

광산란 측정장치에 따른 대중교통차량 미세먼지 측정 특성

권순박* · 정우태 · 박덕신
한국철도기술연구원 교통환경연구팀

(2015년 2월 3일 투고, 2015년 3월 22일 수정, 2015년 3월 24일 게재확정)

Characteristics of PM₁₀ Measured by Different Light-Scattering Instruments in Public Transport Vehicles

Soon-Bark Kwon*, Wootae Jeong, Duckshin Park

Transportation Environmental Research Team, Korea Railroad Research Institute

(Received 3 February 2015; Revised 22 March 2015; Accepted 24 March 2015)

Abstract

In this study, indoor PM₁₀ concentration was measured by different type of real-time instruments in public transport vehicles. Light-scattering method is widely used in measuring the size of particulate matters and there is two types of light-scattering methods; one is the nephelometer type which measures the light-scattering degree by aerosol cloud, the other is the spectrometer type which measures light-scattering degree by individual particle. We observed the variation of PM₁₀ in KTX, subway and express bus carriages by 1-minute resolution and found that there is similar tendency in pattern among 4 light-scattering devices but difference in absolute concentrations. By comparing gravimetric result in a subway cabin, the spectrometer type device, C, was chosen as a reference device. The conversion factors of nephelometer device A-1, A-2, and B were 1.666, 1.463 and 2.125 respectively.

Keywords : PM₁₀, Indoor aerosol, Light-scattering, Public Transportation, Conversion Factor

* Corresponding author.
Tel : +82-2-460-5375, E-mail : sbkwon@krii.re.kr

1. 서 론

다중이용시설등의 실내공기질 관리법의 개정시행(2014.3)에 의해 대중교통차량의 실내공기질 관리가 중요한 문제로 제기되고 있으며, 법적 권고기준으로 미세먼지와 이산화탄소 농도가 제시되었다(환경부, 2013). 대중교통차량내 미세먼지 농도의 권고기준은 도시철도 차량에서 노선평균값 $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 버스와 일반철도에서 $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며, 이산화탄소 농도 권고기준은 대중교통차량의 종류량에 상관없이 혼합시 2,500 ppm, 비혼잡시 2,000 ppm으로 설정되었다. ‘실내공기질 관리를 위한 대중교통차량의 제작-운행 관리지침’에 따르면 권고기준 오염물질의 측정과 관련하여, 이동하는 차량 실내라는 측정지점의 특수성을 반영하여, 미세먼지 측정장치로 입자의 광산란(light-scattering) 특성을 활용하는 광산란연속측정법을 주시험법으로 규정하였으며, 측정값이 기준치를 초과한 경우에 한하여 중량분석법과 베타선측정법으로 측정하도록 하였다.

광산란 측정장치는 입자의 광산란도를 측정하는 방식에 따라 네펠로미터(nephelometer) 방식과 스펙트로미터(spectrometer) 방식으로 구분될 수 있다. 네펠로미터 방식의 장치는 측정기로 유입되는 모든 입자(total dust)의 광산란량을 동시에 측정(통상 90° light scattering 적용)하여 광학챔버에 유입된 전체 입자의 광산란도를 측정하여 입자의 농도를 결정하는 방식이다. 반면, 스펙트로미터 방식의 광산란 측정장치는 유입되는 미세먼지를 정렬시켜 광학챔버에 입자가 개별적으로 유입되도록 유도함으로써 단일입자의 광산란 정도를 연속적으로 측정하는 방식으로 입자의 농도를 결정하는 방식이다. 네펠로미터 방식과 스펙트로미터 방식 모두 입자의 광산란 정도를 측정하여 입자의 개수 또는 크기를 결정한다는 점에서 공통점이 있지만, 유입된 입자들을 동시에 측정하느냐 혹은 단일입자에 대해 측정하느냐에 큰 차이점이 있다. 또한, 두 가지 광산란 측정장치 모두 미세먼지의 중량농도를 직접적으로 측정하는 것이 아니기 때문에 광산란 정도에 의해 파악된 입자의 크기 및 개수에 따른 전체 체적과 자체적으로 산정한 입자의 밀도 보정값 혹은 변환상수(conversion factor) 등을 사용하여, 중량농도를 결정해야 한다. 다양한 측정장치간 미세먼지 농도 측정

결과값에 대한 비교는 주로 특정 직경의 입자를 발생시키는 방식으로 진행되었으며, 김두용 등(2012)은 두 대의 광산란 장치와 공기역학입경을 측정하는 Aerodynamic particle sizer (APS; TSI사) 장치간 측정결과 비교시험을 수행하였고, 임경수와 박현설(2009)은 APS와 광산란 장치인 Dust Monitor와의 비교시험을 수행한 바 있다. 김서진 등(2009)은 광산란법 측정장치와 베타선측정법 장치를 지하철역사에 동시에 설치하여 두 장치간 측정값에 대한 상관관계 분석연구를 수행하였다.

광산란 측정장치를 활용하여 대중교통 차량내 미세먼지 측정에 관한 기존 연구결과를 살펴보면, Chan et al.(2002)은 중국 광저우 지하철 1호선에서 네펠로미터 방식의 광산란 측정장치인 DustTrak과 PM_{10} 을 포집할 수 있는 대용량에어샘플러를 동시에 적용하여 측정결과를 비교하였으며, 초미세먼지($\text{PM}_{2.5}$)의 경우에는 DustTrak 측정값과 베타게이지(Partisol) 측정값을 비교하였다. 각각의 장치간 측정값 비교를 통해 PM_{10} 에서 높은 선형적 상관관계($R^2=0.9232$)가 도출되었으나, DustTrak 측정값이 중량법 보다 1.9배 과대측정하는 것으로 조사되었다. $\text{PM}_{2.5}$ 의 경우에도 장치간 상관관계는 $R^2=0.9362$ 으로 높으나 베타게이지 대비 2.34배 높은 측정값을 나타내는 것으로 보고하였다. 체코 프라하 지하철 1-3호선을 대상으로 광산란법 장치(DustTrak)와 베타게이지 측정장치(beta attenuation)간의 계절별 측정결과가 보고되었는데(Branis et al., 2006), 광산란 측정장치가 베타게이지 방식보다 겨울철 1.87배, 여름철 3.46배 높은 측정값을 나타낸다고 보고하였다. 대만의 Taipei-Xindian 도시철도 구간에서 측정된 DustTrak과 E-BAM간의 비교시험에서도 중량법 장치인 E-BAM에 비하여 DustTrak의 측정결과가 PM_{10} 에서 2배, $\text{PM}_{2.5}$ 에서 2.2배 높게 나타났으며, 상관성은 모두 높은 것으로 보고되었다(Cheng et al., 2008). 스페인 바로셀로나 지하철 L1-L5호선과 L11호선을 대상으로 장치간(DustTrak & high volume air samplers) 비교시험에서는 $\text{PM}_{2.5}$ 측정결과 DustTrak과 중량법결과보다 1.09배 높게 측정되었으며, Grimm사의 광산란장치(Dust Spectrometer)와 TSI의 광산란장치(DustTrak)간 유사성도 보고된 바 있다(Querol et al., 2012). 이상의 연구결과를 종합해 보면, 네펠로미터 방식의 광산란법 측정장치(DustTrak)

가 중량법에 의한 PM₁₀ 측정결과보다 과대평가(평균 1.3배)하는 결과를 나타내었으며, 베타산측정법에 의한 결과보다는 약 2.4배 높게 측정하는 것으로 나타났다. 모든 상관관계 비교시험에서 장치간 상관관계는 높게 나타났으나, 광산란장치의 과대평가와 계절에 의한 광산란 측정결과의 변동 등이 발생하는 것으로 판단된다.

본 연구에서는 광산란 측정장치 중 국내에서 주로 사용되고 있는 세 대의 네펠로미터 방식 광산란 측정장치와 1대의 스펙트로미터 방식 측정장치를 KTX, 지하철, 고속버스내에 적용하여 운행 중 실내 미세먼지를 동시에 측정함으로써 광산란 측정장치간 결과를 비교분석하고자 한다.

2. 연구방법

대중교통차량 중 KTX와 지하철, 고속버스를 대상으로 평상 시간대(KTX와 고속버스의 경우 평일, 지하철의 경우 비혼잡 시간대)에 4대의 광산란 측정장치를 동시에 활용하여 객실내 PM₁₀ 농도를 연속 측정하였다. 적용된 장치는 네펠로미터 방식 광산란법 장치인 LD-3B(Sibata사) 2대(A-1, A-2)와 Dustmate (Turnkey사) 1대(B), 그리고 스펙트로미터 방식 광산

란장치인 Optical Particle Sizer (OPS; TSI사) 1대(C)이다. 모든 광산란 장치는 1분 간격으로 PM₁₀ 데이터를 수집하도록 설정하였으며 장치별 고유의 변환계수(혹은 밀도 값)는 모두 1 (unit mode)로 설정하였다. 중량법 측정결과를 활용하여 광산란법에 의한 측정결과를 비교하기 위한 중량법 시험의 경우 차량 내 소음발생 및 이에 따른 민원발생 우려로 인하여 운행 중 소음이 상대적으로 높은 지하철 측정시에만 소용량 에어샘플러(Mini-volume air sampler)를 설치하여 필터 포집후 중량법 분석을 실시하였다.

KTX는 서울과 부산 왕복구간을 대상(편도 2시간 50분 소요)으로 왕복 측정하였으며, 객차 중간지점인 가족석에 측정장치를 설치하였다. 지하철의 경우, 2호선을 선정하여 사당역을 기점으로 신도림 방면으로 향하는 차량에 대하여 객차 중앙부 좌석 상부에 위치한 선반에 측정장치를 설치하고 평일 12:00부터 16:00까지 4시간 연속 측정하였다. 측정시 객실내 평균 승객수는 86명으로 집계되었다. 버스의 경우 서울과 대전을 왕복하는 고속버스(편도 1시간 50분 소요)에 대하여 차량 중간 좌석에 장치를 설치하였고, 측정당시 승객 탑승률은 51% ~ 77%로 집계되었다. Table 1에 대중교통차량 실내 PM₁₀ 측정 개요를 정리하였다.

Table 1. PM₁₀ measurement method in public transportation vehicles.

	Route	Trip Hour	Instrumentation	Passenger loading
KTX	Seoul-Busan (round trip)	2:50hr (one way)	Light scattering (nephelometer type)	A-1*, A-2*, B**
			Light-scattering (spectrometer type)	C***
Subway	Line 2, Seoul Metro	4hr (12:00-16:00)	Light scattering (nephelometer type)	A-1, A-2, B
			Light-scattering (spectrometer type)	C
			Gravimetric Analysis (Min-volume air sampler)	R
Express Bus	Seoul-Daejeon (round trip)	1:50hr (one way)	Light scattering (nephelometer type)	A-1, A-2, B
			Light-scattering (spectrometer type)	C

*A-1, A-2: LD-3B, **B: Dustmate, ***C: Optical Particle Sizer (OPS)

3. 연구 결과

3.1 측정값 변화양상 분석

대중교통차량의 종류에 따른 시간대별 연속측정 결과를 Figure 1에 제시하였다. KTX와 고속버스의 경우에는 상행과 하행을 구별하였으며, 측정시점에서 외기 PM₁₀농도는 도시대기측정망 정보를 활용하여 인접구간의 농도를 평균치로 산정하였다. KTX하행(서울->부산)의 경우, 측정당시 외기 PM₁₀ 평균농도는 61.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 상행(부산->서울) 구간에서 외기 PM₁₀은 39.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 차이가 있었으며, KTX객실내 미세먼지 농도의 경우에도 외기농도가 낮은 경우 평균적으로 낮은 측정값을 나타내었다. 네켈로미터 방식의 광산란 측정장치(A-1, A-2, B)에 비하여 스펙트로미터 방식의 광산란 측정장치 C의 측정값이 낮

게 유지되었으며, 농도값 증가 및 감소시 보다 빠른 반응성을 나타내는 것으로 분석된다.

지하철 2호선내 측정결과를 살펴보면 A-1, A-2, C 장치는 모두 유사한 수준의 농도범위에서 변화하고 있으나, B 장치의 경우 전체적으로 높은 측정값을 나타내고 있는 것을 알 수 있다. 측정당시 서울시 외기 PM₁₀ 평균농도는 39 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로, 지하철 객실내 미세먼지 농도가 외기보다 상대적으로 2배 이상 높게 측정되었다. Kim et al.(2014)은 지하철 객실공기 정화장치가 가동되지 않는 일반 서울지하철 2호선 차량에서 실내와 실외의 미세먼지 농도비(I/O ratio)가 1.52 수준으로 보고한 바 있다. 한편, 지하철 측정시 적용된 증량법 분석을 통한 객실 미세먼지 농도측정결과는 63.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 평가되었다.

고속버스의 경우 하행(서울->대전)구간과 상행(대

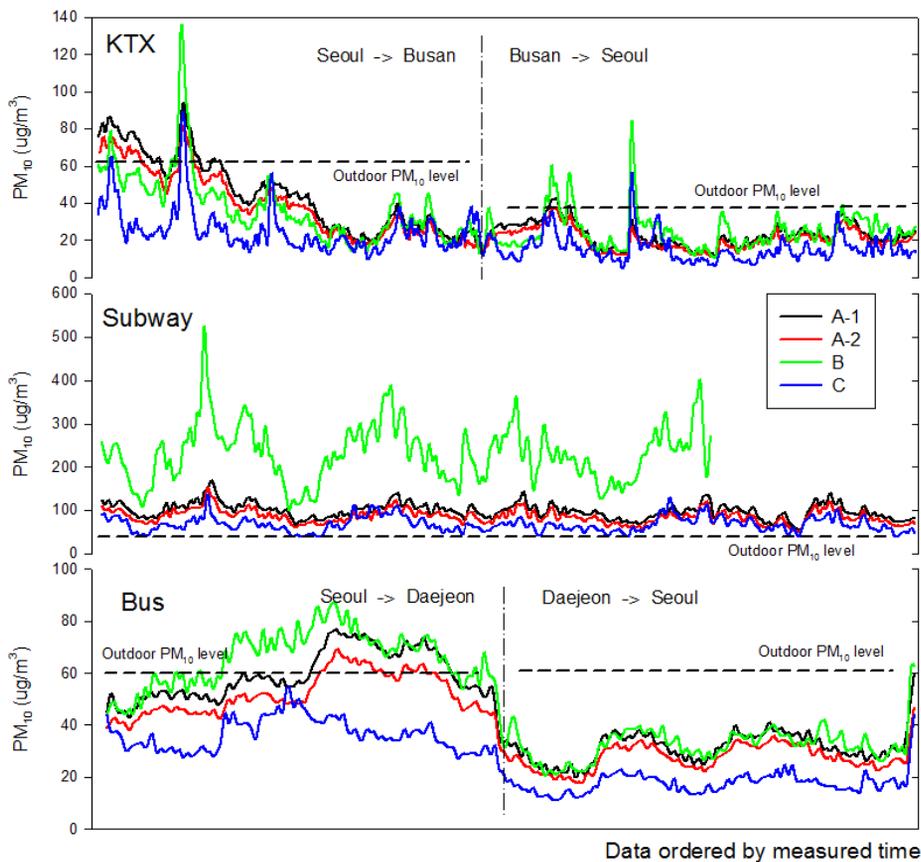


Fig. 1. PM₁₀ variation measured by different light-scattering instruments during the journey in public transportation vehicles.

전->서울)구간에서 외기 평균 PM₁₀농도는 약 61 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 유사한 수준이었으며, 이때 고속버스내 PM₁₀농도는 하행시가 더 높게 측정되었다. 네펠로미터 방식의 측정장치 A-1, A-2, B 장치의 측정결과가 유사한 변화양상을 나타내고 있는 반면 C장치의 경우 다소 차이가 나타났다.

3.2 평균값 분석

대중교통차량의 종류와 측정장치에 따른 노선1회 왕복구간에서의 평균값을 Table 2에 제시하였다. KTX의 경우 1분 평균데이터 349개의 평균값이 측정장치에 따라 각각 33.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 29.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 31.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 20.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타나 네펠로미터 방식의 장치인 A-1, A-2, B 장치간 평균농도 유사성이 스펙트로미터 방식 장치인 C에 비하여 높게 나타났다. 그러나 네가지 장치 측정값의 변동계수(coefficient of variation)은 모두 0.527~0.554 수준으로 유사하게 분포하였다. 즉, 각 측정장치의 평균값으로 나눈 측정결과의 표준편차 비율은 모두 유사하게 나타난 것이다. 지하철 측정 결과의 경우 A-1, A-2 장치간 유

사성이 나타났으나 네가지 측정장치간 편차가 가장 높게 나타났다. 특히 B장치의 경우 평균값이 다른 측정장치에 비하여 최소 2.3~3.4배 높은 평균값을 나타내었으며, 표준편차 역시 67.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 다른 세 측정장치에 비하여 3.7~4.2배 높게 측정되었다. Kwon et al.(2008)은 지하철2호선 객실내 미세먼지 농도수준을 오전 출근시간대 128 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 저녁 퇴근시간대 189 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 수준으로 보고한 바 있다. 한편, 지하철에서 광산란법 측정과 동시간대에 수행된 소용량 에어샘플러(R)를 사용한 중량법 측정결과는 63.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 스펙트로미터 방식 장치인 C와 유사한 농도수준을 보였다. 변동계수의 경우에도 A-1과 A-2장치간 매우 유사한 유준이었으나, B와 C장치에서 높은 변동계수를 나타내었다. 고속버스의 경우 C장치를 제외한 세 장치의 측정값이 유사하게 나타났으며, 변동계수는 C장치가 다소 높게 분석되었다.

Figure 1에 제시하였던 시간대별 농도변화값에 대하여, 각각의 측정장치별 평균값으로 나누어 무차원 변화값을 Figure 2에 제시하였다. 측정장치별 농도 차이 값은 거의 줄어들어 장치별로 유사한 변화양

Table 2. PM₁₀ levels measured by different instrument.

	PM ₁₀ (ug/m ³)	A-1	A-2	B	C	R*
KTX (N=349)	Mean (arithmetic)	33.3	29.5	31.1	20.1	63.4
	Mean (geometric)	29.3	26.0	27.9	17.9	
	Standard Deviation	18.5	16.3	16.4	10.9	
	Max	94	82	133.3	89.6	
	Min	11	11	11.1	5.05	
	Coefficient of Variation	0.554	0.553	0.527	0.542	
Subway (N=240)	Mean (arithmetic)	99.5	86.3	232.6	68.1	63.4
	Mean (geometric)	97.8	84.8	222.9	66.0	
	Standard Deviation	18.3	16.0	67.3	17.5	
	Max	169.0	152.0	524.1	138.6	
	Min	56.0	50.0	101.7	39.9	
	Coefficient of Variation	0.184	0.185	0.289	0.258	
Express Bus (N=213)	Mean (arithmetic)	45.0	39.4	48.7	26.8	63.4
	Mean (geometric)	42.2	37.0	45.1	24.7	
	Standard Deviation	15.9	13.8	18.7	10.7	
	Max	77	69	87	53.6	
	Min	20	18	20.7	11.3	
	Coefficient of Variation	0.353	0.350	0.384	0.400	

*R: Mini-volume Air Sampler

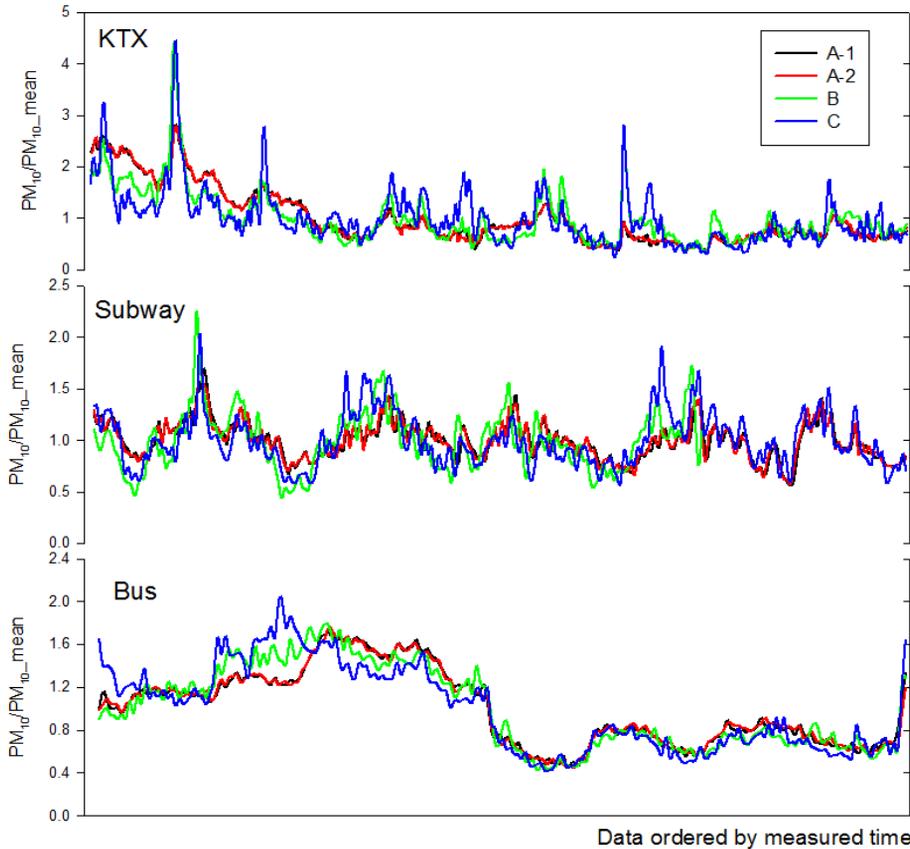


Fig. 2. PM_{10} variation divided by mean value by different light-scattering instruments during the journey in public transportation vehicles.

상을 나타내는 것을 볼 수 있으며, C장치의 변화폭이 더욱 두드러지는 것을 알 수 있다. 즉, 증가시와 감소시 기울기가 높으며 이는 외부 미세먼지 농도 반응에 민감하게 반응하고 있음을 나타내고 있다. 무차원화 된 농도측정값에서 대중교통차종에 따른 결과차이는 나타나지 않는 것으로 판단되며, 네 장치 모두 특정 변화양상을 모두 잘 따르는 것으로 나타났다.

3.3 측정장치별 상관성 분석

대중교통차량내 PM_{10} 측정의 기준값을 중량값 측정결과라고 할 경우, 본 시험에서 측정된 지하철내 PM_{10} 농도를 기준으로 측정장치 C가 중량법 평균농도와 가장 유사한 것을 알 수 있었다. 이를 바탕으로, C장치를 기준값으로 할 경우 A-1, A-2, B장치에

대한 변환상수(Conversion factor)를 검토하였다. Table 3은 KTX, 지하철, 고속버스의 개별 측정결과를 C측정장치의 개별측정값으로 나누어준 변환상수의 평균값과 분포 특성을 나타내고 있다. 즉, A-1장치의 경우 측정결과값에 평균 1.737배를 해줄 경우 C장치와 동일한 측정값을 나타내게 된다. A-1장치의 경우 KTX에서 1.737배, 지하철에서 1.508배, 고속버스에서 1.728배로 전체 평균 1.666의 변환계수값이 도출되었다. A-2장치의 경우 각각 1.463, 1.304, 1.516으로 평균 1.463의 변환계수가 도출되었다. 한편, B장치의 경우 KTX에서 2.125, 지하철에서 3.444, 고속버스에서 1.844배로 측정조건이 달라지면서 큰 변동을 나타내는 것을 알 수 있었으며, 이는 지하철에서 B장치의 과도하게 높은 측정결과에 기인하기 때문이다. 따라서, B장치의 경우 지하철 측정값을

Table 3. Conversion factor based on C device.

Conversion Factor		A-1	A-2	B
KTX	mean (arithmetic)	1.737	1.463	2.125
	standard deviation	0.592	0.528	0.432
	max	4.053	3.670	3.012
	min	0.501	0.477	0.494
Subway	mean (arithmetic)	1.508	1.304	3.444
	standard deviation	0.274	0.213	0.747
	max	2.311	1.844	6.426
	min	0.791	0.695	1.546
Express Bus	mean (arithmetic)	1.728	1.516	1.844
	standard deviation	0.247	0.218	0.241
	max	2.210	1.937	2.571
	min	1.015	0.880	0.990
Total	mean (arithmetic)	1.666	1.463	2.125
	standard deviation	0.449	0.398	0.899
	max	4.053	3.670	6.426
	min	0.501	0.477	0.494

제외한 KTX와 고속버스 측정결과만으로 변환계수를 고려하면 약 1.985 정도임을 알 수 있다. 윤동민 등(2014)은 중량법 장치를 활용하여 DustTrak과 Sidepak장치에 대한 PM_{2.5} 측정결과간 상관성을 분석하여, 광산란 장치인 DustTrak이 중량법 장치에 비하여 3.7배, 광산란 장치 Sidepak의 경우 중량법 장치대비 2.6배 높게 측정된다고 보고하였다.

4. 결 론

본 연구에서는 광산란 측정장치 중 국내에서 주로 사용되고 있는 네펠로미터 방식 광산란 측정장치와 스펙트로미터 방식 측정장치를 대중교통차량인 KTX, 지하철, 고속버스내에 동시에 적용하여 운행 중 객실 미세먼지 농도의 변화특성을 살펴보았다. 동일기종의 네펠로미터 방식 광산란 장치 A-1, A-2와 타 기종의 네펠로미터 방식 측정장치 B 및 스펙트로미터 방식의 측정장치 C를 활용하였으며, 지하철 구간에서는 중량법 분석을 함께 수행하였다. 대중교통차량의 운행에 따른 객실 미세먼지 농도 분포양상을 살펴보았으며, 장치간 평균농도값의 차

이가 발생하고 있으나, 변화양상은 유사한 것으로 나타났다. 대중교통차량의 운행특성에 따른 각 측정장치의 특성을 파악하기에는 데이터가 충분하지 못하였으나, 중량법 측정결과와 가장 유사한 측정값을 나타낸 스펙트로미터 방식의 측정장치 C를 기준으로 네펠로미터 방식의 측정장치를 비교하였을 때, A-1 과 A-2장치의 변환상수는 1.666과 1.463으로 나타났다으며, B장치의 경우 2.125로 다소 높게 나타났다.

감사의 글

본 연구는 국토교통부의 재원으로 미래철도기술 연구사업(14RTRP-B081249-01)의 연구비 지원을 받아 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

Reference

Branis, M. (2006) The contribution of ambient sources to particulate pollution in spaces and trains of the Prague underground transport system.

- Atmospheric Environment, 40, 348-356.
- Chan, L.Y., Lau, W.L., Zou, S.C., Cao, Z.X., and Lai, S.C. (2002) Exposure level of carbon monoxide and respirable suspended particulate in public transportation modes while commuting in urban area of Guangzhou, China. *Atmospheric Environment*, 36, 5831-5840.
- Cheng, Y.-H., Lin, Y.-L., and Liu, C.-C. (2008) Levels of PM10 and PM2.5 in Taipei Rapid Transit System. *Atmospheric Environment*, 42, 7242-7249.
- Kim, D.-Y., Chung H., Park, J.-H., Hyun, J.-H., and Hwang, J. (2012) Comparison Study of the TSI Aerodynamic Particle Sizer 3321, Grimm Aerosol Spectrometer 1.109 and HCT Particle Sensor 3030 for PM2.5 measurement. *Particle and Aerosol Research*, 8, 9-15.
- Kim, J.-B., Kim, S., Lee, G.-J., Bae, G.-N., Cho, Y., Park D., Lee, D.-H., Kwon, S.-B. (2014) Status of PM in Seoul metropolitan subway cabins and effectiveness of subway cabin air purifier (SCAP). *Clean Technology and Environment Policy*, 16, 1193-1200.
- Kim, S.J., Sohn, Y.S., Kang, H.S., Kim, J.-C., Lee, J.H., Kim, G.S., and Kim, I.W. (2009) Compensation of Particulate Matter Measurement by Light Scattering Method. *Proceedings of Korean Society for Atmospheric Environment*, 613-615.
- Kwon, S.-B., Cho Y., Park, D., and Park, E.Y. (2008) Study on the indoor air quality of Seoul metropolitan subway during the rush hour. *Indoor and Built Environment*, 17, 361-369.
- Lim, K.-S., and Park, H.-S. (2009) Comparison of particle size distribution and particle number concentration measured by APS 3321 and Dust Monitor 1.108. *Particle and Aerosol Research*, 5, 63-70.
- Ministry of Environment (2013) Management guidelines for indoor air quality of public transport vehicles manufacturing and operating.
- Querol, X., Moreno, T., Karanasiou, A., Reche, C., Alastuey, A., Viana, M., O. Font, J. Gil, E. de Miguel, and Capdevila, M. (2012) Variability of levels and composition of PM10 and PM2.5 in the Barcelona metro system. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 5055-5076.
- Yoon, D.M., Kim, M.B., and Kim, S.Y. (2014) Correction factor of portable real-time PM_{2.5} instrument: Utilizing gravimetric method. *Proceedings of Korean Society for Atmospheric Environment*, 180.