



Estimación del impacto del Transantiago en la calidad del aire mediante un procedimiento en dos etapas

**TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE
MAGÍSTER EN ANÁLISIS ECONÓMICO**

Alumno: Nicolás Bohme

Profesor Guía: Eugenio Figueroa

Santiago, octubre de 2016

I. Introducción

Por sus condiciones geográficas y demográficas, la contaminación atmosférica existente en la ciudad de Santiago es un problema a resolver. La política pública ha destinado esfuerzos por combatirla hace décadas. Muestra de ello es la puesta en marcha del Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica para la Región Metropolitana (PPDA), el año 1998, y sus reformulaciones los años 2003 y 2009.

Esta preocupación sigue manifestándose en ajustes a la política pública. El año 2015, por ejemplo, hubo una actualización de la norma en el PPDA según la cual se decretan los episodios críticos, denominados alertas, preemergencias y emergencias ambientales. Anteriormente el foco se ponía en el material particulado de 10 micrómetros o menos (MP10); posterior al ajuste, también se evalúa la concentración en el aire de material particulado de 2,5 micrómetros o menos (MP2,5), conformado por partículas más pequeñas y más dañinas para la salud. Esto ha incrementado de manera importante la cantidad de episodios críticos decretados.

Las fuentes de emisión de contaminantes son muy variadas. Una de ellas son las fuentes móviles, dentro de las que se cuenta el transporte público.

El 10 de febrero del año 2007, se puso en marcha una renovación completa del sistema de transporte público de la ciudad: el plan, conocido como Transantiago, generó una transformación radical "en una noche" (Muñoz, et al., 2009). De un día a otro, se disminuyó de manera importante la cantidad de buses, se cambiaron los recorridos y la forma de pago, entre otras modificaciones. Estuvo plagado de problemas de diseño e implementación¹, algunos de los cuales se fueron resolviendo con ajustes posteriores.

Previo a la implementación del Transantiago, los buses representaban una importante fuente emisora de contaminantes al aire: al año 2005, se estima que representaban un 7% de las emisiones totales de MP10 y MP2,5, y un 19% de las emisiones de óxidos de nitrógeno (NOx) (Dictuc, 2007).

Si la reducción de la contaminación en una ciudad como Santiago es una preocupación de la autoridad, es necesario estimar el impacto de políticas públicas que tengan efectos sobre ésta, como el Transantiago.

Este trabajo buscó determinar el efecto del Transantiago en la calidad del aire de Santiago. Específicamente, en la concentración de 4 contaminantes, que cumplen con las siguientes

¹ Para un análisis detallado, ver Muñoz etc. al (2009), Briones (2009) y Gómez Lobo (2012)

características: representan peligro para la salud de las personas, una de sus principales fuentes antropogénicas son las emisiones desde fuentes móviles, y se cuenta con datos disponibles para analizarlos. Estos contaminantes son el MP10, MP2,5, NOx, y el monóxido de carbono (CO).

Un canal por el que el Transantiago puede tener efecto en la calidad del aire, es por la sumatoria total de las emisiones de los buses del transporte público en este nuevo sistema, comparado con el sistema anterior. A este canal le llamaremos *efecto directo*.

El nuevo sistema trajo consigo una reducción importante de la flota de buses operando en la ciudad, de 7.500 a 5.500 aproximadamente (Briones, 2009). Además, hubo una importante renovación de la flota, reemplazando las máquinas antiguas por buses con estándar de emisiones Euro III o superior². Como lo señalan Figueroa et al. (2013), dados estos dos hechos, es razonable esperar que el *efecto directo* del Transantiago haya sido una mejora en la calidad del aire.

En efecto, así lo han establecido algunos trabajos. El Centro Mario Molina (2008) realizó mediciones de MP10 y NOx a nivel de calle en la Alameda y Gran Avenida, los años 2006 y 2007. Constató una disminución del flujo de buses de en torno al 50% en ambas arterias, y de 25% en la concentración de MP2,5, y de 50% de NOx. Afirma que la reducción pudo haber sido mayor si no se hubiese observado un aumento de flujo de automóviles privados, sin atribuir esta alza a una causa en particular.

Por su parte, en Figueroa et. al. (2013) se investiga el efecto del Transantiago en la concentración de MP10 en el aire, con datos del Sistema Nacional de Medición de la calidad del Aire (SINCA). Utilizando datos entre 1997 y 2009, se atribuye al Transantiago una disminución de al menos 3,9 micrómetros por metro cúbico ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de MP10 en el aire.

Los dos estudios mencionados parecen medir lo que aquí hemos llamado *efecto directo* del Transantiago. Sin embargo existe otro efecto posible de la implementación del Transantiago, ya que el transporte público no es la única manera de desplazarse por la ciudad. También es posible movilizarse caminando, en bicicleta, o en vehículos particulares, entre otros. Un cambio exógeno en el transporte público -como la puesta en marcha del Transantiago- puede generar sustitución desde o hacia otros modos de transporte. Para establecer el efecto del Transantiago en la calidad del aire, es necesario conocer su impacto en el uso de automóviles particulares, que también son una fuente de emisiones de los contaminantes analizados en este trabajo. A este canal le llamaremos *efecto indirecto*, efecto que los trabajos anteriormente citados no consideran en sus estimaciones.

² Estos estándares provienen de la normativa europea sobre emisiones, que regulan las emisiones máximas permitidas para vehículos nuevos, por tipo de vehículo, para MP, NOx y CO, entre otros. El estándar Euro III es del 2000. El estándar Euro IV de 2005, y el Euro V de 2008.

Hay bastante evidencia sobre la sustitución entre transporte público y transporte privado. Dargay y Vythoukias (1999) utilizan datos de encuestas sobre gasto familiar en Gran Bretaña para afirmar que el costo del transporte público tiene un impacto positivo y significativo en la decisión de ser dueño de un automóvil. Litman (2004) estima una elasticidad precio cruzada transporte público - vehículo particular de 0,4 en el largo plazo.

Por su parte, Corpuz, McCabe y Ryszawa (2006), a partir de datos de encuestas en la ciudad de Sidney, encuentran que el tiempo en llegar al medio de transporte público más cercano tiene un impacto positivo y significativo en los kilómetros recorridos por vehículo (VKT) del hogar.

Hay muy poca evidencia sobre el efecto de cambios en el sistema de transporte en el uso de automóviles particulares. Chaparro (2002) recalca que tras la implementación del sistema de transporte Transmilenio en la ciudad de Bogotá, un 10% de los usuarios declaró dejar de usar el auto.

En Chile, se ha hecho un trabajo sobre el efecto del Transantiago en el uso de automóviles. Gallegos et al. (2013) llegan a la conclusión de que el Transantiago aumentó en 27% el uso de automóviles en horas punta, utilizando datos de concentración por hora de CO como *proxy* de esta última variable.

En la presente investigación se busca establecer el efecto del Transantiago en la calidad del aire, considerando tanto el efecto *directo* como el efecto *indirecto*. La hipótesis inicial es que los presumibles y, hasta cierto punto, ya documentados beneficios *directos* en mejora de calidad del aire, podrían contrarrestarse, al menos parcialmente, por sus efectos negativos *indirectos*, al inducir un aumento en el uso de vehículos particulares.

Para estimar separadamente estos dos efectos – *directo* e *indirecto*-, se propone e implementa un procedimiento en dos etapas. En la primera, se estima el efecto del Transantiago en el uso de automóviles. En la segunda, y utilizando como control una variable contrafactual del flujo vehicular privado *que habría existido sin la implementación del Transantiago*, construida con la estimación de la primera etapa, se estima el efecto agregado del Transantiago en la concentración de los 4 contaminantes que se incluye en el análisis.

La estrategia de identificación se sostiene en el hecho de que la puesta en marcha del Transantiago ocurrió *en una noche*. Se utiliza una *dummy* que toma el valor de 1 desde el inicio del plan. Para estimar el efecto de largo plazo, después que los usuarios de transporte pudieron ajustarse al *shock* exógeno dado por la implementación del nuevo sistema, no se incluye los datos del año calendario posterior al debut del Transantiago.

Para la primera etapa, utilizando como *proxy* de uso vehicular la concentración por hora de CO, en el espíritu de lo propuesto por Gallegos et. al. (2013), encontramos que el hallazgo de estos autores respecto de que el Transantiago aumentó el flujo vehicular no es robusto cuando se emplea distintas ventanas temporales en la estimación y se incluye controles más precisos sobre las condiciones atmosféricas en la ciudad de Santiago.

Para la segunda etapa, se utilizó el modelo propuesto por Figueroa et. al. (2013), introduciendo algunas variables de control adicionales. Los resultados confirman que la concentración de MP10 cayó debido al Transantiago. Nuestra estimación indica que lo hicieron en al menos $6,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Para el MP2,5, NOx y el CO no encontramos resultados que permitan afirmar que su impacto fue distinto de cero.

Estos resultados pueden ser de interés por al menos tres razones. Primero, porque es pionero al estimar separadamente los distintos canales para obtener el impacto de una política de transporte en la calidad del aire. Hasta el momento, las investigaciones apuntan al efecto *directo*, que puede estimarse a partir de datos de alta frecuencia, como sugieren Figueroa et. al. (2013) y se recoge en esta investigación, o por otros procedimientos como la elaboración de inventarios de emisiones (para el caso de Santiago, ver Dictuc, 2007). Esto puede ser utilizado para evaluar la dimensión medioambiental de otros sistemas de transporte o, en general, de políticas públicas con implementación *en una noche*.

Segundo, porque se incluye en el análisis contaminantes que usualmente no son foco principal de la investigación empírica, como NOx y CO. Particularmente, no se había evaluado el efecto del Transantiago en la concentración en el aire de MP2,5, NOx y CO.

Tercero, porque abre la discusión acerca de los efectos del Transantiago en el uso de vehículos privados, descartando resultados que mediante información horaria de CO encontraban un impacto positivo y muy significativo sobre esta variable y, por lo tanto, contrario al objetivo del mismo Transantiago.

El trabajo se ordena de la siguiente manera. La sección II presenta una caracterización de la contaminación en la ciudad de Santiago y sus causas, además de una breve reseña de cada contaminante incluido en el análisis. La sección III describe la estrategia empírica. La sección IV presenta los datos utilizados. La sección V muestra los principales resultados y una breve discusión sobre su interpretación. La sección VI efectúa un análisis de robustez de los resultados. Finalmente, la sección VII concluye y presenta posibles pasos a seguir en futuras investigaciones sobre el tema.

II. Contaminación en la ciudad de Santiago

La cuenca de Santiago se encuentra cerrada por cadenas montañosas en las cuatro direcciones: Cordillera de los Andes al oriente, cerros de Chacabuco al norte, Cordillera de la costa al poniente, y Angostura de Paine al sur. Todas se empujan por sobre los 1000 m.s.n.m., mientras que la ciudad se sitúa entre 400 y 700 m.s.n.m. Esta topografía trae problemas para la circulación del viento: disminuye la circulación de viento lateral, y contribuye a generar el fenómeno de inversión térmica, limitando la circulación de viento vertical.

En condiciones normales, la temperatura en la atmósfera desciende a medida que aumenta la altitud. En presencia de inversión térmica, esta relación se invierte, formando una capa de aire frío por debajo de una de aire más caliente. Este fenómeno forma una especie de "techo" que es el que impide la circulación vertical, y con ello la disipación de contaminantes. En Santiago suelen ocurrir episodios de inversión térmica en los meses de invierno.

La intensidad de la inversión térmica no es homogénea; varía constantemente, hora a hora, y día a día, debido a factores ambientales. Las temperaturas de los meses de verano tienen a romper la inversión térmica (Garreaud & Rutllant, 2006), que se expresa con fuerza sobre todo durante los meses de abril a agosto. Además, su intensidad aumenta en la noche, tendiendo a disiparse en la mañana y durante la tarde (ver Gráfico 1³).

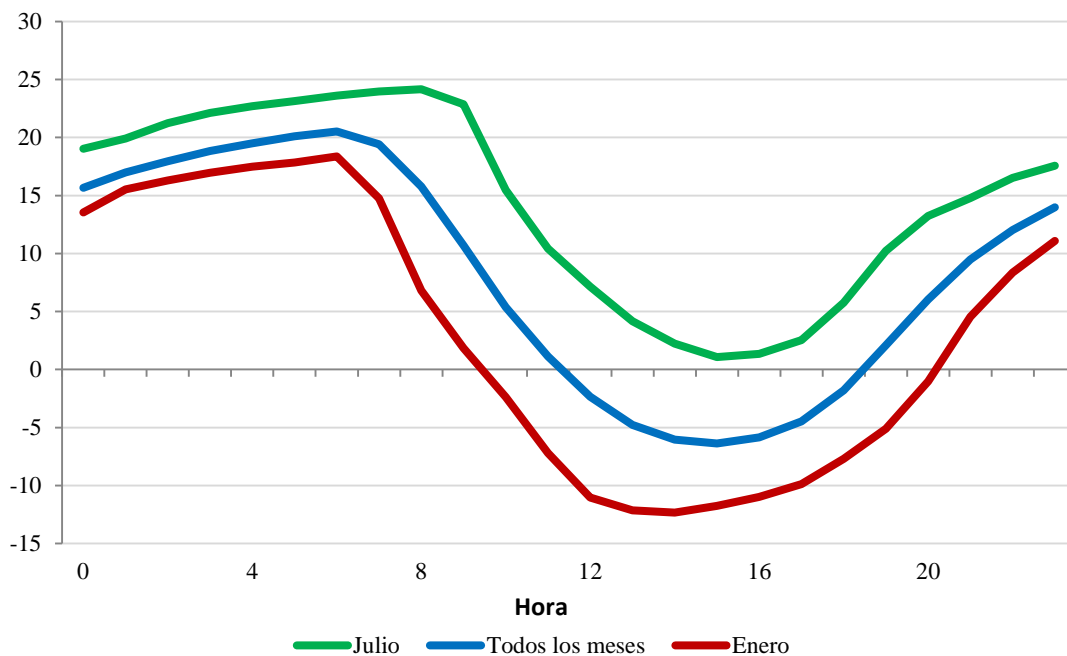
Debido a estas determinantes ambientales, la relación entre emisión de contaminantes y concentración observada en el aire no es lineal. De hecho, el principal determinante de la contaminación interdiaria son las condiciones de ventilación de la ciudad (Garreaud & Rutllant, 2006).

Las concentraciones de CO ilustran esto (ver Gráfico 2): Hay una diferencia muy importante en la concentración entre los meses de verano y los de invierno.

Además, mientras que a nivel de emisiones los *peaks* se dan entre las 7 y 9 hs., y entre las 17 y 21 hs. (Schmitz, 2005), la concentración en el aire tiene dos *peaks* diarios, uno en la noche, cuando aumenta la inversión térmica y aún se mantiene un nivel relativamente alto de emisiones, y otro en el horario entre las 7 y las 9 hs., cuando las condiciones de ventilación comienzan a mejorar, pero las emisiones alcanzan un *peak*.

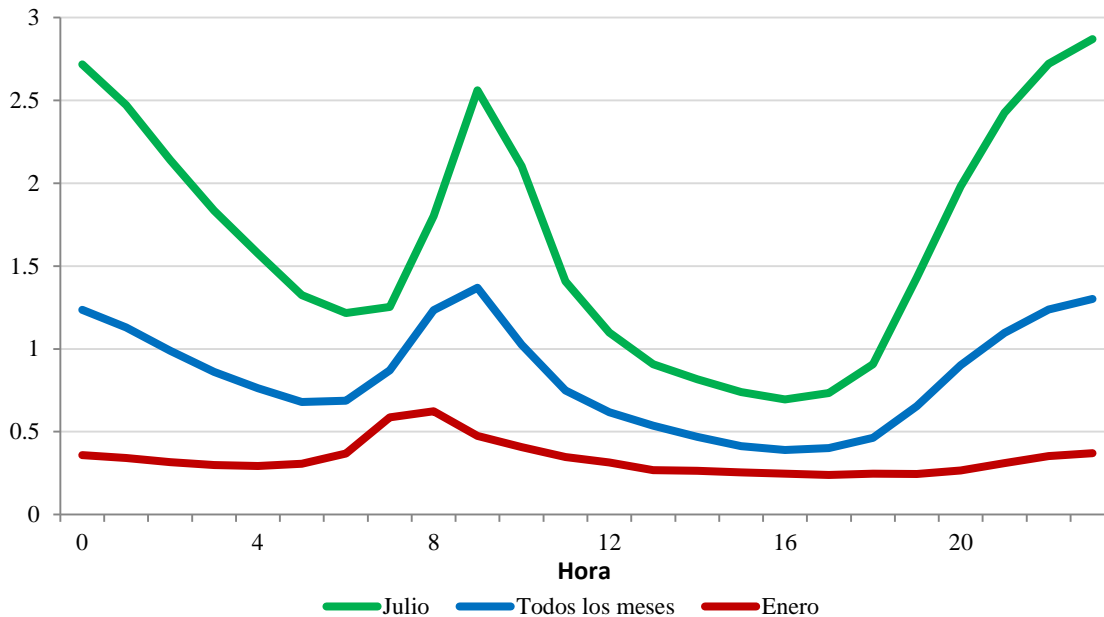
³ El gráfico 1 muestra el Índice Misumi por horas. El Índice Misumi cuantifica la intensidad de la inversión térmica en la cuenca de Santiago. Más adelante más detalles sobre este índice.

Gráfico 1: Índice Misumi por hora. Promedio 2000-2015



Fuente: Elaboración propia en base a datos SINCA

Gráfico 2: Concentración de CO en el aire, por hora. Promedio estaciones de monitoreo, 2000-2015 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)



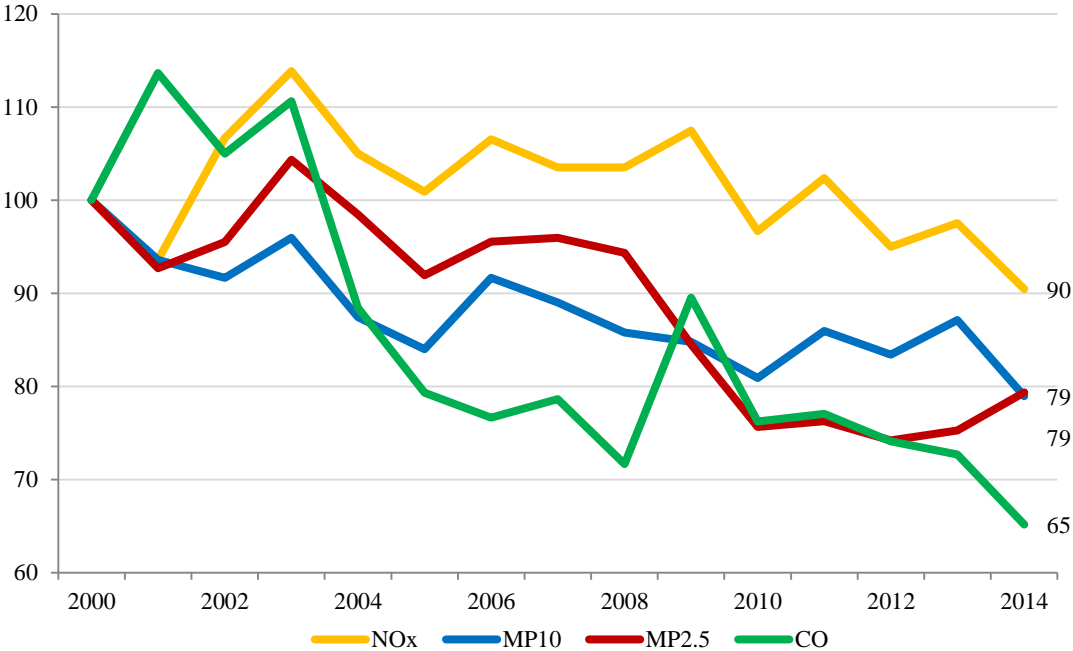
Fuente: Elaboración propia en base a datos SINCA

La principal herramienta de la política pública para combatir la contaminación es el Plan de Descontaminación Atmosférica de la Región Metropolitana (PPDA), puesto en marcha en 1998 y

actualizado y reformulado los años 2003 y 2009. El plan emplea medidas de control directo de las actividades que generan emisiones, medidas de control indirecto y medidas de contingencia de episodios críticos de contaminación, para los sectores industrial, comercial, residencial y de transportes (Merino, et al., 2005).

Las medidas adoptadas debido al PPDA permitieron reducir la contaminación atmosférica. La conversión de parte de la industria a principios de los años 2000, desde combustibles más contaminantes (petróleo, madera y carbón) a gas natural, y el uso de combustibles diésel más limpios, que disminuyeron su concentración de azufre debido a cambios en la norma nacional de combustibles, pueden explicar una moderada tendencia a la baja de las concentraciones anuales de MP10, MP2,5, NOx y CO que se observa en el Gráfico 3.

Gráfico 3: Concentración en el aire de contaminantes. Promedio anual (Índice año 2000=100)



Fuente: Elaboración propia en base a datos SINCA

A continuación, se entrega una breve descripción de los contaminantes incluidos en el estudio, sus principales fuentes y consecuencias para la salud.

a. MP10

El material particulado es una mezcla de partículas sólidas y líquidas suspendidas en el aire, de distintas formas y tamaños. Su composición química y física es muy variable, dependiendo de las fuentes que lo originan. El MP10 agrupa a las partículas de 10 micrómetros (μg) de diámetro o menos (un micrómetro es la millonésima parte de un metro), que son las que tienden a permanecer suspendidas en el aire.

Las partículas de MP10 ingresan, dependiendo de su tamaño, hasta distintas secciones del aparato respiratorio. Este es el principal daño que causan sobre la salud humana, produciendo interferencias a los mecanismos de limpieza del aparato respiratorio, irritabilidad de áreas sensibles (Alvarado, 2006) e incluso procesos cancerígenos (Stocker & Seager, 1981), entre otros.

Hay una amplia gama de fuentes de MP10, desde industriales, naturales, levantamiento de polvo resuspendido, y fuentes móviles (Ministerio de Medio Ambiente, 2012). Las partículas de MP10 también pueden formarse en la atmósfera cuando contaminantes gaseosos como el SO_2 y el NO_x reaccionan químicamente. Previo al Transantiago, según el inventario de emisiones para el año 2005 en la RM (Dictuc, 2007), las fuentes móviles representaban un 37% de las emisiones antropogénicas, dentro de las cuales 11% se atribuía a vehículos livianos y 7% a buses (ver Tabla 1).

Tabla 1: Fuentes de emisión de contaminantes

	MP10	MP2,5	Nox	CO
Fuentes estacionarias	63%	65%	31%	10%
Buses	7%	7%	19%	1%
Camiones	16%	18%	8%	1%
Vehículos livianos	11%	7%	39%	87%
Fuera de ruta	3%	4%	2%	1%
Fuentes móviles	37%	35%	69%	90%
Total	100%	100%	100%	100%

Fuente: Dictuc (2007)

b. MP2,5

El MP2,5 es un subconjunto del MP10. Corresponde a la fracción fina del material particulado, de 2,5 micrómetros de diámetro o menos. Debido a la diversidad de fuentes que lo originan, su composición física y química es muy variable.

Al ser las partículas más pequeñas, son las más dañinas para la salud, porque llegan a las zonas profundas del árbol pulmonar. Tienen un alto nivel de penetración y permanencia en el sistema, aumentando el riesgo de mortalidad prematura por causas cardiopulmonares (Ministerio de Medio Ambiente, 2012).

Las fuentes de MP2,5 coinciden con las del MP10, excepto por el levantamiento de polvo resuspendido, que en general son partículas de mayor tamaño. Según Dictuc (2007), 35% de las emisiones de fuentes antropogénicas de MP2,5 provenía de fuentes móviles; dentro de ésta, 7% provenía de buses, y otro 7% de vehículos livianos (ver Tabla 1).

c. NOx

Los óxidos de nitrógeno son una serie de compuestos químicos que provienen generalmente de la combustión a altas temperaturas.

La exposición a estos gases trae problemas principalmente al sistema respiratorio, causando daños en las células pulmonares y, en exposiciones a largo plazo, cambios irreversibles en el tejido pulmonar.

Al provenir principalmente de la combustión, el NOx está fuertemente asociado a fuentes móviles: 69% de las fuentes antropogénicas al año 2005 provenía de éstas (Dictuc, 2007. Ver Tabla 1), estimándose la emisión de buses en 19% y la de vehículos livianos en 39%.

d. CO

El monóxido de carbono es un compuesto que se origina en la combustión incompleta de compuestos carbonados, como petróleo, gasolina, gas, entre otros. Su principal efecto sobre la salud es reemplazar al oxígeno en la sangre, lo que en altas concentraciones puede causar incluso la muerte. En las concentraciones que se encuentra en el aire, puede asociarse a aumento de anginas, reducción de funciones neurocerebrales y disminución de peso al nacer. Las personas con enfermedades coronarias, que ya tienen problemas para oxigenar la sangre, sufren un riesgo mayor al exponerse a este contaminante.

El CO está muy fuertemente asociado a las fuentes móviles, específicamente, a los vehículos livianos. Según el inventario de emisiones para el año 2005 (Dictuc, 2007. Ver Tabla 1), 87% del total de emisiones antropogénicas provenía de vehículos livianos, y solamente 3% de otras fuentes móviles.

III. Estrategia empírica

Según lo expuesto en la parte anterior, el Transantiago podría tener un impacto *directo* sobre las concentraciones de MP10, MP2,5 y NOx. Podría tener un efecto *indirecto*, además, sobre MP10, MP2,5, NOx y CO.

En la primera etapa de la estimación empírica, se estima el efecto del Transantiago en el uso de automóviles particulares, para evaluar la probable existencia de este efecto *indirecto*. En la segunda etapa, se estima el efecto del Transantiago en la concentración de los contaminantes a evaluar.

De observar en la primera etapa la existencia de un efecto *indirecto*, sería necesario incluirlo en la segunda etapa. Para ello, se incluiría una variable de control contrafactual, construida a partir de la primera etapa, que representaría el flujo de automóviles particulares *si no se hubiese implementado* el Transantiago. La variable debería construirse de la siguiente manera: $y_t^* = (1 - \delta * T_t) * y_t$, donde y_t^* corresponde a la variable contrafactual, y_t el uso de automóviles observado, δ el efecto (porcentual) del Transantiago en el uso de automóviles particulares, y T_t una *dummy* que toma el valor de 1 desde la implementación del Transantiago, 0 en caso contrario.

De esta manera, si la estrategia de identificación es correcta, el parámetro asociado al Transantiago capturará tanto su efecto *directo* en la calidad del aire, como el potencial efecto *indirecto* a través del cambio en el flujo de automóviles privados.

El proceso de adaptación de los agentes a una política como el Transantiago no es inmediato. Decisiones de compra/venta de automóviles, cambios en las pautas de consumo, entre otros, no se concretan inmediatamente. Gallegos et. al. (2013) encuentran un período de adaptación de 6 a 7 meses para el caso del Transantiago. El interés de esta investigación es el efecto en el *largo plazo* del Transantiago, por lo que no se considerará los datos desde el 10 de febrero de 2007 al 9 de febrero de 2008.

En ambas regresiones se aprovechará la implementación *en una noche* del plan, utilizando una variable *dummy* que toma el valor de 1 desde que éste se puso en marcha. Un aspecto relevante de la estimación es la elección de las ventanas temporales, ya que se enfrenta un *trade off* eficiencia-insesgamiento: mientras mayor es el ancho de la ventana, más eficiente será la estimación, pero, a la vez, mayor es el posible sesgo debido a la aparición de posibles efectos no capturados en el modelo. Por ello, es recomendable realizar estimaciones para distintas ventanas temporales, como forma de testear robustez de las mismas (Imbens & Lemieux, 2008; Angrist & Pischke, 2008).

Trabajos citados, como el de Gallegos et. al. (2013) y el de Figueroa et. al. (2013), sin embargo, utilizan un único espacio temporal. En esta investigación se utiliza varias longitudes de ventanas temporales. Las ventanas escogidas son cuatro:

- i. Una ventana simétrica de 7 años, desde el 10-02-2000 al 09-02-2015. Esta es la ventana más larga posterior a una fuerte reducción de las concentraciones de contaminantes durante los años 90, que podría sesgar los resultados.
- ii. Una ventana asimétrica, desde el 10-02-2004 al 09-02-2015. Esta ventana es la más larga que permite la inclusión de algunas variables para las que no existen datos previos.
- iii. Una ventana simétrica de 3 años, desde el 10-02-2004 al 09-02-2011.
- iv. En el caso de la primera etapa, una ventana asimétrica, desde el 10-02-2005 al 09-02-2009. Esta es la utilizada por Gallegos et. al. (2013), con la diferencia de que estos autores incluyen el año calendario posterior a la implementación del Transantiago, buscando diferenciar efectos de corto y largo plazo.

Los errores estándar se corrigen por heterocedasticidad y autocorrelación arbitraria (HAC).

a. Primera etapa: efecto del Transantiago en el uso de automóviles

1. ¿Qué *proxy* utilizar?

Una medida pura del uso de automóviles en Santiago sería la sumatoria de kilómetros recorridos por todos los automóviles en un tiempo determinado, por tipo de automóvil. Evidentemente, es imposible contar con esta información, por lo que es necesario buscar *proxies*.

La Unidad Operativa de Control de Tránsito (UOCT), institución dependiente del Ministerio de Transportes y Telecomunicaciones, posee 60 puntos de medición de flujo de tránsito, con una frecuencia de cada 5 minutos. Problemas de mantención, sin embargo, reducen la cantidad de puntos de medición con información validada.

Gallegos et. al. (2013) utilizan los registros de concentración de CO en el aire como *proxy* del uso de vehículos. Esta estrategia se basa en el hecho de que la gran mayoría de las emisiones de CO provienen del uso de vehículos livianos.⁴

Estos mismos autores señalan una serie de inconvenientes para utilizar los registros de flujo de vehículos de la UOCT como *proxy* del uso de automóviles particulares:

⁴ Como ya se indicó, estimaciones para el año 2005 indican que 87% de las emisiones provienen de esta fuente.

- i. Presentan una visión parcial al estar concentrados en el sector nororiente de la ciudad
- ii. No distinguen entre transporte público y privado ni vehículos pesados y livianos.
- iii. Los agentes buscan minimizar tiempo de viaje. La congestión en un punto presenta un incentivo para cambiar de ruta. Estos cambios no pueden ser capturados con un número reducido de estaciones de monitoreo.

Los registros de CO no presentan estos potenciales problemas, ya que capturan el uso de automóviles livianos, excluyendo al transporte público; y miden el uso a escala local, no en algunos puntos escogidos. De todas maneras, los datos de CO también representan una visión parcial de la ciudad, puesto que provienen de los lugares donde hay estaciones de medición⁵.

Otro problema asociado al uso de CO como *proxy*, es el hecho de que la correlación entre emisión y concentración en el aire dista de ser perfecta, como ya se expuso. Por lo tanto, aunque las emisiones de CO sean una buena *proxy* del uso de automóviles, la concentración, que es la información con la que realmente se cuenta, es una medida mucho más sucia.

A fin de verificar la validez de los resultados de Gallegos et al. (2013), en esta investigación se utiliza la concentración de CO en el ambiente como *proxy* de flujo vehicular.

2. Estimación del modelo con CO

En el espíritu de lo propuesto por Gallegos et al. (2013), el modelo utilizado es el siguiente panel:

$$CO_{it} = \alpha_1 + \alpha_2 * CO_{it,noche} + \alpha_3 * t_t + \alpha_4 * x_{it} + \delta * T_t + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

La variable dependiente del modelo es CO_{it} y corresponde a la concentración de CO por hora (en logaritmos). El subíndice i representa cada una de las estaciones de medición utilizadas en esta investigación - detalladas más adelante-. El subíndice t corresponde al día y hora de la medición. Se realizó también estimaciones utilizando el promedio simple de CO entre todas las estaciones, con resultados similares.

Solamente se utilizará las observaciones correspondientes al horario *peak* de la mañana, esto es, entre 7 y 9 am, con el propósito de capturar el crecimiento en la concentración de CO en un período breve y de relativa estabilidad en las condiciones de ventilación de la ciudad. Para ello, se utiliza como control la concentración de CO durante la noche (en logaritmos), promedio entre 1 y 5 am. Por lo mismo, solamente se toma en cuenta los días de semana (lunes a viernes), donde el *peak* es mucho más

⁵ Utilizamos registros de 8 puntos en Santiago. Más adelante se dará cuenta del detalle.

pronunciado. El incremento en la concentración de CO debiese ser una buena aproximación del cambio en las emisiones durante la hora *peak*, y por lo tanto del uso de automóviles.

La variable t corresponde a una tendencia temporal que busca capturar cualquier tendencia lineal en la concentración de CO contemporánea a las ventanas escogidas. Esta puede atribuirse a la renovación del parque vehicular y las consiguientes mejoras tecnológicas, u otro cambio con comportamiento lineal. También se probó con tendencias de orden superiores, con resultados similares.

El vector x_{it} contiene un set de variables de control:

- i. Índice Misumi, que captura la intensidad de la inversión térmica de la cuenca de Santiago. El índice se construye a partir de la diferencia de temperaturas en dos estaciones de monitoreo: la estación La Platina, ubicada en comuna de La Pintana, una zona baja (680 m.s.n.m.); y otra estación en la cúspide del cerro San Francisco, en comuna de Lo Prado (1080 m.s.n.m.)⁶. Su inclusión en el modelo marca una diferencia respecto a lo hecho por Gallegos et al. (2013), que buscan capturar la inversión térmica a partir de los registros de Dióxido de Azufre (SO₂). La utilización del Índice Misumi es un mejor control, puesto que es una medida técnica de estabilidad vertical, mientras que la concentración de SO₂ es una *proxy* más sucia ya que también se ve influida por las emisiones de ese contaminante. Se presenta en desviaciones estándar.
- ii. Precipitaciones. La lluvia arrastra los contaminantes hacia el suelo, disminuyendo su concentración en el aire. Se utilizó una *dummy* que toma el valor de 1 cuando ocurren precipitaciones.
- iii. Otras variables meteorológicas reportadas por cada estación de monitoreo donde se mide el CO: temperatura, humedad y velocidad del viento. Debido a que para la ventana más larga no estaba disponible esta información, se realizaron estimaciones con y sin incluir estas variables.
- iv. Precio de los combustibles, en desviación estándar. Se incluyeron otras variables económicas como tipo de cambio real e Índice Mensual de Actividad Industrial (Imacec), que fueron descartadas debido a su no significancia o dirección contraria a lo esperado.
- v. Concentración permitida de azufre en los combustibles diésel, que disminuye paulatinamente desde 3000 partes por millón (ppm) el año 2000 hasta 50 ppm en julio del 2004. Fue incluida en las estimaciones con la ventana más larga.

⁶ También se utiliza la presión medida en Lo Prado

- vi. Efectos fijos por hora, día, mes y estación.

Finalmente, la variable T toma el valor 1 después de la implementación del Transantiago. De esta manera, el parámetro de interés, δ , mide el impacto (porcentual) de *largo plazo* del Transantiago en el flujo vehicular. Este resultado servirá, asimismo, para determinar el impacto del Transantiago en la concentración de CO, sin necesitar una ecuación posterior.

b. Segunda etapa: impacto del Transantiago en la calidad del aire

En línea con lo propuesto por Figueroa et. al. (2013), se utiliza para la estimación datos entre los meses de abril y agosto, que es el período en que las condiciones de ventilación en la cuenca de Santiago exhiben sus condiciones más críticas, y cuando se activan las medidas permanentes establecidas en el PPDA. Ese es el período en el que el efecto que pueda tener el Transantiago sobre la contaminación es más relevante para la política pública.

El modelo a estimar es el siguiente panel:

$$c_{it} = \beta_1 + \beta_2 * c_{it-1} + \beta_3 * t_t + \beta_4 * z_{it} + \gamma * T_t + \mu_{it} \quad (2)$$

La variable dependiente del modelo es c_{it} , la concentración de cada contaminante (MP10, MP2,5, NOx), medida en niveles, como promedio diario. El subíndice i representa cada una de las estaciones de medición utilizadas, y t corresponde al día.

La variable c_{it-1} representa la misma variable c_{it} pero medida con un rezago de un día. Esto porque la concentración observada el día anterior influye sobre todo en las primeras horas del día, y por lo tanto, es preciso incluirla como variable de control.

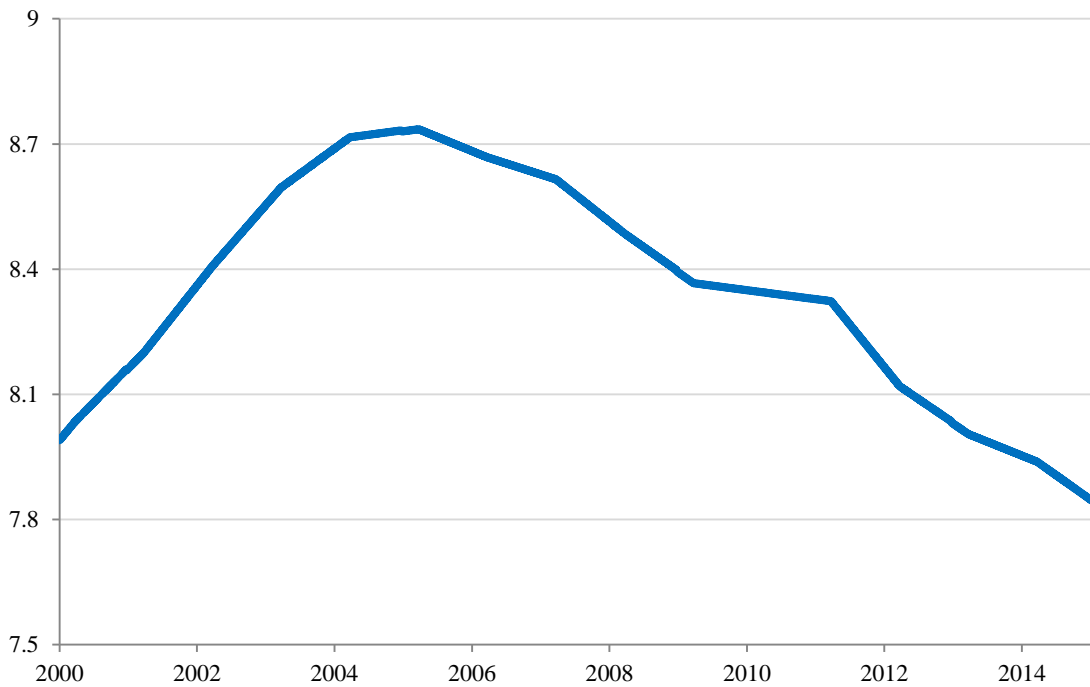
La variable t corresponde a una tendencia lineal destinada a capturar presumibles cambios tecnológicos en las fuentes emisoras de contaminantes. El uso de tendencias de mayor orden no alteró los resultados.

El vector z_{it} representa un set de controles. Las variables incluidas difieren para los distintos contaminantes. Los controles utilizados fueron:

- i. Índice Misumi, tanto lineal como en forma cuadrática, para capturar efectos crecientes o decrecientes. Se utiliza un promedio diario. Medido en desviaciones estándar.
- ii. Antigüedad promedio del parque vehicular del Gran Santiago. Estimaciones iniciales mostraron indicios de colinealidad de ésta variable con la tendencia temporal t , para las regresiones realizadas excluyendo datos anteriores al 2004. Esto coincide con el

comportamiento de la variable desde ese año, donde se muestra una paulatina modernización del parque, relativamente lineal (ver Gráfico 4). Debido a esto, para las estimaciones en el período señalado, se construyó la variable *tecnología*, que resume las dos anteriores mediante el método de componentes principales⁷.

Gráfico 4: Años promedio de antigüedad del parque vehicular



Fuente: Elaboración propia en base a INE

- iii. *Dummy* de precipitaciones.
- iv. Variables meteorológicas reportadas por cada estación: temperatura, humedad y dirección del viento.
- v. Índice Mensual de Actividad Económica (Imacec). A diferencia de la primera etapa, otras variables económicas como precio de los combustibles y tipo de cambio real fueron descartadas debido a que no resultaron significativas.
- vi. Una variable que reporta las recurrentes restricciones a la importación de gas desde Argentina hacia Chile, que comenzaron el año 2004 y se solucionaron el año 2009 con

⁷ Esta técnica se utiliza para reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos. En este caso, para las ventanas 2004-2011 y 2004-2015, la variable construida recoge más del 97% de la varianza correspondiente a la tendencia lineal y la antigüedad del parque vehicular.

la planta de recepción, almacenamiento y regasificación de Quintero. Las restricciones implican el uso de combustibles más contaminantes en la industria, como petróleo.

- vii. Concentración permitida de azufre en los combustibles diésel, incluida en la estimación con la ventana más larga.
- viii. Efectos fijos por día de la semana, mes y estación de monitoreo.

Finalmente, γ es el parámetro de interés, que cuantifica el impacto del Transantiago en la concentración de cada uno de los contaminantes analizados.

Como se verá en la parte de resultados, con la metodología utilizada se concluyó que el Transantiago no tuvo un efecto distinto de cero en el uso de automóviles particulares. Por ello, en la segunda etapa se descartó utilizar la variable contrafactual propuesta. En su lugar, se incluyó el promedio diario de concentración de CO, como *proxy* de flujo vehicular, y que además permite añadir otro control de las condiciones de ventilación de la ciudad.

IV. Los datos

Los datos de concentración de MP10, MP2,5, NOx, CO y SO2⁸ provienen del Sistema de Información Nacional de Calidad del Aire⁹ (SINCA), reportados con frecuencia horaria. Se toman en cuenta las estaciones que arrojan datos para todo el período analizado. Estas son: Pudahuel, Las Condes, Independencia, Parque O'Higgins, La Florida, Cerrillos, El Bosque y Cerro Navia (ver Tabla 2).

Tabla 2: Resumen estaciones de medición SINCA

Contaminante/Estación	Las Condes	Pudahuel	Cerrillos	Cerro Navia	La Florida	Parque O'Higgins	El Bosque	Independencia
MP10	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
MP2,5	Sí	Sí	No	No	Sí	Sí	No	No
CO	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí	Sí
Nox	Sí	Sí	Sí	No	No	No	No	No
SO2	2000- 2009	2000- 2009	2000- 2009	2000- 2009	Sí 2004- 2015	Sí	Sí 2004- 2015	Sí
Var. Meteorológicas	2004-2015	2004-2015	2004-2015	No		2004-2015		2004-2015

Fuente: Elaboración propia

Además, el SINCA entrega información meteorológica con frecuencia horaria para cada una de las estaciones, desde donde se obtienen los datos para las variables humedad, temperatura y velocidad del viento, los que se proveen solamente desde el año 2004. Para la estación de Cerro Navia, sin embargo, se presentaban grandes vacíos que hicieron descartar su utilización.

⁸ El SO2 se utilizará en estimaciones en la sección de robustez

⁹ Datos disponibles en línea en sinca.mma.gob.cl

El Índice Misumi, con información horaria, fue construido en base a más de una fuente de información. Este índice fue desarrollado en el Centro Nacional de Medio Ambiente (CENMA) y utiliza datos de las estaciones La Platina y Lo Prado, que hasta el año 2013 fueron operadas por esta institución.¹⁰

Paralelamente, el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) reporta datos de una estación meteorológica en el mismo sector de La Platina, muy cercana a la del CENMA, desde el año 2009¹¹.

Por su parte, la Dirección Meteorológica de Chile se hizo cargo de la operación de la estación de Lo Prado, publicando datos desde diciembre del año 2012.^{12 13}. La variable precipitaciones se construyó a partir de información de La Platina¹⁴.

La antigüedad promedio del parque vehicular del Gran Santiago se obtuvo con información entregada por el Instituto Nacional de Estadísticas (INE), que desde el 2008 cuenta con datos del total del parque vehicular por año de fabricación¹⁵, con frecuencia anual¹⁶. Para años anteriores, se estimó la antigüedad promedio a partir de información del parque total de automóviles -sin año de fabricación-, provista por el INE, y de venta de autos nuevos, que publica la Asociación Nacional Automotriz de Chile (ANAC)¹⁷.

Para contabilizar el precio real de los combustibles se construyó un índice a partir del Índice de Precios de los Combustibles y el Índice de Precios al Consumidor (IPC) que publica el INE, con frecuencia mensual. El tipo de cambio real e Imacec se tomó del Banco Central, también con frecuencia mensual.

El reporte de los cortes de gas desde Argentina es de carácter diario, provisto por la Comisión Nacional de Energía (CNE). Los cortes son publicadas como porcentajes de la demanda interna diaria.

¹⁰ Especiales agradecimientos a Ricardo Abarca del CENMA, quien facilitó la información, no sin tener que bucear bastante para encontrar algunos datos escondidos.

¹¹ Información disponible en agromet.inia.cl

¹² Información disponible en www.meteochile.gob.cl

¹³ La metodología según la cual se agregó la información fue la siguiente: cuando existían observaciones de las estaciones operadas por el CENMA, se utilizó esa fuente. Para los años 2014 y 2015, y cuando reportaban *missing values*, se reemplazaba con la información de las estaciones operadas por el INIA y la Dirección Meteorológica, en caso que las hubieren.

¹⁴ Misma metodología anterior.

¹⁵ Agradecimientos al Departamento de Estudios Económicos y Estructurales de esa institución, en especial a Pedro Ruz y Sebastián Aranda, quienes proporcionaron los datos solicitados.

¹⁶ Para suavizar la serie, se realiza una interpolación lineal, obteniendo datos de antigüedad promedio del parque vehicular con frecuencia diaria.

¹⁷ Adicional a ésta, se necesita conocer la antigüedad promedio de los automóviles que salen del parque del Gran Santiago cada período. Para los años en que no se cuenta con esa información, se imputa el promedio de ese parámetro en el período 2008-2015.

V. Resultados

a. Primera etapa: efecto de Transantiago en el uso de automóviles

Los resultados se muestran en la Tabla 3. Las columnas (1) a la (4) muestran los resultados de la regresión en la ecuación (1) sin incluir las variables meteorológicas, con el fin de hacer comparables los resultados en las 4 ventanas escogidas. Adicionalmente, las columnas (5) a la (7) de la tabla muestran resultados incluyendo las variables meteorológicas, para las ventanas en que estaba disponible esa información. Si bien en casi todos los casos estas variables arrojan resultados significativos y en la dirección esperada, su no inclusión no altera cualitativamente los resultados, más allá de algunos cambios en la magnitud los parámetros.

El resto de las variables, en general, también entregan resultados en la dirección esperada.

La concentración de CO en la noche presenta una alta correlación positiva, con una elasticidad en torno a 0.4-0.5. El índice Misumi también presenta una fuerte correlación: un aumento del índice de una desviación estándar aumenta la concentración de CO en torno a un 20-30%, confirmando que las condiciones atmosféricas son un importante determinante de la contaminación.

La ocurrencia de precipitaciones hace caer las partículas al suelo, mostrando un efecto negativo sobre la concentración de CO en el aire.

Mientras mayor concentración de azufre se permitía en los combustibles diesel, los desechos de la combustión eran más contaminantes, presentando un efecto positivo sobre la concentración de CO.

La tendencia temporal no es significativa en todos los casos, pero muestra un patrón más bien al alza. Es posible que el efecto sobre las concentraciones de CO de los avances tecnológicos sea contrarrestado por el aumento en el parque vehicular, en un contaminante cuya principal fuente son los vehículos livianos.

El efecto del precio de los combustibles es ambiguo. Si bien para la mayoría de las ventanas temporales presenta el efecto esperado (a mayor precio, menor uso de automóviles y por lo tanto menor concentración de CO), para la ventana entre febrero del 2004 y febrero del 2015 no es significativo, o lo es en la dirección contraria a la esperada. Cierta tendencia a subir el precio durante los meses de invierno los últimos años podría explicar este resultado.

Finalmente, los resultados para la variable de interés son distintos a los encontrados por Gallegos et al. (2013). Cuando se utiliza una ventana similar a la de éstos autores, los resultados tienden a confirmar sus conclusiones: el Transantiago habría aumentado el uso de automóviles en un porcentaje importante,

mayor al 20%. Sin embargo, si se incluyen otras ventanas, este resultado desaparece, obteniéndose estimaciones de parámetros no significativos o incluso significativos en la dirección contraria.

Tabla 3: Resultados primera etapa de estimación. Efecto del Transantiago en uso de automóviles

Ventana temporal	(1) Feb 2000-Feb 2015	(2) Feb 2004-Feb 2015	(3) Feb 2004-Feb 2011	(4) Feb 2005-Feb 2009	(5) Feb 2004-Feb 2015	(6) Feb 2004-Feb 2011	(7) Feb 2005-Feb 2009
CO noche	0.522*** (0.00425)	0.524*** (0.00530)	0.489*** (0.00698)	0.464*** (0.0108)	0.475*** (0.00645)	0.432*** (0.00855)	0.388*** (0.0141)
Misumi	0.200*** (0.00379)	0.190*** (0.00423)	0.244*** (0.00672)	0.304*** (0.0111)	0.181*** (0.00472)	0.236*** (0.00760)	0.290*** (0.0123)
Transantiago	-0.0353** (0.0151)	-0.0637*** (0.0153)	0.0123 (0.0266)	0.277*** (0.0450)	-0.0512*** (0.0163)	-0.0277 (0.0273)	0.229*** (0.0460)
t	3.92e-05*** (6.73e-06)	7.23e-05*** (7.10e-06)	-1.69e-06 (1.61e-05)	0.000350*** (4.49e-05)	5.22e-05*** (7.85e-06)	9.37e-06 (1.67e-05)	0.000324*** (4.66e-05)
Precipitaciones	-0.184*** (0.0158)	-0.180*** (0.0185)	-0.123*** (0.0225)	-0.141*** (0.0323)	-0.153*** (0.0200)	-0.106*** (0.0237)	-0.121*** (0.0342)
Precio combustibles	-0.0370*** (0.00736)	0.00791 (0.00772)	-0.0769*** (0.0106)	-0.0421* (0.0225)	0.0178** (0.00823)	-0.0723*** (0.0110)	-0.0910*** (0.0229)
Azufre	5.86e-05*** (3.92e-06)						
Humedad					-0.00387*** (0.000304)	-0.00468*** (0.000516)	-0.00528*** (0.000821)
Temperatura					-0.000339 (0.000695)	-0.0147*** (0.00204)	-0.0105*** (0.00381)
Viento					-0.147*** (0.0101)	-0.158*** (0.0134)	-0.289*** (0.0243)
Observaciones	76346	55882	33879	16408	47644	29178	14388
R2	0.599	0.615	0.601	0.594	0.604	0.589	0.593

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

Si bien es cierto que existen algunas diferencias metodológicas con el trabajo citado anteriormente -la inclusión del año inmediatamente posterior para identificar efectos de corto y largo plazo asociados a la implementación del plan, y el uso de un promedio entre estaciones en vez de un panel con datos de estaciones individuales-, es difícil pensar que la diferencia encontrada en los resultados se debe a ello. De todas maneras, más adelante se presenta resultados con modelos muy cercanos al utilizado por Gallegos et al. (2013), confirmando lo encontrado aquí, en el sentido que el Transantiago, contrariamente a lo estimado por estos autores, no tuvo un efecto significativo sobre el uso de automóviles.

Parece haber dos posibles explicaciones: el Transantiago no tuvo un efecto significativo en el uso de automóviles y, por lo tanto, su impacto en la calidad del aire se produce solamente por el canal *directo*;

o los problemas asociados a utilizar las concentraciones de CO como *proxy* del uso de automóviles - principalmente, la diferencia entre emisión y concentración medida en el aire- no pueden ser superados satisfactoriamente mediante la inclusión de variables que controlen por condiciones ambientales.

La nueva evidencia presentada en este trabajo muestra que a partir de datos de CO como proxy de flujo vehicular, no es posible afirmar que el Transantiago tuvo un impacto en el aumento del flujo vehicular y, por lo tanto, sobre la calidad del aire a través del canal *indirecto*. Esto implica que tampoco presentó efectos sobre la concentración de CO en el aire.

b. Segunda etapa: efecto del Transantiago en la calidad del aire

1. Resultados para MP10

La Tabla 4 muestra los resultados de la regresión (2) para MP10 como variable dependiente. Las columnas (1) a la (3) muestran los resultados sin las variables de temperatura, humedad y velocidad del viento por estación, mientras que las columnas (4) y (5) muestran los resultados incluyendo dichas variables. Como se observa, los resultados se mantienen, más allá de algunos cambios en parámetros.

Los resultados van en la dirección esperada. La concentración de MP10 del día anterior tiene una correlación positiva, pero menor a uno, lo que asegura la estacionariedad de las series.

Cambios en el Índice Misumi nuevamente tienen una fuerte correlación positiva con la concentración observada de MP10, aunque decreciente (por el coeficiente negativo asociado a la inclusión del cuadrado de esa variable). El CO también presenta un efecto positivo y significativo, probablemente, por dos vías: primero, como una *proxy* de flujo vehicular, lo que más adelante queda descartado, y segundo, como control por condiciones ambientales.

La tendencia temporal, la antigüedad del parque vehicular, y la variable que combina ambas, tecnología, son significativas y en la dirección esperada. Lo mismo que los parámetros meteorológicos (humedad, temperatura, velocidad del viento y precipitaciones). También la concentración permitida de azufre en el combustible diésel.

La variable Imacec también resulta positiva y significativa, lo que es esperable en un modelo que explica la concentración de un contaminante fuertemente determinado por la actividad industrial. La variable que mide los cortes de gas no resultó significativa en ninguna especificación, por lo que no se incluyó.

Los resultados confirman la dirección de lo encontrado por Figueroa et. al. (2013). Sin embargo, el efecto estimado aquí resulta ser cuantitativamente mayor. De acuerdo a estas estimaciones, la

implementación del Transantiago significa una reducción de la concentración de MP10 de al menos $6,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$, la que resulta ser 55,4% mayor que la reducción $3,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ estimada por Figueroa et. al. (2013).

Tabla 4: Resultados para segunda etapa. Efecto del Transantiago en concentración de MP10

Ventana temporal	(1) Feb 2000-Feb 2015	(2) Feb 2004-Feb 2015	(3) Feb 2004-Feb 2011	(4) Feb 2004-Feb 2015	(5) Feb 2004-Feb 2011
MP10 rezagado	0.182*** (0.00698)	0.185*** (0.00860)	0.186*** (0.00795)	0.213*** (0.00989)	0.210*** (0.00887)
Misumi	16.84*** (0.609)	16.12*** (0.675)	18.50*** (0.868)	14.42*** (0.711)	16.23*** (0.918)
Misumi^2	-6.752*** (0.470)	-6.251*** (0.527)	-7.151*** (0.650)	-5.364*** (0.533)	-5.985*** (0.660)
CO	25.90*** (0.399)	28.93*** (0.525)	27.34*** (0.589)	26.48*** (0.644)	25.77*** (0.730)
Transantiago	-6.537*** (1.120)	-4.936*** (1.024)	-13.83*** (1.692)	-6.168*** (1.062)	-15.24*** (1.726)
t	-0.00658*** (0.00126)				
Antigüedad	6.794*** (1.461)				
Tecnología		-3.932*** (0.812)	-9.542*** (1.036)	-7.801*** (1.027)	-2.744*** (0.804)
Precipitaciones	-10.56*** (0.363)	-8.882*** (0.422)	-8.746*** (0.491)	-7.857*** (0.442)	-7.592*** (0.513)
Imacec	1.124*** (0.102)	1.481*** (0.102)	1.651*** (0.102)	1.234*** (0.0989)	1.485*** (0.103)
Azufre	0.00440*** (0.000499)				
Temperatura				-0.199** (0.0885)	-0.178* (0.106)
Viento				-11.44*** (0.919)	-11.33*** (1.033)
Humedad				-0.217*** (0.0214)	-0.184*** (0.0250)
Observaciones	14507	10126	7070	8674	6186
R2	0.794	0.804	0.817	0.812	0.823
Efecto de Transantiago	-7.99	-6.06	-16.99	-7.84	-19.29

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

2. Resultados para MP2,5

La Tabla 5 muestra los resultados de la regresión en la ecuación (2) utilizando el MP2,5 como variable dependiente. Las ventanas temporales son las mismas que para el MP10.

La cantidad de observaciones es menor que en el caso anterior porque menos estaciones de monitoreo reportan datos para MP2,5 (ver Tabla 2).

Tabla 5: Resultados para segunda etapa. Efecto del Transantiago en concentración de MP2,5

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Ventana temporal	Feb 2000-Feb 2015	Feb 2004-Feb 2015	Feb 2004-Feb 2011	Feb 2004-Feb 2015	Feb 2004-Feb 2011
MP2,5 rezagado	0.251*** (0.0120)	0.255*** (0.0148)	0.266*** (0.0175)	0.260*** (0.0148)	0.270*** (0.0171)
Misumi	4.726*** (0.466)	4.398*** (0.476)	5.728*** (0.644)	6.180*** (0.487)	7.986*** (0.661)
Misumi^2	-2.249*** (0.388)	-1.865*** (0.382)	-2.385*** (0.492)	-1.981*** (0.360)	-2.804*** (0.468)
CO	14.26*** (0.321)	14.75*** (0.459)	14.25*** (0.563)	13.38*** (0.498)	12.82*** (0.575)
Transantiago	2.183** (0.905)	0.587 (0.786)	3.419** (1.432)	0.785 (0.829)	2.527* (1.357)
t	-0.00739*** (0.000882)				
Antigüedad	7.180*** (1.017)				
Tecnología		-6.153*** (0.729)	-5.028*** (0.597)	-6.496*** (0.719)	-4.903*** (0.577)
Precipitaciones	-2.957*** (0.273)	-2.333*** (0.299)	-2.308*** (0.373)	-3.224*** (0.300)	-3.160*** (0.369)
Imacec	0.661*** (0.0735)	0.649*** (0.0738)	0.639*** (0.0773)	0.669*** (0.0706)	0.686*** (0.0732)
Corte gas	-0.434 (0.494)	1.487*** (0.516)	0.0510 (0.563)	-0.597 (0.540)	1.145** (0.576)
Temperatura				-0.319*** (0.0571)	-0.318*** (0.0703)
Viento				-4.975*** (0.664)	-5.333*** (0.779)
Humedad				0.104*** (0.0150)	0.112*** (0.0190)
Observaciones	7244	5053	3535	4881	3534
R2	0.783	0.788	0.779	0.804	0.796

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

Los regresores son prácticamente los mismos, y entregan resultados significativos y en la misma dirección. El azufre no se incluyó por no mostrar significancia, mientras que se incluyó los cortes de gas desde Argentina, al presentan significancia en la dirección esperada en dos especificaciones. Otra diferencia importante es que el efecto de la mayor humedad cambia de signo, aumentando la concentración de MP2,5.

Sobre la variable de interés, se encuentra un efecto contrario al esperado. Sin embargo, solamente en dos especificaciones los resultados son significativos. En las estimaciones que incluyen las variables meteorológicas, importantes controles de las condiciones ambientales, los parámetros asociados al Transantiago no son significativos.

A la luz de estos resultados, por lo tanto, no resulta posible rechazar la hipótesis de que el Transantiago no afectó la concentración de MP2,5 en el aire.

3. Resultados para NOx

Los resultados para la concentración de NOx se muestran en la Tabla 6. Esta corresponde a la regresión con menos observaciones, ya que solamente 3 estaciones reportan datos para NOx (ver Tabla 2). Los resultados son los esperables para la mayoría de las variables de control, apuntando su mayoría en la misma dirección que en las regresiones para MP10 y MP2,5.

Sin embargo, hay también algunas diferencias importantes. La tendencia temporal revierte su dirección, presentando un efecto creciente sobre la concentración de NOx. La variable tecnología – combinación de la tendencia y antigüedad- cambia su signo, y en los casos en que resulta significativa, es en dirección a aumentar la concentración de CO. Esto podría atribuirse al incremento del parque vehicular, que opera al mismo tiempo que las presumibles mejoras tecnológicas, en dirección contraria. En este caso, podría estar dominando ese efecto.

Asimismo, las variables corte de gas e Imacec no resultaron significativas, por lo que se eliminaron del modelo. Esto es esperable en tanto que las emisiones de NOx no están fuertemente relacionadas a la industria.

Finalmente, no se encuentra evidencia de que la implementación del Transantiago presente un impacto sobre la concentración de NOx. En la mayoría de los casos no se encuentra resultado significativo. En las dos especificaciones en que sí se encuentra efectos significativos, se presentan en direcciones opuestas. De esta manera, no es posible afirmar que el Transantiago tuvo un impacto distinto de cero sobre la concentración de NOx.

Tabla 6: Resultados para segunda etapa. Efecto del Transantiago en concentración de NOx

Ventana temporal	(1) Feb 2000-Feb 2015	(2) Feb 2004-Feb 2015	(3) Feb 2004-Feb 2011	(4) Feb 2004-Feb 2015	(5) Feb 2004-Feb 2011
Nox rezagado	0.109*** (0.0106)	0.102*** (0.0138)	0.116*** (0.0166)	0.111*** (0.0136)	0.126*** (0.0164)
Misumi	9.538*** (1.853)	12.15*** (2.564)	11.95*** (3.505)	10.62*** (2.605)	10.50*** (3.519)
Misumi^2	-3.642** (1.591)	-5.503** (2.191)	-5.295* (2.852)	-4.469** (2.210)	-4.421 (2.857)
CO	54.74*** (1.103)	58.32*** (1.710)	54.99*** (2.026)	54.33*** (1.952)	51.11*** (2.246)
Transantiago	4.250* (2.253)	5.347** (2.184)	-5.537 (4.531)	1.010 (2.172)	-10.22** (4.484)
t	0.00437*** (0.000651)				
Antigüedad	19.00*** (2.156)				
Tecnología		-0.387 (0.716)	3.649** (1.637)	-0.462 (0.731)	3.963** (1.611)
Precipitaciones	-6.206*** (1.292)	-6.097*** (1.578)	-8.883*** (1.901)	-5.428*** (1.505)	-6.615*** (1.823)
Temperatura				-0.288 (0.179)	-0.435* (0.229)
Viento				-14.19*** (1.918)	-13.65*** (2.171)
Humedad				-0.335*** (0.0469)	-0.340*** (0.0645)
Observaciones	5480	3790	2669	3672	2668
R2	0.836	0.806	0.775	0.814	0.783

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

VI. Análisis de robustez

a. Primera etapa: modelo de Gallegos et. al. (2013)

En esta sección, se muestra que los resultados de Gallegos et. al. (2013) dependen de la elección de una ventana temporal específica y del control escogido para la inversión térmica. Para ello, aquí se construye un modelo como el que estos autores presentan en su trabajo.

Hay algunas diferencias importantes con respecto a lo hecho en esta investigación. Primero, en Gallegos et. al. (2013) las concentraciones registradas por las estaciones de monitoreo del SINCA se promedian para entregar un único valor en cada momento.

Segundo, estos autores no utilizan el Índice Misumi como control de la inversión térmica en la cuenca de Santiago, sino que emplean como *proxy* la concentración de SO₂, compuesto asociado a la actividad industrial.

Tercero, estos autores incluyen los datos del año calendario posterior a la implementación del Transantiago. En su versión más simple, incluyen *dummies* de los 10 meses posteriores a la puesta en marcha del plan, para capturar el efecto de corto plazo, diferenciándolo del efecto de largo plazo captado por la variable Transantiago. Cuarto, los autores incluyen la variable tipo de cambio real.

Al estimar un modelo con las características enunciadas (ver Tabla 7), se observa un fuerte impacto del Transantiago en el uso de automóviles, sobre todo cuando se utiliza la misma ventana temporal que Gallegos et. al. (2013). Cuando se amplía a ventanas más largas, el efecto disminuye a la mitad o menos, pero sigue siendo positivo y significativo¹⁸.

Tabla 7: Regresión tipo Gallegos et. al. (2013). Con SO₂ como control.

	(1) Feb 2000-Feb 2015	(2) Feb 2004-Feb 2015	(3) Feb 2004-Feb 2011	(4) Feb 2005-Feb 2009	(5) Feb 2004-Feb 2015	(6) Feb 2004-Feb 2011	(7) Feb 2005-Feb 2009
Ventana temporal							
Var. meteorológicas	No	No	No	No	Sí	Sí	Sí
CO noche	0.533*** (0.0111)	0.568*** (0.0136)	0.548*** (0.0170)	0.549*** (0.0241)	0.510*** (0.0145)	0.511*** (0.0182)	0.492*** (0.0273)
SO ₂	0.381*** (0.0141)	0.310*** (0.0158)	0.337*** (0.0215)	0.367*** (0.0305)	0.284*** (0.0168)	0.317*** (0.0233)	0.336*** (0.0319)
Transantiago	0.243*** (0.0271)	0.190*** (0.0271)	0.168*** (0.0505)	0.419*** (0.0733)	0.198*** (0.0270)	0.160*** (0.0499)	0.445*** (0.0720)
Observaciones	11177	8165	5134	2838	8129	5104	2838
R ²	0.722	0.722	0.729	0.728	0.728	0.732	0.731

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

Ahora, cuando se utiliza el mismo modelo, reemplazando la concentración de SO₂ por el Índice Misumi (ver Tabla 8), los coeficientes disminuyen de manera importante. Para la ventana del 2005 al 2009, el efecto sigue siendo positivo y significativo. Para el resto de las ventanas, el efecto se hace no significativo o cambia de dirección.

¹⁸ Es importante señalar que la muestra se restringe a 4 estaciones de monitoreo. En el trabajo de Gallegos et al. (2013), se utiliza siete. Durante el año 2009, las estaciones de Cerrillos, Las Condes y Pudahuel dejan de reportar información para las concentraciones de SO₂, por lo que no es posible hacer estimaciones para todas las especificaciones con las 7 estaciones (ver Tabla 2). De todas maneras, si se estima el modelo para la ventana 2005-2009 con todas las estaciones, los resultados son similares a lo obtenido con 4 estaciones.

Es decir, al ampliar la longitud de las ventanas temporales, e incluir el Índice Misumi, una medición técnica de las condiciones de ventilación de la ciudad, se concluye que no hay un efecto significativo del Transantiago sobre el uso de automóviles privados.

Tabla 8: Regresión tipo Gallegos et. al. (2013). Con Índice Misumi como control.

	(1) Feb 2000-Feb 2015	(2) Feb 2004-Feb 2015	(3) Feb 2004-Feb 2011	(4) Feb 2005-Feb 2009	(5) Feb 2004-Feb 2015	(6) Feb 2004-Feb 2011	(7) Feb 2005-Feb 2009
Var. meteorológicas	No	No	No	No	Sí	Sí	Sí
CO noche	0.531*** (0.0112)	0.524*** (0.0141)	0.489*** (0.0181)	0.471*** (0.0252)	0.415*** (0.0158)	0.397*** (0.0205)	0.343*** (0.0317)
Misumi	0.189*** (0.00750)	0.202*** (0.00922)	0.258*** (0.0142)	0.311*** (0.0222)	0.201*** (0.00912)	0.258*** (0.0143)	0.318*** (0.0221)
Transantiago	-0.00830 (0.0273)	-0.0823*** (0.0277)	0.0988* (0.0517)	0.284*** (0.0755)	-0.0550** (0.0267)	0.0283 (0.0494)	0.298*** (0.0705)
Observaciones	10451	7720	4930	2722	7681	4897	2722
R2	0.725	0.740	0.748	0.744	0.734	0.738	0.746

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

b. Segunda etapa: robustez de estimaciones de MP10

En esta sección, se aborda pruebas de robustez para los resultados encontrados sobre el impacto negativo del Transantiago sobre la concentración de MP10.

Debido a la naturaleza de la estrategia de identificación, es posible que efectos temporales sobre la concentración de MP10, ocurridos con posterioridad a la puesta en marcha del Transantiago, pero no relacionados con éste, tengan un efecto sobre la estimación del parámetro asociado al plan. De esta manera, se le estaría atribuyendo efectos que no está causando.

Como una manera de testear lo anterior, se introdujeron *dummies* anuales, que toman un valor de 1 desde el 10 de febrero de un año hasta el 9 de febrero del siguiente. La primera *dummy* tiene valor de 1 desde el 10 de febrero de 2007, día de puesta en marcha del Transantiago. Como en estas especificaciones se diferencia el efecto por cada año, no fue necesario excluir el año calendario posterior a la implementación del sistema de transporte.

El efecto atribuible al Transantiago en cada período es el parámetro asociado a estas variables. Si una o más de estas *dummies* presentan cambio de sentido o resultan no significativas, habría un indicio de que efectos locales podrían, en el agregado, atribuir al Transantiago una causalidad que no es tal.

La Tabla 9 presenta los resultados de estas estimaciones. Como se observa, los efectos estimados en cada año crecen fuertemente respecto a la estimación agregada del Transantiago. Posiblemente, la explicación de esto se encuentra en que los efectos atribuidos a la antigüedad del parque en el caso de la ventana más larga, y la variable tecnología en el resto de las especificaciones, cambian desde la dirección esperada a la no esperada. Como no contamos con datos con frecuencia diaria de estas variables, sino que con datos anuales que interpolamos, aparece una colinealidad entre éstas y las *dummies* anuales que altera los coeficientes estimados.

Tabla 9: Análisis de robustez segunda etapa. *Dummies* anuales

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Ventana temporal	Feb 2000-Feb 2015	Feb 2004-Feb 2015	Feb 2004-Feb 2011	Feb 2004-Feb 2015	Feb 2004-Feb 2011
t	0.0102*** (0.00252)				
Antigüedad	-23.49*** (3.339)				
Tecnología		10.17*** (2.313)	7.171*** (1.585)	9.773*** (2.376)	6.178*** (1.633)
Feb 2007	-10.89*** (1.333)	-12.84*** (1.439)	-12.66*** (1.447)	-14.26*** (1.526)	-13.89*** (1.556)
Feb 2008	-21.74*** (1.911)	-23.90*** (2.275)	-24.44*** (2.333)	-24.84*** (2.357)	-24.75*** (2.426)
Feb 2009	-35.55*** (2.942)	-36.80*** (3.572)	-37.86*** (3.709)	-35.43*** (3.638)	-35.12*** (3.787)
Feb 2010	-32.11*** (3.013)	-34.83*** (3.595)	-35.09*** (3.706)	-35.33*** (3.753)	-34.47*** (3.890)
Feb 2011	-39.33*** (3.506)	-43.38*** (4.180)		-46.72*** (4.366)	
Feb 2012	-42.57*** (4.213)	-49.17*** (5.285)		-53.18*** (5.488)	
Feb 2013	-53.30*** (4.810)	-61.37*** (6.044)		-61.11*** (6.279)	
Observaciones	15718	11337	8281	9733	7245
R2	0.794	0.804	0.817	0.812	0.823

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

De todas maneras, es importante notar que en el año calendario iniciado en febrero de 2007, excluido del resto de las estimaciones por ser considerado de transición, los coeficientes estimados son bastante más bajos, lo que entrega respaldo a esa decisión. Asimismo, que se mantenga la significancia de todos los parámetros en la dirección esperada, al menos no entrega indicios para sospechar de efectos locales que estén contaminando la estimación agregada de la variable Transantiago.

Por otra parte, uno de los análisis de robustez más sugeridos en la literatura, además de la inclusión de distintas ventanas temporales, es aplicar un test de falsificación: una política "placebo" (Imbens &

Lemieux, 2008; Joshua & Jörn-Steffen, 2008), en un momento distinto al de la implementación real. La racionalidad de este análisis es que el parámetro asociado a la política "placebo" debería resultar no significativo. De lo contrario, los resultados pueden estar contaminados por algún tipo de tendencia o correlación con una variable omitida que son las que verdaderamente explicarían los resultados encontrados.

Se generó una variable que toma el valor de 1 los años 2005 y 2006, y 0 en caso contrario, como un falso tratamiento durante esos años. Se hizo estimaciones con las mismas variables de control incluidas en las especificaciones, con datos hasta el año 2006, previo a la implementación del Transantiago, incluyendo la variable placebo. Se escogieron dos ventanas temporales: del 2000 al 2006 y del 2003 al 2006. Los resultados se muestran en la Tabla 10.

En ninguna de las estimaciones se observa un impacto significativo de la política placebo en la concentración de MP10 y NO. Esto demuestra la robustez de lo encontrado en la sección anterior, sugiriendo que lo que ocurrió efectivamente tiene que ver con el Transantiago, y no con otra tendencia o variable omitida.

Tabla 10: Análisis de robustez para segunda etapa. Política Placebo

Ventana temporal	(1)	(2)
	2000-2006	2003-2006
MP10 rezagado	0.174*** (0.00814)	0.193*** (0.00953)
Misumi	18.64*** (0.856)	21.13*** (1.133)
Misumi ²	-8.098*** (0.640)	-9.810*** (0.812)
CO	25.34*** (0.476)	26.20*** (0.696)
Placebo	-0.595 (1.363)	-1.835 (1.378)
Observaciones	7888	4691
R2	0.805	0.822

Nota: Errores estándar entre paréntesis. Los niveles de significancia están dados por: *** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1. Los errores estándar son corregidos por heterocedasticidad y autocorrelación de orden 2, según metodología de Newey-West.

Fuente: Elaboración propia.

VII. Conclusiones y pasos a seguir

Esta investigación estima el efecto del Transantiago en la calidad del aire, atribuible tanto a su efecto *directo* como a su efecto *indirecto*, utilizando un procedimiento en dos etapas.

Respecto al efecto *indirecto*, se mostró que estimaciones anteriores que encontraron un impacto positivo sobre el flujo vehicular privado, basadas en la utilización de CO como *proxy* de uso de automóviles, carecen de robustez al incluir controles más precisos sobre condiciones atmosféricas, específicamente, sobre la intensidad de la inversión térmica; y al utilizar distintas ventanas temporales. La implicancia de esto es que con datos sobre CO como variable dependiente, no se puede afirmar que el Transantiago tuvo un efecto distinto a cero en el flujo vehicular como lo habían estimado Gallegos et al. (2013). Esto descarta efectos del Transantiago en las concentraciones de CO.

Respecto al efecto *directo* del plan en la concentraciones de MP10, MP2,5 y NOx, se encuentra que el Transantiago contribuyó a disminuir en al menos en 6,06 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ la concentración de MP10, lo que es concordante aunque cuantitativamente mayor a lo encontrado por Figueroa et. al. (2013). No se encuentra efecto significativo sobre la concentración de NOx y MP2,5.

Para futuras investigaciones, queda propuesto utilizar los registros de flujo vehicular de la UOCT como *proxy* de uso de automóviles privados, para verificar si no se puede establecer efecto *indirecto* del Transantiago sobre la contaminación atmosférica, o si la no robustez con registros de CO se debe a problemas con la metodología propuesta por Gallegos et al. (2013). Los datos de flujo de la UOCT ya han sido utilizados para estudiar el efecto de una política pública, las restricciones vehiculares, sobre el uso de automóviles (De Grange & Troncoso, 2011).

Por otra parte, el impacto del Transantiago no necesariamente es homogéneo en toda la ciudad de Santiago. De esta manera, otro foco de profundización es recoger la posible heterogeneidad de su efecto, obteniendo una mirada más precisa sobre los agentes y segmentos socioeconómicos que reciben más directamente los efectos del plan de modernización del transporte de Santiago en la calidad del aire.

VIII. Referencias

- Alvarado, G., 2006. Estimación del aporte de diversas fuentes a la contaminación atmosférica por partículas en Santiago, median un modelo de balance de masas de elementos químicos (tesis de pregrado). *Universidad de Chile*.
- Angrist, J. & Pischke, J.-S., 2008. Getting a little jumpy: regression discontinuity designs. En: *Mostly harmless econometrics*. pp. 189-203.
- Briones, I., 2009. Transantiago: Un problema de información. *Estudios Públicos*, Issue 16, pp. 37-91.
- Centro Mario Molina, 2008. *Evaluación de impacto del Transantiago en la calidad del aire de la Región Metropolitana, año 2007.*
- Chaparro, I., 2002. *Evaluación del impacto socioeconómico del transporte urbano en la ciudad de Bogotá. El caso del sistema de transporte masivo, Transmilenio*, Santiago de Chile: CEPAL.
- Corpuz, G., McCabe, M. & Ryszawa, K., 2006. *The Development of a Sydney VKT Regression Model*.
- Dargay, J. & Vythoulkas, P., 1999. Estimation of a dynamic car ownership model. *Journal of Transport Economics and Policy*, 33(3), pp. 287-302.
- De Grange, L. & Troncoso, R., 2011. Impacts of vehicle restrictions on urban transport flows: the case of Santiago, Chile.. *Transport Policy*, Volumen 18, pp. 862-869.
- Dictuc, 2007. *Actualización del inventario de emisiones de contaminantes atmosféricos para la Region Metropolitana 2005*.
- Figuerola, E., Gómez-Lobo, A., Jorquera, P. & Labrín, F., 2013. Develando econométricamente los impactos de la concentración atmosférica de material particulado de un proyecto de remodelación del transporte urbano: el caso del Transantiago en Chile. *Estudios de Economía*, 40(1), pp. 53-79.
- Gallego, F., Montero, J. P. & Salas, C., 2013. The effect of transport policies on car use: theory and evidence from Latin American Cities. *Journal of Public Economics*, Issue 107, pp. 47-62.
- Garreaud, R. & Rutllant, J., 2006. Factores meteorológicos de la contaminación atmosférica. En: R. Morales, ed. *Contaminación atmosférica urbana. Episodios críticos de contaminación en la ciudad de Santiago.* Santiago de Chile: Editorial Universitaria, pp. 35-54.
- Gómez-Lobo, A., 2012. The ups and downs of a public transport reform: the case of Transantiago. *Serie Documentos de Trabajo, Departamento de Economía, Universidad de Chile*.
- Imbens, G. & Lemieux, T., 2008. Regression discontinuity designs: A guide to practice. *Journal of Econometrics*, Issue 142, pp. 615-635.
- Litman, T., 2004. Transit price elasticities and cross-elasticities. *Journal of Public Transportation*, 7(2), pp. 37-58.

Merino, M., Alvarado, G. & Figueroa, E., 2005. Aire. En: *Estado del medio ambiente en Chile: informe país*. Santiago de Chile: LOM, pp. 37-70.

Ministerio de Medio Ambiente, 2012. Contaminación del Aire. En: *Informe del Estado del Medio Ambiente*. Santiago, pp. 49-106.

Muñoz, J., Ortúzar, J. & Gschwender, A., 2009. Transantiago: The fall and rise of a radical public transport intervention. En: W. Saleh & G. Sammer, edits. *Travel demand management and road user pricing: success, failure and feasibility*. Ashgate: Farham, pp. 151-172.

Schmitz, R., 2005. Modelling of air pollution dispersion in Santiago de Chile. *Atmospheric Environment*, Issue 39, pp. 2035-2047.

Stocker, S. & Seager, S., 1981. *Contaminación ambiental: contaminación del aire y del agua*. Barcelona: Blume.