

CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DOCENCIA ECONÓMICAS, A.C.



MORTALIDAD INFANTIL Y CONTAMINACIÓN AMBIENTAL EN LA CIUDAD DE  
MÉXICO

TESINA

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

LICENCIADA EN ECONOMÍA

PRESENTA

MARÍA JOSÉ COTA SALGADO

DIRECTOR DE LA TESINA: DR. DAVID RICARDO HERES DEL VALLE

CIUDAD DE MÉXICO

2020

## **Agradecimientos**

Después de cuatro años de mucho esfuerzo, este es mi último trabajo que presento como alumna del CIDE y no me queda nada más que agradecer a todas las personas que estuvieron ahí.

Agradezco al Dr. David Heres por su constante asesoría y excelente disposición como director de tesis, así como por el conocimiento que adquirí al apoyarlo en labores de investigación. Agradezco a la Candidata a Doctora Sandra Aguilar Gómez por sus valiosos comentarios y por la confianza al darme mi primera oportunidad como asistente de investigación. De igual manera, agradezco a la Dra. Luciana Moscoso por sus comentarios a lo largo de la elaboración de este trabajo y por siempre procurar nuestro desarrollo académico como coordinadora durante estos cuatro años. Agradezco al resto de la planta docente por haber contribuido a mi formación como economista. Fue un honor aprender de ustedes.

Doy gracias a todos mis compañeros y amigos que encontré en el CIDE: por las risas, por ser cómplices y por dejarme aprender de ustedes. Fue un verdadero privilegio compartir cuatro años. Finalmente, doy gracias a mi familia, en particular a mis padres. Gracias por su apoyo incondicional, por siempre creer en mí y ser mi fortaleza. Esto es por y para ustedes.

## **Resumen**

En este trabajo se estima el efecto de CO, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> en la mortalidad infantil para la Ciudad de México de 2016 a 2018. Para ello, se utilizan una estrategia efectos fijos y una estrategia de variables instrumentales. La interacción de variables climatológicas y aforo vehicular son instrumentos de los contaminantes. Los supuestos son que la concentración de contaminantes provenientes de las emisiones vehiculares varía según el clima y que la interacción solo afecta a la mortalidad infantil a través de esta interacción. Los resultados de efectos fijos apuntan a que, para la Ciudad de México, el efecto no es estadísticamente significativo, lo cual podría atribuirse a una baja de los niveles de contaminación en los últimos años. Por otro lado, los resultados de variables instrumentales son inestables, lo cual puede atribuirse a una medida imperfecta de tráfico.

## **Contenido**

1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1 Revisión de literatura	3
2.2 Emisiones vehiculares	5
3. Datos	7
3.1 Mortalidad infantil	8
3.2 Contaminación	9
3.3 Clima	10
3.4 Tráfico	10
4. Estrategia empírica	12
4.1 Efectos fijos	12
4.2 Variables instrumentales	12
4.2.1 Relevancia	13
4.2.2 Exclusión	13
5. Resultados	15
5.1 Efectos fijos	15
5.2 Variables instrumentales	19
5.2.1 Primera etapa	19
5.2.1 Variables instrumentales	21
6. Discusión y conclusiones	24
Bibliografía	27
Datos	29

## Lista de figuras

Figura 3.1 Promedios semanales de contaminación para la Ciudad de México de 2016 a 2018	10
Figura 5.1. Promedio anual de los máximos diarios de 8 h de CO	17
Figura 5.2. Promedio anual de los muestreos de 24h del monitoreo manual de PM <sub>10</sub>	17
Figura 5.3 Promedio anual de los muestreos de 24h del monitoreo manual de PM <sub>2.5</sub>	18

## Lista de tablas

Tabla 2.1 Flota vehicular y tipo de combustible en 2016	6
Tabla 2.2. Contribución porcentual de las emisiones de fuentes móviles en la Ciudad de México en 2016 (%)	7
Tabla 3.1. Estadística descriptiva	8
Tabla 5.1. Efectos fijos. Comparación con Arceo <i>et al</i> (2016)	16
Tabla 5.2. Efectos fijos. Variación en efectos fijos	18
Tabla 5.3 Primera etapa (Efecto marginal. Coeficientes beta)	21
Tabla 5.4. Variables Instrumentales. Efecto de la contaminación en mortalidad infantil	23
Tabla 5.5. Primera Etapa. Velocidad como instrumento de CO y PM <sub>10</sub>	23

## 1. Introducción

La Ciudad de México es considerada la quinta ciudad más habitada del mundo (Satterthwaite, 2020) y la decimotercera con más tráfico (TomTom, 2019). La contaminación ambiental afecta la calidad de vida de las personas tanto a corto como a largo plazo. Esta repercute en la productividad (Chang *et al*, 2016), la formación de capital humano (Currie y Almond, 2011) y la salud (Currie *et al*, 2014). La exposición a la contaminación aumenta la probabilidad de tener enfermedades respiratorias como bronquitis o neumonía a corto plazo o enfermedades cardiovasculares a largo (Miller *et al*, 2017). En 2017, 3.4 millones de muertes prematuras fueron atribuidas a contaminación ambiental en el mundo (GBD, 2017). Además, la contaminación no solo repercute en la salud de las personas adultas, sino que la exposición a temprana edad y la exposición *in útero* también tiene efectos negativos (Coneus, K., & Spiess, 2010; Currie *et al* 2014). Por un lado, los niños son más susceptibles a desarrollar problemas respiratorios debido a la falta de desarrollo de sus pulmones. Por otro lado, estos efectos tienen un detrimento en el desarrollo infantil con un posterior efecto en el capital humano de la vida adulta. La Ciudad de México fue considerada como la más contaminada del mundo en 1992 y desde entonces se han realizado diversos esfuerzos para mejorar la calidad del aire, lo cual se ha visto reflejado en un descenso de los contaminantes criterio. Estos últimos son contaminantes a los que, debido a sus efectos en la salud de la población, se les han establecido un límite máximo permisible de concentración. Estos son ozono (O<sub>3</sub>), dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO<sub>2</sub>), las partículas en suspensión (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>) y el plomo (Pb) (Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios, 2017).

El objetivo del presente trabajo es estimar el efecto de la contaminación proveniente de emisiones vehiculares, en particular monóxido de carbono (CO) y material particulado menor a 10 µm (PM<sub>10</sub>) y 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>) en la mortalidad infantil (menores de un año) en la Ciudad de México para los años de 2016 a 2018. Se eligieron estos contaminantes debido a que las fuentes móviles contribuyen de manera significativa a la concentración de éstos: 86.5% de CO, 52.5% de PM<sub>10</sub> y 55.7% de PM<sub>2.5</sub> (Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2018). Además, la investigación estima el efecto en este grupo de edad por dos razones: por la evidencia de los efectos negativos de la contaminación en este grupo de edad, pero también porque su

movilidad geográfica es limitada y la exposición a la contaminación es menor, relativa a la de los adultos. Es decir, es más acertado determinar el efecto causal de la contaminación ya que la asignación de ésta es más precisa. El estudio se acota a las alcaldías de la Ciudad de México debido a la disponibilidad de datos para la estrategia de variables instrumentales.

El problema en estimar el efecto consiste en un problema de endogeneidad que proviene de dos fuentes distintas (Currie *et al*, 2014). Por un lado, la calidad ambiental es un factor que podría influir en la elección de lugar de residencia por lo que existiría un problema de variable omitida. Por ejemplo, si la gente de mayor nivel socioeconómico escoge vivir en zonas menos contaminadas, es probable que proteja más su salud. Si el efecto atribuido a contaminación corresponde en realidad a otra variable, el coeficiente de interés estaría sesgado. Por otro lado, las medidas individuales que toma la gente para evitar altos niveles de contaminación, como no salir de sus casas o realizar actividades al aire libre, pueden ocasionar que la exposición *ex post* varíe entre individuos. Estas conductas dependen de la información que tienen los individuos acerca de los niveles de contaminación, es decir, si tienen conocimiento de la calidad de aire diaria o si responden a las alertas ambientales. Por ejemplo, en algunas ciudades la gente acude menos a actividades al aire libre cuando las autoridades emiten una alerta ambiental (Neidell, 2006). Si bien esto no ocasiona un sesgo como tal, el coeficiente de interés no capturaría el efecto biológico de la contaminación en salud y la efectividad de las medidas individuales tomadas. La evidencia apunta a que las estimaciones del efecto de la contaminación en salud son menores cuando se controla por esta información (Neidell, 2008; Moretti y Neidell, 2009).

Para arreglar el problema, incluir efectos fijos en el modelo permite disminuir el sesgo por endogeneidad al controlar por características no observables entre ubicaciones (efectos fijos por localidad/municipio) con el argumento que la autoselección de los individuos ocurre más lento que los cambios en salud. También se pueden incluir efectos fijos de tiempo para controlar por factores no observables que afectan a la contaminación y varían en el tiempo. Adicionalmente, si el modelo estima el efecto en mortalidad infantil y se cuenta con datos que siguen a los individuos por un tiempo después de nacer e información acerca de sus madres, agregar efectos fijos por madre permite identificar el efecto de manera más acertada al controlar por factores inobservables entre ellas. No obstante, aun empleando una estrategia de efectos fijos puede existir un sesgo por error de medición al asignar la contaminación de manera imperfecta. En



este sentido, utilizar una estrategia de variables instrumentales permite minimizar el sesgo tanto por endogeneidad como por error de medición. Este último ocurre por la dispersión existente de la ubicación de los monitores en tierra.

## **2. Antecedentes**

### **2.1 Revisión de literatura**

Hay una extensa evidencia de la contaminación y los efectos en salud para distintos grupos poblacionales en la literatura epidemiológica. No obstante, estos estudios no suelen abordar el problema de endogeneidad. La literatura económica ha adoptado distintas estrategias para estimar con mayor precisión un efecto causal. Como ya se mencionó, emplear una estrategia efectos fijos permite identificar el efecto al controlar por características invariantes no observadas y tendencias comunes, según sea el caso. En esta línea, Currie y Neidell (2005), aprovechan la variación intertemporal de contaminación y salud infantil en California. Los autores controlan por variables climatológicas, características de la madre, raza, sexo, edad gestacional y peso del recién nacido. Como estrategia de identificación, emplean efectos fijos por código postal, mes y año en un modelo de supervivencia donde la variable dependiente es la probabilidad de muerte de un individuo en un código postal en una semana. Encuentran que una reducción de una unidad de CO tiene un efecto de 2.89 menos muertes por cada 1000 niños. Similarmente, Currie *et. al* (2009) también tienen datos de características y ubicación exacta de la madre. Esto último permite que puedan asignar la medida de contaminación de manera más exacta. Para identificar el efecto, incluyen efectos fijos por monitor y efectos fijos por madre para controlar por las características invariantes del vecindario e inobservables de la madre. Esto último cuando los datos administrativos permiten identificar los individuos que son hermanos. Además, controlan por tendencias de tiempo, patrones estacionales, clima, ubicación de los monitores y características observables de la madre y el hijo. Los resultados indican un efecto negativo de CO durante la gestación y después del nacimiento.

Cuando no hay acceso a datos tan detallados como los de los estudios antes mencionados, la literatura previa ha aprovechado políticas, regulaciones o fenómenos que generan una variación

exógena en la contaminación para identificar diferencias variantes en el tiempo que no pueden ser controladas con variables observables o errores de medición en la asignación.

Chay y Greenstone (2003) explotan las diferencias de contaminación entre condados ocasionadas por la recesión de 1981 y encuentran que 1% menos de partículas suspendidas resultan en una disminución de 0.35% en mortalidad infantil a nivel condado. Currie y Walker (2011) aprovechan la introducción del pago de peaje (E-Zpass), el cual provocó una disminución de la contaminación, para estimar el peso al nacer de los niños antes y después de la introducción del sistema. Encuentran una reducción de nacimientos prematuros y de bajo peso para mujeres a 2km de una estación en 8.6% y 11.8% respecto a las mujeres a 2-10 km.

Knittel *et. al* (2016) utilizan la interacción entre tráfico y clima como instrumento de CO y PM<sub>10</sub>. El argumento es que las emisiones de vehículos afectan de manera distinta según las condiciones climatológicas. La concentración de contaminantes emitidos por fuentes móviles varía según la temperatura, la humedad, los días de lluvia y la niebla. Encuentran que una reducción de PM<sub>10</sub> tiene un efecto de 18 muertes menos por cada 100 000 infantes. El presente trabajo sigue una estrategia de identificación parecida a este artículo que es explicada a detalle más adelante.

Si bien las variables de salud fetal e infantil son las más utilizadas, tanto Schlenker y Walker (2016) como Moretti y Neidell (2011) aprovechan la variación exógena diaria en medios de transporte en California para estimar el efecto en hospitalizaciones de emergencia por enfermedades respiratorias para todos los grupos de edad. El argumento es que los motores son altos generadores de contaminantes y que el efecto que tienen en salud respiratoria es solamente a través del aire. El primero utiliza el tráfico de aviones en pista como instrumento de CO mientras que el segundo utiliza el tráfico de embarcaciones. Ambos encuentran una mayor tasa en hospitalizaciones por CO, siendo los niños y la gente de la tercera edad los más afectados.

La literatura para países en desarrollo es limitada y hay distintas razones por las que los resultados antes mencionados no tengan validez externa. Si el efecto de la contaminación en salud no es lineal, extrapolar las estimaciones de países desarrollados puede ser incorrecto ya que estos presentan niveles de contaminación mucho mayores a los de países en desarrollo. Para India, Jayachandran (2009) estima el impacto de la contaminación provocada por los incendios de 1997 en muerte fetal e infantil. En general, la mortalidad en niños menores de 3 años incrementó en 20%.

En la literatura económica hay dos artículos que estiman el efecto de la contaminación en salud infantil en México. Por un lado, a nivel nacional, Foster *et al.* (2009), estiman el efecto del programa de certificación de industria limpia en contaminación y mortalidad infantil por causas respiratorias a nivel nacional. La certificación reduce en 16% en mortalidad infantil por causas respiratorias. Cabe resaltar que este último artículo utiliza medidas satelitales de contaminación, y no medidas provenientes de monitores para estimar el efecto.

Por otro lado, para la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMVM), Arceo *et al.* (2016) estiman que 1% adicional en PM<sub>10</sub> y CO en un año, aumentan la mortalidad infantil 0.40% y 0.44%, respectivamente. El periodo de estudio de las autoras es de 1997 a 2006. Para estimar el efecto causal utilizan como instrumento de contaminación las inversiones térmicas semanales. Estas son un fenómeno meteorológico ocasionado por cambios en temperatura que incrementan la concentración de contaminantes, pero no representan un riesgo a la salud *per se*. La formación de una inversión térmica depende de las condiciones climatológicas y de la cantidad de emisiones provenientes de fuentes móviles, la industria, comercios y servicios, hogares y otros como incendios forestales, quemados a cielo abierto, por mencionar algunos. A diferencia de las autoras, el presente trabajo estima el efecto en la salud infantil proveniente únicamente fuentes móviles y para alcaldías en la Ciudad de México.

## **2.2 Emisiones vehiculares**

Las fuentes móviles aportaron poco más de la mitad de las emisiones de material particulado (52.5 % para partículas menores a 10 µm y 55.7% para partículas menores a 5 µm), 86.4% de las emisiones de monóxido de carbono y de 86.1% de óxidos de nitrógeno<sup>1</sup> (NOx) en 2016 (Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México, 2016). Para producir energía, la mayoría de los vehículos llevan a cabo un proceso de combustión interna en los motores, el cual consiste en quemar un determinado combustible. En este proceso se emiten distintos contaminantes al ambiente los cuales varían según el tipo de combustible. Por un lado, los

---

<sup>1</sup> La literatura económica no se ha enfocado en documentar el efecto de los NOx por lo que el presente trabajo solo se centra en estimar el efecto para CO, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub>. Si bien este último no ha sido tan documentado como los primeros dos, la Ciudad de México lo ha incluido como un contaminante que, al exceder cierto umbral, se declara una contingencia ambiental. Es por esto que se considera relevante en el análisis.

vehículos que utilizan gasolina emiten principalmente CO<sub>2</sub>, CO, hidrocarburos y NOx. Por otro lado, los que utilizan diésel o biodiésel agrupan al CO<sub>2</sub>, NOx y material particulado. Adicionalmente, la cantidad de emisiones varía según la eficiencia del motor, el cual se ve afectado tanto por velocidad, aceleraciones irregulares y antigüedad del vehículo.

En condiciones donde hay un exceso de demanda de las vías, es decir, congestión vehicular, las fuentes móviles emiten contaminantes mediante tres mecanismos distintos. Primero, un mayor número de vehículos en un segmento de camino implica más combustible quemado y por ende más emisión de contaminantes. Segundo, la eficiencia del motor de cada vehículo es diferente en una congestión por parar y frenar. Tercero, un mismo vehículo contamina más en un segmento de camino si tiene que recorrer la misma distancia en más tiempo (quema más gasolina).

De acuerdo con el Inventario de Emisiones CDMX 2016, el transporte representa más de 60% de la energía que consume la Ciudad de México. A partir de la creciente necesidad de movilidad, la flota vehicular ha incrementado en los últimos años. En 2016 estaban registrados 2.3 millones de vehículos, de los cuales el 83 % eran de uso particular. Es relevante notar que el 93.02% de la flota vehicular hacía uso de gasolina mientras que solo el 6.40 % usaba diésel como combustible (Tabla 2.1). De acuerdo con el mismo informe, las fuentes móviles contribuyeron al 86.4 % de emisiones de CO y 52.5 % a las emisiones de PM<sub>10</sub>. Al desagregar las emisiones por tipo de vehículo, los autos particulares, taxis y motocicletas son los que más contribuyeron a la formación de CO mientras que los tractocamiones, seguido de autobuses y autos particulares emitieron la mayor parte de partículas suspendidas (Tabla 2.2).

Tabla 2.1 Flota vehicular y tipo de combustible en 2016

			Gasolina	Diesel
Fuentes móviles	Flota vehicular	%	93.02%	6.40%
Automóviles	1,302,591	56.09%	1,300,350	2,100
Camionetas SUV	351,180	15.12%	346,407	4,725
Taxis	133,956	5.77%	133,649	260
Vagonetas y combis	7,989	0.34%	5,856	2,055
Microbuses	14,019	0.60%	1,178	98
Pickup	73,657	3.17%	72,236	1,292
Vehículos de carga < 3.8t	13,576	0.58%	9,057	4,462
Tractocamiones	67,386	2.90%	N/A	67,386

Autobuses	38,465	1.66%	137	38,220
Vehículos de carga > 3.8t.	51,578	2.22%	23,916	27,401
Motocicletas	267,441	11.52%	267,441	N/A
Metrobuses	585	0.03%	N/A	585

Fuente. Inventario de Emisiones de la Ciudad de México 2016

Tabla 2.2. Contribución porcentual de las emisiones de fuentes móviles en la Ciudad de México en 2016 (%)

Fuente contaminante	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	CO	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	COT	COV	NH <sub>3</sub>
Fuentes móviles	52.5	55.7	86.4	28.1	86.1	16.1	17.2	6.4
Autos particulares	10.21	5.33	22.83	8.58	17.52	5.37	6.08	2.09
Camionetas SUV	2.65	1.52	6.6	2.74	6.53	1.53	1.72	0.51
Taxis	5.45	2.52	21.97	4.17	8.05	0.53	0.39	0.98
Vagonetas y combis	0.47	0.53	0.55	0.25	0.64	0.11	0.11	0.06
Microbuses	0.64	0.92	7.41	5.89	7.75	3.36	3.59	0.68
Pickup y vehículos de carga hasta 3.8t	1.09	0.83	2.21	0.93	2.06	0.46	0.51	0.17
Tractocamiones	14.24	19.65	1.99	1.12	17.01	0.61	0.5	0.15
Autobuses	11.07	16.8	2.03	0.79	14.8	0.73	0.7	0.14
Vehículos de carga mayores 3.8t.	4.62	5.46	4.12	0.99	6.98	0.8	0.77	0.17
Motocicletas	1.72	1.7	16.67	2.62	4.4	2.59	2.84	1.39
Metrobuses	0.34	0.43	0.04	0.03	0.34	0.02	0.01	0.01

Fuente. Inventario de Emisiones de la Ciudad de México 2016

### 3. Datos

En esta sección se presentan los datos utilizados en el presente trabajo. Los datos están desagregados por alcaldía por semana para los años de 2016 a 2018. Primero se presentan las fuentes para obtener la tasa de mortalidad, después las fuentes para contaminación y clima, seguido de los datos de tráfico.

Tabla 3.1. Estadística descriptiva			
	Media	Desviación estándar	Observaciones
<i>Panel (a): Tasas de mortalidad infantil por 100 000 nacimientos</i>			
Causas totales	38.44	67.44	2,462
Causas internas	36.68	64.82	2,462
Causas respiratorias y cardiovasculares	3.621	17.06	2,462
Causas externas	1.615	10.67	2,462
<i>Panel (b): Contaminación</i>			
CO	802.8241	298.9015	2,386
PM <sub>2.5</sub>	25.75	8.262	2,212
PM <sub>10</sub>	45.82	15.9	2,317
<i>Panel (c): Controles de clima</i>			
Temperatura promedio	16.53	2.494	2,477
Humedad relativa	55.67	12.46	2,477
Velocidad del viento	2.121	0.397	2,477
<i>Panel (d): Aforo por tipo de vehículo</i>			
Aforo total	236,104	55,967	2,342
Autos	149,588	46,615	2,342
Microbús y camionetas	61,647	20,890	2,342
Autobús largo	15,962	8,549	2,342
Camión unitario	6,236	5,053	2,342
Camión articulado	3,373	8,083	2,342
Camión biarticulado	3,990	2,631	2,342

Los datos de Panel (a) provienen de Sistema Nacional de Información en Salud. La tasa de mortalidad municipal es la suma de muertes en una semana dividida entre los nacimientos acumulados 52 semanas antes. Los datos del Panel (b) provienen de la Red de Monitoreo Atmosférico, los datos del Panel (c) de la Red de Meteorología y los datos del Panel (d) de Infovial.

### 3.1 Mortalidad infantil

Los datos para la construcción de la tasa de mortalidad provienen de dos fuentes distintas de la Dirección General de Información en Salud. Por un lado, la base de defunciones proviene del Sistema Nacional de Información en Salud la cual registra el día de muerte del individuo, alcaldía de ocurrencia, causa de defunción y edad. El numerador de la tasa de mortalidad

consiste en la suma de muertes de individuos menores a un año en una semana en una alcaldía. Por otro lado, la base de datos del Subsistema de Información sobre Nacimientos (SINAC) tiene como insumo las actas emitidas por el Registro Civil y brinda información acerca de los nacidos vivos en el país. Se incluyen fecha y alcaldía de nacimiento, así como información acerca de la madre como edad, alcaldía o municipio de residencia de ella y condición de atención durante el parto. El denominador de la tasa de mortalidad consiste en la suma de nacimientos acumulados en un año (52 semanas) por semana por alcaldía. La variable de interés se multiplica por 100,000 de tal manera que la tasa de mortalidad se interpreta como el número de muertes en una semana por cada 100,000 infantes vivos en su respectiva cohorte.

De 2016 a 2018, la tasa de mortalidad fue de 38.44 muertes de niños menores de un año por 100 000 infantes vivos en una semana. Al categorizar las causas de defunciones con base en la Clasificación Internacional de Enfermedades, para la muestra de este trabajo, la tasa de mortalidad por causas respiratorias y cardiovasculares es de 3.6.<sup>2</sup> (Panel (a) de la Tabla 3.1).

### **3.2 Contaminación**

Los datos de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub><sup>3</sup>, CO provienen de los monitores en tierra de la Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). Para obtener medidas semanales, en el caso de partículas se toma el valor máximo del promedio móvil de 24hrs por día mientras que para CO se obtiene el máximo del promedio móvil 8hrs por día. Posteriormente se promedian estos valores en una semana. Se escogen estas medidas ya que son los mismos criterios en Arceo *et al* (2016). Los promedios móviles utilizados son similares a los indicadores de las Normas Oficiales Mexicanas para establecer concentraciones aceptables.<sup>4</sup> Para asignar una medida de contaminación se obtiene la distancia del centroide de cada alcaldía a cada monitor y posteriormente se hace un promedio ponderado de los valores de cada contaminante, usando la distancia inversa como ponderador. En este caso, solo se consideran los monitores a menos de 7km. De esta manera, a cada alcaldía se le asigna entre 1 y 8 monitores, con excepción de PM

---

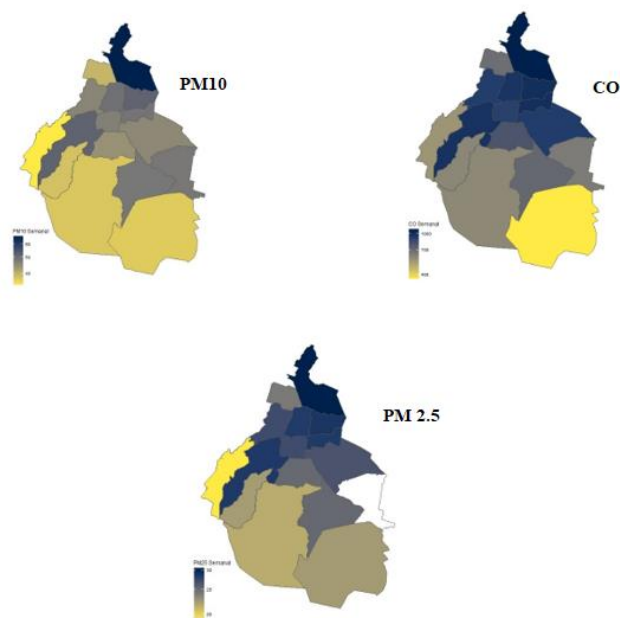
<sup>2</sup> Si bien la mortalidad ocasionada por contaminación debería entrar en esta categoría, debido a la poca variación y en línea con la literatura previa, la variable utilizada será mortalidad total.

<sup>3</sup> El PM<sub>2.5</sub> se comenzó a monitorear desde 2004. Los monitores de este contaminante cada vez presentan menos valores faltantes, pero sí son más en comparación con el resto de los contaminantes. Para el periodo de estudio, 7 de los 19 monitores tienen más del 40% de valores faltantes

<sup>4</sup> Actualmente, la norma para PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> es promedio móvil ponderado de 12 horas mientras que para CO es promedio móvil de 8 horas.

25 donde hay medidas para 15 alcaldías. En el panel (b) se muestran los niveles de contaminación para el periodo de 2016 a 2018 en la Ciudad de México. El promedio de  $PM_{10}$  fue de 45.82, 25.75 para  $PM_{2.5}$  y 802.8241 para CO (Panel (b) de la Tabla 3.1). Las imágenes presentadas a continuación sugieren que la contaminación suele estar más concentrada en la parte centro y norte de la Ciudad de México.

Figura 3.1 Promedios semanales de contaminación para la Ciudad de México de 2016 a 2018



Fuente: Elaboración propia con datos de RAMA

### 3.3 Clima

Las variables de clima son obtenidas de la Red de Meteorología (REDMET)<sup>5</sup>. Se obtienen los valores promedio de temperatura máxima, mínima y promedio; humedad relativa y velocidad de viento por semana (Panel c) de la Tabla 3.1). Se asigna la medida a cada municipio usando el promedio ponderado de la misma manera que en contaminación.

### 3.4 Tráfico

<sup>5</sup> REDMET no registró datos de precipitación para todos los meses del periodo de estudio por lo que no se incluyen.



Los datos de tráfico provienen de la plataforma Infovial de la Secretaria de Movilidad Urbana (SEMOVI). Ésta cuenta con 341 sensores en 27 avenidas de la ciudad los cuales registran velocidad y aforo vehicular cada hora. Este último distingue los vehículos en seis categorías: autos de 2.10m hasta 5m; microbús y camionetas de 5m hasta 9m; autobús largo de 9m hasta 10m; camión unitario de 2 a 6 ejes; camión articulado de 3 a 6 ejes y camión biarticulado de 5 a 9 ejes o más. En Knittel *et al* (2016) la medida de tráfico consiste en la multiplicación de un segmento de camino por la velocidad de registrado en éste. No obstante, los datos de Infovial no proporcionan la distancia que cubre cada monitor. Para la presente investigación, se asigna el aforo vehicular a cada alcaldía con el argumento que, a más vehículos en una alcaldía por semana, mayor congestionamiento. La medida de aforo vehicular se asigna como en los casos de contaminación y clima, con la diferencia que en este caso se toman los sensores a 15 km. La distancia de 7km no lograría asignar el aforo a la mayoría de las alcaldías. El supuesto para que esta medida de tráfico sea válida es que los vehículos que pasan por estos sensores recorren por lo menos esta distancia. De esta manera, hay una medida de aforo para 15 de 16 alcaldías. Se esperaría que, a mayor número de vehículos por alcaldía, mayores son los niveles de contaminación. El Panel (d) de la Tabla 3.1 presenta los aforos promedio en una semana por municipio según el tipo de vehículo. No obstante, es necesario señalar las problemáticas de esta medida.

En el caso de contaminación y clima, el supuesto es que entre más cerca está el monitor, la medida es más exacta por lo que se asigna un peso mayor entre menor sea la distancia del centroide al monitor. El tráfico no necesariamente sigue la misma lógica. Los monitores de Infovial están ubicados en calles principales para monitorear la velocidad de los vehículos y la congestión de estas avenidas, no necesariamente la congestión vehicular de toda la ciudad. En este sentido, una medida con base en estos sensores es imperfecta para las alcaldías con pocas avenidas con monitores de Infovial. Por ejemplo, si hay una gran variedad de vías alternas no congestionadas sin sensores, puede que el aforo esté subestimado para las alcaldías con esas calles y viceversa. Los sensores no capturan el tráfico de colonias donde no hay sensores. Por otro lado, en las horas de mayor tráfico, la cantidad de vehículos que pasan por el sensor podrían ser la misma cantidad que pasan en la madrugada en el mismo lapso del tiempo, con la diferencia que estos últimos a una velocidad mayor. Es decir, dado que los sensores registran el número de vehículos que pasan en un tiempo determinado, en una hora con mucha congestión vehicular,

los vehículos que pasan por el monitor son pocos al llevar una velocidad muy lenta. Por otro lado, a una hora con escaso flujo vehicular, como la madrugada, puede que se registre el mismo número de vehículos que a una hora con mucha congestión ya que son pocos los que pasan por el sensor, con la diferencia que éstos deberían pasar a una velocidad mayor.

## 4. Estrategia empírica

### 4.1 Efectos fijos

Para estimar el efecto de la contaminación ambiental en salud infantil, el presente trabajo emplea distintos modelos donde la variable dependiente es la mortalidad infantil de una alcaldía en una semana ( $Y_{as}$ ), construida con el número de muertes en una semana dividida entre los nacimientos acumulados de 52 semanas antes. En el primer modelo, se emplean efectos fijos bimensuales por alcaldía. Estos controlan por factores estacionales (bimestrales) específicos de cada alcaldía ( $\sigma_{aj}$ )<sup>6</sup>. Adicionalmente, se incluyen tendencias de tiempo semanales por municipio ( $\sum \pi_{2a} w$ ) y controles polinómicos de temperatura, humedad relativa y velocidad de viento ( $h(W_{as})$ ). Los errores estándar son agrupados por semana ( $\varepsilon_{as}$ ) y el modelo está ponderado por los nacimientos acumulados. En la ecuación, el subíndice  $a$  corresponde a alcaldía,  $s$  a semana y  $j$  a bimestres.

$$Y_{as} = \pi_0 + \pi_1 P_{as} + \sum \pi_{2a} w + h(W_{as}) + \sigma_{aj} + \varepsilon_{as}$$

### 4.2 Variables instrumentales

Para estimar el efecto de la contaminación ambiental en mortalidad infantil, este trabajo aprovecha la variación del efecto que tienen las emisiones vehiculares en la concentración de CO, PM<sub>10</sub> y PM<sub>2.5</sub> bajo diferentes condiciones climatológicas. En este sentido, como variables instrumentales, se utiliza la interacción de aforo como medida de tráfico con variables meteorológicas. Estas variables instrumentales son utilizadas por Knittel *et al* (2016) para

---

<sup>6</sup> Se elimina el primer bimestre para que no sea colineal con alcaldía. No se incluye efecto fijo de alcaldía pues este no se puede estimar al incluir alcaldía x municipio

California de 2002 a 2007. Cabe mencionar que su medida de tráfico consiste en la multiplicación de un segmento de camino por la velocidad registrado en éste. En este sentido, es necesario resaltar que hay dos supuestos con los que deben cumplir los instrumentos: relevancia y exclusión.

#### **4.2.1 Relevancia**

El supuesto de relevancia se cumple si la concentración de las emisiones, en este caso específicas de fuentes móviles, varían según las condiciones climatológicas. La evidencia científica muestra que la temperatura, la humedad y el viento influyen en los niveles de contaminación. Por ejemplo, las inversiones térmicas son más frecuentes en bajas temperaturas y viento en calma. Este es un fenómeno meteorológico que ocurre cuando la masa de aire más cercana al piso de la superficie es más fría que la masa de aire superior (generalmente es al revés). Esto hace que los contaminantes queden atrapados y por lo tanto se registre más contaminación. Hay evidencia de asociación positiva entre el fenómeno meteorológico y  $PM_{10}$  y CO (Arceo *et al*, 2016).

Por otro lado, la humedad relativa puede aumentar la concentración de  $PM_{10}$  ya que este fenómeno meteorológico contribuye al proceso de formación de partículas en el aire (deposición seca). No obstante, la precipitación tiene una relación negativa con contaminación ya que esta remueve los contaminantes gaseosos del aire (deposición húmeda). Esto quiere decir que el efecto de la humedad (Hernández *et al*, 2016) en  $PM_{10}$  no siempre es negativo si fue ocasionada por lluvias. Con relación a CO, la evidencia indica una relación lineal positiva entre el contaminante y la humedad. Adicionalmente, la velocidad del viento también afecta a la concentración de contaminantes. Por un lado, mayor velocidad de éste puede hacer que los contaminantes se dispersen y se registre menos contaminación. Por otro lado, la dirección del viento también puede influir en que los contaminantes se concentren en un área específica (European Environment Agency, 2016).

#### **4.2.2 Exclusión**

El supuesto de exclusión se satisface si la interacción de clima y tráfico solo afecta a la mortalidad infantil por medio de la contaminación. Por un lado, hay evidencia que las variables

climatológicas, particularmente la temperatura, tienen un efecto directo en la salud (Deschenes *et al*, 2009). Instrumentar contaminación con variables climatológicas no cumpliría el supuesto.

Por otro lado, la congestión vehicular o tráfico puede afectar a la salud respiratoria por otros canales además de la contaminación. Por ejemplo, puede ocurrir que los individuos de mayor nivel socioeconómico tengan mejor acceso a los servicios de salud y también sean menos propensos a vivir en zonas con más tráfico. Aunque se ha documentado la capitalización en inmuebles del valor de la calidad del aire (ver Heres *et al*. 2019 para el caso de la Ciudad de México), no hay evidencia de que la gente, por lo menos en una misma ciudad, elija su vivienda con base en las condiciones climatológicas y el tráfico. Adicionalmente, si bien las emisiones vehiculares son fuente de actividad económica, el supuesto es que el efecto en la contaminación va a depender de las condiciones climatológicas, lo cual permite no capturar el efecto directo de la actividad económica en la salud.

La interacción sí podría afectar a la mortalidad infantil si la principal causa de ésta fueran causas externas. Por ejemplo, si en los días con más lluvia la gente manejara con menos cuidado y tuviera más accidentes. No obstante, para causas respiratorias no hay un mecanismo evidente. Si la actividad económica incrementa el número de vehículos en las calles, la probabilidad de accidentes en una cierta alcaldía o municipio aumenta; controlar por características inobservables estacionales entre alcaldías permite capturar parcialmente estas variaciones.

La estrategia de variables instrumentales utiliza el aforo promedio de vehículos en un municipio y su interacción con los polinomios de variables climatológicas. Los controles y efectos fijos son los mismos que en la especificación base. La primera ecuación corresponde a la primera etapa donde  $P_{ms}$  es el contaminante de interés en una semana en una alcaldía,  $C_{as}$  es la medida de tráfico en una semana en la alcaldía la cual es interactuada con los polinomios de variables de clima  $h(W_{as})$ . En la segunda ecuación, la variable dependiente es la mortalidad infantil por alcaldía en una semana y el parámetro de interés  $\pi_1$  captura el efecto de la contaminación en esta. En ambas se usan efectos fijos por municipio, bimensuales x municipio, tendencias semanales, controles de clima y los errores están agrupados por semana.

$$P_{as} = \pi_o + \sum h(W_{as}) C_{as} + C_{as} + h(W_{as}) + \sum \pi_{2a} w + \alpha_a + \sigma_{aj} + \varepsilon_{as}$$

$$Y_{as} = \pi_o + \pi_1 P_{as} + \sum \pi_{2a} w + h(W_{as}) + \alpha_a + \sigma_{aj} + \mu_{ms}$$

## 5. Resultados

### 5.1 Efectos fijos

Las columnas (1), (3) y (5) de la Tabla 5.1 muestra los resultados del modelo de efectos fijos de presente trabajo. En el caso de CO, 1 ppb adicional tiene un efecto de 0.0041 muertes por 100,000 nacimientos, pero no es significativo. Similarmente, un  $\mu\text{m}$  adicional de  $\text{PM}_{10}$  incrementa las muertes .0965 pero no es estadísticamente significativo. Para  $\text{PM}_{2.5}$  el efecto también es positivo, pero no significativo. Es relevante comparar los resultados del modelo de efectos fijos del presente trabajo con las estimaciones previas de la misma especificación de Arceo *et al.* (2016). Las columnas (2) y (4) muestran los resultados de ese artículo. Cabe mencionar que el periodo de estudio en el mismo es de 1997 a 2006 y que se incluyen algunos municipios del Estado de México. Tanto para CO como para  $\text{PM}_{10}$  el efecto es estadísticamente significativo. Con relación a magnitud, en CO el efecto es mayor en Arceo *et al.* (2016) y menor para  $\text{PM}_{10}$ . A pesar de que la especificación es similar, el modelo no puede ser replicado por los datos disponibles. Por un lado, Arceo *et al.* (2016) incluyen temperatura, precipitación, nubosidad y humedad mientras que el presente controla por temperatura, humedad relativa y velocidad del viento.

Además de las diferencias con respecto a los datos disponibles, las medias de contaminación también son muy distintas. Las tendencias de CO y  $\text{PM}_{10}$  han sido a la baja, particularmente para el primer contaminante (Figura 5.1 y Figura 5.2). El promedio móvil de 8hrs de CO para los años de 1997 a 2006 para toda la ZMVM y 2016 a 2018 solo para la Ciudad de México fueron de 2,707.56 ppb y 802.8241 ppb, respectivamente, mientras que para  $\text{PM}_{10}$  fueron 66.94  $\mu\text{m}$  y 45.82  $\mu\text{m}$ . Con relación a  $\text{PM}_{2.5}$  (Figura 5.3), el contaminante se comenzó a monitorear recientemente y desde entonces la concentración se ha mantenido constante.

Los resultados con la misma especificación pueden diferir y no ser significativos debido a una mayor variación entre municipios en Arceo *et al.* (2016), por la disminución en concentraciones

de los contaminantes o porque la gente ha adoptado medidas para protegerse contra la contaminación.

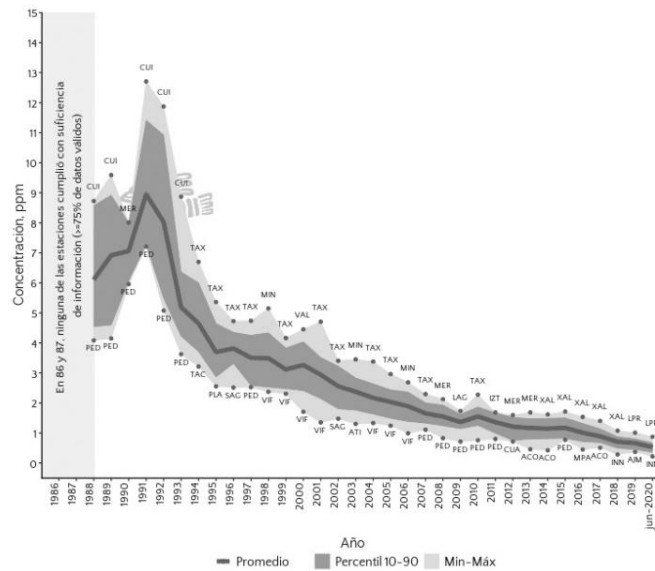
Tabla 5.1. Efectos fijos. Comparación con Arceo *et al* (2016)

	CO		PM <sub>10</sub>		PM <sub>2.5</sub>
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
	2016 - 2018	1997 - 2007 (Arceo <i>et al</i> )	2016 - 2018	1997 - 2007 (Arceo <i>et al</i> )	2016 - 2018
Mortalidad infantil	0.0041 (0.0044)	0.0014** (0.0007)	0.0965 (0.1086)	0.0649*** (0.0234)	0.0485 (0.1944)
Media de contaminación	802.8241	2,707.56	45.82	66.94	25.75
Efectos fijos. Bimestre x Alcaldía	X	X	X	X	X
Tendencias semanales	X	X	X	X	X
Controles de clima	Temp prom (4) Temp min (3) Temp max (3) Humedad relativa (3) Velocidad viento (3)	Temp prom (4) Temp min (3) Temp max (3)	Temp prom (4) Temp min (3) Temp max (3) Humedad relativa (3) Velocidad viento (3)	Temp prom (4) Temp min (3) Temp max (3)	Temp prom (4) Temp min (3) Temp max (3) Humedad relativa (3) Velocidad viento (3)
Observaciones	2,373	18,017	2,302	18,017	2,203

Errores estándar en paréntesis; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

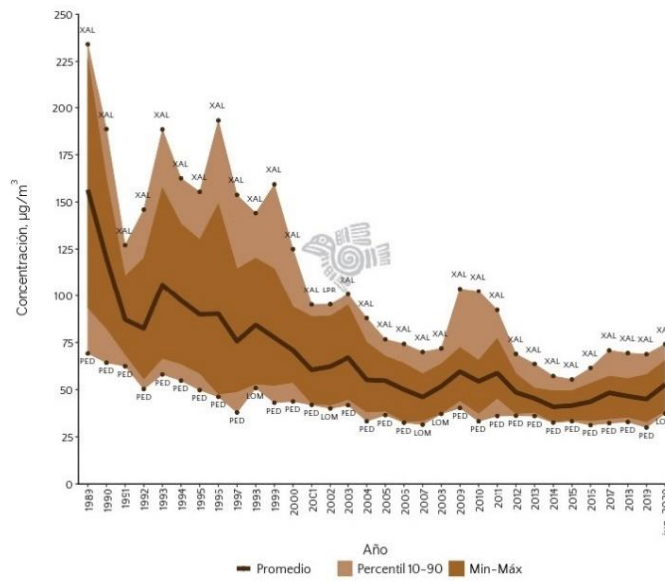
Efectos fijos bimensuales por alcaldía, tendencias de tiempo por municipio y controles polinómicos de clima (el paréntesis en las variables de clima indica el orden del polinomio). Los datos son a nivel alcaldía para la Ciudad de México de 2016 a 2018. Los datos de contaminación provienen de la Red de Monitoreo Atmosférico, los datos de clima de la Red de Meteorología y los datos de nacimientos y mortalidad de la Dirección General de Información en Salud. La tasa de mortalidad municipal es la suma de muertes en una semana dividida entre los nacimientos acumulados 52 semanas antes.

Figura 5.1. Promedio anual de los máximos diarios de 8 h de CO



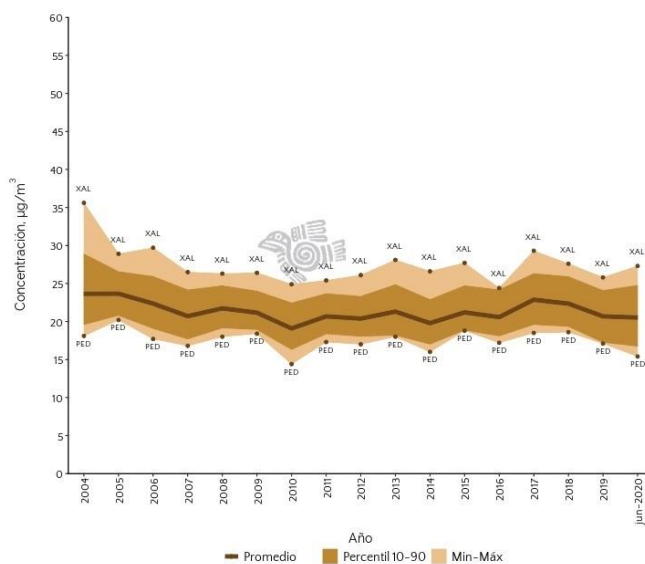
Fuente: Sistema de Monitoreo Atmosférico de la CDMX

Figura 5.2. Promedio anual de los muestreos de 24h del monitoreo manual de PM<sub>10</sub>



Fuente: Sistema de Monitoreo Atmosférico de la CDMX

Figura 5.3 Promedio anual de los muestreos de 24h del monitoreo manual de PM<sub>2.5</sub>



Fuente: Sistema de Monitoreo Atmosférico de la CDMX

La Tabla 5.2 muestra las estimaciones al variar los efectos fijos bimestrales por municipio y la tendencia semanal. En la columna 4, el efecto de PM<sub>10</sub> es significativo al 5%. Esto no indica que exista un efecto, sino que da evidencia de que omitir algunas variables puede dar lugar a estimaciones erróneas. Es decir, al no controlar por efectos fijos bimestrales por municipio, no se están tomando en cuenta los factores no observables que afectan tanto a la mortalidad infantil como a la contaminación en una temporada. Por ejemplo, si en temporada de vacaciones, la alcaldía donde está el aeropuerto tiene mayor tráfico de aviones en tierra, esto ocasionaría que la contaminación aumentara en esa alcaldía, pero también la mortalidad infantil por que los niños están más expuestos a accidentes en general. Esto da evidencia que no controlar por ciertos factores puede llevar a estimar efectos falsos.

Tabla 5.2. Efectos fijos. Variación en efectos fijos

	PM <sub>10</sub>			CO		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	0.0965 (0.1086)	0.3340** (0.143)	0.0804 (0.1047)	0.0041 (0.0044)	-0.0006 (0.0064)	0.0116** (0.0045)

Efectos fijos bimestres x alcaldía

X

X

X

X



Efectos fijos por alcaldía	X	X	X	X	X	X
Tendencias semanales	X	X		X	X	
Observaciones	2,302	2,302	2,302	2,373	2,373	2,373

Errores estándar en paréntesis; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Efectos fijos bimensuales por alcaldía, tendencias de tiempo por municipio y controles polinómicos de clima (Polinomio de cuarto orden de temperatura promedio, tercero en temperatura máxima, mínima, humedad y velocidad de viento). Los datos son a nivel alcaldía para la Ciudad de México de 2016 a 2018. Los datos de contaminación provienen de la Red de Monitoreo Atmosférico, los datos de clima de la Red de Meteorología y los datos de nacimientos y mortalidad de la Dirección General de Información en Salud. La tasa de mortalidad municipal es la suma de muertes en una semana dividida entre los nacimientos acumulados 52 semanas antes.

## 5.2 Variables instrumentales

En este apartado se presentan los resultados de la estrategia de usar la interacción entre aforo y variables climatológicas como estrategia de identificación.

### 5.2.1 Primera etapa

Para facilitar la interpretación de la primera etapa, la Tabla 5.3 muestra la derivada parcial de la contaminación con respecto al aforo en los valores promedio de las variables climatológicas. Para CO, el efecto es significativo al 5% para las distintas categorías por tipo de vehículo. Una desviación estándar adicional del aforo vehicular total en una semana aumenta en 0.222 desviaciones estándar la concentración de CO. Los autos tienen el mayor efecto entre todas las categorías, una desviación estándar de automóviles aumenta la concentración de CO en 0.188 desviaciones estándar. Cabe recordar que, de las emisiones totales de este contaminante, el 44.8% provienen de automóviles particulares y taxis, los cuales presumiblemente entran en la categoría de automóviles. Al añadir los microbuses y las camionetas, el efecto disminuye. Si bien podría resultar contraintuitivo, puede ser que la suma de microbuses, camionetas y automóviles sea menos variable que solamente los automóviles. El efecto de excluir los automóviles, es decir, incluir microbús y camionetas, autobuses, camión unitario, camión articulado y biarticulado, es muy parecido al efecto de agregar estas últimas tres categorías.

En el caso de PM<sub>10</sub>, los vehículos que más utilizan diésel son los tractocamiones, por lo que se esperaría que un aumento de los vehículos de la última categoría tuviese un efecto significativo en contaminación. No obstante, solo existe un efecto para automóviles,

microbuses y camionetas. Lo que puede estar pasando en este caso es que el aumento de vehículos chicos disminuye la eficiencia del motor de los vehículos emisores de  $PM_{10}$ . Es decir, más camiones pesados no necesariamente implican mayores niveles de  $PM_{10}$ , pero sí contaminan más si hay más automóviles, microbuses y camionetas en circulación. Para  $PM_{2.5}$  no hay evidencia de que el aumento en el aforo vehicular tenga un efecto en este contaminante.

Tabla 5.3 Primera etapa (Efecto marginal. Coeficientes beta)						
	Todos	Autos	Automóviles, microbuses y camionetas	Menos autos	Autobús largo, camiones unitarios, articulados y biarticulados	Camiones unitarios, articulados y biarticulados
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
$\beta \times$ (desviación estándar aforo/ desviación estándar CO)	0.222***	0.188***	0.153**	0.166***	0.191***	0.168***
	(3.370)	(2.598)	(2.440)	(3.094)	(3.070)	(3.185)
Observaciones	2,294	2,294	2,294	2,294	2,294	2,294
$\beta \times$ (desviación estándar aforo/ desviación estándar PM <sub>10</sub> )	0.0921	0.0887	0.118*	0.0334	-0.108	-0.0884
	(1.118)	(1.021)	(1.673)	(0.508)	(-1.349)	(-1.127)
Observaciones	2,237	2,237	2,237	2,237	2,237	2,237
$\beta \times$ (desviación estándar aforo/ desviación estándar PM <sub>2.5</sub> )	0.100	0.0463	0.101	0.0838	-0.0938	-0.0685
	(1.053)	(0.431)	(1.182)	(1.166)	(-0.971)	(-0.717)
Observaciones	2,136	2,136	2,136	2,136	2,136	2,136

Estadístico z en paréntesis; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Efecto del aforo vehicular en PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y CO según condiciones climatológicas. La tabla muestra la derivada parcial de la contaminación con respecto al aforo en los valores promedio de las variables climatológicas. Efectos fijos bimensuales por alcaldía, tendencias de tiempo por municipio y controles polinómicos (Polinomio de cuarto orden de temperatura promedio, tercero en temperatura máxima, mínima, humedad y velocidad de viento). Los datos son a nivel alcaldía para la Ciudad de México de 2016 a 2018. Los datos de contaminación provienen de la Red de Monitoreo Atmosférico, los datos de aforo de INFOVIAL.

## 5.2.1 Variables instrumentales

Las estimaciones de variables instrumentales se presentan en la Tabla 5.4 junto con el estadístico F. Los resultados indican que cuando la contaminación es instrumentada con aforo vehicular total, un incremento de ppb de CO en una semana incrementa 0.0342 las muertes por 100 000 nacimientos en la Ciudad de México y el efecto es significativo al 10%. El efecto es similar cuando el aforo solo incluye automóviles, microbuses y camionetas. Contra intuitivamente, el efecto es negativo cuando se toman los autos como variables instrumentales. No obstante, el estadístico F, al ser menor de 10 para todos los tipos de vehículo, no da evidencia de que el instrumento sea relevante para ninguna de las categorías. Esto indica que el aforo no está suficientemente correlacionado con la contaminación por lo que no es posible afirmar que el problema de endogeneidad está resuelto. El aforo vehicular puede no ser buen predictor de la calidad del aire si el aforo vehicular no es una medida apropiada de tráfico. Como se mencionó al presentar los datos, los monitores de Infovial no están diseñados para medir la congestión vehicular en toda la ciudad. En este sentido, la baja correlación entre la medida de aforo y contaminación apunta a que asignar una medida de tráfico por alcaldía con base en estos sensores no captura las emisiones de CO y partículas provenientes de fuentes móviles.

Los sensores de Infovial también registran velocidad. Las fuentes móviles contaminan menos cuando van a una velocidad menor pero constante. No obstante, si los vehículos tienen un constante “frenar y parar”, una velocidad menor hace que el motor opere en niveles menores a los eficientes y por ende contaminen más. En este sentido, bajo el supuesto que lo segundo ocurre, un aumento de la velocidad estaría relacionado con menores niveles de contaminación. La Tabla 5.5 muestra las estimaciones del efecto de la velocidad vehicular en  $PM_{10}$  y CO. Si bien el signo es negativo como se esperaba, el efecto no es significativo. El rango de eficiencia de los motores suele estar entre el 55 y 80 km por hora; a una velocidad mayor, las emisiones por vehículo aumentan (Sims, 2020). Estoy sugiere una relación de U entre velocidad y emisiones vehiculares.

Aun cuando la medida de tráfico hubiera sido exacta, el efecto de interés puede estar subestimado si en contingencias ambientales, al llegar a ciertos niveles de contaminación, la regulación obliga a retirar vehículos en circulación. Sin embargo, estas medidas no son tan frecuentes. El programa “Hoy No Circula” limita el número de vehículos en circulación de lunes a sábado sin importar el nivel de contaminación. Cuando estos niveles exceden cierto umbral,

se retiran más vehículos de la circulación. Estas medidas son poco usuales y tienden a no durar más de tres días seguidos en una semana.

Tabla 5.4. Variables Instrumentales. Efecto de la contaminación en mortalidad infantil

	Todos	Autos	Automóviles, microbuses y camionetas	Menos autos	Autobús largo, camiones unitarios, articulados y biarticulados	Camiones unitarios, articulados y biarticulados
<i>Panel (A)</i>						
CO	0.0342** (2.003)	-0.0115 (-0.385)	0.0374** (2.098)	0.0615** (2.289)	0.0215 (1.283)	-0.0122 (-0.545)
Observaciones	2,294	2,294	2,294	2,294	2,294	2,294
Estadístico F	2.422	1.704	2.477	2.325	2.399	3.037
<i>Panel (B)</i>						
PM <sub>10</sub>	0.303 (0.472)	-0.892 (1.146)	0.217 (0.373)	-0.259 (0.381)	0.289 (0.700)	1.415* (1.975)
Observaciones	2,237	2,237	2,237	2,237	2,237	2,237
Estadístico F	1.705	1.780	2.317	1.683	1.466	1.862
<i>Panel (C)</i>						
PM <sub>2.5</sub>	1.572* (1.801)	-0.206 (-0.221)	1.366 (1.588)	-0.406 (-0.344)	0.577 (0.965)	2.466** (2.175)
Observaciones	2,136	2,136	2,136	2,136	2,136	2,136
Estadístico F	2.135	1.777	1.454	3.038	2.122	1.303

Estadístico t en paréntesis; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Efecto de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y CO, usando como instrumento la interacción entre aforo vehicular y condiciones climatológicas, en la mortalidad infantil. Efectos fijos bimensuales por alcaldía, tendencias de tiempo por municipio y controles polinómicos (Polinomio de cuarto orden de temperatura promedio, tercero en temperatura máxima, mínima, humedad y velocidad de viento). Los datos son a nivel alcaldía para la Ciudad de México de 2016 a 2018. Los datos de contaminación provienen de la Red de Monitoreo Atmosférico, los datos de clima de la Red de Meteorología y los datos de nacimientos y mortalidad de la Dirección General de Información en Salud. La tasa de mortalidad municipal es la suma de muertes en una semana dividida entre los nacimientos acumulados 52 semanas antes.

Tabla 5.5. Primera Etapa. Velocidad como instrumento de CO y PM<sub>10</sub>

CO	
$\beta \times$ (desviación estándar velocidad/ desviación estándar CO)	-0.0151  (-0.400)
Observaciones	2,234

	PM <sub>10</sub>
$\beta \times$ (desviación estándar velocidad/ desviación estándar PM <sub>10</sub> )	-0.00712  (-0.124)
Observaciones	2,177

Estadístico z en paréntesis; \*\*\* p<0.01, \*\* p<0.05, \* p<0.1

Efecto de PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> y CO, usando como instrumento la velocidad, en la mortalidad infantil. Efectos fijos bimensuales por alcaldía, tendencias de tiempo por municipio y controles polinómicos (Polinomio de cuarto orden de temperatura promedio, tercero en temperatura máxima, mínima, humedad y velocidad de viento). Los datos son a nivel alcaldía para la Ciudad de México de 2016 a 2018. Los datos de contaminación provienen de la Red de Monitoreo Atmosférico y los datos de clima de la Red de Meteorología.

## 6. Discusión y conclusiones

Los resultados del efecto de la contaminación en salud en este estudio son inestables por lo que es necesario identificar cuáles son las limitantes de estas estimaciones y futuras líneas de investigación. Como ya se mencionó antes, en comparación con un artículo previo para la ZMVM, los coeficientes para la especificación del modelo de efectos fijos del presente trabajo no indican que la contaminación tenga un efecto en la mortalidad infantil para las alcaldías de la Ciudad de México. Si bien es un periodo distinto que excluye a los municipios del Estado de México y los coeficientes pueden estar sesgados por error de medición, también es cierto que niveles de contaminación relativamente bajos podrían no tener un efecto en la mortalidad infantil. La evidencia para algunas ciudades en Estados Unidos que se caracterizan por tener bajos niveles de contaminación apunta a que niveles menores a 1.01 ppb de CO no tienen un efecto en la mortalidad; la media para el periodo de estudio de este trabajo es de .802 ppb por lo que el resultado se encontraría en línea con la literatura previa. En el caso de PM<sub>10</sub>, los resultados van en contra de la evidencia; se ha documentado el efecto en la mortalidad infantil a niveles de alrededor de 28.94  $\mu\text{m}$  mientras que los resultados de la especificación de efectos fijos de este trabajo no encuentran un efecto a niveles de alrededor de 45.82. (Currie y Neidell, 2005; Currie *et al* 2009; Chay y Greenstone, 2003; Knittel *et al*, 2011). No obstante, el

coeficiente de la especificación de efectos fijos puede estar sesgado. Es por esto por lo que se utilizó una estrategia de variables instrumentales: la interacción de aforo vehicular y variables climatológicas.

Ahora bien, estos resultados son inestables, lo cual puede ser atribuido a una medida imperfecta de tráfico. El aforo como medida de tráfico supone que, a mayor número de vehículos por alcaldía, mayor es la contaminación en esta. No obstante, la distribución de los monitores de Infovial en la ciudad no necesariamente permite capturar esto. La asignación de una medida de tráfico a cada municipio asumiendo que entre más cerca está el monitor, más exacta es la medida, podría ser imprecisa si no captura el flujo de vehículos en localidades de avenidas no principales, pero sobre todo dificulta un análisis a nivel alcaldía para aquellas que tienen pocos sensores de tráfico cercanos. Si bien los sensores de tráfico están ubicados en las zonas más congestionadas de la ciudad, para analizar el efecto de la contaminación proveniente de las emisiones vehiculares se necesita un análisis más desagregado. Al ser el tráfico un fenómeno local, un análisis a nivel colonia permitiría capturar de mejor manera el efecto de las fuentes móviles en los niveles de contaminación. Además, los datos deberían ser idealmente recopilados o rediseñados para construir medidas de tráfico más acertadas. Por ejemplo, crear una medida de tráfico como en Knittel *et al* (2016) que, al contar con la distancia que cubre el sensor y los vehículos, construyen la densidad vehicular por tramo. Estas medidas no solamente serían un insumo para investigaciones como la presente, sino también para investigaciones con el objetivo de evaluar las políticas ambientales que ha llevado a cabo el gobierno de la Ciudad de México en los últimos años.

Estos últimos esfuerzos como el *Programa de Contingencias Ambientales y Hoy No Circula*, pueden haber contribuido a la baja mejoras en la calidad del aire. También hay evidencia que la tasa de mortalidad infantil ha disminuido (Secretaría de Salud, 2017). No obstante, esto último no necesariamente se puede atribuir completamente a la disminución de los niveles de contaminación. Las políticas implementadas en el periodo u otros factores pudieron haber hecho que la mortalidad disminuyera porque la gente ha tomado medidas para protegerse más o porque los servicios de salud han mejorado. Por ejemplo, en Hong Kong el efecto de la contaminación ambiental en mortalidad infantil ha disminuido drásticamente e incluso el efecto es no significativo) y el efecto es atribuido a la mejora de los servicios de salud (Cheung *et al*, 2020).

En el caso de México, en 2016 la OCDE afirmó que la introducción del *Seguro Popular* había mejorado algunos indicadores en el país, entre ellos mortalidad infantil (OCDE, 2016). No obstante, esta es una aseveración que no es exclusiva para la Ciudad de México y que no sugiere una relación causal. En este sentido futuras investigaciones deben también orientarse a primero, confirmar que la mortalidad infantil ha bajado y segundo, identificar el mecanismo. Esto permitirá hacer recomendaciones más acertadas de políticas públicas, es decir, permitirá determinar si para mitigar los efectos a corto plazo de la contaminación ambiental, es más efectivo aumentar y mejorar los servicios de salud que implementar políticas para disminuir las emisiones.

El presente trabajo investigó cuál es el efecto de la contaminación en la mortalidad infantil para la Ciudad de México de los años 2016 a 2018. Para esto, se estimó un modelo de efectos fijos y otro de variables instrumentales utilizando el aforo vehicular y su interacción con variables climatológicas como instrumento de CO, PM<sub>10</sub>Y PM<sub>2.5</sub>. En comparación con la evidencia previa para la Zona Metropolitana del Valle de México, el presente trabajo no encontró un efecto de la contaminación de la mortalidad infantil para la especificación de efectos fijos. En el caso de variables instrumentales, los resultados son inestables, lo cual es atribuido a una medida imperfecta de tráfico. Hacia futuras investigaciones, es de interés analizar si efectivamente la mortalidad infantil ha disminuido y sus mecanismos, así como el efecto de la contaminación proveniente de fuentes móviles con base en medidas acertadas



## Bibliografía

- Arceo, E., Hanna, R., & Oliva, P. (2016). Does the effect of pollution on infant mortality differ between developing and developed countries? Evidence from Mexico City. *The Economic Journal*, 126(591), 257-280.
- Chay, K. Y., & Greenstone, M. (2003). The impact of air pollution on infant mortality: evidence from geographic variation in pollution shocks induced by a recession. *The quarterly journal of economics*, 118(3), 1121-1167.
- Cheung, C. W., He, G., & Pan, Y. (2020). Mitigating the air pollution effect? The remarkable decline in the pollution-mortality relationship in Hong Kong. *Journal of Environmental Economics and Management*, 102316.
- Comisión Federal para la Protección contra Riesgos Sanitarios (2017). Clasificación de los contaminantes del aire ambiente. Recuperado de <https://www.gob.mx/cofepris/acciones-y-programas/2-clasificacion-de-los-contaminantes-del-aire-ambiente>
- Coneus, K., & Spiess, C. K. (2010). Pollution exposure and infant health: Evidence from Germany
- Currie, J., & Almond, D. (2011). Human capital development before age five. In *Handbook of labor economics* (Vol. 4, pp. 1315-1486). Elsevier.
- Currie, J., & Neidell, M. (2005). Air pollution and infant health: what can we learn from California's recent experience?. *The Quarterly Journal of Economics*, 120(3), 1003-1030.
- Currie, J., & Walker, R. (2011). Traffic congestion and infant health: Evidence from E-zpass. *American Economic Journal: Applied Economics*, 3(1), 65-90.
- Currie, J., Neidell, M., & Schmieder, J. F. (2009). Air pollution and infant health: Lessons from New Jersey. *Journal of health economics*, 28(3), 688-703.
- Currie, J., Zivin, J. G., Mullins, J., & Neidell, M. (2014). What do we know about short-and long-term effects of early-life exposure to pollution?. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 6(1), 217-247.
- Deschênes, O., Greenstone, M., & Guryan, J. (2009). Climate change and birth weight. *American Economic Review*, 99(2), 211-17.
- European Environment Agency (2016) Dispersal of air pollution. Disponible en <https://www.eea.europa.eu/publications/2599XXX/page005.html>
- Foster, A., Gutierrez, E., & Kumar, N. (2009). Voluntary compliance, pollution levels, and infant mortality in Mexico. *American Economic Review*, 99(2), 191-97.

- GBD 2017 Risk Factor Collaborators. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet*. 8 Nov 2018; 392:1923-94.
- Hernández, G., Berry, T-A., Wallis, S.L., & Poyner, D. (2017, November). Temperature and Humidity Effects on Particulate Matter Concentrations in a Sub-Tropical Climate During Winter. L. Juan (Ed.), *Proceedings of International Conference of the Environment, Chemistry and Biology (ICECB 2017)* (pp.41-49). 102. 10.7763/IPCBE 2017.V102.8.
- Jayachandran, S. (2009). Air quality and early-life mortality evidence from Indonesia's wildfires. *Journal of Human resources*, 44(4), 916-954.
- Knittel, C. R., Miller, D. L., & Sanders, N. J. (2016). Caution, drivers! Children present: Traffic, pollution, and infant health. *Review of Economics and Statistics*, 98(2), 350-366.
- Miller, K. A., Siscovick, D. S., Sheppard, L., Shepherd, K., Sullivan, J. H., Anderson, G. L., & Kaufman, J. D. (2007). Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *New England Journal of Medicine*, 356(5), 447- 458.
- Moretti, E., & Neidell, M. (2011). Pollution, health, and avoidance behavior evidence from the ports of Los Angeles. *Journal of human Resources*, 46(1), 154-175.
- Moretti, E., & Neidell, M. (2011). Pollution, health, and avoidance behavior evidence from the ports of Los Angeles. *Journal of human Resources*, 46(1), 154-175.
- Neidell, M. (2006). Public information and avoidance behavior: Do people respond to smog alerts?. Center for Integrating Statistical and Environmental Science Technical Report, 24.
- Neidell, M. (2009). Information, avoidance behavior, and health the effect of ozone on asthma hospitalizations. *Journal of Human resources*, 44(2), 450-478.
- Neidell, M. J. (2004). Air pollution, health, and socio-economic status: the effect of outdoor air quality on childhood asthma. *Journal of health economics*, 23(6), 1209-1236.
- OECD. (2016). *OECD Reviews of Health Systems: Mexico, 2016*. OECD.Chang, T., Graff Zivin, J., Gross, T., & Neidell, M. (2016). Particulate pollution and the productivity of pear packers. *American Economic Journal: Economic Policy*, 8(3), 141-69.
- Satterthwaite, D. (2020) Continuity and change in the world's 20 largest cities. International Institute for Environment and Development. <https://www.iied.org/continuity-change-worlds-20-largest-cities>
- Schlenker, W., & Walker, W. R. (2016). Airports, air pollution, and contemporaneous health. *The Review of Economic Studies*, 83(2), 768-809.

Secretaría de Salud (2017) 440. Se reduce mortalidad materna e infantil entre 2012 y 2016 [Comunicado de Prensa] Disponible en <https://www.gob.mx/salud/prensa/440-se-reduce-mortalidad-materna-e-infantil-entre-2012-y-2016>

Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México. (2018) Inventario de Emisiones de la Ciudad de México 2016. Dirección General de Gestión de la Calidad del Aire, Dirección de Programas de Calidad del Aire e Inventario de Emisiones. Ciudad de México.

Sims (2020), Climate explained: does your driving speed make any difference to your car's emissions? The Conversation. Disponible en <https://theconversation.com/climate-explained-does-your-driving-speed-make-any-difference-to-your-cars-emissions-140246>

Tomtom (2019). Traffic index 2019. Disponible en [www.tomtom.com](http://www.tomtom.com)

## **Datos**

Dirección General de Información en Salud. Bases de datos – Defunciones. Datos disponibles en: [www.dgis.salud.gob.mx/contenidos/basesdedatos/da\\_defunciones\\_gobmx.html](http://www.dgis.salud.gob.mx/contenidos/basesdedatos/da_defunciones_gobmx.html)

Dirección General de Información en Salud. Bases de datos – Nacimientos ocurridos. Datos disponibles en: [www.dgis.salud.gob.mx/contenidos/basesdedatos/bdc\\_nacimientos\\_gobmx.html](http://www.dgis.salud.gob.mx/contenidos/basesdedatos/bdc_nacimientos_gobmx.html)

Infovial (2020) Datos de Tráfico. Datos de acceso público no disponibles

Sistema de Monitoreo Atmosférico (2020). Bases de datos - Red Automática de Monitoreo Atmosférico (RAMA). Datos disponibles en: [www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?Opc=%27akbh%27](http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?Opc=%27akbh%27)

Sistema de Monitoreo Atmosférico (2020). Bases de datos - Red de Meteorología y Radiación Solar (REDMET). Datos disponibles en: [www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?Opc=%27akbi%27](http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?Opc=%27akbi%27)