한국대기환경학회지 제 29 권 제 6 호
J. KOSAE Vol. 29, No. 6 (2013) pp. 745～756
Journal of Korean Society for Atmospheric Environment
DOI: http://dx.doi.org/10.5572/KOSAE.2013.29.6.745

연료 소비량에 기반한 소형 경유차 대기오염물질 배출계수의 운전조건별 대표성 평가

Evaluations for Representativeness of Light-Duty Diesel Vehicles' Fuel-based Emission Factors on Vehicle Operating Conditions

이태우* · 권상일 · 손지환 · 김지영 · 전상진 · 김정수 · 최광호[1)]
국립환경과학원 교통환경연구소, [1)]남서울대학교 교양과정부

(2013년 6월 12일 접수, 2013년 9월 4일 수정, 2013년 9월 14일 채택)

Taewoo Lee*, Sangil Kwon, Jihwan Son, Jiyoung Kim,
Sangzin Jeon, Jeongsoo Kim and Kwangho Choi[1)]
Transportation Pollution Research Center, National Institute of Environmental Research
[1)]Department of General Education, Nam Seoul University,
91 Daehak-ro, Cheonan, Chungcheongnamdo 331-707, Korea

(Received 12 June 2013, revised 4 September 2013, accepted 14 September 2013)

Abstract

The purpose of this study is to evaluate representativeness of fuel-based emission factors. Twelve light-duty diesel vehicles which meet Euro-3 to 5 legislative emission limits were selected for emission tests. Second-by-second modal emission rates of vehicles were measured on a standard laboratory chassis dynamometer system. An off-cycle driving cycle was developed as a representative Korean real-world on-road driving cycle. Fuel-based emission factors were developed for short trip segments that involved in the selected driving cycle. Each segment was defined to have unit travel distance, which is 1 km, and characterized by its average speed and Relative Positive Acceleration (RPA). Fuel-based NO_x emission factors demonstrate relatively good representativeness in terms of vehicle operation conditions. NO_x emission factors are estimated to be within ±20% of area-wide emission factor under more than 40% of total driving situations. This result implies that the fuel-based NO_x emission factor could be practically implemented into the on-road emission management strategies, such as a remote sensing device (RSD). High emitting vehicles as well as high emitting operating conditions heavily affect on the mean values and distributions of CO and THC emission factors. Few high emitting conditions are pulling up the mean value and biasing the distributions, which weaken representativeness of fuel-based CO and THC emission factors.

Key words : Light-duty diesel vehicles, Fuel-based emission factors, High emitting vehicle, Off-cycle driving conditions, Relative Positive Acceleration (RPA)

*Corresponding author.
Tel : +82-(0)32-560-7609, E-mail : taewoolee@korea.kr

1. 서 론

배출계수는 오염물질 배출량과 그의 발생을 초래하는 활동도 사이의 실험적 상관 관계이다. 도로 이동오염원의 배출계수는 오염원의 단위 주행거리(Lee *et al.*, 2012), 단위 에너지 소비량(Lim *et al.*, 2009), 또는 단위 연료 소비량(Wang *et al.*, 2012; Yli-Tuomia *et al.*, 2005) 당의 대기 오염물질 배출량으로 정의된다(Smit *et al.*, 2010).

이 중 우리나라 이동오염원의 국가 배출량 산정을 위해 사용되는 표준 배출계수는 단위 주행거리 기반의 배출계수이다. 이 배출계수는 주로 차대동력계 등을 이용하여 개별 자동차의 오염물질 배출량을 배기관에서 직접 측정함으로써 개발되기 때문에 그 정확도가 높다는 장점과 함께, 많은 자동차에 대해 실험하기에는 비용적, 시간적 제약이 다소 크다는 단점을 가지고 있다(Franco *et al.*, 2013).

연료 소비량 기반의 배출계수는 터널에서의 측정(Kirchstetter *et al.*, 1999), 도로변 대기질 측정(Shi *et al.*, 2002), 도로상의 추적 실험(Wang *et al.*, 2012; Park *et al.*, 2011; Kittelson *et al.*, 2004) 및 원격측정기(Remote Sensing Device, RSD)를 이용한 도로상의 오염물질 측정(Pokharel *et al.*, 2002; Singer and Harley, 2000, 1996) 결과 분석 등에 많이 사용되고 있다. 또한, 자동차 이외의 건설기계 배출량 분석(Kean *et al.*, 2000)이나 액화석유가스(LPG)와 같은 휘발유, 경유 이외의 연료 차량에 대한 배출량 산정(Ning and Chan, 2007)에도 활용된 바 있다. 연료 소비량 기반의 배출계수는 자동차 오염물질이 대기 중에 배출된 후에 그 상대적인 농도 변화를 측정하는 방법을 주로 이용하고 있기 때문에 배기관에서 직접 측정한 경우에 비해 정확도가 떨어질 수 있으나, 단기간동안 대규모의 차량군(Fleet) 관측이 가능하기 때문에 최근에는 국가 배출계수의 산정 및 검증에도 적극적으로 활용되고 있다(Franco *et al.*, 2013).

최근에는 한국 환경부 역시 RSD를 활용하여 도심지 교통환경 관리를 강화하고 있다. 현 시점에서는 휘발유 및 LPG 연료를 사용하는 운행 자동차 배출가스 수시점검 목적으로 활용되고 있으며(Korean Ministry of Environment, 2013), 향후 차종 및 활용 범위를 확대할 수 있을 것으로 기대된다. 소형 경유차의 실도로 오염물질 과다 배출이 지적되고 있는 현재 국내 상황에서 가장 유용한 활용 방안의 하나는 경유 자동차의 실도로 배출계수 산정 및 검증이라 할 수 있다(Lee *et al.*, 2013; NIER, 2012). Ekstrom *et al.* (2004)는 RSD 결과를 이용하여 유럽지역 배출계수 모델인 COPERT III의 예측 성능을 검증하였으며, Carslaw *et al.* (2011)는 RSD 측정을 통해 실제 운전조건에서의 소형 경유차 질소산화물(NO_x) 배출량이 배출허용기준에 근간하여 예측된 국가 배출계수 대비 과다함을 확인하였다. 홍콩에서도 RSD를 이용하여 경유 차량의 오염물질 배출계수를 산정한 바 있다(Chan and Ning, 2005).

연료 소비량 기반 배출계수는 특정한 소규모 관측 현장에서 확보된 것이기 때문에, 배출량 산정 대상 지역 전체에 적용할 경우 배출계수의 대표성 문제가 제기될 수 있다(Cadle and Stevens, 1994). RSD 측정 지점이나 측정 대상 터널과 같은 관측 현장에서의 차량 주행패턴은 연료 소비량 기반 배출계수의 대표성에 중요한 영향을 주기 때문에, 이를 고려하여 관측지점을 선정함으로써 배출계수의 대표성을 높일 수 있다(Lee and Frey, 2012). 그렇지만 대부분의 관측이 실제 도로상에서 이루어지기 때문에 여러 조건에 맞는 관측지점을 선정하는 것은 용이한 일이 아니며, 주행패턴을 연구 목적에 맞게 통제하는 것 역시 현실적이지 않다. 따라서 관측 현장의 주행패턴을 대상 지역의 표준적인 주행패턴과 비교하고, 주행패턴의 차이가 초래할 수 있는 배출계수의 변화를 배출량 산정에 감안함으로써 연료 소비량 기반 배출계수의 대표성을 높일 수 있을 것으로 판단된다. 이를 위해서는 연료 소비량 기반 배출계수의 변화 경향 및 표준적인 상황을 기준으로 한 배출계수의 증감 경향 정보가 필요하나, 현재 이와 같은 연구결과는 충분치 않은 실정이다.

본 연구의 목적은 특정 관측지점에서 얻어낸 연료 소비량 기반 배출계수가 배출량 산정 대상 지역 전체의 상황을 얼마나 정확히 대표할 수 있는 지를 평가하는 것이다. 국내 소형 경유차 12대를 대상으로 차량별, 운전조건별로 오염물질 배출량 및 연료 소비량을 측정하였다. 기존의 연료 소비량 기반 배출계수가 가지고 있는 측정 방법상의 문제를 해소하기 위해, 모든 측정방법은 차대동력계와 희석터널을 사용하는 환경부의 자동차 배출가스 인증 시험 방법을

준용하였다. 측정을 통해 주행패턴의 운전조건 변화에 따른 오염물질 배출계수 변화 경향을 분석하고, 연료 소비량 기반 배출계수의 분포를 파악하였다. 최종적으로는 소규모의 관측 현장과 대규모의 분석 대상 지역의 주행패턴 차이가 초래할 수 있는 배출계수의 변화 및 기여도를 정량화하였다. 즉, 연료소비량 기반의 배출량 산정은 주행패턴에 따라 크게 달라질 수 있으며 이는 배출량 산정에 오류를 범할 수 있으나, 본 연구에서는 이를 극복하기 위해 차속과 상대가속도를 고려한 주행패턴에 따른 배출계수를 고려하여 대표성 있는 결과를 산출할 수 있는 방법론을 제안하고자 하였다.

2. 실험 및 방법

경유 소형차의 가스상 대기오염물질 배출량을 차대동력계 실험을 통해 차량 열간 상태에서 1회씩 측정하여 연료 소비량 기반의 배출계수를 산출하였다. 실험실 내에서 도로 주행 상황을 모사하여 얻은 시계열 오염물질 측정결과를 매 1 km 단위로 분할하여 각 주행 소구간의 운전조건과 배출량을 분석하였다.

2.1 실험 차량 및 연료

실험 차량은 1.5～3 L의 엔진 배기량과 2005～2012년의 연식 범위를 갖는 Euro-3～5 배출허용기준 대응 경유 소형차 12대이다(표 1). 차종은 승용차, SUV, 승합차 및 소형 화물트럭 등 현재 국내에서 사용되는 경유 소형차의 대표적인 차종을 가급적 많이 포함하도록 구성하였고, 국내 4개 제작사의 생산 차량을 포함하도록 하였다. 모든 실험 차량은 배출가스 재순환 장치(Exhaust Gas Recirculation, EGR)와 디젤 산화촉매(Diesel Oxidation Catalyst, DOC)를 장착하고 있으며, Euro-5 차량은 DOC와 함께 디젤 입자상물질 필터(Diesel Particulate Filter, DPF)를 추가로 장착하고 있다. 오염물질 저감 기술 측면에서, 이는 국내 경유 소형차의 전반적인 기술 현황을 대표하는 수준으로 판단된다. 상대적으로 노후 정도가 심한 Euro-3 차량은 확보의 어려움 등으로 인해 소형 화물트럭 1대에 대해서만 실험할 수 있었다. 실험용 연료는 인천광역시 서구 및 계양구 주유소의 시중 판매 경유를 사용하였다.

2.2 주행패턴

오염물질 측정을 위한 실험 차량의 주행패턴은 실제 도로상의 운전조건을 모사한 주행패턴(Off-cycle, OC)을 사용하였다. 본 연구에서 사용한 OC는 우리나라의 표준 주행패턴과 통계적 유사성을 보이는 NIER 모드의 조합으로 선정하였다. 국내 표준 주행패턴으로는 2010년 국제표준화기구(WP29)의 국제표준 주행패턴(Worldwide harmonized Light duty vehicle Test Cycle, WLTC) 개발을 위해 확보한 국내 소형차 36,000 km의 주행 결과를 사용하였다(NIER, 2010). NIER 모드는 주행 시간이 900초 내외, 평균 차속이 4.7～114.2 km/h인 15대의 주행패턴 패키지로서, 우리나라 자동차 배출계수 산정의 근간이 되는 주행패턴이다(NIER, 2001). OC와 표준 주행패턴의 통계적 유사성은 Pearson의 χ^2 검정(Chi-square test) 방법

Table 1. Selected specification of test vehicles for dyno tests.

Vehicle ID	Vehicle category	Vehicle description	Emission standard	Model year	Engine capacity (cc)
1	M1	Sport utility vehicle	Euro 5	2011	2,231
2	M1	Sport utility vehicle	Euro 5	2012	1,995
3	M1	Sport utility vehicle	Euro 5	2012	2,199
4	M1	Sport utility vehicle	Euro 5	2011	1,995
5	M1	Sport utility vehicle	Euro 5	2012	1,995
6	M1	Sport utility vehicle	Euro 5	2010	1,995
7	M1	Passenger car	Euro 5	2012	1,685
8	M1	Passenger car	Euro 5	2012	1,582
9	M2	Minivan	Euro 5	2012	2,497
10	M2	Minivan	Euro 4	2011	2,199
11	N1	Small freight truck	Euro 4	2010	2,902
12	N1	Small freight truck	Euro 3	2005	1,965

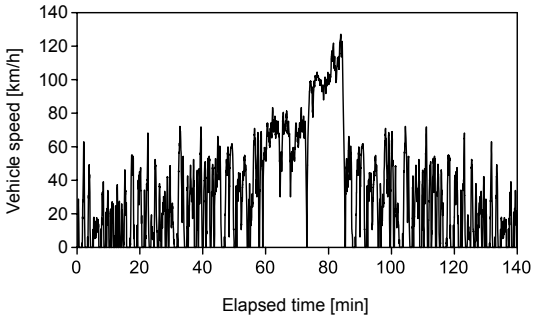

Fig. 1. Vehicle speed versus time profile for selected off-cycle (OC) driving pattern.

으로 평가하였다(Japan and UK DHC Group, 2010).

최종 선정된 OC는 그림 1과 같다. 이는 NIER 모드 7개를 조합한 것으로써, NIER 3, 5, 7, 9, 12, 14, 15, 9, 7, 5, 3 모드의 순서로 조합하였다. 국내 표준 주행패턴과의 유사성을 개선하기 위해 일부 모드의 시간 비중을 조정하여 사용하였다. OC의 총 주행 거리는 77.8 km, 주행 시간은 약 2시간 24분, 평균 차속은 32.3 km/h, 공회전 시간비율은 약 22%이다. OC의 χ^2 검정 결과는 1.4로서, 자동차 배출가스 인증 실험용 표준 주행패턴인 NEDC (New European Driving Cycle)의 χ^2 검정 결과인 11.4와 비교할 때 우리나라의 표준 주행패턴과 훨씬 유사한 주행패턴임을 알 수 있다.

2. 3 자동차 오염물질 배출량 측정

오염물질 배출량은 차대동력계 및 오염물질 분석기를 위주로 구성된 인증 실험용 표준 장비를 이용하여 실험실 내에서 측정하였다(UNECE, 2011). 직경 48 in의 로울러 및 전기식 관성 부가 기능을 갖는 차대동력계(AN4652, AVL)를 이용하여 차량의 도로 부하 조건을 모사하였다. 실험 차량이 차대동력계 위에서 OC 주행패턴을 따라 주행할 때 배출된 배출가스를 희석터널로 유도하여 희석용 공기와 혼합하였다. 2개의 정화용 촉매장치(DAR 2200, Horiba)를 이용하여 희석용 공기에 함유된 오염물질을 제거함으로써 분석용 시료인 희석 배출가스의 농도에 미치는 희석용 공기의 영향이 최소화되도록 하였다. 혼합된 희석 배출가스의 유량을 임계유량 벤튜리(Critical flow venturi, CFV)로 일정하게 유지하였으며, 희석 배출가스 흐름으로부터 실시간으로 채취한 분석용 시료의 질소산화물(NO_x), 이산화탄소(CO_2), 일산화탄소(CO) 및 탄화수소(THC) 농도를 배출가스 분석기(MEXA 7200H, Horiba)를 이용하여 1 Hz 주기로 분석하였다. 배출가스 중의 이산화질소(NO_2)는 분석기 내의 NO/NO_2 컨버터를 통해 일산화질소(NO)로 변환하였으며, 그 후 NO를 분석하여 NO_x 농도를 구하였다. 오염물질 분석항목별 분석 원리는 표 2와 같다. 희석 배출가스의 유량과 희석계수를 이용하여 오염물질의 농도를 질량 배출율로 환산하였다. 연료 소비율은 연료중의 탄소 질량과 배출가스 중의 탄소 질량이 동일하다는 전제하에 배출가스 중의 CO_2, CO, HC의 배출량을 이용하여 연료소비율 계산하는 탄소평형 방법을 사용하였다. 연료와 배출가스 중에 포함된 수소 대 탄소 비율(H/C Ratio)은 1.86으로 가정하였다(Economic Commission for Europe, 2008). Euro-5 기준 대응 차량에 장착된 DPF는 경유 차량의 입자상물질(Particulate matter, PM) 배출량을 90% 이상 저감시키는 것으로 알려져 있으며, 이전 연구결과에서도 Euro-5 차량의 PM 배출량은 매우 낮은 수준임이 보고된 바 있다(NIER, 2012). 이와 같은 배경 하에, 본 연구에서는 PM을 측정 대상 항목에서 제외하였다.

Table 2. Measuring principal of emission analyzer.

Pollutant	Measuring principal
CO_2	Non-dispersive infrared (NDIR)
CO	Non-dispersive infrared (NDIR)
THC	Flame ionization detection (FID)
NO_x	Chemi-luminescence detection (CLD)

오염물질 측정 실험 시에는 OC를 구성하는 NIER 모드를 각각 주행하여 해당 모드의 시계열 오염물질 배출 결과를 측정하고, 각각의 시계열 결과를 조합하여 OC 주행 시의 오염물질 측정 결과로 사용하였다.

2. 4 시계열 측정 결과 분석

시계열 결과 분석은 전체 OC 주행결과를 누적 주행거리를 기준으로 매 1 km 간격의 주행 소구간(1-km trip segment)으로 구분하고, 각 소구간 내의 시계열 결과를 평균하는 방법을 사용하였다. OC의 총 주행거리가 77.8 km이므로, 차량별로 77～78개의 소구간 결과를 얻었다. 각 주행 소구간의 운전 특성은 소구간의 평균 차속과 상대가속도(Relative positive acceleration, RPA)로 정의하였다. 식 (1)과 같이 계산되는

Table 3. Definitions of speed and RPA modes.

Variable	Bin ID	Mode	Definition	Mid value
Average speed, v [km/h]	1	s005	$0 \le v < 10$	5
	2	s020	$10 \le v < 30$	20
	3	s040	$30 \le v < 50$	40
	4	s060	$50 \le v < 70$	60
	5	s080	$70 \le v < 90$	80
	6	s100	$90 \le v < 110$	100
	7	s120	$110 \le v$	120
Relative Positive Acceleration, RPA [m/s^2]	1	R01	$0 \le RPA < 0.05$	0.025
	2	R02	$0.05 \le RPA < 0.10$	0.075
	3	R03	$0.10 \le RPA < 0.15$	0.125
	4	R04	$0.15 \le RPA < 0.20$	0.175
	5	R05	$0.20 \le RPA < 0.25$	0.225
	6	R06	$0.25 \le RPA < 0.30$	0.275
	7	R07	$0.30 \le RPA < 0.35$	0.325
	8	R08	$0.35 \le RPA < 0.40$	0.375
	9	R09	$0.40 \le RPA < 0.45$	0.425
	10	R10	$0.45 \le RPA$	0.475

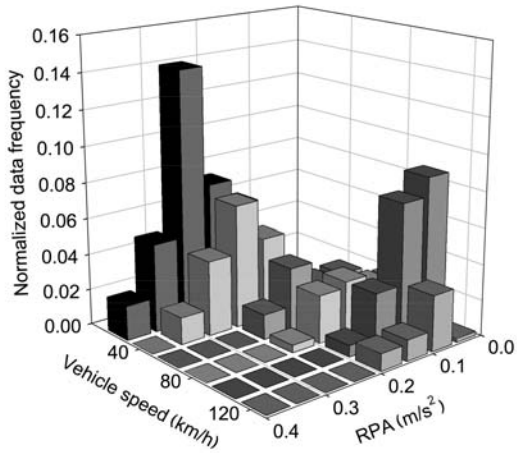

Fig. 2. Normalized data frequency in vehicle speed-RPA combinations for 1-km trip segments included in off-cycle (OC) driving pattern.

RPA는 양의 가속도를 갖는 매 순간의 가속도와 차속을 곱한 합을 전체 주행거리로 나눈 값으로서, 주행 중 해당 시점의 가속에너지와 같은 개념을 내포한다고 볼 수 있다(Ericsson, 2001).

연료 소비량 기반 배출계수 계산에 필요한 오염물질 배출량과 연료 소비량은 식(2)와 (3)와 같이 산출하였다. 배출계수는 식(4)와 (5)를 이용하여 계산하였다. 식(4)는 차속-RPA 조합에 속한 개별 소구간의 배출계수 계산 식이고, 식(5)는 OC 주행결과 전체를 대상으로 하는 배출계수 계산 식이다.

차속-RPA 조합은 표 3과 같이 정의하였다. 각 조합에 속한 소구간의 개수를 무차원화하여 그림 2에 나타내었다. 저속 구간에서는 가감속 빈도가 높기 때문에 가속도가 큰 소구간이 많은 비중을 차지하고 있다. 반면 고속 영역에서는 정속 주행이 대부분을 차지하므로 소구간의 가속도가 대체로 낮은 수준이다. RPA가 0.4 m/s^2 이상인 RPA mode R09와 R10은 관측 빈도가 없어 그림에 표시하지 않았다.

식(6)을 이용하여 주행 소구간 배출계수를 차량별 OC 평균 배출계수에 대해 정규화하였다. 본 연구의 OC 주행패턴이 대표성을 갖고 있음을 감안할 때, OC 배출계수로 무차원화된 소구간 배출계수는 '해당 운전조건의 배출계수가 평균적인 운전조건에서의 배출계수 대비 얼마나 벗어나 있는지'를 나타내는 지표라 할 수 있다. 즉, 관측 대상 사례의 정규화 배출계수가 1에 가까울수록 관측 대상 사례는 우리나라의 표준적인 상황에 근접한다는 것을 의미한다.

$$RPA_{i,j} = \frac{1}{x}\int_0^{T_{i,j}} (v_t \times PA_t)dt \quad (1)$$

$$EM_{i,j,k,n,p} = \int_0^{T_{i,j,k}} ER_{i,j,k,n,p,t}\,dt \quad (2)$$

$$EM_{OC,k,p} = \int_0^{T_{OC,k}} ER_{OC,k,p,t}\,dt \quad (3)$$

$$FEF_{i,j,k,n,p} = \frac{EM_{i,j,k,n,p}}{EM_{i,j,k,n,Fuel}} \times 1000 \quad (4)$$

$$FEF_{OC,k,p} = \frac{EM_{OC,k,p}}{EM_{OC,k,Fuel}} \times 1000 \quad (5)$$

$$nFEF_{i,j,k,n,p} = \frac{FEF_{i,j,k,n,p}}{FEF_{OC,k,p}} \times 1000 \quad (6)$$

where,

RPA=Relative positive acceleration [m/s^2]

T=Total time for given averaging window or cycle [s]

v=Instantaneous vehicle speed at given time [m/s]

PA=Instantaneous vehicle acceleration at given time, positive values [m/s^2]

x=Total distance driven for given averaging window [m], i.e., x=1000 m

EM=Total amount of emission for given averaging window or cycle [g] (Total amount of fuel consumption, in the case of subscript p is 'Fuel')
ER=Instantaneous emission rate included in given averaging window or cycle at given time [g/s] (Instantaneous fuel consumption rate, in the case of subscript p is 'Fuel')
FEF=Fuel-based emission factors [g/kg-fuel]
nFEF=Normalized fuel-based emission factors [−]
Subscript
i=Speed bin ID (i=1,2,3,⋯,7)
j=RPA bin ID (j=1,2,3,⋯,10)
k=Vehicle ID (k=1,2,3,⋯,12)
n=Averaging window ID (n=1,2,3,⋯,78)
p=Fuel, CO_2, CO, THC, and NO_x
t=Time index
OC=Off-cycle driving pattern (shown in 그림 1)

3. 결과 및 고찰

주행패턴의 운전조건 변화에 따른 오염물질 배출계수 변화 경향을 분석하고, 연료 소비량 기반 배출계수의 분포를 파악하였다. 최종적으로는 소규모의 관측 현장과 대규모의 분석 대상 지역의 주행패턴 차이가 초래할 수 있는 배출계수의 변화 및 기여도를 정량화하였다. 결과에 서술된 '배출계수'는 모두 '연료 소비량 기반의 배출계수'를 의미한다.

3.1 차량별, 운전조건별 연료 소비량 변화

배출계수를 배출량으로 환산하기 위해서는 활동도 자료로서의 연료량 정보가 필요하게 된다. 배출계수가 자동차의 다양한 운전조건 하에서 측정됨에도 불구하고, 연료 소비량은 운전조건별로 차별화된 값이 아닌, 차종별 대표값을 활용하는 경우가 많다 (Pokha-

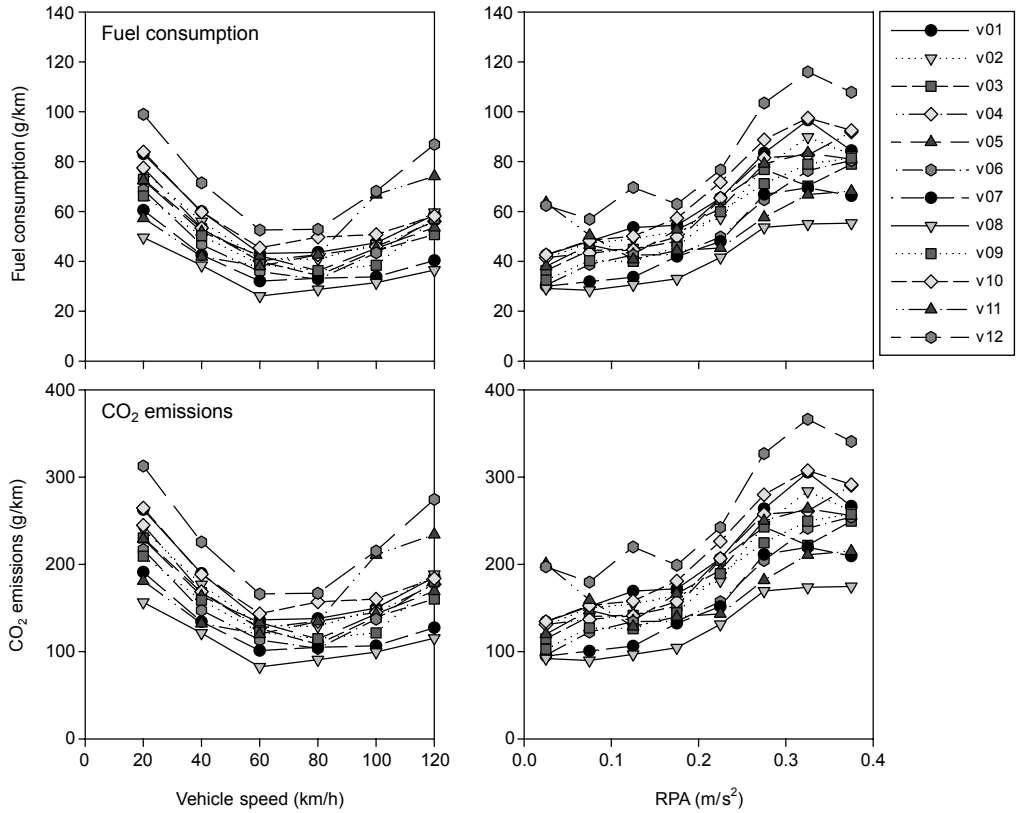

Fig. 3. Inter- and intra-vehicle variability in fuel consumption and CO_2 emissions according to vehicle speed and RPA.

rel *et al.*, 2002; Singer and Harley, 2000, 1996). 이 경우 운전조건별 연료 소비량 차이를 최종 배출량 결과에 반영하지 못하게 된다. 따라서 배출계수 논의에 앞서 연료 소비량 변화에 대해 살펴보는 것은 중요한 의미가 있을 것으로 판단된다.

차속 및 RPA 변화에 따른 단위 주행거리 당 연료 소비량 및 CO_2 배출량 변화를 그림 3에 도시하였다. 연료 소비량은 실험 차량별로 서로 차이를 보인다. 12대 실험 차량의 평균 연료 소비량을 기준으로 할 때, 각 차량은 최대 28%의 연료 소비량 차이를 보이고 있다. 연료 소비량이 가장 적은 차량은 Euro-5 대응 승용차인 8번 차량(v08)이고, 가장 많은 차량은 Euro-3 대응 1톤 화물트럭인 v12이다. v12는 v08 대비 2배 가량 많은 연료 소비량을 나타낸다.

동일 차량의 연료 소비량이라도 운전조건, 즉, 차속 및 RPA에 따라 변한다. 차속 증가에 따라 연료 소비량은 감소하고, 60～80 km/h 차속 근방에서 최저 소비량을 보인 후 80 km/h 이상의 고속 운전 영역에서 다시 증가한다. 전체 차속 범위에서의 평균 연료 소비량과 비교할 때, 40 km/h 이하의 저속 및 80 km/h 이상의 고속 영역에서는 26～43% 높은 결과를 나타내었으며, 40～80 km/h 범위의 중속 영역에서는 27～38% 낮은 값을 보였다. RPA와 연료 소비량은 동반 상승하는 경향을 보인다. RPA가 낮은 영역, 즉, 정속 주행에 가까운 경우는 평균 연료 소비량 대비 22～41% 낮은 값을 보였으나, RPA가 높은 운전 영역에서는 31～57%까지 연료 소비량이 증가하였다. CO_2 배출량은 연료 소비량과 거의 유사한 경향을 보이고 있으며, 이는 본 연구에서 연료 소비량 계산에 사용한 탄소 평형 방법이 CO_2 배출량에 가장 큰 영향을 받기 때문이다.

3. 2 주행 소구간 배출계수 분포

그림 4는 주행 소구간별 배출계수의 분포를 오염물질 및 차량별로 도시한 것이다. NO_x의 경우, 실험 차량군 12대의 평균값은 9.9 g/kg-fuel이며, 개별 차량의 평균값은 6.0～14 g/kg-fuel 수준이다. 대부분의 차량이 배출계수 분포의 5～95번째 백분위 결과 내에 차량군 평균을 포함하고 있으나, v06과 v12와 같이 그렇지 않은 경우도 관찰되었다. 배출계수의 평균값은 분포의 중간값 근방에 위치하나, 일부 차량에서는 제3/4분위 결과보다 더 높은 평균값도 관찰되었다.

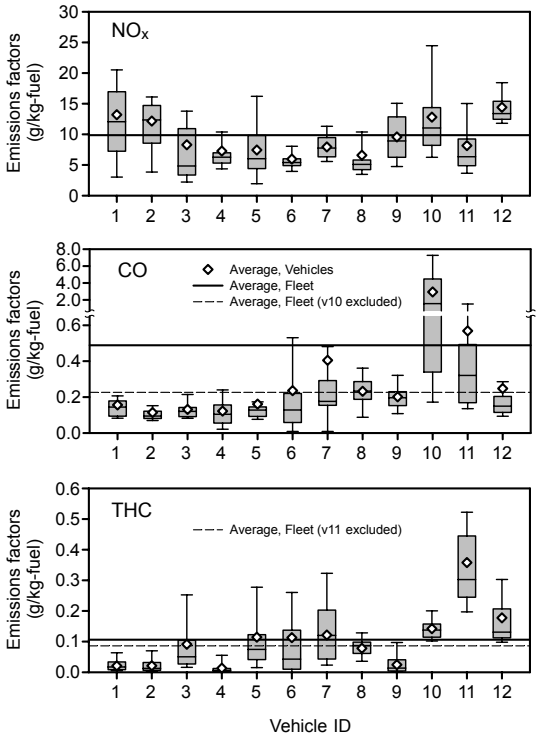

Fig. 4. Distributions of fuel-based emission factors of 1-km trip segments. The bottom and top of the box are the 25th and 75th percentiles, respectively. The band near center of the box is 50th percentile. The upper and lower ends of the whiskers represent 95th and 5th percentiles, respectively.

이는 높은 배출계수를 갖는 소수의 주행 소구간들이 평균값을 끌어올리고 있기 때문이다. 예를 들어, v08의 평균값(6.6 g/kg-fuel)은 제3/4분위 결과(5.8 g/kg-fuel)보다 더 큰 값을 보이는데, 이는 소구간 결과 중 상위 5%의 결과가 평균값의 2～3배에 달하는 배출계수를 보이고 있기 때문이다.

CO의 차량군 평균과 개별 차량의 배출계수 분포는 비교적 큰 차이를 보인다. 이는 다른 차량 대비 5～26배 많은 평균 배출량을 보이는 1대의 과다 배출 차량(v10)이 차량군 평균을 증가시켰기 때문이다. 차량 12대의 평균 CO 배출계수는 0.49 g/kg-fuel로서, v10을 제외한 11대 평균인 0.23 g/kg-fuel 대비 2배 이상 높다. 이 결과는 소수의 과다 배출 차량이 전체 오염물질 배출량에 큰 영향을 미칠 수 있으며, 따라서 효과적인 대기관리 정책 수립을 위해서는 과

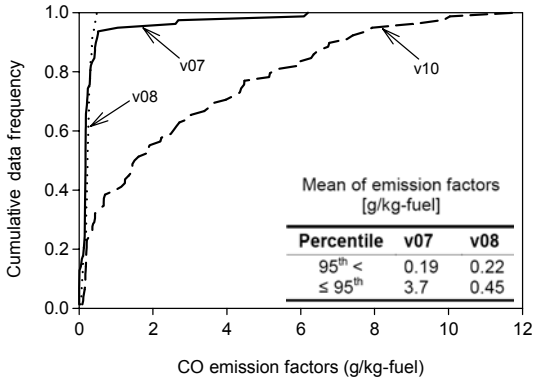

Fig. 5. Cumulative data frequency for fuel-based CO emission factors of 1-km trip segments for Vehicle 7, 8, and 10.

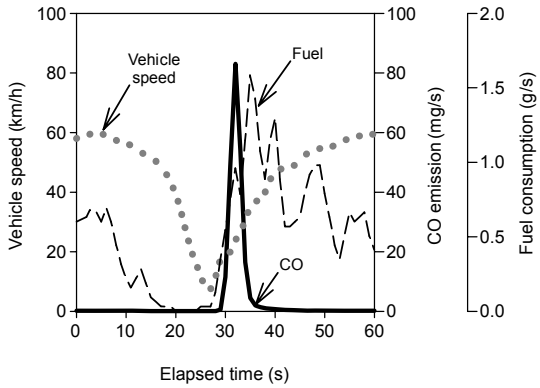

Fig. 6. Example of high CO emitting episode that associated with acceleration operation of Vehicle 7.

다 배출 차량의 선별 및 관리에 집중할 필요가 있음을 보여주는 사례라 할 수 있다.

오염물질 과다 배출 현상은 v10의 경우와 같이 차량군 내의 특정 차량에서 관찰되기도 하지만, 동일 차량에서의 특정 주행 소구간에서 관찰되기도 한다. 이 경우 배출계수 평균값은 중간값보다 위쪽에 위치하게 된다. 예를 들면 v07의 CO 배출계수는 중간값은 물론, 제3/4분위 결과보다도 높은 평균값을 보이고 있으며, v05, v06, v11 및 v12 역시 유사한 경향을 보이고 있다.

이에 대한 상세 분석을 위해, 전체적으로 높은 CO 배출계수를 보이는 v10, 특정 소구간에서의 배출계수가 높은 v07, 그리고 가장 이상적인 분포를 갖는 v08의 CO 배출계수 누적 분포를 그림 5에 도시하였다. v10은 배출계수가 고농도 배출영역에 분포하고 있다. v07와 v08은 누적 분포 95% 지점까지는 차이를 보이지 않으나, v07의 95번째 백분위 결과 이상의 결과는 1.1～6.2 g/kg-fuel로서 평균값의 2～13배에 이르는 등, 고농도 배출 특성에서 매우 큰 차이를 보이고 있다. 분포 내의 각 결과가 1 km 주행 소구간에 대한 배출계수 결과임을 감안한다면, v07 차량의 경우는 전체 주행거리 중 5%에 불과한 짧은 주행거리에서 전체 오염물질의 대부분을 배출하고 있다는 것을 의미하는 결과라 할 수 있다.

이처럼 오염물질 배출 기여도가 큰 주행 소구간은 대부분 급가속 운전조건을 포함하는 것으로 분석되었다. 그림 6에 v07의 소구간 시계열 결과 중 전형적인 과다 배출 사례를 나타내었다. 차속은 60 km/h에서 7 km/h까지 감속되었다가 다시 60 km/h까지 가속된다. CO 배출량은 감속 구간에서는 거의 배출되지 않다가, 가속이 본격화되어 차량이 급격한 과도상태를 겪는 시점에 크게 증가한다. 연료 사용량 역시 가속 구간에서 크게 증가하며, 차량의 변속이 진행됨에 따라 점차 사용량이 감소하고 있다. 가속 구간의 CO 배출량과 연료 소비량이 함께 증가하는 경향을 보이고 있음에도 불구하고, 배출량 대비 소비량의 순간 비율이 최대 86배에 이르는 등, CO 배출량 증가의 폭이 훨씬 크기 때문에 연료 소비량 기반의 배출계수 역시 높은 수준을 나타내고 있음을 확인하였다. THC 시계열 결과 역시 CO와 유사한 경향을 보이는 것으로 판단할 때, 그림 6의 과다 배출 사례는 가속 시의 엔진 연소실 내 연료 과잉 조건에 의한 불완전 연소 등에 의한 것으로 사료된다. 현재 운행 경유차의 배출가스 검사에서는 CO, THC를 검사하고 있지 않으나, 가속 운전 구간에서의 검사를 도입함으로써 고농도 배출차량을 효과적으로 선별할 수 있을 것으로 기대된다.

그림 4의 THC 결과는 NO_x 및 CO와 전체적으로 유사한 분포 특징을 보이고 있다. THC의 경우는 v11이 두드러지게 많은 배출량을 보이고 있어, 차량군 평균(0.11 g/kg-fuel)은 v11을 제외한 경우의 평균 배출량(0.086 g/kg-fuel)보다 28% 높은 결과를 보이고 있다. 특정 소구간에서의 과다 배출 현상은 CO에 비해 상대적으로 미미하지만, v03, v05 및 v06 등의

차량에서는 관찰되고 있다. 한편 v01, v02, v04 및 v09 등은 매우 낮은 수준의 배출계수를 보이고 있다. 해당 차량들의 THC 저감 기술 및 누적 주행거리 등 노화정도를 다른 타량들과 비교해 보았을 때 THC 저감에 영향을 미칠 요소는 확인되지 않았으며, 따라서 이는 실험 차량간 편차에 기인한 결과로 사료된다.

3.3 국내 대표 주행패턴과의 운전조건 차이에 의한 배출계수의 거동

운전조건을 통제하기 어려운 관측 조건에서 산정된 배출계수는 다양한 운전조건의 영향을 포함하게 된다. 배출계수의 대표성 평가를 위해, 운전조건의 차이가 초래할 수 있는 정규화 배출계수의 변동을 그림 7과 같이 도시하였다. 좌측 그림은 주행 소구간의 평균 차속과 RPA 변화에 따른 정규화 배출계수 변화를 나타낸 것이며, 우측 그림은 정규화 배출계수 값을 0.2 간격으로 구분한 후 각 구간에 포함된 주행 소구간의 빈도를 히스토그램으로 도시한 것이다. 즉, 그림 7은 주행 소구간의 운전조건에 따라 해당 소구간의 배출계수가 표준적인 주행패턴(OC)의 배출계수로부터 얼마나 달라지는 지, 그리고 그 운전조건의 빈도는 어느 정도인지를 나타내는 그림이다.

정규화된 NO_x 배출계수는 가속도에 따라 증가하는 경향을 보인다. 증가 경향은 저속 영역보다 고속 영역에서 좀 더 뚜렷하게 나타나고 있다. 이는 고부하 운전 영역일수록 소비되는 연료 중 많은 부분이 NO_x로 배출되고 있음을 의미하는 것으로서, NO_x 저감 기술의 한계 및 개선 필요성을 동시에 나타내 주는 결과라 할 수 있다(Lee *et al.*, 2013). CO는 평균값 기준으로는 차속별, 가속도별로 뚜렷한 변화 경향 없이 일정한 수준을 유지하고 있다. 저속 조건에서의 배출계수가 고속 조건 대비 다소 높게 나타나고 있는데, 이는 DOC의 전환 효율이 고속 조건에서 더 우수하기 때문인 것으로 판단된다. CO 결과는 동일한 차속-가속도 조합에서도 큰 표준편차를 보이고 있으며, 이는 그림 5 및 6에서 관찰한 것과 같이 특정 운전조건에서 과다 배출특성을 보이는 차량에 기인한 것으로 판단된다. THC는 RPA 감소에 따라 증가하는 경향을 보인다.

그림 7의 정규화 배출계수는 주행패턴을 통제할 수 없는 임의의 주행 소구간에 대해 관측된 배출계수가 좀 더 광범위한 지역에서의 표준적인 주행패턴을 관측함으로써 얻어진 배출계수와 어느 정도의 차이를 보이는 지에 대한 지표이다. 정규화 배출계수가 1±0.2인 경우, 즉, 배출계수가 표준적인 조건의 배출계수 대비 ±20% 내의 값을 갖는 주행 소구간의 빈도를 보면, NO_x가 40.1%로서 세 가지 오염물질 중 가장 높은 빈도를 보임으로서, 높은 대표성을 가지고 있음을 나타내었다. 이는 연료 소비량에 기반한 NO_x 배출계수가 실제 교통환경 모니터링에 매우 효과적으로 이용될 수 있음을 시사하는 결과라 할 수 있다. 위의 사례에서는 ±20%를 예로 들었으나 이는 고정된 범위가 아니며, 교통환경 관리의 목적에 따라 가변될 수 있는 관리기준이라 할 수 있다. 따라서 그림 7은 실제 현장 관측을 위한 정규화 배출계수 관리기준을 위한 정보를 제공하고 있다고 말할 수 있다.

CO와 THC의 경우는 주행 소구간의 배출계수가 표준 조건 대비 80% 이하 수준을 보이는 소구간이 전체 소구간의 절반 이상을 차지하였다. 이는 빈도는 적지만 오염물질 배출량이 많은 과다 배출 구간의 영향인 것으로 판단된다. 즉, 과다 배출 사례가 표준조건의 배출계수를 상승시키는 효과를 초래함으로서 대부분의 운전조건에서의 배출계수를 표준 조건보다 낮아지게 하는 것이다. 이 결과는 발생 빈도가 과다 배출 운전조건이 주행 소구간 별 CO, THC 배출계수 분포에 큰 영향을 미치며, 결과적으로 배출계수의 대표성을 저하시키는 요인으로 작용하고 있음을 나타내는 것이다.

차속-RPA 조합의 평균값을 기준으로 판단할 때, 차속 20 km/h의 RPA 0.175～0.275 m/s^2 및 차속 40 km/h의 RPA 0.125～0.225 m/s^2 범위에 있는 5개 조합에서 3가지 오염물질의 정규화 배출계수가 모두 1±0.2를 만족하였다. 따라서 연료 소비량 기반의 배출계수 측정에 있어, 평균적인 주행패턴이 이 수준의 차속-RPA 범위를 보이는 관측 대상지점을 선정한다면 측정 결과의 대표성을 향상시킬 수 있을 것으로 기대된다.

좀 더 적극적인 방안으로는, 선정된 관측 대상지점의 주행패턴 활동도를 차속-RPA 조합별로 분석하고, 이를 각 조합의 정규화 배출계수와 연계함으로써 임의 지점의 임의 주행패턴에서 얻은 결과를 대표적인 주행패턴에서 얻은 결과에 상응한 값으로 보정할 수 있을 것으로 판단된다.

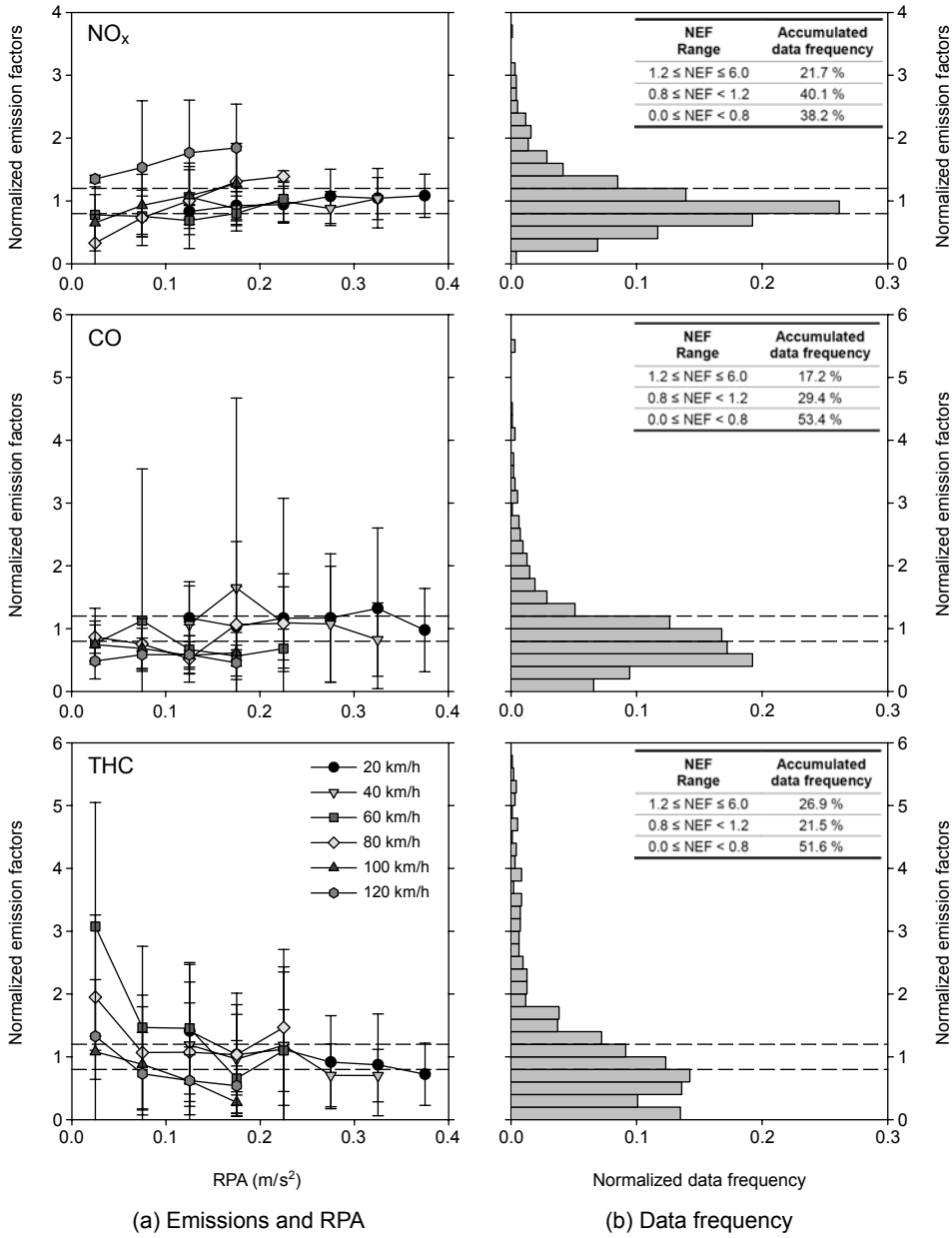

Fig. 7. Effect of vehicle speed and RPA on fuel-based emission factors of 1-km trip segments that normalized based on the mean emission factors of corresponding vehicles. Error bars denote standard deviations. 'NEF' in tables mean 'Normalized Emission Factors'.

4. 결 론

(1) 국내 소형 경유차 12대의 연료 소비량을 평가한 결과, 동일한 주행패턴 하에서도 차량별로 28%까지 차이를 보이고 있음을 확인하였다. 동일 차량에서의 연료 소비량이라 할지라도 차속변화에 따

라 −38～43%, RPA 변화에 따라 −41～57%까지 변하고 있다. 연료 소비량 기반의 배출계수를 배출량으로 환산함에 있어 차종별 대표 연료 소비량을 적용하는 현행 방법은 위 결과에 상당하는 예측 오류를 초래할 수 있을 것으로 판단된다.

(2) 1-km 간격으로 정의된 주행 소구간의 연료 소비량 기반 NO_x, CO 및 THC 배출계수를 분석한 결과, NO_x의 경우가 차량별 및 운전조건별로 가장 고른 분포 특성을 가지고 있음을 파악하였다. 표준적인 주행패턴과의 배출계수 편차에 있어서도 NO_x 배출계수는 전체 주행 소구간 중 40.1%의 소구간에서 20% 이내의 편차를 보임으로서, 세 가지 오염물질 중 가장 높은 대표성을 나타내었다. 이는 연료 소비량에 기반한 NO_x 배출계수가 실제 교통환경 모니터링에 매우 효과적으로 이용될 수 있음을 시사하는 결과라 할 수 있다.

(3) CO 및 THC의 주행 소구간 별 배출계수 분포는 발생 빈도가 적은 과다 배출 차량 및 과다 배출 운전조건에 큰 영향을 받는 것으로 나타났다. 과다 배출 사례는 표준 조건의 배출계수를 상승시키는 효과를 초래함으로서 50% 이상의 운전조건의 배출계수가 표준적인 조건보다 낮아지게 하고, 결과적으로 배출계수의 대표성을 저하시키는 요인으로 작용하고 있음을 확인하였다.

(4) 연료 소비량 기반의 이동오염원 배출계수 측정에 있어, 차속이 20～40 km/h, RPA가 0.125～0.275 m/s^2 수준인 관측지점을 선정함으로써 측정 결과의 대표성을 향상시킬 수 있을 것으로 조사되었다. 또한 선정된 관측 대상지점의 주행패턴 활동도를 차속-RPA 조합별로 분석하고, 이를 각 조합의 정규화 배출계수와 연계함으로써 임의 지점의 임의 주행패턴에서 얻은 결과를 대표적인 주행패턴에서 얻은 결과에 상응한 값으로 보정할 수 있을 것으로 기대된다.

감사의 글

본 연구는 국립환경과학원 연구 과제로서 수행되었습니다.

References

Cadle, S.H. and R.D. Stevens (1994) Remote sensing of vehicle exhaust emissions, Environ. Sci. Technol., 28(6), 258-265.

Carslaw, D.C., S.D. Beevers, J.E. Tate, E.J. Westmoreland, and M.L. Williams (2011) Recent evidence concerning higher NO_x emissions from passenger cars and light duty vehicles, Atmos. Environ., 45(39), 7053-7063.

Chan, T.L. and Z. Ning (2005) On-road remote sensing of diesel vehicle emissions measurement and emission factors estimation in Hong Kong, Atmos. Environ., 39(36), 6843-6856.

Economic Commission for Europe (2008) Amendments to UNECE Regulations No. 101 (Submitted by the expert from the International Organization of Motor Vehicle Manufacturers), ECE/TRANS/WP.29/GRPE /2008/8, 20 March 2008.

Ekstrom, M., A. Sjodin, and K. Andreasson (2004) Evaluation of the COPERT III emission model with on-road optical remote sensing measurements, Atmos. Environ., 38(38), 6631-6641.

Ericsson, E. (2001) Independent driving pattern factors and their influence on fuel-use and exhaust emission factors, Transp. Res. D Transp. Environ., 6, 325-345.

Franco, V., M. Kousoulidou, M. Muntean, L. Ntziachristos, S. Hausberger, and P. Dilara (2013) Road vehicle emission factors development: A review, Atmos. Environ., 70, 84-97.

Japan and UK DHC Group (2010) Proposal for WLTC methodology and guidelines for in-use data collection. Informal working group on Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedure (WLTP), WLTP-DHC-02-04, Working papers of the second informal meeting, Geneva, 13 January 2010.

Kean, A.J., R.F. Sawyer, and R.A. Harley (2000) A fuel-based assessment of off-road diesel engine emissions, J. Air Waste Manage. Assoc., 50(11), 1929-1939.

Kirchstetter, T.W., R.A. Harley, N.M. Kreisberg, M.R. Stolzenburg, and S.V. Hering (1999) On-road measurement of fine particle and nitrogen oxide emissions from light- and heavy-duty motor vehicles, Atmos. Environ., 33(18), 2955-2968.

Kittelson, D.B., W.F. Watts, and J.P. Johnson (2004) Nanoparticle emissions on Minnesota highways, Atmos. Environ., 38(1), 9-19.

Korean Ministry of Environment (2013) Roadside audit for air

pollutant emissions from in-use vehicles, Korean Clean Air Act, Article 61. (in Korean)

Lee, T. and H.C. Frey (2012) Evaluation of representativeness of site-specific fuel-based vehicle emission factors for route average emissions, Environ. Sci. Technol., 46(12), 6867-6873.

Lee, T., J. Lee, and J. Kim (2012) Evaluation of on-road NO_x emission from a light duty diesel vehicle using a portable emissions measurement system, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 28(1), 94-104. (in Korean with English abstract)

Lee, T., J. Park, S. Kwon, J. Lee, and J. Kim (2013) Variability in operation-based NO_x emission factors with different test routes, and its effects on the real-driving emissions of light diesel vehicles, Sci. Total Environ., 461-462, 377-385.

Lim, L., S. Jung, T. Lee, J. Kim, C. Seo, J. Ryu, J. Hwang, S. Kim, and D. Eom (2009) A study on calculation of air pollutants emission factors for construction equipment, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 25(3), 188-195. (in Korean with English abstract)

NIER (National Institute of Environmental Research) (2001) National inventories for air pollutants from transportation sector, Part 1: Development of laboratory driving cycles to derive average speed based emissions models for on-road vehicles. NIER: Incheon, Republic of Korea, 2001 (in Korean).

NIER (National Institute of Environmental Research) (2010) In-use vehicle data collection in Korea for WLTP/DHC. Informal working group on Worldwide harmonized Light vehicles Test Procedure (WLTP), WLTP-DHC-05-07, Working papers of the fifth informal meeting, Vienna, 11-14 October 2010.

NIER (National Institute of Environmental Research) (2012) An evaluation of real driving emissions for light duty vehicles using PEMS, Korean Auto-Oil Program Report, 2012. (in Korean with English abstract)

Ning, Z. and T.L. Chan (2007) On-road remote sensing of liquefied petroleum gas (LPG) vehicle emissions measurement and emission factors estimation, Atmos. Environ., 41(39), 9099-9110.

Park, S.S., K. Kozawa, S. Fruin, S. Mara, Y.K. Hsu, C. Jakober, A. Winer, and J. Herner (2011) Emission factors for high-emitting vehicles based on on-road measurements of individual vehicle exhaust with a mobile measurement platform, J. Air Waste Manage. Assoc., 61(10), 1046-1056.

Pokharel, S.S., G.A. Bishop, and D.H. Stedman (2002) An on-road motor vehicle emissions inventory for Denver: an efficient alternative to modeling. Atmos. Environ., 36(33), 5177-5184.

Shi, J.P., R.M. Harrison, D.E. Evans, A. Alam, C. Barnes, and G. Carter (2002) A method for measuring particle number emissions from vehicles driving on the road, Environ. Technol., 23(1), 1-14.

Singer, B.C. and R.A. Harley (1996) A fuel-based motor vehicle emission inventory, J. Air Waste Manage. Assoc., 46(6), 581-593.

Singer, B.C. and R.A. Harley (2000) A fuel-based inventory of motor vehicle exhaust emissions in the Los Angeles area during summer 1997, Atmos. Environ., 34(11), 1783-1795.

Smit, R., L. Ntziachristos, and P. Boulter (2010) Validation of road vehicle and traffic emission models - A review and meta-analysis, Atmos. Environ., 44(25), 2943-2953.

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2011) Regulation No. 83. Uniform provisions concerning the approval of vehicles with regard to the emission of pollutants according to engine fuel requirements. In: Addendum 82: Regulation No. 83, Revision 4. UNECE, Geneva, Switzerland, 2011.

Wang, X., D. Westerdahl, J. Hu, Y. Wu, H. Yin, X. Pan, and K.M. Zhang (2012) On-road diesel vehicle emission factors for nitrogen oxides and black carbon in two Chinese cities, Atmos. Environ., 46, 45-55.

Yli-Tuomia, T., P. Aarnioa, L. Pirjolab, T. Makela, R. Hillamo, and M. Jantunen (2005) Emissions of fine particles, NO_x, and CO from on-road vehicles in Finland, Atmos. Environ., 39(35), 6696-6706.