 10 micrómetros.
10. **Partículas finas:** partículas con un menor a 2,5 micrómetros.
11. **PM:** material particulado.
12. **PM₁₀:** partículas con un diámetro menor o igual a 10 micrómetros.
13. **PM_{2,5}:** partículas con un diámetro menor o igual a 2.5 micrómetros.
14. **Vehículo:** Medio con el cual, sobre el cual o por el cual toda persona u objeto puede ser transportado por una vía.
15. **Vía:** calle, camino u otro lugar destinado al tránsito de vehículos y/o peatones.
16. **Vía convencional:** Vía que no reúne las características de una autopista ni de una autovía, distinguiéndose dos grupos:
 - **Vía urbana convencional:** Vía que atiende desplazamientos dentro de la ciudad y cuya velocidad máxima permitida no supera los 70 km/h.
 - **Vía rural convencional:** Vía que atiende viajes interregionales y locales en zonas rurales y cuya velocidad máxima permitida no supera los 100 km/h.
17. **Zona rural:** Área geográfica fuera de las zonas urbanas.
18. **Zona urbana:** Área geográfica poblada cuyos límites para los efectos de este Manual, deben estar

Introducción

La contaminación vehicular en Chile es un gran problema que afecta la calidad del aire en todo el país, principalmente en las zonas urbanas, lo que conlleva a llegar a niveles de contaminación que son perjudiciales para la salud de las personas, permitiendo el desarrollo de enfermedades respiratorias, cardiovasculares, entre otras.

La principal fuente de contaminación vehicular es la emisión de gases de escape, emitiendo distintos contaminantes como el CO₂, CO, NO_x, partículas finas, entre otros. Sin embargo, no es la única fuente que emite contaminantes, también existen procesos abrasivos que ocurren cuando el vehículo entra en movimiento, que debido al roce entre distintas superficies, genera desprendimiento de partículas finas, en particular PM_{2,5} y PM₁₀, y a niveles que igualan o incluso superan a las partículas suspendidas por los gases de escape.

Dentro de estas fuentes, también conocidas como non-exhaust, se encuentra el desgaste de frenos, desgaste de neumáticos y desgaste de superficie. El proceso que permite que se suspendan partículas al ambiente es principalmente debido al rozamiento entre piezas del vehículo y la superficie por donde circula. En el caso de los frenos, cada vez que el conductor presiona el pedal de freno, las pastillas presionan el disco de freno, lo que genera un roce entre estas superficies, creando un desgaste en ambas piezas, principalmente en las pastillas, las cuales generan material particulado. En el caso de los neumáticos y superficie es un caso similar, cuando el vehículo entra en movimiento, considerando aceleraciones, frenadas, cambios de dirección, circulación por resaltos, etc. Se genera un desgaste, tanto en los neumáticos como en la superficie debido al roce que se genera entre ellas, lo que produce material particulado.

Generalmente el material particulado se divide en PM_{2,5} y PM₁₀, donde en el caso de las emisiones non-exhaust, principalmente se emite PM₁₀ a diferencia de las emi-

siones de gases de escape, que principalmente son $PM_{2,5}$. La composición química del material particulado suspendido dependerá directamente del material de los frenos, neumáticos y superficie, variando entre distintos metales, gomas y materiales en general.

Una de las estrategias adoptadas en el mundo es el cambio de vehículos convencionales con motor de combustión interna (ICEVs) a los vehículos eléctricos (EVs) y/o híbridos, incentivando de distintas maneras la adquisición de éstos, suponiendo que esto reducirá las emisiones producidas por la actividad vehicular, siendo una solución a la contaminación ambiental del área de transporte. Sin embargo, al modelar los niveles de emisión de material particulado emitidos por los EVs, no se observa una reducción significativa debido a la fuerte presencia de las fuentes non-exhaust.

La principal explicación a la mantención y/o aumento de los niveles de PM, al comparar los ICEVs con los EVs, es que el peso de los vehículos eléctricos aumentan debido a la presencia de grandes baterías. Esto genera un aumento en los niveles de emisión de los procesos abrasivos, debido a que a mayor peso, mayor energía se necesita para frenar y mayor peso deben soportar los neumáticos y la superficie.

Existen distintos factores que afectan los niveles de emisión de los procesos abrasivos, tales como, la presencia de lluvia, humedad en la superficie, estilo de conducción, estado del vehículo, antigüedad del vehículo, cantidad de peso extra, estado de los neumáticos, estado de la superficie, presencia de arena y/o polvos y las condiciones climáticas y geográficas en general. Por ejemplo, al comparar las zonas interurbanas con las zonas urbanas, en estas últimas, el conductor se ve obligado a frenar, acelerar más y maniobrar más con el vehículo, debido a la presencia de semáforos, señaléticas, resaltos, etc. Sin embargo, en las zonas interurbanas, el vehículo suele ir a una velocidad crucero, lo que, en situaciones normales, es decir, sin congestión y/o inconvenientes, genera una menor necesidad de disminuir o aumentar la velocidad, el conductor maniobra de manera más suave el vehículo, lo que disminuye los roces entre superficies, disminuyendo el material particulado suspendido. Es así, como el tipo de vehículo y el tipo de vía por donde se circula, también afecta a los niveles de emisión de las fuentes abrasivas.

Cabe destacar que solo se hace una comparación entre ICEVs y EVs en cuanto a

material particulado, la comparación de todos los contaminantes va más allá de este estudio.

En Chile, si bien, existen medidas que regulan los niveles de contaminación de gases de escape, no existe ninguna medida que mitigue las partículas suspendidas por los procesos abrasivos, es por esto que es fundamental estudiar los niveles de emisión de estas partículas y evaluar si son niveles considerables para ser perjudiciales al ser humano.

A medida que pase el tiempo, la emisión de partículas provenientes de los gases de escape, tales como el PM_{10} o $PM_{2,5}$, se irán reduciendo, debido a las nuevas tecnologías y a la regulación estricta de nuevas normas. Es por esto que el aporte de material particulado proveniente de la contaminación producidas por la no emisión de gases de escape, tales como el desgaste de frenos, desgaste de neumáticos y superficie, toma un rol protagonista en el impacto ambiental y la salud de las personas, contribuyendo cerca del 50 % del material particulado de PM_{10} [81].

Cabe mencionar, que existen otras fuentes abrasivas, tales como el desgaste de pintura, desgaste de embrague, desgaste de piezas mecánicas, suciedad, entre otras. Dentro de las distintas fuentes, está la resuspensión de polvo, que corresponde a la suspensión de todo material particulado que se encuentre sobre la superficie y que se vuelve a suspender cuando un vehículo terrestre pasa por la vía. Esta fuente es bastante significativa dentro de los niveles de emisión, sin embargo, tiene complejidades que no permiten su medición de manera adecuada, tales como el doble conteo, es decir, que es muy probable que cuando se mida el PM de dicha resuspensión de polvo, se mezcle con otras fuentes, como los mismos frenos, neumáticos y superficies, lo que hace que varíe sustancialmente. Además, depende directamente de la cantidad de tierra, arena, polvo, etc, que esté compuesta la superficie. No es lo mismo circular por un camino de tierra que por un camino asfaltado, lo que hace compleja su cuantificación y estandarización, ya que todas las superficies en todo el mundo son distintas, en particular en Chile, que en el norte se presentan climas áridos, mientras que en el sur, suele estar presente la lluvia a lo largo del año.

Es así como el fin de esta memoria es cuantificar los factores de emisión de los procesos abrasivos, estimando sus factores de emisión y calcular las emisiones produ-

cidas, de tal manera que se puedan mejorar la toma de decisiones en un futuro, diseñar nuevas estrategias y tecnologías que permitan cuidar el medio ambiente y la salud de las personas.

Objetivos

Objetivo General:

- Calcular las emisiones de material particulado producido por procesos abrasivos emitidos por vehículos terrestres en Chile.

Objetivos Específicos:

- Proponer factores de emisión por procesos abrasivos de vehículos terrestres en Chile.
- Estimar las emisiones totales por desplazamiento de vehículos en Chile entre los años 2018-2020.
- Comparar las emisiones de escape con las de abrasión de vehículos en Chile.
- Proyectar las emisiones totales provenientes de desplazamiento de vehículos para el año 2050 en Chile.

Capítulo 1

Estado del Arte

1.1. Descripción de los procesos abrasivos

El material particulado (PM) está hecho de partículas sólidas y/o líquidas, las cuales tienen un impacto en la salud y en el medio ambiente. Algunas de estas partículas provienen de fuentes naturales como la brisa del mar. Sin embargo, también provienen de la mano del ser humano, tales como procesos industriales, quema de combustibles, transporte, entre otros.

Estas partículas se clasifican según su tamaño, ya sean PM_{10} (partículas que tienen un diámetro $\leq 10\mu m$) o $PM_{2,5}$ (partículas que tienen un diámetro $\leq 2,5\mu m$, 200 veces más pequeñas que un grano de arena). El tamaño de las partículas influye directamente en el tiempo que se mantienen suspendidos en el aire y en el impacto que generan en la salud y el medio ambiente. A medida que las partículas son más pequeñas, es más difícil su medición.

Los principales procesos que conforman las fuentes non-exhaust, son el desgaste de frenos, neumáticos y superficie. Estos tres procesos tienen un mecanismo similar. Las partículas suspendidas en el aire se producen, en primer lugar, debido a la interacción entre la superficie de los neumáticos y la superficie del suelo. En segundo lugar, se suspende material particulado cuando se desacelera un vehículo al presionar el freno. En ambos casos, el mecanismo principal para producir partículas es la generación de fuerzas cortantes debido al movimiento relativo entre superficies. Un segundo mecanismo involucra la evaporación del material de las superficies debido a las altas temperaturas

que se presentan durante el contacto.

1.1.1. Composición química

Conocer la composición química del material particulado de los procesos abrasivos permite identificar a que tipo de fuente se atribuye la partícula. Distintos elementos han sido detectados en la atmósfera que son conocidos por estar presentes en las emisiones non-exhaust, en particular, el cobre, el antimonio y el bario para frenos; Zinc para neumáticos; Aluminio, calcio y silicio asociados al polvo. Además se presentan algunos elementos que se encuentran en más de una fuente como lo es el hierro [79].

Las principales dificultades para poder determinar la composición química del PM producido por las fuentes abrasivas, son, la amplia variabilidad de tipos de pastillas que se utilizan en la flota de vehículos y, la posible mezcla con otros componentes que se combinan debido al viento (resuspensión de polvos) o las condiciones climáticas asociadas.

Beddows (2015) [14] indica que se le asocia a las emisiones non-exhaust la presencia de altas concentraciones de aluminio, calcio y titanio. También atribuye la presencia de cobre, molibdeno, bario y antimonio al desgaste de frenos. También asocia las altas concentraciones de zinc al desgaste de neumáticos. Diversos estudios han evidenciado los elementos que componen el material particulado suspendido de los frenos, neumáticos y superficie, dando la ventaja de poder estudiarlos por separado y evaluar así el daño a la salud de las personas.

Amato (2016) [8] atribuye los elementos de una manera similar a las emisiones por procesos abrasivos, tales como; Cobre, bario y antimonio para frenos; Zinc para el desgaste de frenos; Y silicio, aluminio y calcio para el polvo de la superficie.

Los principales componentes son cobre, hierro, antimonio, bario, calcio, silicio y zinc, que se pueden encontrar en la tabla 1.1. Aunque el antimonio y el cobre serán reducidos considerablemente en un futuro por los fabricantes de sistemas de frenos, pueden otorgar información histórica. Los resultados dependen del método aplicado, por ejemplo, para algunos elementos, se utilizaron fluorescencia de rayos X, que tiene mayores niveles de detección que espectrometría de masas por inducción de plasma (ICP-MS).

Tabla 1.1: Elementos principales que componen los frenos, neumáticos y superficie (Grigoratos, 2015 [37], Panko, 2018 [71], Gustafsson, 2018 [38]).

Fuente abrasiva	Componentes principales (>1 % de masa)
Frenos	Hierro, Cobre, Bario, Antimonio, Zinc, Aluminio, Cromo, Potasio, Titanio y Magnesio
Neumáticos	Zinc, Silicio y Azufre
Superficie	Silicio, Calcio, Hierro y Potasio

1.1.2. Frenos

Existen dos principales tipos de frenos que se usan actualmente: freno de tambor y freno de disco. El primero funciona de tal manera que las zapatas presionan un tambor, haciendo que el roce detenga al movimiento de las ruedas. Mientras que el segundo, las pastillas, que son presionadas a través de un pistón, son las encargadas de presionar el disco de freno, haciendo que se detengan las ruedas del vehículo. El freno de disco es más utilizado en vehículos de menor tamaño (tales como vehículos livianos que suelen llevar pasajeros y/o motocicletas). Mientras que el freno de tambor es utilizado en vehículos más pesados, que suelen llevar carga, sin embargo, cabe destacar que ha aumentado el uso de disco de frenos en los nuevos vehículos pesados.

En los vehículos livianos y motocicletas, la fuerza de los frenos, es principalmente aplicada a las ruedas delanteras, mientras que los frenos que se aplican a las ruedas traseras, son principalmente para mantener la estabilidad del vehículo. Es así, como las pastillas de las ruedas delanteras (aproximadamente cada 30.000 [km]), se reemplazan con mayor frecuencia que las traseras (aproximadamente a los 50.000 [km]). Con los camiones pesados, la energía de frenado está distribuida más uniformemente a lo largo del vehículo, debido a que la tasa de desaceleración es menor y a que suele tener una carga en la parte trasera del vehículo.

Cabe comentar que al frenar, existe una emisión de gases debido a la abrasión y temperatura que se produce entre superficies de los frenos, sin embargo, no son significativas en cuanto a los niveles de emisión de CO, CO₂ e hidrocarburos [34], por lo que no serán consideradas.

No todo el material desprendido termina suspendido en el aire, en el caso de los frenos, el 64 % del material termina suspendido en el aire. Dependiendo de qué tan agresivo sea el frenado, este porcentaje varía entre 50-90 % del total de material desprendido [76] (resultado obtenido experimentalmente en laboratorio con un grado de certeza de 90-100 %).

La mayoría de las partículas proveniente del disco de freno se libera al ambiente, mientras que una pequeña parte queda adherida al vehículo. El 10 % del polvo se retiene en el tambor de los frenos [60]. Valor que es bastante distinto comparado con un estudio realizado por Sanders (2003) [76], donde las mediciones realizadas indican que en promedio, el 50 % del desgaste de frenos escapa del vehículo y entra en la atmósfera. También se descubrió que el 3-30 % termina en el camino por donde el vehículo frenó, 16-22 % se queda en las ruedas y el 8-25 % queda adherido al sistema de frenos y/o al sistema de suspensión del vehículo, donde los porcentajes dependerán de las condiciones de operación y el diseño del vehículo. Cuando se usan frenos con porcentajes bajos de metal, el 60 % del desgaste de frenos proviene del disco de freno, mientras que el 40 % proviene de las pastillas.

El porcentaje de partículas que terminan suspendidas en el aire depende directamente de la velocidad que se maneje el vehículo. Información otorgada por "The US Environmental Protection Agency" [27] y Berdowski [15], indica que el 98 % (de la masa) de las partículas emitidas por el desgaste de frenos se clasifica como PM_{10} , mientras que alrededor del 40 % son $PM_{2,5}$, 10 % PM_1 y 8 % $PM_{0,1}$. Garg (2000) [34] indica que la masa de las partículas está distribuida en un 88 % para PM_{10} , 63 % para $PM_{2,5}$ y 33 % para $PM_{0,1}$. Sanders (2003) [76], dio porcentajes de 80 % y 2 % para PM_{10} y $PM_{0,1}$ respectivamente.

En cuánto a la composición química, depende directamente de quién manufactura los frenos, en qué vehículo se instala (liviano, pesado, de carga, etc.) y en las propiedades deseadas para las pastillas. Las pastillas están conformadas principalmente por distintos metales con base de silicio.

1.1.3. Neumáticos

Los neumáticos de los vehículos están encargados de soportar el peso del mismo vehículo, los pasajeros y carga extra. También ofrecen tracción, darle dirección

al vehículo y absorber las variaciones que se presenten en la superficie de las vías. La composición de los neumáticos dependen del fabricante y el uso que se les quiera dar, sin embargo, siguen una regla general que es, 75 % de caucho estireno-butadieno (caucho sintético), 15 % caucho natural y 10 % de polibutadieno. Además, se le adicionan metales y aditivos orgánicos que dan ciertas propiedades al material de tal manera que tenga un buen rendimiento en las vías. El óxido de zinc, que actúa como un agente vulcanizador es uno de los aditivos más significativos, ocupando el 1,2 % para automóviles y un 2,1 % para camiones.

El desgaste del caucho de los neumáticos se debe a un proceso complejo físico-químico debido a la energía de roce que se produce entre la banda del neumático y el pavimento. Es en ese momento cuando las partículas provenientes, tanto de los neumáticos como de la superficie, se mezclan y se suspenden en conjunto. Sin embargo, para determinar los factores de emisión, se deben separar estas partículas dependiendo de la fuente de donde provengan, debido a que dependiendo del tipo de material de los neumáticos, la cantidad de material particulado suspendido variará, existiendo distintas combinaciones de neumático-pavimento que tendrán distintos comportamientos.

La tasa de desgaste de los neumáticos depende de muchos factores, tales como, estilo de conducción, posición de los neumáticos, tipo de material de los neumáticos, configuración de la tracción del vehículo, el tipo de neumático, el estado del pavimento, geometría del pavimento, intensidad de frenado, antigüedad del pavimento, antigüedad del neumático y el clima. En el caso del estilo de conducción, incluso cuando se conduce a una velocidad constante, existen micro roces entre la superficie de la caerpeta rodante y el neumático. Cuando se acelera, frena o cambia de dirección el vehículo, se genera un incremento en el roce de las superficies, en respuesta al aumento de las fuerzas desarrolladas en dichos escenarios, causando un desgaste extra tanto en el neumático como en la superficie del suelo.

Un vehículo con tracción delantera hace referencia a un vehículo que transmite fuerza solo a las ruedas delanteras, mientras que las ruedas traseras solamente aportan al soporte de la carga del vehículo y a seguir la trayectoria dada por la dirección de las ruedas delanteras. El caso contrario, en un vehículo con tracción trasera, hace referencia a un vehículo que tiene a cargo de las ruedas traseras la dirección y tracción del vehículo. En el caso de los vehículos con tracción delantera, se indica que las ruedas delanteras

aportan entre un 69-85 % [56] del total de desgaste de neumáticos del vehículo. Cabe destacar, que tanto la mala alineación de ruedas, como usar la cantidad incorrecta de presión de aire para los neumáticos aumenta la tasa de desgaste de superficie.

El material del que están hechos los neumáticos también afectan significativamente a su desgaste. En cuánto a los vehículos deportivos, que cuentan con neumáticos de alto rendimiento, tienen la mayor tasa de desgaste debido al alto coeficiente de roce con el que cuentan, sumando además, el estilo de conducción al que son sometidos. La vida útil de dichos neumáticos suelen ser aproximadamente de unos 10.000 [km], mientras que los de un vehículo convencional, tiene una vida útil de aproximadamente unos 50.000-60.000[km], donde en dicho tiempo, el peso disminuye un 10 % (UK Environment Agency (1998) [90], Kolioussis (2000) [52]). Caso similar es la vida útil de los neumáticos de los camiones, que son de unos 100.000[km] aproximadamente.

En cuánto a los factores que afectan la variabilidad de desgaste de neumáticos, la geometría de los neumáticos afecta al desempeño en ruta. La mayoría de los vehículos modernos cuentan con neumáticos radiales, es decir, que sus bandas de cables son perpendiculares a la dirección de giro. Éstos tienen una mayor rigidez al cambiar de dirección el vehículo, mejor agarre cuando el suelo se encuentra húmedo y son mucho menos susceptibles a la abrasión en comparación con los neumáticos diagonales que se usaban desde los años 70.

El estilo de manejo también afecta a la tasa de desgaste de neumáticos, así es como un estilo agresivo, tiende a resultar en un desgaste mayor y disperejo en los neumáticos. Llamamos estilo agresivo a aceleraciones bruscas, frenos repentinos y cambio de dirección violenta.

Además, el desgaste de neumáticos dependerá si un vehículo se moviliza en autopista o zona urbana. Es así, como en condiciones urbanas, un conductor se ve obligado a frenar, acelerar y cambiar de dirección más seguido que en una autopista y/o carretera. Usando una máquina que testea neumáticos (Stalnaker et al. (1996)), simuló las condiciones de ciudad y carretera, resultando así que en zona urbana, el desgaste de neumáticos es de un 63 %, aún cuando solo se desplazó un 5 % de la distancia en carretera.

Por otro lado, se encontró que existe una correlación negativa entre la velocidad de

viaje con el desgaste de neumáticos, teniendo un desgaste de 50 % mayor a una velocidad promedio de 40 [km/h] (zona urbana), comparada con una velocidad promedio de 90 [km/h] (carretera).

El clima y las condiciones del suelo afectan la vida útil del neumático. En condiciones húmedas, la fricción entre el neumático y el suelo disminuye, por lo que también disminuye la tasa de desgaste de neumáticos. De manera similar, en suelos recientemente construidos y/o que recibieron algún tipo de arreglo, al ser más duro, produce un menor desgaste que una superficie antigua, que es débil y susceptible a deformidades y erosiones. Así es como, además, el tipo de vía afectará en el factor de emisión de material particulado, como se puede apreciar en la tabla 1.17

Finalmente, el peso de los vehículos es proporcional al desgaste de neumáticos, como se puede observar en la tabla 1.17, por lo que a medida que a mayor peso tenga un vehículo, mayor será el desgaste de neumáticos.

Cadle en 1978 [20], reportó que el rango de tamaño de PM emitidas por el desgaste de neumáticos es de 0,01-30 μm . Donde se separan en dos grandes grupos, las partículas con un tamaño menor a 1 μm y las que tienen un tamaño mayor a 7 μm .

Berdowski en 1997 [15] indica que el PM₁₀ está distribuido con un 70 % de PM_{2,5}, 10 % de PM₁ y un 8 % de PM_{0,1}. Mientras que Rauterberg-Wulff en 1999 notó que las partículas producidas por el desgaste de neumáticos solo se encuentran en modo grueso (>2,5 μm) [75]. Por otro lado, Fauser en 1999 reportó que el rango del tamaño de partículas son del 90 % para partículas con un tamaño menor a 1 μm [28].

El material del PM de desgaste de neumáticos está formado principalmente por la composición de la que esté formada el neumático del vehículo. Esta composición principalmente es de 29 % de carbono elemental y 58 % de material orgánico, con el zinc como el metal que más abunda [42].

1.1.4. Superficie

Las emisiones por desgaste de superficie dependerá directamente de las condiciones geográficas y climáticas. La presión de los neumáticos, velocidad del vehículo y temperatura del aire afectan en la abrasión de la carpeta rodante. A medida que la tem-

peratura disminuye, los neumáticos pierden su elasticidad, lo que resulta en una mayor tasa de abrasión de la superficie del asfalto [86].

Las emisiones para el desgaste de la superficie del suelo son más complicadas de cuantificar que en el caso de frenos y neumáticos, debido principalmente a que la composición del asfalto es compleja y variable en cuanto a su composición química. Por otro lado, este tipo de abrasión, tiene el riesgo de mezclarse con la resuspensión de polvos y el desprendimiento de material de otras fuentes.

Luhana (2004) [61], al coleccionar información en "Hatfield Tunnel" determinó que para los vehículos livianos y pesados, sus factores de emisión para desgaste de superficie es de 3,1 mh/vkm y 29,0 mg/vkm respectivamente, sin embargo, estos valores pueden ser poco certeros.

Kupiainen (2003) [53] testeó el "sandpaper effect" usando un simulador de carretera. Un rango de distintos tipos de neumáticos fueron testeados en superficies de asfalto variando la cantidad de arena en ellas. Para los neumáticos que no cuentan con tachuelas de carburo y sin arena, el factor de emisión para PM_{10} a 15 km/h y 30 km/h es de 11 mg/vkm y 9 mg/vkm respectivamente. Al adicionarse entre 865-1046 g/m² de arena, el factor de emisión para PM_{10} para neumáticos sin tachuelas de carburo aumentó a niveles entre 36-208 mg/vkm. En el caso de neumáticos con tachuelas, el factor de emisión de PM_{10} sin arena es de 17 mg/vkm a 15 km/h y 40 mg/vkm a 30 km/h. Al adicionarse entre 865-1046 g/m² de arena, el factor de emisión para PM_{10} aumentó a 40-155 mg/vkm. La arena con menor resistencia a la fragmentación resultó ser las que más concentraciones de PM suspendió. Si se asume que para neumáticos sin tachuelas y sin arena en la superficie (condiciones típicas de Europa), el 95 % de PM_{10} proviene del desgaste de superficie del suelo y el otro 5 % restante corresponde al desgaste de neumáticos, teniendo un factor de emisión para el desgaste de superficie y neumáticos de 8,5-10,5 mg/vkm y 0,5-0,6 mg/vkm respectivamente para bajas velocidades. Estos resultados contradicen lo indicado por Kennedy (2002) [48], que el desgaste de neumáticos es más significativo que el de la carpeta rodante.

1.1.5. Medidas de mitigación

Frenos regenerativos

En cuanto a los frenos, una medida que reduce las emisiones de los vehículos eléctricos, es el uso de frenos regenerativos, donde se ha encontrado que pueden reducir las emisiones en un rango de 25-100 %. Beddows (2021) [13], indica que el uso de esta tecnología reduce los niveles de emisión en zonas urbanas en un 26 % de PM_{10} y una mitigación nula en zonas interurbanas. Por otro lado, se espera una reducción del 27 % de las emisiones de $PM_{2,5}$ en zonas urbanas y se menciona un rango de 1,9-27 %, donde se asocia un valor bajo a las emisiones en zonas interurbanas. Timmers (2016) [80] asume un 100 % de reducción de PM de frenos con el uso de frenos regenerativos. Mientras que Platform for Electromobility (2016) [29], responde a Timmers, indicando que el porcentaje entra en una reducción entre el 25-50 % y no un 100 %. Van Zeebroeck and De Ceuster (2013) [91] indica que la reducción es de un 50 %. Hooftman (2016) [44] asume que el uso de frenos regenerativos reduce un 66 % las emisiones de PM. Donde su estudio es en base al desgaste de pastillas de los vehículos Teslas, BMW i3s y Nissan Leafs, mostrando que la duración de las pastillas es dos tercios que la de un vehículo convencional diésel/gasolina. Barlow (2014) [11] sugiere que el uso de frenos regenerativos produce cero desgaste de frenos. Ligertink et al.(2014) [58] asumen que los frenos regenerativos reducen el desgaste en un 95 %. Althaus y Gauch (2010) [6] indica una reducción del 80 % de desgaste para un EV comparado con un ICEV. Nopmongcol et al. (2017) [65] asume una reducción de desgaste de frenos de un 25 % con el uso de frenos regenerativos. Augsburg and Hesse (2018) [41] observan una reducción en la concentración de PM en un rango entre 66-99 %. Destacar que estos estudios fueron obtenidos de un extracto de OECD (2020) [67]. El proyecto REBRAKE (2017) [24] indica que a través de un tratamiento térmico al disco de freno, se puede reducir un 32 % de las emisiones PM_{10} al aumentar la dureza de este componente.

Sistema de aspiración de frenos

Hascoët (2020) [40] diseña un sistema colector de partículas, llamado TAMIC, el cual capta directamente al menos, un 80 % de las partículas generadas por el sistema de frenos. Está compuesto de un caliper diseñado especialmente para el uso de pastillas de frenos que tienen una ranura donde es aspirado el material particulado (ver figura 1.1 a

través de unos conductos que están conectados a una turbina de succión eléctrica, equipada con un filtro que capta las partículas. Un pequeño motor, energizado por la misma batería del vehículo, es el encargado de realizar el trabajo. El montaje completo instalado en el sistema de frenos de un vehículo se puede observar en la figura 1.2. También se visualizan las partículas desprendidas del sistema de frenos con y sin el sistema de aspiración en la figura 1.3, donde, a través de imágenes láser se fotografía el evento de frenado. El porcentaje de reducción de las partículas emitidas es aproximadamente de un 80 % y la capacidad de almacenamiento es aproximadamente de unos 30.000[km].

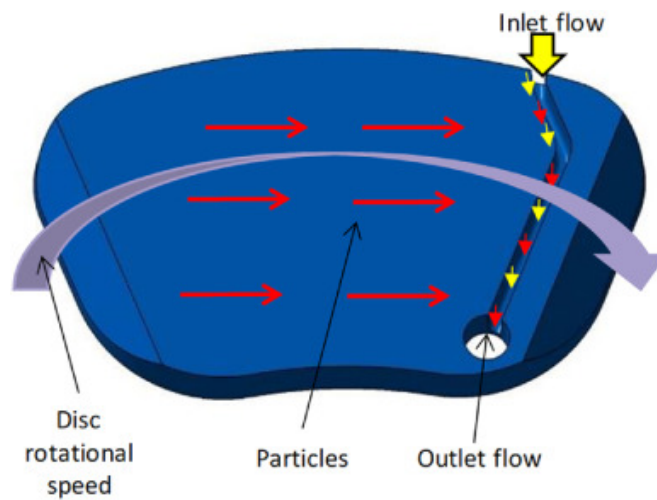


Figura 1.1: Diseño de ranura de captación de partículas [40].



Figura 1.2: Montaje del sistema de aspiración. [40]

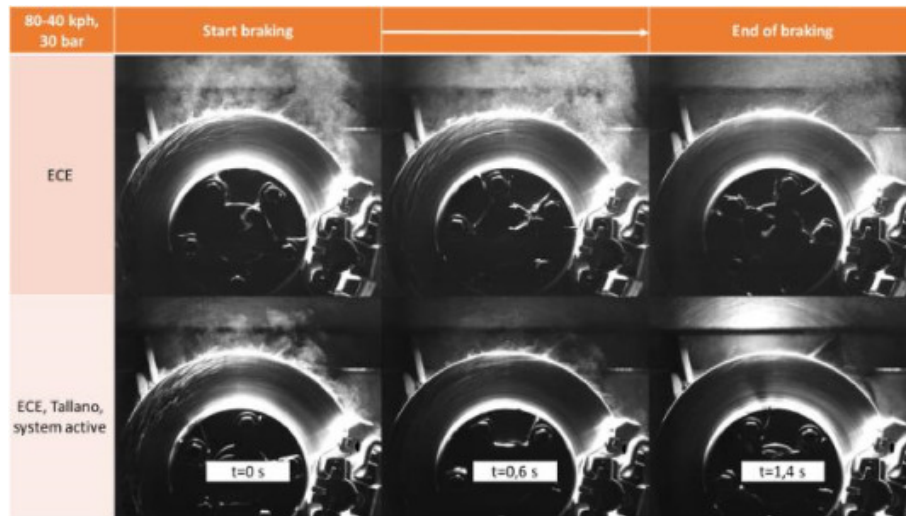


Figura 1.3: Imágenes láser con y sin el sistema TAMIC. [40]

Nuevos materiales de neumáticos

La metodología para mitigar emisiones del desgaste de neumáticos es a través del diseño de éstos con una nueva composición de material. Los EVs contarán con tecnología de alta gamma, siendo equipados con neumáticos que reducen sus emisiones en un 35 %, información otorgada por el CEO de ENSO [22], empresa que actualmente se encuentra desarrollando neumáticos para vehículos eléctricos sustentables, señalando que es primordial el uso de materiales de alta calidad y duración. Park (2006) [72] sugiere el uso de disulfuro de molibdeno para reducir la resistencia a la abrasión. Además Park (2019) [43] indica que la reducción de 2-3°C a través de conductos enfriadores de aire, resultan en una reducción del 4,6 % del desgaste de neumáticos.

Composición de carpeta rodante

Vieira et al. (2019) [84] sugiere la aplicación de asfalto poroso de doble capa para mitigar emisiones de PM₁₀. Este tipo de asfalto cuenta con una capa que contiene partículas gruesas y, con una segunda capa formada por partículas finas con una alta tasa de espacios de aire [59]. Debido a su composición es que este tipo de superficie, reduce el ruido del tráfico vehicular y las emisiones de desgaste de carpeta rodante. Las medidas de calidad de aire de una zona que cuenta con este tipo de asfalto, han mostrado que las emisiones de PM₁₀ se han reducido en un 52 % comparadas con una de asfalto de masilla de piedra.

Otros estudios (Frolova et al. (2016) [31] y Bressi et al.(2019) [17] proponen usar polvo de goma, proveniente del mismo reciclaje de neumáticos, a la mezcla de asfalto. Este componente, no solo aumenta la durabilidad de la carpeta rodante, sino que, también permite reducir las emisiones de neumáticos en un rango de 30 %-50 % comparados con otros asfaltos convencionales.

1.2. Emisiones non-exhaust: Estudio previo de autores

Para poder calcular las emisiones de material particulado producidos por procesos abrasivos de los vehículos terrestres en Chile, es necesario contar con sus factores de emisión. Es así, como revisando la bibliografía existente se encontraron distintos valores, categorizados por tipo de vehículos, tipo de fuente contaminante, año, geografía, unidad de medida e intervalo de confianza. Unos estudios tienen un enfoque más centralizado, es decir, que solo definen su factor de emisión en base a un tipo de vehículo o sin especificar tipo de vía, etc. Mientras que otros estudios cuentan con más especificaciones.

Además, cada autor aporta información nueva o abarcando una nueva arista sobre las emisiones non-exhaust, es por esto, que el estudio previo, será dividido por autor.

1.2.1. Klimont et al. (2002)

Klimont (2002) [51] realiza un modelo de las emisiones de material particulado en Europa proveniente de distintas fuentes, con el fin de controlar dichas emisiones y conocer los costos asociados a la reducción de éstas. El modelo incluye el cálculo de las emisiones de partículas finas ($PM_{2,5}$), partículas gruesas ($PM_{2,5}$ - PM_{10}) y partículas grandes (mayores a PM_{10}). Sumadas estas tres fracciones, representan el total de partículas suspendidas (TSP).

En particular, para los procesos abrasivos, se mencionan distintos autores, de tal manera de mostrar distintos factores de emisión de distintos años y fuentes para vehículos livianos y pesados. Es así, como Klimont, considera todos los autores, eliminando valores que se alejan de la tendencia y obteniendo el promedio de los factores de emisión.

Neumáticos

Los factores de emisión de desgaste de neumáticos se encuentran en las tablas 1.2 y 1.3. Además, se indican los valores que fueron utilizados para el cálculo de emisiones de desgaste de neumáticos del modelo en la tabla 1.4.

El desgaste de neumáticos contribuye un 0,3 % y 2,8 % al total de PM_{10} y TSP respectivamente en Europa [69]. Este rango puede variar de país en país, por ejemplo, en Suiza, se estima que el 4,2 % de PM proviene del desgaste de neumáticos [19], mientras que en Austria se estima que este porcentaje es de 4 % es y 9 % de PM_{10} y TSP respectivamente. Dejando de lado la resuspensión de polvos, el desgaste de neumáticos es probablemente la fuente que más emisiones produce de TSP y PM_{10} dentro de los procesos abrasivos del transporte de vehículos terrestres. Aproximadamente, la mitad de las emisiones de PM_{10} de los procesos abrasivos proviene de esta fuente, mientras que para TSP, el valor aumenta a 80 %.

La mayoría de los factores de emisión de la tabla 1.2 no detalla la información sobre el tamaño de partículas, lo que hace que estimar factores de emisión para $PM_{2,5}$ se dificulte. Por lo que para el factor de emisión de $PM_{2,5}$ se estima que es un 5 % de PM_{10} , acorde a lo mencionado en estudios anteriores [27], [15], y [74].

Frenos

El porcentaje de emisiones de PM proveniente del desgaste de frenos suele ser menos al 1 % de las emisiones totales. Buwal (2001) [19] estima que este porcentaje para el caso de Suiza es de 0,4 %, mientras que CEPMEIP (2002) [69] indica que para Europa, los porcentajes son aproximadamente de 0,3 %, 0,5 % y 0,8 % para TSP, PM_{10} y $PM_{2,5}$ respectivamente.

Los factores de emisión para desgaste de frenos encontrados en la literatura se muestran en la tabla 1.5. En algunos casos se usa el mismo factor de emisión para las emisiones de vehículos livianos y pesados, lo que dificulta la categorización éstos. Los valores usados en el modelo se encuentran en la tabla 1.6, donde principalmente se utilizan los propuestos por Cadle (2000) [34] y Rauterberg (1998) [74] debido a que son los estudios más recientes. Cabe destacar que los factores de emisión usados por EPA (1995) [27] consideran frenos de asbestos, los cuales están prohibidos actual-

Tabla 1.2: Factor de emisión de desgaste de neumáticos clasificados por fuente y tipo de vehículo, para vehículos livianos en [g/km] (Klimont, 2002) [51].

Fuente	Tipo de vehículo	PM ₁₀	TSP
EPA, 1995 [27]	Vehículo de pasajeros, vehículo liviano	0,0050	-
Environment Australia, 2000 [9]	Motocicletas	0,0025	-
Baumann et al., 1997 [12]	Vehículo de pasajeros	-	0,0800
Rautenberg-Wulff, 1998 [74]	Vehículo de pasajeros, camioneta	0,0061	-
Garben et al., 1997 [62]	Vehículo de pasajeros	-	0,0640
	Vehículo liviano	-	0,1120
	Motocicletas	-	0,0320
CEPMEIP, 2002 [69]	Vehículo de pasajeros	-	0,069
	Vehículo liviano	-	0,09
	Motocicletas	-	0,0345
EMPA, 2000 [87]	Vehículo liviano	0,0130	0,0530
	Motocicletas	0,007	-
Gebbe et al., 1997 [35]	Vehículo de pasajeros	-	0,0528
	Vehículo liviano	-	0,1100
	Motocicletas	-	0,0264
	Vehículo de pasajeros, gasolina	-	0,0525
	Vehículo de pasajeros, diésel	-	0,0563

mente, debido al daño que producen en la salud de las personas inhalar este material. Señalar que los factores de emisión para motocicletas se asumieron como el 15 % de los automóviles (suposición propia de Klimont (2002) [51]), valor que está por debajo por los reportados por Buwal (2001) [19].

Superficie

En cuánto a los factores de emisión para el desgaste de superficie, comúnmente las partículas que resultan de este tipo de abrasión, se mezclan con las de frenos, neumáticos e incluso la resuspensión de polvos. Además que, dependiendo de la zona geográfica, varía la composición de las vías, la antigüedad del pavimento, las condiciones climáticas a las que se presenta, entre otros factores que afectan directamente a la cantidad de partículas que se emiten. Por lo que, la tarea de encontrar estos valores, sea compleja, los factores de emisión en la literatura se encuentran en la tabla 1.7. En el modelo utilizado por Klimont, el factor de emisión de la tabla 1.8 no considera la resuspensión de polvo debido a que muchas publicaciones y estudios no lo especifican.

Muchos estudios sugieren que la combinación de la abrasión de superficie y la re-

Tabla 1.3: Factor de emisión de desgaste de neumáticos clasificados por fuente y tipo de vehículo, para vehículos pesados en [g/km] (Klimont, 2002) [51].

Fuente	Tipo de vehículo	PM ₁₀	TSP
EPA, 1995 [27]	Vehículo pesado	0,0075	-
	Camión articulado	0,0225	-
Baumann et al., 1997 [12]	Vehículo pesado	-	0,1890
	Camión articulado	-	0,2340
	Bus	-	0,1920
SENCO, 1999	Camión	-	1,403
Rautenberg-Wulff, 1998 [74]	Vehículo pesado	0,0310	-
Garben et al., 1997 [62]	Vehículo pesado	-	0,7680
CEPMEIP, 2002 [69]	Vehículo pesado	0,0186	0,3713
EMPA, 2000 [87]	Vehículo pesado	0,2000	0,7980
Gebbe et al., 1997 [35]	Vehículo pesado	-	0,5394
	Vehículo pesado, gasolina	-	0,0784
	Vehículo pesado, diésel	-	0,2041

Tabla 1.4: Factor de emisión para desgaste de neumáticos usados en el modelo en [g/km] (Klimont, 2002) [51].

Tipo de vehículo	PM _{2,5}	Partículas gruesas	PM ₁₀	>PM ₁₀	TSP
Vehículo liviano	0,0003	0,0063	0,0065	0,0596	0,0661
Motocicletas	0,0001	0,0031	0,0032	0,0250	0,0282
Vehículo pesado	0,0020	0,0380	0,0400	0,3808	0,4208

Tabla 1.5: Factor de emisión de desgaste de frenos clasificados por fuente y tipo de vehículo [g/km](Klimont, 2002) [51].

Fuente	Tipo de vehículo	PM _{2,5}	PM ₁₀	TSP
Rautenberg-Wulff (1998) [74]	Vehículo de pasajeros	-	0,0010	-
	Vehículo de pasajeros, camión	-	-	0,012-0,018
	Vehículo pesado	-	0,0245	-
CEPMEIP (2000) [69]	Motocicletas	0,003	0,003	0,003
	Vehículo de pasajeros	0,006	0,006	0,006
	Vehículo liviano	0,0075	0,0075	0,0075
	Vehículo pesado	0,03225	0,03225	0,03225
Cadle (2000) [20]	Vehículos pequeños	0,0018	0,0029	0,0034
	Vehículos grandes	0,0028	0,0045	0,0053
	Camiones	0,0048	0,0075	0,0088
U.S EPA (1995), Environment Australia (2000) [27]	Automóviles y camiones	0,0037	0,0078	0,0080

Tabla 1.6: Factor de emisión para desgaste de frenos usados en el modelo en [g/km] (Klimont, 2002) [51].

Tipo de vehículo	PM _{2,5}	Partículas gruesas	PM ₁₀	>PM ₁₀	TSP
Vehículo liviano	0,0022	0,0014	0,0036	0,0008	0,0044
Motocicletas	0,0003	0,0002	0,0005	0,0001	0,0006
Vehículo pesado	0,0071	0,00157	0,0228	0,0047	0,0275

suspensión de polvo es una fuente importante de emisión de PM. Por ejemplo, Gaffney (1995) [32] y Zimmer (1992) [92] estiman que la contribución de PM₁₀ de carreteras pavimentadas es de un 30 % en California y de un 40-70 % en la zona metropolitana de Denver. Un estudio en Francia de Jaecker-Voirol y Pelt (2000) [47] indica que las emisiones producidas por la resuspensión de polvo son de 3 a 7 veces mayores que las emisiones de gases de escape. Cabe destacar que estos estudios se han basado principalmente en la metodología usada en USEPA (1995, 1997) [27], sin embargo, esta metodología ha sido criticada por Venkatram, 2000 [83] y Nicholson, 2001 [64], indicando que la metodología no es la adecuada para proveer estimaciones de las emisiones de PM₁₀ en cuánto a la abrasión de superficie y que se deben utilizar e investigar nuevos métodos para medir y estimar emisiones de esta fuente.

Para el modelo, no se usaron valores medidos en túnel debido a que se hizo el intento de separar el factor de emisión de neumáticos, frenos y resuspensión de polvo, del de superficie. En el caso de los túneles hacer esta práctica es bastante complejo, ya que se mezclan emisiones provenientes de los gases de escape dentro de las mediciones.

Otra dificultad que se presenta es discriminar por tamaño del PM. Se asumió que el 50 % de TSP es PM₁₀ y que el PM_{2,5} corresponde al 50 % de PM₁₀, lo que genera un valor exagerado para las emisiones de PM_{2,5}.

Tabla 1.7: Factor de emisión para desgaste de superficie [g/km] (Klimont, 2002) [51]

Fuente	Tipo de vehículo	PM ₁₀	TSP
CBS (1998) (Incluye desgaste de neumáticos, frenos y superficie) [50]	Vehículo pesado	0,0380	-
	Vehículo liviano	0,0090	-
	Vehículo de pasajeros	0,0070	-
	Motocicletas <50cc	0,0020	-
	Motocicletas >50cc	0,0040	-
EMPA (2000) (Incluye resuspensión de polvos) [87]	Vehículo pesado en vías pavimentadas	0,0450	-
	Vehículo Liviano y automóviles	0,030	-
Israel (1994) [45]	Vehículos de pasajeros (medidos en túnel)	-	0,12
	Camión (medidos en túnel)	-	2,00
CEPMEIP (2002) [69]	Vehículo pesado	0,0269	0,738
	Vehículo liviano	0,0095	0,190
	Vehículo de pasajeros	0,0073	0,145
	Motocicletas	0,0037	0,073
Israel (1996) [46]	Vehículo de pasajeros (medidos en túnel)	0,0380	-
	Camión (medidos en túnel)	0,05970	-
Rautenberg-Wulff (1998) [74]	Vehículo de pasajeros (medidos en túnel)	0,0320	-
	Camión	0,8340	-
Berdowski (1997) (Incluye desgaste de neumáticos, frenos, superficie y resuspensión de polvos [15])	Vehículo liviano	0,07	-
	Motocicletas	0,023	-
	Vehículo pesado	1,17	-

Tabla 1.8: Factores de emisión para desgaste de superficie usados en el modelo en [g/km] (Klimont, 2002) [51].

Tipo de vehículo	PM _{2,5}	Partículas gruesas	PM ₁₀	>PM ₁₀	TSP
Vehículo liviano	0,0042	0,0033	0,0075	0,0075	0,0150
Motocicletas	0,0016	0,0014	0,0030	0,0030	0,0060
Vehículo pesado	0,0209	0,0171	0,0380	0,0380	0,0760

1.2.2. Thorpe et al., (2007)

Thorpe (2007) [79] presenta los factores de emisión en la tabla 1.9 para toda la flota de vehículos que fueron medidos en Marylebone Road, Reino Unido. En ésta se puede apreciar que los frenos son la fuente que más $PM_{2,5-10}$ aporta, cerca del 55 % del total de emisiones de procesos abrasivos. Siendo seguido por el desgaste de neumáticos con un 18 % y con un 27 % para el desgaste de superficie. Además indica que el $PM_{2,5}$ está compuesto de zinc (Zn), cobre (Cu), hierro (Fe), plomo (Pb), entre otros.

Ya que el factor de emisión usado para el cálculo de las emisiones de los procesos abrasivos es constante, el incremento de las emisiones de esta fuente se vería justificada por el aumento de la flota de vehículos, el aumento de tráfico o el estilo de manejo de los conductores. Se observó que la flota entre 2000-2003 disminuyó, por lo que se esperaría una disminución en las emisiones totales de procesos abrasivos, sin embargo, la reducción del volumen de tráfico influyó de manera poco significativa en el factor de emisión. Por lo que es posible que la conducta de manejo de los conductores haya cambiado o que los tipos de vehículos utilizados cambiaron, como por ejemplo, el aumento de uso de vehículos pesados, tales como buses o vehículos de carga.

Tabla 1.9: Factores de emisión de $PM_{2,5-10}$ para desgaste de frenos, neumáticos, superficie y totales, calculadas para la flota de vehículos en Marylebone Road, 2000-2003 [79].

Factor de emisión de la flota en promedio [mg/km]				
Año	Frenos	Neumáticos	Superficie	Total de fuentes abrasivas
2000	10,2	3,2	4,9	18,3
2001	10,2	3,2	4,9	18,3
2002	10,3	3,2	4,9	18,4
2003	10,6	3,3	5,1	19,0

En cuánto a la resuspensión de polvos, por una parte, la información y datos colectados en ocho distintas locaciones en Nevada y Carolina del Norte, Estados Unidos, Abu-Allaban (2003) [1], se concluyó que las emisiones de resuspensión de polvo son diez veces mayores a las emisiones de gases de escape. Por otra parte, Harrison (2001) [39] concluyó que las emisiones de resuspensión de polvo son aproximadamente la misma que los gases de escape, basados en mediciones hechas en Londres y Birmingham. Sin embargo, estos trabajos no especifican si incorporan los procesos abrasivos, por lo que es posible que estos valores sean considerablemente menor.

En un estudio en Estocolmo, se reportó que la contribución de emisiones de polvo de las vías es ocho veces mayor a las emisiones de gases de escape (Forsberg (2005) [30]), sin embargo, esta información está relacionada a todo el rango de PM_{10} , por lo que es complicado hacer una comparación directa. Es más, el uso de neumáticos con clavos antideslizantes son comunes en temporada de invierno en los países Escandinavos, lo que ha mostrado un aumento en las concentraciones de PM (Kupiainen 2003 [53]; Forsberg 2005 [30]; Omstedt 2005 [68]). Mismo efecto ocurre con la cantidad de limo en el asfalto, lo que se refleja en un aumento de suspensión y resuspensión de polvo.

Los factores de emisión propuestos por Thorpe [79] se presentan en la tabla 1.10, considerando la resuspensión por separado y la combinación de la resuspensión añadida al desgaste de superficie.

Los factores de emisión para vehículos pesados suelen ser treinta veces mayor a los de los vehículos livianos. Considerando una composición de la flota de 88 % de vehículos livianos y 12 % de vehículos pesados, el factor de emisión promedio oscila entre 15-23 [mg/km].

En la tabla 1.11 se presentan los factores de emisión para Bloomsbury y Bexley clasificados por vehículo liviano y pesado, por año, y si corresponde a resuspensión sola o combinada con desgaste de superficie.

Tabla 1.10: Factores de emisión de $PM_{2,5-10}$ de resuspensión de polvos y desgaste de superficie calculadas para la flota de vehículos en Marylebone Road, 2000-2003 [79].

Factor de emisión de la flota en promedio [mg/km]				
	resuspensión		resuspensión+desgaste de superficie	
Año	Bloomsbury	Bexley	Bloomsbury	Bexley
2000	17,3	2,8	22,2	27,2
2001	15,4	20,2	20,3	25,1
2002	14,0	20,9	18,9	25,8
2003	19,8	21,4	25,0	26,5

Tabla 1.11: Factores de emisión para resuspensión y la combinación de resuspensión y desgaste de superficie de los vehículos pesados y livianos [79].

Factor de emisión [mg/km]				
	Bloomsbury		Bexley	
resuspensión	Vehículo pesado	Vehículo liviano	Vehículo pesado	Vehículo liviano
2000	145 ± 7	2,6 ± 0,8	178 ± 9	5,1 ± 1,0
2001	139 ± 2	0,3 ± 0,4	171 ± 4	2,8 ± 0,7
2002	139 ± 6	-0,5 ± 0,6	183 ± 8	2,1 ± 0,9
2003	162 ± 5	0,0 ± 0,5	172 ± 7	1,1 ± 0,6
resuspensión+ Superficie	Vehículo pesado	Vehículo liviano	Vehículo pesado	Vehículo liviano
2000	162 ± 8	6,0 ± 0,9	195 ± 10	8,6 ± 1,2
2001	157 ± 0	3,8 ± 0,5	188 ± 4	6,2 ± 0,9
2002	156 ± 7	2,9 ± 0,9	200 ± 9	5,5 ± 1,2
2003	180 ± 5	3,4 ± 0,7	190 ± 7	4,5 ± 0,8

1.2.3. Timmers y Achten (2016)

La principal solución a la contaminación del aire es electrificar los vehículos, es decir, cambiar el sistema de un vehículo que utiliza un motor de combustión interna a uno eléctrico que use baterías y así, producir cero emisiones. Sin embargo, al modelar el impacto de los EVs, se muestra que no se reducen sustancialmente las emisiones de PM, principalmente debido a la importancia de las emisiones por procesos abrasivos.

Además, advierte que el peso del vehículo está relacionado directamente con las emisiones por procesos abrasivos. Debido a que el roce es una función del coeficiente de roce entre los neumáticos y la superficie, además de la fuerza normal ejercida al pavimento. Esto significa que al aumentar el peso de un vehículo, aumenta la fuerza de fricción y por lo tanto, aumenta la tasa de desgaste de ambas superficies.

En cuanto a los frenos, el desgaste es causado por la fricción entre las pastillas de freno y el disco de freno. Esta energía reduce el momento lineal del vehículo, siendo proporcional a la masa de éste y a su velocidad. Es por esto, que si la masa de un vehículo aumenta, más energía es necesaria para detener el movimiento del vehículo, llevando a una mayor tasa de desgaste.

Vehículos eléctricos y la influencia de su peso

Para determinar la diferencia entre las emisiones de procesos abrasivos entre un vehículo eléctrico y uno convencional es que se compara la versión ICEV y EV para el mismo modelo de vehículo. Los modelos vistos y sus características se encuentran en la tabla 1.12.

La literatura indica que los EVs pesan aproximadamente 280 [kg] más que los vehículos convencionales (un 24 %) [80], lo que genera que las emisiones producidas por procesos abrasivos aumenten. En conjunto a la relación que existe del peso con la cantidad de emisiones de PM, los EVs pueden emitir una cantidad de PM igual o incluso mayor a las de los ICEVs. Los resultados indican que en cuanto al PM_{10} , las emisiones de EVs son iguales a las de los ICEVs, mientras que para $PM_{2,5}$, son 1-3 % menores para los EVs comparados con los ICEVs modernos.

Influencia del peso en las emisiones totales

PRTR (Pollutant Release and Transfer Register in The Netherlands) [78], tiene su propio inventario, donde indica que los vehículos de pasajeros sin carga pesan entre 850-1050 [kg] y el peso de una van es de 2000 [kg]. Sugiere que las emisiones de PM_{10} y $PM_{2,5}$ son un 40 % mayor para la van comparada con el vehículo de pasajeros. También Klein (2014) [49], indica que el desgaste de neumáticos es de un 10 % mayor para los vehículos de pasajeros que para las motocicletas, un 20 % mayor para las vans que para los vehículos de pasajeros y un 130 % mayor para camiones que para vehículos de pasajeros. Garben (1997) [62] indica que el desgaste de neumáticos para LDV es un 75 % mayor al de un vehículo de pasajeros. De manera similar Gebbe (1997) [35] indica que el desgaste de neumáticos es más del doble para un LDV que para un vehículo de pasajeros. Buwal (2001) [19] indica que las emisiones de PM_{10} para frenos, son el doble para vehículos de pasajeros que de motocicletas. Garg (2000) [34] distingue las emisiones de frenos para vehículos pequeños, grandes y camiones de carga. Se encuentra que el desgaste de frenos para los vehículos grandes son un 55 % más de TSP, PM_{10} y $PM_{2,5}$ que los vehículos pequeños. Y que los camiones de carga emiten más del doble de material particulado comparado con un vehículo pequeño.

Tabla 1.12: Comparación del peso del mismo modelo de vehículo en sus versiones ICEV y EV según fabricante, y la diferencia entre estos pesos. (Timmers y Achten (2016) [80]).

Modelo EV	Modelo ICEV	EV [kg]	ICEV [kg]	Dif [kg]	Dif [%]
Ford focus electric	Ford focus	1719	1500	+219	+14,6
Honda fit EV	Honda fit	1550	1215	+335	+27,6
Fiat 500e	Fiat 500	1427	1149	+278	+24,2
Smart electric drive coupe	Smart coupe	1055	820	+235	+28,7
Kia soul EV	Kia soul	1617	1306	+311	+23,8
Volkswagen e-Up!	Volkswagen Up	1289	1004	+284	+28,3
Volkswagen e-golf	Volkswagen golf	1617	1390	+227	+16,3
Chevrolet spark EV	Chevrolet spark	1431	1104	+327	+28,6
Renault fluence EV	Renault fluence	1618	1300	+318	+24,4
Promedio		1480	1199	+282	+24,1

Cabe destacar que la comparación de un EV con su contra parte ICEV no solo se centra en que si cuenta o no con una batería, ya que los EV suelen reducir su peso significativamente utilizando aluminio en vez de acero como indica Nealer (2015) [63], por lo que si los EVs usaran el mismo material que un ICEV, la diferencia sería aún

mayor.

Los EVs tienen limitaciones, por ejemplo, el Volkswagen e-Golf tiene un límite de velocidad de 140 [km/h], mientras que su versión ICEV, el Volkswagen Gold, tiene un límite entre 179-203 [km/h], dependiendo de la carga que lleve.

Simons (2013) [77] indica la diferencia de las emisiones totales producidas por procesos abrasivos para vehículos de pasajeros pequeños (1200 [kg]), medianos (1600 [kg]) y grandes (2000 [kg]). Donde los vehículos medianos emiten un 50 % más de PM₁₀ que los pequeños y los grandes emiten más del doble que los pequeños. Ver figura 1.4.

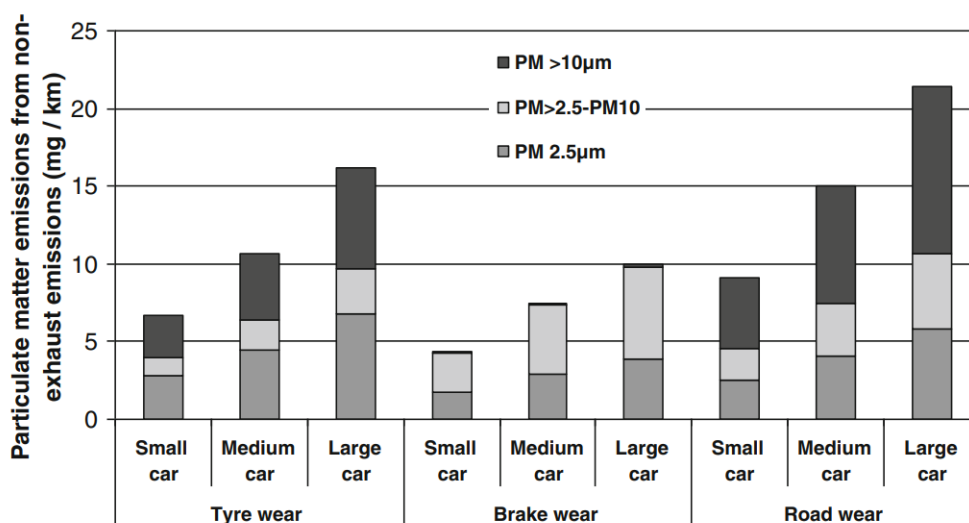


Figura 1.4: Emisiones de procesos abrasivos de vehículos de pasajeros. Simons (2013) [77] basado en datos de Ntziachristos y Boulter (2009) [56].

Efecto en el factor de emisión de los EVs

En base a lo presentado por Simons (2013) [77], el aumento de un 24 % en el peso de un vehículo ICEV a uno EV, se verá reflejado en el aumento de PM₁₀ de un 1,1 [mg/veh-km] para los frenos y neumáticos. En cuanto al desgaste de superficie se verá aumentado en 1,4 [mg/veh-km]. Mientras que para el PM_{2,5} estos valores son de un 0,8 [mg/veh-km], 0,5 [mg/veh-km] y 0,7 [mg/veh-km] para neumáticos, frenos y superficie respectivamente. Cabe destacar que, el desgaste de frenos puede ser menor en el caso

del uso de frenos regenerativos, por lo que un valor conservador es de un factor de emisión igual a cero. En cuanto a la resuspensión de polvo, Gillies (2005) [36] indica que existe una relación lineal no solo con la velocidad del vehículo, sino además, con el peso. La metodología AP-42 de EPA [2] indica que el factor de emisión tiene una relación con el peso de un vehículo elevado a 1,02.

Comparación de factores de emisión de gases de escape, procesos abrasivos y totales para ICEVs y EVs

Los vehículos eléctricos, al no contar con gases de escape, se espera que contaminen menos que los vehículos convencionales a gasolina o diésel, sin embargo, al ver los factores de emisión de las tablas 1.13 y 1.14, donde se presentan los factores de emisión en promedio para los gases de escape y procesos abrasivos respectivamente, se puede realizar una tabla comparativa de los promedios de dichos factores de emisión (ver tablas 1.16 y 1.15 para PM_{10} y $PM_{2,5}$ respectivamente), donde se puede observar claramente que la suma total de los factores de emisión son prácticamente iguales, por lo que se puede concluir que un vehículo eléctrico, produce niveles de PM_{10} y $PM_{2,5}$ muy similares a uno convencional.

Cabe destacar, que en este análisis, la comparación considera la resuspensión de polvos, factor que afecta considerablemente al aumento de emisiones de PM.

Tabla 1.13: Factor de emisión de gases de escape de distintos autores para PM_{10} y $PM_{2,5}$ para vehículos de pasajeros a gasolina y diésel. (Timmers y Achten (2016)) [80].

Fuente	Gasolina PM_{10} [mg/km]	Gasolina $PM_{2,5}$ [mg/km]	Diésel PM_{10} [mg/km]	Diésel $PM_{2,5}$ [mg/km]
US EPA(2008) [3]	2,7	2,5	2,7	2,5
Cai et al.(2013) [21]	4,7-6,4	4,3-5,9	3,1-4,7	3,0-4,5
EEA(Ntziachristos and Samaras, 2013) [66]	1,1-2,2	1,1-2,2	1,5-2,1	1,5-2,1
Dutch PRTR (Klein et al.,2014) [49]	4,0-5,0	4,0-5,0	1	1
UK NAEI (Brown and Pang,2014) [18]	1	1	1,6-3,2	1,6-3,2
Promedio	3,1	3	2,4	2,3

Tabla 1.14: Factor de emisión de procesos abrasivos de distintos autores para PM₁₀ y PM_{2,5} en [mg/km]. (Timmers y Achten (2016)) [80].

Fuente	Fuente de emisión	PM ₁₀	PM _{2,5}
EEA (Ntziachristos and Samaras, 2013) [66]	Neumáticos	6,4	4,5
	Frenos	7,4	2,9
	Superficie	7,5	4,1
Dutch PRTR (Denier van der Gon et al.,2008) [82]	Superficie	7,0	1,1
UKNAEI (Brown and Pang,2014) [18]	Neumáticos	7,0	5,0
	Frenos	7,0	3,0
	Superficie	8,0	4,0
	Resuspensión	40	12
Promedio	Neumáticos	6,1	2,9
	Frenos	9,3	2,2
	Superficie	7,5	3,1
	Resuspensión	40	12

Tabla 1.15: Comparación de factores de emisión de gases de escape y procesos abrasivos para PM_{2,5}. (Timmers y Achten (2016)) [80].

Vehículo	Escape [mg/km]	Neumáticos [mg/km]	Frenos [mg/km]	Superficie [mg/km]	resuspensión [mg/km]	Total [mg/km]
EV	0	3,7	0	3,8	14,9	22,4
Gasolina ICEV	3,0	2,9	2,2	3,1	12,0	23,2
Diésel ICEV	2,4	2,9	2,2	3,1	12,0	22,6

Tabla 1.16: Comparación de factores de emisión de gases de escape y procesos abrasivos para PM₁₀. (Timmers y Achten (2016)) [80].

Vehículo	Escape [mg/km]	Neumáticos [mg/km]	Frenos [mg/km]	Superficie [mg/km]	resuspensión [mg/km]	Total [mg/km]
EV	0	7,2	0	8,9	49,6	65,7
Gasolina ICEV	3,1	6,1	9,3	7,5	40,0	66,0
Diésel ICEV	2,4	6,1	9,3	7,5	40,0	65,3

1.2.4. Lewis (2019)

Factor de emisión

Los factores de emisión propuestos por el departamento de transporte del Reino Unido en 2013 [57] se presentan en la tabla 1.17, que son basados en los datos de Ntziachristos [56]. Éstos fueron calculados de tal manera que están en función de la distancia recorrida de los distintos tipos de vehículos. Además el factor de emisión cambia para el tipo de vía que circulen dichos vehículos. Sin embargo, estos valores no consideran la antigüedad del vehículo, tipo de neumáticos, el estado de la superficie de las vías, el estilo de manejo de los conductores o si existe el uso de frenos regenerativos.

Tabla 1.17: Factores de emisión de PM₁₀ según tipo de vehículo y tipo de vía [mg/km].

mg PM ₁₀ / km	Tipo de vía	Neumáticos	Frenos	Abrasión de superficie
Automóviles	Urbana	8,7	11,7	7,5
	Rural	6,8	5,5	
	Carretera	5,8	1,4	
LGVs	Urbana	13,8	18,2	7,5
	Rural	10,7	8,6	
	Carretera	9,2	2,1	
HGVs rígidos	Urbana	20,7	51	38
	Rural	17,4	27,1	
	Carretera	14	8,4	
HGVs articulados	Urbana	47,1	51	38
	Rural	17,4	27,1	
	Carretera	14	8,4	
Buses	Urbana	21,2	53,6	38
	Rural	17,4	27,1	
	Carretera	14	8,4	
Motocicletas	Urbana	3,7	5,8	3
	Rural	2,9	2,8	
	Carretera	2,5	0,7	

Medidas de mitigación

Se proponen distintas medidas de mitigación frente a los factores que afectan a la formación de PM proveniente de los procesos abrasivos. Se ha presionado a la industria automotriz para reducir las partículas del aire que proviene de los frenos y neumáticos,

sin embargo, aún no se implementa ningún tipo de tecnología, ni cambio a los vehículos. Las medidas de mitigación se separan en frenos, neumáticos y resuspensión de polvos.

Reducción de PM de frenos Principalmente existen tres formas de abordar al sistema de frenos. Cambiar el diseño del sistema de frenado, modificar el material del que están hechas las pastillas y los discos de freno y, añadir tecnología encima del sistema ya existente. Cabe mencionar, que alterar las partículas después de ser formadas, por ejemplo, aglomerarlas, aumentar el tamaño de sus diámetros y así dejar de ser dañinas para la salud, sin embargo, no hay resultados al respecto. Además, se debe respetar las necesidades del cliente, como la capacidad de frenado, el ruido, las vibraciones y la duración del sistema de frenos. Así, es como se tienen dos formas de reducir las emisiones proveniente de los frenos:

Reducir la formación de partículas Perricone (2018) [73] indica que el sistema de frenos (pastilla-disco de freno) antes de realizar su recorrido, empieza con una temperatura de 15 [°C], sin embargo, al finalizar, la temperatura aumenta hasta 170 [°C], lo que aumenta 5000 veces el número de partículas emitidas debido a procesos relacionados a la evaporación y condensación de las partículas. Este aumento de temperatura, se debe principalmente al material del que está compuesto el sistema de frenos, ya que sus propiedades físicas permiten dicho aumento. Perricone [73] señala que las pastillas de freno que están hechas de material orgánico sin asbesto (comúnmente utilizadas en el mercado japonés y estadounidense), emiten entre un 45-48 % menos de partículas que las pastillas que tienen un bajo porcentaje de acero (utilizadas mayoritariamente en Europa). Sin embargo, el costo de las pastillas de freno orgánicas sin asbesto, son la gran traba a su implementación.

Por otro lado, Perricone [73] muestra que un tratamiento térmico al disco de freno, resulta en una disminución de un 32 % de partículas emitidas. Esto se asocia a que se aumenta la dureza del disco, de 210 a 473 HB.

Capturar las partículas luego de ser formadas El uso de filtros en la vecindad de las pastillas de frenos o alrededor del disco de freno podría disminuir que las partículas terminen suspendidas. También se propone el uso de un imán que atrape el material desgastado, disminuyendo el flujo de partículas al aire.

Reducción de PM de neumáticos Para reducir las emisiones provenientes de los neumáticos, se puede abordar a través de la reformulación y rediseño de éstos. El principal mecanismo para lograr esto es:

Reducir la formación de partículas Modificar la composición de los neumáticos es el camino para reducir la cantidad de partículas. Siempre respetando las necesidades del cliente, tales como son, la capacidad de tracción, el consumo de combustible y el desgaste del neumático, que casualmente coinciden con la disminución de formación de partículas.

Sin embargo, se debe poner atención a la aparición de nuevos materiales tóxicos, por ejemplo, se ha encontrado el componente 6PPD en orina humana, el cual es utilizado para evitar el craquelado de los neumáticos, aún siendo un elemento cancerígeno [22].

Reducción de PM resuspendido La composición del material suspendido en las vías dependerá directamente de las condiciones climáticas de la zona geográfica que se estudie, por ejemplo, en países fríos, por medidas de seguridad es importante que exista poca suspensión y resuspensión de polvo en las vías, especialmente en invierno. En invierno, el uso de neumáticos con clavos también aumentan el desgaste de la superficie. Las medidas de mitigación se pueden dividir en tres:

Barrido y lavado de calles El barrido de polvo de las calles ayuda a disminuir las emisiones de la resuspensión. Teniendo mejores resultados al barrer (independiente del mecanismo) y humedecer las vías de manera conjunta.

Sin embargo, Amato (2010) [7] estudió la relación entre la suspensión de PM_{10} entre una vía barrida y una no barrida, encontrando que la primera, presenta mayores niveles de emisiones. Se sugiere que el barrido, mueven las partículas desde un costado de la vía hacia la zona por donde pasan los vehículos. También es posible que solo se remuevan partículas más grandes a PM_{10} .

Amato realizó un estudio en Barcelona, donde lavó las calles durante 10 noches para medirlas y compararlas con los datos previos. Se mostró una reducción de un 7-10 % de PM_{10} .

Cabe destacar que la aplicación de esta medida de mitigación depende netamente de la zona geográfica.

Supresores de polvo Los supresores de polvo son unos químicos que se aplican en el pavimento, que reducen la resuspensión de polvo, manteniendo la superficie húmeda. Principalmente son dos los más utilizados, los CMA (Acetato de calcio y carbonato de magnesio) y $MgCl_2$. Se vio una reducción de un 35 % de PM_{10} para los días secos.

Cabe destacar que los supresores de polvo no son una solución permanente y es necesario que se aplique frecuentemente para tener resultados.

Mejor control de PM suspendido en construcciones Es sabido que el polvo y el PM_{10} proveniente de las construcciones, localmente, son un problema. Para reducir las partículas provenientes de las construcciones, se sugiere controlar las emisiones a través de la reducción de uso de vehículos de traslado, lavado de ruedas de los vehículos, lavado y barrido de calles y el uso de supresores de polvo.

1.2.5. EMEP (2019)

En diversos estudios se utilizan como base los factores de emisión de esta fuente, que son presentados en las tablas 1.18 y 1.19 se presentan los factores de emisión de EMEP (2019) [56] para desgaste de neumáticos combinados, y desgaste de superficie respectivamente, estimados para el Reino Unido.

Tabla 1.18: Factores de emisión de desgaste de neumáticos y frenos en [g/km veh] [56] en un intervalo de confianza respectivo.

Contaminante	Tipo de vehículo	Valor	Intervalo de confianza	
			Valor inferior	Valor superior
TSP	Motocicleta	0.0083	0.0064	0.0103
PM ₁₀		0.0064	0.0047	0.0081
PM _{2,5}		0.0034	0.0026	0.0042
TSP	Vehículo de pasajeros	0.0182	0.0111	0.0262
PM ₁₀		0.0138	0.0083	0.0195
PM _{2,5}		0.0074	0.0045	0.0107
TSP	Vehículo liviano de carga	0.0286	0.0176	0.0362
PM ₁₀		0.0216	0.0139	0.0282
PM _{2,5}		0.0117	0.0071	0.0148
TSP	Vehículo pesado de carga	0.0777	0.0462	0.1318
PM ₁₀		0.0590	0.0500	0.0950
PM _{2,5}		0.0316	0.0281	0.0541

Tabla 1.19: Factores de emisión de desgaste de superficie en [g/km veh] [56] en un intervalo de confianza respectivo.

Contaminante	Tipo de vehículo	Valor	Intervalo de confianza	
			Valor inferior	Valor superior
TSP	Motocicleta	0.0060	0.0036	0.0081
PM ₁₀		0.0030	0.0018	0.0041
PM _{2,5}		0.0016	0.0010	0.0022
TSP	Vehículo de pasajeros	0.0150	0.0090	0.0203
PM ₁₀		0.0075	0.0045	0.0101
PM _{2,5}		0.0041	0.0024	0.0055
TSP	Vehículo liviano de carga	0.0150	0.0090	0.0203
PM ₁₀		0.0075	0.0045	0.0101
PM _{2,5}		0.0041	0.0024	0.0055
TSP	Vehículo pesado de carga	0.0760	0.0456	0.1026
PM ₁₀		0.0380	0.0228	0.0513
PM _{2,5}		0.0205	0.0123	0.0277

1.2.6. Beddows y Harrison (2020)

Beddows y Harrison [13] presentan, en la tabla 1.20, los factores de emisión de $PM_{2,5}$ y PM_{10} derivadas de Ntziachristos y Boulter (2019) [56]. En la tabla 1.21 se muestran los pesos asociados a las distintas características de los distintos tipos de vehículos, estudio realizado por Boulter (2006) [16], de tal manera de caracterizar los tipos de vehículo en cuanto a su peso.

En las tablas 1.22, 1.23 y 1.24 se muestra la comparación entre factores de emisión cuando un vehículo convencional es convertido a un vehículo eléctrico, tomando como referencia los valores de Timmers (2016) [80] a modo de comparación. En resumen, en la tabla 1.25 se toman estos valores y se comparan entre sí, de tal manera de mostrar porcentualmente el aumento de peso, al convertir un ICEV a EV.

De las tablas anteriores se puede observar que en las zonas urbanas el factor de emisión es mayor, que en zonas rurales y carretera. Esto es debido a la participación del conductor en la conducción, ya sea frenando, acelerando y/o virando. En cambio, en las carreteras, se tiene que el conductor suele ir a una velocidad crucero, utilizando menos los frenos y emitiendo así, menos material particulado.

De la tabla 1.25 se puede observar que en promedio, para el desgaste de neumáticos un vehículo eléctrico emite en promedio un 9,7 % más de PM que su versión a gasolina y un 6,9 % para su versión a diésel. En cuánto a los frenos, se tiene que un EV emite un 14,5 % y 10,3 % que sus versiones a gasolina y diésel respectivamente. Mientras que los valores de desgaste de superficie corresponden a 14,8 % y 10,5 % para la versión a gasolina y diésel del vehículo eléctrico.

Se presenta una regresión matemática que permite obtener un factor de emisión, en función del peso del vehículo, el contaminante, tipo de vía y la fuente abrasiva.

Se toma como ejemplo la zona urbana y se grafica en las figuras 1.5 y 1.6 las curvas de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente con sus líneas de tendencia correspondientes.

Tabla 1.20: Factores de emisión de $PM_{2,5}$ y PM_{10} para distintos tipos de vehículos, tipos de vía y tipo de proceso abrasivo en [mg/km], basados en datos de EMEP (2019) [56].

Tipo de vehículo	Tipo de vía	Neumáticos		Frenos		Superficie	
		$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}	$PM_{2,5}$	PM_{10}
Automóvil	Urbana	6,1	8,7	4,7	11,7	4,2	7,5
	Rural	4,8	6,8	2,2	5,5		
	Carretera	4,1	5,8	0,5	1,4		
LGVs	Urbana	9,7	13,8	7,3	18,2	4,1	7,5
	Rural	7,5	10,7	3,4	8,6		
	Carretera	6,4	9,2	0,8	2,1		
HGVs rígidos	Urbana	14,5	20,7	13,0	51,0	20,5	38,0
	Rural	12,2	17,4	27,1	27,1		
	Carretera	9,6	14	4,2	8,4		
HGVs articulados	Urbana	33,0	47,1	13,0	51,0	20,5	38
	Rural	27,8	38,2	27,1	27,1		
	Carretera	22,0	31,5	4,2	8,4		
Buses	Urbana	14,8	21,2	21,3	53,6	20,5	38,0
	Rural	12,2	17,4	13,7	27,1		
	Carretera	9,8	14,0	4,4	8,4		
Motocicletas	Urbana	2,6	3,7	2,3	5,8	1,6	3,0
	Rural	2,0	2,9	1,1	2,8		
	Carretera	1,7	2,5	0,3	0,7		

Tabla 1.21: Pesos de los tipos de vehículos dependiendo sus características, basados en datos de Boulter (2006) [16].

Tipo de vehículo	N° de ejes	N° de ruedas	Rango de peso [t]	Peso promedio [t]
Motocicletas	2	2	-	0,187
Automóviles	2	4	$\leq 2,5$	1,2
LGVs	2	6	$\leq 3,5$	3
HGVs rígidos	2-3	6-10	3,5 – 32	14
HGVs articulados	3-6	14-18	14 – 44	30
Buses	6-10	6-10	3,5 – 32	14

Tabla 1.22: Factores de emisión de desgaste de neumáticos (intervalo de confianza) vehículos de combustión interna (ICEV) tanto para gasolina y diésel, y los factores de emisión de vehículos convertidos a eléctricos con batería (BEV), según vía donde circulen y mostrando como referencia los valores de Timmers y Achten (2016) [80] en [mg/km] [13].

Factor de emisión [mg/km]						
Neumáticos			Urbana	Rural	Carretera	Timmers and Achten (2016)
ICEV	Gasolina	PM _{2,5}	6,6±0,7	5,1±0,6	4,3±0,5	2,9
		PM ₁₀	9,4±1,0	5,4±0,5	4,6±0,5	6,1
	Diésel	PM _{2,5}	7,0±0,7	5,4±0,5	4,6±0,5	2,9
		PM ₁₀	10,0±1,0	7,7±0,8	6,6±0,7	6,1
BEV	Gasolina	PM _{2,5}	7,2±0,8	5,6±0,6	4,8±0,5	3,7
		PM ₁₀	10,3±1,2	7,9±0,9	6,8±0,8	7,2
	Diésel	PM _{2,5}	7,5±0,8	5,8±0,6	5,0±0,5	3,7
		PM ₁₀	10,7±1,2	8,2±0,9	7,1±0,8	7,2

Tabla 1.23: Factores de emisión de desgaste de frenos (intervalo de confianza) vehículos de combustión interna (ICEV) tanto para gasolina y diésel, y los factores de emisión de vehículos convertidos a eléctricos con batería (BEV), según vía donde circulen y mostrando como referencia los valores de Timmers y Achten (2016) [80] en [mg/km] [13].

Factor de emisión [mg/km]						
Frenos			Urbana	Rural	Carretera	Timmers and Achten (2016)
ICEV	Gasolina	PM _{2,5}	5,0±0,6	2,2±0,4	0,5±0,1	2,2
		PM ₁₀	12,4±1,6	5,5±0,9	1,3±0,2	9,3
	Diésel	PM _{2,5}	5,3±0,6	2,4±0,4	0,6±0,1	2,2
		PM ₁₀	13,4±1,6	6,0±0,9	1,5±0,2	9,3
BEV	Gasolina	PM _{2,5}	5,5±0,7	2,5±0,4	0,6±0,1	0
		PM ₁₀	13,9±1,9	6,3±1,1	1,5±0,3	0
	Diésel	PM _{2,5}	5,8±0,7	2,6±0,4	0,6±0,1	0
		PM ₁₀	1,8±14,5	6,6±1,1	1,6±0,3	0

Tabla 1.24: Factores de emisión de desgaste de superficie (intervalo de confianza) vehículos de combustión interna (ICEV) tanto para gasolina y diésel, y los factores de emisión de vehículos convertidos a eléctricos con batería (BEV), según vía donde circulen y usando como referencia los valores de Timmers y Achten (2016) [80] en [mg/km] [13].

Factor de emisión [mg/km]				
Superficie			Urbana/Rural/Carretera	Timmers and Achten (2016)
ICEV	Gasolina	PM _{2,5}	3,3±0,5	12,0
		PM ₁₀	6,1±1,0	40,0
	Diésel	PM _{2,5}	3,6±0,5	12,0
		PM ₁₀	6,8±1,0	40,0
BEV	Gasolina	PM _{2,5}	3,8±0,6	14,9
		PM ₁₀	7,0±1,2	49,6
	Diésel	PM _{2,5}	4,0±0,6	14,9
		PM ₁₀	7,4±1,2	49,6

Tabla 1.25: Aumento (y porcentaje de aumento) del factor de emisión debido al incremento del peso del vehículo al ser transformado a vehículo eléctrico, considerando un aumento de 318 y 258[kg] para vehículo a gasolina y diésel respectivamente. Valores en [mg/km]. [13]

Factores de emisión [mg/vkm]						
	Vehículo	PM	Urbana	Rural	Carretera	Timmers y Achten(2016)
Neumáticos	Gasolina	PM _{2,5}	0,6 (9,7 %)	0,5 (9,8 %)	0,4 (9,7 %)	0,8 (30,7 %)
		PM ₁₀	0,9 (9,7 %)	0,7 (9,5 %)	0,6 (9,8 %)	1,1 (18,0 %)
	Diésel	PM _{2,5}	0,7 (6,9 %)	0,4 (7,0 %)	0,3 (7,0 %)	0,8 (30,7,0 %)
		PM ₁₀	0,7 (6,9 %)	0,5 (6,8 %)	0,5 (7,0 %)	1,1 (18,0 %)
Frenos	Gasolina	PM _{2,5}	0,6 (11,5 %)	0,3(15,0 %)	0,1 (17,1 %)	-
		PM ₁₀	1,4 (11,5 %)	0,8 (15,0 %)	0,2 (17,2 %)	
	Diésel	PM _{2,5}	0,4 (8,2 %)	0,3 (10,6 %)	0,1 (12,1 %)	
		PM ₁₀	1,1 (8,2 %)	0,6 (10,6 %)	0,2 (12,1 %)	
	Vehículo	PM	Urbana/Rural/Carretera			Timmers y Achten (2016)
Superficie	Gasolina	PM _{2,5}	0,5 (14,8 %)			0,7 (22,5 %)
		PM ₁₀	0,9 (14,8 %)			1,4 (18,7 %)
	Diésel	PM _{2,5}	0,4 (10,5 %)			0,7 (22,5 %)
		PM ₁₀	0,7 (10,4 %)			1,4 (18,7 %)
Resuspensión	Gasolina	PM _{2,5}	0,6 (22 %)			2,9 (24,1 %)
		PM ₁₀	2,4 (22,0 %)			9,6 (24,0 %)
	Diésel	PM _{2,5}	0,5 (15,6 %)			2,9 (24,1 %)
		PM ₁₀	1,9 (15,5 %)			9,6 (24,0 %)

Tabla 1.26: Coeficientes para obtener factor de emisión en zona urbana usando la expresión: $EF=bW^{(1/c)}$, donde W es el peso en kilogramos de un vehículo. [13].

Fuente	Contaminante	b	c
Neumáticos	PM2,5	5,8	2,3
	PM10	8,2	2,3
Frenos	PM2,5	4,2	1,9
	PM10	11	1,9
Superficie	PM2,5	2,8	1,5
	PM10	5,1	1,5

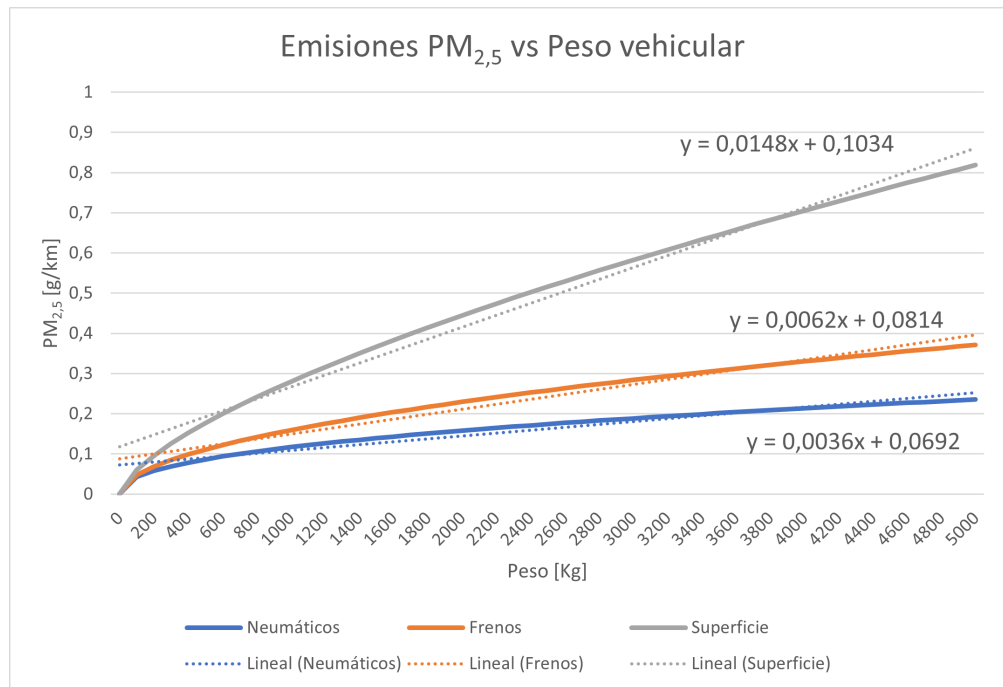


Figura 1.5: Emisiones $PM_{2,5}$ en función del peso de un vehículo en [g/km].

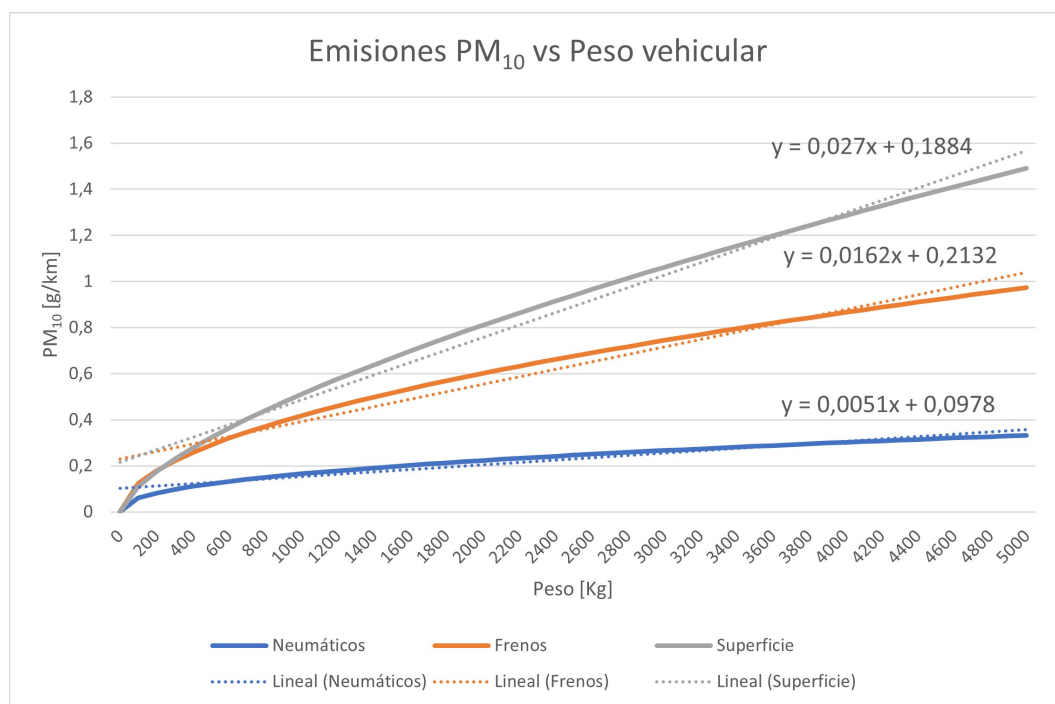


Figura 1.6: Emisiones PM_{2,5} en función del peso de un vehículo en [g/km].

1.2.7. U.S EPA, MOVES (2020)

El modelo MOVES, es una herramienta que, a través de una serie de simulaciones, permite estimar la contaminación del aire producidas por medios móviles y no móviles. Dentro de este modelo, se muestran distintos factores de emisión de procesos abrasivos de distintos autores, para finalmente proponer los que son utilizados en el modelo.

Frenos

Para la estimación de los factores de emisión de frenos, se propone que existe una relación en la proporción de las concentraciones de PM_{10} con respecto a las de $PM_{2,5}$. Esto es considerando distintos estudios, tales como, Sanders (2003) [76], donde indica que $PM_{10}/PM_{2,5}$ es 8. Por otro lado, Garg (2000) [34], propone que esta fracción es de 7,2, valor que es debatido por el mismo Sanders (2003) [76]. Por lo que, de que no exista un factor de emisión para $PM_{2,5}$ (debido a que es más complicado obtenerlo comparado con PM_{10}), se utiliza esta fracción.

Los factores de emisión usados de la literatura se encuentran en la tabla 1.27. Así, utilizando los valores de los autores y diversas simulaciones, los factores de emisión para cada tipo de vehículo se presentan en la tabla 1.28.

Tabla 1.27: Factor de emisión para frenos por autor en [mg/vkt] y tipo de vehículo. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].

Autor	Tipo de vehículo	$PM_{2,5}$	PM_{10}
Luhana et al,(2004) [61]	Vehículo liviano		0-79
	Vehículo pesado		0-610
Sanders et al, (2003) [76]	Vehículo liviano		1,5 -7,0
Abu- Allaban et al,(2003) [1]	Vehículo liviano	0-5	0-80
	Vehículo pesado	0-15	0-610
Westurland (2001) [89]	Vehículo liviano		6,9
	Vehículo pesado		41,2
Garg et al(2000) [34]	Vehículo de pasajeros	3,4	4,6
	Camioneta pickup	8,9	12,1
Rauterberg-Wulff(1999) [75]	Vehículo de pasajeros		1,0
	Vehículo pesado		24,5
Cha et al,(1983) [23]	Automóviles y camiones		7,8

Tabla 1.28: Factor de emisión para frenos utilizado para el modelo MOVES en [mg/vkt]. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].

Tipo de vehículo	PM _{2,5}	PM ₁₀
Motocicleta	0,98	7,83
Vehículo de pasajeros	1,72	13,78
Camión de pasajeros	1,79	14,34
Camión comercial liviano	1,91	15,31
Bus interurbano	9,63	77,04
Bus urbano	5,87	46,99
Bus escolar	6,18	49,43
Camión de basura	8,29	66,34
Camión de carga corto	5,12	40,94
Camión de carga largo	4,28	34,2
Casa rodante	6,62	52,98
Camión de carga con múltiples ramplas cortas	5,91	47,3
Camión de carga con múltiples ramplas largas	4,94	39,55

Neumáticos

En la literatura se encuentran valores para el factor de emisión de desgaste de neumáticos, que se pueden observar en la tabla 1.29, sin embargo, en su mayoría, no se especifica el tamaño de las partículas, solo se refieren a la masa perdida por el neumático después de ciertos kilómetros, viajes, experimento, etc. Luhana (2004) [61], sugiere que del 1-16 % de la masa perdida por el desgaste de neumático se convierte en PM₁₀, por lo que se asume que el 8 % se convierte en PM₁₀ (promedio entre 1-16 %). Además, según Kupiainen (2005) [54], se indica que en promedio, el 15 % de PM₁₀ corresponde a PM_{2,5}. Así, es como se proponen los factores de emisión para la tabla 1.30.

Tabla 1.29: Factor de emisión para neumáticos por autor en [mg/vkt] y tipo de vehículo. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].

Autor	Tipo de medición	Desgaste [mg/km]
Kupiainen (2005) [53]	Desgaste medido	9-PM ₁₀
	Desgaste medido	2-PM _{2,5}
Luhana et al (2003) [61]	Desgaste medido	74
Council (2004) [25]	Calculado en base a la literatura	200
Warner et al. (2003) [88]	Desgaste de neumático promedio	97
Kolioussis and pouftis (2000) [52]	Estimación promedio de desgaste de neumático	40
Baumann (1997) [12]	Vehículo de pasajero	80
	Vehículo pesado de carga	189
	Camión articulado	234
	Bus	192
Garben (1997) [33]	Vehículo de pasajeros	64
	Vehículo liviano de carga	112
	Vehículo pesado de carga	768
	Motocicleta	32
Gebbe(1997) [35]	Vehículo de pasajeros	53
	Vehículo liviano de carga	110
	Vehículo pesado de carga	539
	Motocicleta	26.4
Lee et al (1997) [55]	Desgaste estimado	64
Baekken (1993) [10]	Desgaste estimado	200
Cadie et al. (1978) [20]	Desgaste medido	4

Tabla 1.30: Factor de emisión para neumáticos utilizado para el modelo MOVES en [mg/vkt]. (U.S EPA, MOVES (2020)) [4].

Tipo de vehículo	PM _{2,5}	PM ₁₀
Motocicleta	0,4	2,66
Vehículo de pasajeros	0,8	5,32
Camión de pasajeros	0,8	5,32
Camión comercial liviano	0,85	5,69
Bus interurbano	2,4	16,01
Bus urbano	1,46	9,74
Bus escolar	1,43	9,51
Camión de basura	2,44	16,27
Camión de carga corto	1,4	9,34
Camión de carga largo	1,35	9,0
Casa rodante	1,37	9,16
Camión de carga con múltiples ramplas cortas	2,37	15,78
Camión de carga con múltiples ramplas largas	2,56	17,1

1.2.8. Farzan Oroumiyeh y Yifang Zhu (2021)

Farzan Oroumiyeh y Yifang Zhu (2021) [70] realizaron una prueba para poder medir las partículas provenientes del desgaste de frenos y neumáticos, y estudiar como afecta, tanto la intensidad de frenado, como el peso del vehículo en las concentraciones de PM. El montaje se puede observar en la figura 1.7. La rueda a la cual se le instaló el sistema de medición es la delantera derecha. Esto es debido a que cuando ocurre el frenado, el vehículo tiende a inclinarse hacia adelante, por lo que las ruedas delanteras cuentan con más fricción que las traseras. Tres sondas de muestreo fueron instaladas en el vehículo, dos cercas de los frenos y neumáticos, mientras que la tercera fue instalada en el techo del vehículo, de tal manera de medir la cantidad de material particulado en el ambiente. La sonda de los frenos se instala a 5 [cm] del centro de la rueda, mientras que la sonda de los neumáticos, se instala a 2,5 [cm] del neumático, entre la carrocería y la rueda. Entre las sondas, hay una separación de 30 [cm].

Cabe destacar que es posible que las partículas de frenos y neumáticos se puedan mezclar con PM proveniente de otras fuentes (factores externos y/o ambientales), cuya contribución no puede ser discriminada si no se realiza un análisis a su composición química. La mezcla entre partículas de frenos y neumáticos también es una probabilidad. Sin embargo, se espera que la gran mayoría de partículas provengan de los frenos y neumáticos. Debido a que agregar peso a los vehículos significa un cambio en su centro de gravedad, es que se utilizan tres distintos modelos de vehículos, cuyas características están en la tabla 1.31, de tal manera de analizar el cambio en el PM al variar el peso. Una SUV (2016 Chevrolet Suburban), un vehículo mediano sedán (2016 Honda Accord) y un sedán compacto (2017 Nissan Sentra) fueron testeados en una ruta determinada. Los tres vehículos son equipados con neumáticos descritos en la tabla 1.31 y con discos de freno de cerámica. Este tipo de discos de freno tienen una mayor estabilidad ante los cambios de temperatura y generan menos PM comparado con otros materiales.

Tabla 1.31: Especificaciones de los vehículos testeados. (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].

Modelo vehículo	Año	Tipo	Masa [kg]	Grosor pastilla de freno [mm]	Modelo neumático
Nissan Sentra	2017	Sedán compacto	1296	6,2	Michelin Primacy MXV4
Honda Accord	2016	Sedán mediano	1607	8,8	Michelin Primacy MXV4
Chevrolet Suburban	2016	SUV	2634	7,5	Michelin Defender LTX

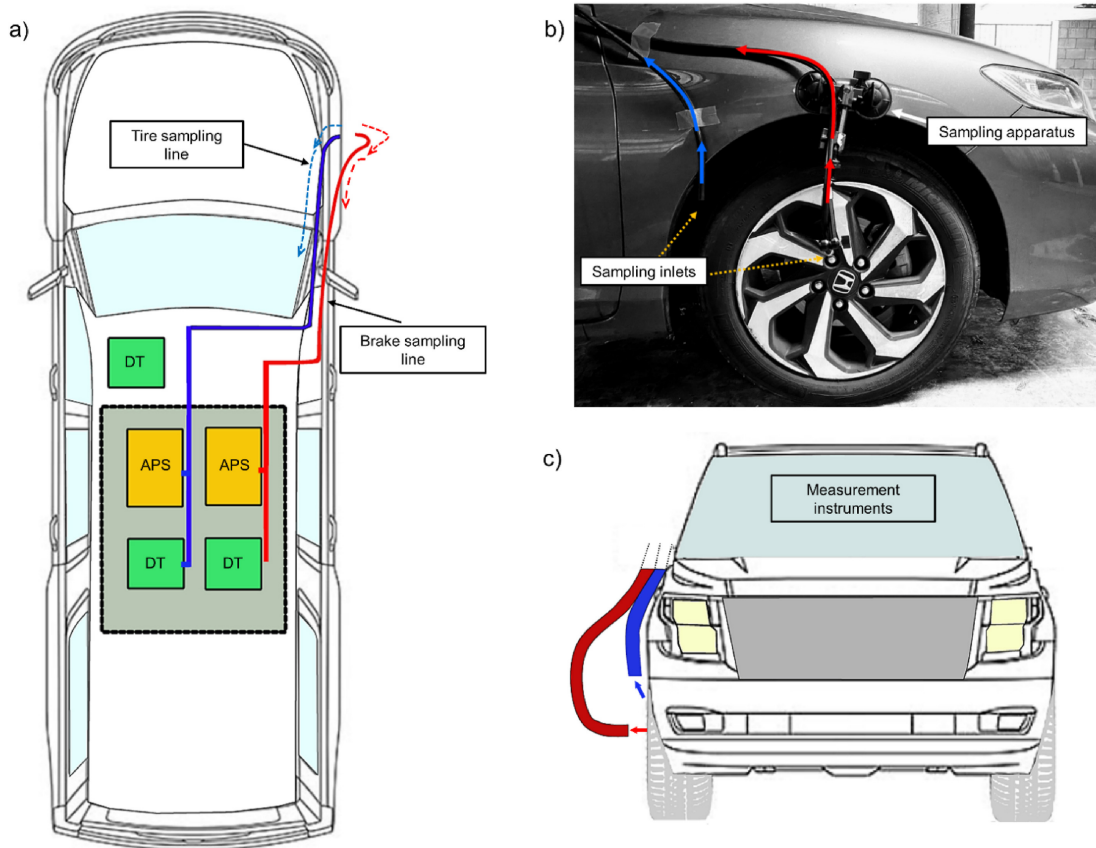


Figura 1.7: Diagrama del montaje para el test de muestreo vehicular. (a) Vista superior. Los dispositivos que se observan son APS (TSI APS 3321) y DT (TSI DustTrak 8532). (b) Vehículo y vista lateral del montaje. Las flechas indican el sentido del flujo de las partículas para frenos y neumáticos. (c) Vista frontal. Las partículas de neumático son medidas desde la parte trasera de la rueda delantera derecha. Las partículas de freno son medidas al frente del centro de la rueda. (Oroumihyeh y Zhu (2021)) [70].

La ruta consta de un recorrido de 5,5 [km] en un vecindario en Westwood, Los Ángeles. La ruta cuenta con un terreno inclinado levemente cuesta abajo, con múltiples señaléticas de pare y poco tráfico. La velocidad máxima no supera los 75 [km/h]. El tiempo comprendido para el experimento fue entre marzo y junio del 2019, generalmente entre las 7 p.m y 11 p.m, cuando el tráfico es mínimo. Cada sistema de frenos de los vehículos fueron medidos antes y después de cada trayecto, con un descanso mínimo de 30 minutos entre trayectos, para asegurar una temperatura menor a 80 [°C]. La temperatura promedio fue de 21,2 [°C] y una humedad relativa de 73,7 %.

Se utilizaron tres DT (DustTracks (8532, TSI inc., Shoreview, MN)), que miden las concentraciones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} de frenos, neumáticos y del ambiente. La distribución del tamaño de las partículas entre $0,5-20 \mu m$ es determinada por dos APS (Aerodynamic Particle Sizers (APS3321, TSI Inc., Shoreview, MN)) en un intervalo de 1 [s].

Resultados

En este estudio, se considera que al momento de frenar, se realiza con una tasa de desaceleración igual o mayor a $0,5 [m/s^2]$ y aproximadamente por 3 [s].

La figura 1.8 muestra la concentración de $PM_{2,5}$ medidas por las sondas para un tiempo de 90 [s] del Chevrolet Suburban, además de su velocidad instantánea. Como muestra la figura 1.8, los eventos de frenado conllevan a un aumento sustancial de emisiones de PM, tanto de frenos, como de neumáticos. Las emisiones aumentan proporcionalmente al tiempo de frenado, por lo que genera un peak cuando el vehículo está a punto de detenerse. En los primeros segundos, independiente de que empiece el evento de frenado, las concentraciones de PM, no aumentan significativamente. Este retraso se puede explicar al tiempo en que las partículas recorren toda la sonda para llegar a los medidores (ya que deben recorrer toda la sonda).

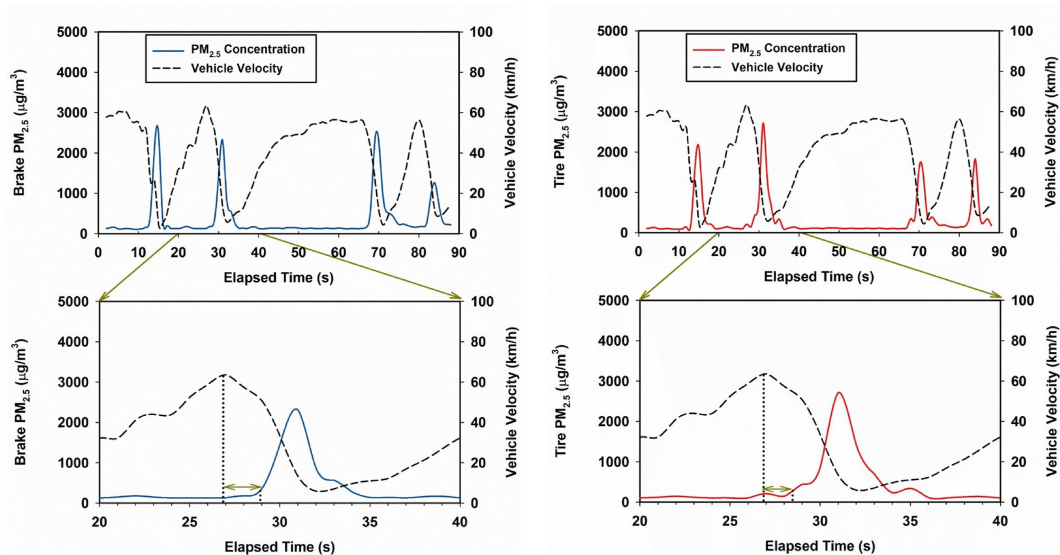


Figura 1.8: Perfil típico de la concentración de $PM_{2,5}$ y velocidad del Chevrolet Suburban. (Izquierda) Frenos. (Derecha) Neumáticos. (Oroumihyeh y Zhu (2021)) [70].

En cuánto a los efectos producidos por la variación de masa de los vehículos y la tasa de frenado, en el gráfico 1.9 se puede observar como la línea de tendencia de las concentraciones de PM vs tasa de frenado para el Suburban es más empinada que para el Accord, y a su vez, el Accord tiene una línea de tendencia con mayor pendiente que el Sentra. Independiente del tamaño de partícula o si proviene de los frenos o neumáticos, el vehículo más pesado emite, en promedio, más partículas. Además, se puede observar que las emisiones de PM₁₀ son mayores a las de PM_{2,5}.

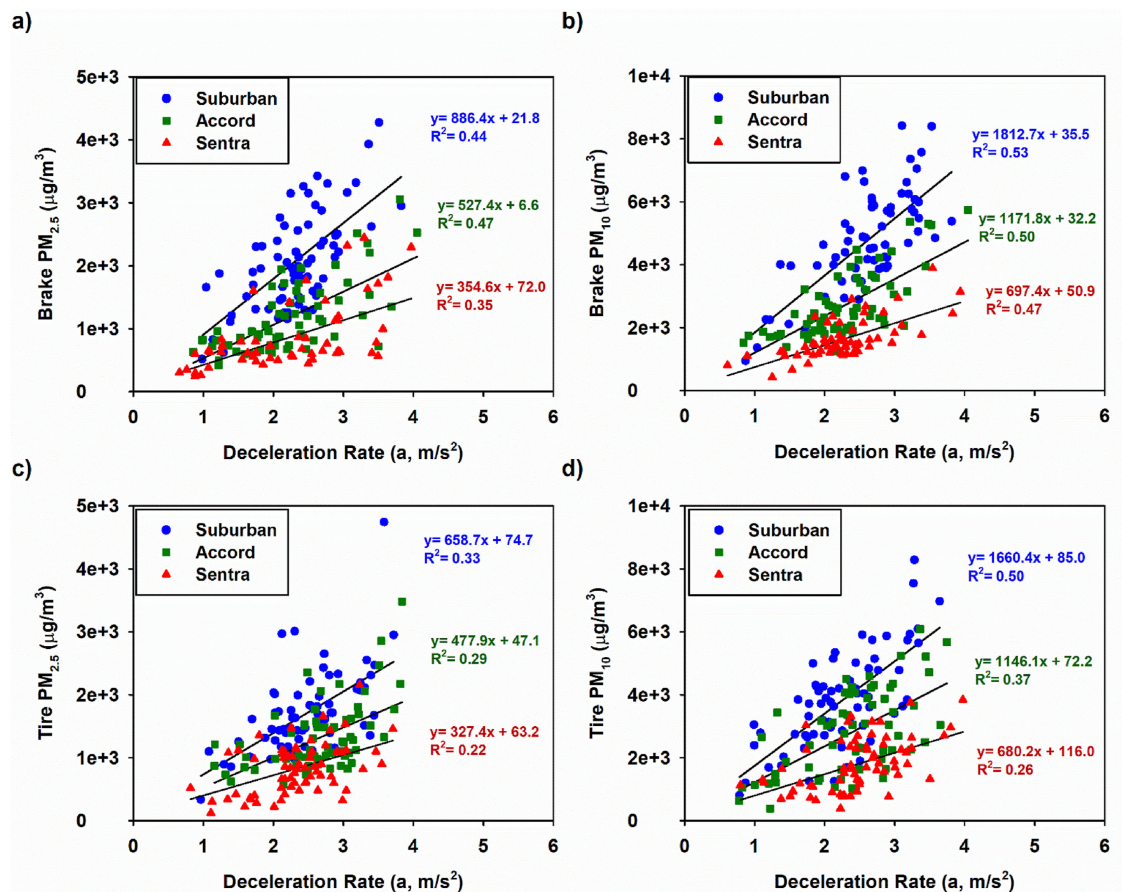


Figura 1.9: Relación entre los peaks de concentración en [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] y la tasa de desaceleración. (a) Frenos PM_{2,5} (b) Frenos PM₁₀. (c) Neumáticos PM_{2,5}. (d) Neumáticos PM₁₀. (Oroumihyeh y Zhu (2021)) [70].

Para los tres vehículos, se agruparon las concentraciones de PM en tres tasas de frenado, baja ($0.5 < a < 2$), moderada ($2 < a < 3$) y alta ($a > 3$), donde "a" corresponde a la desaceleración en [m/s^2]. Así, es como en la figura 1.10 se puede apreciar que a

medida que aumenta la tasa de desaceleración, aumentan los peaks de concentraciones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} . Además, se observa que las distribución de las concentraciones para el Sentra son menores que para el Accord y Suburban, y las concentraciones del Accord son menores que las del Suburban.

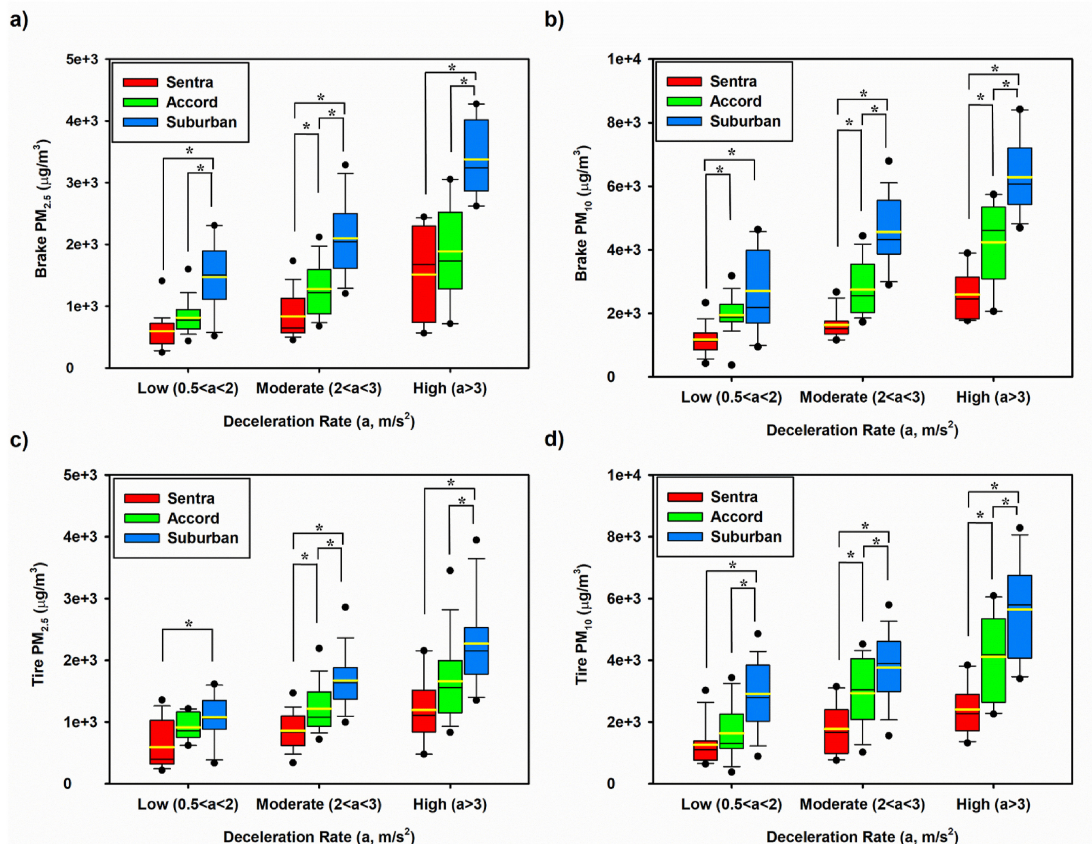


Figura 1.10: Relación entre los peaks de concentración en $[\mu g/m^3]$ agrupadas en tres tasas de desaceleración. (a) Frenos $PM_{2,5}$ (b) Frenos PM_{10} . (c) Neumáticos $PM_{2,5}$. (d) Neumáticos PM_{10} . (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].

En la figura 1.11 se muestra la distribución del PM para moléculas con un diámetro de 0-20 $[\mu m]$ para una variación de desaceleración de 0-5 $[m/s^2]$, en un tiempo de evaluación de 700 [s]. Similar a la figura 1.10, mientras más pesado es el vehículo, mayor concentraciones de PM es generado, tanto para $PM_{2,5}$, como para PM_{10} .

Al cuantificar las concentraciones de partículas de la figura 1.11, se obtiene la figura 1.12, donde se puede observar un comportamiento unimodal tanto para las partículas

de frenos, como para las de neumáticos, teniendo un diámetro modal de 3-4 [μm] y 4-5 [μm] respectivamente.

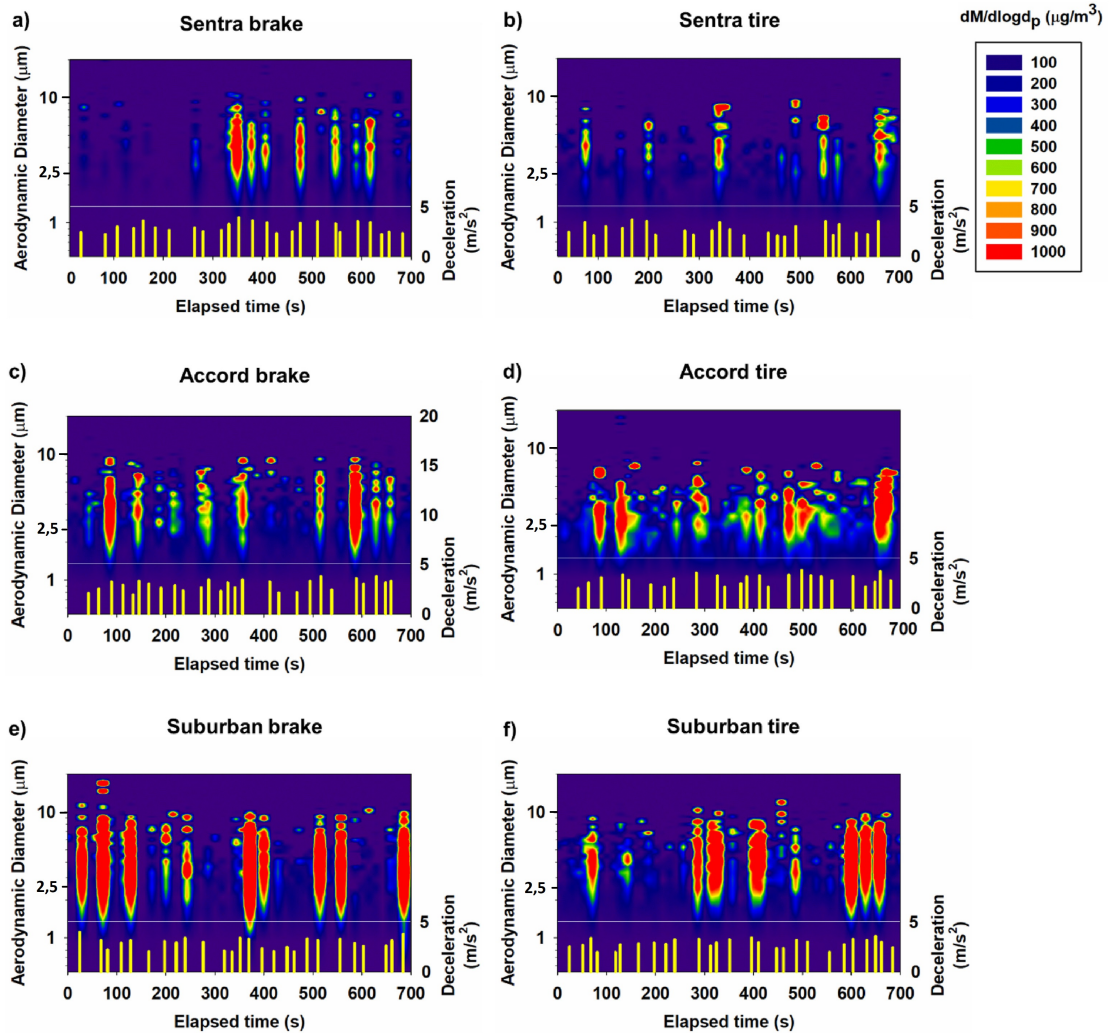


Figura 1.11: Concentración de las partículas de frenos y neumáticos en [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] asociadas a una tasa de aceleración [m/s^2]. (a) Sentra frenos. (b) Sentra neumáticos. (c) Accord frenos. (d) Accord neumáticos. (e) Suburban frenos. (f) Suburban neumáticos. (Oroumijeh y Zhu (2021)) [70].

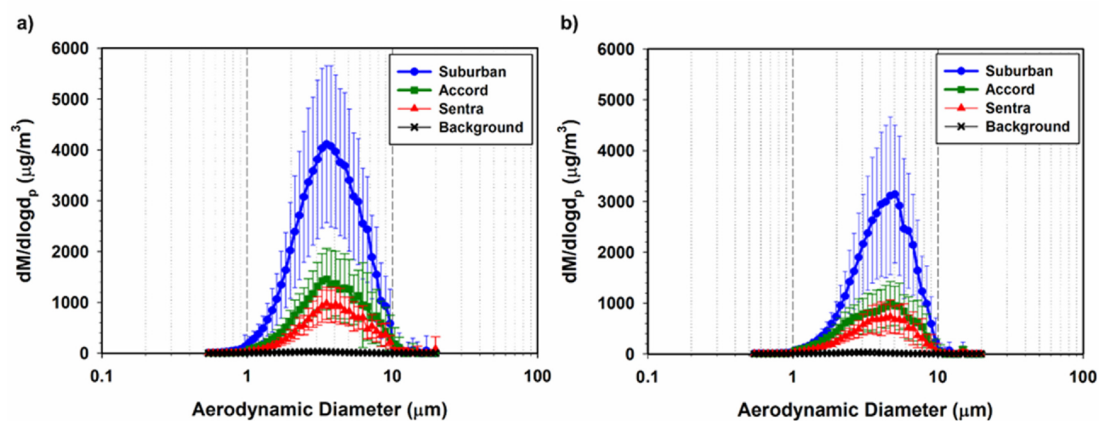


Figura 1.12: Distribución de las partículas en masa promedio [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] según su diámetro, considerando el error como la desviación estándar. (a) Desgaste de frenos. (b) Desgaste de neumáticos (Oroumiyeh y Zhu (2021)) [70].

Capítulo 2

Cálculo de emisiones non exhaust del transporte vehicular en Chile

2.1. Metodología

El inventario de emisiones indica un crecimiento importante de los niveles de emisión correspondientes a fuentes abrasivas del transporte vehicular. Esto se debe al incremento de la flota vehicular y al aumento del peso promedio de los vehículos. Por lo que es importante cuantificar la contaminación producida por estas fuentes. Sin embargo, se debe considerar las limitantes asociadas en el cálculo de éstas.

En primer lugar, este trabajo no considera las emisiones producidas por la re-suspensión de polvo, factor que, si bien, se ha demostrado que es significativo dentro en las emisiones de desplazamiento, llegando incluso a ser la mayor fuente de material particulado, es complejo obtener un valor representativo debido a que depende de muchas variables, tales como el estado de las vías, condiciones climáticas, cantidad de lino, entre otras. Por lo que solo se calculan las emisiones correspondientes al desgaste de frenos, neumáticos y carpeta rodante.

Los contaminantes considerados para el cálculo de niveles de emisión de procesos abrasivos del transporte vehicular en Chile son $PM_{2,5}$ y PM_{10} . El cálculo exclusivo de estos contaminantes se debe a que los procesos abrasivos no generan en gran medida contaminantes gaseosos, principalmente debido a las temperaturas que se presentan cuando el material particulado es producido. Sin embargo, existe evidencia de la in-

fluencia en la formación de carbono negro (ver [56], pero debido a la falta de información en la literatura, no se considera en los cálculos.

Los niveles de emisión, dependen directamente del factor de emisión utilizado (ver ecuación 2.1), ya que el valor de la actividad vehicular es conocida. Por lo que es fundamental utilizar un factor de emisión que sea representativo, de tal manera de obtener los niveles de emisión más realistas posibles. Es por esto, que se utilizan tres grandes categorías. Las cuales son: vehículo liviano (vehículo con un peso menor a 3500 [Kg], vehículo pesado (vehículo con un peso mayor a 3500[Kg]) y motocicleta. El uso de estas tres categorías estandariza el cálculo, permitiendo generalizar los niveles de emisión. Es muy complejo asignar un factor de emisión a cada vehículo en Chile, ya que todos varían entre sí, ya sea en el modelo, versiones, tipo de carrocería, etc.

El factor de emisión correspondiente a cada categoría, se obtiene mediante el uso de un valor promedio de los factores de emisión propuestos por Klimont [51], Timmers y Achten [80], Beddows y Harrison, [13] y US EPA [4]. Comentar que el principal criterio considerado para la elección de estos autores, es que corresponden a estudios recientes. Destacar que dentro de sus investigaciones, consideran estudios previos, por lo que la idea es usar la información de los estudios más recientes para tener una base de datos actualizada. Además, los valores están relativamente cercanos entre unos y otros, por lo que se tiene un rango aceptable con poca dispersión. Por otro lado, la intención de considerar los factores de emisión propuestos por el modelo de Klimont, es mostrar un factor de emisión histórico, debido a que dentro de su trabajo, considera estudios de los años 90 y 2000, realizando el trabajo de descartar valores que se alejan de la tendencia y proponiendo un factor de emisión para cada fuente abrasiva por separado. Incluso es considerado como base de muchas investigaciones posteriores.

Dentro de los niveles de emisión, no se considera la posible reacción química entre las partículas suspendidas por los procesos abrasivos con otros componentes presentes en el aire (aerosoles orgánicos secundarios), tomando en cuenta solamente las partículas emitidas directamente por el sistema de frenos y la interacción entre neumáticos y superficie.

También existe el riesgo de doble conteo de partículas, es decir, que las partículas emitidas por una fuente abrasiva, se vuelva a considerar en la medición de otra fuente

abrasiva. Por ejemplo, las partículas emitidas por el sistema de frenos, se mezclan con las partículas provenientes del desgaste de neumáticos, por lo que se cuentan dos veces.

Considerar que los niveles de emisión de las fuentes no exhaust, dependen de distintas variables. En el caso de los frenos, depende del estado del sistema de frenos, tanto el disco como las pastillas, la intensidad y frecuencia de frenado, el tipo de material utilizado en los componentes, las condiciones climáticas (humedad, temperatura, ambiente limpio, etc.), entre otras variables. En cuanto a los neumáticos, depende de la antigüedad de los neumáticos, del estado de su vida útil, de condiciones climáticas, del estilo de manejo, del estado de la carpeta rodante, de las condiciones de las vías (baches, resaltos en mal estado, etc.), entre otras. Finalmente en cuanto a la carpeta rodante, los niveles de emisión dependen directamente del estado de la superficie de las vías, el tipo de asfalto utilizado, el tipo de vía (camino de tierra, asfalto, ripio, etc), el estilo de conducción, condiciones climáticas, entre otras.

La actividad vehicular en Chile se clasifica en distintas categorías, entre ellas se encuentra la región donde ocurre la actividad vehicular (regiones de Chile). El área de circulación, divididas en área urbana o interurbana. Además, se tiene la clasificación del tipo de vehículo, divididas en bus articulado, bus articulado interprovincial, bus rígido, camión liviano, camión mediano, camión pesado, vehículo ligero de carga, vehículo ligero de pasajeros, motocicletas y taxis. También se encuentran categorizadas por norma, en las cuales se encuentran las normas E1, E2, E3, E4, E5 y E6, correspondiendo a las normas Euro, sumadas a éstas, se encuentran las categorías GLP (uso de gas licuado), vehículo eléctrico y otros. Finalmente, se considera el tipo de motorización, correspondiente a diésel o gasolina.

Es así, como dependiendo de las clasificaciones que tienen los vehículos, se asigna un valor a su actividad vehicular anual. Tanto la descripción de las categorías descritas, como la actividad vehicular se obtienen del informe final de SECTRA "Actualización Metodológica del Modelo de Consumo Energético y Emisiones para el Sector Transporte (STEP)" (2022) [26].

Para obtener las emisiones de cada vehículo, se debe asociar un factor de emisión, discriminando el contaminante ($PM_{2,5}$ o PM_{10}), la fuente (neumáticos, frenos o desgaste de superficie) y el tipo de vehículo. Es así como, considerando todas las cla-

sificaciones anteriormente mencionadas, se le asocia un factor de emisión a todos los vehículos.

Al tener los factores de emisión asociados a los vehículos, basta con multiplicar este valor con su actividad vehicular (VKT) para obtener las emisiones anuales (ver 2.1). Finalmente, para tener un valor anual total, se realiza la suma de todas las emisiones de todos los vehículos, obteniendo como resultado, las emisiones totales anuales de toda la actividad vehicular en Chile en unidad de masa.

$$\text{Nivel de emisión} = \text{Factor de emisión} \times \text{Nivel de actividad} \quad (2.1)$$

- Nivel de emisión: emisiones medidas en unidad de masa.
- Factor de emisión: relaciona la cantidad de contaminante emitido a la atmósfera por actividad vehicular [Gg/vkt].
- Nivel de actividad: actividad vehicular medida en kilómetro por vehículo [vkt].

2.2. Propuesta de factores de emisión

Siguiendo la metodología descrita en el apartado 2.1, el primer paso es encontrar un factor de emisión representativo para el cálculo de emisiones.

Al revisar la literatura existente, se realiza una recopilación de factores de emisión de distintos autores, presentados en la tabla 2.1. Se puede observar que se agrupan los factores de emisión en tres grandes categorías: Vehículo liviano, vehículo pesado y motocicleta. Además, con la intención de incluir el factor de emisión de los vehículos eléctricos (EVs), se utilizan los factores de emisión propuestos por Timmers y Achten (2016) [80].

En primer lugar, Klimont et al. (2002) [51] realiza un estudio de los factores de emisión propuestos por otros autores hasta 2002, eliminando los valores que se alejan de la tendencia y promediando los valores que considera dentro de un margen aceptable, de tal manera de que puedan ser usados en su propuesta de modelo, que trata de asignar un factor de emisión a los distintos tipos de vehículos, siendo categorizados en vehículo pesado, vehículo liviano y motocicletas. La principal ventaja del modelo, es que es

uno de los primeros autores en proponer un factor de emisión de $PM_{2,5}$ y PM_{10} , para desgaste de frenos, neumáticos y superficie.

En cuanto a Timmers y Achten (2016) [80], tiene la particularidad de proponer un factor de emisión para el desgaste de frenos, neumáticos y superficie, no solo para los vehículos convencionales, sino que también, para los vehículos eléctricos. Comentar que, el hecho de que el factor de emisión de frenos es cero, es debido a que se asume un uso de frenos regenerativos del 100 % vehículos eléctricos.

Beddows y Harrison (2021) [13] utilizan los valores base del inventario de EMEP (2019) [56] para obtener los factores de emisión. El aporte a estos factores de emisión ya existentes, es que, en EMEP (2019) [56] se propone solo un factor de emisión para frenos y neumáticos, por lo que Beddows y Harrison logran separar estos factores de emisión, proponiendo uno para el desgaste de frenos y otro para el desgaste de neumáticos, permitiendo así, un análisis por separado de las distintas fuentes abrasivas. El factor de emisión utilizado para vehículo liviano en la tabla 2.1 es el correspondiente a la categoría automóvil en zona urbana. Mismo caso para las motocicletas, se utiliza el factor de emisión propuesto en zona urbana. Mientras que el factor de emisión de vehículo pesado, se obtuvo calculando el promedio entre los vehículos LGVs, HGVs y buses, también para zona urbana.

Con la intención de considerar factores de emisión de distintas partes del mundo, se muestran los factores de emisión de un estudio realizado en Estados Unidos [4], en particular, el modelo MOVES. En este estudio, los factores de emisión se separan en diversas categorías de vehículos, motocicletas, vehículo de pasajeros, camión de pasajeros, entre otras (ver 1.28 como ejemplo). Por lo que permite tener una clasificación más especializada para los distintos tipos de vehículos. Se utiliza el factor de emisión de vehículos de pasajeros como vehículo liviano y en el caso de los vehículos pesados, se obtiene un promedio de los vehículos considerados como pesados, tales como, camión de pasajeros, camión comercial liviano, bus interurbano, bus urbano y camión de carga (ver tablas 1.28 y 1.30). También, se descarta el factor de emisión para vehículos que son poco recurrentes, tales como, el camión de basura o casas rodantes (poco comunes en Chile). Destacar que en este modelo, solo se presenta un factor de emisión para frenos y neumáticos, ausentándose el factor de emisión para carpeta rodante.

Es así, como considerando los factores de emisión correspondiente a cada fuente abrasiva, contaminante y tipo de vehículo, es que se obtiene un promedio de estos valores presentados en la tabla 2.2, los cuales son considerados los más representativos para el cálculo de nivel de emisiones en Chile. Cabe destacar que al agrupar todos los tipos de vehículos en estas tres grandes categorías sirve para estandarizar los factores de emisión, ya que es complejo asignar un factor de emisión para cada tipo de vehículo presente en Chile.

Tabla 2.1: Recopilación de factores de emisión para procesos abrasivos de Klimont et al. (2002) [51], Timmers y Achten (2016) [80], Beddows y Harrison (2021) [13], y US EPA, MOVES (2020) [4] en [g/veh km].

Fuente		Frenos		Neumáticos		Superficie	
		PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀
Klimont et al. (2002)	Vehículo liviano	0,0022	0,0036	0,0003	0,0065	0,0042	0,0075
	Vehículo pesado	0,0071	0,0228	0,0020	0,0400	0,0209	0,0030
	Motocicleta	0,0003	0,0005	0,0001	0,0032	0,0016	0,038
Timmers y Achten (2016)	ICEVs	0,0022	0,0093	0,0029	0,0061	0,0031	0,0075
	EVs	0	0	0,0037	0,0072	0,0038	0,0089
Beddows y Harrison (2021)	Vehículo liviano	0,0047	0,0117	0,0061	0,0087	0,0042	0,0075
	Vehículo pesado	0,0139	0,0403	0,0180	0,0257	0,0164	0,0304
	Motocicleta	0,0023	0,0058	0,0026	0,0037	0,0016	0,0030
US EPA, MOVES (2020)	Vehículo liviano	0,00172	0,01378	0,0008	0,0053	-	-
	Vehículo pesado	0,00587	0,03814	0,00138	0,01077	-	-
	Motocicleta	0,0010	0,0078	0,0004	0,0027	-	-

Tabla 2.2: Factores de emisión promedio para procesos abrasivos en [g/veh km].

Fuente		Frenos		Neumáticos		Superficie	
		PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀
Promedio	Vehículo liviano	0,0027	0,0096	0,0025	0,0067	0,0038	0,0075
	Vehículo pesado	0,0090	0,0337	0,0071	0,0255	0,0187	0,0205
	Motocicleta	0,0012	0,0047	0,0010	0,0032	0,0016	0,0030

2.3. Niveles de emisión

Para el cálculo de las emisiones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} se usa la ecuación 2.1, considerando los factores de emisión propuestos en la tabla 2.2 y la actividad vehicular en Chile propuesta en el informe final de SECTRA [26]. En la tabla 2.3 se puede observar la categoría asociada a los tipos de vehículos presentes en el informe final de SECTRA [26], de tal manera de asignar un factor de emisión a cada tipo de vehículo.

Tabla 2.3: Asignación de categoría vehículo liviano, vehículo pesado y motocicleta a los tipos de vehículos descritos en el informe final de SECTRA [26].

Vehículo	Categoría asociada
Bus articulado	Vehículo pesado
Bus interprovincial	Vehículo pesado
Bus rígido	Vehículo pesado
Camión liviano	Vehículo liviano
Camión mediano	Vehículo liviano
Camión pesado	Vehículo pesado
Vehículo ligero de carga	Vehículo liviano
Vehículo ligero de pasajeros	Vehículo liviano
Motocicleta	Moto
Taxi	Vehículo liviano

2.3.1. Resultados

Usando la metodología descrita anteriormente en el apartado 2.1 y utilizando la ecuación 2.1, se obtienen las emisiones totales para los contaminantes $PM_{2,5}$ y PM_{10} en [Gg/año] para los años 2018-2020 en las tablas 2.4 y 2.5 respectivamente. Estos resultados se muestran en la figura 2.1.

El total de emisiones generados por procesos abrasivos del transporte vehicular en Chile es de 1,14 [Gg]; 1,12 [Gg] y 1,01 [Gg] de $PM_{2,5}$ para los años 2018, 2019 y 2020 respectivamente. Mientras que en los mismos años, se emiten 2,92 [Gg]; 2,86 [Gg] y 2,58 [Gg] de PM_{10} .

Del total de emisiones de $PM_{2,5}$, el 29 % corresponde al desgaste de frenos, el 26 % al desgaste de neumáticos y el 45 % al desgaste de superficie. Del total de emisiones de

PM₁₀, el 41 %, 29 % y 30 % corresponden al desgaste de frenos, neumáticos y superficie respectivamente.

Al relacionar las emisiones totales de PM_{2,5} y PM₁₀ (ver tabla 2.6), se obtiene que el 39 % de las emisiones de PM₁₀ corresponden a PM_{2,5}. Los porcentajes anteriormente mencionados se muestran gráficamente en la figura 2.2, utilizando los niveles de emisión del año 2020.

Tabla 2.4: Niveles de emisión de PM_{2,5} por fuente para los años 2018-2020 en [Gg/año].

Emisiones [Gg/año] / Año	2018	2019	2020	Porcentaje de PM _{2,5}
PM _{2,5} Frenos	0,3288	0,3217	0,2906	29 %
PM _{2,5} Neumáticos	0,2967	0,2902	0,2617	26 %
PM _{2,5} Superficie	0,5147	0,5040	0,4576	45 %
Total PM _{2,5}	1,1401	1,1159	1,0099	100 %

Tabla 2.5: Niveles de emisión de PM₁₀ por fuente para los años 2018-2020 en [Gg/año].

Emisiones [Gg/año] / Año	2018	2019	2020	Porcentaje de PM ₁₀
PM ₁₀ Frenos	1,2075	1,1818	1,0695	41 %
PM ₁₀ Neumáticos	0,8370	0,8192	0,7414	29 %
PM ₁₀ Superficie	0,8757	0,8566	0,7723	30 %
Total PM ₁₀	2,9203	2,8576	2,5832	100 %

Tabla 2.6: Relación PM_{2,5}/PM₁₀ de las emisiones del año 2020.

Emisiones / contaminante	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5} /PM ₁₀
Total [Gg/año]	1,0099	2,5832	39 %

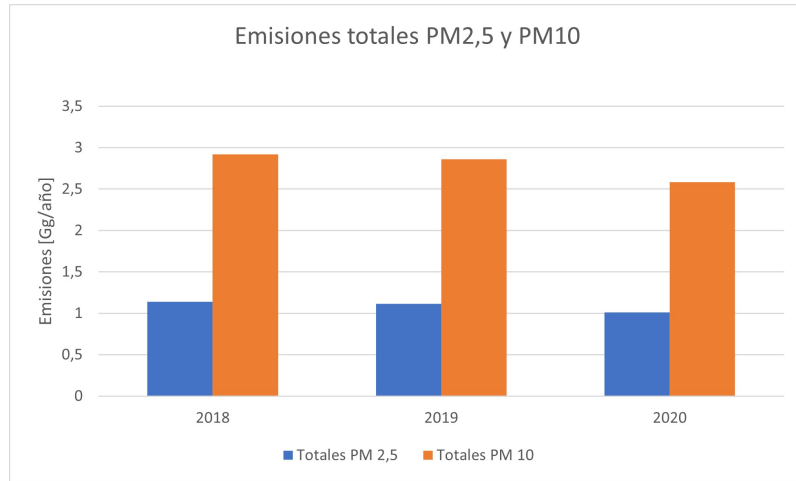


Figura 2.1: Emisiones totales de PM_{2,5} y PM₁₀ en Chile de procesos abrasivos para los años 2018-2020.

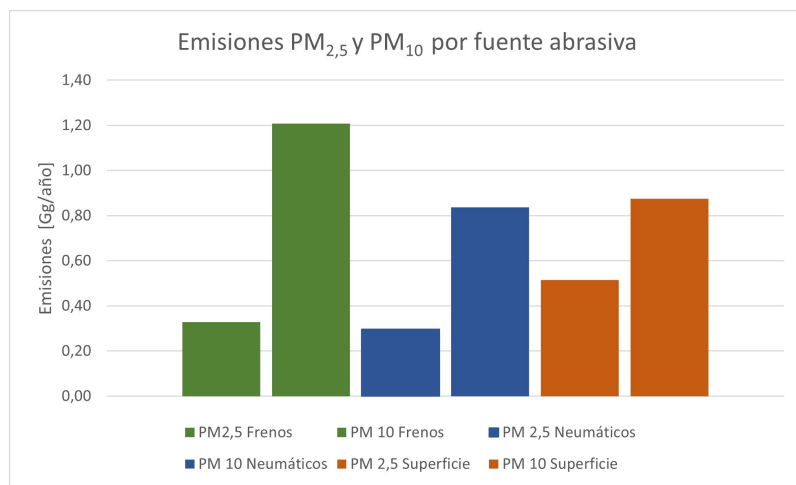


Figura 2.2: Emisiones de PM_{2,5} y PM₁₀ por fuente abrasiva para el año 2020.

2.3.2. Análisis

Se puede observar en la figura 2.1 que la mayor parte de partículas se encuentran en el rango de partículas gruesas (entre $PM_{2,5}$ y PM_{10}). Esto se debe al proceso por el cual se genera el material particulado, que es el roce entre superficies. Al contar con temperaturas relativamente bajas, la evaporación no es un fenómeno que esté presente, por lo que las partículas permanecen siendo sólidas y de gran tamaño molecular, manteniéndose en el rango de partículas gruesas.

Los resultados de las tablas 2.4 y 2.5, graficados en la figura 2.2 indican que en el caso del contaminante $PM_{2,5}$, la mayor fuente de contaminación de las emisiones por procesos abrasivos es el desgaste de carpeta rodante, seguido por el desgaste de frenos y finalmente el desgaste de neumáticos. En el caso de PM_{10} , la situación cambia, ya que el desgaste de frenos es el mayor contaminante, seguido por el desgaste de superficie y finalmente el desgaste de neumáticos.

Las emisiones de $PM_{2,5}$ son 0,39 veces (39 %) las emisiones de PM_{10} , o bien, las emisiones de PM_{10} son 2,56 veces las emisiones de $PM_{2,5}$. Cabe destacar que las proporciones (porcentajes) presentadas en las tablas 2.4, 2.5 y 2.6 se mantienen para todos los años, ya que los factores de emisión no cambian, variando solamente la actividad vehicular. Por lo que, si bien, las emisiones totales cambian año a año, la proporción de las emisiones por fuente abrasiva, se mantiene constante, al igual que la relación $PM_{2,5}/PM_{10}$.

Así es como, al calcular las emisiones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} de las fuentes abrasivas, se puede ver el impacto que generan en el medio ambiente, aportando aproximadamente 1000 toneladas de $PM_{2,5}$ y cerca de 2600 toneladas de PM_{10} al año.

2.4. Comparación emisiones non exhaust vs exhaust

Es fundamental conocer la comparación de emisiones exhaust y non exhaust, debido a que las emisiones exhaust están disminuyendo sus niveles de contaminación a medida que el mercado de los vehículos eléctricos crece y las regulaciones de los vehículos convencionales se vuelven más severas. Por lo que, mientras las emisiones de gases de escape disminuyen, las emisiones correspondientes a los procesos abrasivos aumentan debido al incremento de la flota de vehículos, la tendencia al aumento del peso de éstos y la poca regulación de este tipo de emisiones. Es por esto, que se compara el impacto de las emisiones de gases de escape y procesos abrasivos, a través de los niveles de emisión para los años 2018-2020.

Cabe destacar que las emisiones $PM_{2,5}$ de gases de escape fueron extraídas de la memoria de Consuelo Villegas (2022) [85] y del informe final de SECTRA [26]. Donde se indica que las emisiones de $PM_{2,5}$ corresponden a prácticamente a las mismas concentraciones de PM_{10} , por lo que se asume que el 98 % de PM_{10} es $PM_{2,5}$.

2.4.1. Resultados

Se muestran los niveles de emisión non exhaust de la tabla 2.4 que fueron calculados anteriormente, junto a los niveles de emisión exhaust extraídos del reporte de Alamos et al (2022) [5] en las tablas 2.7 y 2.9, donde se evidencian los niveles de emisión para cada fuente abrasiva y gases de escape, de los contaminantes $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente, para los años 2018-2020. Además, se muestra el porcentaje del total de emisiones correspondiente a cada fuente de emisión (considerando un 100 % la suma de emisiones de gases de escape y de procesos abrasivos).

Los valores de la tabla 2.7, correspondientes a las emisiones de $PM_{2,5}$, se puede evidenciar que el 26,5 % y 73,5 % del total de emisiones, corresponden a fuentes abrasivas y gases de escape respectivamente. Al desagregar el porcentaje correspondiente a las emisiones de fuentes abrasivas, el 7,6 %; 6,9 % y 12,0 % del total de emisiones, corresponden al desgaste de frenos, neumáticos y carpeta rodante respectivamente.

En el caso de los niveles de emisión de PM_{10} , detallados en la tabla 2.9, se muestra que el 47,5 % y 52,5 % del total de emisiones, corresponden a fuentes abrasivas y gases de escape respectivamente.

La tabla 2.8 muestra que las emisiones exhaust de PM_{2,5} son 2,7 veces las emisiones non exhaust. Por otro lado, la tabla 2.10 muestra que las emisiones exhaust de PM₁₀ son 1,06 veces las emisiones non exhaust.

Los niveles de emisión se muestran gráficamente en las figuras 2.3 y 2.4 para comparar los contaminantes PM_{2,5} y PM₁₀ respectivamente.

Para comparar de manera visual los niveles de contaminación de cada fuente, se muestra en las figuras 2.5 y 2.6 los porcentajes del total de emisiones de cada fuente, para PM_{2,5} y PM₁₀ respectivamente.

Tabla 2.7: Niveles de emisión exhaust y non exhaust de PM_{2,5} para los años 2018-2020 en [Gg/año] y aporte porcentual del total de emisiones.

PM _{2,5} [Gg/año] / Año	2018	2019	2020	Porcentaje del total
Frenos	0,3288	0,3217	0,2906	7,6 %
Neumáticos	0,2967	0,2902	0,2617	6,9 %
Superficie	0,5147	0,5040	0,4576	12,0 %
Non exhaust	1,1401	1,1159	1,0099	26,5 %
Exhaust	3,3560	3,0255	2,6892	73,5 %
Total	4,4961	4,1414	3,6991	100 %

Tabla 2.8: Proporción de emisiones Exhaust / Non exhaust de PM_{2,5} para el año 2020.

Emisiones PM _{2,5} / Contaminante	Exhaust	Non exhaust	Exhaust/Non exhaust
Total [Gg/año]	2,6892	1,0099	2,7

Tabla 2.9: Niveles de emisión exhaust y non exhaust de PM₁₀ para los años 2018-2020 en [Gg/año] y aporte porcentual del total de emisiones.

PM ₁₀ [Gg/año] / Año	2018	2019	2020	Porcentaje del total
Frenos	1,2075	1,1818	1,0695	19,7 %
Neumáticos	0,8370	0,8192	0,7414	13,6 %
Superficie	0,8757	0,8566	0,7723	14,2 %
Non exhaust	2,9203	2,8576	2,5832	47,5 %
Exhaust	3,4231	3,0860	2,7429	52,5 %
Total	6,3434	5,9436	5,2361	100 %

Tabla 2.10: Proporción de emisiones Exhaust / Non exhaust de PM₁₀ para el año 2020.

Emisiones PM ₁₀ / contaminante	Exhaust	Non exhaust	Exhaust/Non exhaust
Total [Gg/año]	2,7429	2,5832	1,06

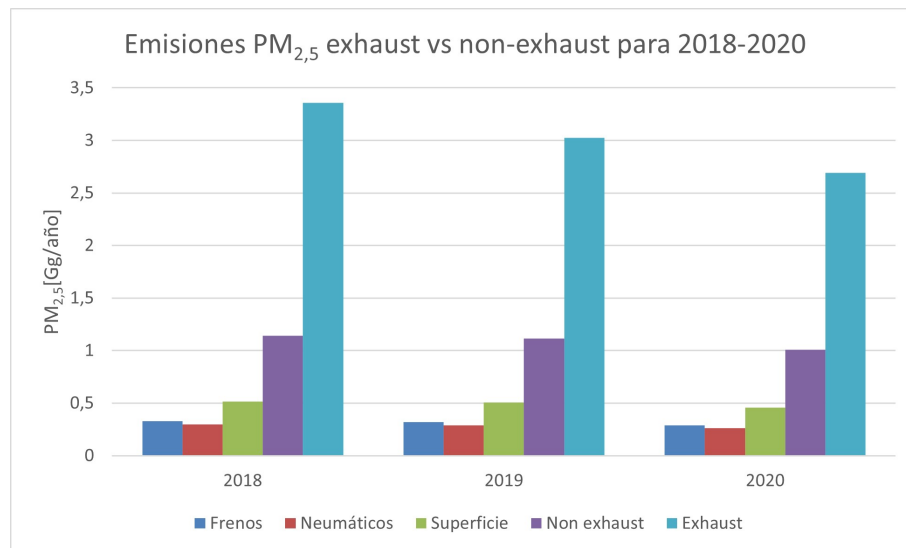


Figura 2.3: Comparación PM_{2,5} de emisiones exhaust vs non exhaust en [Gg/año] para los años 2018-2020.

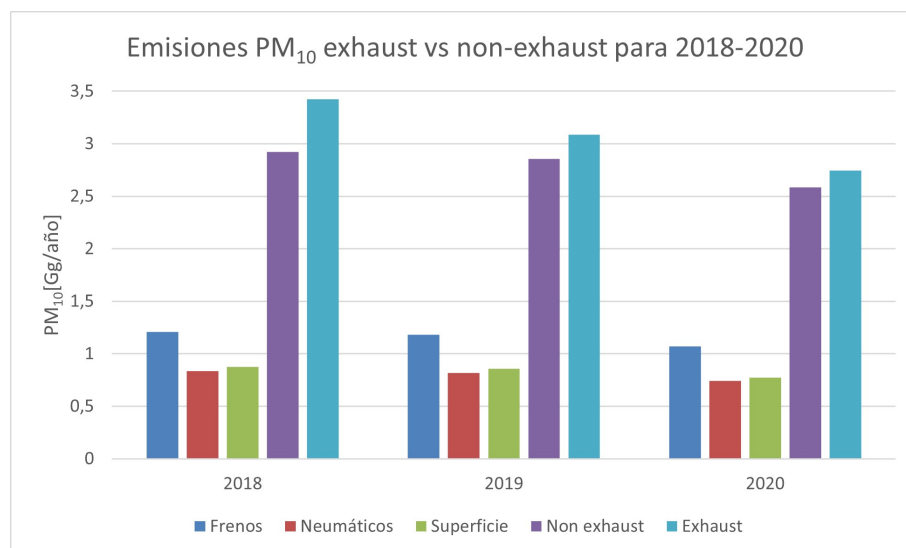


Figura 2.4: Comparación PM₁₀ de emisiones exhaust vs non exhaust en [Gg/año] para los años 2018-2020.

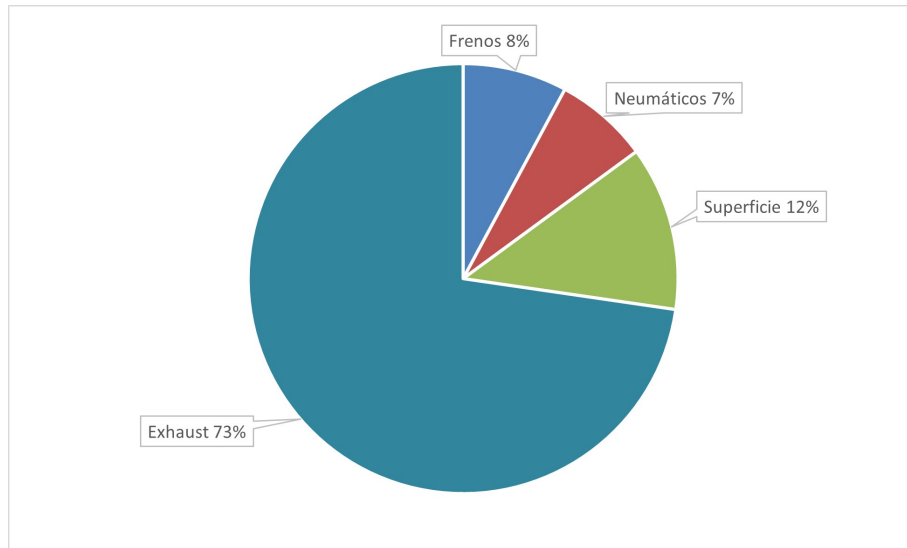


Figura 2.5: Porcentaje de emisiones por tipo de fuente para PM₁₀.

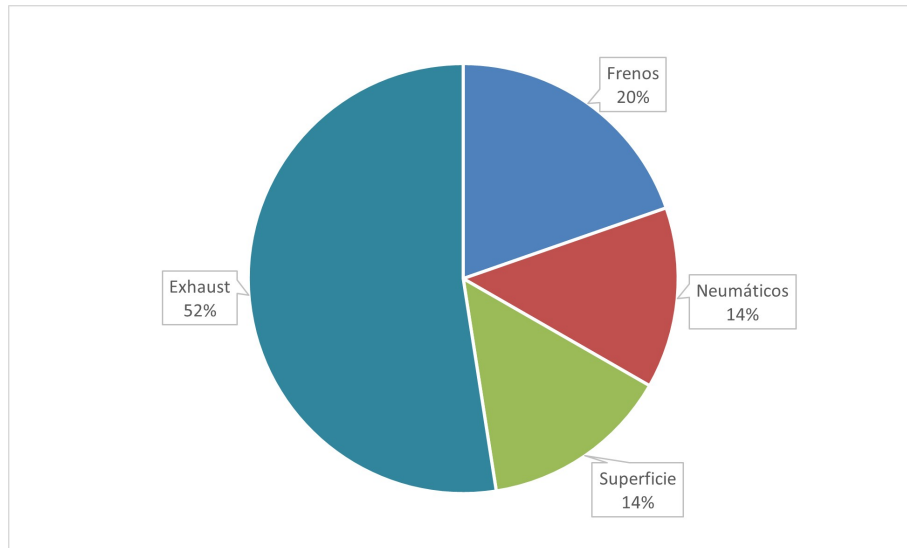


Figura 2.6: Porcentaje de emisiones por tipo de fuente para PM₁₀.

2.4.2. Análisis

Al comparar las proporciones de emisiones exhaust/non exhaust presentadas en las tablas 2.8 y 2.10, de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente. Se evidencia que en el rango de las partículas finas, las emisiones exhaust tienen un aporte muy superior a los procesos abrasivos, siendo 2,7 veces mayor. Sin embargo, al analizar el caso de PM_{10} , esta relación disminuye a 1,06. Esto muestra que las partículas emitidas por las fuentes abrasivas, tienen mayor presencia en el rango de partículas gruesas, a diferencia de las partículas de gases de escape, que se caracterizan por ser prácticamente en su totalidad, partículas finas.

La proporción anteriormente descrita del contaminante $PM_{2,5}$ se puede apreciar gráficamente en las figuras 2.3 y 2.5, donde se aprecia visualmente que las emisiones exhaust son casi el triple que las non exhaust. Destacar que la fuente predominante de los procesos abrasivos corresponde al desgaste de superficie.

En el caso de la proporción de PM_{10} , las figuras 2.6 y 2.4 muestran que los niveles de emisión de procesos abrasivos se encuentran muy cercanos a los niveles de los gases de escape. La fuente abrasiva que predomina en este tamaño de partículas es el desgaste de frenos.

En este apartado se ha mostrado la influencia que tienen las emisiones non exhaust dentro del total de emisiones. Por un lado, en las emisiones de $PM_{2,5}$, es una fracción de las emisiones exhaust, sin embargo, sigue siendo un valor considerable. Por otro lado, en el caso de PM_{10} , los niveles de emisión son muy similares, por lo el daño que generan al medio ambiente y a la salud de las personas es bastante preocupante. En particular las fuentes non exhaust no están recibiendo la regulación debida, situación que si sigue igual, se reflejará en un aumento de las emisiones en los próximos años.

2.5. Desagregación Espacial

Con el fin de visualizar geográficamente las concentraciones de material particulado en Chile, se realiza la desagregación espacial de los contaminantes $PM_{2,5}$ y PM_{10} para todo el país, desarrollada en una red espaciada de cuadrados de 1[km] x 1[km]. Utilizando el programa QGIS, se caracterizan las vías nacionales por medio de la ayuda de OpenStreetMap, para organizar las carreteras, autopistas, calles, etc. Esta informa-

ción se encuentra más detallada en el artículo de Alamos et al. (2022) [5], donde se describe la metodología utilizada.

2.5.1. Resultados

Para mostrar los resultados de la desagregación espacial se toman como ejemplos las ciudades de Santiago y Concepción. En las figuras 2.7 y 2.8 se muestra la desagregación espacial no exhaust de la ciudad de Santiago, y en las figuras 2.9 y 2.10 de la ciudad de Concepción de los contaminantes $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente.

Además, en la figura 2.11 se muestra la desagregación espacial para la ciudad de Concepción correspondiente a emisiones exhaust del contaminante $PM_{2,5}$. Cabe destacar que la figura 2.11 representa tanto la desagregación espacial del contaminante $PM_{2,5}$ como de PM_{10} , ya que a simple vista, las diferencias son imperceptibles. Esto se debe a la suposición de que el 98 % de las emisiones de PM_{10} corresponden a $PM_{2,5}$.

La escala utilizada para visualizar las concentraciones de material particulado comprende un rango de 0 a 0,0025 [Gg/año]. Esta escala es la misma para los ejemplos de las ciudades de Santiago y Concepción. Además, se utiliza una rampa de color magma, ya que contrasta las tonalidades del mapa de Chile.

En las zonas que se muestran cuadrados con tonalidades oscuras, serán las que presentan mayores concentraciones de contaminación, mientras que en las zonas que se muestran cuadrados con tonalidades más claras, serán las que están en presencia de menores concentraciones.

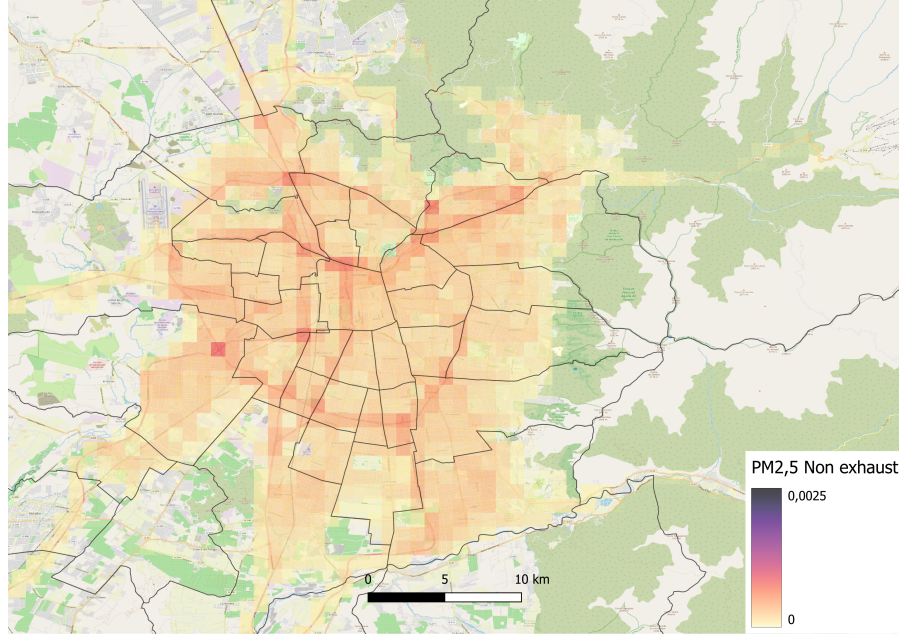


Figura 2.7: Desagregación espacial no exhaust de PM_{2,5} para la ciudad de Santiago, Chile, para el año 2020 en [Gg/año].

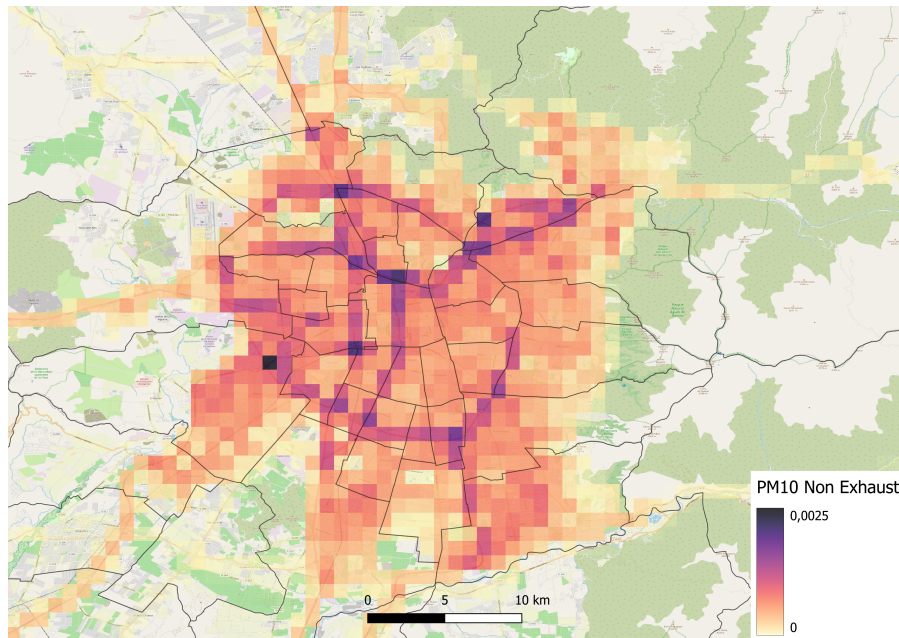


Figura 2.8: Desagregación espacial no exhaust de PM₁₀ para la ciudad de Santiago, Chile, para el año 2020 en [Gg/año].

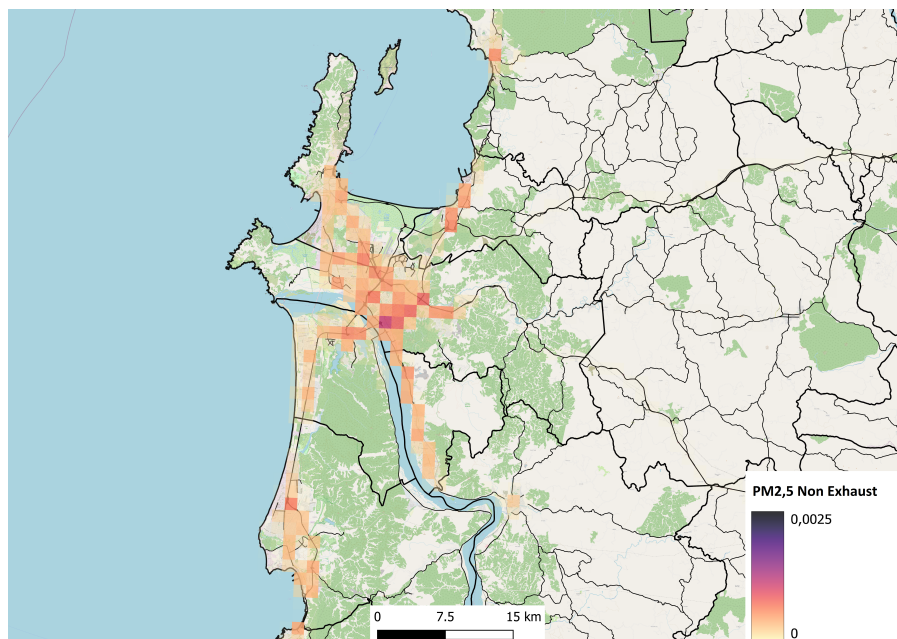


Figura 2.9: Desagregación espacial no exhaust de $PM_{2,5}$ para la ciudad de Concepción, Chile, para el año 2020 en [Gg/año].

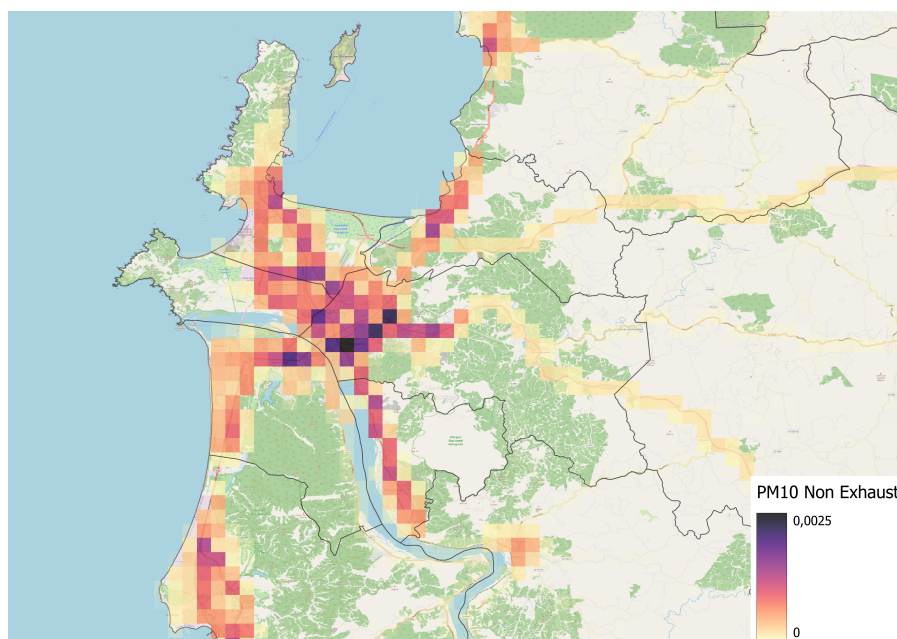


Figura 2.10: Desagregación espacial no exhaust de PM_{10} para la ciudad de Concepción, Chile, para el año 2020 en [Gg/año].

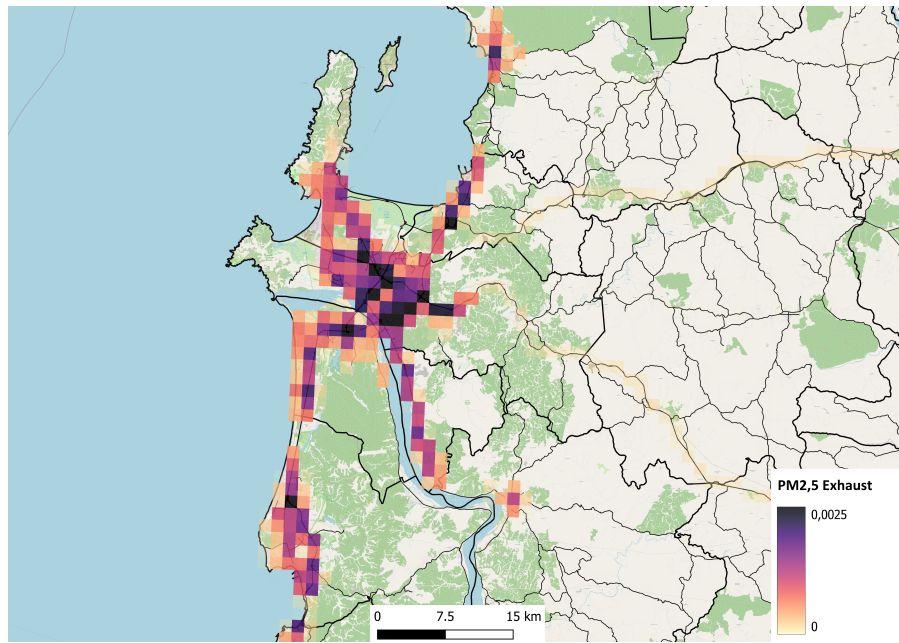


Figura 2.11: Desagregación espacial exhaust de $PM_{2,5}$ para la ciudad de Concepción, Chile, para el año 2020 en [Gg/año].

2.5.2. Análisis

Tanto en el caso de la ciudad de Santiago, en las figuras 2.7 y 2.8, como en la ciudad de Concepción, en las figuras 2.9 y 2.10, se puede observar que en las zonas interurbanas (autopistas y carreteras), las concentraciones de PM son menores que en las zonas urbanas. Esto se debe a que el estilo de conducción en zonas interurbanas cambia, manteniendo una velocidad constante y prácticamente haciendo nulo uso del sistema de frenos. Además, en las zonas urbanas, la presencia de resaltos, vías en mal estado, semáforos, pasos peatonales, etc. Obligan al conductor a tener un estilo de conducción más activo, acelerando y desacelerando constantemente, haciendo un mayor uso del sistema de frenos.

Al observar las figuras 2.9, 2.10 y 2.11, se puede evidenciar que los resultados obtenidos en la tabla 2.7 y analizados en la sección 2.4 son coherentes. Las emisiones $PM_{2,5}$ de non exhaust son las más bajas. Luego entre medio, se tienen las emisiones de PM_{10} non exhaust, siendo superadas por las emisiones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} exhaust. Lo cual se ve reflejado en las tonalidades de las tres figuras. La figura 2.11 cuenta con tonos más oscuros, es decir, con niveles de emisión más cercanos al extremo superior de la escala. La figura 2.9 cuenta con los tonos más claros, estando más cercano al extremo inferior de la escala, y finalmente, la figura 2.10 presenta tonos intermedios.

2.6. Proyección de emisiones al 2050

2.6.1. Metodología

Con el objetivo de estimar las emisiones de contaminantes generados por el sector transporte a nivel nacional y regional hasta el año 2050, es que se realiza una proyección de $PM_{2,5}$ y PM_{10} para las emisiones por procesos abrasivos, en particular, desgaste de frenos, neumáticos y superficie.

Con el fin de mejorar el análisis del impacto ambiental producido por estas fuentes en el futuro, es que se proponen tres escenarios que serán comparadas con la proyección hecha por Consuelo Villegas [85], utilizando los datos de SECTRA [26]. En estos tres escenarios se incluyen distintas medidas de mitigación que afectan tanto a la flota vehicular eléctrica como a la flota de vehículos convencionales.

Para el escenario 1, se estudia el impacto de las medidas de mitigación única y exclusivamente en la flota vehicular eléctrica, adoptando medidas como el uso de frenos regenerativos y nuevo uso de materiales en la fabricación de neumáticos, considerando los siguientes supuestos:

- El uso de frenos regenerativos se encuentra presente en el 100 % de los EVs. En el sector interurbano, se considera una reducción del 10 %, tanto para el contaminante $PM_{2,5}$, como para PM_{10} . Mientras que en el sector urbano, se considera una reducción del 27 % y 50 % para $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente 1.1.5.
- Se asume una mitigación de un 35 % en el desgaste de neumáticos en EVs, tanto en zona urbana como interurbana 1.1.5. En cuanto a los vehículos convencionales, se asume que no se aplican medidas de mitigación en este aspecto, haciendo uso de los mismos neumáticos usados actualmente, considerando entonces, el mismo factor de emisión.

El escenario 2 incluye medidas de mitigación a los ICEVs, considerando los siguientes supuestos:

- Se utilizan los supuestos del escenario 1.

- Se añade una mitigación de un 35 % del desgaste de neumáticos de los ICEVs 1.1.5. Se espera que para el año 2035, el 25 % de los vehículos convencionales implementen el uso de neumáticos con nuevos materiales, mientras que para el año 2050 se espera que el 50 % de los vehículos lo haga.

En el escenario 3 se considera el uso de una tecnología que consiste en la aspiración del material particulado formado por el sistema de frenos, tecnología descrita en la sección 1.1.5. Por lo que, se consideran los siguientes supuestos:

- Se consideran los supuestos del escenario 2.
- Se adiciona el uso del sistema de aspiración, que mitiga un 80 % de las emisiones generadas por el mecanismo de frenos 1.1.5. Además se asume que para el año 2035, el 20 % del total de la flota vehicular utilizará esta tecnología y que, para el 2050, este porcentaje aumentará a un 50 %.

Finalmente se llama escenario "no mitigado" al escenario sin ningún tipo de medida de mitigación, el cual será utilizado como valor de referencia en la comparación de escenarios.

2.6.2. Resultados

En las tablas 2.11 y 2.13 se muestran los niveles de emisión proyectados al 2050 cada cinco años de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente, aplicando los supuestos de los tres escenarios anteriormente descritos y el escenario que no contempla ninguna medida de mitigación.

En las tablas 2.12 y 2.14 se muestran los porcentajes que se logran disminuir de las emisiones para cada año en cada escenario respectivamente.

En las figuras 2.12 y 2.13 se puede ver la variación de los niveles de emisión para cada año de $PM_{2,5}$ y PM_{10} respectivamente, desde el 2020 hasta el 2050 de los cuatro escenarios, con sus porcentajes de disminución respectivos. Las líneas continuas representan los niveles de emisión en [Gg/año], mientras que las líneas punteadas corresponden a los porcentajes de disminución de emisiones que logran los escenarios con medidas de mitigación.

Tabla 2.11: Proyección de emisiones PM_{2,5} no exhaust al año 2050 en [Gg/año] en los cuatro escenarios.

Escenario	Emisiones [Gg/año] / año	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
1	PM _{2,5}	1,0098	1,1463	1,2590	1,3782	1,4941	1,6108	1,7060
2	PM _{2,5}	1,0098	1,1431	1,2522	1,3672	1,4795	1,5928	1,6898
3	PM _{2,5}	1,0098	1,1247	1,2119	1,3014	1,3735	1,4422	1,4974
No mitigado	PM _{2,5}	1,0099	1,1471	1,2612	1,3841	1,5100	1,6394	1,7726

Tabla 2.12: Porcentaje de disminución de emisiones PM_{2,5} no exhaust al año 2050 en [Gg/año] en tres distintos escenarios.

Escenario	Emisiones [Gg/año] / año	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
1	PM _{2,5}	0,01 %	0,07 %	0,18 %	0,43 %	1,05 %	1,74 %	3,76 %
2	PM _{2,5}	0,01 %	0,35 %	0,72 %	1,22 %	2,02 %	2,84 %	4,67 %
3	PM _{2,5}	0,01 %	1,95 %	3,91 %	5,98 %	9,04 %	12,03 %	15,52 %

Tabla 2.13: Proyección de emisiones PM₁₀ no exhaust al año 2050 en [Gg/año] en los cuatro escenarios.

Escenario	Emisiones [Gg/año] / año	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
1	PM ₁₀	2,5827	2,9283	3,2102	3,4987	3,7528	4,0025	4,1062
2	PM ₁₀	2,5827	2,8686	3,0805	3,2917	3,4749	3,6614	3,7983
3	PM ₁₀	2,5827	2,8356	3,0083	3,1746	3,2896	3,4012	3,4773
No mitigado	PM ₁₀	2,5832	2,9346	3,2262	3,5404	3,8626	4,1933	4,5340

Tabla 2.14: Porcentaje de disminución de emisiones PM₁₀ no exhaust al año 2050 en [Gg/año] en tres distintos escenarios.

Escenario	Emisiones [Gg/año] / año	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050
1	PM ₁₀	0,02 %	0,21 %	0,50 %	1,18 %	2,84 %	4,55 %	9,44 %
2	PM ₁₀	0,02 %	2,25 %	4,52 %	7,03 %	10,04 %	12,69 %	16,23 %
3	PM ₁₀	0,02 %	3,37 %	6,75 %	10,33 %	14,83 %	18,89 %	23,31 %

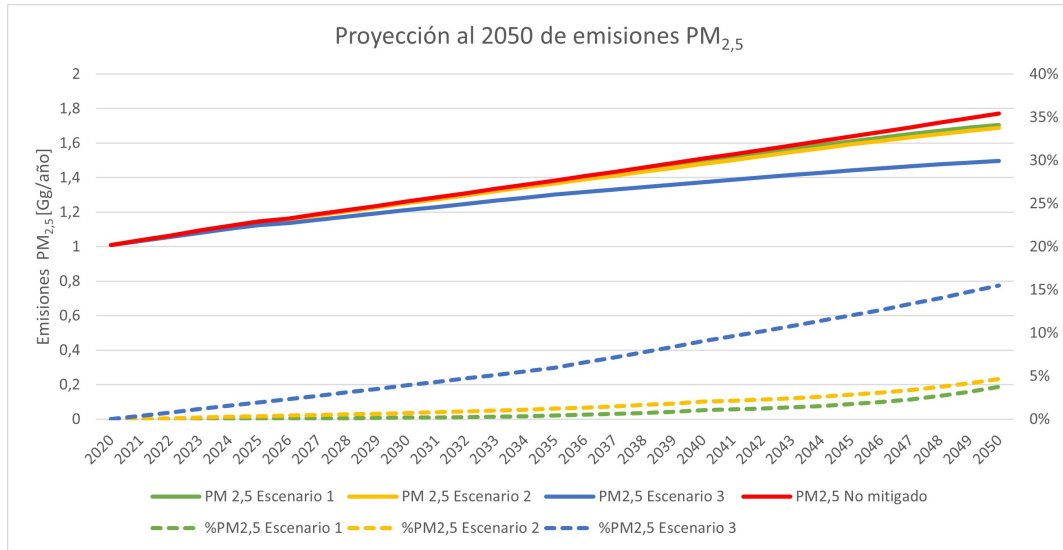


Figura 2.12: Proyección de emisiones de PM_{2,5} 2020-2050 considerando cuatro escenarios distintos, con sus disminuciones porcentuales respectivas.

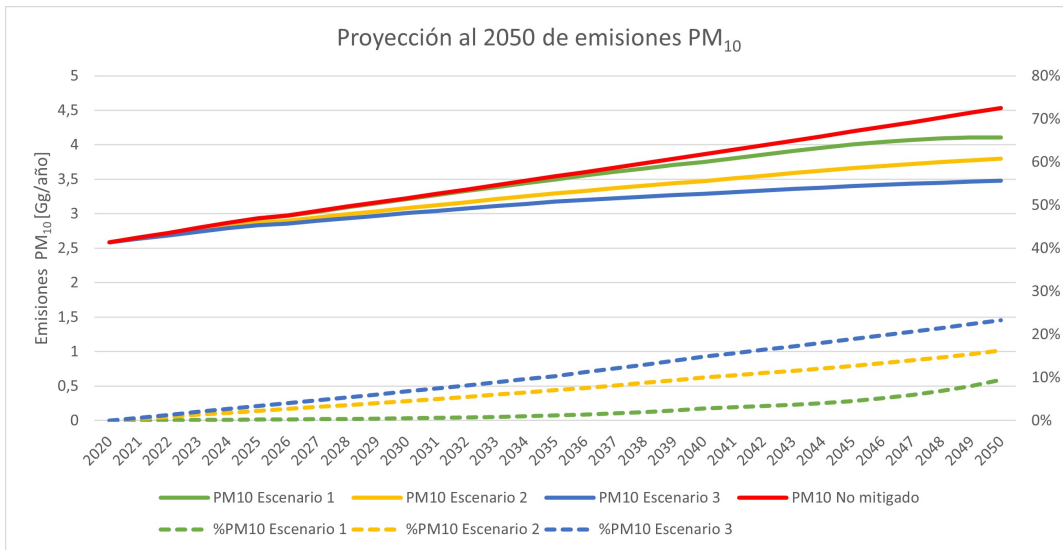


Figura 2.13: Proyección de emisiones de PM₁₀ 2020-2050 considerando cuatro escenarios distintos, con sus disminuciones porcentuales respectivas.

2.6.3. Análisis

Al observar los valores de las tablas 2.11 y 2.12 para el año 2050, en el escenario 1 se puede notar que a pesar de aplicar medidas de mitigación al 100 % de la flota vehicular eléctrica en el sistema de frenos y neumáticos, solo se logra una disminución de un 3,76 %, es decir, 0,07[Gg] de las emisiones totales de $PM_{2,5}$, por lo que si se desea disminuir aún más las concentraciones de $PM_{2,5}$, es necesario aplicar medidas de mitigación, no solo a los vehículos eléctricos, sino que también, a los vehículos convencionales, ya que se la cantidad de vehículos motorizados en las calles seguirá siendo alta con respecto a los vehículos eléctricos.

En el caso de PM_{10} , los valores de las tablas 2.13 y 2.14 muestran un mejor panorama, teniendo un mejor resultado en la disminución de niveles de emisión, alcanzando un 9,44 %, que equivale a una disminución de 0,43[Gg] de PM_{10} para el año 2050. Esto se debe principalmente a que las partículas emitidas por los procesos abrasivos del transporte vehicular, son primordialmente partículas gruesas, por lo que al aplicar medidas de mitigación a estas fuentes, las emisiones totales de PM_{10} se ven más afectadas que las de $PM_{2,5}$.

En el escenario 2, las tablas 2.11 y 2.12 muestran una disminución de un 4,67 %, equivalente a una mitigación de 0,08[Gg] al año 2050 de $PM_{2,5}$. Mientras que en el caso de PM_{10} , se puede observar en las tablas 2.13 y 2.14 una disminución de un 16,23 %, mitigando 0,74[Gg]. Si bien, al aplicar una medida de mitigación a los vehículos convencionales, utilizando nuevos materiales para los neumáticos, la reducción de $PM_{2,5}$ no es considerable. Esto se debe a que dentro de las fuentes abrasivas, el desgaste de neumáticos es la fuente que menos material particulado emite, por lo que se está atacando el tipo de desgaste menos influyente dentro de los procesos abrasivos. En el caso de PM_{10} , se logra disminuir aproximadamente un 5 % las emisiones con respecto al escenario 1, sin embargo, el desgaste de neumáticos también es la fuente que menos influencia tiene en la emisión de PM_{10} dentro de los procesos abrasivos, por lo que esta medida de mitigación, atacar al proceso menos influyente de los tres tipos de desgaste.

Finalmente, en el escenario 3, las tablas 2.11 y 2.12 indican una disminución de 0,27[Gg], que corresponde a un 4,67 % de las emisiones totales de $PM_{2,5}$ al año 2050. Si se trata de PM_{10} , se alcanza una disminución de un 23,31 %, mitigando 0,43[Gg] para el año 2050. Estos porcentajes alcanzados son bastante considerables con respecto

a los dos escenarios anteriores. Si bien, en los escenarios se acumulan los supuestos, el escenario 3 considera mitigar la flota vehicular convencional, la cual tiene la mayor cantidad de vehículos. Además, aplica medidas de mitigación al desgaste de frenos, utilizando la tecnología de sistema de aspiración. De esta manera, se está atacando la fuente abrasiva que más influencia tiene en PM_{10} y que está detrás del desgaste de superficie en el caso de $PM_{2,5}$. Es por estas razones que los porcentajes aumentan considerablemente.

En base a los resultados analizados, se puede concluir que no basta con solo considerar medidas de mitigación en los vehículos eléctricos. Ya que, debido a la baja cantidad de vehículos en circulación comparado con los vehículos convencionales, la disminución de los niveles de emisión totales, no es suficiente para que sea un valor considerable. Por lo que se deben aplicar medidas de mitigación a los vehículos convencionales. Dejando como desafío a las empresas encargadas de diseñar y manufacturar pastillas de frenos, disco de frenos, neumáticos, repuestos, etc.

Capítulo 3

Conclusiones

Se logró calcular los niveles de emisión de material particulado de las emisiones non exhaust a través del uso del promedio de los distintos factores de emisión propuestos por distintos autores. Para los vehículos livianos, pesados y motocicletas se propone un factor de emisión de $PM_{2,5}$ de 0,0027; 0,0090 y 0,0012[g/veh km] en cuánto al desgaste de frenos, un factor de emisión para el desgaste de neumáticos de 0,0025; 0,0071 y 0,0010 [g/veh km] y de 0,0038; 0,0187 y 0,0016 [g/veh km] para el desgaste de carpeta rodante respectivamente.

Para el contaminante PM_{10} , se propone un factor de emisión de 0,0096; 0,0337 y 0,0047 [g/veh km] de desgaste de frenos, un valor de 0,0065; 0,0032 y 0,0400[g/veh km] de desgaste de neumáticos y un valor de 0,0075; 0,0030 y 0,0380 [g/veh km] de desgaste de carpeta rodante para los vehículos livianos, pesados y motocicletas respectivamente.

Las emisiones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} , son de 1,14 y 2,92 [Gg] para el año 2018; 1,12 y 2,86 [Gg] para el año 2019 y; 1,01 y 2,58 [Gg] para el año 2020 respectivamente.

En promedio, en los años 2018-2020, las emisiones non exhaust y exhaust alcanzan un valor de 1,09 y 3,02 [Gg/año] de $PM_{2,5}$, equivalente al 27 % y 73 % de las emisiones totales. Mientras que de PM_{10} , las emisiones equivalen a 2,79 y 3,01 [Gg/año], es decir el 48 % y 52 % de las emisiones totales.

Sin utilizar ninguna medida de mitigación, se estima que para el año 2050, las emisiones de $PM_{2,5}$ y PM_{10} sean aproximadamente de 1,77 y 4,53 [Gg] anuales respec-

tivamente. Mientras que, usando las medidas de mitigación propuestas, las emisiones se reducen hasta un 16 % y 23 % de $PM_{2,5}$ y PM_{10} , mitigando cerca de 0,28 y 1,06 [Gg] al año respectivamente.

Recomendaciones

Es importante destacar que en este trabajo no se estudia la resuspensión de polvo, por lo que no se considera en el cálculo de emisiones totales. Esto se debe a la alta variabilidad que tiene su factor de emisión, al depender de distintos factores, haciendo que el cálculo de niveles de emisión de esta fuente sea poco preciso. Sin embargo, en diversos estudios se señala el impacto que puede tener esta fuente, incluso llegando a ser la fuente de emisión de material particulado que más contamina en el área del transporte vehicular, por lo que el estudio de esta fuente es importante para encontrar medidas de mitigación en un futuro.

Debido a que el peso de un vehículo es proporcional a las emisiones de material particulado generados por dicho vehículo, se recomienda buscar estrategias para reducir el peso de la flota vehicular, ya sea, reduciendo el peso de los vehículos o incentivando el uso de vehículos pequeños y medianos.

Como medidas de mitigación, es fundamental buscar nuevos materiales para la composición del sistema de frenos, neumáticos y carpeta rodante, que permitan la reducción de emisión de material particulado al aire.

Cada conductor que utiliza como transporte un vehículo terrestre puede reducir las emisiones de material particulado, haciendo uso de un estilo eficiente de conducción, disminuyendo las tasas de frenado, virando suavemente, reduciendo la velocidad en resaltos, acelerar paulatinamente, etc. Estas conductas se pueden lograr con un cambio de cultura a la hora de desplazarse en un vehículo terrestre, generando conciencia del daño que produce el material particulado y que no solamente es deber de los empresas, el buscar una solución a esta problemática, sino que es tarea de todas las personas. Otra medida que puede tomar cualquier persona natural, es priorizar el uso del transporte público, bicicletas, patines, etc.

La congestión vehicular en zonas urbanas genera muchas veces un uso excesivo del

sistema de frenos, lo que se refleja en un aumento de emisión de material particulado de las fuentes abrasivas, por lo que se recomienda tomar medidas al respecto, buscando reducir el tráfico vehicular.

Priorizar el uso de carreteras y autopistas disminuye las concentraciones de material particulado, al adoptar un estilo de conducción más eficiente. A esto se suma la reducción del uso del sistema de frenos, por lo que incentivar el uso de éstas, reducirá los niveles de emisión de material particulado.

Se recomienda estudiar el comportamiento de las partículas suspendidas en el aire, ya que puede producir contaminantes secundarios al reaccionar químicamente con otros componentes, lo que puede reflejarse en un aumento de contaminantes que no es considerado en este trabajo.

No se consideró ninguna medida de mitigación en cuanto al desgaste de carpeta rodante, debido a que requiere una inversión mayor y es complejo estandarizar alguna medida propuesta debido a las diferencias entre tipos de vías a lo largo de Chile. Sin embargo, hay estrategias que permiten reducir el material particulado, tales como el regado, tipo de asfalto, mantenimiento de las vías, entre otras.

Una recomendación con respecto a la proyección al año 2050, es realizar un análisis costo-beneficio de la aplicación de las distintas medidas de mitigación propuestas en este trabajo, de tal manera de evaluar su rentabilidad.

Finalmente se recomienda incluir en los modelos de calidad de aire este tipo de contaminación, debido a la importancia de su impacto en la salud de las personas. A esto se le suma, que las emisiones de procesos abrasivos, no harán más que aumentar en un futuro.

Bibliografía

- [1] Mahmoud Abu-Allaban, John A Gillies, Alan W Gertler, Russ Clayton, and David Proffitt. Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric environment*, 37(37):5283–5293, 2003.
- [2] Environmental Protection Agency. Ap42 section 13.2.1 paved roads. USEPA Report AP-42, 2006.
- [3] Environmental Protection Agency. Average annual emissions and fuel consumption for gasoline-fueled passenger cars and light trucks. USEPA Report, 2008.
- [4] United States Environmental Protection Agency. Brake and tire wear emissions from onroad vehicles in moves3. MOVES3, 2020.
- [5] N. Álamos, N. Huneeus, M. Opazo, M. Osses, S. Puja, N. Pantoja, H. Denier van der Gon, A. Schueftan, R. Reyes, and R. Calvo. High-resolution inventory of atmospheric emissions from transport, industrial, energy, mining and residential activities in chile. *Earth System Science Data*, 14(1):361–379, 2022.
- [6] M. Gauch Althaus, H. and Empa. “comparative life cycle assessment in mobility (in germany)”. Life Cycle Assessment and Modeling Group, Technologie und Gessellschaft, EMPA, 2010.
- [7] F Amato, X Querol, C Johansson, C Nagl, and A Alastuey. A review on the effectiveness of street sweeping, washing and dust suppressants as urban pm control methods. *Science of the total environment*, 408(16):3070–3084, 2010.
- [8] Fulvio Amato, Andrés Alastuey, Angeliki Karanasiou, Franco Lucarelli, Silvia Nava, Giulia Calzolari, Mirko Severi, Silvia Becagli, Vorne L Gianelle, Cristina

- Colombi, et al. Airuse-life+: a harmonized pm speciation and source apportionment in five southern european cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(5):3289–3309, 2016.
- [9] Environment Australia. Emission estimation technique manual for aggregated emissions from motor vehicles. Australian Motor Vehicles Emissions Inventory, 2000.
- [10] T Baekken. Environmental effects of asphalt and tyre wear by road traffic. *Nordisk Seminar-og Arbejdsrapporter 1993*, 1993.
- [11] Tim Barlow. Briefing paper on non-exhaust particulate emissions from road transport. Transport Research Laboratory, Wokingham, UK, 2014.
- [12] W Baumann and M Ismeier. Exemplarische erfassung der umweltexposition ausgewählter kauschukderivate bei der bestimmungsgemäßen verwendung in reifen und deren entsorgung. Endbericht zum Forschungsvorhaben, 206(02):081, 1997.
- [13] David CS Beddows and Roy M Harrison. Pm10 and pm2. 5 emission factors for non-exhaust particles from road vehicles: Dependence upon vehicle mass and implications for battery electric vehicles. *Atmospheric Environment*, 244:117886, 2021.
- [14] David CS Beddows, Roy M Harrison, DC Green, and GW Fuller. Receptor modelling of both particle composition and size distribution from a background site in london, uk. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15(17):10107–10125, 2015.
- [15] JJM Berdowski, W Mulder, C Veldt, AJH Visschedijk, and PYJ Zandveld. Particulate matter emissions (pm 10-pm 2.5-pm 0.1) in europe in 1990 and 1993. Technical report, TNO Institute of Environmental Sciences, 1997.
- [16] PG Boulter, AJ Thorpe, RM Harrison, and AG Allen. Road vehicle non-exhaust particulate matter: Final report on emission modelling. Published project report PPR110, 2006.
- [17] Sara Bressi, Nicholas Fiorentini, Jiandong Huang, and Massimo Losa. Crumb rubber modifier in road asphalt pavements: State of the art and statistics. *Coatings*, 9(6):384, 2019.

- [18] Pang Y. Brown P. Pm speed-related emission functions (copert 4v10). COPERT 4, 2014.
- [19] Wald und Landschaft) BUWAL (Bundesamt für Umwelt. Massnahmen zur reduktion von pm10-emissionen. CIPRA, 2001.
- [20] SH Cadle and RL Williams. Gas and particle emissions from automobile tires in laboratory and field studies. Rubber Chemistry and Technology, 52(1):146–158, 1979.
- [21] Hao Cai, Andrew Burnham, and Michael Wang. Updated emission factors of air pollutants from vehicle operations in greettm using moves. Argonne National Laboratory, 2013.
- [22] Nick Carey and Barbara Lewis. Tyre-makers under pressure as too much rubber hits the road. REUTERS, 2023.
- [23] Soyoung Cha, Philip Carter, and Ronald L Bradow. Simulation of automobile brake wear dynamics and estimation of emissions. SAE Transactions, pages 502–522, 1983.
- [24] European Commission. Reduction of brake wear particulate matter. REBRAKE, 2017.
- [25] Terry B Councell, Kea U Duckenfield, Edward R Landa, and Edward Callender. Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. Environmental science & technology, 38(15):4206–4214, 2004.
- [26] Ministerio de Energía. Actualización del modelo de consumo energético y emisiones para el sector transporte (step). Estudios nacionales finales, 2022.
- [27] US EPA. Compilation of air pollutant emission factors. USEPA Report AP-42, 1, 1995.
- [28] Patrik Fauser, JC Tjell, and PL Bjerg. Particulate air pollution with emphasis on traffic generated aerosols. Risø National Laboratory, 1999.
- [29] Platform for Electromobility. Briefing: Non-exhaust emissions of electric cars. Electro Mobility, 2016.

- [30] Bertil Forsberg, Hans-Christen Hansson, Christer Johansson, Hans Areskoug, Karin Persson, and Bengt Järholm. Comparative health impact assessment of local and regional particulate air pollutants in scandinavia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 34(1):11–19, 2005.
- [31] Olga Frolova, Brigita Salaiová, Tomáš Olexa, and Ján Mandula. Using crumb rubber from waste tires to reduce road traffic noise. In *MATEC Web of Conferences*, volume 73, page 04022. EDP Sciences, 2016.
- [32] P Gaffney, R Bode, and L Murchison. Pm 10 emission inventory improvement program for california. 2020l street. Sacramento, CA: Patrick Gaffney, Air Resources Board, 95814, 1995.
- [33] M Garben, G Wiegand, M Liwicki, and S Eulitz. Emissionskataster kraftfahrzeugverkehr berlin1993, ivu gmbh berlin, gutachten im auftrag der senatsverwaltung für stadtentwicklung, umweltschutz und technologie, berlin, unveröffentlicht. Cited in Klimont et al, 2002.
- [34] Bhagwan D Garg, Steven H Cadle, Patricia A Mulawa, Peter J Groblicki, Chris Laroo, and Graham A Parr. Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science & Technology*, 34(21):4463–4469, 2000.
- [35] H Gebbe and Berthold Hartung. Quantifizierung des reifenabriebs von kraftfahrzeugen in berlin. Technische Universität Berlin. Institut für Straßen-und Schienenverkehr. ISS-Fahrzeugtechnik. On demand of Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin, 1997.
- [36] J.A. Gillies, V. Etyemezian, H. Kuhns, D. Nikolic, and D.A. Gillette. Effect of vehicle characteristics on unpaved road dust emissions. *Atmospheric Environment*, 39(13):2341–2347, 2005. 12th International Symposium, Transport and Air Pollution.
- [37] Theodoros Grigoratos and Giorgio Martini. Brake wear particle emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22:2491–2504, 2015.
- [38] Mats Gustafsson. Chapter 8 - review of road wear emissions: A review of road emission measurement studies: Identification of gaps and future needs. In Fulvio Amato, editor, *Non-Exhaust Emissions*, pages 161–181. Academic Press, 2018.

- [39] Roy M Harrison, Jianxin Yin, David Mark, John Stedman, Robert S Appleby, Jeff Booker, and Steven Moorcroft. Studies of the coarse particle (2.5–10 μm) component in uk urban atmospheres. *Atmospheric Environment*, 35(21):3667–3679, 2001.
- [40] Matthieu Hascoët and Loïc Adamczak. At source brake dust collection system. *Results in Engineering*, 5:100083, 2020.
- [41] David Hesse and Klaus Augsburg. Influence of regenerative braking on the emission behavior of friction brakes. 48th PMP Meeting, 11 2018.
- [42] Lynn M Hildemann, Gregory R Markowski, and Glen R Cass. Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. *Environmental Science & Technology*, 25(4):744–759, 1991.
- [43] Park H.K., J.H. Cho H.J. and Lee, Kim Y.J., Lee J.E., and Kim K.B. Tire cooling for reduction of fine dust generation. *Transactions of the Korean Society of Mechanical Engineers*, 2019.
- [44] Nils Hoofman, Luis Oliveira, Maarten Messagie, Thierry Coosemans, and Joeri Van Mierlo. Environmental analysis of petrol, diesel and electric passenger cars in a belgian urban setting. *Energies*, 9(2):84, 2016.
- [45] G Israel, M Pesch, and C Schlums. Bedeutung des reifenabriebs für die rußemission des kfz-verkehrs. *Staub. Reinhaltung der Luft*, 54(11):423–430, 1994.
- [46] G Israel, M Pesch, and C Schlums. Rußimmission in berlin. *VDI-Berichte*, 1996.
- [47] Anne Jaecker-Voirol and Philippe Pelt. Pm10 emission inventory in ile de france for transport and industrial sources: Pm10 re-suspension, a key factor for air quality. *Environmental modelling & software*, 15(6-7):575–581, 2000.
- [48] Paul Kennedy, J Gadd, and I Moncrieff. Emission factors for contaminants released by motor vehicles in new zealand. Prepared for the New Zealand Ministry of Transport and Infrastructure Auckland, 2002.
- [49] Klein. Methods for calculating the emissions of transport in the netherlands. PBL, 2014.

- [50] John Klein. Methoden voor de berekening van de emissies door mobiele bronnen in nederland. Task Force on Transportation of the Dutch Pollutant, 2007.
- [51] Zbigniew Klimont, Janusz Cofala, Imrich Bertok, Markus Amann, Chris Heyes, and Frantisek Gyarfas. Modeling particulate emissions in europe. a framework to estimate reduction potential and control costs. IIASA Interim Report, 2002.
- [52] M Kolioussis and Ch Pouftis. Calculation of tyre mass loss and total waste material from road transport. Diploma Thesis, Laboratory of Applied Thermodynamics, Report, 2000.
- [53] Kaarle Kupiainen, Heikki Tervahattu, and Mika Räisänen. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Science of the Total Environment*, 308(1-3):175–184, 2003.
- [54] Kaarle J Kupiainen, Heikki Tervahattu, Mika Räisänen, Timo Mäkelä, Minna Aurola, and Risto Hillamo. Size and composition of airborne particles from pavement wear, tires, and traction sanding. *Environmental science & technology*, 39(3):699–706, 2005.
- [55] Pyeong-Koo Lee, Jean-Claude Touray, Patrick Baillif, and Jean-Pierre Ildefonse. Heavy metal contamination of settling particles in a retention pond along the a-71 motorway in sologne, france. *Science of the Total Environment*, 201(1):1–15, 1997.
- [56] Paul Boulter Leonidas Ntziachristos. Road transport: Automobile tyre, brake wear and surface wear. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019, 2019.
- [57] Alastair Lewis, Sarah Julia Moller, and David Carslaw. Non-exhaust emissions from road traffic. Air Quality Expert Group to the Department for Environment, Food and Rural Affairs; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland, on non-exhaust emissions from road traffic, 2019.
- [58] Norbert Ligterink, Uilke Stelwagen, and J.J.P. Kuenen. Emission factors for alternative drivelines and alternative fuels. *Earth, Life and Social Sciences*, 09 2014.

- [59] Mei Liu, Xiaoming Huang, and Guoqiang Xue. Effects of double layer porous asphalt pavement of urban streets on noise reduction. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 5(1):183–196, 2016.
- [60] W Lohrer and H Mierheim. Substitution of asbestos in friction linings-analyses of problems and development trends. *Staub-Reinhalt. Luft;*(Germany, Federal Republic of), 43(2), 1983.
- [61] L Luhana, R Sokhi, L Warner, H Mao, P Boulter, I McCrae, J Wright, N Reeves, and D Osborn. Non-exhaust particulate measurements: results. Deliverable 8 of the European Commission DG TrEn 5th Framework PARTICULATES project, 2004.
- [62] Anke Lükewille, Imrich Bertok, Markus Amann, Janusz Cofala, Frantisek Gyarfas, Chris Heyes, Niko Karvosenoja, Zbigniew Klimont, and Wolfgang Schöpp. A framework to estimate the potential and costs for the control of fine particulate emissions in europe. Technical report, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), 2001.
- [63] R Nealer and TP Hendrickson. Review of recent lifecycle assessments of energy and greenhouse gas emissions for electric vehicles. *Current Sustainable/Renewable Energy Reports*, 2:66–73, 2015.
- [64] Kenneth W Nicholson. A critique of empirical emission factor models: A case study of the ap-42 model for estimating pm10 emissions from paved roads (venkatram, a., *atmospheric environment* 34, 1–11). *Atmospheric Environment*, 35(1):185–186, 2001.
- [65] Uarporn Nopmongcol, John Grant, Eladio Knipping, Mark Alexander, Rob Schurhoff, David Young, Jaegun Jung, Tejas Shah, and Greg Yarwood. Air quality impacts of electrifying vehicles and equipment across the united states. *Environmental Science & Technology*, 51(5):2830–2837, 2017.
- [66] Ntziachristos and Samaras. Air pollutant emissions inventory guidebook 2013: Road vehicle tyre and brake wear; road surface wear. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, 2013.
- [67] OECD. Non-exhaust particulate emissions from road transport. *An Ignored Environmental Policy Challenge*, page 149, 2020.

- [68] Gunnar Omstedt, B Bringfelt, and C Johansson. A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along swedish roads. *Atmospheric environment*, 39(33):6088–6097, 2005.
- [69] CEPMEIP (Co ordinated European Programme on Particulate Matter Emission Inventories). Database presented on the internet: <http://www.air.sk/tno/cepmeip>. UNECE Convention on Long Range Transport of Air Pollutants, 2002.
- [70] Farzan Oroumiyeh and Yifang Zhu. Brake and tire particles measured from on-road vehicles: Effects of vehicle mass and braking intensity. *Atmospheric Environment: X*, 12:100121, 2021.
- [71] Julie Panko, Marisa Kreider, and Kenneth Unice. Chapter 7 - review of tire wear emissions: A review of tire emission measurement studies: Identification of gaps and future needs. In Fulvio Amato, editor, *Non-Exhaust Emissions*, pages 147–160. Academic Press, 2018.
- [72] J.H Park. Patent no. kr100635613b1. tire trad rubber composition for improved anti-abrasion property. Kumho Tire Co Inc, 2006.
- [73] Guido Perricone, Vlastimil Matějka, Mattia Alemani, Giorgio Valota, Andrea Bonfanti, Alessandro Ciotti, Ulf Olofsson, Anders Söderberg, Jens Wahlström, Oleksii Nosko, et al. A concept for reducing pm10 emissions for car brakes by 50 %. *Wear*, 396:135–145, 2018.
- [74] A Rauterberg-Wulff. Beitrag des reifen-und bremsenabriebs zur russimmission an strassen. *vdi-fortschr. Ber. Reihe*, 15, 1998.
- [75] A Rauterberg-Wulff. Determination of emission factors for tire wear particles by tunnel measurements. In 8th International Symposium”Transport and Air Pollution”, June 1999 Graz, Austria, 1999.
- [76] Paul G Sanders, Ning Xu, Tom M Dalka, and M Matti Maricq. Airborne bra-ke wear debris: size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests. *Environmental science & technology*, 37(18):4060–4069, 2003.

- [77] Andrew Simons. Road transport: new life cycle inventories for fossil-fuelled passenger cars and non-exhaust emissions in ecoinvent v3. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21:1299–1313, 2016.
- [78] H Ten Broeke, J Hulskotte, and H Denier van der Gon. Emission estimates for diffuse sources-netherlands emission inventory: Road traffic tyre wear. Netherlands national water board-water unit, 2008.
- [79] Alistair J Thorpe, Roy M Harrison, Paul G Boulter, and Ian S McCrae. Estimation of particle resuspension source strength on a major london road. *Atmospheric environment*, 41(37):8007–8020, 2007.
- [80] Victor RJH Timmers and Peter AJ Achten. Non-exhaust pm emissions from electric vehicles. *Atmospheric environment*, 134:10–17, 2016.
- [81] Hugo A.C. Denier van der Gon, Miriam E. Gerlofs-Nijland, Robert Gehrig, Mats Gustafsson, Nicole Janssen, Roy M. Harrison, Jan Hulskotte, Christer Johansson, Magdalena Jozwicka, Menno Keuken, Klaas Krijgsheld, Leonidas Ntziachristos, Michael Riediker, and Flemming R. Cassee. The policy relevance of wear emissions from road transport, now and in the future—an international workshop report and consensus statement. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63(2):136–149, 2013.
- [82] Denier van der Gon H. ten Broeke H. Hulskotte J. Emissies door wegdek-slijtage ten gevolge van het wegverkeer. *Ggeluid Trillingen Luchtkwaliteit*, 2008.
- [83] Akula Venkatram. A critique of empirical emission factor models: a case study of the ap-42 model for estimating pm10 emissions from paved roads. *Atmospheric Environment*, 34(1):1–11, 2000.
- [84] Tiago Vieira, Joacim Lundberg, Anders Genell, Ulf Sandberg, Göran Blomqvist, Mats Gustafsson, Sara Janhäll, and Sigurdur Erlingsson. Porous pavement for reduced tyre/road noise and improved air quality: Initial results from a case study. In *26th International Congress on Sound and Vibration, ICSV 2019*, 7 July 2019 through 11 July 2019. Canadian Acoustical Association, 2019.
- [85] Consuelo Villegas. Análisis de los factores de emisión y consumo energético de los modos del sector transporte en el periodo 2020-2050. TESIS de pregrado, 2022.

- [86] Anna Wallin. Particles-sources and dispersion in stockholm. Master of Science thesis, Department of meteorology, Stockholm University, Sweden, 1998.
- [87] Felix Walter. Nfp41 verkehr und umwelt. Schweizerischer Nacionalfonds, 2000.
- [88] LR Warner, RS Sokhi, L Luhana, PG Boulter, and I McCrae. Non-exhaust particle emissions from road transport. Transport Research Laboratory, 2003.
- [89] KG Westerlund. Metal emissions from stockholm traffic-wear of brake linings. SLB-ANALYS, 2001.
- [90] L Wolfenden. Tyres in the environment. Report of the Environment Agency; United Kingdom, 1998.
- [91] B. Van Zeebroeck and G. De Ceuster. Elektrische auto zorgt voor evenveel fijn stof als conventionele auto. Transport and Mobility Leuven, 2016.
- [92] RA Zimmer, WK Reeser, and P Cummins. Evaluation of pm10 emission factors for paved streets. PM10 Standards and Nontraditional Particulate Source Controls Volume I, 1992.