자동차 배출 미세먼지 영향에 대한 기초연구

2017. 12

이동규 · 김용래 · 김종헌

한국조세재정연구원

목 차

Ⅰ. 서 론 ····· 1

Ⅱ. 국내 자동차 관련 현황 ····· 5
1. 자동차 등록현황 ····· 5
2. 자동차 주행거리 ····· 13
3. 자동차 관련 CAPSS 미세먼지 배출량 ····· 20

Ⅲ. 자동차 미세먼지 배출 수준 ····· 27
1. 자동차 미세먼지 규제 현황 및 측정 방법 ····· 27
2. 자동차 미세먼지 측정 결과 및 분석 ····· 36

Ⅳ. 미세먼지의 인체피해 효과 ····· 56
1. 미세먼지 위해성의 일반론 ····· 56
2. 미세먼지에 의한 인체피해 관련 연구 ····· 57

Ⅴ. 결론 및 시사점 ····· 77
1. 요약 및 결론 ····· 77
2. 정책시사점 ····· 79

참고문헌 ····· 82

〈부 록〉 ····· 100

표목차

〈표 Ⅰ-1〉 IMF 보고서에서 추정한 우리나라 오염물질별 단위피해비용 ····· 2

〈표 Ⅱ-1〉 최근 10년간 주요 지표 추이 ····· 6
〈표 Ⅱ-2〉 차종별 등록대수 분포 추이 ····· 7
〈표 Ⅱ-3〉 용도별 등록대수 분포 추이 ····· 9
〈표 Ⅱ-4〉 연료별 등록대수 분포 추이 ····· 11
〈표 Ⅱ-5〉 자동차 주행거리 요약 ····· 14
〈표 Ⅱ-6〉 용도별 주행거리 추이 ····· 14
〈표 Ⅱ-7〉 2016년 기준 용도별 차종별 주행거리 ····· 15
〈표 Ⅱ-8〉 연료별 주행거리 ····· 16
〈표 Ⅱ-9〉 2016년 기준 연료별 차종별 주행거리 ····· 16
〈표 Ⅱ-10〉 용도별 차종별 유형별 규모별 자동차 주행거리 ····· 18
〈표 Ⅱ-11〉 용도별 차종별 연료별 자동차 주행거리 ····· 19
〈표 Ⅱ-12〉 초미세먼지 배출량 ····· 20
〈표 Ⅱ-13〉 지역별 초미세먼지 배출량 및 비중 ····· 24
〈표 Ⅱ-14〉 지역별 도로이동오염원의 초미세먼지 배출량 및 비중 ····· 25
〈표 Ⅱ-15〉 지역별 초미세먼지 배출량에서 도로이동오염원의 기여율 ····· 26

〈표 Ⅲ-1〉 소형차량 PM 및 PN 규제 현황 ····· 28
〈표 Ⅲ-2〉 대형차량 PM 및 PN 규제 현황 ····· 29
〈표 Ⅲ-3〉 소형차량 데이터 수집 결과 ····· 39
〈표 Ⅲ-4〉 대형차량 데이터 수집 결과 ····· 41

〈표 Ⅳ-1〉 미세먼지가 인체에 미치는 건강 영향 ····· 57

그림목차

[그림 Ⅱ-1] 국내 총자동차 등록대수 및 자동차 대당 인구수 추이 ····· 6
[그림 Ⅱ-2] 차종별 등록대수 비중 추이 ····· 8
[그림 Ⅱ-3] 차종별 등록대수 비중 추이 ····· 10
[그림 Ⅱ-4] 연료별 등록대수 비중 추이 ····· 11
[그림 Ⅱ-5] 차령별 등록대수 비중 추이 ····· 12
[그림 Ⅱ-6] 지역별 초미세먼지 총배출량 및 도로이동오염원에 의한 배출량 ··· 25

[그림 Ⅲ-1] 소형차와 대형차의 배출가스 측정 방식 비교 ····· 30
[그림 Ⅲ-2] NEDC 주행 측정 모드 ····· 31
[그림 Ⅲ-3] FTP75 주행 측정 모드 ····· 32
[그림 Ⅲ-4] SC03 주행 측정 모드 ····· 32
[그림 Ⅲ-5] US06 주행 측정 모드 ····· 33
[그림 Ⅲ-6] WLTP 주행 측정 모드 ····· 33
[그림 Ⅲ-7] Busan city 주행 측정 모드 ····· 34
[그림 Ⅲ-8] JE05 주행 측정 모드 ····· 34
[그림 Ⅲ-9] Katech-G 주행 측정 모드 ····· 35
[그림 Ⅲ-10] NIER-06 주행 측정 모드 ····· 35
[그림 Ⅲ-11] PM 배출량 종합 비교 ····· 42
[그림 Ⅲ-12] PM 배출량 종합 비교(NEDC 모드) ····· 42
[그림 Ⅲ-13] PM 배출량 종합 비교(FTP75 모드) ····· 43
[그림 Ⅲ-14] PM 배출량 일반 경유 차량 제외 비교 ····· 44
[그림 Ⅲ-15] PM 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(NEDC 모드) ····· 44
[그림 Ⅲ-16] PM 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(FTP75 모드) ····· 45
[그림 Ⅲ-17] 측정 모드에 따른 PM 배출량 비교 ····· 45
[그림 Ⅲ-18] 측정기관에 따른 PM 배출량 비교(휘발유 차량) ····· 46
[그림 Ⅲ-19] 측정기관에 따른 PM 배출량 비교(경유 차량) ····· 46
[그림 Ⅲ-20] PN 배출량 종합 비교 ····· 47
[그림 Ⅲ-21] PN 배출량 종합 비교(NEDC 모드) ····· 47
[그림 Ⅲ-22] PN 배출량 종합 비교(FTP75 모드) ····· 48

[그림 Ⅲ-23] PN 배출량 일반 경유 차량 제외 비교 ····· 48
[그림 Ⅲ-24] PN 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(NEDC 모드) ····· 49
[그림 Ⅲ-25] PN 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(FTP75 모드) ····· 49
[그림 Ⅲ-26] 측정 모드에 따른 PN 배출량 비교 ····· 50
[그림 Ⅲ-27] 측정기관에 따른 PN 배출량 비교(휘발유 차량) ····· 50
[그림 Ⅲ-28] 측정기관에 따른 PN 배출량 비교(경유 차량) ····· 51
[그림 Ⅲ-29] PM 및 PN 배출량 동시 종합 비교 ····· 51
[그림 Ⅲ-30] PM 및 PN 배출량 일반 경유 차량 제외 동시 비교 ····· 52
[그림 Ⅲ-31] 대형 버스의 PM 배출량 비교 ····· 53
[그림 Ⅲ-32] 실도로 주행 조건에서 GDI 및 ERUO6 경유 차량의 PM, PN, NOx 비교 ····· 54
[그림 Ⅲ-33] 실도로 주행 조건에서 차량 연료 종류별 PM 및 PN 비교 ····· 55

[그림 Ⅳ-1] 초미세먼지(PM2.5) 농도와 사망위험비 ····· 58
[그림 Ⅳ-2] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 만성폐쇄성폐질환의 상대 위험도 ····· 61
[그림 Ⅳ-3] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 폐암의 상대 위험도 ····· 62
[그림 Ⅳ-4] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 하기도 감염의 상대 위험도 ···· 64
[그림 Ⅳ-5] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 허혈성 심장질환의 상대 위험도 ····· 68
[그림 Ⅳ-6] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 뇌혈관질환의 상대 위험도 ···· 72

Ⅰ. 서 론

2000년대 초반까지도 우리나라에서는 미세먼지에 대한 사회적 인식도 매우 낮았고 관심도 거의 없었다. 오히려 해마다 봄철에 중국에서 불어오는 황사가 얼마나 길게, 혹은 얼마나 심하게 지속될지에 더 많은 관심을 보였다. 불과 십여 년 전까지도 크게 관심받지 못하였던 미세먼지가 최근들어 그 위해성이 부각되면서 사회적 관심이 고조되고 있다. 워낙 작은 입자로 말미암아 호흡기를 거쳐 혈관을 타고 체내 여러 곳에 질병을 유발할 수 있음이 언론을 통해 알려지면서 국민들의 우려도 높아지기 시작하였다. 특히, 최근 몇 년 사이에는 국민들이 체감하는 미세먼지 고농도 발생일수가 잦아지면서 사회적 불안감도 함께 증가하고 있는 상황이다. 이에 따라 미세먼지에 대한 정부의 적극적인 저감 노력을 요구하는 목소리가 커지고 있다.[1)]

정부에서도 국민들의 이러한 요구에 부응하기 위하여 미세먼지 저감 대책마련에 노력을 경주하고 있다. 지난 6월 한 달간 노후 석탄화력발전소 8기를 가동중지한 것은 정부 또한 미세먼지 저감을 위해 적극적으로 대응하고 있다는 것을 보여주는 대표적인 예가 될 것이다. 이뿐 아니라, 경유세 인상 여부에 대하여 검토한 사례, 전기차의 적극적인 보급 계획 및 그에 대한 보급 추진 등의 움직임에서도 정부의 대응 노력을 알 수 있는 대목이다.

한편, 도로이동오염원에 의한 미세먼지의 위해성은 생활 인접성이나 오염물질 구성상 다른 오염원에 의한 미세먼지의 위해성보다 더 크다는 주장이 제기되고 있다. 예를 들어, IMF 보고서(Parry *et al.*, 2014)에서는 우리나라의 미세먼지 피해비용이 도로부문에서 발전부문보다 10배 이상 높은 것으로 제시하고 있다. Parry *et al.*(2014)에서는 2010년 기준으로 주요 국가에서 배출되는 이산화황, 질소산화물, 초미세먼지에 대하여 단위 배출량당 피해비용을 산출

1) 본고는 서론 등에서 일반론적으로 미세먼지와 초미세먼지를 포괄하는 개념으로 '미세먼지'라는 용어로 통칭한다. 다만, 구분이 필요한 경우에는 PM10을 미세먼지, PM2.5를 초미세먼지로 구분하여 지칭한다. 또는 PM10과 PM2.5를 직접 사용하기도 한다.

하였다. 각 오염물질의 피해비용도 배출원에 따라 다를 수 있음을 반영하여 세 가지 배출원을 구분하여 비용을 추정하였다. 이 보고서에서 다룬 배출원은 ① 석탄 연소와 ② 천연가스 연소(발전시설), 그리고 ③ 지상에서의 천연가스와 자동차 연료 연소 등이다. Parry *et al.*(2014)에서 추정한 바에 따르면, 우리나라에서 초미세먼지의 단위 배출량(톤)당 피해비용은 석탄 발전의 연소과정에서 발생한 경우 4만 6천달러, 천연가스 발전의 연소과정에서 발생한 경우 4만 5,500달러, 지상에서 발생한 경우에는 54만 5,600달러로 추산되었다(〈표 Ⅰ-1〉 참고).

〈표 Ⅰ-1〉 IMF 보고서에서 추정한 우리나라 오염물질별 단위피해비용

(단위: 톤당 달러)

오염물질	배출원	피해비용(대한민국)
이산화황	석탄	35,228
	천연가스	34,688
	지상	20,862
질소산화물	석탄	25,439
	천연가스	25,375
	지상	4,253
초미세먼지	석탄	46,054
	천연가스	45,507
	지상	545,623

주: 석탄은 석탄발전소의 연소과정에서 오염물질이 발생하는 경우를, 천연가스는 천연가스발전소의 연소과정에서 발생하는 경우를 각각 의미함.
지상(ground level)은 가정 난방 등에서 사용하는 천연가스를 연소하거나 자동차 주행으로 인한 연료를 연소할 때 발생하는 경우를 의미함.
출처: Parry et al.(2014), p.95 ANNEX TABLE 4.2.1의 내용을 저자가 재구성함

Parry *et al.*(2014)에서는 오염물질이 인체로 흡입되는 양을 결정하는 주요 요인으로 오염물질이 발생되는 고도, 오염물질에 노출된 인구 규모(인구밀도), 기상학적 조건 등을 지적하고 있다. 이 보고서는 초미세먼지가 생활공간과 직결되는 지상 부근에서 배출되는 경우 그 피해가 훨씬 심각함을 피해비용 추정치를 통해 제시하고 있다. 이러한 IMF의 보고서에 대응할만한 (초)미세먼지의 피해비용에 대한 연구가 우리나라에서도 여러 차례 진행된 바 있으나 대

부분이 유럽연합 집행위원회(EC; European Commission)에서 수행한 피해비용 추산 연구를 바탕으로 우리나라의 여건(인구밀도, GDP 등)을 반영하는 편익이전(benefit transfer)을 하는 수준에서 산출한 것이 많다(한국자원경제학회(2013), 경제·인문사회연구회(2014), 이동규 외(2017) 등).

피해비용뿐만 아니라, 미세먼지 배출량에 대한 정보도 관련한 연구나 자료는 존재하나 학계나 연구계의 논쟁에서 벗어나지 못하고 있다. 특히, 본고에서 관심을 가지고 있는 자동차로부터 발생하는 미세먼지 배출량에 대해서는 실험 연구도 여러 건 진행되었고 국립환경과학원에서 제시하는 국가통계자료 또한 존재함에도 불구하고 이와 관련된 논쟁이 계속되고 있다. 논쟁이 지속되는 이유 가운데에는 연구 결과나 국가통계자료가 서로 일관되지 않는 경우가 많다는 점도 있다. 물론, 실험 연구는 각각의 실험 조건이 다르기 때문에 도출되는 결과도 다를 수밖에 없겠으나 전반적인 결과의 방향성이 다른 것은 전혀 다른 문제기 때문이다.

현재 국립환경과학원의 대기오염 배출량 자료는 정부가 해당 주제로 제공하는 유일한 통계자료로 국가통계로서의 지위에 있다고 말할 수 있다. 그럼에도 불구하고 추정치를 결정하는 기준이 계속 바뀌어 왔고, 가장 최근에 발표한 2014년 배출량 통계에 대해서도 휘발유나 LPG 부탄의 미세먼지 배출량이 지나치게 과소평가되고 있다는 지적이 이어지고 있다. 이러한 점에서 국립환경과학원에서 제시하고 있는 대기오염 배출량 통계자료에 대한 논란이 계속되고 있다. 안타까운 것은 그렇다고 해서 국립환경과학원의 배출량 자료를 대체할만한 다른 통계자료도 없다는 점이다. 이미 미세먼지 배출량에 대한 실험 연구들이 수행되었으나 특정 연구의 결과를 대푯값으로 사용하기에는 한계가 있기 때문이다.

이상적으로는 국내 적용수치의 대푯값으로 사용하기에 충분한 공신력을 갖춘 연구가 진행되어야 한다. 배출량을 추정하는 연구진이나 자문단을 다양한 전문가 집단으로 구성하여 추정 과정에서 고려해야 할 사항들을 최대한 반영해야 한다. 그러나 이러한 작업은 대규모 프로젝트이기 때문에 많은 인력과 시간, 예산이 필요할 것으로 보인다. 공신력 있는 연구가 수행되기까지는 기존 연구결과들을 잘 정리하여 활용하는 것이 하나의 효과적인 대안이 될 수

있다. 당장 공신력 있는 연구가 수행된다 하더라도 그 결과가 나오기까지는 짧게는 1년, 길게는 수년의 시간이 필요할 수 있다. 이러한 시간적 제약 아래 그 결과가 나오기 전에 대략의 정책적 방향성을 잡아야 한다면 지금까지의 연구결과들을 정리하여 그것에서 시사점을 도출하는 것이 주어진 가용자원을 이용하는 최선의 방법이 될 것이다.

따라서 지금까지 공개된 도로부문의 미세먼지와 관련된 여러 연구들의 결과를 잘 정리하여 살펴보아야 할 것이다. 지금까지 수행된 연구가 무엇이며, 그 결과는 어떠하였으며, 각 연구가 가지는 한계가 무엇인지 이해하는 것은 향후 더 발전된 연구를 위해 필수적인 요소라 할 수 있다. 그러나 저자가 파악하고 있는 한, 지금까지의 연구결과들을 정리하는 작업도 국내에서는 미진한 상황이다. 지금까지 진행된 국내외 여러 가지 연구결과들을 한 데 모아 정리하는 것만으로도 앞으로의 연구와 정책에 시사점을 제공할 수 있다. 본 연구는 이러한 국내 여건을 고려하여 시작되었다. 본고는 국내의 자동차(도로이동오염원)와 관련한 현황을 분석하고 자동차 배출 미세먼지에 대하여 배출량 실험과 인체피해 연구결과들을 중심으로 검토하여 시사점을 도출하고자 한다.

본고의 구성은 다음과 같다. 다음 장에서는 국내 자동차 관련 현황을 소개한다. 자동차에 관한 정보 중에서도 특히, 미세먼지 배출과 연관될 수 있는 사항을 중심으로 살펴본다. 단순한 현황만을 보여주는 것이 아니라 현황별로 미세먼지 배출량에 대해 접근할 수 있는 시각을 다루어보고 이러한 시각들이 적절한 것인가에 대해서도 논의한다. 제Ⅲ장에서는 자동차에서 발생하는 미세먼지의 배출량에 대한 기존 연구들을 정리한다. 먼저, 국내의 미세먼지 배출 규제에 대하여 소개하고 지금까지 진행된 국내외의 각종 실험 연구결과를 수합하여 차종별, 유종별 미세먼지의 배출 수준을 살펴본다. 제Ⅳ장에서는 미세먼지가 야기할 수 있는 인체피해효과에 대한 기존 연구들을 다루고 있다. 미세먼지로 인한 질병 가능성에 대하여 국내외의 다양한 연구결과들을 정리하여 소개한다. 마지막 장에서는 앞선 장들에서 정리한 내용들을 요약하고 기존 연구결과들을 기반으로 할 때 정책입안자가 참고할 만한 시사점들을 제시하며 마무리한다.

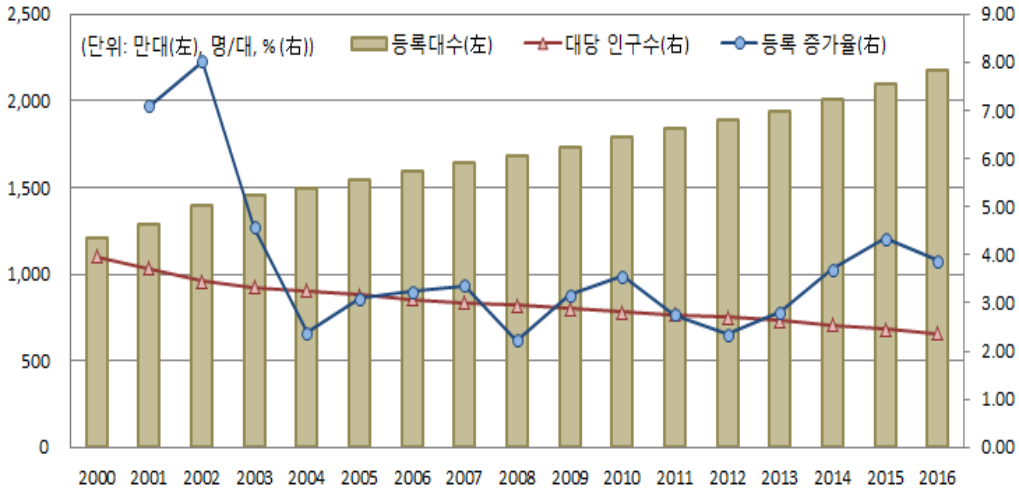
Ⅱ. 국내 자동차 관련 현황

본 장에서는 자동차 및 자동차에서 배출되는 미세먼지와 관련되는 국내 통계자료를 정리하여 살펴보도록 한다. 먼저, 우리나라에 등록되어 있는 자동차 현황에 대하여 살펴보고, 자동차 종류별 주행거리의 특성을 파악하고자 한다. 그리고 마지막으로는 다음 장에서 소개할 자동차 미세먼지 배출 관련 연구를 살펴보기에 앞서 국립환경과학원에서 제공하고 있는 대기정책지원시스템(CAPSS; Clean Air Policy Support System)상의 미세먼지 배출 정보를 소개하고자 한다.

1. 자동차 등록현황

지난 10년(2007~2016년) 동안 국내 자동차 등록대수는 연평균 2.9%가량의 증가율을 기록하고 있다. [그림 Ⅱ-1]에서 확인할 수 있듯 2000년대 이후 매년 등록대수의 증가율은 2000년대 초에 비하면 하락하였지만 3% 내외의 성장세를 유지하고 있다. 다소간의 변동성은 있지만 추세적으로 2004년 이후에 오히려 증가율이 더 커지고 있다. 인구보다 자동차 등록의 증가속도가 빠르며, 이에 따라 자동차 1대당 인구수가 2000년에 4.0명에서 2016년에는 2.4명까지 감소하였다. 소득수준은 더 높아지고 인구증가율은 지속적으로 낮아지고 있는 현 추세를 감안한다면 당분간 자동차 1대당 인구수는 더 떨어질 것이다. 바꾸어 말하면, 우리나라는 인구수 대비 자동차수가 갈수록 늘어날 것이다.

[그림 Ⅱ-1] 국내 총자동차 등록대수 및 자동차 대당 인구수 추이



출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 및 국가통계포털(KOSIS) 자료로 재계산하여 저자 작성

〈표 Ⅱ-1〉 최근 10년간 주요 지표 추이

(단위: 대, 명, 가구)

연도	자동차 등록대수(①)	총인구수 (②)	1인당 평균 자동차 등록대수 (③ = ①/②)	추계 가구수 (④)	가구당 평균 자동차 등록대수 (⑤ = ①/④)
2007	16,428,177	49,268,928	0.33	16,601,723	0.99
2008	16,794,219	49,540,367	0.34	16,883,417	0.99
2009	17,325,210	49,773,145	0.35	17,167,884	1.01
2010	17,941,356	50,515,666	0.36	17,494,884	1.03
2011	18,437,373	50,734,284	0.36	17,879,317	1.03
2012	18,870,533	50,948,272	0.37	18,118,513	1.04
2013	19,400,864	51,141,463	0.38	18,388,488	1.06
2014	20,117,955	51,327,916	0.39	18,704,975	1.08
2015	20,989,885	51,529,338	0.41	19,012,895	1.10
2016	21,803,351	51,696,216	0.42	19,284,671	1.13

주: 총인구수는 주민등록인구현황 통계수치임
추계가구수는 통계청 장래가구추계의 가구원수별 추계가구값임(교통안전공단, 2017, p.17)
출처: 국토교통부 자동차등록현황보고, 국가통계포털(KOSIS)자료, 교통안전공단(2017)을 이용하여 저자 계산

자동차 등록대수의 증가율은 가구수의 증가율보다도 빨라 이미 한 가구에 한 대 이상의 자동차를 보유하고 있는 것으로 나타나고 있다(〈표 Ⅱ-1〉 참조). 가구수의 증가율은 인구 증가율보다는 안정적으로 유지되고 있는데(최근 10년간 인구 증가율은 0.48%, 가구수 증가율은 연평균 1.51%를 기록함) 이는 가구의 분화에 따른 1인 가구가 확대되는 것도 큰 역할을 하는 것으로 보인다. 그렇지만 자동차 등록 증가율은 가구 증가율보다도 더 빠르게 유지되고 있다. 한 사람 또는 한 가구에서 보유하는 자동차 수가 계속 증가할 수만은 없으므로 1인당 자동차 보유대수가 일정 수준에 이르면 증가세는 정체되겠으나 아직은 정체기를 기대할 시점은 아닌 것으로 보인다. 그렇다면 자동차 증가 패턴을 이해하는 것도 본고에서 다루는 자동차 배출 미세먼지에 대한 이해를 높이는 데 도움이 될 것이다.

〈표 Ⅱ-2〉 차종별 등록대수 분포 추이

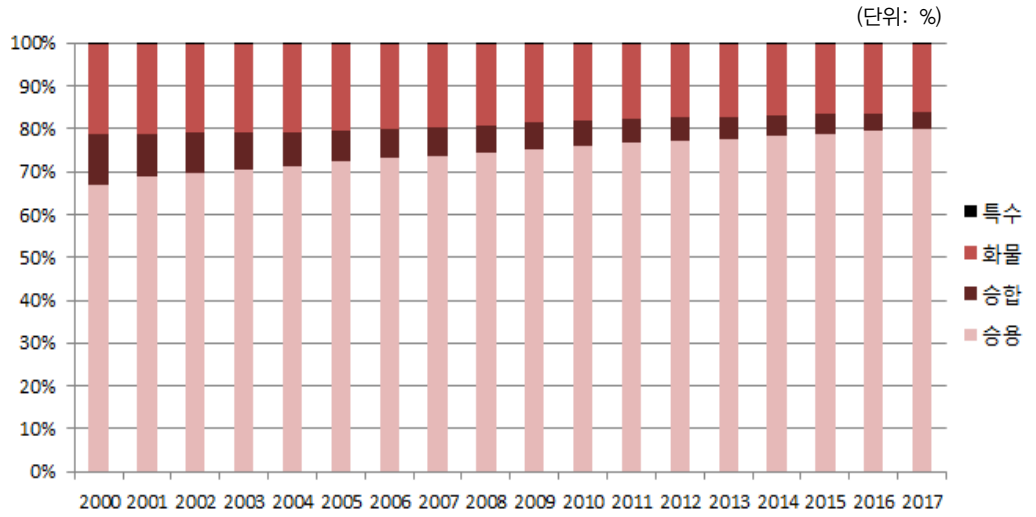
(단위: 천대)

연도	승용차	승합차	화물차	특수차	총계
2000	8,084	1,427	2,511	37	12,059
2001	8,889	1,257	2,728	39	12,914
2002	9,737	1,275	2,894	42	13,949
2003	10,279	1,247	3,016	45	14,587
2004	10,621	1,204	3,062	47	14,934
2005	11,122	1,125	3,102	48	15,397
2006	11,607	1,106	3,133	49	15,895
2007	12,100	1,105	3,171	52	16,428
2008	12,484	1,097	3,160	53	16,794
2009	13,024	1,081	3,167	54	17,325
2010	13,632	1,050	3,204	56	17,941
2011	14,136	1,015	3,226	59	18,437
2012	14,577	987	3,244	63	18,871
2013	15,078	971	3,286	66	19,401
2014	15,747	947	3,354	70	20,118
2015	16,562	920	3,433	75	20,990
2016	17,338	893	3,492	80	21,803
2017	17,884	874	3,532	85	22,375

주: 2017년은 9월말 기준(다른 연도는 모두 각 연도 말 기준)
출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료

먼저, 차종별로 등록대수의 변화를 살펴보기로 한다. 여기에서 차종이란 국토교통부에서 자동차 등록대수를 집계할 때 사용하는 기준과 동일한 의미로, 승용차·승합차·화물차·특수차를 가리킨다. 〈표 Ⅱ-2〉의 차종별 등록대수 분포를 보면, 2000년대 들어 승용차는 2배 이상 증가하였으나 승합차는 40% 가까이 감소하였다. 화물차도 40% 이상 증가하였으나 승용차의 증가속도에는 이르지 못하고 있다. 특수차는 증가율로는 승용차를 살짝 웃돌고 있으나 전체 규모가 크지 않다. 이에 따라, 전체 자동차 등록대수에서 승용차의 비중이 갈수록 늘고 있는 상황이다. 2000년에는 67% 수준이었던 승용차의 비중이 2017년 9월말에는 80% 수준까지 확대되었다. 따라서 자동차에서 배출하는 미세먼지에 대해서도 차종의 관점에서는 승용차와 화물차를 중심으로 관심을 가지는 것이 바람직할 것으로 보인다. 승용차와 화물차는 전체 등록대수에서 차지하는 비중도 가장 높으며, 그 증가세도 계속되고 있기 때문이다.

[그림 Ⅱ-2] 차종별 등록대수 비중 추이



출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료로 저자 작성

등록대수를 용도별로 구분하여 살펴보면, 자가용 자동차가 압도적인 비중을 차지하고 있음을 확인할 수 있다. 비록 영업용 자동차가 2000년대에 130% 이상의 가파른 증가세를 기록하고 있지만, 자가용 자동차의 비중은 전체 자동차

의 90% 이상을 안정적으로 유지하고 있다. 따라서 앞선 차종별 분포와 결합하여 생각한다면 우리나라에 등록된 차량의 절대 다수는 자가용 승용차라고 할 수 있다. 따라서 일반 자동차와 관련된 정책을 고려할 경우, 자가용 승용차가 가장 보편적인 정책대상이 됨을 인지해야 한다.

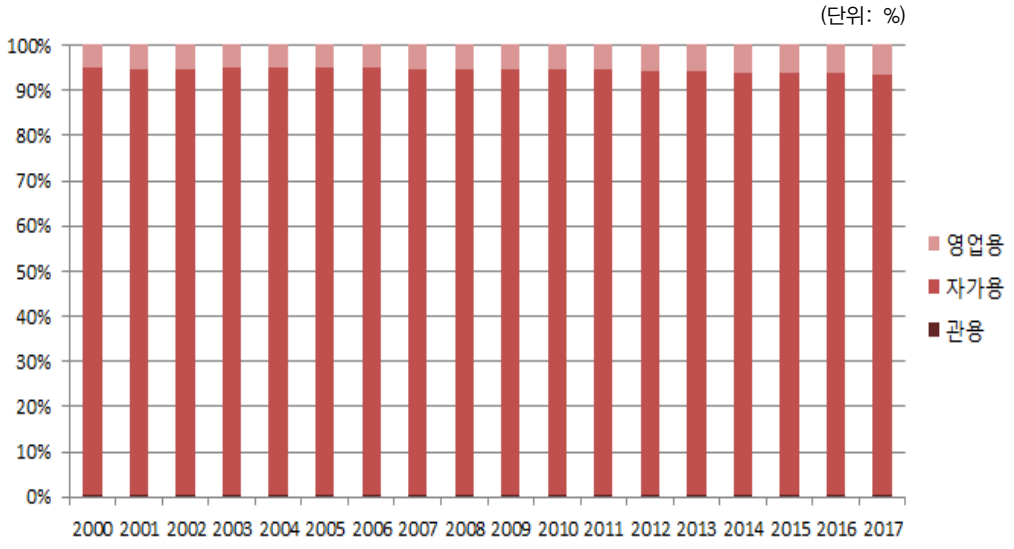
〈표 Ⅱ-3〉 용도별 등록대수 분포 추이

(단위: 천대)

연도	관용	자가용	영업용	총계
2000	50	11,389	620	12,059
2001	52	12,194	669	12,914
2002	53	13,173	723	13,949
2003	55	13,781	751	14,587
2004	57	14,111	767	14,934
2005	58	14,555	784	15,397
2006	59	15,019	817	15,895
2007	61	15,496	871	16,428
2008	62	15,821	911	16,794
2009	64	16,330	930	17,325
2010	66	16,901	974	17,941
2011	69	17,357	1,011	18,437
2012	71	17,747	1,052	18,871
2013	73	18,202	1,126	19,401
2014	75	18,830	1,213	20,118
2015	78	19,623	1,290	20,990
2016	80	20,345	1,378	21,803
2017	84	20,851	1,440	22,375

주: 2017년은 9월말 기준(다른 연도는 모두 각 연도 말 기준)
출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료

[그림 Ⅱ-3] 차종별 등록대수 비중 추이



출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료로 저자 작성

자동차 등록대수를 연료별로 살펴보는 것은 자동차 배출 미세먼지와 관련하여 기존의 차종이나 용도보다 더 큰 의미를 가진다. 미세먼지에 대해서는 내연기관 차량 중 휘발유 차량이나 LPG 차량보다 경유 차량의 문제가 더 많이 지적되고 있기 때문이다. 2000년에만 해도 전체 자동차 등록대수 중 휘발유 차량은 60%가량의 비중을 차지하는 등 비교적 확고한 점유율을 보이고 있었다(당시 경유 차량의 비중은 30% 수준이었다). 그러나 약 17년이 지난 2017년 9월말 기준으로는 휘발유와 경유 차량의 점유율이 거의 비슷한 수준으로 바뀌었다(휘발유 차량: 46.1%, 경유 차량: 42.4%). 이에 반해, LPG 차량은 2009년까지 조금씩 점유율이 늘어났으나(2000년: 10.1%, 2009년: 13.8%) 2010년부터 점유율이 감소하기 시작하여 2017년 9월말에는 10% 점유율에 미치지 못하고 있다(9.5%). 전기차와 하이브리드 차량은 가파른 성장세를 보이고 있으나 아직까지는 전체 차량에서 차지하는 점유율이 낮은 수준이고, 천연가스는 CNG(Compressed Natural Gas)버스 위주로 보급되어 대수도 적으며 2010년대에는 정체되는 양상을 보이고 있다.

〈표 Ⅱ-4〉 연료별 등록대수 분포 추이

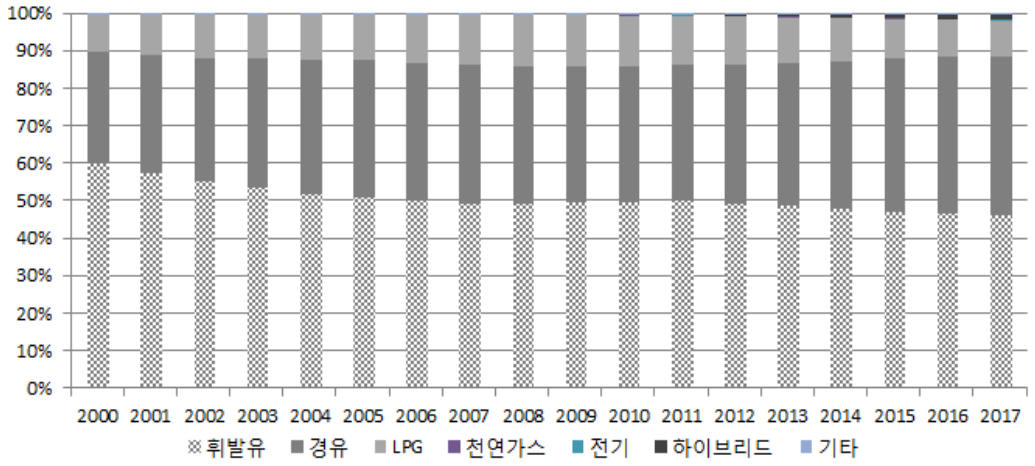
(단위: 대)

연도	휘발유	경유	LPG	천연가스	전기	하이브리드	기타
2000	7,214,028	3,594,065	1,214,079	–	6	–	37,142
2001	7,417,458	4,029,650	1,427,699	–	2	–	39,306
2002	7,672,591	4,607,309	1,625,376	–	2	–	44,163
2003	7,760,783	5,054,689	1,723,458	1,376	2	–	46,487
2004	7,702,598	5,385,089	1,793,711	5,090	4	–	47,600
2005	7,800,253	5,650,004	1,889,593	8,619	5	–	48,241
2006	7,915,852	5,869,412	2,047,401	11,980	8	–	50,581
2007	8,085,475	6,087,255	2,187,066	15,333	15	–	53,033
2008	8,256,752	6,136,884	2,321,272	20,318	0	3,657	55,336
2009	8,556,488	6,284,554	2,390,962	25,109	0	10,742	57,355
2010	8,907,069	6,483,423	2,443,575	28,720	66	19,167	59,336
2011	9,170,450	6,704,991	2,429,298	32,441	344	38,482	61,367
2012	9,276,235	7,001,950	2,415,485	37,003	860	75,003	63,997
2013	9,399,738	7,395,739	2,391,988	39,708	1,464	103,580	68,647
2014	9,587,351	7,938,627	2,336,656	40,457	2,775	137,522	74,567
2015	9,808,633	8,622,179	2,257,447	39,777	5,712	174,620	81,517
2016	10,092,399	9,170,456	2,167,094	38,880	10,855	233,216	90,451
2017	10,314,763	9,488,004	2,124,305	38,958	20,336	290,952	97,993

주: 2017년은 9월말 기준(다른 연도는 모두 각 연도 말 기준)
출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료

[그림 Ⅱ-4] 연료별 등록대수 비중 추이

(단위: %)

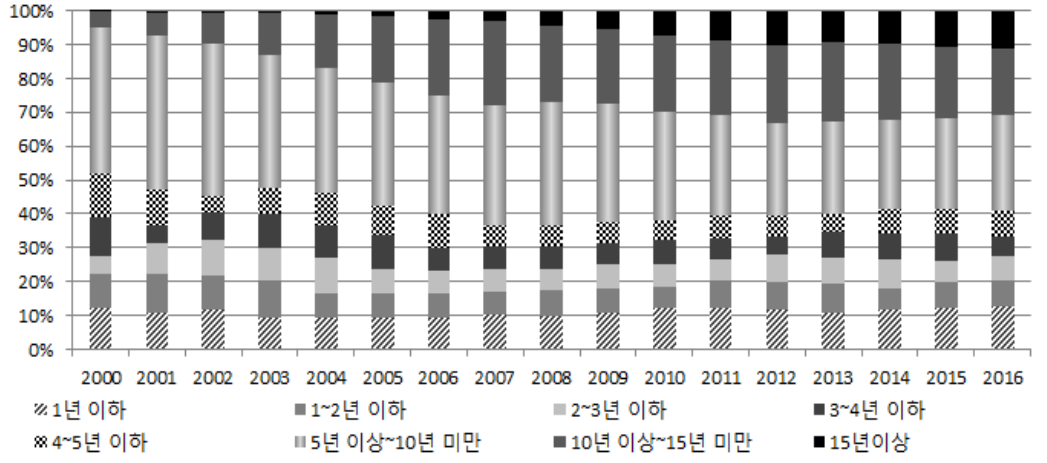


출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료로 저자 작성

등록된 자동차의 차령 분포에 대하여도 간략히 살펴보면, 2010년 이후 차령별 분포는 대체로 안정적으로 볼 수 있다. 15년 이상의 차령 차량 비중이 다소 증가하고 있으나 10년 이상으로 확대하여 보면 10년 이상 차령의 차량 비중은 30% 초반 수준에서 큰 변동 없이 유지되고 있다. 1년 이하의 차령 차량의 비중이 10%를 약간 상회하며, 신차부터 5년 이하 차령 차량의 비중은 40% 수준에서 유지되고 있다. 차령 정보에서 미세먼지 배출과 관련하여 관심을 가지고 볼 사항은 노후 차량의 비중이라 할 수 있다. 10년 이상 혹은 15년 이상된 노후 차량은 오염물질 배출기준이 지금보다는 훨씬 낮은 수준이었을 때 출시된 차량으로 오염물질 저감장치도 제대로 갖추지 못한 경우가 많다. 이는 특히 경유 차량에서 나타나는 문제이다. 따라서 경유 차량을 중심으로 노후화 차량을 신형 차량으로 빠르게 교체하는 것만으로도 자동차에서 배출되는 미세먼지를 줄이는 데에는 큰 효과를 볼 수가 있다. 다만, 현재 공개된 자료들만으로는 연료별 차령에 대한 정보가 충분치 않아 이에 대한 정확한 분석은 본고에서는 하기 어려운 상황이다. 전체 등록대수에서 노후 차량의 비중이 30% 수준으로 지속되고 있다는 점에서 경유차의 노후 차량 수준도 유사할 것으로 짐작할 뿐이다.

[그림 Ⅱ-5] 차령별 등록대수 비중 추이

(단위: %)



주: 2017년 자료는 9월말 기준으로 연 단위의 차령으로 구분짓기 어려워 2016년까지만 포함함
출처: 국토교통부 자동차등록현황보고 통계자료를 재계산하여 저자 작성

2. 자동차 주행거리

본 절에서는 자동차 주행거리에 대한 정보를 정리하고자 한다. 자동차에서 배출되는 미세먼지는 결국 주행과정에서 발생되므로 자동차가 몇 대 있느냐보다는 자동차를 얼마나 많이 운행하느냐와 더 밀접한 관계를 가진다. 따라서 앞 절에서 살펴본 등록대수 정보보다 본 절에서 다루는 주행거리 정보가 자동차 배출 미세먼지와 관련해서는 더 중요한 자료라 평할 수 있다.

그렇지만 자동차 주행거리는 등록대수와는 다르게 추정한 정보임을 이해할 필요가 있다. 등록대수는 국토교통부에서 실제 수량을 파악하고 있지만, 자동차 주행거리는 모든 차량의 주행거리를 적산 거리계(odometer) 등으로 매년 측정하지 않는 이상 정확한 수치를 알 수 없다. 본고에서 사용하는 자동차 주행거리는 교통안전공단에서 차량 정기검사과정에서 측정한 주행거리를 기반으로 한다. 따라서 적산 거리계 수치를 사용하는 자료라는 점에서 실측자료라 할 수 있다. 다만, 정기검사가 모든 차량에 대하여 매년 이루어지는 것은 아니기 때문에 매년 검사대상에서 누락된 차량에 대한 주행거리는 반영되지 않는 한계가 있다. 이를 반영하는 과정에서 교통안전공단의 자료에도 일정 부분 추정기법이 적용되었으므로, 해당 자료가 완전한 실측자료라고 보기에는 한계가 있다.

교통안전공단에서 제공하는 자동차 주행거리 자료에 따르면, 우리나라의 전체 자동차 총주행거리는 2016년에 3,100억km 이상인 것으로 나타난다. 이는 2012년 대비 약 11.3% 증가한 수치이다. 같은 기간 동안 자동차 등록대수는 15.5%가 증가하여 등록된 차량이 증가한 것보다는 주행거리 증가율이 더 낮음을 알 수 있다. 즉, 총주행거리의 증가는 각 차량의 운행거리가 증가한 것이라기보다는 차량 증가효과에 따른 것이다. 이는 한 대당 일평균 주행거리가 2012년에는 41.0km에서 2016년에는 39.7km로 감소한 것에서도 다시 확인할 수 있다(〈표 Ⅱ-5〉 참고). 대당 일평균 주행거리는 약간 감소하기는 하였으나 평균적으로 40km 수준임을 알 수 있다.

〈표 Ⅱ-5〉 자동차 주행거리 요약

	2012년	2013년	2014년	2015년	2016년
연간(천km)	279,522,620	277,420,070	290,008,712	298,322,891	311,236,234
1일 평균(km/대)	41.0	39.7	40.2	39.8	39.7

출처: 교통안전공단(2017), 일러두기/요약 p.15

교통안전공단에서는 차량을 용도로 구분할 때 '사업용'과 '비사업용'으로 구분하고 있다. '사업용'으로 분류한 것은 국토교통부 자동차 등록대수 통계상의 '영업용'과 매칭이 될 것으로 보이며, 비사업용에는 등록대수 통계상의 '자가용'과 '관용'이 포함된 것으로 보인다(교통안전공단, 2017, 일러두기/요약 p.8). 용도별 주행거리를 보면, 비사업용 차량의 주행거리는 최근 5년간 일평균 35km 수준을 유지하고 있지만 사업용 차량의 주행거리는 점차 감소하고 있는 것으로 나타난다. 그렇지만 2016년 기준으로 사업용 차량의 주행거리가 비사업용 차량보다 거의 3배가량 길다는 점에서 성능이 같은 차량이라면 사업용 차량 한 대가 비사업용 차량 3대 분량의 미세먼지를 배출한다고도 볼 수 있다.

〈표 Ⅱ-6〉 용도별 주행거리 추이

(단위: 천km, km/대)

	전체		비사업용		사업용	
	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균
2012년	279,522,620	41.0	229,495,448	35.7	50,027,172	132.6
2013년	277,420,070	39.7	228,553,452	34.7	48,866,618	122.6
2014년	290,008,712	40.2	240,402,793	35.4	49,605,918	116.2
2015년	298,322,891	39.8	245,579,592	34.9	52,743,300	115.5
2016년	311,236,234	39.7	259,685,418	35.3	51,550,815	105.6

출처: 교통안전공단(2017), 일러두기/요약 p.16

용도별 차량을 보다 세분화하여 각 용도에서 차종별로 주행거리를 살펴보면 〈표 Ⅱ-7〉과 같다. 비사업용 차량의 경우, 차종을 막론하고 대체로 일평균 주행거리가 40km 수준임을 알 수 있다. 승용차의 경우, 일평균 주행거리가 33.9km로 추산되어 그 중에서도 주행거리가 더 짧은 것으로 나타나고 있으나 그 차이가 크지 않다. 이에 반하여, 사업용 차량은 차종별로도 주행거리의 차이가 크게 나타나는 것을 알 수 있다. 사업용 승용차는 일평균 주행거리가 80km대로 조사되었으나, 화물차는 120km대, 승합차는 무려 170km대에 이르는 것으로 나타났다. 같은 사업용 차량이라도 차종별로 주행거리가 두 배 이상 차이가 나는 것이다. 특히, 화물차는 같은 거리를 주행하더라도 많은 미세먼지가 배출되는 것으로 알려져 있는데, 이에 더하여 사업용 화물차는 주행거리도 비사업용에 비하여 거의 세 배 가까이에 달한다는 점에서 이에 대한 정책수단이 필요할 것으로 보인다.[2)]

〈표 Ⅱ-7〉 2016년 기준 용도별 차종별 주행거리

(단위: 백만km, km/대)

2016년	전체		승용차		승합차		화물차		특수차	
	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균
비사업용	259,685	35.3	200,860	33.9	11,762	41.2	46,751	41.5	312	39.2
사업용	51,551	105.6	23,163	82.5	8,095	175.8	16,938	120.2	3,354	163.4

출처: 교통안전공단(2017) 자료를 재구성하여 저자 작성

다음으로 사용연료별 주행거리를 살펴보면, 휘발유·경유·LPG 차량 중에서는 LPG 차량의 주행거리가 가장 긴 것으로 나타났으며, 경유 차량의 주행거리도 휘발유 차량보다는 50% 이상 더 길게 주행하는 것으로 나타났다. 이는 LPG 차량의 많은 비중이 영업용 택시라는 점에서 기인하며, 휘발유차는 대부분 승용차임에 비해 경유차는 화물차의 비중도 적지 않기 때문으로 보인다.

2) 이동규 외(2017)에 따르면, 경유 화물차는 주행거리당 초미세먼지 배출량이 0.1042g/km로 다른 경유차(경유승용차: 0.0354g/km, 경유승합차: 0.0537g/km)보다 같은 거리를 주행하더라도 더 많은 초미세먼지를 배출하는 것으로 분석하였다.

〈표 Ⅱ-8〉 연료별 주행거리

(단위: 백만km, km/대)

	전체		휘발유		경유		LPG		기타	
	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균
2012년	279,523	41.0	104,706	30.9	121,234	48.8	49,548	55.9	4,034	74.8
2013년	277,420	39.7	103,888	30.0	122,717	47.5	45,920	52.1	4,895	69.3
2014년	290,009	40.2	108,842	30.9	130,146	47.5	45,340	52.2	5,681	66.7
2015년	298,323	39.8	110,341	30.4	137,434	47.0	44,266	52.3	6,282	61.6
2016년	311,236	39.7	115,294	31.0	149,264	47.0	39,655	48.6	7,023	56.9

출처: 교통안전공단(2017), 일러두기/요약 p.17

앞 절의 사용연료별 자동차 등록대수와 비교하여, 자동차 등록대수로는 아직까지 휘발유 차량이 경유 차량보다 많음에도 불구하고 총주행거리는 이미 경유 차량이 휘발유 차량보다 분명히 길다는 점을 지적할 필요가 있다. 연료별 미세먼지 배출 정도에 있어서도 경유 차량에 대한 문제의식이 많지만, 설령 경유 차량이 휘발유 차량과 유사한 수준의 단위 배출량을 기록하더라도 주행거리가 더 길다는 점에서 자동차 배출 미세먼지에 대한 정책의 우선순위는 경유 차량부터 두어야 할 것이다.

〈표 Ⅱ-9〉 2016년 기준 연료별 차종별 주행거리

(단위: 백만km, km/대)

2016년	전체		승용차		승합차		화물차		특수차	
	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균	연간	일평균
휘발유	115,294	31.0	115,165	31.0	45	25.7	83	23.7	0	13.0
경유	149,264	47.0	69,468	40.9	15,328	56.6	60,817	51.5	3,651	130.4
LPG	39,655	48.6	35,692	50.0	1,653	36.2	2,306	40.3	4	33.1
기타	7,023	56.9	3,699	45.1	2,831	212.4	482	17.3	11	29.8

출처: 교통안전공단(2017) 자료를 재구성하여 저자 작성

〈표 Ⅱ-10〉에서는 앞선 용도별 차종별 구분(〈표 Ⅱ-7〉 참고)에 차량의 규모까지 세분류하고 있다. 앞서 살펴본 바와 같이, 사업용 차량의 주행거리가 비사업용 차량의 경우보다 3배 가까이 길다는 점은 분명 주목할 만한 차이이기는 하다. 그러나 전체 총주행거리 3,112억km 중 83.4%에 해당하는 2,597억km가 여전히 비사업용 차량에 의한 것이라는 점도 염두에 둘 필요가 있다. 특히, 비사업용 승용차의 주행거리가 전체 주행거리의 64.5%인 2,009억km를 차지하고 있다. 또한, 사업용 차량의 경우 생계와 직접적으로 연결된 경우가 많으므로 이에 대한 규제나 조치는 상당한 저항이 예상된다. 정책이 실효를 거두기도 상대적으로 더 어려울 수 있다는 의미이다. 이러한 점에서 본다면 자동차 배출 미세먼지에 대한 대책을 수립할 때 그 대상으로 비사업용 승용차를 우선 고려하는 것은 나름의 논거가 있다고 볼 수 있다.

비사업용 승용차도 연료별로 조금 더 구분해 본다면, 〈표 Ⅱ-11〉에서 보듯 전체 주행거리에서 비사업용 휘발유 승용차가 35.7%를 차지하여 가장 큰 비중을 차지하고 있다. 그 뒤를 비사업용 경유 승용차(21.1%), 비사업용 경유 화물차(14.3%)가 따르고 있다. 이 세 집단에 속하는 차량의 주행거리가 전체 주행거리의 70% 이상을 차지하고 있다. 그러므로 주행거리만을 놓고 본다면 비사업용 차량, 그 중에서도 비사업용 승용차와 화물차에 대하여 주시할 필요가 있어 보인다. 그러나 이는 순전히 주행거리를 근거로 볼 때 내세울 수 있는 근거이며, 이것이 인정되기 위해서는 각 차량의 단위 주행거리당 미세먼지 배출량이 별 차이가 나지 않아야 한다는 전제가 있어야 한다. 다음 절에서 이러한 전제에 대한 국가통계 자료를 소개하고 있다.

〈표 II-10〉 용도별 차종별 유형별 규모별 자동차 주행거리

(단위: km/대, 백만km)

구분		1일 평균주행거리			연간 주행거리		
		전체	비사업용	사업용	전체	비사업용	사업용
승용차	소계	36.1	33.9	82.5	224,024	200,860	23,163
	일반형	34.8	32.0	84.5	158,605	138,208	20,397
	1,000cc 미만	25.5	24.8	57.6	16,057	15,330	727
	1,600cc 미만	22.7	22.7	58.6	5,005	4,993	11
	2,000cc 미만	36.1	32.5	87.1	95,273	80,256	15,017
	2,000cc 이상	39.7	37.3	82.8	42,270	37,628	4,642
	다목적형	40.4	39.7	71.5	53,067	51,118	1,948
	2,000cc 미만	40.6	39.8	71.2	35,179	33,617	1,562
	2,000cc 이상	39.9	39.5	73.0	17,887	17,501	386
	기타형	36.6	35.5	66.8	12,353	11,535	818
승합차	소계	59.9	41.2	175.8	19,857	11,762	8,095
	일반형	60.3	41.2	176.7	19,505	11,423	8,082
	15인 이하	38.3	38.3	42.4	1,028	1,012	15
	35인 이하	45.0	41.3	95.0	11,777	10,067	1,709
	36인 이상	193.1	47.0	232.0	6,701	343	6,357
	특수용도형	42.7	42.7	42.6	352	339	13
화물차	소계	50.2	41.5	120.2	63,689	46,751	16,938
	일반형	51.7	40.8	149.7	45,842	32,539	13,302
	1톤 이하	43.0	40.7	98.3	27,894	25,428	2,466
	5톤 미만	51.3	38.8	129.8	8,617	5,621	2,996
	5톤 이상	134.5	52.0	192.6	9,331	1,490	7,840
	덤프	19.3	18.3	41.5	368	333	34
	1톤 이하	21.3	21.1	34.8	169	166	3
	5톤 미만	17.0	15.9	36.7	137	120	16
	5톤 이상	20.2	16.9	50.7	62	47	15
	밴형	39.9	38.5	88.1	7,691	7,215	475
	1톤 이하	41.3	39.7	90.6	6,567	6,126	441
	5톤 미만	33.4	32.9	65.4	1,124	1,089	35
	특수용도형	57.4	53.4	68.3	9,789	6,663	3,126
특수차	소계	128.7	39.2	163.4	3,666	312	3,354
	견인형	221.7	68.8	241.2	3,071	108	2,963
	구난형	59.9	41.7	72.5	271	77	194
	수작업형	32.0	28.0	35.4	324	127	197
전체		39.7	35.3	105.6	311,236	259,685	51,551

출처: 교통안전공단(2017) p.21 일부 수정

〈표 Ⅱ-11〉 용도별 차종별 연료별 자동차 주행거리

(단위: km/대, 백만km)

		1일 평균주행거리			연간 주행거리		
		전체	비사업용	사업용	전체	비사업용	사업용
승용	계	36.1	33.9	82.5	224,024	200,860	23,163
	휘발유	31.0	30.5	59.9	115,165	111,083	4,082
	경유	40.9	39.9	73.4	69,468	65,592	3,875
	LPG	50.0	37.2	95.5	35,692	20,683	15,009
	기타	45.1	44.3	69.3	3,699	3,502	197
승합	계	59.9	41.2	175.8	19,857	11,762	8,095
	휘발유	25.7	24.6	85.3	45	42	3
	경유	56.6	42.2	155.6	15,328	9,984	5,344
	LPG	36.2	36.1	49.5	1,653	1,631	22
	기타	212.4	50.1	242.7	2,831	105	2,726
화물	계	50.2	41.5	120.2	63,689	46,751	16,938
	휘발유	23.7	23.6	83.3	83	83	1
	경유	51.5	41.9	138.9	60,817	44,565	16,252
	LPG	40.3	31.6	118.9	2,306	1,631	675
	기타	17.3	49.1	0.6	482	472	10
특수	계	128.7	39.2	163.4	3,666	312	3,354
	휘발유	13.0	12.6	18.1	0	0	0
	경유	130.4	39.9	163.5	3,651	299	3,352
	LPG	33.1	15.2	74.1	4	1	3
	기타	29.8	29.8	0.0	11	11	0
전체	계	39.7	35.3	105.6	311,236	259,685	51,551
	휘발유	31.0	30.5	59.9	115,294	111,208	4,085
	경유	47.0	40.8	128.3	149,264	120,441	28,823
	LPG	48.6	36.7	96.2	39,655	23,947	15,708
	기타	56.9	44.8	90.9	7,023	4,090	2,934

출처: 교통안전공단(2017) p.35 일부 수정

3. 자동차 관련 CAPSS 미세먼지 배출량

국립환경과학원은 대기정책지원시스템(Clean Air Policy Support System; 이하 'CAPSS')을 활용하여 점·면·이동오염원 등에서 배출되는 8가지 대기오염물질(CO, NOx, SOx, TSP, PM_{10}, $PM_{2.5}$, VOC, NH3)의 배출량을 매년 산정하여 국가 대기오염물질 배출량 서비스(http://airemiss.nier.go.kr) 웹페이지에 공개하고 있다.[3] 현재까지는 2014년 자료가 가장 최근 자료이며, 이는 2017년에 업데이트되었다. CAPSS 데이터는 주요 오염원을 망라하여 각 배출원을 대분류에서 중분류 및 소분류까지 구분하여 각 배출원에서의 대기오염물질 배출량을 비교적 상세히 정리하고 있다는 점에서 활용가치가 크다. 그러나 이러한 장점과는 별개로 각 배출량의 추정과정의 부적절함에 대한 비판도 끊이지 않고 있어 주의를 요하기도 한다.

〈표 II-12〉 초미세먼지 배출량

(단위: kg, %)

	CAPSS 2014		CAPSS 2013	
	배출량	비중	배출량	비중
국내 배출 총량	63,285,569	100.0	76,802,221	100.0
도로이동오염원	9,217,724	10.6	11,134,558	14.5
휘발유차	27,288	*0.3*	N.A.	–
LPG차	N.A.	–	N.A.	–
CNG차	N.A.	–	N.A.	–
경유차	9,190,436	*99.7*	11,134,558	*100.0*
경유(RV)	2,177,145	*23.6*	2,461,387	*22.1*
경유(승용)	48,294	*0.5*	56,763	*0.5*
경유(승합)	400,084	*4.3*	551,218	*5.0*
경유(화물)	6,292,030	*68.3*	7,736,480	*69.5*
경유(특수)	67,821	*0.7*	76,966	*0.7*
경유(버스)	205,061	*2.2*	251,744	*2.3*
비도로이동오염원	13,670,877	15.7	13,953,294	18.2
비산업 연소	1,045,358	1.2	1,225,631	1.6
에너지산업 연소	3,678,670	4.2	3,572,738	4.7
제조업 연소	30,321,751	34.9	41,606,126	54.2
생산공정	4,902,626	5.6	4,829,067	6.3
폐기물처리	203,812	0.2	201,960	0.3
기타 면오염원	244,753	0.3	278,846	0.4

주: 연료별 차종에 대한 비중(이탤릭체)은 도로이동오염원에서의 비중을 의미함
비산먼지와 생물성 연소에 의한 배출량은 국립환경과학원 내부적으로는 추산하고 있으나 아직 공개하지 않고 있어 이를 제외한 수치만을 사용함

출처: 국립환경과학원 국가 대기오염물질 배출량 서비스의 제공 자료를 저자가 재가공함

3) 국립환경과학원 국가 대기오염물질 배출량 서비스의 '소개'화면에서 설명하는 내용을 일부 발췌하였다.

〈표 Ⅱ-12〉는 CAPSS에서 제공된 국내 초미세먼지 배출량을 배출원대분류 기준으로 요약한 것이다. 이 표에서는 본고의 목적을 감안하여 도로이동오염원에 한해 대분류보다 더 세부적으로 연료 구분과 배출원 중분류까지 활용하여 추가적으로 더 세분화하였다. 가장 최근 자료인 2014년 배출량 수치를 기준으로 하면, 국내에서 배출되는 초미세먼지 총량은 6만 3천톤 남짓 된다. 이 중 제조업 연소에 의한 배출량이 전체의 거의 절반 수준인 47.9%를 차지한다. 그 뒤를 이어 비도로이동오염원과 도로이동오염원이 각각 21.6%와 14.6%를 차지한다.

제조업 연소에 의한 초미세먼지는 공정로, 연소시설 등에서 B-A·B-B·B-C유를 비롯하여 경유, 등유, LNG, LPG, 유·무연탄을 연소하는 과정에서 발생하는 것을 의미한다. 비도로이동오염원에 의한 초미세먼지는 철도, 항공, 선박, 농업기계, 건설장비 등을 이용하면서 그 연료인 B-A·B-C유, 경유, 항공유, 휘발유 등을 연소하는 과정에서 발생한다. 도로이동오염원에 의한 초미세먼지는 본고에서 다루고 있는 각종 자동차의 주행과정에서 발생하는 경우를 의미한다.

CAPSS에서 제공된 국내 초미세먼지 배출량을 2013년과 2014년을 대해 비교하여 보면 몇 가지 특징을 발견할 수 있다. 먼저, 2013년에 비해 2014년에는 1년이 지났음에도 불구하고 국내 총배출량이 7만 7천톤 수준에서 6만 3천톤 수준으로 17.6% 감소하였다. 1년 만의 수치라는 점에서 상당한 감소율이라 할 수 있다. 이동규 외(2017)에서 시나리오별로 추정한 내용에 따르면, 휘발유나 경유 가격을 2천원대(각각 2,179원, 2,636원)로 올리고 LPG 가격도 1,400원대로 올려도(시나리오 10) 국내 초미세먼지 총배출량은 3% 정도 감소할 것으로 예상되었다. 이와 비교하면 얼마나 큰 감소폭인지 짐작할 수 있다. 도로이동오염원에 의한 초미세먼지 배출량도 1년 동안 17.2%가 감소하였다. 이 수치도 이동규 외(2017)의 시나리오와 비교하면 휘발유 가격은 150원, 경유 가격은 693원, LPG 가격은 356원 올린 시나리오(시나리오 4)에서 기대되는 감소율(16%)보다도 좀 더 높은 수치이다. 가격을 인위적으로 조정하지 않았음에도 1년 사이에 이런 결과가 나온 이유는 어떻게 설명해야 할 것인가.

CAPSS 자료와 관련하여 한 가지 알고 있어야 하는 점은 CAPSS 2013년 자료와 2014년 자료는 동일한 기준에 의해 산출된 값이 아니라는 점이다. CAPSS

배출량 자료도 기본적으로는 추정치이다. 유사 차종에 대하여는 대표가 되는 차량에 대한 실험결과를 기초로 단위당 배출계수를 설정하고 여기에 적용되는 총차량 대수 등을 적용하여 최종적으로 배출량을 산출한다. 이것은 도로이동오염원뿐 아니라 모든 배출원에 대하여 각각의 배출계수를 산출하여 적용한다는 점에서 동일하다. 그런데 차종별 배출계수를 계속 업데이트해 오는 과정에서 동일한 차종에 대해서도 배출량이 달라지기도 한다.

그 대표적인 예가 휘발유 차에 대한 초미세먼지 배출량이다. 기존에는 휘발유 차량에서는 초미세먼지가 매우 적게 배출된다는 이유로 휘발유 차량에 대해서는 아예 초미세먼지 배출계수를 적용하지 않았다. 그래서 2013년에는 휘발유 차량에서 초미세먼지 배출량이 아예 추정값조차 없었다. 그러나 이후 GDI 엔진 휘발유 차량에서의 초미세먼지 발생이 이슈가 되면서 2014년에는 GDI 엔진 휘발유 차량에 대하여 초미세먼지 배출계수를 추정하여 적용하기 시작하였다. 2014년에는 경유차에 대해서는 초미세먼지 배출계수가 조금 작게 조정된 것으로 알려졌다. 2014년 업데이트 당시 경유 승용차 종류의 실도로 주행효과를 반영함에 따라 초미세먼지 배출계수는 작게, 질소산화물(NOx)의 배출계수는 크게 조정하였다는 것이 국립환경과학원 측의 설명이다.

이러한 조정으로 2013년 배출량 수치와 2014년 배출량 수치의 직접 비교가 적절하지 않을 수 있으나, 바꾸어 생각하면 이렇게 조정되는 것 자체가 그 사이 차량들에 적용된 기준이 강화되었기 때문으로 이해할 수도 있다. 즉, 유로4, 유로5 등의 유럽 기준의 오염물질 배출 기준을 우리나라 경유 차량에도 동일하게 적용하면서 경유 차량에 대한 오염물질 배출 저감장치의 장착이 의무화되고 같은 경유차라도 더 적은 초미세먼지를 배출할 수 있게 되었다. 이러한 규제의 강화를 반영하면서 배출계수가 업데이트된 것이라면 규제 강화에 따른 배출계수 조정분을 곧 해당 기간 동안의 배출량 감소를 가져온 원인으로 간주할 수도 있을 것이다.

또 다른 특징은 도로이동오염원에 의한 초미세먼지 배출량은 거의 전적으로 경유를 연료로 하는 차량에 의한다는 점이다. 비록 앞서 설명한 바와 같이 2014년에는 GDI 엔진의 휘발유 차량에 대해서도 일부 초미세먼지 배출을 반영하였다고는 하나, 그럼에도 여전히 휘발유 차량으로부터 발생하는 초미세먼

지 배출량은 도로이동오염원 전체 초미세먼지 배출추정량의 0.3%에 불과하다. CAPSS 자료만 놓고 본다면 자동차를 통해 발생하는 모든 초미세먼지의 90% 이상이 경유 화물차와 경유 RV(다목적 승용차)차량에서 기인한다. 그렇다보니 CAPSS 배출량 중 가장 많이 언급되는 비판 중 하나가 지나치게 자동차로부터 배출되는 초미세먼지가 경유 차량에 의한 것으로 단정하고 있다는 점이다. 제Ⅲ장에서 본격적으로 다루지만 기존의 많은 실험과 연구에서는 경유 차량을 도로이동오염원 중 초미세먼지 발생의 근원으로 단정하는 것이 지나친 결론일 수 있는 결과들이 보고되었다. 이것이 CAPSS 자료를 여과 없이 사용하기에 조심스러운 이유 중 하나이다.

경유 차량에서 배출되는 미세먼지에 대한 쟁점사항은 제Ⅲ장에서 보다 자세히 살펴보기로 하고, 본 장에서는 마지막으로 CAPSS 배출량을 근거로 할 때 확인할 수 있는 자동차 배출 초미세먼지의 특징을 한 가지 설명하고자 한다. 그것은 바로 수도권에서는 자동차에서 배출하는 초미세먼지가 차지하는 비중이 높다는 점이다. 서울과 경기, 인천에서 배출되는 총초미세먼지 가운데 도로이동오염원의 비중이 38.1%로 가장 높고, 그 뒤를 비도로이동오염원(32.5%)이 차지하고 있다. 인구수나 주행하는 자동차의 수를 고려한다면 이는 당연한 결과로 보인다. 여기에서는 수도권 내의 총배출량에서 도로이동오염원의 비중과 함께 지역별 도로이동오염원의 기여율 측면에서도 CAPSS 배출량 자료를 이용하여 살펴보고자 한다.

〈표 Ⅱ-13〉은 시도 단위 지역별 초미세먼지 배출량을 정리한 것이다. 각 지역에서 발생하는 총초미세먼지 배출량의 추정치이다. 그에 반해 〈표 Ⅱ-14〉는 각 지역에서 발생하는 도로이동오염원에 의한 초미세먼지 배출량에 대한 추정치이다. 그리고 마지막으로 〈표 Ⅱ-15〉는 각 지역에서 배출된 초미세먼지 중 도로이동오염원에 의한 배출량이 차지하는 비중을 계산한 것이다. 즉, 각 지역에서 발생하는 초미세먼지 가운데 자동차에서 배출된 것이 얼마나 차지하는지를 보여주는 것이다. 이 세 가지 표를 비교해 보면, 흥미로운 특징을 발견할 수 있다.

첫째, 초미세먼지 배출총량이 많은 지역은 전남, 경북, 충남의 순이다([그림 Ⅱ-6] 참고). 이들 지역은 인구가 밀집된 지역이 아니며, 배출원 중 가장 높은

비중을 차지하는 것은 제조업 연소이다.[4] 전체 초미세먼지 배출량 중 제조업 연소의 비중이 전남은 72.3%, 경북 75.1%에 이르며, 충남도 44.1%로 대분류 배출원 중에서는 가장 비중이 높다. 둘째, 수도권 지역(서울, 경기, 인천)에서는 각 지역의 초미세먼지 배출량에서 도로이동오염원에 의한 배출량의 비중이 상당히 높은 편이다. 〈표 Ⅱ-15〉에서 확인할 수 있듯, 서울과 경기는 해당 지역에서 배출되는 초미세먼지 중 도로이동오염원의 기여율이 40%를 넘어선다(각각 43.2%, 41.8%). 인천에서의 도로이동오염원 기여율은 20.3%로 앞선 서울과 경기보다는 낮지만 전국 평균인 15.2%보다 상회한다. 수도권 전체에서 도로이동오염원의 기여율도 38.1%에 달한다. 따라서 수도권에서는 초미세먼지 배출량 중 도로이동오염원의 기여율이 높은 편이라고 말할 수 있다.

〈표 Ⅱ-13〉 지역별 초미세먼지 배출량 및 비중

(단위: 톤, %)

지역	배출량	비중	지역	배출량	비중
서울	1,278	2.11	세종	133	0.22
경기	5,135	8.48	충남	9,266	15.30
인천	1,440	2.38	충북	2,760	4.56
부산	1,849	3.05	광주	318	0.52
울산	2,430	4.01	전남	13,833	22.84
경남	2,665	4.40	전북	1,195	1.97
대구	1,480	2.44	강원	3,161	5.22
경북	12,895	21.29	제주	393	0.65
대전	343	0.57	합계	60,573	100.00

주: 합계 배출량은 국내 배출량 중 바다 지역을 제외한 값임
출처: 국립환경과학원 국가 대기오염물질 배출량 서비스의 제공 자료를 저자가 재가공함

4) CAPSS 자료와 같은 시기인 2014년 기준으로 17개 시·도 지역 인구밀도를 보면, 전남은 15위, 경북은 16위, 충남은 12위로 모두 인구밀도가 매우 낮은 지역에 속한다.

〈표 Ⅱ-14〉 지역별 도로이동오염원의 초미세먼지 배출량 및 비중

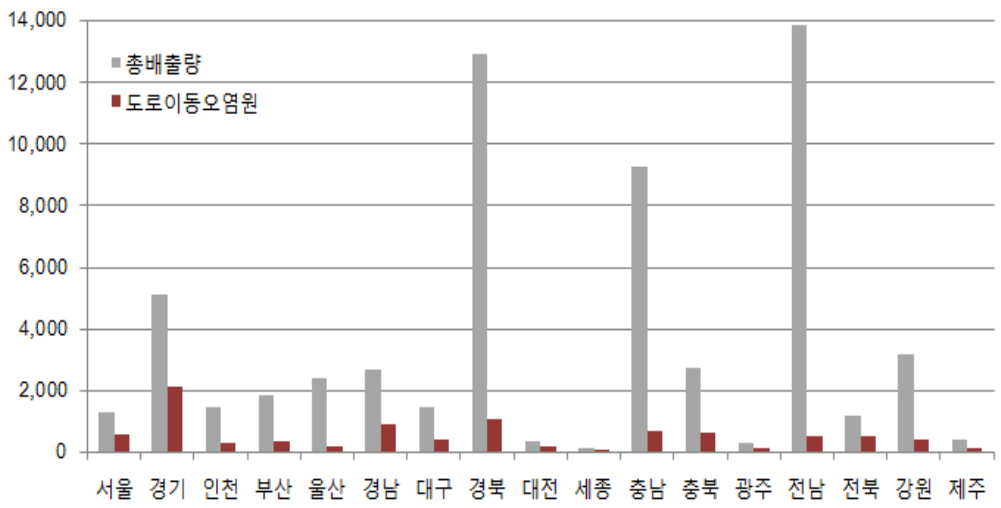
(단위: 톤, %)

지역	배출량	비중	지역	배출량	비중
서울	553	5.99	세종	43	0.47
경기	2,146	23.28	충남	714	7.75
인천	292	3.17	충북	614	6.66
부산	334	3.62	광주	144	1.56
울산	211	2.29	전남	508	5.51
경남	922	10.00	전북	534	5.79
대구	392	4.26	강원	419	4.55
경북	1,050	11.40	제주	136	1.47
대전	206	2.24	합계	9,218	100.00

출처: 국립환경과학원 국가 대기오염물질 배출량 서비스의 제공 자료를 저자가 재가공함

[그림 Ⅱ-6] 지역별 초미세먼지의 총배출량 및 도로이동오염원에 의한 배출량

(단위: 톤)



출처: 〈표 Ⅱ-13〉, 〈표 Ⅱ-14〉를 이용하여 저자 작성

〈표 Ⅱ-15〉 지역별 초미세먼지 배출량에서 도로이동오염원의 기여율

(단위: %)

지역	비중	지역	비중
서울	43.24	세종	32.17
경기	41.79	충남	7.71
인천	20.30	충북	22.24
부산	18.06	광주	45.24
울산	8.67	전남	3.67
경남	34.60	전북	44.70
대구	26.52	강원	13.27
경북	8.15	제주	34.51
대전	60.02	합계	15.22

출처: 국립환경과학원 국가 대기오염물질 배출량 서비스의 제공 자료를 저자가 재가공함

그러나 이 두 가지 특징을 이용하여 인구가 밀집된 지역에서는 해당 지역의 초미세먼지 배출량 중 도로이동오염원의 기여율이 높은 경향이 있다고 주장하기는 어렵다. 지역 내 초미세먼지 배출량 중 도로이동오염원의 기여율이 높은 곳은 대전(60.0%), 광주(45.2%)와 같이 인구밀도가 높은 지역도 있으나, 전북(44.7%), 경남(34.6%), 제주(34.5%), 세종(32.2%)와 같이 인구밀도가 10위권 밖인 지역도 있다.[5] 또한, 울산(8.7%)은 인구밀도가 경기와 유사한 수준임에도 불구하고 도로이동오염원의 기여율은 5분의1 수준에 불과하다. 실제로 17개 시·도에 대하여 인구밀도와 도로이동오염원의 기여율 간의 상관관계를 분석해 보면 통계적으로 유의하지 않은 것으로 나온다. 즉, CAPSS 자료를 근거로 할 때, '초미세먼지 배출총량이 높은 지역은 인구 밀집도가 낮은 지역이다'라는 특징이 있으나 그 역인 '인구밀도가 낮은 지역이 초미세먼지의 배출량이 많다'는 성립되지 않는다. 마찬가지로 '수도권 지역에서 도로이동오염원의 기여율이 높다'는 특징을 일반화하여 '인구밀도가 높은 지역은 도로이동오염원의 기여율이 높다'라고는 말할 수 없다.

5) 세종의 경우, 2017년 기준으로는 인구밀도가 9위로 10위권 내에 있으나 CAPSS 자료 기준년도인 2014년 기준으로는 인구밀도가 11위이다.

Ⅲ. 자동차 미세먼지 배출 수준

1. 자동차 미세먼지 규제 현황 및 측정 방법

가. 자동차 미세먼지 관련 규제 현황

자동차의 미세먼지는 배출가스에 포함된 성분 중에 PM(Particulate matter)이라는 형태의 입자상 물질을 의미하며, 현재 법규상으로도 입자 형태의 규제 물질은 PM이 유일하다. 따라서 일반적으로 자동차와 관련된 미세먼지를 언급하는 경우에 동반되는 데이터는 PM을 지칭하는 것으로 통용되고 있다.[6] PM은 주로 경유 자동차에서 많이 발생되는 것으로 알려져 있으나, 실제로는 휘발유와 LPG를 포함한 탄화수소 계열의 연료에서 연소 과정 중에 필연적으로 발생되는 물질이다. 연소 과정에서 산소와의 접촉이 없어서 완전 연소되지 못하고 존재하는 탄소 입자들이 뭉쳐서 검은색의 PM이 형성되며, 일부는 엔진 오일 성분이 포함되어 있을 수 있다. 통상적으로 수십~수백 nm 정도의 크기를 가지며, 발생 총질량뿐만 아니라 최근에는 총발생 개수도 중요한 규제 대상에 포함되고 있다.[7] 오래 전부터 경유 자동차를 대상으로 규제가 있었으며, 최근에는 휘발유를 포함하는 불꽃 점화 기관에 대해서도 규제하고 있다. 미세먼지를 포함하는 자동차의 배출가스 규제는 원래 차종의 중량과 크기에 따라 분류되어 있는 클래스별로 각기 다른 수치가 적용되며, 평가 모드를 포함하는 방법도 여러 가지로 구성되어 있다. 따라서 여기에는 일반적으로 많은 대수를 차지하면서 주로 언급이 되는 승용차 수준의 소형차량과 버스로 대표되는 대형차량에 대한 내용만 간략하게 정리하여 소개하고자 한다.

6) 각 실험 연구문헌에서는 PM 중 PM10과 PM2.5 등 측정 크기를 명확하게 표기하지 않아 본 장에서는 미세먼지를 PM으로 통칭하여 사용함. 다만, 측정 장비들의 사양을 고려할 때 PM2.5 크기가 모두 측정 대상에 포함되었을 것으로 예상됨.

7) nm(나노미터)는 10-9m이며, ㎛(마이크로미터)의 1/1000 크기임

1) 소형차량(승용차) 관련 규제 현황

경유 및 휘발유 자동차에 대한 PM의 규제 현황을 정리하면 〈표 Ⅲ-1〉과 같다. 미국과 유럽은 경유와 휘발유 자동차에 거의 같은 규제를 적용하고 있으나, 국내의 경우 경유차는 유럽의 규정을 대부분 따르고 있고 휘발유차는 미국의 규정을 주로 반영하고 있다. 현재 국내 경유 자동차에는 EURO6 규정이 적용되며, 4.5mg/km의 총질량 규제와 6×10^{11}#/km의 총개수(PN, Particle number) 규제를 동시에 적용받고 있다. PM은 발생되는 미세먼지 중에 여과지에 걸러지는 만큼을 무게로 측정하는 것이고, PN은 특정 영역의 사이즈에 해당하는 입자들의 총개수를 측정하는 것으로서 최근에 작은 사이즈의 미세먼지가 더욱 인체에 해롭다는 인식하에 측정이 이루어지기 시작하였다. 국내 휘발유 자동차는 2014년부터 GDI 엔진만을 규제대상으로 적용하다가 현재는 미국과 동일하게 2mg/km의 총질량 규제가 적용되고 있으며, 총개수 규제는 아직 미적용 상태이다.

〈표 Ⅲ-1〉 소형차량 PM 및 PN 규제 현황

(단위: mg/km)

	휘발유		경유	
	시작시기	규제치	시작시기	규제치
국내			2006	25
			2009.9	5
			2012	PN: 6×1011 (#/km)
	2014	4 (GDI only)	2014.9	4.5
	2017	2		
유럽			2005	25 (EURO4)
	2009.9	5	2009.9	5 (EURO5)
			2011.9	PN: 6×1011 (#/km)
	2014.9	4.5 PN: 6×1012 (#/km)	2014.9	4.5 (EURO6)
	2017.9	PN: 6×1011 (#/km) (GDI only)		
미국	~2016	6	~2016	6
	2017~	2	2017~	2

출처: 저자 작성

2) 대형차량 관련 규제 현황

버스나 대형 화물차량으로 대표되는 대형차량은 실제 차량을 주행하면서 배출가스를 측정하지 않고 엔진 상태로만 측정하기 때문에 기본적으로 배출가스의 측정단위가 mg/km가 아닌 mg/kWh 즉 단위 출력당 배출가스 질량으로 표현된다는 점이 다르다. 현실적으로 대부분 경유 차량 위주로 운행되고 있으며, 휘발유 대신 천연가스(주로 메탄가스)를 연료로 사용하는 불꽃 점화 방식의 차량이 매연이 적다는 장점 때문에 도시에서 운행되는 버스로 많이 활용되고 있다. 국내의 경우, 경유 차량은 유럽의 규정을 많이 따르고 있으며, 현재 EURO6 규제와 동일한 10mg/kWh 총질량과 6×10^{11}#/km의 총개수 규제를 동시에 적용받는다. 휘발유나 천연가스 등의 불꽃 점화 방식의 차량은 아직까지 PM 규제를 적용받지 않고 있다.

〈표 Ⅲ-2〉 대형차량 PM 및 PN 규제 현황

(단위: mg/kWh)

	경유	
	시작시기	규제치
국내	2006	30
	2009.9	30
	2014	10 PN: 6×1011(#/km)
유럽	2005.10	30 (EURO4)
	2008.10	30 (EURO5)
	2013.10	10 (EURO6) PN: 6×1011(#/km)

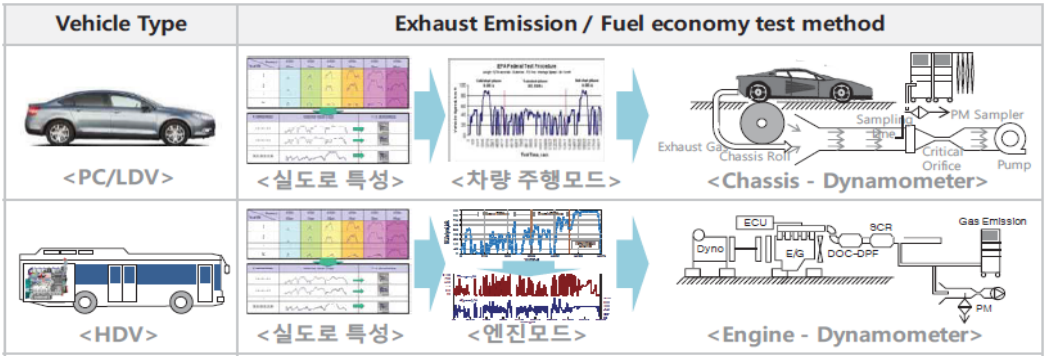
출처: 저자작성

나. 자동차 배출가스(미세먼지) 측정 방법

1) 소형차와 대형차의 측정 방법

[그림 Ⅲ-1]에서와 같이 소형차는 차량 상태에서 주어진 속도 모드로 실주행하면서 발생하는 배출가스를 포집하여 측정을 수행하므로 배출가스의 단위가 단위 주행거리당 배출량 즉, mg/km로 표현된다. 배출가스는 실제로 주변 환경의 여러 가지 조건에 영향을 받기 때문에 이러한 시험 평가는 공신력을 가지기 위해 기온과 습도가 일정하게 제어되는 실내 실험실 공간에서 이루어진다. 이를 위해 차량이 고정되어 실제 주행과 동일한 현상을 모사할 수 있는 대형 실험장비와 배출가스 측정장비 등을 필요로 한다. 그러나 대형차는 차량의 크기도 다양하고 실험실 환경을 구축하는 비용도 많이 들기 때문에 현실적으로 차량 상태가 아닌 엔진만을 대상으로 배출가스를 측정한다. 따라서 배기규제를 설명한 부분에서와 같이 측정 결과가 mg/kWh 단위로 표현되므로 실도로상에서 주행거리당 배출량은 알 수 없으며, 그 결과 소형차와 대형차를 직접 비교하는 것은 일반적으로 어렵다. 다만, 최근에는 환경에 대한 이슈가 커지다 보니 대형차량에 대해서도 차량 상태로 주행하면서 배출가스를 측정하기 위한 움직임이 있으며, 일부 기관에서는 시험 장비를 구축하고 있다. 주로 도심에서 영향이 많은 버스를 대상으로 시험을 수행한 결과가 일부 발표되어 본 연구에서는 그 결과를 일부 반영하였다.

[그림 Ⅲ-1] 소형차와 대형차의 배출가스 측정 방식 비교



출처: 김덕진 외(2016), p.1, 그림 1

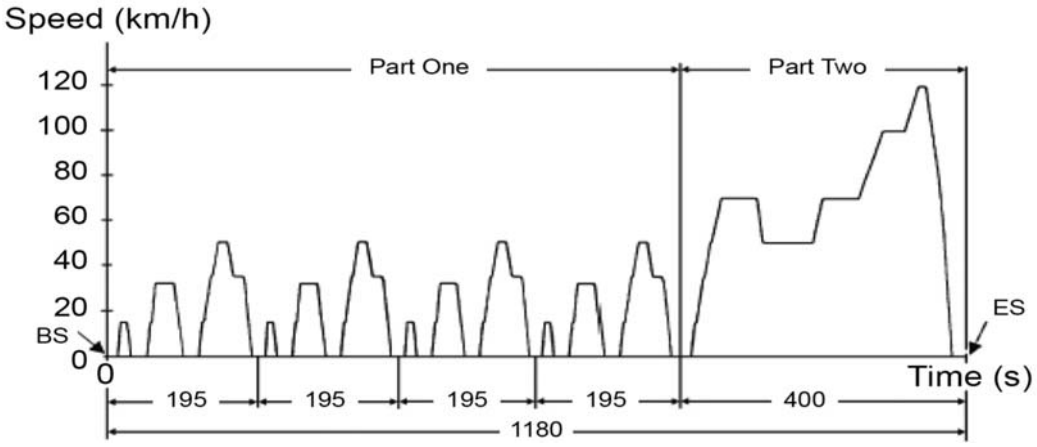
2) 배출가스 측정 모드

배출가스 측정을 위한 운전 모드는 규제의 종류만큼 매우 다양한데 아래에서는 본 연구에서 수집된 데이터들이 측정된 모드만을 선별하여 소개하고자 하며, 이는 일반적으로 적용되는 모드에 해당한다. 소형차량과 대형차량을 기준으로 분류하였으나 이 역시 수집된 데이터를 기반으로 구분한 것이며, 대형차량의 경우에는 차량 주행으로 평가하는 방식이 아직 공인 측정 방법은 아니므로 임의의 모드도 포함되어 있다.

소형차량 측정 모드

① NEDC(New European Driving Cycle): 유럽에서 사용되는 EURO 규제에 널리 사용되는 모드로, 매우 단순하게 비현실적인 패턴으로 구성되어 있기에 다른 방식에 비하여 배출가스가 적게 나오는 편이다.

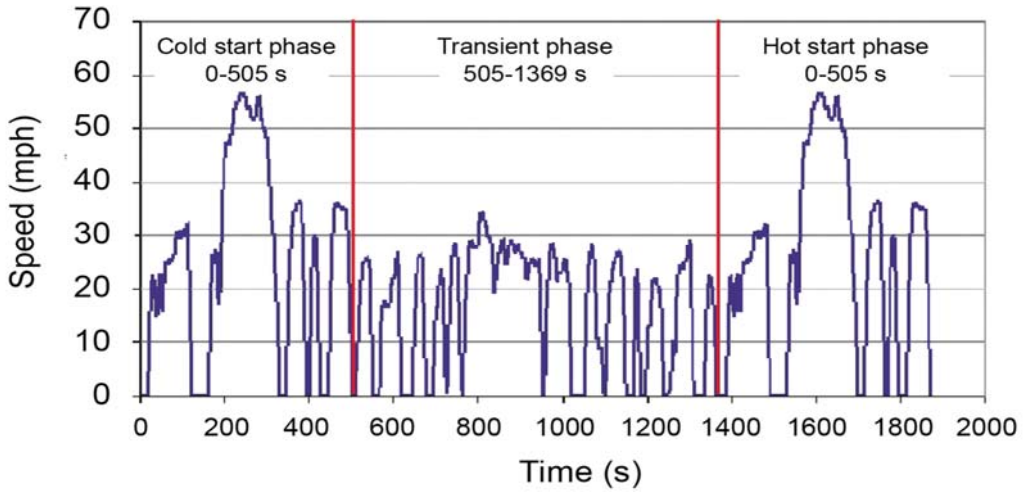
[그림 Ⅲ-2] NEDC 주행 측정 모드



출처: Worldwide emission standards, www.delphi.com(접속일자: 2017.11.15)

② FTP(Federal Test Procedure)75: 미국에서 주로 사용되는 모드로, NEDC에 비하여 보다 현실적인 도로에서의 주행 패턴이 반영되었다.

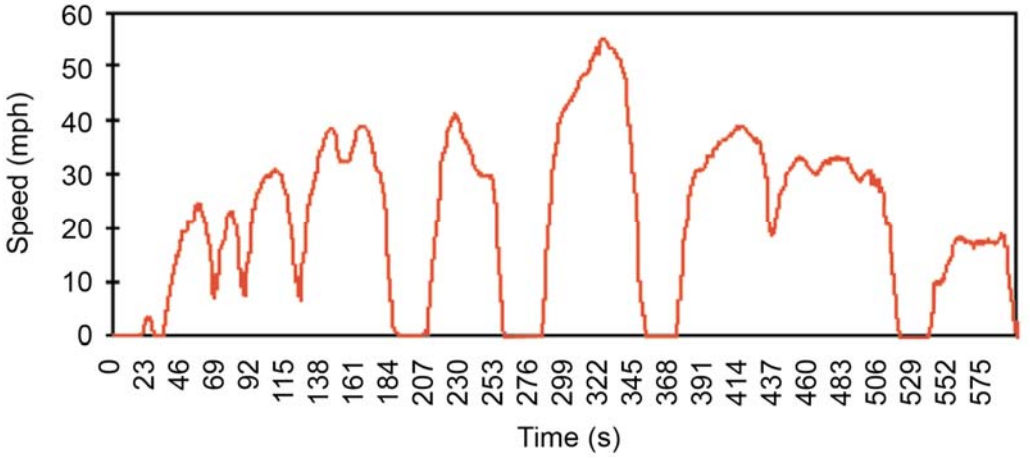
[그림 Ⅲ-3] FTP75 주행 측정 모드



출처: Worldwide emission standards, www.delphi.com(접속일자: 2017.11.15)

③ SC03(Air Conditioning Cycle): 미국에서 사용되는 모드로, FTP75와 일부 구간과 비슷한 면이 있으나 보다 급가속, 급정지가 많이 포함되어 있으며, 에어컨을 작동하고 진행되므로 배출가스가 더욱 많이 배출되는 편이다.

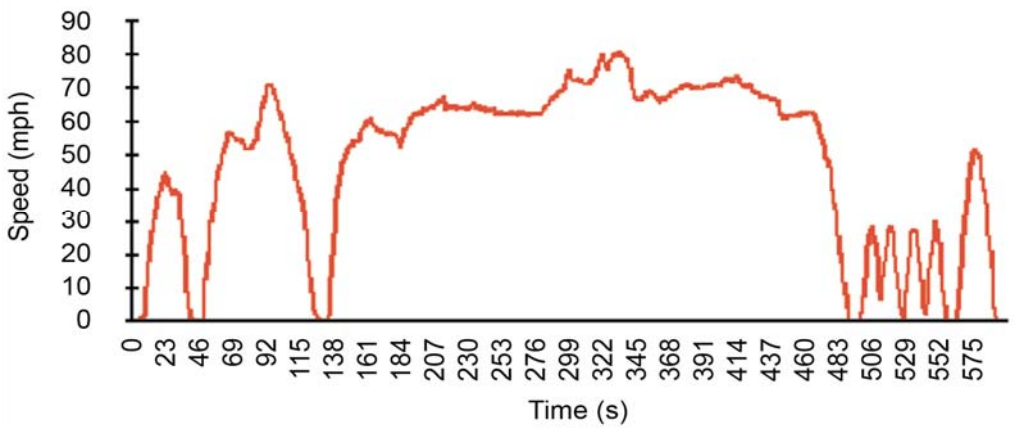
[그림 Ⅲ-4] SC03 주행 측정 모드



출처: Worldwide emission standards, www.delphi.com(접속일자: 2017.11.15)

④ US06(High speed/High load Cycle): 미국에서 사용되는 모드로, SC03과 일부 유사한 면이 있으나 중간 부분이 고속으로 계속 유지되는 부분이 있어서 고속도로 주행을 모사하는 모드로 사용되며 역시 배출가스가 많이 배출되는 편이다.

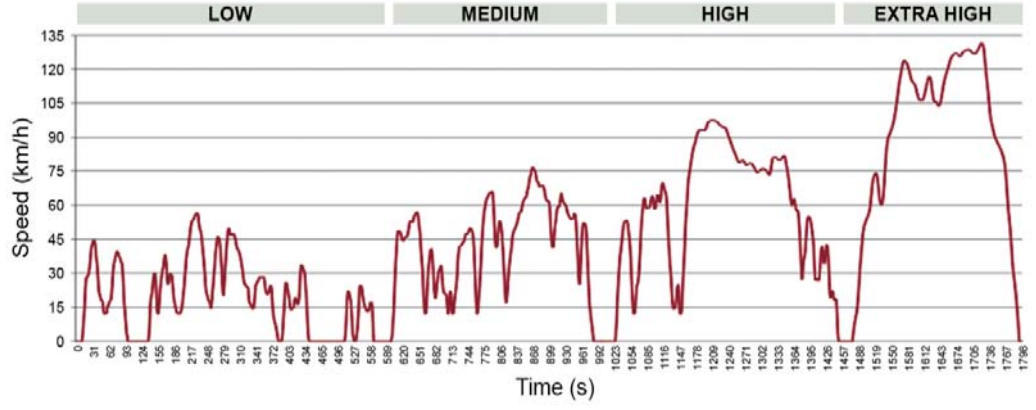
[그림 Ⅲ-5] US06 주행 측정 모드



출처: Worldwide emission standards, www.delphi.com(접속일자: 2017.11.15)

⑤ WLTP(World harmonized Light duty vehicle Test Procedure): 본 연구에서는 이 모드를 기반으로 측정된 데이터가 없으나, 향후 실험실 내의 공간이 아닌 실도로 주행을 통한 실제 현상을 반영하고자 고안된 측정 모드이다.

[그림 Ⅲ-6] WLTP 주행 측정 모드

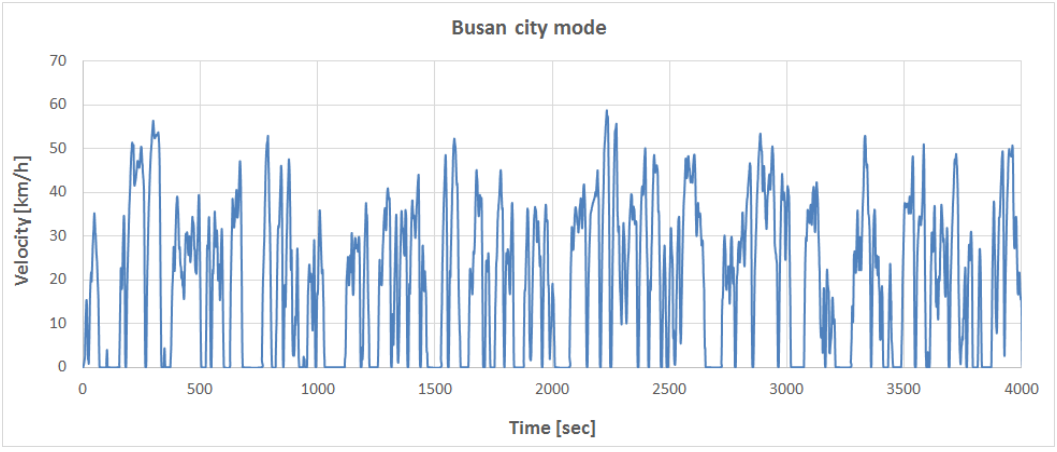


출처: Worldwide emission standards, www.delphi.com(접속일자: 2017.11.15)

대형차량 측정 모드

① Busan city mode: 대우버스에서 생산되는 버스 차량을 대상으로 연비를 측정하기 위해 고안된 모드로서, 부산시의 지형 환경을 고려하였다.

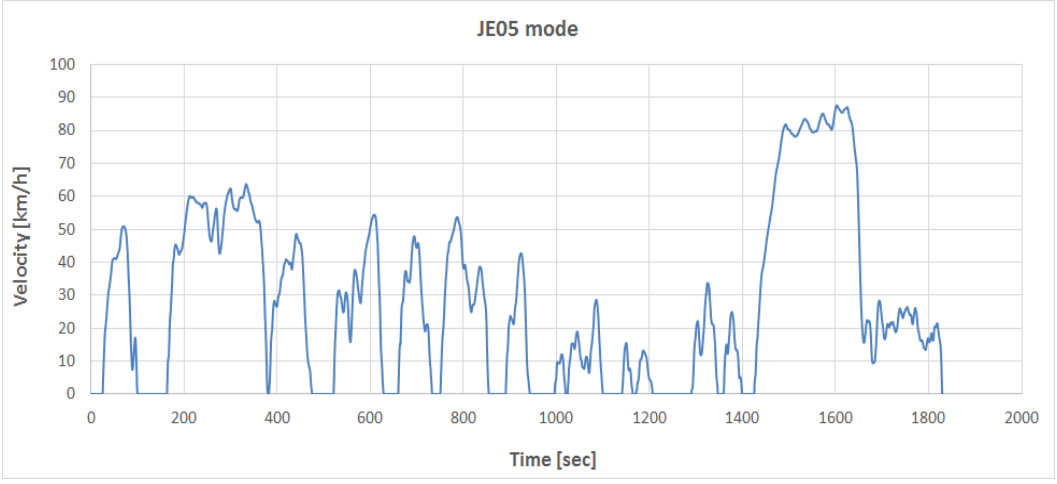
[그림 Ⅲ-7] Busan city 주행 측정 모드



출처: 저자 작성

② JE05 mode: 일본에서 고안된 대형차량 대상의 주행모드로 현재까지 거의 유일한 공인 측정 모드이다.

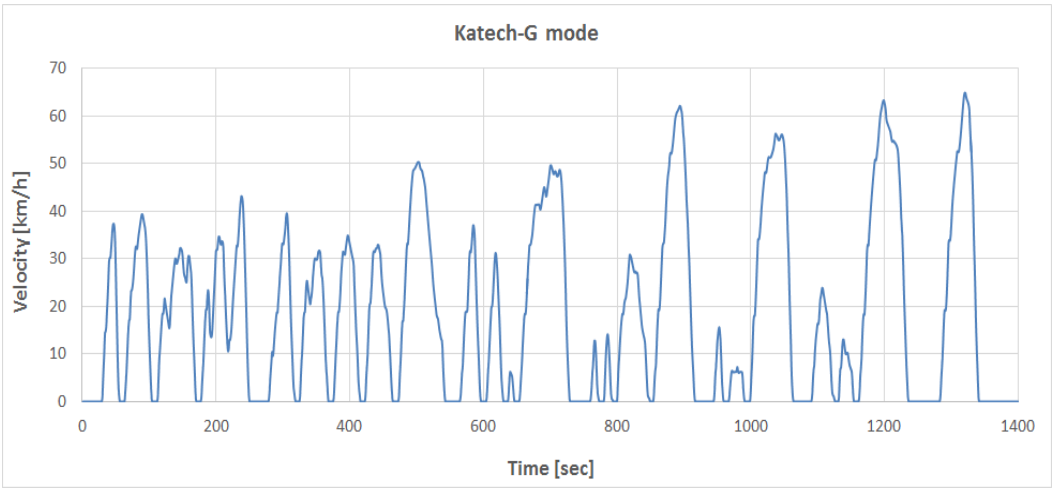
[그림 Ⅲ-8] JE05 주행 측정 모드



출처: 저자 작성

③ Katech-G mode: 자동차부품연구원에서 실도로 주행 측정을 위해 고안된 모드 중에 한 가지이다.

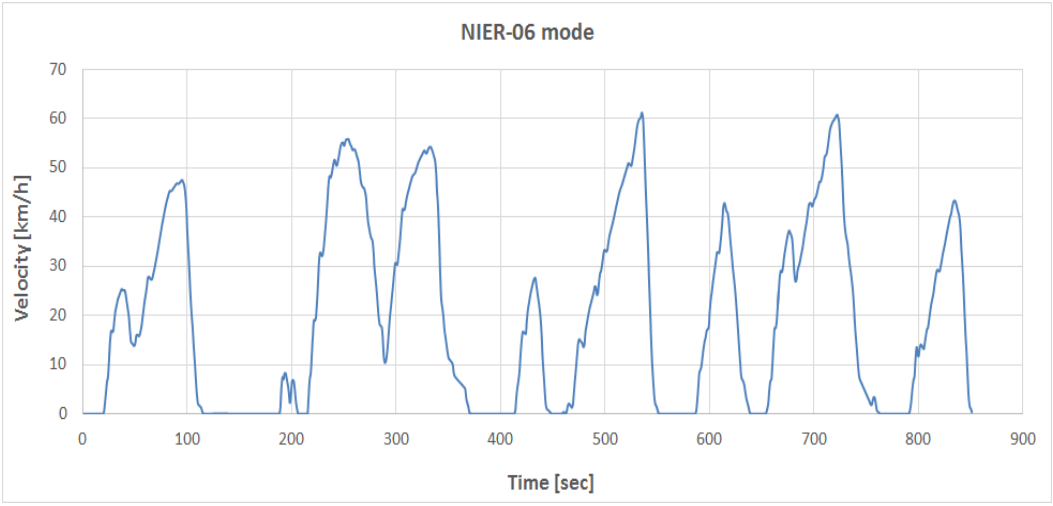
[그림 Ⅲ-9] Katech-G 주행 측정 모드



출처: 저자 작성

④ NIER-06 mode: 국내의 자동차 환경 인증을 담당하는 국립환경연구원 교통환경연구소에서 고안된 실도로 주행 측정 모드 중에 한 가지이다.

[그림 Ⅲ-10] NIER-06 주행 측정 모드



출처: 저자 작성

3) 배출가스 측정 결과에 영향을 미치는 요소들

공인 인증기관에서 공인 인증모드를 통하여 측정된 결과라고 하더라도, 측정모드·차종별 차이·차량 연식 및 사용기간 그리고 측정 기관 및 장비와 같은 다양한 원인들로 인하여 배출가스 측정 결과는 일정 편차를 가질 수 있기 때문에 여러 기관에서 보고되는 데이터를 분석할 때에 반드시 이에 대해 신중히 고려할 필요가 있다.

기본적으로 측정모드가 다르면 동일 차종이라도 수 배에서 수십 배 이상의 차이가 발생할 수 있으므로 최우선적으로 확인이 필요하다. 차량의 종류는 물론이거니와 크기와 중량에 따른 차이도 기본적으로 배출가스 발생량에 영향을 주는 주요한 요소가 된다. 또한, 완벽하게 동일한 차종이라도 제품간 성능 편차가 발생하므로 샘플링도 영향을 미치는 요인이 될 수 있다. 차량의 연식은 어떠한 종류의 배출가스 규제가 적용되어 개발된 것인지를 결정짓고, 실제 주행 마일리지가 얼마나 되었고 관리 상태가 어떤가에 따라서도 동일 차량의 결과가 다를 수 있다. 아무리 공인 측정기관이라 하더라도 사용되는 장비가 각각 다를 수 있으며, 관리 수준과 인력의 차이도 있기 때문에 동일 차량을 테스트한 결과라도 편차가 있을 수 있다.

2. 자동차 미세먼지 측정 결과 및 분석

가. 자동차 미세먼지 측정 결과 수집

1) 수집 데이터의 출처

자동차 배출가스 자료는 차량의 인증과 관련된 문제이므로 각국의 공인 인증기관에서 방대한 데이터베이스를 확보하고 있으나 비공개인 경우가 많기 때문에 차종별로 다양하게 비교할 수 있는 객관적인 자료들이 많지 않다. 더욱이 미세먼지(PM)와 관련된 측정은 주로 경유차에서만 이루어졌고, 휘발유나 기타 가스자동차에 대한 측정은 최근에 이루어지고 있기 때문에 자료가 제한

적인 상황이다. 또한, 미세먼지는 국내에서 많은 이슈가 되고 있는 문제이지만, 기술적으로는 매연저감필터(DPF)를 통하여 많은 저감을 이루었고 세계적으로는 디젤 스캔들로 인하여 질소산화물에 대한 관심이 집중되어 있는 상황이기 때문에 최신 연구 결과들이 부족하다.

본 연구에서는 아래와 같이 주로 2000년대 후반부터 수행된 연구기관의 발표나 논문 등을 통해서 자동차의 미세먼지를 측정한 자료를 수집하였으며, 가능한 한 측정 방식이나 결과가 공신력 있는 수준의 데이터만을 선별하여 정리하였다.

① 측정기관 약자 표기와 출처

- KIER(2010):『연료 종류에 따른 자동차 연비, 배출가스 및 CO_2 배출량 실증 연구』, 한국에너지기술연구원, 2010
- Soongsil Univ.(2010): "Effect of various LPG supply systems on exhaust particle emission in spark-ignited combustion engine," *International Journal of Automotive Technology,* Vol. 11, No. 6, 2010 pp.793~800.
- Korea Univ.(2012): "Comparative study of regulated and unregulated toxic emissions characteristics from a spark ignition direct injection light-duty vehicle fueled with gasoline and liquid phase LPG(liquefied petroleum gas)," *Energy* 44, 2012, pp.189~196.
- Korea Univ.(2013): "Size-resolved engine exhaust aerosol characteristics in a metalfoam particulate filter for GDI light-duty vehicle," *Journal of Aerosol Science* 57, 2013, pp.1~13.
- CARB(2015): "Measuring particulate emissions of light-duty passenger vehicles using three alternative methods: solid particle number(SPN), black carbon(BC), and Integrated Particle Size Distribution(IPSD)," 25th CRC Real World Emissions Workshop, CARB(California Air Resources Board), 2015
- NIER(2016):『외부 온도조건에 따른 직접분사식 가솔린 자동차 배출입자 분포 및 가스상 물질 배출 특성』, 교통환경연구소, 2016

- EPA(2017): https://www.epa.gov, EPA(U.S. Environmental Protection Agency), 2017
- KIMM(2012~2013):『디젤하이브리드 버스 개발 및 시범운행 연구 최종보고서(2012);『버스 차종별 환경편익 분석 비교 평가 연구사업 최종보고서』(2013)

② 연료 종류 및 적용 기술에 따른 대상 차량 약자 표기
- G_PFI: 일반적인 가솔린 엔진으로 연료가 흡기포트에 분사되는 방식
- G_GDI: 실린더 내부에 직접 연료가 분사되는 방식의 가솔린 엔진
- G_GPF: 가솔린 GDI 엔진에서 매연저감장치를 추가한 방식으로 연구용으로 제작
- Diesel: 일반 디젤 엔진
- D_DPF: 매연저감장치(DPF)를 장착한 디젤 엔진
- L_PFI: LPG 연료가 가스상으로 흡기포트에 분사되는 방식
- L_LI: LPG 연료가 액체상으로 흡기포트에 분사되는 방식
- L_DI: LPG 연료를 액체상으로 실린더 내부에 직접 분사하는 엔진으로 연구용 제작
- CNG: CNG 연료 개조차량

2) 수집 데이터 정리

앞에서 언급된 출처를 통하여 수집된 데이터는 〈표 Ⅲ-3〉과 〈표 Ⅲ-4〉에 정리하였으며, PM과 PN뿐만 아니라 질소산화물이나 이산화탄소가 동시에 측정된 경우에는 부록에서 별도로 다루기 위하여 같이 표기하였다. 대형차량의 데이터는 차량 종류별로 해당 측정 모드에서 측정된 수치의 평균값으로만 나타내었다.

소형차량 데이터

〈표 Ⅲ-3〉 소형차량 데이터 수집 결과

연료	측정기관 (발표년도)	차량 연식	차량모델	배기량 (cc)	엔진 구분	배기 규제	측정 모드	PM (mg/km)	PN (#/km)*E10	NOx (g/km)	CO_2 (g/km)
Gasoline	KIER 2010	2008	Sonata	2000	G_PFI		FTP75	1.7	4	0.027	195
		2008	Sonata	2000			NEDC	2.0	5	0.009	188
	CARB 2015	2013					FTP75	0.4	159		
		2013					US06	1.1	279		
	NIER 2016	2016					FTP75	1.1	28	0.020	
		2016					FTP75	0.7	22		
		2016					FTP75	0.7	10		
		2016					FTP75	0.3	32		
		2016					FTP75	0.3	19		
		2016					FTP75	0.2	21		
		2016					FTP75	0.2	34		
		2016					FTP75	0.2	7		
		2016					FTP75	0.1	114		
		2016					FTP75	0.1	17	0.005	
		2016					FTP75	0.0	31		
		2016					FTP75	0.0	5		
		2016					FTP75	0.0	3		
		2016					SC03	0.5	14	0.033	
		2016					SC03	2.0	10	0.017	
		2016					US06	5.6	13	0.017	
		2016					US06	0.7	128	0.025	
	EPA 2017	2016	X5 M	4400			FTP75	1.9		0.012	
		2016	K35 Silverado	5300			FTP75	1.9		0.025	
	Korea Univ. 2013	2011	Sonata	2400			NEDC	2.5	117	0.007	200
	CARB 2015	2013		2400			FTP75	3.5	582		
		2013		2400			US06	4.2	634		
	Korea Univ. 2012	2011	Sonata	2400			FTP75	2.0	152	0.005	203
		2011	Sonata	2400			NEDC	3.4		0.011	189
	NIER 2016	2016			G_GDI		FTP75	4.5	647	0.009	
		2016					FTP75	1.7	215		
		2016					FTP75	1.6	318	0.006	
		2016					FTP75	1.3	437		
		2016					FTP75	1.3	180		
		2016					FTP75	1.8	9		
		2016					FTP75	0.4	126		
		2016					FTP75	0.3	146	0.002	
		2016					FTP75	0.3	62		
		2016					FTP75	0.2	23		
		2016					FTP75	0.1	74		
		2016					SC03	0.8	103	0.025	
		2016					SC03	1.1	22	0.017	
		2016					US06	2.3	31	0.008	
		2016					US06	1.8	139	0.017	
	Korea Univ. 2013	2011	Sonata	2400	G_GPF		NEDC	1.2	50	0.005	200

연료	측정기관 (발표년도)	차량 연식	차량모델	배기량 (cc)	엔진 구분	배기 규제	측정 모드	PM (mg/km)	PN (#/km)*E10	NOx (g/km)	CO_2 (g/km)
Diesel	KIER 2010	2006	Pride	1500	Diesel	EURO4	FTP75	33.0	1980	0.234	155
		2006	Pride	1500			NEDC	28.0	2050	0.168	156
	KIER 2010	2008	Sonata	2000	D_DPF	EURO4	FTP75	1.7	3	0.249	185
		2008	Sonata	2000			NEDC	2.4	3	0.152	182
	CARB 2015	2013		2000		EURO5	FTP75	0.1	4		
		2013		2000			US06	0.1	11		
	NIER 2016	2013					NEDC	0.7	156		
		2013					NEDC	0.8	62		
		2013					NEDC	1.2	12		
		2013					NEDC	0.5	14		
		2013					NEDC	0.5	14		
		2013					NEDC	0.1	2		
		2013					NEDC	0.2	41		
	NIER 2016	2016				EURO6	NEDC	2.4	50		
		2016					NEDC	1.7	56		
		2016					NEDC	1.4	48		
		2016					NEDC	0.9	27		
		2016					NEDC	0.8	33	0.033	
		2016					NEDC	0.6	33		
		2016					NEDC	0.6	27		
		2016					NEDC	0.7	17		
		2016					NEDC	0.8	9		
		2016					NEDC	0.6	8		
		2016					NEDC	0.3	9	0.019	
		2016					NEDC	0.4	0		
		2016					NEDC	1.3	0	0.035	
		2016					NEDC	0.2	1		
		2016					NEDC	0.2	1		
		2016					NEDC	0.1	1		
		2016					NEDC	0.1	0		
		2016					NEDC	0.0	1		
		2016					SC03	4.5	15	0.867	
		2016					SC03	0.2	6		
		2016					US06	0.6	6		
		2016					US06	1.9	3	0.600	
	EPA 2017	2016	X5 xDrive35d	3000			FTP75	0.6		0.008	
		2016	K35 Silverado	6600			FTP75	0.1		0.060	
LPG	KIER 2010	2008	Sonata	2000	L_PFI		FTP75	2.0	3	0.013	199
		2008	Sonata	2000	L_PFI		NEDC	2.0	5	0.008	194
	Soongsil Univ. 2010	2008		2000	L_PFI		FTP75	0.7	5		
		2008		2000	L_PFI		NEDC	0.5	3		
		2008		2000	L_LI		FTP75	0.9	9		
		2008		2000	L_LI		NEDC	0.8	8		
	NIER 2016	2016			L_LI		FTP75	0.6	5		
		2016			L_LI		FTP75	0.0	2		
		2016			L_LI		FTP75	0.0	3		
	Korea Univ. 2012	2011	Sonata	2000	L_DI		FTP75	0.5	1	0.007	191
		2011	Sonata	2000	L_DI		NEDC	0.3	26	0.017	182
CNG	KIER 2010	2008	Sonata	2000	CNG		FTP75	1.0	14	0.039	164
		2008	Sonata	2000	CNG		NEDC	2.0	10	0.062	164

출처: 저자 정리

대형차량 데이터

〈표 Ⅲ-4〉 대형차량 데이터 수집 결과

연료	측정 기관 (발표년도)	차량 모델	배기 규제	측정 모드	PM (mg/km)	NOx (g/km)	CO_2 (g/km)
Diesel	KIMM 2012~ 2013	대우 BS106(7,640cc, 2012년식) 현대뉴슈퍼에어로시티 (9,960cc, 2011년식)	EURO5	NIER-06	20.7	11.4	828
				Katech-G	28.9	12.9	899
		대우 BS110CN(7,640cc, 2010년식)		JE05	27.5	8.7	862
				Busan city	57.5	8.3	1321
CNG		대우 BS106(11,000cc, 2012년식) 현대뉴슈퍼에어로시티 (11,150cc, 2011년식)		NIER-06	6.2	4.1	843
				Katech-G	14.7	4.3	932
		대우 BS110CN(11,000cc, 2011년식)		JE05	12.5	1.8	750
				Busan city	30.0	6.0	1061

출처: 저자 정리

나. 자동차 미세먼지 데이터 분석

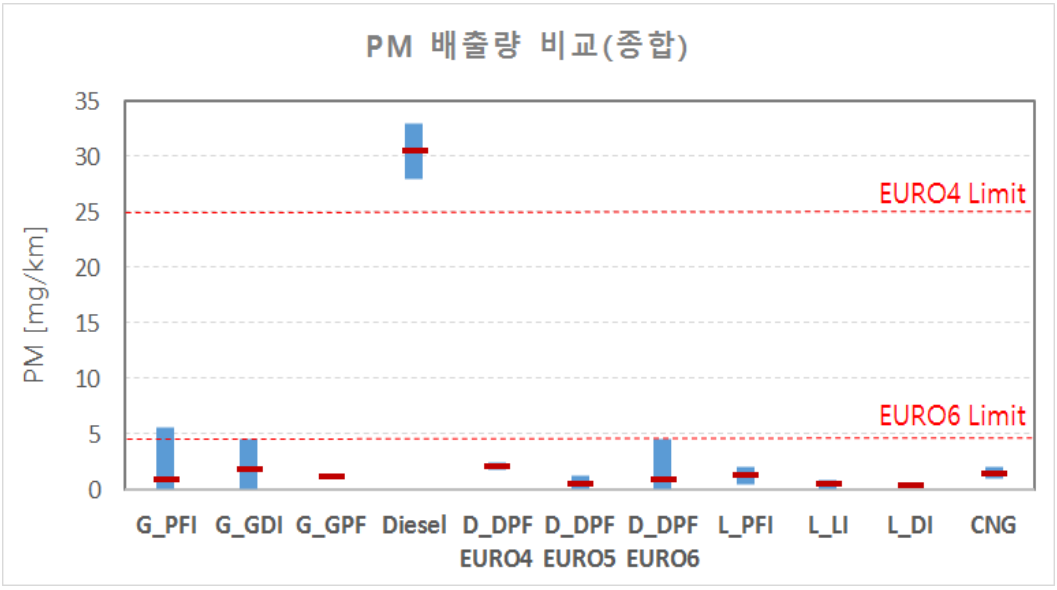
1) 소형차량 데이터 분석

앞의 표로 정리한 데이터에 대하여 차량 종류별 미세먼지 배출수준을 비교하기 쉽도록 그래프로 표현하였다. 파란색 막대 형태는 같은 조건에서 최댓값과 최솟값을 표현하였으며, 가운데 붉은색 표기는 평균값을 의미한다.

가) PM 배출량 비교

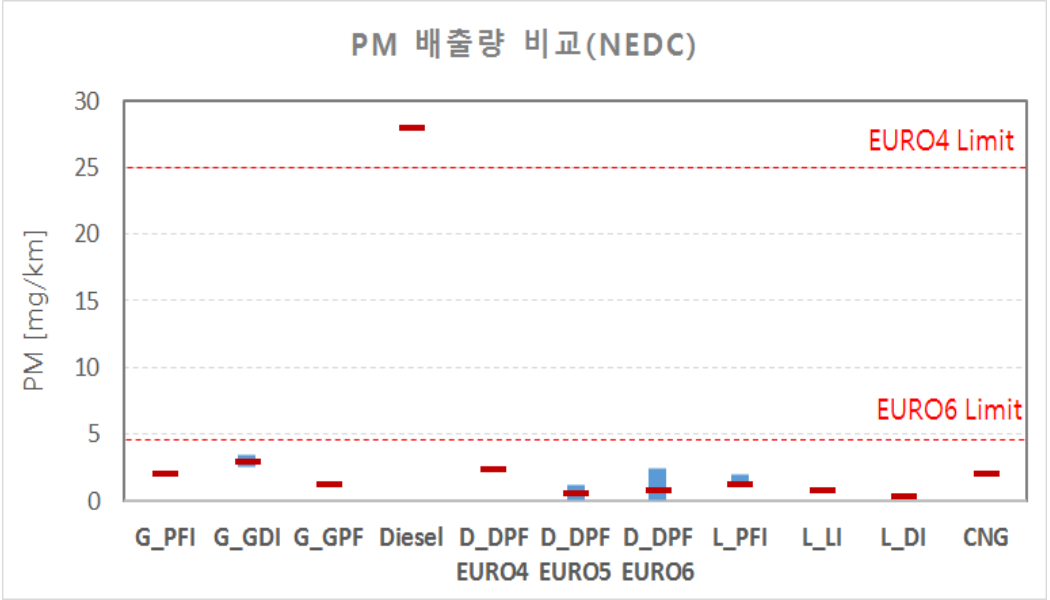
수집된 모든 PM 배출량을 종합 비교한 결과는 다음과 같다. 기본적으로는 각각의 차종에 해당하는 규제 조건은 만족하고 있으며, 일반적인 상식과 같이 DPF 장치가 없는 과거 일반 경유 차량이 가장 많은 양을 배출하고 있다. 대표적인 평가 모드인 NEDC와 FTP75 모드로 평가된 결과만을 별도로 살펴보았을 때에도 거의 유사한 경향을 보인다.

[그림 Ⅲ-11] PM 배출량 종합 비교



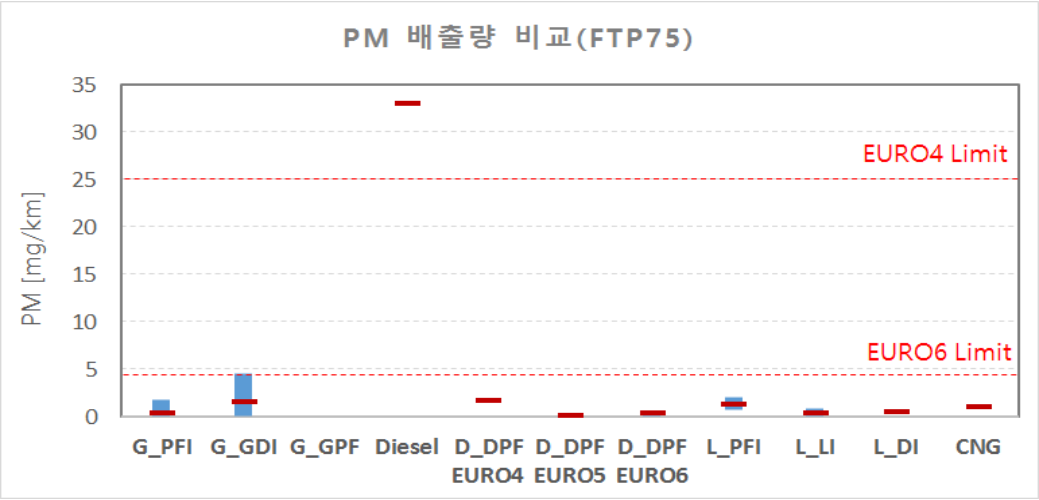
출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-12] PM 배출량 종합 비교(NEDC 모드)



출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-13] PM 배출량 종합 비교(FTP75 모드)



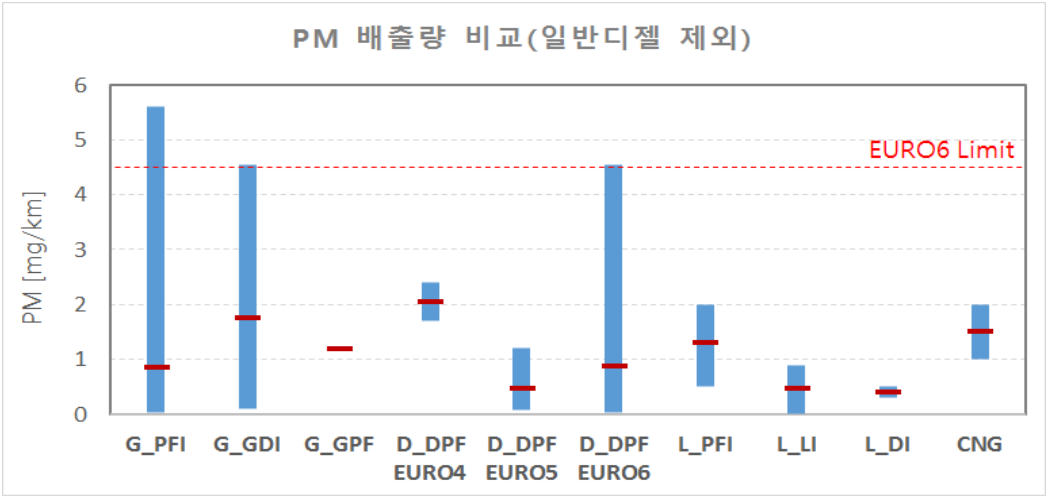
출처: 저자 작성

일반 경유 차량과 나머지 차량들의 차이가 너무 크기 때문에, 일반 경유 차량을 제외한 나머지 차량들끼리 별도로 비교하여 보았다. 다만, 최댓값 기준으로는 휘발유 차량이 다소 높고, 규제가 더욱 강화된 EURO6 경유 차량도 높은 수준이다. 그러나 NEDC 및 FTP75 모드를 기준으로 살펴보면 경유 차량은 EURO6 차량의 수치가 현저하게 낮아질 것을 볼 수 있는데, 이는 최댓값에 다소 과격한 평가 모드인 SC03 모드 결과가 포함되었기 때문이다. 그러나 휘발유 차량은 특히 GDI 방식의 차량에서 DPF가 적용된 경유 차량보다도 평균적으로 높은 배출량을 보이고 있다. 이는 최근의 다양한 연구결과에서도 지적되고 있는 사항과 일치하는 결과이며, GDI 차량에 경유 차량과 같이 GPF를 장착하였을 때 PM 발생이 저감되는 현상으로도 확인이 가능하다. 대부분 차량의 평균값은 2mg/km 이하로서 현재 가장 낮은 수준인 휘발유 차량의 규제치를 만족하고 있는 것으로 확인된다. 규제치 이하 수준에서의 발생량에 대해서까지 비교하는 것은 그 차이가 다양한 원인에 기인한 오차 수준 내에서 이루어질 수도 있으므로 의미를 크게 부여하기 어려운 것으로 판단된다.

따라서 본 연구에서의 분석들은 학계에서의 일반적인 견해를 반영하는 결과를 보인다. LPG 차량들은 전반적으로 DPF가 장착된 경유 차량과 유사한 수준이다. CNG 차량의 경우, 가스상 연료이기 때문에 이론적으로 가장 적게 배

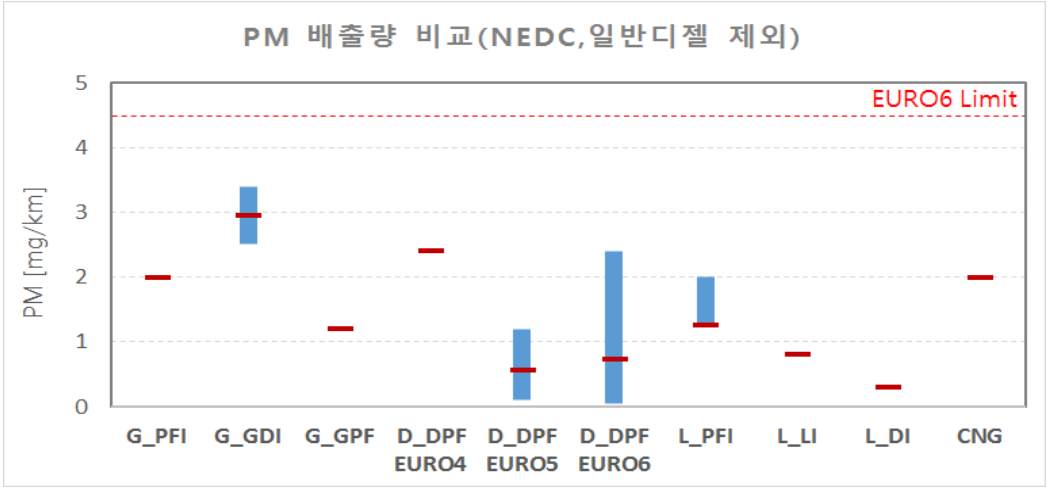
출되어야 할 것으로 생각되지만 실제로는 타 차량과 거의 유사한 수준 이상의 PM을 배출하는 것을 볼 수 있다. 이에 대한 원인으로 CNG 차량이 충분한 시간을 통하여 개발된 양산 차량이 아닌 개조 차량이라는 점을 고려할 수 있다. 다른 한편으로는 연료만의 문제가 아니라 엔진 오일을 포함하는 엔진의 연소 방식 자체에서 파생되는 최소한의 PM 발생량이 존재하기 때문일 수도 있다.

[그림 Ⅲ-14] PM 배출량 일반 경유 차량 제외 비교



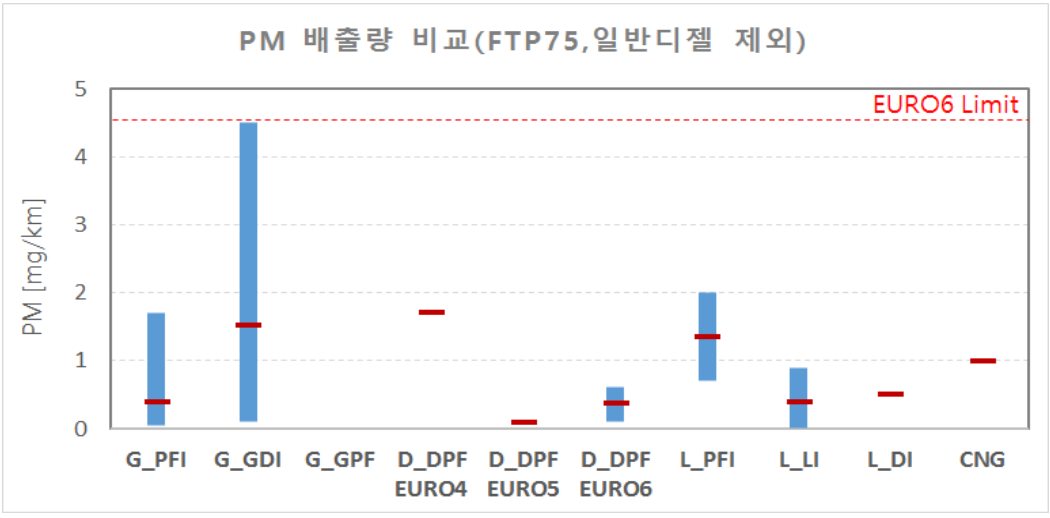
출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-15] PM 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(NEDC 모드)



출처: 저자 작성

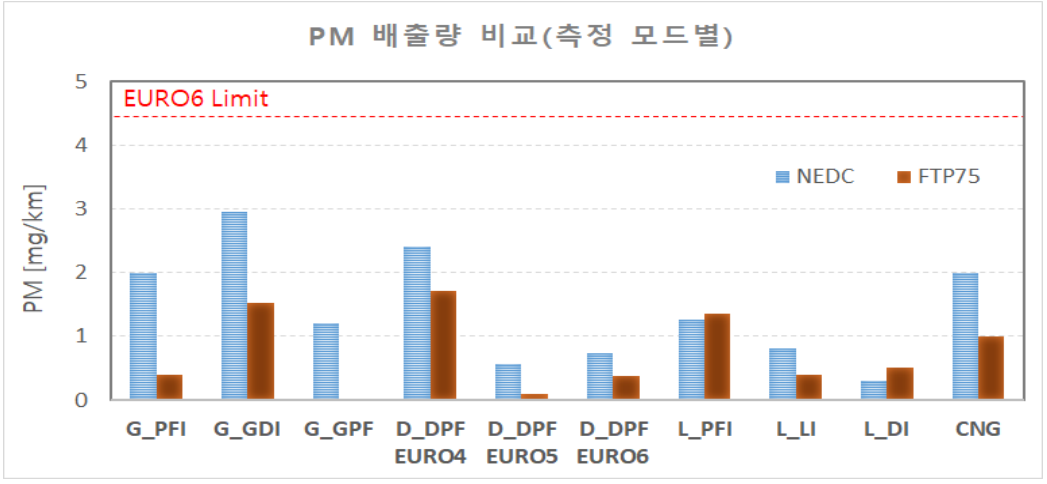
[그림 Ⅲ-16] PM 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(FTP75 모드)



출처: 저자 작성

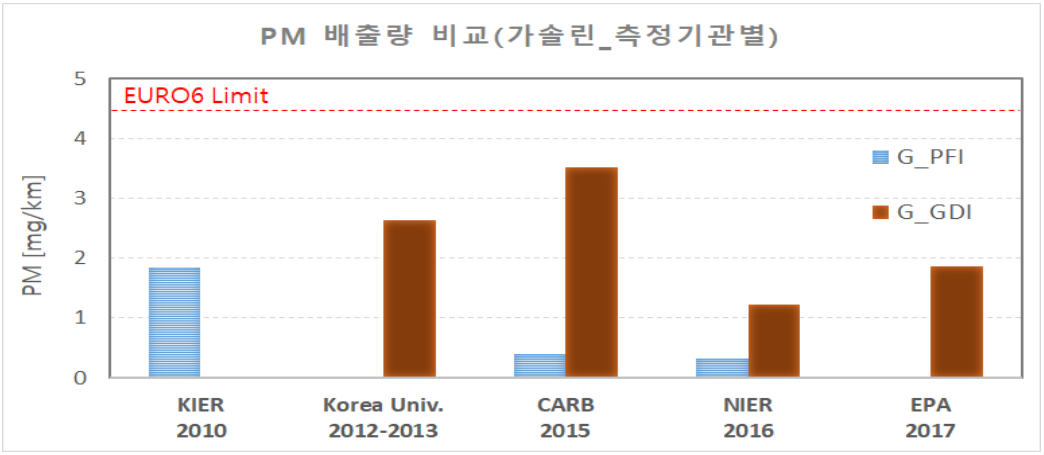
다음은 일반 경유 차량을 제외한 데이터를 중심으로 측정 모드나 측정 기관별로도 어떠한 차이를 보이는지를 살펴보기 위하여 각 항목들의 평균값을 기준으로 재분류하여 비교하였다. 측정 대상 차량이 다르다는 점이 반영되지 못한 면이 있고 비교할 대상이 충분치 못한 경우도 있으나, 이 정도 수준으로 편차가 발생할 수 있다는 점을 보여준다.

[그림 Ⅲ-17] 측정 모드에 따른 PM 배출량 비교



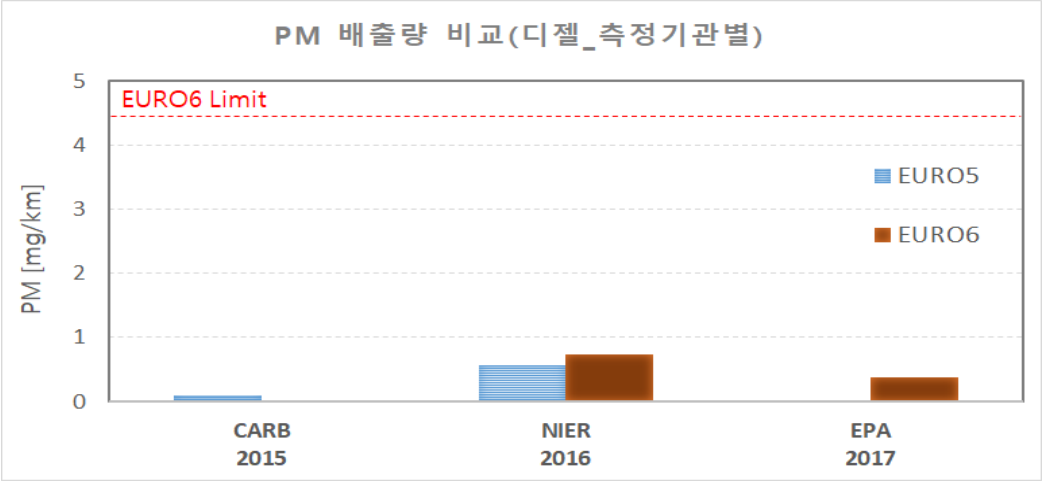
출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-18] 측정 기관에 따른 PM 배출량 비교(휘발유 차량)



출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-19] 측정 기관에 따른 PM 배출량 비교(경유 차량)

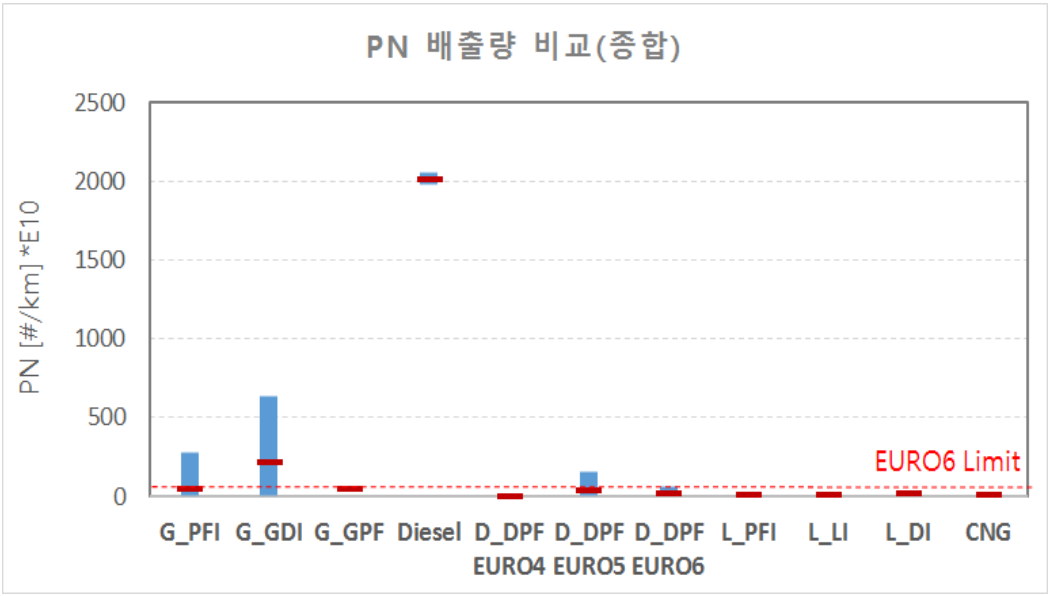


출처: 저자 작성

나) PN 배출량 비교

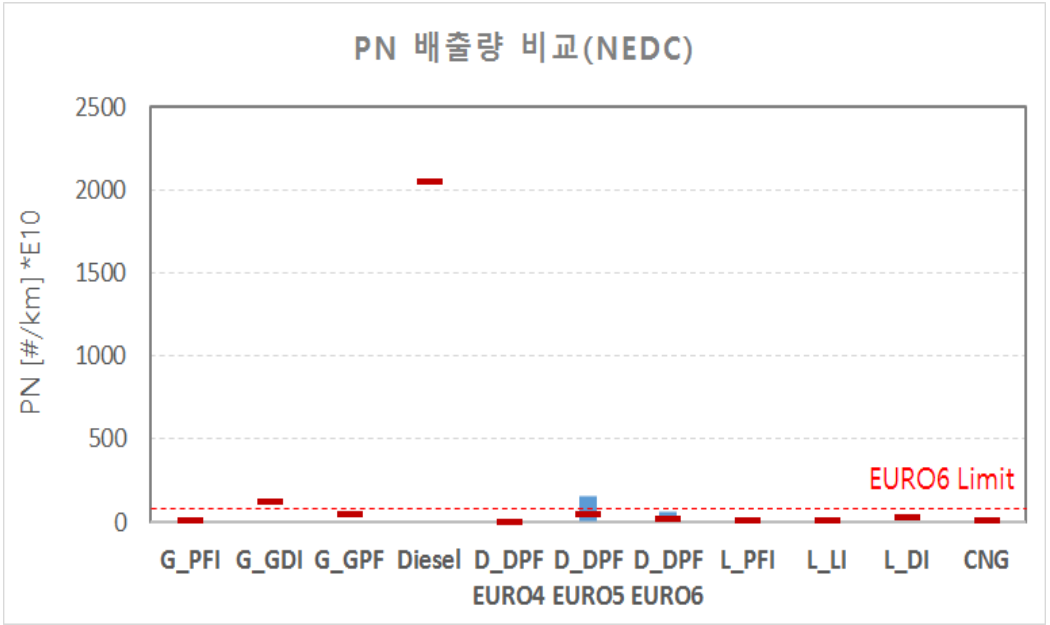
종합적으로 배출량을 비교한 그래프는 아래와 같으며, PM과 마찬가지로 주요 측정 모드인 NEDC와 FTP75 모드에서 측정된 데이터를 별도로 정리하였다. 앞선 결과와 마찬가지로 DPF가 없는 과거 경유 차량이 압도적으로 타 차량보다 발생량이 많으며, 휘발유 GDI 차량을 제외하면 나머지 차량들은 EURO6 규제 수준을 평균적으로 만족하고 있는 것을 알 수 있다.

[그림 Ⅲ-20] PN 배출량 종합 비교



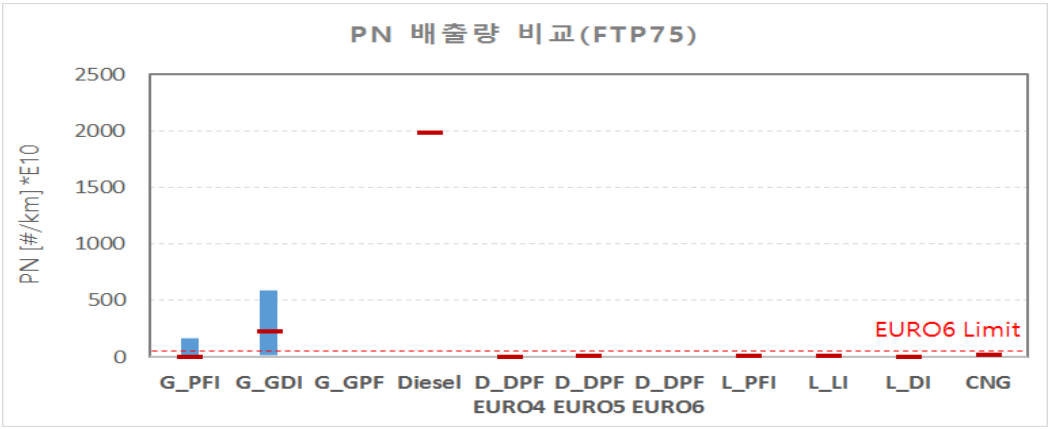
출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-21] PN 배출량 종합 비교(NEDC 모드)



출처: 저자 작성

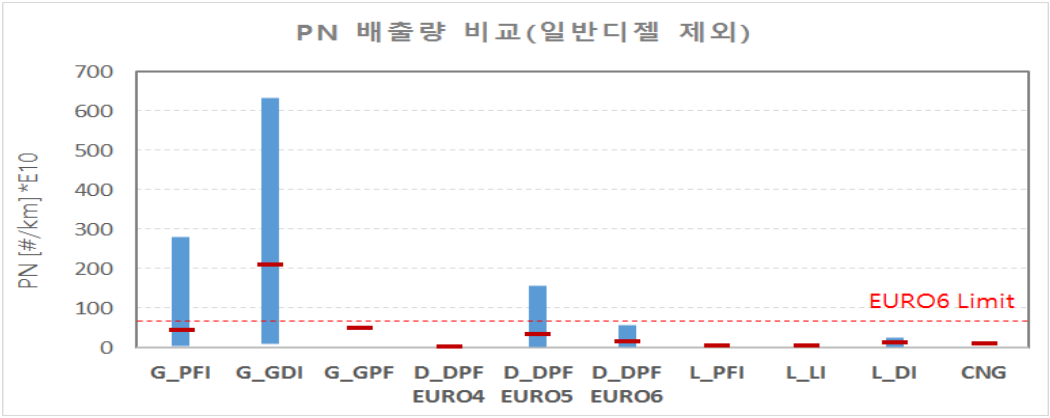
[그림 Ⅲ-22] PN 배출량 종합 비교(FTP75 모드)



출처: 저자 작성

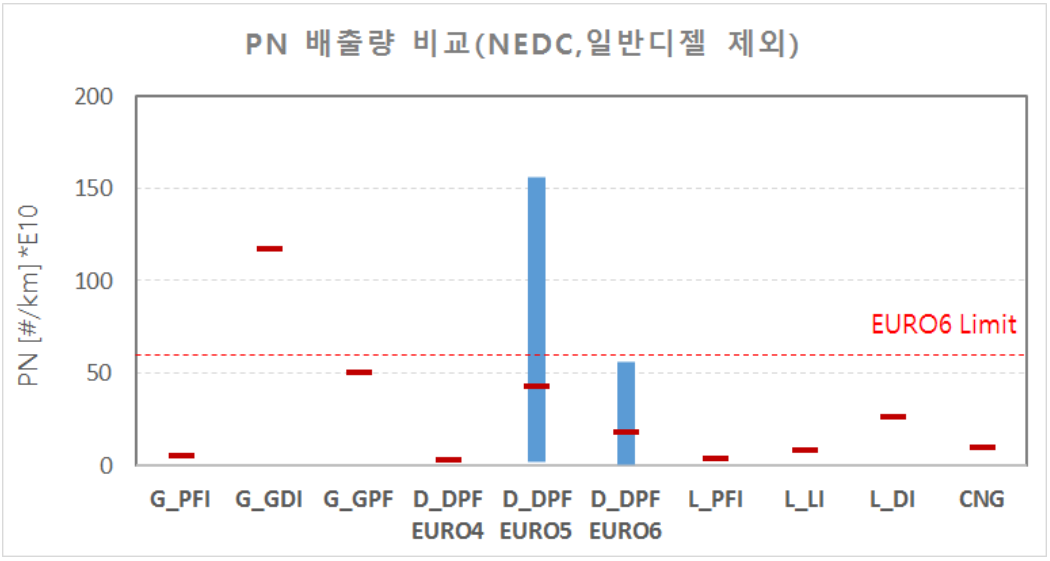
DPF가 없는 일반 경유 차량을 제외한 나머지 차량의 결과를 자세히 보기 위하여 아래와 같이 별도의 그래프에 나타냈다. DPF가 적용된 경유 차량들을 포함하여 LPG 및 CNG 차량이 평균적으로는 유사한 수준인 것을 확인할 수 있다. 휘발유의 경우, 일반 PFI보다 GDI 방식에서 PM 발생량 차이보다 더욱 큰 차이로 많은 PN이 검출된 점이 두드러진다. 아직은 EURO6 규제 수준보다 더 많은 PN을 배출하고 있는데, GPF를 적용하였을 경우 규제치를 만족하는 것을 보면 향후 국내에서 휘발유 차량에 대한 PN 규제가 도입되면 GPF 장착도 고려되어야 함을 알 수 있다.

[그림 Ⅲ-23] PN 배출량 일반 경유 차량 제외 비교



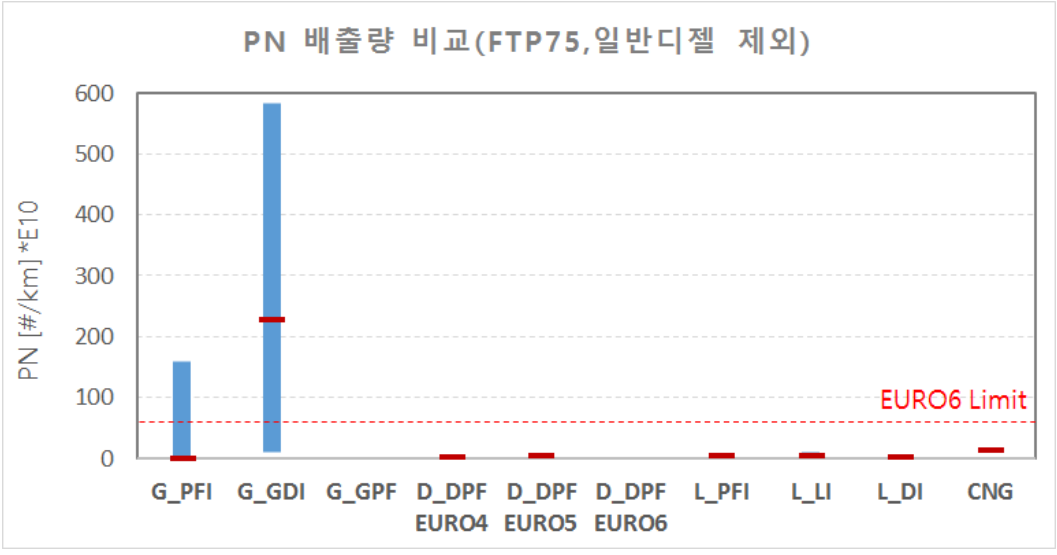
출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-24] PN 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(NEDC 모드)



출처: 저자 작성

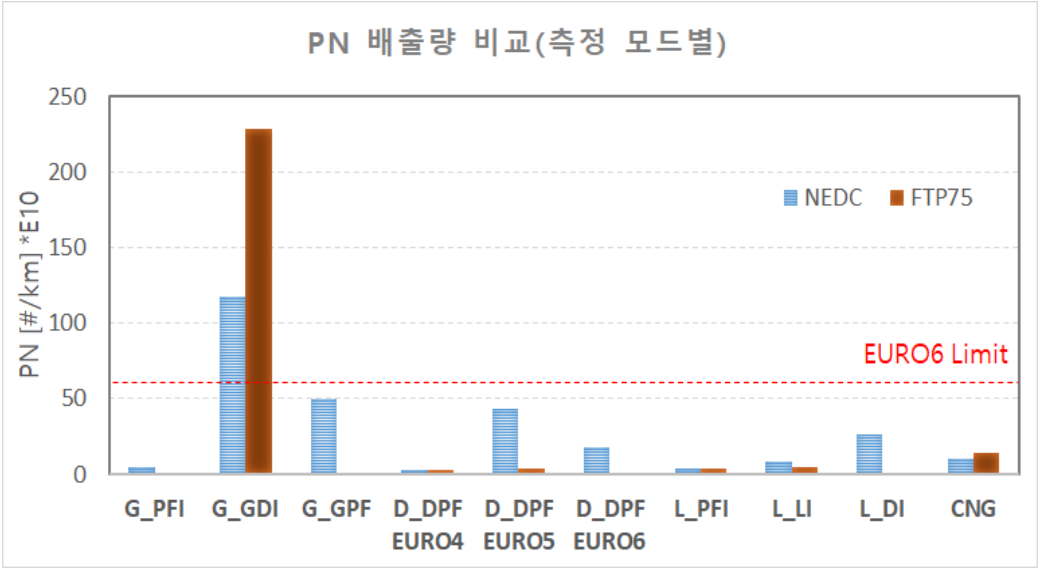
[그림 Ⅲ-25] PN 배출량 일반 경유 차량 제외 비교(FTP75 모드)



출처: 저자 작성

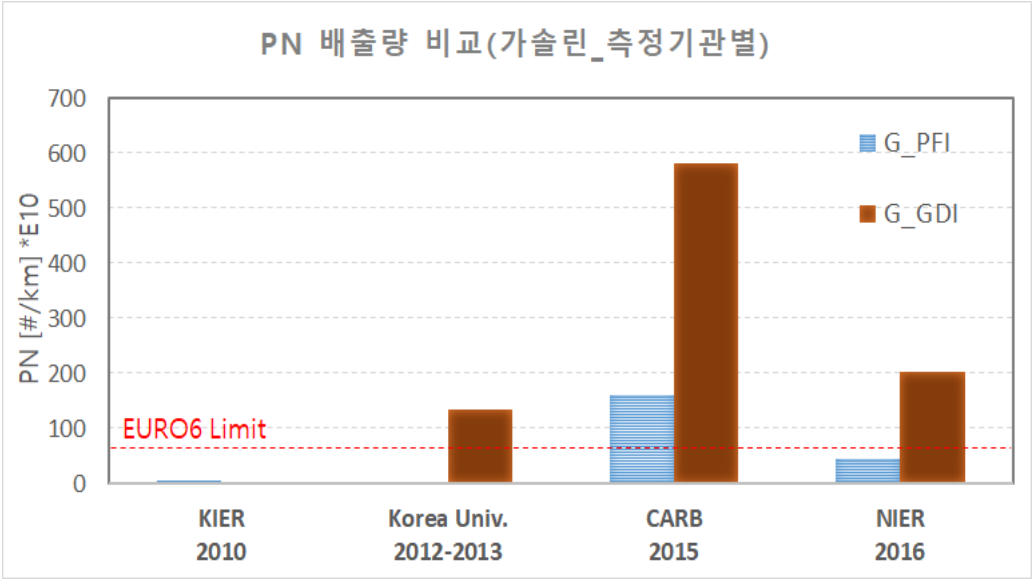
PN도 주요 측정 모드 및 측정기관별로 어느 정도 수준의 측정 편차를 보이는지 비교하기 위하여 아래와 같이 별도로 정리하였다.

[그림 Ⅲ-26] 측정 모드에 따른 PN 배출량 비교



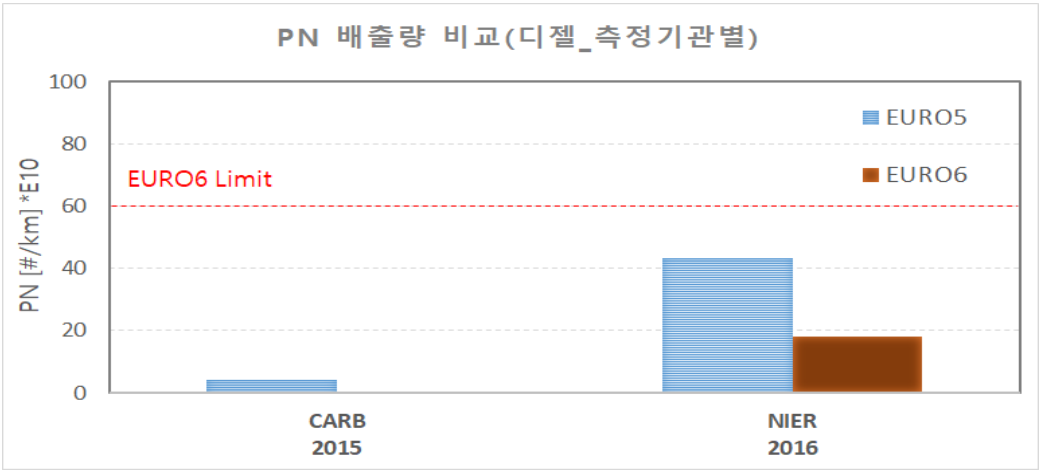
출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-27] 측정 기관에 따른 PN 배출량 비교(휘발유 차량)



출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-28] 측정 기관에 따른 PN 배출량 비교(경유 차량)

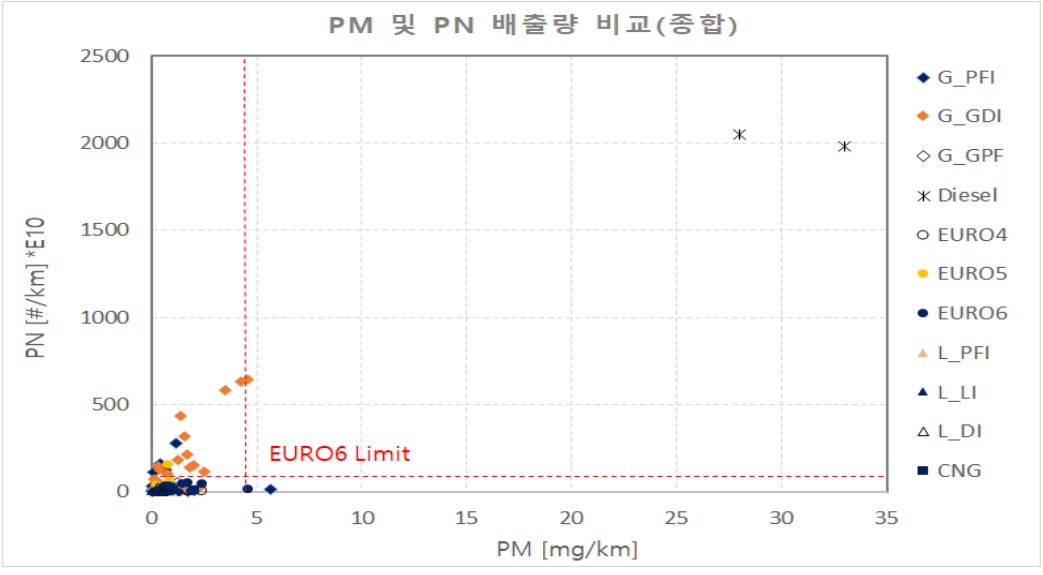


출처: 저자 작성

다) PM 및 PN 동시 비교

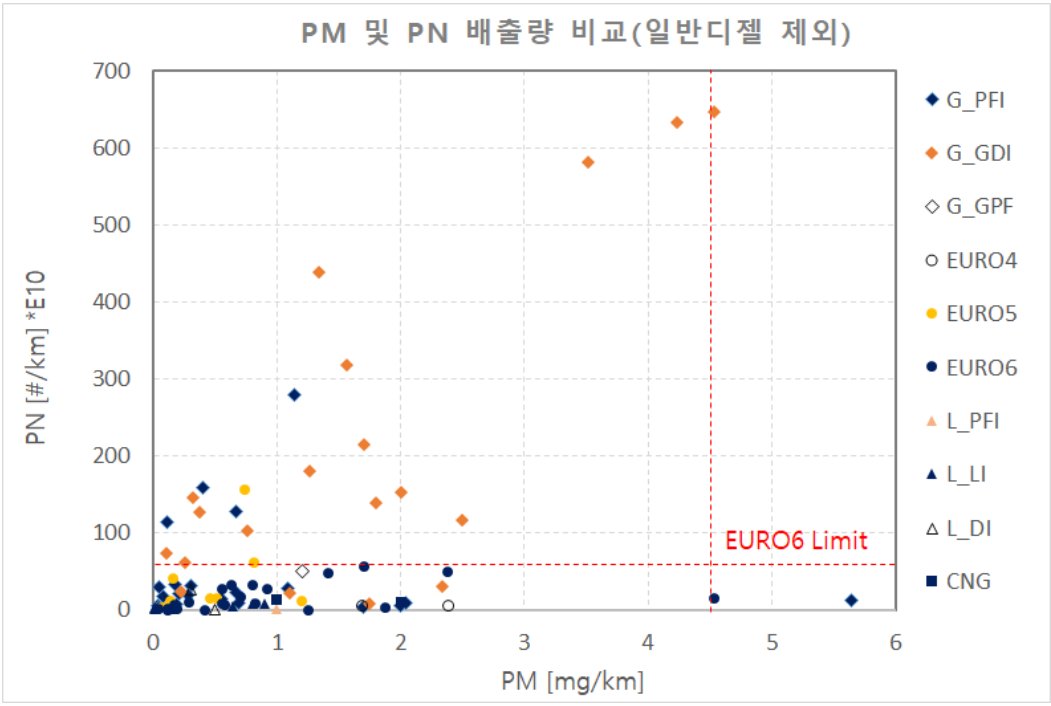
아래 그래프에서는 PM과 PN을 동시에 비교하여 보여주고 있으며, 모든 데이터를 차종별로 구분하여 표기하였다. 앞에서도 언급되었듯이 휘발유 GDI 방식의 차량이 PM과 PN 모두 대부분 많이 배출되는 경향을 보임을 알 수 있다.

[그림 Ⅲ-29] PM 및 PN 배출량 동시 종합 비교



출처: 저자 작성

[그림 Ⅲ-30] PM 및 PN 배출량 일반 경유 차량 제외 동시 비교

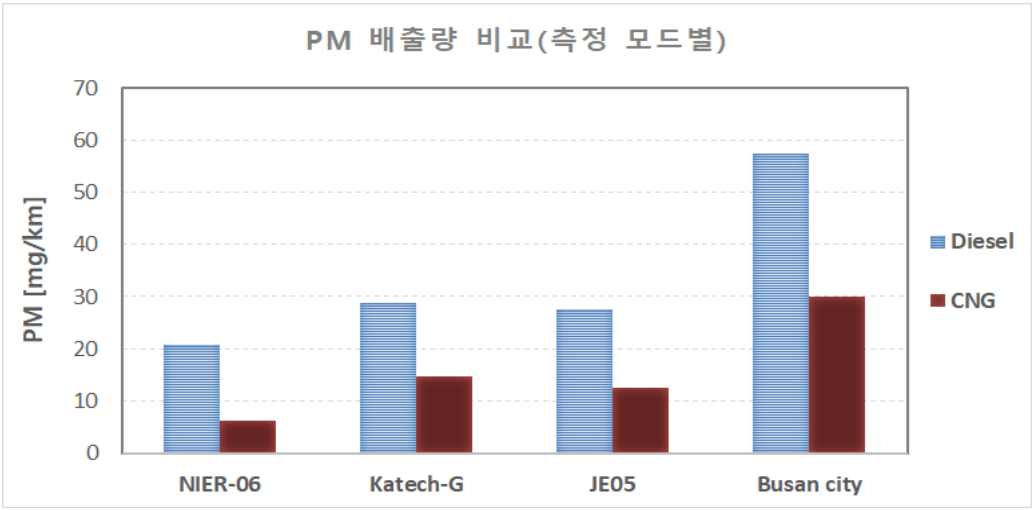


출처: 저자 작성

2) 대형차량 데이터 분석

대형차량은 각각 경유와 CNG를 사용하는 시내버스 및 고속버스를 대상으로 측정이 진행되었으며, PN은 측정되지 않아 PM 배출량만 비교하였다. 별도의 정식 규정이 있는 실험이 아니기 때문에 규제치가 없어 절대적인 배출량의 비교가 어렵다. 경유 버스가 CNG 버스보다 모든 측정 모드에서 평균적으로 2배 이상 배출하는 것으로 나타났다. 국내에서는 CNG 대형차량의 경우 PM 규제가 필요없을 정도로 적은 수준에서 발생된다고 인식되고 있다. 이를 감안한다면, 경유 대형차량도 승용차와 같이 적극적인 기술 도입을 통하여 PM 배출량을 많이 줄이고 있다고 판단할 수 있다.

[그림 Ⅲ-31] 대형 버스의 PM 배출량 비교



출처: 저자 작성

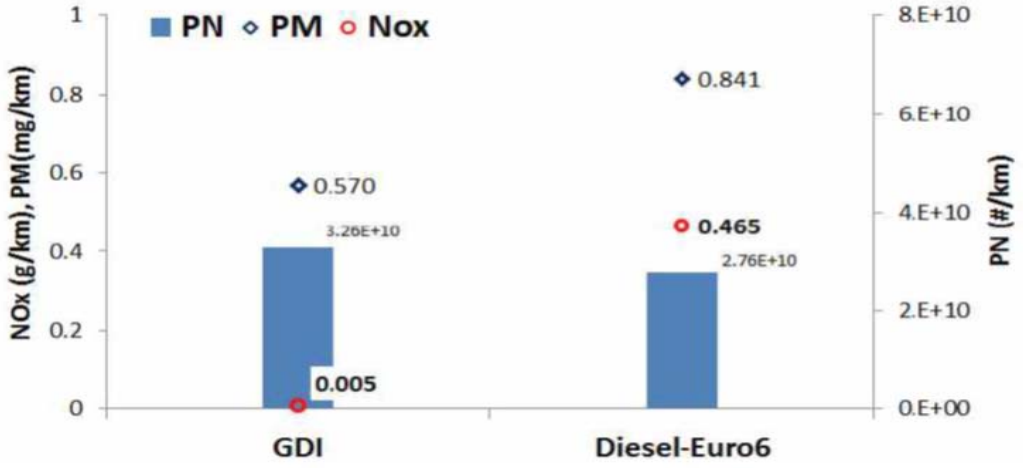
3) 실도로 주행 조건에서의 결과

지금까지의 결과들은 모두 차량을 실험실 내부에서 정해진 환경을 맞추어 놓고 배출가스를 측정한 것이다. 최근, 일부 경유 차량들이 실내의 측정 운전 모드에서만 배출가스 저감을 위한 장치를 활성화시키고 실제 도로조건에서는 비활성화시킴으로써 사회적으로 큰 문제가 되었다. 이는 질소산화물 배출에 관련된 이슈이며, 이와 관련하여 측정 모드 부분에서도 설명하였듯이 향후에는 실도로 주행 측정을 추가함으로써 이러한 문제가 생기지 않도록 보완하기로 하였다.

실도로 주행을 통한 배출가스의 측정은 해당 측정장비들이 많이 보급되지도 않았을 뿐더러 주로 질소산화물 위주로 평가가 진행이 되었기 때문에 PM 측정이 이루어진 연구 결과들은 그리 많지 않다. 아래의 첫 번째 조사 결과는 국내 연구소에서 최근에 측정된 결과이며, GDI 방식의 휘발유 자동차와 EURO6를 만족하는 경유 자동차에 대한 실도로 주행 측정 결과이다. PM의 경우에는 두 차량 모두 1mg도 되지 않는 수준이며, PN 역시 두 차량 모두 EURO6 규제치의 20분의 1 이하 수준으로 측정된다. 이 정도 수준이면 굳이 우열을 가릴 필요가 없는 극히 적은 배출량으로 보인다. 다만, 질소산화물의

경우 이미 알려진 바와 같이 휘발유 차량은 규제치를 충분히 만족하는 수준이지만, 경유 차량은 EURO6 규제치인 0.08g/km를 5배가량 넘는 것으로 측정된다. 이 결과로부터 알 수 있는 사실은 PM 배출량은 실험실 조건이나 실도로 운전 조건의 차이에 민감하지 않다는 것이며, 이는 기본적으로 PM 발생을 저감하는 장치인 DPF가 운전 조건과 상관없이 항상 일정한 기능을 수행함을 의미한다. 실제로 DPF 장치는 파손이 되지 않는 이상 배출가스가 항상 흘러가면서 작동되는 방식이기 때문에, 질소산화물 저감장치처럼 인위적으로 비활성화시킬 수 있는 여지가 없다.

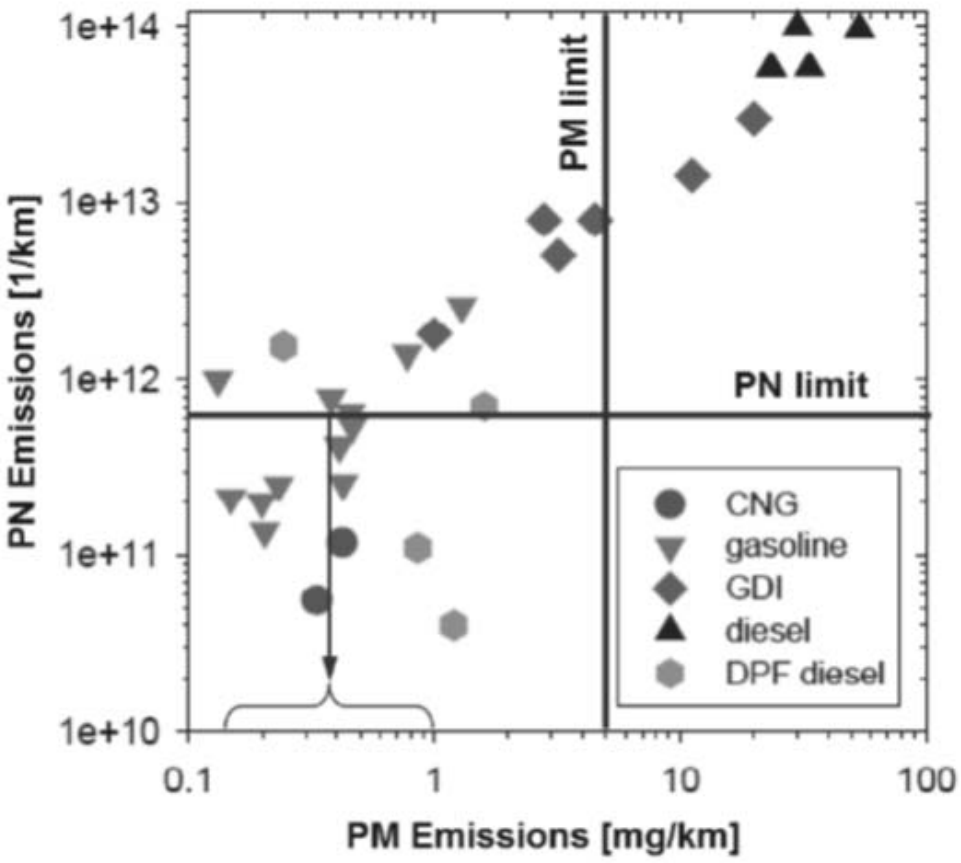
[그림 Ⅲ-32] 실도로 주행 조건에서 GDI 및 ERUO6 경유 차량의 PM, PN, NOx 비교



출처: 박준홍 외(2016), p. 23.

아래 그래프는 외국 문헌을 통하여 수집된 자료이며, 차량의 종류 및 연식 등에 대한 정보를 확인할 수 없다는 한계가 있지만 대략 2010년대 전후반으로 추정된다. 그래프에 표시된 축은 로그 스케일로 되어 있으며, 표시된 규제치는 대략 EURO5~6 수준이다. DPF가 없는 구형 경유 차량이 규제 범위에서 가장 벗어나 있으며, 그다음 문제가 되는 차량이 GDI 휘발유 차량임을 알 수 있다. 그 외 차량들은 모두 PM 측면에서는 규제를 만족하고 있으나 일부 PFI 방식의 휘발유 및 DPF 경유 차량에서 PN이 규제 수준을 조금씩 벗어나 있다. CNG 차량이 가장 배출량이 양호한 것으로 나타나 있다.

[그림 Ⅲ-33] 실도로 주행 조건에서 차량 연료 종류별 PM 및 PN 비교



출처: Jerzy Merkisz 외(2015) p. 133.

Ⅳ. 미세먼지의 인체피해 효과

1. 미세먼지 위해성의 일반론

문명의 발달로 인한 도시화와 산업화는 대기오염을 수반하였고, 이로 인하여 발생한 대기오염물질들은 인간의 건강을 위협하는 주요 환경위험요인으로 대두되었다. WHO가 2016년 발표한 보고서에 의하면 2012년 기준 전 세계 사망자 9명 중 1명은 대기오염과 관련된 원인에 의하여 사망한 것이라고 하였으며, 그 중 약 300만명은 실외대기오염에 의한 것이라고 발표하였다(WHO, 2016). 대기오염에 대한 노출은 폐암·뇌졸중·심혈관질환·만성폐쇄성폐질환과 같은 질병 발생의 위험도를 증가시키며, 질병 발생과 조기 사망을 유발하여 삶의 질을 떨어뜨린다. 또한 질병 발생으로 인한 노동력의 손실을 야기하여 개인과 국가의 소득을 감소시키기도 한다(World Bank, 2017).

1998년 국내 서울시의 미세먼지(PM_{10})농도는 78μg/m^3이었으나 국가 차원의 노력으로 인하여 2012년에는 41μg/m^3으로 감소되었다(Leem et al., 2015). 이러한 개선 노력에도 불구하고 여전히 국내 미세먼지 평균 노출 수준은 WHO의 대기 질 가이드라인 권고 수준을 상회하고 있어 조기 사망과 질병 발생이라는 부담의 형태를 나타나고 있다. 최근에는 대기 질 수준과 미세먼지로 인한 건강 영향에 대한 국민들과 언론의 관심이 고조되고 있어, 미세먼지 노출 수준을 더욱 낮추고 공중보건학적 문제를 개선시켜 나갈 것이 요구되는 실정이다.

미세먼지로 인한 건강 영향은 기존에 잘 알려져 있던 호흡기계, 심·뇌혈관계에 대한 영향에서 최근에는 더욱 확대되어 인지기능 장애와 같은 뇌퇴행성 질환, 당뇨병과 같은 대사성 질환, 우울증과 같은 정신 건강 등에도 광범위하게 영향을 미치는 것으로 알려지고 있으며, 이러한 결과를 뒷받침하는 연구결과들이 지속적으로 보고되고 있다(Thurston et al., 2016). 본 보고서에서는 기존에 잘 알려져 있는 미세먼지로 인한 사망에서부터 최근 새롭게 밝혀지고 있는 건강영향을 인체 기능에 따라 세부적으로 분류하여 정리하였다.

〈표 Ⅳ-1〉 미세먼지가 인체에 미치는 건강 영향

망막 미세혈관 손상	뇌졸중 정신건강 영향
상기도 감염 하기도 감염(폐렴) 폐암	신경발달 장애 신경퇴행성 질환
폐색전증 폐기능 감소 폐성장 감소	허혈성 심질환 심근경색 심부전
제1형 당뇨 제2형 당뇨	고혈압 혈액응고 증가 심부정맥 혈전증
조산 출생 체중 감소 태아성장 지연	심박수 변동선 변화 ST-segment 하강 부정맥
골 대사 기능	전자간증

출처: 저자 작성

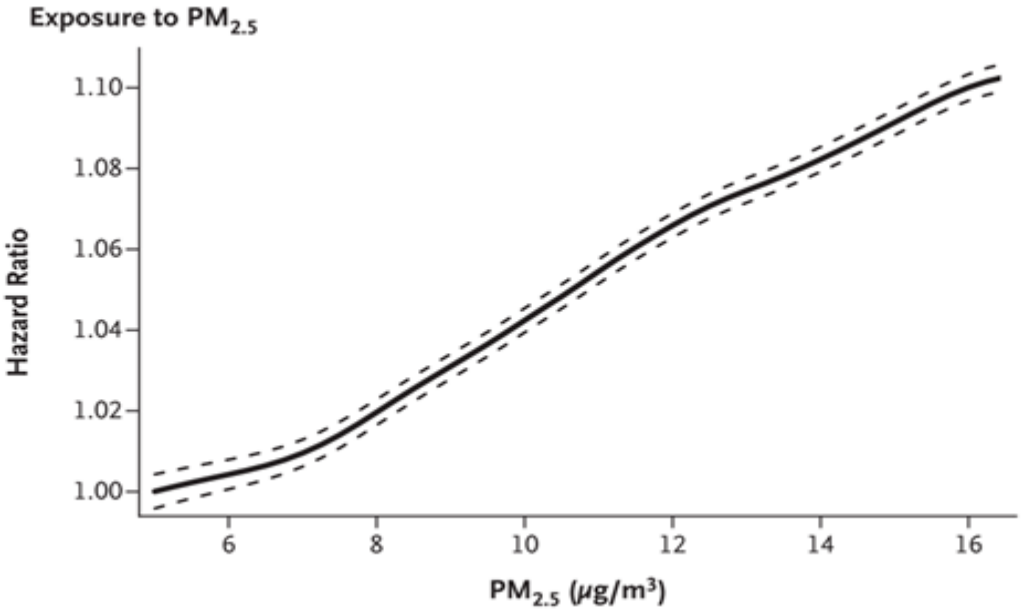
2. 미세먼지에 의한 인체피해 관련 연구

가. 미세먼지와 사망과의 관계

1) 미세먼지와 총사망

1993년 미국 6개 도시 연구에서 미세먼지의 증가가 사망의 증가와 관련이 있다는 연구가 발표된 이래 이를 입증하는 연구들이 지속적으로 발표되었다 (Dockery et al., 1993;Carey et al., 2013;Thurston et al., 2016). 최근 미국 연구진이 발표한 코호트연구 결과에서는 상대적으로 낮은 농도인 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 농도 수준 이하에서도 장기 노출되는 경우 건강 위험이 증가한다는 결과를 제시하였으며, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 사망위험비(hazard ratio)가 1.073(95% C.I. 1.071~1.075)배 증가하는 것으로 나타났다 (Di et al., 2017). 유럽의 22개 코호트에 대한 연구에서도 초미세먼지($PM_{2.5}$) 5 μg/m^3 증가당 사망위험비(hazard ratio)가 1.07(95% C.I. 1.02~1.13)배 증가하는 것으로 나타나 미세먼지 장기 노출로 인한 사망 증가의 증거로 제시하였다 (Beelen et al., 2014).

[그림 Ⅳ-1] 초미세먼지(PM2.5) 농도와 사망위험비



출처: Di Q. et al.,(2017) p.2520

2) 미세먼지와 자살사망

미국 솔트레이크 시티에서 2000년부터 2010년까지 자료를 분석한 연구에서는 자살사망 발생 2일전 초미세먼지($PM_{2.5}$) 사분위수(interquartile range, IQR) (5.7~11.7μg/m^3) 증가당 자살사망이 1.05(95% C.I. 1.01~1.10)배 증가하였다고 보고하였고, 일본에서 수행된 2001년부터 2011년까지의 대기오염과 자살사망과의 관련성에 대한 연구결과에서는 자살 사망 발생 전 4일 평균의 초미세먼지($PM_{2.5}$) 사분위수(11.0μg/m^3) 증가당 자살사망이 10.55(95% C.I. 2.05~19.75)% 증가하였다고 보고하였다. 국내에서 2004년 7개 대도시 자료를 바탕으로 시행된 연구에서는 자살 사망 발생 전 2일 평균의 초미세먼지($PM_{2.5}$) 사분위수(18.2μg/m^3) 증가당 자살사망이 10.1(95% C.I. 2.0~19.0)% 증가하였음을 보고하였다. 이러한 연구결과들은 미세먼지의 일시적인 증가가 자살사망 발생 증가와의 관련성을 제시하고 있다.

나. 미세먼지와 호흡기계 질환과의 관계

1) 미세먼지와 폐기능

폐기능(lung function)은 호흡기 건강 수준을 확인할 수 있는 객관적인 지표이자 호흡기계 사망과 질병 발생을 예측할 수 있는 지표이다(Sin et al., 2005). 대기오염으로 인한 건강영향에 관한 유럽지역의 코호트 합동연구(ESCAPE) 결과에 의하면 학동기 아동에서 초미세먼지($PM_{2.5}$) 5.0μg/m^3 증가당 폐기능이 1.77(0.18~3.34)% 감소하는 것으로 나타났다. 이러한 환경 인자에 유년기에 노출되는 것은 보다 큰 건강 취약성을 가지고 있기 때문에 노년에 노출되는 것보다 건강에 보다 큰 위해가 나타나는 것으로 알려져 있다(Gehring et al., 2013). 라틴계 어린이들을 대상으로 시행한 또 다른 연구에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 5.0μg/m^3 증가당 폐기능이 7.7(3.5~11.8)% 감소하는 것으로 나타났다(Neophytou et al., 2016).

성인들을 대상으로 한 연구에서는 폐기능 검사항목인 1초간 노력성 폐활량(forced expiratory volume in one second, FEV_1)이 미세먼지(PM_{10}) 10μg/m^3 증가당 44.56(3.76~85.36)mL 감소하는 것으로 나타났으며, 노력성 폐활량(forced vital capacity, FVC)도 58.96(5.65~112.27)mL 감소하는 것으로 나타났다. 이러한 미세먼지로 인한 호흡기 건강의 악화는 비만한 인구집단에서 그 강도가 더 크게 나타나는 것으로 나타났다. 하지만 초미세먼지($PM_{2.5}$)에서는 유의한 결과가 나타나지는 않았다(Adam et al., 2015). 중국에서 시행한 연구에서는 미세먼지 노출로 인한 폐기능 감소의 효과가 비흡연자에서도 1주일 정도까지 누적되어 나타날 수 있음을 제시하였다(Zhou et al., 2016). 유럽에서 시행된 연구에서는 호흡기계 질병이 없으며, 비흡연중인 건강한 성인에서도 미세먼지(PM_{10}) 10μg/m^3 증가당 노력성 폐활량(forced vital capacity, FVC)이 18.9(10.3~27.5)mL 감소하는 것으로 나타났으며, 1초간 노력성 호기량(forced expiratory volume in one second, FEV_1)도 미세먼지(PM_{10}) 10μg/m^3 증가당 12.8(6.5~19.1)mL 감소하는 것으로 보고하였다(Int Panis et al., 2017).

미세먼지 노출로 인한 폐기능 감소는 모든 연구에서 일관된 결과를 제시하

고 있는 것은 아니다. 그렇지만 상대적으로 취약한 어린이 집단에서 성인집단보다 위해가 더 크게 나타날 수 있음을 보여주고 있다. 또한, 건강한 성인에서도 폐기능 감소가 뚜렷이 나타날 수 있다는 결과들이 제시되고 있다.

2) 미세먼지와 만성폐쇄성폐질환(COPD)

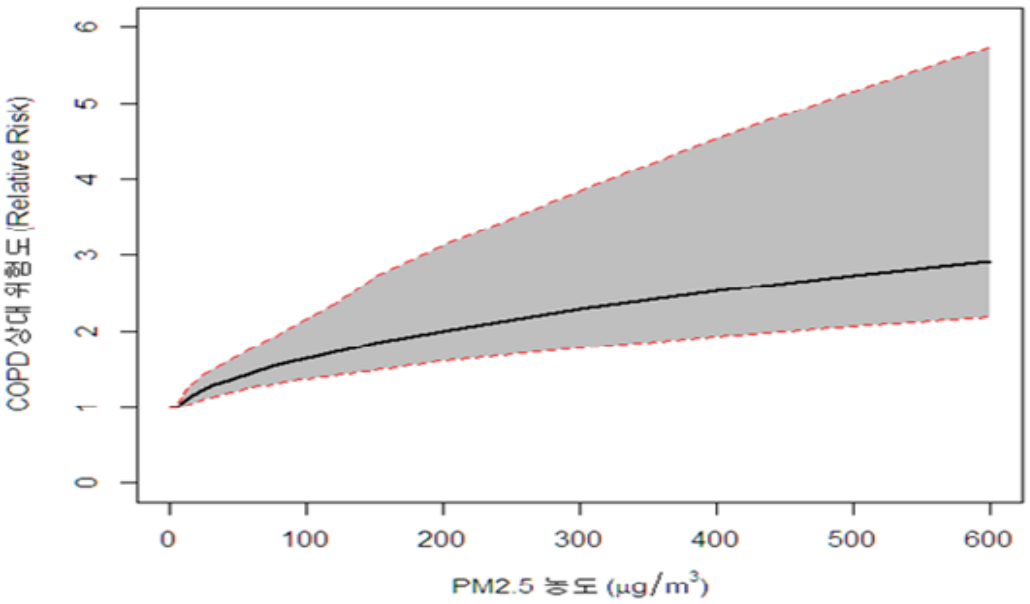
만성폐쇄성폐질환은 비가역적으로 진행하는 기류 제한의 발생과 폐에서의 만성적인 염증 반응을 특징으로 하는 질환이다. 국내에서 만성폐쇄성폐질환의 질병부담은 전체 질병 중 남성에서는 5번째, 여성에서는 3번째로 높은 순위를 차지하고 있으며, 호흡기 질환 중에서는 가장 높은 순위를 차지하고 있다(Yoon et al., 2016). 미세먼지가 만성폐쇄성폐질환을 일으키는 원인인지에 대해서는 여전히 명확한 결론이 내려져 있지 않은 상황이지만, 증상을 악화시키는 요인으로는 받아들여지고 있다(Schikowski et al., 2014). 메타분석 연구 결과에 따르면 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 만성폐쇄성폐질환 관련 응급실 방문과 입원이 2.5(1.6~3.4)% 증가하는 것으로 나타났다(Devries et al., 2017). 또한 위의 연구에서 만성폐쇄성폐질환 관련 사망은 응급실 방문과 입원에 비해 2배 높은 영향력을 보고하였다(초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 4.8(95% CI 1.9~7.8)% 증가). 만성폐쇄성폐질환과 관련한 IHME(Institute for Health Metrics and Evaluation)의 연구 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 5μg/m^3 농도 이하에서는 건강 위해가 없는 역치 수준 이하로 제시하였고, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 농도에서는 상대위험도는 1.081(1.016~1.189)로 제시하였으며, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 20μg/m^3 농도에서는 상대위험도를 1.199(1.083~1.378)로 제시하였다.

3) 미세먼지와 폐암

2013년 세계보건기구(WHO)와 국제 암 연구기관(International Agency for Research on Cancer, IARC)에서는 미세먼지를 발암물질(IARC group 1)로 규정하고, 특히 폐암 발병의 위험성을 증가시킨다고 발표한 바 있다(Loomis et al.,

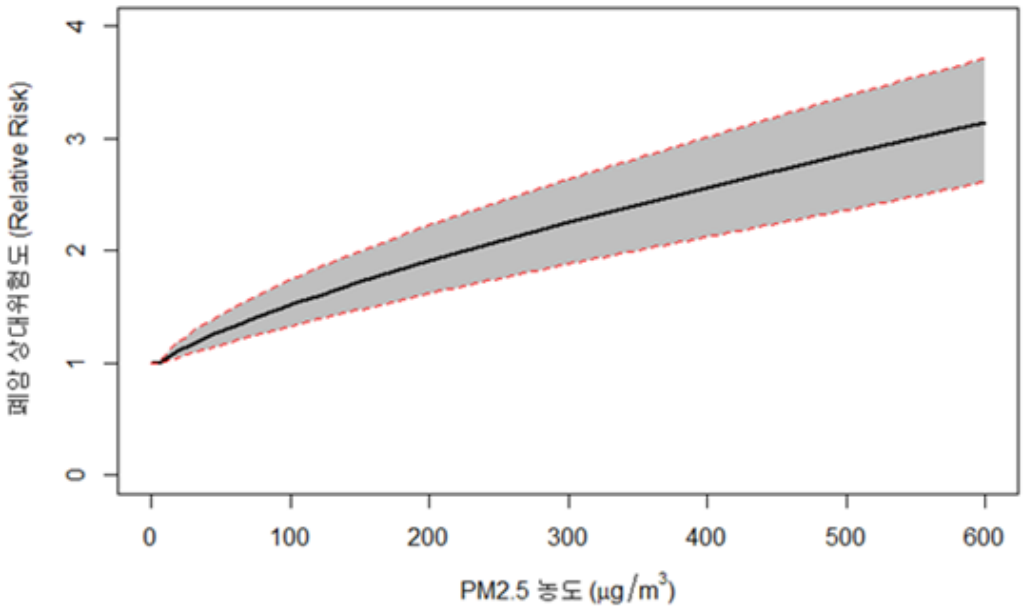
2013). 미세먼지와 폐암 발생과의 관련성을 입증하기 위해서는 비흡연자에서의 폐암 발생 여부를 장기간 추적하는 코호트 연구가 요구된다. 미국 암학회에 등록되어 있는 120만명을 26년간 추적 관찰한 코호트 연구 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 15~27%의 폐암 사망 증거의 결과를 제시한 바 있다(Turner et al., 2011). 메타분석 결과에서도 비흡연자에서의 폐암 발생 또는 사망의 위험이 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 1.18(1.06~1.32)배 증가하는 것으로 보고되어, 위의 연구결과와 유사한 결과를 보고한 바 있다(Yang et al., 2016). 유럽의 17개국 코호트 연구결과에서는 미세먼지(PM_{10}) 10 μg/m^3 증가당 폐암 발생 위험비(hazard ratio)가 1.22(95% C.I. 1.03~1.45) 배 증가하는 것으로 나타났다(Raaschou-Nielsen et al., 2013). 폐암과 관련한 IHME의 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 5μg/m^3 농도 이하에서는 건강 위해가 없는 역치 수준 이하로 제시하였고, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 농도에서는 상대위험도는 1.034(1.012~1.075)로 제시하였으며, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 20μg/m^3 농도에서는 상대위험도는 1.112(1.056~1.195)로 제시하였다.

[그림 Ⅳ-2] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 만성폐쇄성폐질환의 상대 위험도



출처: GBD(2017) pp.335~336 도표 자료를 바탕으로 저자 작성

[그림 Ⅳ-3] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 폐암의 상대 위험도



출처: GBD(2017) pp.333~334 도표 자료를 바탕으로 저자 작성

4) 미세먼지와 상기도 감염 및 중이염

어린이들은 성인에 비해 기도가 좁고, 높은 호흡 횟수를 보이며, 폐와 면역체계가 완전히 성장하지 않은 상태이기 때문에 미세먼지에 의해 유발되는 건강 영향에 보다 취약한 것으로 알려져 있다(Darrow et al., 2014). 미국에서 18년 동안 5세 미만의 어린이들을 대상으로 시행한 시계열 연구에서는 상기도 감염의 경우 초미세먼지($PM_{2.5}$) 8.8μg/m^3 증가당 1.015(1.004~1.027)배 증가하는 것으로 보고한 바 있다(Mehta et al., 2013).

급성 중이염은 어린이들에게 영향을 주는 매우 흔한 감염 질환으로, 3세 미만에서 급성 중이염의 유병률이 가장 높은 것으로 알려져 있다(Marchisio et al., 2012). 중이염은 다양한 원인에 의해서 발생하지만, 전형적으로는 상기도가 감염된 후 질병이 진행하는 과정에서 발생하는 것으로 알려져 있다(Vergison, 2008). 또한 중이염은 의료진이 소아 환자를 치료함에 있어서 항생제를 처방하게 되는 주요 원인으로도 알려져 있다(MacIntyre et al., 2011). 미세먼지와

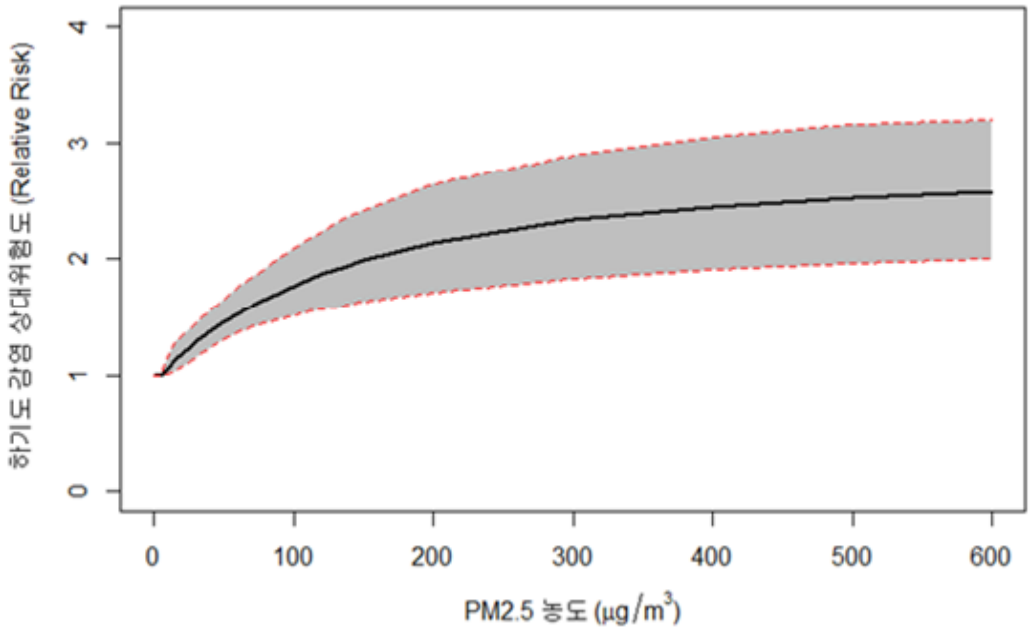
급성 중이염 발생과의 관련성에 대한 연구결과는 전체적으로는 유의하지 않은 결과를 제시하고 있지만, 따뜻한 계절과 추운 계절로 분리하여 분석하였을 때에는 유의한 결과를 제시한 연구도 있다(Zemek, 2010).

5) 미세먼지와 하기도 감염(폐렴)

폐렴과 기관지염을 포함하는 급성 하기도 감염은 전 세계적으로 소아 사망의 주요 원인 중 하나로 알려져 있다(Williams et al., 2002). 어린 아이들의 경우 미세먼지와 같은 대기오염물질에 보다 민감하게 반응하는 것으로 알려져 있으며, 특히 5세 미만의 소아에서는 폐렴과 같은 급성 하기도 감염이 주요 사망원인으로 보고되고 있다(Bateson TF, Schwartz J., 2008). 급성 하기도 감염으로 인한 병원 입원이나 응급실 방문 자료를 바탕으로 한 메타 분석결과에서 5세 미만의 소아에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 1.12(1.03~1.30)배 증가하는 것으로 보고한 바 있다(Mehta et al., 2013).

유럽에서 수행한 10개국 출생코호트 연구에서는 폐렴 발생과의 관련성에 있어서 미세먼지(PM_{10})는 발생을 증가시키지만, 초미세먼지($PM_{2.5}$)는 통계적으로 유의하지 않은 결과를 제시하였다(MacIntyre et al., 2014). 세계질병부담연구를 주도하고 있는 IHME(Institute for Health Metrics and Evaluation)는 미세먼지로 인한 건강영향과 관련해서는 통합 노출 반응곡선(integrated exposure response curve)을 제시하여 노출 단위 증가당 선형 증가 관련성이 아닌 곡선형의 상대위험도 증가를 제시하고 있다. IHME의 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 5μg/m^3 농도 이하에서는 건강 위해가 없는 역치 수준 이하로 제시하였고, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 농도에서 상대위험도는 1.063(1.007~1,189)로 제시하였으며, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 20μg/m^3 농도에서는 상대위험도를 1.191(1.078~1,344)로 제시하였다.

[그림 Ⅳ-4] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 하기도 감염의 상대 위험도



출처: GBD(2017), p.333 도표 자료를 바탕으로 저자 작성

다. 미세먼지와 알레르기(면역) 질환과의 관계

1) 미세먼지와 천식

천식은 기관지의 과민 반응성, 비가역적인 기류 제한, 기침과 천명음이 동반되는 반복적인 증상이 나타나는 만성 염증성 질환이다(Mathew et al., 2012). 대부분의 경우 천식은 유전적인 요인에 의하여 야기되지만, 대기오염물질에 대한 노출·기상요인의 변화·알레르기 유발 물질에 대한 노출·바이러스 감염 등 환경요인에 대한 노출로 인하여 증상의 악화가 나타나는 것으로 알려져 있다(Guarnieri, 2014;Mazenq et al., 2017). 유럽의 출생코호트에서 산출된 결과에서는 어린이의 천식 유병률과 발생률은 미세먼지 노출수준과 유의한 관계가 없는 것으로 보고하였다(Molter et al., 2015;Jacquemin et al., 2015). 성인기에 시작된 천식의 발생과 미세먼지와의 관련성을 연구한 코호트 연구에

서도 성인 천식의 발생은 미세먼지 노출 수준과는 유의한 관련성을 발견하지 못하였다(Fisher et al., 2016). 이처럼 천식의 발생과 관련된 연구에서는 미세먼지 노출이 천식의 발생과 관련이 있다는 뚜렷한 증거를 제시하지 못하였지만, 천식을 사전에 진단 받은 환자에서의 증상 악화와 관련된 연구에서는 다른 결과들이 제시되고 있다. 단기간 미세먼지 노출로 인한 어린이에서의 천식으로 인한 입원과 응급실 방문에 대한 메타 분석결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 1.048(1.028~1.067)배 증가하는 것으로 보고되어, 미세먼지 노출이 어린이의 천식 증상 악화에 기여하는 것으로 나타났다(Lim et al., 2016). 스페인에서 전체 인구집단을 대상으로 수행한 연구에서도 미세먼지(PM_{10}) 10μg/m^3 증가당 1.045(1.016~1.074)배 증가하는 것으로 보고하여 어린이에서의 메타분석 결과와 유사한 결과를 제시하였다(Galan et al., 2003).

2) 미세먼지와 아토피 피부질환

아토피 피부질환은 강렬한 가려움증을 동반하며 재발성 습진 병변으로 특징되는 만성 염증성 피부질환이다(Weidinger et al., 2016). 산업화된 국가에서 가장 흔한 피부질환 중 하나이며, 어린이의 약 15%, 그리고 성인의 2~10%가 아토피 피부질환을 가지고 있는 것으로 알려져 있다(Kabashima et al., 2016). 국내 연구진이 서울시 지역에 거주하는 5세 미만 177명의 아토피 환자를 대상으로 수행한 연구에서 아토피 피부질환으로 인한 증상의 악화는 미세먼지(PM_{10}) 10μg/m^3 증가당 1.032(1.015~1.049)배 증가하는 것으로 보고하여 유의한 상관관계를 보여주었다(Kim et al., 2017). 위의 연구를 제외하면 뚜렷한 연관성을 제시하고 있는 연구가 드문 상황인데, 이는 미세먼지 노출과 아토피 피부질환과의 관련성에 대한 기존의 연구들이 대부분 아토피 피부질환으로 인한 증상의 악화가 아니라 아토피 피부질환의 발생과의 관련성을 분석하였기 때문으로 판단된다. 현재까지의 연구결과에서 미세먼지 노출은 아토피 피부질환 발생 요인이 아니라 아토피 피부질환으로 인한 증상에 대한 악화 요인(triggering factor)으로 받아들여지고 있다.

3) 미세먼지와 알레르기 비염

알레르기 비염은 가려움증·재채기·콧물·코의 충혈을 특징으로 하는 비강 점막의 염증성 질환이다. 알레르기 비염은 심각한 질환이 아니기 때문에 빈번하게 무시되거나 과소 진단되는 경향이 있지만, 조절되지 않는 알레르기 비염은 삶의 질을 떨어뜨리고 학교나 직장에서 일의 생산성을 하락시킨다(Greiner et al., 2011). 중국에서 알레르기 비염의 유병률과 미세먼지 농도와의 관련성을 살펴본 연구에서는 미세먼지(PM_{10})와 초미세먼지($PM_{2.5}$) 모두에서 유의한 상과관계를 보고한 바 있다(Teng et al., 2017;Zhang et al., 2011). 하지만 중국 이외의 지역인 타이완에서 미취학 아동에서 알레르기 비염 첫 발생과 미세먼지와의 관련성을 분석한 연구와 캐나다의 노령인구에서 알레르기 비염으로 병원을 방문한 횟수와 미세먼지와의 관련성을 분석한 연구에서는 유의한 결과를 얻지 못하였다(Chung et al., 2016;Villeneuve et al., 2006).

4) 미세먼지와 류마티스 질환(rheumatic disease)

흡입한 대기오염물질들에 의해 유발되는 산화 스트레스와 염증반응은 호흡기에 영향을 줄 뿐만 아니라, 전신에서의 염증 및 면역 상태에도 영향을 준다. 폐를 통과하여 혈액으로 유입된 미세먼지는 전신적인 염증 반응을 유발하며, 산화 스트레스로 인해 각종 염증성 사이토카인을 혈액 순환계로 내보내는데, 이러한 반응이 전신적인 염증반응을 일으키는 유발 요인으로 작용하는 것으로 알려져 있다(Farhat et al., 2011). 브라질에서 청소년 시기에 시작된 전신성홍반성루푸스(SLE)의 질병 상태 지표(disease activity index)를 점수화하여 미세먼지와 관련성을 분석한 연구에서는 약 2주전의 평균 미세먼지(PM_{10})가 13.4μg/m^3 증가하면 질병 상태 지표의 약 34(7.0~68.0)% 증가를 가져와 증상이 악화된다고 보고하였다(Fernandes et al., 2015). 캐나다 지역에서 수행한 연구에서도 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 증가할수록 전신적인 자가면역 류마티스 질환이 증가한다고 보고하였다(Bernatsky et al., 2016).

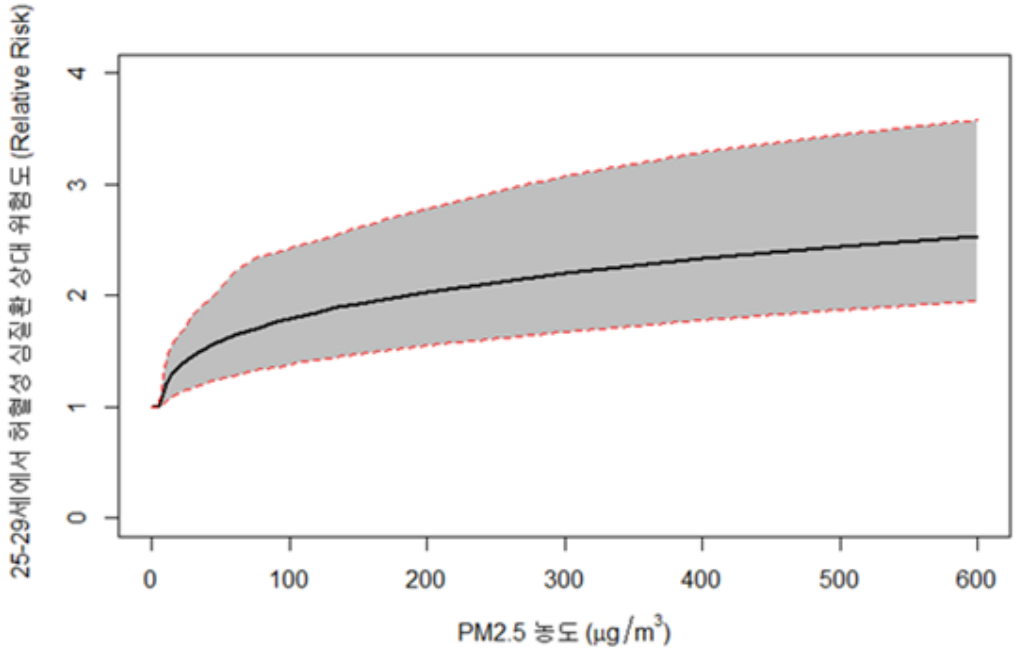
라. 미세먼지와 심혈관계 질환과의 관계

1990년대 이전까지 미세먼지로 인한 건강피해는 주로 폐질환과 관련이 있는 것으로 알려져 있었다. 하지만 이후의 누적된 연구결과들은 대기오염과 관련된 사망의 큰 부분이 심혈관질환과 관련이 있다는 것을 제시하였다(Pope et al., 2004). 미세먼지 노출로 인한 한 개인에 대한 사망 위험은 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 500만명 중 약 1명이 초과 사망하는 수준으로 작지만, 전 세계 인구에 대한 공중보건학적 입장에서 살펴보면 이러한 영향은 연간 약 80만명의 초과 사망을 유발할 정도로 큰 영향을 주는 것으로 알려져 있다(Brook et al., 2004).

1) 미세먼지와 허혈성 심질환

그동안의 시계열 자료의 분석결과는 미세먼지와 심혈관계 질환으로 인한 병원 입원과 관련성을 제시하고 있는데, 이들의 결과는 잠재적으로 미세먼지의 농도 증가가 심혈관질환을 악화시킬 수 있음을 보여주고 있다(Xu et al., 2017; Ye et al., 2016;Balluz et al., 2007). 호흡을 통하여 흡입되어 폐 내부에 축적된 미세먼지 분진은 염증반응을 일으키고 다시 이러한 경과는 전신에 죽상경화증을 촉진하는 전신 염증반응을 일으키는 것으로 알려져 있다(Stone, 2004; Seaton et al., 1995). 미국에서 시행한 연구에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)에 장기간 노출될 경우, 10μg/m^3 단위가 증가하면 허혈성 심장질환의 위험이 1.18배 증가하는 것으로 보고하였다. IHME에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 노출농도와 연령증가에 따른 상대위험도를 보다 더 세분화하여 제시한 바 있다(Donaldson et al., 2001;GBD, 2017). 심근경색과 관련된 메타분석 결과에서는 단기간 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 심근경색이 2.5(1.5~3.6)% 증가한다고 보고한 바 있다(Mustafic et al., 2012).

[그림 Ⅳ-5] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 허혈성 심장질환의 상대 위험도
(25~29세 연령층에서 잔여 생존 기간 동안 해당 농도에 평생 노출되는 경우)



출처: GBD(2017), p.334 도표 자료를 바탕으로 저자 작성

2) 미세먼지와 심부전

기존의 연구들에서는 대기오염이 심부전으로 인한 사망, 심부전으로 인한 병원이나 응급실 방문 증가와 관련이 있다는 결과를 제시한 바 있다(Yang et al., 2014). 이러한 결과들은 급성 대기오염물질에 대한 노출이 기존의 심부전을 악화시켜 응급실에 오거나 입원을 하게 만들고, 심하게는 사망에 이르게 할 수 있다는 것을 의미한다. 또한, 이러한 영향들은 노인 인구집단에서 보다 뚜렷하게 나타났다(Barnett et al., 2006). 과거 미국에서 수행된 연구에서는 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 심부전으로 인한 병원입원환자 수가 0.72% 증가한다고 보고한 바 있었다(Wellenius et al., 2006). 2013년에 발표된 메타분석 연구 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 심부전으로 인한 입원 또는 사망이 2.12(1.42-2.82)% 증가한다고 보고하였으며, 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 심부전으로 인한 입원 또는 사망이 1.63(1.20~2.07)%

증가한다고 보고하였다. 미국의 사례에 적용할 경우, 초미세먼지($PM_{2.5}$) 평균 농도를 3.9μg/m^3 줄이면 연간 약 7,978명의 심부전 환자의 병원 입원을 예방할 수 있으며, 더불어 해당 의료비용을 절약할 수 있을 것으로 추정되었다(Shah et al., 2013).

3) 미세먼지와 부정맥

미세먼지 노출에 대한 실험실적 연구에서 미세먼지는 산화 스트레스에 의해 부정맥을 일으킬 수 있는 것으로 보고되었다(Kim et al., 2012). 중국에서는 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 부정맥 발생이 약 0.56(0.42~0.70)% 증가한다고 보고하였으며, 이탈리아의 연구진은 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 심방세동으로 인한 응급실 방문자 수가 3(1.4~4.7)% 증가한다고 보고한 바 있다(Zhao et al., 2014;Solimini et al., 2017). 타이완의 연구진에서도 미세먼지(PM_{10})가 부정맥으로 인한 응급실 방문자 수 증가와 관련이 있다는 연구결과를 발표하였다(Tsai et al., 2009). 그러나 캐나다 연구진에 의해서 검토된 결과에서는 미세먼지와 부정맥 발생과 관련성에 관한 연구는 아직 일관된 결과를 보이지 않고 있다고 하였고(Watkins et al.. 2013), 미세먼지와 부정맥의 발생 및 부정맥으로 인한 사망과의 관련성에 있어서 유의한 관련성을 보이지 않았다는 결과들도 지속적으로 보고되고 있다(Hoek et al., 2001;He F et al., 2011). 메타분석 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 부정맥으로 인한 입원이나 사망이 1.5(0.6~2.4)% 증가하고, 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 부정맥으로 인한 입원이나 사망이 0.9(0.4~1.4)% 증가하는 것으로 보고되었다(Song et al., 2016).

4) 미세먼지와 고혈압

우리가 흡입한 미세 분진들이 혈관의 수축과 이완 그리고 기능에 영향을 주어 심혈관계에 영향을 줄 수 있다는 연구들이 제시되고 있는데 이러한 결과들은 세포에 손상을 줄 수 있는 활성 산소(reactive oxygen species, ROS)

메커니즘으로 설명되고 있다(Sun et al., 2008;Rhoden et al., 2008;Nurkiewicz et al., 2006). 중국에서 고혈압으로 인한 응급실 방문과의 관련성을 연구한 역학 연구결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 고혈압으로 인한 응급실 방문자 수가 8.4(2.8~13.9)% 증가하고, 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 6.0(2.0~10.1)% 증가한다고 보고한 바 있다(Guo et al., 2010). 또 다른 중국의 연구에서도 초미세먼지($PM_{2.5}$)의 증가는 수축기 혈압의 상승과 고혈압 유병률과 연관되어 있다는 결과를 제시한 바 있다(Liu et al., 2017). 그러나 북미에서 시행된 연구결과들에서는 유의한 통계적 연관성이 나타나지 않을 결과들도 제시되고 있다(Brook RD, Kousha T., 2015). 단기 노출과 장기 노출의 영향을 종합한 메타분석 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 수축기 혈압은 1.393(0.874~1.912)mmHg, 이완기 혈압은 0.895(0.490~1.299)mmHg 증가하는 것으로 보고되었다. 단기 노출과 장기 노출을 분리하여 분석한 메타분석결과에서 단기 노출은 유의하였지만 효과 크기가 작게 산출되었고, 장기 노출은 유의하지 않았지만 효과 크기는 크게 산출되었다(Liang et al., 2014).

5) 미세먼지와 동맥경화증

염증반응은 혈관 내 죽상경화증을 촉진하고 악화시킬 수 있는 것이 핵심적인 특징인데, 죽상경화증의 발달과 플라크(plaque)의 파열은 대기오염과 같은 외부자극에 의해 영향을 받는 것으로 알려져 있다. 이러한 병태생리학적 특성은 대기오염과 허혈성 심장질환과의 관련성을 설명하는 것으로 여겨지고 있다(Mills et al., 2009). 미국에서 시행한 연구결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 동맥경화증으로 임상증상이 나타나기 전 단계의 척도인 경동맥 내막 두께(carotid intima-media thickness, CIMT) 가 약 3.9~4.3% 증가하는 것으로 나타났다(Kunzli et al., 2005). 메타분석 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 경동맥 내막 두께는 16.79(4.95~28.63)μm 증가하는 것으로 보고되었다(Liu et al., 2015).

6) 미세먼지와 염증표지자(C-reactive protein, CRP)

2000년대 초반 미세먼지 농도와 인체 염증표지자인 C-reactive protein이 관련성이 있다는 연구결과가 발표되었는데, 이러한 연구결과는 미세먼지가 심혈관계 질환을 일으키는 중간 단계의 메커니즘을 설명하는 인체 염증반응에 대한 중요한 연결고리로서의 증거를 제시하고 있다(Pope, 2001;Peters et al., 2001). CRP 수치는 인체 염증과 관련된 강도와 현재 수준을 반영하고 있으며, 심혈관계 질환의 독립된 예측인자로 제시되고 있다(Danesh et al., 2004;Ridker et al., 2000). 아직까지 대규모 코호트 연구에서는 일반 성인에 있어서 미세먼지와 CRP와의 관련성은 약한 상관관계를 보여주고 있으나, 산모와 어린이에 있어서 미세먼지와 CRP는 보다 큰 상관관계를 보여주고 있다(Zhang et al., 2017;van den Hooven et al., 2012;Lee et al., 2011;Shima, 2007).

마. 미세먼지와 뇌혈관계 질환과의 관계

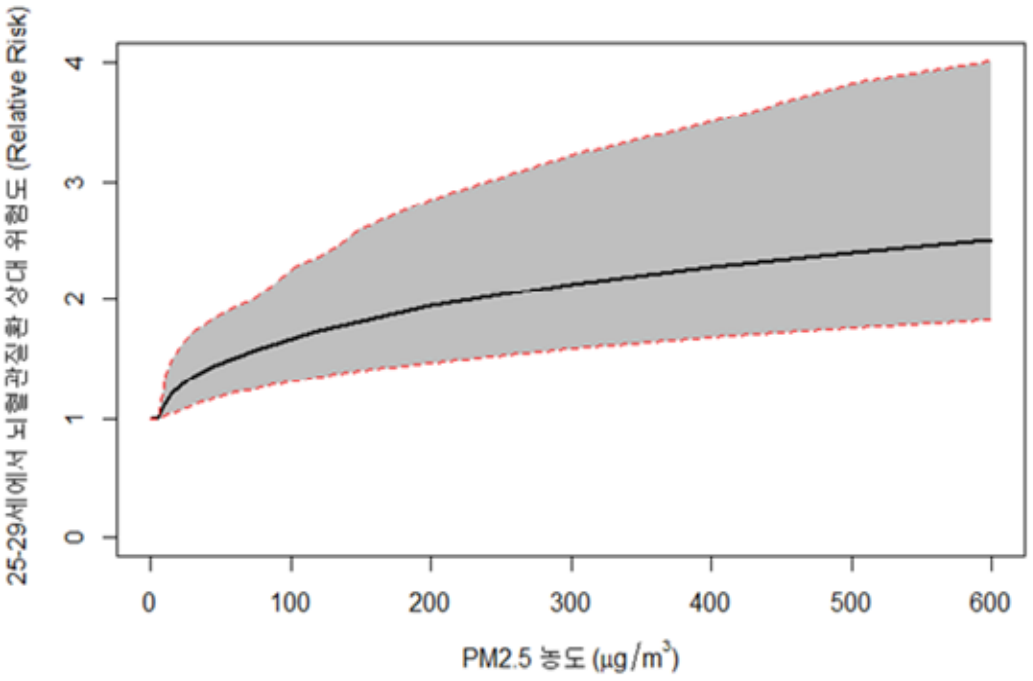
1) 미세먼지와 뇌졸중

뇌졸중은 국내 사망 주요 원인 중 지속적으로 2~3번째 순위를 차지해 왔으며, 국내에서 허혈성 뇌졸중과 출혈성 뇌졸중을 합친 질병부담 수준은 남자에서는 전체 질환 중 2번째 순위를 차지하고, 여자에서는 4번째 순위를 차지하고 있을 정도로 중요한 질환이다(Kim, 2014). 최근 아시아 지역 국가에서 수행한 연구에서는 미세먼지와 뇌졸중과의 역학적 관련성으로 초미세먼지($PM_{2.5}$) 10μg/m^3 증가당 모두 1% 미만의 발생 증가의 결과들을 제시하거나, 유의하지 않은 결과들을 제시하였다(Tian et al., 2017;Qiu et al., 2017;Liu et al., 2017). 미세먼지와 뇌졸중과의 역학적 관련성에 대한 영국 연구진의 메타분석결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 뇌졸중으로 인한 입원이나 사망이 1.1(1.1~1.2)% 증가한다고 보고하였으며, 미세먼지(PM_{10})가 10μg/m^3 증가하면 뇌졸중으로 인한 입원이나 사망이 0.3(0.2~0.4)% 증가한다고 보고하였다(Shah et al., 2015). 벨기에 연구진에 의해 수행된 메타분석 연구에서는 전 세

계적으로 보았을 때는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 뇌졸중 발생은 6.1(1.8~10.5)% 증가하고, 뇌졸중 사망은 8.0(-0.8~17.7)% 증가한다고 보고하였다.

하지만 주요 대륙별로 나누어 분석한 결과에서는 북미와 유럽지역의 연구에 대한 메타분석 결과는 유의한 상관관계를 보였지만, 아시아 지역의 연구에 대한 메타분석 결과는 유의하지 않은 것으로 나타나 지리적인 위치에 따라 설명하지 못하는 결과가 나타나고 있다고 보고한 바 있다(Scheers et al., 2015). 이러한 결과에서 볼 수 있듯이 미세먼지로 인한 건강피해는 심혈관계 질환과 비교하였을 때 뇌혈관 질환에서는 상대위험도가 보다 작게 산출되고 있음을 알 수 있다. IHME에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$) 노출농도와 연령 증가에 따른 뇌졸중 상대위험도에 있어서 전 연령군 모두 유의한 관련성을 제시한 바 있다(GBD, 2017).

[그림 Ⅳ-6] IHME에서 제시한 초미세먼지 농도와 뇌혈관질환의 상대 위험도
(25~29세 연령층에서 잔여 생존 기간 동안 해당 농도에 평생 노출되는 경우)



출처: GBD(2017) p.335 도표 자료를 바탕으로 저자 작성

바. 미세먼지와 신경계 질환과의 관계

1) 미세먼지와 뇌전증

2002년 미국에서 수행된 조사에서는 의료인으로부터 진단받은 뇌전증을 겪은 적이 있다고 응답한 사람이 전체의 1.4%였을 정도로 뇌전증은 삶의 질에 영향을 주는 상대적으로 흔한 질환이다(Strine et al., 2005). 대기오염이 야기하는 산화스트레스와 염증반응은 뇌전증을 유발할 수 있는 위험요인으로 생각될 수 있다(Scorza et al., 2013). 남아메리카의 칠레의 7개 도심 병원 자료를 분석한 결과에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 21.5μg/m^3(사분위수, interquartile range) 증가하면 뇌전증으로 입원하는 사람이 6.5(0.2~13.2)% 증가하는 것으로 보고하였다(Cakmak et al., 2010).

2) 미세먼지와 두통

북미 국가인 캐나다와 미국에서 편두통은 공중보건학적으로 중요한 특성을 가지고 있는 질환이다. 왜냐하면 매년 편두통으로 인한 노동시간 손실이 크게 추산되고 있기 때문이다. 캐나다에서는 편두통으로 응급실을 방문하는 사람의 78.5%, 일반두통으로 응급실을 방문하는 사람의 56.3%가 여성으로 알려져 있다. 캐나다의 연구에서는 겨울철 동안 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 6.2μg/m^3(사분위수, inter quartile range) 증가하면 편두통으로 응급실을 방문하는 사람이 3.3(0.6~6.0)% 증가하고, 일반두통으로 응급실을 방문하는 사람이 3.4(0.3~6.6)% 증가하는 것으로 보고한 바 있다. 아시아 국가인 타이완에서 수행한 연구에서는 평균기온이 23℃ 이상인 따뜻한 시기에는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 17.48μg/m^3(사분위 수, interquartile range) 증가하면 일반두통으로 외래를 방문하는 사람이 12(10~14)% 증가하고 편두통으로 외래를 방문하는 사람은 13(8~19)% 증가하였으며, 평균기온이 23℃ 미만인 시기에는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 17.48μg/m^3(사분위 수, interquartile range) 증가하면 일반두통으로 외래를 방문하는 사람이 3(1~5)% 증가한다고 보고한 바 있다(Chang et al., 2015;Chen et al., 2015).

3) 미세먼지와 알츠하이머병

지방산이 풍부하고 높은 에너지와 생리학적 산소를 소비하는 우리의 뇌는 항산화 방어 메커니즘이 열악하여 특히 산화적 스트레스에 취약하다. 따라서 뇌의 지질, 단백질, DNA의 산화 축적은 인지 기능 및 운동능력의 저하로 나타나는 두뇌 기능의 저하를 초래하게 된다(Moulton PV, Yang W, 2012). 캐나다에서 수행된 코호트 연구에서는 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 4.8μg/m^3(사분위 수, interquartile range) 증가하면 치매 발생의 위험성이 4(3~5)% 증가한다고 보고하였다(Chen et al., 2017). 아직까지 미세먼지와 알츠하이머병 또는 치매 발생과의 관련성에 대한 연구는 많지 않은 실정이다.

4) 미세먼지와 파킨슨병

미세먼지와 파킨슨병 발생 및 악화와의 관련성을 분석한 연구결과가 최근 출판되고 있으나 아직까지는 유의한 결과를 제시하고 있는 논문이 더 적은 실정이다(Palacios et al., 2017;Ritz et al., 2016;Lee et al., 2016;Lee et al., 2017).

5) 미세먼지와 자폐증

자폐장애는 사회적 상호작용의 장애, 구두 및 비언어적 의사소통의 이상, 태아 또는 유아 뇌 발달에서 기인한 것으로 추측되는 제한된 고정 관념의 행동을 특징으로 하는 심각한 발달 상태를 말한다. 임신기간 중 노출된 대기오염물질은 다양한 부정적인 출산 결과와 관련이 있는 것으로 알려져 있다(Sram et al., 2005). 특히 미세먼지는 자폐장애와 관련이 있는 것으로 추정되고 있다. 하지만 현재까지의 연구결과를 토대로 미세먼지 노출과 자폐장애 발생과의 관련성에 있어서 명확한 결론을 내리기에는 아직까지는 자료가 부족한 실정이다(Morales-Suarez-Varela et al., 2017). 유의한 관련성이 있다고 결론 내린 한 연구를 소개하면, 미국의 LA 지역에서 수행한 연구에서 초미세먼지($PM_{2.5}$)

가 4.68μg/m^3(사분위 수, interquartile range) 증가하면 자폐증 발생의 위험성이 15(6~19)% 증가한다고 보고한 바 있다(Becerra et al., 2013).

6) 미세먼지와 인지기능장애

장기간 미세먼지에 노출되는 것은 신경염증과 신경퇴행을 야기할 수 있는 것으로 현재 알려지고 있다. 이러한 반응을 일으킬 수 있는 가능한 경로로는 4가지 정도가 거론되고 있다(Tuppo EE, Arias HR, 2005). 첫 번째로는 미세먼지의 지속적인 흡입으로 인하여 유발된 전신 염증 반응이 뇌의 혈-뇌 장벽에 영향을 줄 수 있는 사이토카인을 생성하는 것이고, 두 번째로는 후각신경 경로를 따라서 직접적으로 후각신경총 쪽으로 접근하는 것이다. 세 번째로 미세먼지와 연관된 지질다당류는 미세먼지가 호흡기와 소화기 계통으로 들어간 경우 미주 신경과 삼차신경 경로에서 중요한 역할을 하는 것으로 보인다. 네 번째로는 초미세먼지가 직접적으로 활성 산소를 생성하여 결과적으로 혈액-뇌 장벽을 손상시키는 것이다. 측정하는 방법이 연구마다 다르고, 다양한 측정도구를 사용하여 평가되고 있지만 현재까지 장기간의 미세먼지 노출이 인지기능 감소와 관련이 있다는 여러 결과들이 제시되고 있다(Tzivian et al., 2016;Ranft et al., 2009;Chen JC, Schwartz J., 2009;Weuve et al., 2012;Tallon et al., 2017; Gatto et al., 2014).

사. 미세먼지와 정신질환과의 관계

공기 중 대기오염물질에 반복 노출되거나 장기간 폭로되면 중추신경계를 마비시키거나 억제시키는 영향이 있는데, 지속적인 중추신경계 마비는 감각 이상, 기억력 감퇴, 수면장애, 혼돈, 불안, 우울 등의 정서장애를 보이게 된다. 이러한 비특이적 중추신경계 작용은 특정 뇌 부위의 세포 내 신호전달경로의 장애와 신경원 적응의 실패가 우울증 등의 질환을 유발할 수 있다.

1) 미세먼지와 우울증

국내 노인인구를 대상으로 미세먼지와 우울증 수준을 평가한 연구결과에서는 미세먼지(PM_{10})의 증가와 우울증 수준이 유의한 양(+)의 상관관계를 갖는다고 보고하였다(Lim et al., 2012). 미국에서 중년 이상 연령의 여성에서 우울증 발생과 미세먼지와의 관련성을 살펴본 코호트 연구결과에서는 항우울제 사용 여부를 기준으로 하였을 때 연평균 초미세먼지($PM_{2.5}$)가 10μg/m^3 증가하면 우울증 발생이 12(0~25)% 증가하였다고 보고한 바 있다(Kioumourtzoglou et al., 2017).

아. 미세먼지와 대사성질환과의 관계

대기오염이 당뇨병의 위험요인이 될 수 있다는 증거들이 최근 제시되고 있다. 실험적 연구에서는 자율신경계 과항진과 내피세포 기능 이상, 포도당대사와 인슐린민감도의 변화로 당뇨병의 위험이 높아질 수 있다는 결과가 제시된 바 있다(Rajagopalan S, Brook RD, 2012).

1) 미세먼지와 당뇨병

미국에서 수행한 메타분석 연구결과에서는 장기간 초미세먼지($PM_{2.5}$)에 노출되면 10μg/m^3 증가당 제2형 당뇨병 발생이 11(3~19)% 증가한다는 결과를 제시하기도 하였지만, 단기간 노출에서는 자료가 충분치 않아 결론을 내리기 어렵다고 하였다(Park Sk, Wang W, 2014). 중국에서 수행한 메타분석 연구결과에서도 장기간 초미세먼지($PM_{2.5}$)에 노출되면 10μg/m^3 증가당 제2형 당뇨병 발생이 28(6~55)% 증가하고, 장기간 미세먼지(PM_{10})에 노출되면 10μg/m^3 증가당 제2형 당뇨병 발생이 15(2~30)% 증가한다고 보고한 바 있다(Wang et al., 2014). 이러한 영향은 여성들과 노인들 그리고 비만인 사람들에서 보다 크게 나타난다고 보고하였다(Chen et al., 2016).

Ⅴ. 결론 및 시사점

1. 요약 및 결론

우리나라의 자동차 등록대수를 보면 2000년대 초반에 비해 약간 그 증가율이 감소되기는 하였으나 안정적인 증가율이 유지되고 있다. 비록 인구의 증가는 매우 둔화되고 있으나 1인 가구의 확대 등으로 가구 수가 증가하고 있는 추세를 볼 때 현재의 등록 자동차 수 증가세가 단기간 내에 추세 전환되기는 어려울 것으로 보인다. 등록된 자동차를 차종별로 세분화하여 살펴보면 승용차의 증가세가 가장 높으며, 연료별로는 경유 자동차의 증가세가 가장 눈에 띈다. 차령별로는 2010년대 이후 차령의 분포가 특별한 변화 없이 유지되고 있다.

자동차 주행거리를 살펴보면, 사업용 자동차의 주행거리가 비사업용 차량의 그것보다 3배 가까이 높게 추정되고 있으며, 연료별로는 택시의 비중이 높은 LPG 자동차의 주행거리가 상대적으로 높게 나타나고 있다. 차종과 용도, 연료 등을 결합하여 고려할 경우, 총주행거리에서 가장 높은 비중을 차지하는 것은 비사업용 휘발유 승용차로 이는 자동차 대수 자체가 워낙 다른 차량에 비해 많기 때문으로 판단된다. 그 뒤를 이어 비사업용 경유 승용차, 비사업용 경유 화물차의 주행거리가 높은 비중을 차지하는 것으로 나타났다.

자동차 배출 미세먼지에 대한 기존 연구들을 망라하기에 앞서 국립환경과학원에서 제공하는 CAPSS 자료상의 초미세먼지 배출량을 소개하였다. CAPSS 자료에 따르면, 국내 총초미세먼지 배출량 중 제조업 연소가 47.9%로 가장 높은 비중을 차지하였고, 도로이동오염원이 차지하는 비중은 14.6%로 나타났다. 도로이동오염원 초미세먼지 배출량을 살펴보면 몇 가지 특징을 가지고 있다. 우선, 2013년에서 2014년 1년 사이에 17% 이상의 초미세먼지가 감소한 것으로 나타나고 있다. 또한, 도로이동오염원의 거의 전적인 비중을 경유 차량이 차지하고 있다. 마지막으로, 국내 전체적으로는 제조업 연소에 의한 초미세먼지

배출량이 가장 큰 비중을 차지하지만 수도권에서는 도로이동오염원의 비중이 더 높다는 점이다.

그러나 CAPSS 자료에 대한 신뢰성에 의구심이 많은 상황에서 자동차 배출 미세먼지에 대하여 실행한 각종 시험 연구의 결과를 수합하여 여러 연구의 결과가 집합적으로 보여주고 있는 내용을 정리하였다. 그 결과, DPF 장치가 장착되지 않은 기존의 경유 차량은 대부분의 인식과 마찬가지로 다른 차종과 비교되지 않을 정도의 차이로 미세먼지의 배출량(질량과 개수 모두)이 높은 것으로 나타났다. 그러나 DPF 장치 및 그 이상의 오염물질 저감장치가 장착된 경유 차량은 초미세먼지 배출량이 휘발유 차량이나 LPG 차량과 비교해도 크게 차이나지 않을 정도로 적게 배출되는 것으로 나타났다. 오히려 최근 많이 적용되고 있는 GDI 엔진의 휘발유 차량이 별도의 미세먼지 저감장치를 장착하지 않을 경우, DPF 장치가 장착된 경유 차량보다 평균적으로 더 많은 미세먼지를 배출하는 것으로 보인다. 따라서 국내외 기존 시험 연구의 결과를 볼 때, 미세먼지 배출에 있어 가장 정책적인 대응이 필요한 차량은 DPF 등의 저감장치가 장착되지 않은 연식이 오래된 경유 차량이다. 이와 함께, GDI 엔진의 휘발유 차량에 대한 제도적인 조치도 마련할 필요가 있다.

한편, 미세먼지는 기존에 잘 알려져 있던 사망, 호흡기계 질환, 심혈관계 질환, 뇌혈관계 질환뿐만 아니라 알레르기(면역) 질환, 신경계 질환, 정신질환과 대사성 질환에도 영향을 미치고 있는 것으로 밝혀지고 있다. 본문에는 기술하지 못하였지만 미세먼지는 임신과 출산, 눈 건강, 귀 건강, 피부 질환, 소화기계 질환, 신장 질환을 비롯하여 어린이의 인지기능 발달 수준에도 영향을 주고 있는 것으로 나타나고 있어 전신에 영향을 주는 것으로 보고되고 있다.

미세먼지로 인한 건강피해의 주요 당사자는 어린이나 임산부, 만성질환자 그리고 노인 등 주로 사회적 약자 계층이기 때문에 국민 건강권을 실현하기 위해서는 이들의 피해를 우선적으로 최소화하기 위한 노력이 요구되고 있다. 이처럼 미세먼지 노출로 인한 건강피해는 개인과 사회적으로 질병부담을 증가시키고, 경제적 손실을 야기하고 있다. 따라서 이러한 피해를 줄이기 위해서는 미세먼지 배출원에 대한 국가 차원의 관리가 요구된다. 하지만 이러한 배출원은 국내뿐만 아니라 국외에도 존재하고 있으며, 그 범위를 국내로 제한

한다 하더라도 경제계 및 산업계와도 연관되어 있어 미세먼지 배출량 감축을 위해서는 다각도의 정책적 접근이 필요한 상황이다.

2. 정책시사점

이제 지금까지의 논의를 바탕으로 정책입안자들이 참고할 만한 시사점을 몇 가지 제시함으로써 본고를 마무리하고자 한다.

첫째, 미세먼지가 인체에 미치는 위해성은 전신에 걸쳐 광범위하게 나타나고 있다. 기존에는 호흡기계통에 대한 피해가 많이 언급되었으나 최근에는 호흡기계통보다는 심혈관계 질환에 대한 위해성이 더 강조되고 있다. 그뿐 아니라, 연구가 거듭될수록 신체 각 분야와 정신질환에까지 그 위해성의 파급범위는 확대되고 있다. 따라서 정책입안자는 미세먼지에 대한 대책이 국민의 건강을 지키고 삶의 질을 향상시키는 데에 상당한 영향을 줄 수 있음을 인지해야 한다.

둘째, 미세먼지 배출 수준을 고려할 때 미세먼지 저감 대책의 최우선 정책대상은 매연저감장치(DPF)가 완비되어 있지 않은 노후 경유차가 되어야 한다. CAPSS 자료가 되었든 기존의 여타 각종 시험 연구결과가 되었든 피할 수 없는 도로이동오염원의 주범은 미세먼지를 걸러주는 저감장치가 장착되지 않은 경유차이다. 따라서 노후 경유차를 조기 폐차하고 신차를 구입을 지원하는 정책이 도로이동오염원에서 발생하는 미세먼지를 줄이는 데에는 가장 효과적인 수단이 될 것이다.

이러한 관점에서 볼 때 2016년에 신설된 노후 경유차 폐차를 지원하는 조세특례제도는 긍정적으로 볼 수 있다. 그러나 적극적으로 도로이동오염원으로부터 배출되는 미세먼지를 줄이고자 한다면 세제지원 수준을 넘어 더 적극적으로 관련 정책을 강화해야 한다. 환경부에서 시행하고 있는 노후 경유차 조기폐차에 대한 보조금 지원제도와 노후 경유차에 대한 환경개선부담금이나 특정 지역 진입제한정책 등은 당근과 채찍을 제시하는 제도들이다. 이러한 제도들이 보다 실효성 있도록 지원규모나 부담금 징수체계, 진입제한 지역 조정 등을 적극적으로 조정할 필요가 있다.

셋째, 휘발유 차량도 미세먼지 배출 문제에서 완전히 자유롭지는 않으며, 특히 GDI 엔진의 휘발유 차량에 대하여 정책입안자의 세밀한 관찰과 적시적인 대응이 필요하다. 본문에 소개한 바와 같이 휘발유 차량에도 질량에 대한 미세먼지 규제가 존재하지만 개수에 대한 규제도 신중히 고려할 필요가 있다고 판단된다. 이미 GDI 엔진에 대해서도 가솔린 미세먼지 필터(GPF)를 장착할 경우 미세먼지 배출량은 규제 수준 이하로 현저히 줄일 수 있음이 확인되었으므로 우리나라에서도 GPF 장착 등을 통해 보편화되고 있는 휘발유 GDI 엔진 차량에 대한 관리가 필요하다.

다음으로, 지금은 일반 인식이 경유차는 미세먼지의 주범이라는 인식이 강한 것으로 보이는데 경유차를 모두 동일시하여 미세먼지에 대한 모든 책임을 지우는 것은 오염자 부담원칙이라는 측면에서 공정하지 못한 조치일 수 있다. 물론 질소산화물 등 다른 오염물질까지 고려한다면 경유차의 배출 기여가 상당하다는 점을 부인할 수는 없다. 경유차 중에서도 매연저감장치가 장착되어 있느냐의 유무에 따라 다르고, 화물차와 승용차가 다르다. 같은 차량이라도 차령에 따라서도 그 효과가 다르다. 이러한 점을 고려한다면, 연료별 차종별로 배출되는 오염물질 문제를 유류세만으로 해결하려는 것은 최적의 정책결정이라고 평가받기는 어렵다.

유류세를 사회적 비용에 따라 부과하는 것은 교정적 기능을 고려할 때 매우 적절한 조치가 될 것이다. 그러나 이것만으로는 유종별 차량의 오염기여도에 따른 책임을 부과하는 수준에 머무르게 된다. 동일 유종 내에서의 차종별 오염기여도에 따른 책임은 차별화할 수 없다. 게다가 우리나라에서는 제1차 에너지세제 개편 당시 조세저항을 줄이기 위해 한시적으로 시행하기 시작한 사업용 화물차에 대한 유가보조금제도를 15년이 넘게 지난 지금도 유지하고 있다. 이러한 유가보조금제도를 정비하지 않은 채로 유류세를 조정한다면 오히려 미세먼지 배출 기여가 높은 집단인 화물차 사용자들에게는 혜택을 주고, 그 오염물질 배출 부담 책임을 매연저감장치 등으로 상대적으로 미세먼지 배출 기여가 크지 않은 신형 경유 승용차 운전자들에게 가중하여 전가하는 결과를 낳게 된다. 따라서 오염자 부담원칙에 맞도록 도로이동오염원에 대한 제도들을 정비해야 할 것이다.

마지막으로 국가통계의 지위에 있어야 하는 CAPSS 자료가 여전히 많은 사람들로부터 신뢰받지 못한다는 점에서 공신력 확보를 위한 적극적인 조치가 필요해 보인다. CAPSS 자료를 산정하는 과정을 보다 투명하게 공개하고, 자료 품질 개선을 위해 학계나 연구계와도 활발하게 의견을 교류해야 한다. 외부의 의구심에 대해서는 적극적으로 해명하고 필요에 따라 논쟁도 거치면서 외부 의견에 대하여 합리적인 내용은 반영하는 열린 자세를 가져야 하겠다. 국가통계에 공신력이 부족한 이유로 그동안 얼마나 많은 불필요한 논쟁과 유사 중복된 연구가 반복되었는지 생각해 본다면 이에 대한 금전적·시간적 낭비도 상당함을 쉽게 짐작할 수 있다. 향후 보다 효율적이고 생산적인 연구와 의사결정을 위해서라도 CAPSS의 공신력을 충분히 확보하는 것은 중요한 문제이다.

참고문헌

경제·인문사회연구회, 『수송용 에너지 가격 및 세제 개편 방향』, 2014.

국가통계포털, http://kosis.kr/(접속일자: 2017. 11. 15.).

국립환경과학원 국가 대기오염물질 배출량 서비스, http://airemiss.nier.go.kr (접속일자: 2017. 11. 17.).

국토교통부, 국토교통 통계누리 자동차등록현황보고, http://stat.molit.go.kr/portal (접속일자: 2017. 11. 15.).

교통안전공단, 『2016 자동차주행거리통계』, 2017. 7.

김덕진 외, 『국제 표준 시험 방법을 이용한 대형하이브리드 자동차 배출가스 평가 연구』, 국립환경과학원·자동차부품연구원, 2016.

박준홍 외, 『외부 온도조건에 따른 직접분사식 가솔린 자동차 배출입자 분포 및 가스상 물질 배출 특성』, 교통환경연구소, 2016.

이동규 외, 『수송용 에너지 상대가격 합리적 조정방안 연구』, 기획재정부·국토교통부·산업통상자원부·환경부·한국조세재정연구원, 2017. 8.

한국에너지기술연구원, 『연료 종류에 따른 자동차 연비, 배출가스 및 CO_2 배출량 실증 연구』, 2010.

한국자원경제학회, 『수송용 유류세 개편 연구』, 2013.

Adam M, Schikowski T, Carsin AE, Cai Y, Jacquemin B, Sanchez M, et al., "Adult lung function and long-term air pollution exposure. ESCAPE: a multicentre cohort study and meta-analysis," *The European respiratory journal*, 2015;45(1):38-50.

Bateson TF, Schwartz J., "Children's response to air pollutants," *J Toxicol Env Heal A,* 2008;71(3):238-43.

Balluz L, Wen XJ, Town M, Shire JD, Qualter J, Mokdad A. Ischemic heart disease and ambient air pollution of particulate matter 2.5 in 51 counties in the U.S. Public Health Rep. 2007;122(5):626-33.

Barnett AG, Williams GM, Schwartz J, Best TL, Neller AH, Petroeschevsky AL, et al., "The effects of air pollution on hospitalizations for cardiovascular disease in elderly people in Australian and New Zealand cities," *Environmental health perspectives,* 2006;114(7):1018-23.

Becerra TA, Wilhelm M, Olsen J, Cockburn M, Ritz B, "Ambient air pollution and autism in Los Angeles county," California. *Environmental health perspectives,* 2013;121(3):380-6.

Beelen R, Raaschou-Nielsen O, Stafoggia M, Andersen ZJ, Weinmayr G, Hoffmann B, et al., "Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project," *Lancet,* 2014 01;383(9919):785-95.

Bernatsky S, Smargiassi A, Barnabe C, Svenson LW, Brand A, Martin RV, et al., "Fine particulate air pollution and systemic autoimmune rheumatic disease in two Canadian provinces," *Environmental research,* 2016;146:85-91.

Brook RD, Franklin B, Cascio W, Hong Y, Howard G, Lipsett M, et al., "Air pollution and cardiovascular disease: a statement for healthcare professionals from the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association," *Circulation,* 2004 1;109(21):2655-71.

Brook RD, Kousha T., "Air Pollution and Emergency Department Visits for Hypertension in Edmonton and Calgary, Canada: A Case-Crossover Study," *American journal of hypertension,* 2015;28(9):1121-6.

Cakmak S, Dales RE, Vidal CB. "Air pollution and hospitalization for epilepsy in Chile," *Environ Int,* 2010;36(6):501-5.

CARB(California Air Resources Board), "Measuring particulate emissions of light-duty passenger vehicles using three alternative methods: solid particle number(SPN), black carbon(BC), and Integrated Particle Size Distribution(IPSD)," *25th CRC Real World Emissions Workshop*, 2015.

Carey IM, Atkinson RW, Kent AJ, van Staa T, Cook DG, Anderson HR. "Mortality associations with long-term exposure to outdoor air pollution in a national English cohort," *American journal of respiratory and critical care medicine,* 2013 01;187(11):1226-33.

Chang CC, Chiu HF, Yang CY., "Fine particulate air pollution and outpatient department visits for headache in Taipei, Taiwan," *Journal of toxicology and environmental health Part A,* 2015;78(8):506-15.

Chen CC, Tsai SS, Yang CY, "Association between Fine Particulate Air Pollution and Daily Clinic Visits for Migraine in a Subtropical City: Taipei, Taiwan," *Int J Environ Res Public Health,* 2015 29;12(5): 4697-708.

Chen H, Kwong JC, Copes R, Hystad P, van Donkelaar A, Tu KR, et al., "Exposure to ambient air pollution and the incidence of dementia: A population-based cohort study," *Environment International,* 2017;108: 271-7.

Chen JC, Schwartz J., "Neurobehavioral effects of ambient air pollution on cognitive performance in US adults," *Neurotoxicology,* 2009;30(2):231-9.

Chen L, Zhou Y, Li S, Williams G, Kan H, Marks GB, et al., "Air pollution and fasting blood glucose: A longitudinal study in China," T*he Science of the total environment,* 2016 15;541:750-5.

Chung HY, Hsieh CJ, Tseng CC, Yiin LM, "Association between the First Occurrence of Allergic Rhinitis in Preschool Children and Air Pollution in Taiwan," *Int J Environ Res Public Health,* 2016, 27;13(3).

Danesh J, Wheeler JG, Hirschfield GM, Eda S, Eiriksdottir G, Rumley A, et al., "C-reactive protein and other circulating markers of inflammation in the prediction of coronary heart disease," *New Engl J Med,* 2004 1;350(14):1387-97.

Darrow LA, Klein M, Flanders WD, Mulholland JA, Tolbert PE, Strickland MJ., "Air pollution and acute respiratory infections among children 0-4

years of age: an 18-year time-series study," *American journal of epidemiology,* 2014 15;180(10):968-77.

DeVries R, Kriebel D, Sama S., "Outdoor Air Pollution and COPD-Related Emergency Department Visits, Hospital Admissions, and Mortality: A Meta-Analysis," *COPD,* 2017;14(1):113-21.

Di Q, Wang Y, Zanobetti A, Wang Y, Koutrakis P, Choirat C, et al., "Air Pollution and Mortality in the Medicare Population," *N Engl J Med,* 2017, 29;376(26):2513-22.

Dockery DW, Pope CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, et al., "An association between air pollution and mortality in six US cities," *New Engl J Med,* 1993;329(24):1753-9.

Donaldson K, MacNee W, "Potential mechanisms of adverse pulmonary and cardiovascular effects of particulate air pollution(PM10)," *International journal of hygiene and environmental health,* 2001;203(5-6):411-5.

EPA(U.S. Environmental Protection Agency), https://www.epa.gov, 2017, (접속일자: 2017. 11. 16.).

Farhat SCL, Silva CA, Orione MAM, Campos LMA, Sallum AME, Braga ALF, "Air pollution in autoimmune rheumatic diseases: A review," *Autoimmunity Reviews*. 2011;11(1):14-21.

Fernandes EC, Silva CA, Braga AL, Sallum AM, Campos LM, Farhat SC, "Exposure to Air Pollutants and Disease Activity in Juvenile-Onset Systemic Lupus Erythematosus Patients," *Arthritis Care Res(Hoboken),* 2015;67(11):1609-14.

Fisher JA, Puett RC, Hart JE, Camargo CA, Jr., Varraso R, Yanosky JD, et al., "Particulate matter exposures and adult-onset asthma and COPD in the Nurses' Health Study," *The European respiratory journal,* 2016; 48(3):921-4.

Gatto NM, Henderson VW, Hodis HN, St John JA, Lurmann F, Chen JC, et al., "Components of air pollution and cognitive function in middle-aged and older adults in Los Angeles," *Neurotoxicology,* 2014;40:1-7.

Galan I, Tobias A, Banegas JR, Aranguez E, "Short-term effects of air pollution on daily asthma emergency room admissions," *The European respiratory journal,* 2003;22(5):802-8.

GBD Risk Factors Collaborators, "Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016," *Lancet,* 2017 16;390(10100):Supplementary.

Gehring U, Gruzieva O, Agius RM, Beelen R, Custovic A, Cyrys J, et al., Air pollution exposure and lung function in children: the ESCAPE project, *Environmental health perspectives,* 2013;121(11-12):1357-64.

Goldberg MS, Burnett RT, Valois MF, Flegel K, Bailar JC, Brook J, et al., "Associations between ambient air pollution and daily mortality among persons with congestive heart failure," *Environmental research,* 2003;91(1):8-20.

Greiner AN, Hellings PW, Rotiroti G, Scadding GK, "Allergic rhinitis," *Lancet,* 2011, 17;378(9809):2112-22.

Guarnieri M, Balmes JR, "Outdoor air pollution and asthma," *Lancet,* 2014, 03;383(9928):1581-92.

Guo Y, Tong S, Zhang Y, Barnett AG, Jia Y, Pan X, "The relationship between particulate air pollution and emergency hospital visits for hypertension in Beijing, China," *The Science of the total environment,* 2010, 15;408(20):4446-50.

Hoek G, Brunekreef B, Fischer P, van Wijnen J, "The association between air pollution and heart failure, arrhythmia, embolism, thrombosis, and other cardiovascular causes of death in a time series study," *Epidemiology*, 2001 ;12(3):355-7.

He F, Shaffer ML, Rodriguez-Colon S, Yanosky JD, Bixler E, Cascio WE, L. Duanping, "Acute effects of fine particulate air pollution on cardiac

arrhythmia: the APACR study," *Environmental health perspectives,* 2011;119(7):927-32.

Ian Parry, Dirk Heine, Eliza Lis, and Shanjun Li, Getting Energy Prices Right: From Principle to Practice, IMF, Washington D.C., 2014.

Int Panis L, Provost EB, Cox B, Louwies T, Laeremans M, Standaert A, et al., "Short-term air pollution exposure decreases lung function: a repeated measures study in healthy adults," *Environmental health: a global access science source,* 2017 14;16(1):60.

Jacquemin B, Siroux V, Sanchez M, Carsin AE, Schikowski T, Adam M, et al., "Ambient air pollution and adult asthma incidence in six European cohorts(ESCAPE)," *Environmental health perspectives,* 2015; 123(6):613-21.

Jerzy Merkisz, Jacek Pielecha, *Nanoparticle Emissions from Combustion Engine*, Springer, 2015.

Kabashima K, Otsuka A, Nomura T, "Linking air pollution to atopic dermatitis," *Nat Immunol,* 2016 16;18(1):5-6.

Kim JB, Kim C, Choi E, Park S, Park H, Pak HN, et al., "Particulate air pollution induces arrhythmia via oxidative stress and calcium calmodulin kinase II activation," *Toxicol Appl Pharmacol,* 2012 15;259(1):66-73.

Kim JS, "Stroke becomes the 3rd important cause of death in Korea; is it a time to toast?," *J Stroke,* 2014;16(2):55-6.

KIMM,『디젤하이브리드 버스 개발 및 시범운행 연구 최종보고서, 2012.

_____,『버스 차종별 환경편익 분석 비교 평가 연구사업 최종보고서』, 2013.

Kim YM, Kim J, Han Y, Jeon BH, Cheong HK, Ahn K, "Short-term effects of weather and air pollution on atopic dermatitis symptoms in children: A panel study in Korea," *PloS one,* 2017;12(4):e0175229.

Kioumourtzoglou MA, Power MC, Hart JE, Okereke OI, Coull BA, Laden F, et al., "The Association Between Air Pollution and Onset of

Depression Among Middle-Aged and Older Women," *American journal of epidemiology,* 2017 1;185(9):801-9.

Korea Univ, "Comparative study of regulated and unregulated toxic emissions characteristics from a spark ignition direct injection light-duty vehicle fueled with gasoline and liquid phase LPG(liquefied petroleum gas)," *Energy* 44, 2012, pp.189~196.

Korea Univ, "Size-resolved engine exhaust aerosol characteristics in a metalfoam particulate filter for GDI light-duty vehicle," *Journal of Aerosol Science* 57, 2013, pp.1~13.

Kunzli N, Jerrett M, Mack WJ, Beckerman B, LaBree L, Gilliland F, et al., "Ambient air pollution and atherosclerosis in Los Angeles," *Environmental health perspectives,* 2005;113(2):201-6.

Lee PC, Liu LL, Sun Y, Chen YA, Liu CC, Li CY, et al., "Traffic-related air pollution increased the risk of Parkinson's disease in Taiwan: A nationwide study," *Environ Int,* 2016;96:75-81.

Lee PC, Talbott EO, Roberts JM, Catov JM, Sharma RK, Ritz B, "Particulate Air Pollution Exposure and C-reactive Protein During Early Pregnancy, *Epidemiology,* 2011;22(4):524-31.

Lee H, Myung W, Kim DK, Kim SE, Kim CT, Kim H, "Short-term air pollution exposure aggravates Parkinson's disease in a population-based cohort," *Sci Rep,* 2017 16;7:44741.

Leem JH, Kim ST, Kim HC. Public-health impact of outdoor air pollution for 2(nd) air pollution management policy in Seoul metropolitan area, Korea. Ann Occup Environ Med, 2015;27:7.

Liang RJ, Zhang B, Zhao XY, Ruan YP, Lian H, Fan ZJ, "Effect of exposure to PM2.5 on blood pressure: a systematic review and meta-analysis," *Journal of hypertension,* 2014;32(11):2130-41.

Lim H, Kwon HJ, Lim JA, Choi JH, Ha M, Hwang SS, et al., "Short-term Effect of Fine Particulate Matter on Children's Hospital Admissions

and Emergency Department Visits for Asthma: A Systematic Review and Meta-analysis," *J Prev Med Public Health,* 2016;49(4):205-19.

Lim YH, Kim H, Kim JH, Bae S, Park HY, Hong YC, "Air pollution and symptoms of depression in elderly adults," *Environmental health perspectives,* 2012;120(7):1023-8.

Liu C, Chen R, Zhao Y, Ma Z, Bi J, Liu Y, et al., "Associations between ambient fine particulate air pollution and hypertension: A nationwide cross-sectional study in China," *The Science of the total environment,* 2017 15;584-585:869-74.

Liu H, Tian Y, Xu Y, Zhang J, "Ambient Particulate Matter Concentrations and Hospitalization for Stroke in 26 Chinese Cities: A Case-Crossover Study," *Stroke,* 2017;48(8):2052-9.

Liu XL, Lian H, Ruan YP, Liang RJ, Zhao XY, Routledge M, et al., "Association of Exposure to Particular Matter and Carotid Intima-Media Thickness: A Systematic Review and Meta-Analysis," *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 2015;12(10): 12924-40.

Loomis D, Grosse Y, Lauby-Secretan B, El Ghissassi F, Bouvard V, Benbrahim-Tallaa L, et al., "The carcinogenicity of outdoor air pollution," *Lancet Oncol,* 2013;14(13):1262-3.

MacIntyre EA, Gehring U, Molter A, Fuertes E, Klumper C, Kramer U, et al., "Air pollution and respiratory infections during early childhood: an analysis of 10 European birth cohorts within the ESCAPE Project," *Environmental health perspectives,* 2014;122(1):107-13.

MacIntyre EA, Karr CJ, Koehoorn M, Demers PA, Tamburic L, Lencar C, et al., "Residential air pollution and otitis media during the first two years of life," *Epidemiology,* 2011;22(1):81-9.

Marchisio P, Cantarutti L, Sturkenboom M, Girotto S, Picelli G, Dona D, et al., "Burden of acute otitis media in primary care pediatrics in Italy:

a secondary data analysis from the Pedianet database," *BMC Pediatr,* 2012 29;12:185.

Mathew J, Aronow WS, Chandy D, "Therapeutic options for severe asthma," *Arch Med Sci,* 2012 08;8(4):589-97.

Mazenq J, Dubus JC, Gaudart J, Charpin D, Nougairede A, Viudes G, et al., "Air pollution and children's asthma-related emergency hospital visits in southeastern France," E*uropean journal of pediatrics,* 2017; 176(6):705-11.

Mehta S, Shin H, Burnett R, North T, Cohen AJ, "Ambient particulate air pollution and acute lower respiratory infections: a systematic review and implications for estimating the global burden of disease," *Air quality, atmosphere, & health,* 2013;6(1):69-83.

Mills NL, Donaldson K, Hadoke PW, Boon NA, MacNee W, Cassee FR, et al., "Adverse cardiovascular effects of air pollution," *Nature clinical practice Cardiovascular medicine,* 2009;6(1):36-44.

Molter A, Simpson A, Berdel D, Brunekreef B, Custovic A, Cyrys J, et al., "A multicentre study of air pollution exposure and childhood asthma prevalence: the ESCAPE project," *The European respiratory journal,* 2015;45(3):610-24.

Morales-Suarez-Varela M, Peraita-Costa I, Llopis-Gonzalez A, "Systematic review of the association between particulate matter exposure and autism spectrum disorders," *Environmental research,* 2017;153:150-60.

Moulton PV, Yang W, "Air pollution, oxidative stress, and Alzheimer's disease," *Journal of environmental and public health,* 2012;2012:472751.

Mustafic H, Jabre P, Caussin C, Murad MH, Escolano S, Tafflet M, et al., "Main Air Pollutants and Myocardial Infarction A Systematic Review and Meta-analysis," *Jama-J Am Med Assoc,* 2012 15;307(7):713-21.

Neophytou AM, White MJ, Oh SS, Thakur N, Galanter JM, Nishimura KK, et al., "Air Pollution and Lung Function in Minority Youth with Asthma

in the GALA II(Genes-Environments and Admixture in Latino Americans) and SAGE II(Study of African Americans, Asthma, Genes, and Environments) Studies," *American journal of respiratory and critical care medicine,* 2016 01;193(11):1271-80.

NIER, 『외부 온도조건에 따른 직접분사식 가솔린 자동차 배출입자 분포 및 가스상 물질 배출 특성』, 교통환경연구소, 2016.

Nurkiewicz TR, Porter DW, Barger M, Millecchia L, Rao KM, Marvar PJ, et al., "Systemic microvascular dysfunction and inflammation after pulmonary particulate matter exposure," *Environmental health perspectives,* 2006 ;114(3):412-9.

Palacios N, Fitzgerald KC, Hart JE, Weisskopf M, Schwarzschild MA, Ascherio A, et al., "Air Pollution and Risk of Parkinson's Diseaseina Large Prospective Study of Men," *Environmental health perspectives,* 2017;125(8).

Park SK, Wang W, "Ambient Air Pollution and Type 2 Diabetes: A Systematic Review of Epidemiologic Research," *Curr Environ Health Rep,* 2014 1;1(3):275-86.

Peters A, Frohlich M, Doring A, Immervoll T, Wichmann HE, Hutchinson WL, et al., "Particulate air pollution is associated with an acute phase response in men - Results from the MONICA-Augsburg Study," *European heart journal,* 2001;22(14):1198-204.

Pope CA, 3rd, Burnett RT, Thurston GD, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, et al., "Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease," *Circulation,* 2004 6;109(1):71-7.

Pope CA, "Particulate air pollution, C-reactive protein, and cardiac risk," *European heart journal,* 2001;22(14):1149-50.

Qiu H, Sun S, Tsang H, Wong CM, Lee RS, Schooling CM, et al., "Fine particulate matter exposure and incidence of stroke: A cohort study in Hong Kong," *Neurology,* 2017 2;88(18):1709-17.

Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Beelen R, Samoli E, Stafoggia M, Weinmayr G, et al., "Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects(ESCAPE)," *Lancet Oncol,* 2013;14(9): 813-22.

Ranft U, Schikowski T, Sugiri D, Krutmann J, Kramer U, "Long-term exposure to traffic-related particulate matter impairs cognitive function in the elderly," *Environmental research,* 2009;109(8):1004-11.

Rajagopalan S, Brook RD, "Air pollution and type 2 diabetes: mechanistic insights," *Diabetes,* 2012;61(12):3037-45.

Rhoden CR, Ghelfi E, Gonzalez-Flecha B, "Pulmonary inflammation by ambient air particles is mediated by superoxide anion," *Inhalation toxicology,* 2008;20(1):11-5.

Ridker PM, Hennekens CH, Buring JE, Rifai N, "C-reactive protein and other markers of inflammation in the prediction of cardiovascular disease in women," *New Engl J Med,* 2000 23;342(12):836-43.

Ritz B, Lee PC, Hansen J, Lassen CF, Ketzel M, Sorensen M, et al., "Traffic-Related Air Pollution and Parkinson's Disease in Denmark: A Case-Control Study," *Environmental health perspectives,* 2016;124(3): 351-6.

Scheers H, Jacobs L, Casas L, Nemery B, Nawrot TS, "Long-Term Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is a Risk Factor for Stroke: Meta-Analytical Evidence," *Stroke,* 2015;46(11):3058-66.

Scorza CA, Calderazzo L, Arida RM, Cavalheiro EA, Scorza FA, "Environmental air pollution is an aggravating event for sudden unexpected death in epilepsy," *Arq Neuropsiquiatr,* 2013;71(10):807-10.

Schikowski T, Mills IC, Anderson HR, Cohen A, Hansell A, Kauffmann F, et al., "Ambient air pollution: a cause of COPD?," The European respiratory *journal,* 2014;43(1):250-63.

Shah AS, Langrish JP, Nair H, McAllister DA, Hunter AL, Donaldson K, et al., "Global association of air pollution and heart failure: a systematic review and meta-analysis," *Lancet,* 2013 21;382(9897):1039-48.

Shah AS, Lee KK, McAllister DA, Hunter A, Nair H, Whiteley W, et al., "Short term exposure to air pollution and stroke: systematic reviw and meta-analysis," *BMJ,* 2015 24;350:h1295.

Shima M, "Air pollution and serum C-reactive protein concentration in children," *Journal of Epidemiology,* 2007;17(5):169-76.

Sin DD, Wu LL, Man SFP, "The relationship between reduced lung function and cardiovascular mortality - A population-based study and a systematic review of the literature," *Chest,* 2005;127(6):1952-9.

Stone PH, "Triggering Myocardial Infarction," *N Engl J Med,* 2004 21;351(17): 1716-8.

Seaton A, MacNee W, Donaldson K, Godden D, "Particulate air pollution and acute health effects," *Lancet,* 1995 21;345(8943):176-8.

Solimini AG, Renzi M, "Association between Air Pollution and Emergency Room Visits for Atrial Fibrillation," *Int J Environ Res Public Health,* 2017 20;14(6).

Song XP, Liu Y, Hu YL, Zhao XY, Tian JH, Ding GW, et al., "Short-Term Exposure to Air Pollution and Cardiac Arrhythmia: A Meta-Analysis and Systematic Review," *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 2016;13(7).

Soongsil Univ, "Effect of various LPG supply systems on exhaust particle emission in spark-ignited combustion engine," *International Journal of Automotive Technology,* Vol. 11, No. 6, 2010, pp. 793~800.

Sram RJ, Binkova B, Dejmek J, Bobak M, "Ambient air pollution and pregnancy outcomes: a review of the literature," *Environmental health perspectives,* 2005;113(4):375-82.

Sun QH, Yue PB, Ying ZK, Cardounel AJ, Brook RD, Devlin R, et al., "Air pollution exposure potentiates hypertension through reactive oxygen species-mediated activation of Rho/ROCK," *Arterioscl Throm Vas,* 2008 1;28(10):1760-6.

Strine TW, Kobau R, Chapman DP, Thurman DJ, Price P, Balluz LS, "Psychological distress, comorbidities, and health Behaviors among US adults with seizures: Results from the 2002 National Health Interview Survey," *Epilepsia,* 2005;46(7):1133-9.

Tallon LA, Manjourides J, Pun VC, Salhi C, Suh H, "Cognitive impacts of ambient air pollution in the National Social Health and Aging Project (NSHAP) cohort," *Environ Int,* 2017;104:102-9.

Teng B, Zhang X, Yi C, Zhang Y, Ye S, Wang Y, et al., "The Association between Ambient Air Pollution and Allergic Rhinitis: Further Epidemiological Evidence from Changchun, Northeastern China," *Int J Environ Res Public Health,* 2017 23;14(3).

Thurston GD, Ahn J, Cromar KR, Shao Y, Reynolds HR, Jerrett M, et al., "Ambient Particulate Matter Air Pollution Exposure and Mortality in the NIH-AARP Diet and Health Cohort," *Environmental health perspectives,* 2016;124(4):484-90.

Thurston GD, Kipen H, Annesi-Maesano I, Balmes J, Brook RD, Cromar K, et al., "A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework," *European Respiratory Journal,* 2016:1600419.

Tian Y, Xiang X, Wu Y, Cao Y, Song J, Sun K, et al., "Fine Particulate Air Pollution and First Hospital Admissions for Ischemic Stroke in Beijing, China," *Sci Rep,* 2017 20;7(1):3897.

Tsai SS, Chiu HF, Wu TN, Yang CY, "Air pollution and emergency room visits for cardiac arrhythmia in a subtropical city: Taipei, Taiwan," *Inhalation toxicology,* 2009;21(13):1113-8.

Turner MC, Krewski D, Pope CA, 3rd, Chen Y, Gapstur SM, Thun MJ, "Long-term ambient fine particulate matter air pollution and lung cancer in a large cohort of never-smokers," *American journal of respiratory and critical care medicine,* 2011 15;184(12):1374-81.

Tuppo EE, Arias HR, "The role of inflammation in Alzheimer's disease," *Int J Biochem Cell B,* 2005;37(2):289-305.

Tzivian L, Dlugaj M, Winkler A, Weinmayr G, Hennig F, Fuks KB, et al., "Long-Term Air Pollution and Traffic Noise Exposures and Mild Cognitive Impairment in Older Adults: A Cross-Sectional Analysis of the Heinz Nixdorf Recall Study," *Environmental health perspectives,* 2016;124(9):1361-8.

van den Hooven EH, de Kluizenaar Y, Pierik FH, Hofman A, van Ratingen SW, Zandveld PYJ, et al., "Chronic Air Pollution Exposure during Pregnancy and Maternal and Fetal C-Reactive Protein Levels: The Generation R Study," *Environmental health perspectives,* 2012;120(5): 746-51.

Vergison A, "Microbiology of otitis media: a moving target," *Vaccine,* 2008 23;26 Suppl 7:G5-10.

Villeneuve PJ, Doiron MS, Stieb D, Dales R, Burnett RT, Dugandzic R, "Is outdoor air pollution associated with physician visits for allergic rhinitis among the elderly in Toronto, Canada?," *Allergy,* 2006;61(6): 750-8.

Wang B, Xu D, Jing Z, Liu D, Yan S, Wang Y, "Effect of long-term exposure to air pollution on type 2 diabetes mellitus risk: a systemic review and meta-analysis of cohort studies," *Eur J Endocrinol,* 2014;171(5): R173-82.

Watkins A, Danilewitz M, Kusha M, Masse S, Urch B, Quadros K, et al., "Air pollution and arrhythmic risk: the smog is yet to clear," *Can J Cardiol,* 2013 ;29(6):734-41.

Weidinger S, Novak N, "Atopic dermatitis," *Lancet,* 2016 12;387(10023):1109-22.

Weuve J, Puett RC, Schwartz J, Yanosky JD, Laden F, Grodstein F, "Exposure to particulate air pollution and cognitive decline in older women," *Archives of internal medicine,* 2012 13;172(3):219-27.

Wellenius GA, Schwartz J, Mittleman MA, "Particulate air pollution and hospital admissions for congestive heart failure in seven United States cities," *Am J Cardiol,* 2006 01;97(3):404-8.

WHO, Ambient air pollution: a global assessment of exposure and burden of disease, 2016.

Williams BG, Gouws E, Boschi-Pinto C, Bryce J, Dye C, "Estimates of world-wide distribution of child deaths from acute respiratory infectionsm," *Lancet Infect Dis,* 2002;2(1):25-32.

World Bank. The cost of air pollution: strengthening the economic case for action. [cited 2017 October 16]; Available from: http://documents.worldbank.org/curated/en/781521473177013155/The-cost-of-air-pollution-strengthening-theeconomic-case-for-action.

Worldwide emission standards, www.delphi.com(접속일자: 2017.11.15)

Xu A, Mu Z, Jiang B, Wang W, Yu H, Zhang L, et al., "Acute Effects of Particulate Air Pollution on Ischemic Heart Disease Hospitalizations in Shanghai, China," *Int J Environ Res Public Health,* 2017 09;14(2).

Ye X, Peng L, Kan H, Wang W, Geng F, Mu Z, et al., "Acute Effects of Particulate Air Pollution on the Incidence of Coronary Heart Disease in Shanghai, China," *PloS one,* 2016;11(3):e0151119.

Yang WS, Zhao H, Wang X, Deng Q, Fan WY, Wang L, "An evidence-based assessment for the association between long-term exposure to outdoor air pollution and the risk of lung cancer," *Eur J Cancer Prev,* 2016;25(3):163-72.

Yang C, Chen A, Chen R, Qi Y, Ye J, Li S, et al., "Acute effect of ambient air pollution on heart failure in Guangzhou, China," *Int J Cardiol,* 2014 15;177(2):436-41.

Yoon J, Seo H, Oh IH, Yoon SJ, "The Non-Communicable Disease Burden in Korea: Findings from the 2012 Korean Burden of Disease Study," *J Korean Med Sci,* 2016;31 Suppl 2:S158-S67.

Zemek R, Szyszkowicz M, Rowe BH, "Air pollution and emergency department visits for otitis media: a case-crossover study in Edmonton, Canada," *Environmental health perspectives,* 2010;118(11): 1631-6.

Zhang F, Wang W, Lv J, Krafft T, Xu J, "Time-series studies on air pollution and daily outpatient visits for allergic rhinitis in Beijing, China," *The Science of the total environment,* 2011 01;409(13):2486-92.

Zhang ZL, Chang LY, Lau AKH, Chan TC, Chuang YC, Chan J, et al., "Satellite-based estimates of long-term exposure to fine particulate matter are associated with C-reactive protein in 30034 Taiwanese adults," *International journal of epidemiology,* 2017;46(4):1126-36.

Zhao A, Chen R, Kuang X, Kan H, "Ambient air pollution and daily outpatient visits for cardiac arrhythmia in Shanghai, China," *J Epidemiol,* 2014;24(4):321-6.

Zhou Y, Liu Y, Song Y, Xie J, Cui X, Zhang B, et al., "Short-term Effects of Outdoor Air Pollution on Lung Function among Female Non-smokers in China," *Sci Rep,* 2016 13;6:34947.

〈관련 참고 목록〉

정동수 외, 『디젤하이브리드 버스 개발 및 시범운행 연구 최종보고서』, 한국기계연구원, 2012.

_____, 『버스 차종별 환경편익 분석 비교 평가 연구사업 최종보고서』, 한국기계연구원, 2013.

Air pollution linked to acute heart failure. BMJ. 2013 19;347:f4527.

Babadjouni RM, Hodis DM, Radwanski R, Durazo R, Patel A, Liu Q, et al., "Clinical effects of air pollution on the central nervous system; a review," *J Clin Neurosci,* 2017;43:16-24.

C. Myung, K. Choi, J. Kim, Y. Lim, J. Lee and S. Park, "Comparative study of regulated and unregulated toxic emissions characteristics from a spark ignition direct injection light-duty vehicle fueled with gasoline and liquid phase LPG(liquefied petroleum gas)," *Energy* Vol. 44, 2012, pp.189~196.

Collaborators GBDRF. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016, Lancet. 2017 16;390(10100):1345-422.

Forastiere F, Agabiti N, "Assessing the link between air pollution and heart failure," *Lancet,* 2013 21;382(9897):1008-10.

J. Lee, H. Do, S. Kweon, K. Park and J. Hong, "Effect of various LPG supply systems on exhaust particle emission in spark-ignited combustion engine," *International Journal of Automotive Technology*, Vol. 11, No. 6, pp.793~800, 2010.

K. Choi, J. Kim, A. Ko, C. Myung, S. Park and J. Lee, "Size-resolved engine exhaust aerosol characteristics in a metalfoam particulate filter for GDI light-duty vehicle," *Journal of Aerosol Science,* Vol. 57, pp.1~13, 2013.

Kwon HJ, Cho SH, Nyberg F, Pershgen G, "Effects of ambient air pollution on daily mortality in a cohort of patients with congestive heart failure," *Epidemiology,* 2001;12(4):413-9.

Leibenstein, Harvey, "Entrepreneurship and Development," *American Economic Review,* Vol. 58, No. 2, May 1968.

Pope CA, 3rd, Muhlestein JB, May HT, Renlund DG, Anderson JL, Horne BD, "Ischemic heart disease events triggered by short-term exposure to fine particulate air pollution," *Circulation,* 2006 05;114(23):2443-8.

Pope CA, Renlund DG, Kfoury AG, May HT, Horne BD, "Relation of Heart Failure Hospitalization to Exposure to Fine Particulate Air Pollution," *American Journal of Cardiology,* 2008 1;102(9):1230-4.

Rossi G, Vigotti MA, Zanobetti A, Repetto F, Gianelle V, Schwartz J, "Air pollution and cause-specific mortality in Milan, Italy, 1980-1989," *Arch Environ Health,* 1999;54(3):158-64.

Symons JM, Wang L, Guallar E, Howell E, Dominici F, Schwab M, et al., "A case-crossover study of fine particulate matter air pollution and onset of congestive heart failure symptom exacerbation leading to hospitalization," *American journal of epidemiology,* 2006 01;164(5): 421-33.

Taylor, Lance, *Macro Models Developing Countries*, New York : McGraw-hill, 2002.

Yang CY, "Air pollution and hospital admissions for congestive heart failure in a subtropical city: Taipei, Taiwan," *Journal of toxicology and environmental health Part A,* 2008;71(16):1085-90.

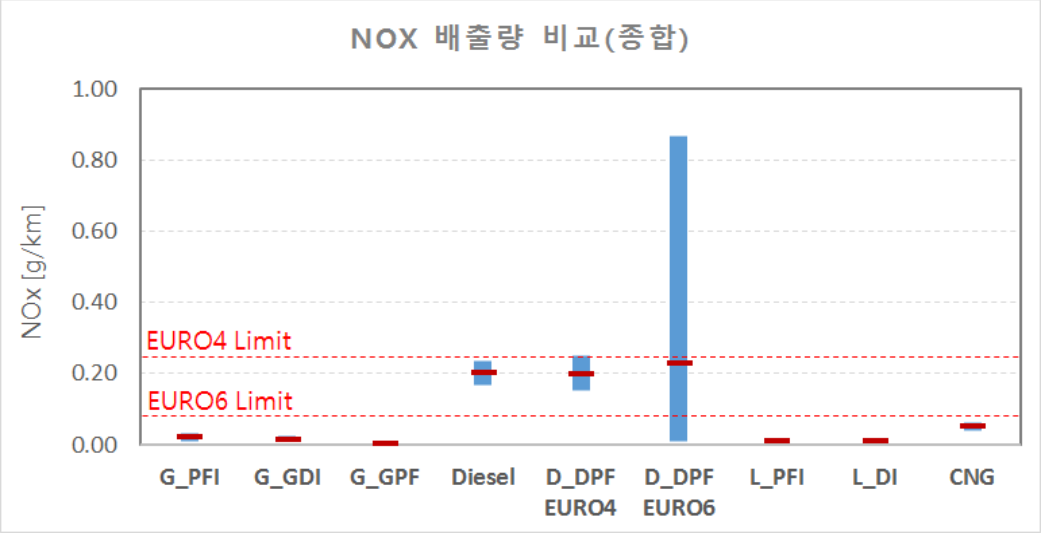
<부 록>

1. 차량 종류별 질소산화물 배출량 비교

가. 소형 차량

질소산화물 측정 결과를 종합하여 나타내 보면 아래 그림과 같이 EURO6 경유 차량의 배출량이 비정상적으로 많이 배출되는 것으로 보이는데, 이는 측정 모드 중에 다소 운전이 과격한 조건인 SC03 및 US06 모드가 포함되어 있기 때문이다.

[부도 1] 질소산화물 배출량 종합 비교

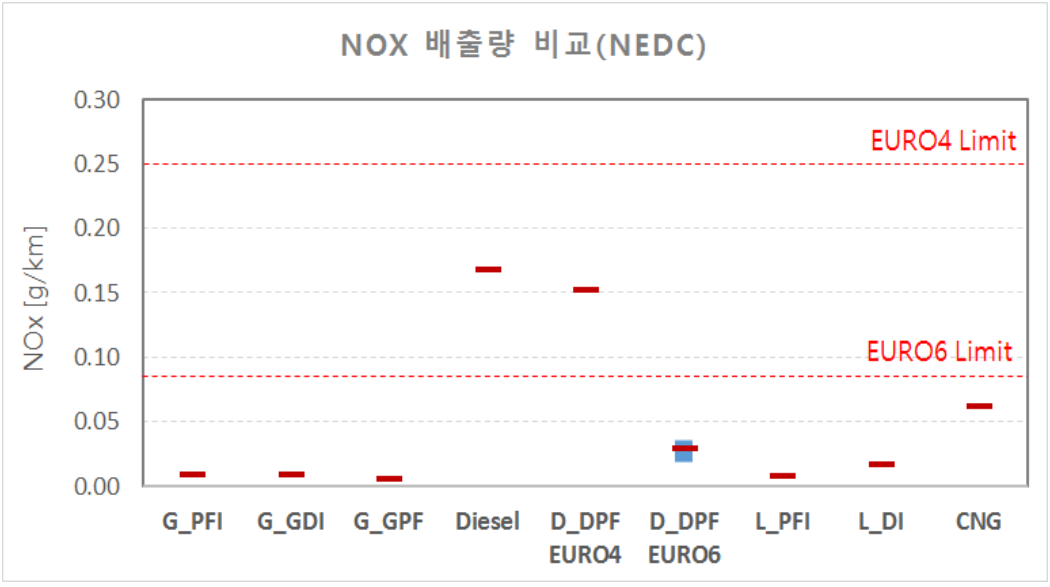


출처: 저자 작성

아래와 같이 NEDC 및 FTP75 모드를 기준으로 측정된 결과만 살펴보면 경유 차량들이 각각 해당 배기규제 조건을 만족시키는 결과를 보인다는 것을 알 수 있다. 또한, EURO6에 해당하는 경유 차량은 휘발유 및 다른 연료를 사

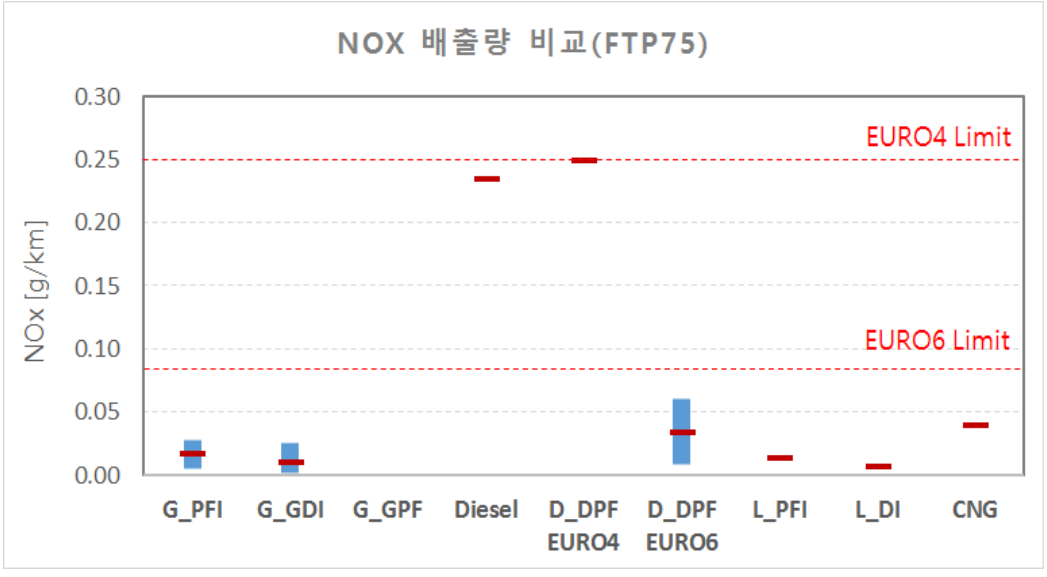
용하는 차량들과 거의 유사한 수준의 배출량을 보이는데, 이는 최신의 질소산화물 저감 기술들이 적용되었기 때문이다.

[부도 2] 질소산화물 배출량 종합 비교(NEDC 측정 모드)



출처: 저자 작성

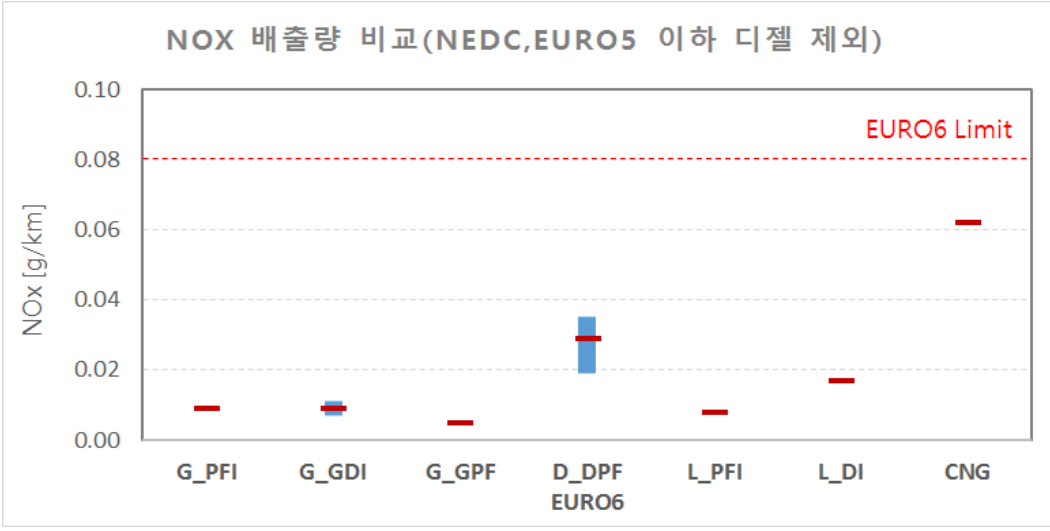
[부도 3] 질소산화물 배출량 종합 비교(FTP75 측정 모드)



출처: 저자 작성

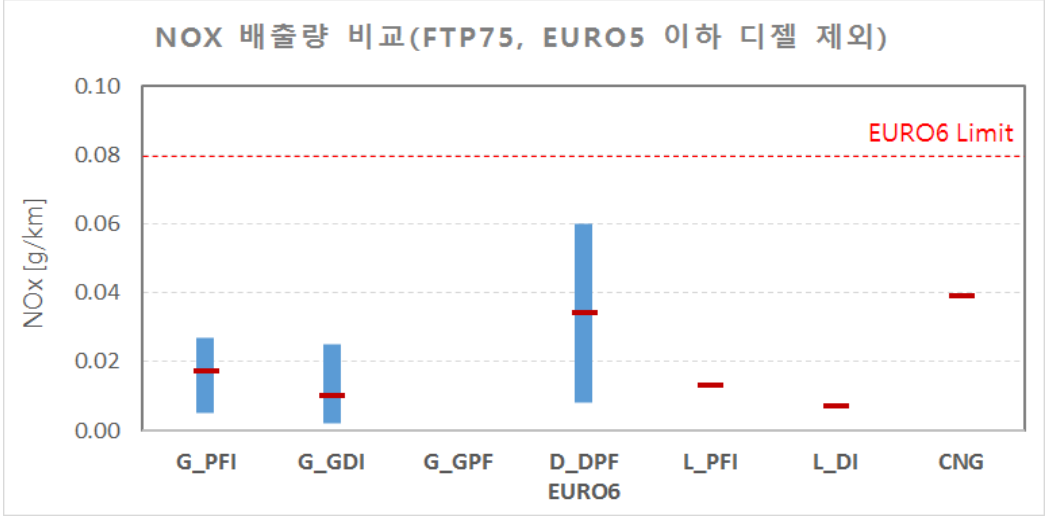
이를 좀 더 세밀하게 관찰하기 위해 아래 그림들과 같이 경유 차량을 EURO6에 해당하는 것만 타 차종과 비교하여 보면, 평균적으로 규제치의 절반 이하를 만족하고 있지만 여전히 절대 배출량의 비교에 있어서는 차이가 존재하고 있음을 알 수 있다.

[부도 4] 질소산화물 배출량 상세 비교(NEDC 측정 모드)



출처: 저자 작성

[부도 5] 질소산화물 배출량 상세 비교(FTP75 측정 모드)

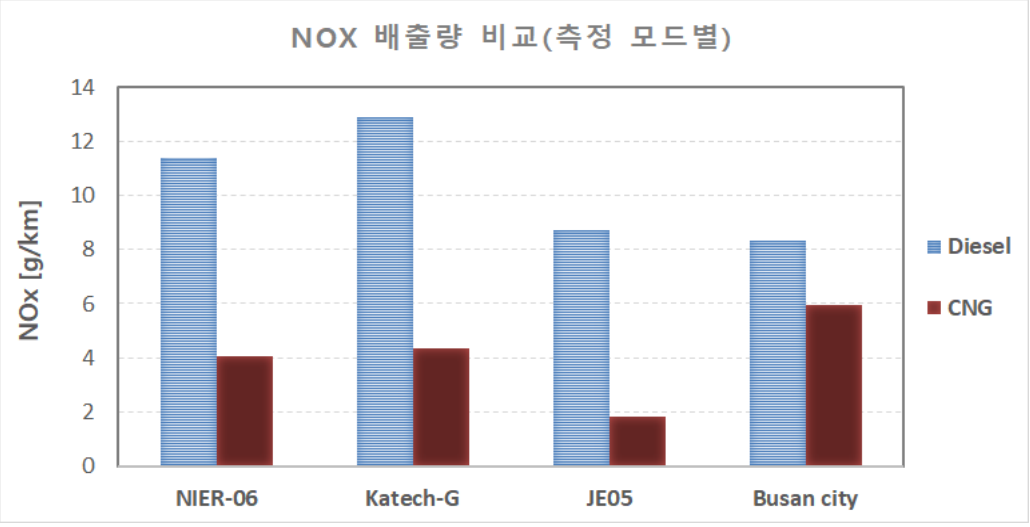


출처: 저자 작성

나. 대형 차량

다음은 대형 버스를 대상으로 측정한 결과로, 앞의 PM 결과와 마찬가지로 공인 측정 방식이 아니므로 절대적인 규제치를 만족하는지 여부는 확인할 수 없고 차종 간의 비교만 가능하다. 측정 주행 모드에 따라 차이가 있으나, 최대 4배 이상 경유 버스에서 질소산화물이 더욱 많이 배출되는 결과를 보이고 있다.

[부도 6] 대형 버스의 질소산화물 배출량 비교



출처: 저자 작성

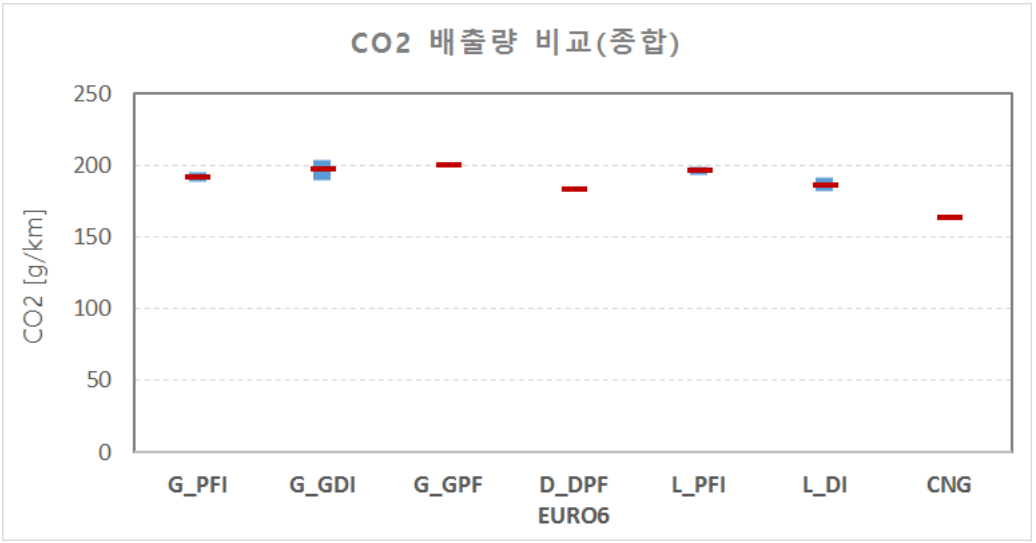
2. 차량 종류별 이산화탄소 배출량 비교

가. 소형 차량

이산화탄소는 다른 배출가스에 비하여 특히 차량의 중량에 민감한 부분이 있기 때문에 배기량 기준으로 거의 유사한 차량들을 선정하여 표기하였으며, 일반적인 경향을 보는 정도로 이해하면 좋을 것이다. 이산화탄소 배출량은 연비와도 직접 관련이 있는 인자로서 그 값이 낮을수록 차량 연비가 좋음을 의

미한다. 휘발유 차량보다 경유 차량이 낮게 측정되는 것은 일반적인 상식과 일치하며, LPG 차량도 직분식으로 변경하였을 경우 매우 양호한 결과를 보인다. 참고로, 일반적인 차량 연비 표시는 부피 단위인 리터당 주행거리로 표시되며, LPG 연료의 낮은 밀도 때문에 보통은 LPG 차량의 연비가 나쁜 것으로 알려져 있다. 그러나 여기에서는 이산화탄소가 중량 단위로 표기되었고, LPG 연료의 주성분인 프로판이 탄소 대 수소의 비율이 높아서 LPG 차량의 이산화탄소 배출량이 휘발유 차량과 유사하게 측정되었다. CNG 차량 역시 주성분인 메탄이 탄화수소 계열의 연료 중 탄소와 수소 비율이 가장 크기 때문에 상대적으로 차량연비에 비하여 이산화탄소 배출량이 적게 나온 것으로 보인다.

[부도 7] 이산화탄소 배출량 종합 비교

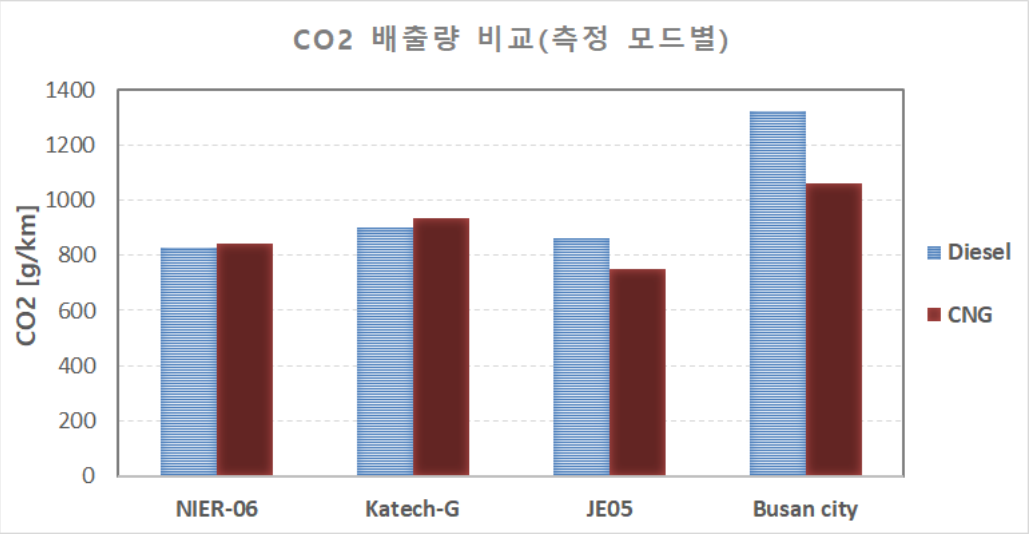


출처: 저자 작성

나. 대형 차량

대형 버스의 이산화탄소 측정 결과를 보면, 앞에서 설명한 것과 같이 CNG 연료의 특성으로 인하여 실제 차량 연비 개념과는 약간 다르게 나타난다. 즉, 경유 버스가 CNG 버스에 비하여 동등 내지는 더욱 높은 수준으로 배출하는 결과가 나타난다.

[부도 8] 대형 버스의 이산화탄소 배출량 비교



출처: 저자 작성