

논문

기준채널 교정기술을 적용한 광산란 기반 초미세먼지 측정기의 측정 신뢰도 평가

Evaluation of Measurement Reliability of Light-scattering PM_{2.5} Monitor Applied with Referenced-channel Calibration Technology

류준호^{1),2)}, 정시원¹⁾, 김광련¹⁾, 박후경³⁾, 박승식^{2),*}

¹⁾(주)랩코, ²⁾전남대학교 환경에너지공학과, ³⁾서울시보건환경연구원 대기측정관리팀

Junho Ryu^{1),2)}, Siwon Jeong¹⁾, Gwangryeun Kim¹⁾, Whokyung Park³⁾,
Seungshik Park^{2),*}

¹⁾LABCO, Gwangju, Republic of Korea

²⁾Department of Environment and Energy Engineering, Chonnam National University,
Gwangju, Republic of Korea

³⁾Seoul Research Institute of Public Health and Environment, Gwacheon, Republic of Korea

접수일 2022년 3월 25일
수정일 2022년 4월 14일
채택일 2022년 4월 15일

Received 25 March 2022
Revised 14 April 2022
Accepted 15 April 2022

*Corresponding author

Tel : +82-(0)62-530-1863

E-mail : park8162@chonnam.ac.kr

Abstract Attention has been attracted to low-cost light-scattering based dust monitors (LSMs) to conduct exposure assessment and measure continuously the concentrations of ambient PM₁₀ and PM_{2.5}. However, by a lack of calibration on these LSMs, their accuracy and reliability are often unknown which limit their application in scientific research. In the LSM, the particle number concentration is counted and then transferred to mass concentration as the output. The measurements of particles by light scattering method, however, are often affected by factors such as the high relative humidity, particle size distribution, and chemical composition. In this study, referenced-channel calibration method was applied to improve their accuracy and precision among the light-scattering PM_{2.5} monitors. In comparison with the β -gauge monitor, better accuracy and correlation (R^2) were obtained in PM_{2.5} concentrations observed with LSM applied with referenced-channel calibration method ("NEW LSM") than those from conventional LSM. In addition, the relative precision of PM_{2.5} measurements among three LSMs was found to be excellent in the NEW LSMs (0.1~14.5%), rather than in the conventional LSMs (0.2~27.2%). Results from this study suggest that high quality PM_{2.5} data measured by newly-upgraded LSMs will effectively be utilized in predicting future PM_{2.5} concentrations in urban areas. However, a long-term study is required to improve the reproducibility and accuracy of the PM_{2.5} measurements made by the light-scattering based dust monitors applied with the referenced-channel calibration technology in the future.

Key words: Light-scattering dust monitor, Referenced-channel calibration method, β -gauge monitor, Accuracy and relative precision of light-scattering monitors

1. 서 론

대기오염은 세계적으로 연간 약 490만 명의 조기 사망을 일으키며, 모든 사망 중 다섯 번째에 해당하는 주요 위험 요소로 보고되고 있다(HEI, 2019). 또한, 인간이 대기오염에 만성적으로 노출되면 천식, 폐암 및

만성 폐쇄성 폐질환과 같은 질병이 악화되는 것으로 알려져 있다(Burnett *et al.*, 2018). 이러한 대기오염에 의한 사망의 대부분은 공기 역학적 직경이 2.5 μm 보다 작은 PM_{2.5}의 질량 농도에 기인한다. PM_{2.5}는 호흡기 질환, 심혈관 질환 및 폐암에 의한 사망률 증가와 관련이 되어 있다(Sugiyama *et al.*, 2020; Shang *et al.*,

2019; Xie *et al.*, 2016). PM_{2.5}는 탄소 성분(유기 및 원소탄소), 2차 이온 성분(질산염, 황산염 및 암모늄염) 및 금속 성분들과 같은 다양한 화학 성분들의 혼합물로 이루어져 있다. 최근 역학적 연구에서는, PM_{2.5}의 특정한 화학적 성분들이 어린이의 폐 기능 문제와 높은 일일 사망률과 밀접하게 관련되어 있음을 보고하였다(Chau *et al.*, 2020; Franklin *et al.*, 2008; Ostro *et al.*, 2007). PM_{2.5}의 건강 영향을 정확하게 추정하기 위해서는 노출 평가가 중요하다. 그러나 이런 연구들은 지상의 고정된 대기오염 측정소에 의존하다 보니(Chen *et al.*, 2012; Wong *et al.*, 2008), 이를 기준으로 측정된 자료를 이동하는 사람들의 노출 평가에 적용함으로써 평가의 불확도를 높이는 결과를 초래하였다. 따라서 미세 환경이나 개인에 의한 PM_{2.5} 모니터링 방법이 주변의 고정된 측정소에서의 모니터링에 대한 좋은 보완책이 될 수 있다. 그러나 이러한 소형의 휴대용 PM_{2.5} 측정 센서들은 기기의 표준화된 교정 방법이 없어서 이들의 정확도와 신뢰성을 알 수 없는 경우가 많아 과학적인 연구에 적용하는 데 한계가 있었다.

현재 국내 대기오염 측정망에서는 (초)미세먼지 농도를 실시간으로 관리하기 위해 먼지의 베타선 감쇄 원리를 이용한 베타게이지 측정기가 활용되고 있다. 그러나 베타게이지 측정기는 여러 제약(예를 들어, 비용이나 크기)으로 인해 고밀도 측정망 구축이나 도심 지역을 집중적으로 관리하는 데 한계가 있었다. 이의 대안으로 관심을 받는 장비가 소형의 저가용 광산란 기반의 미세먼지 측정기이다. 이는 베타선 감쇄법과 비교해 다양한 위치에 손쉽게 설치할 수 있으며 에너지 사용량이 적어서 넓은 영역을 쉽게 측정할 수 있다. 이러한 장점으로 실내·외 환경의 (초)미세먼지의 농도를 감시하는 데 새로운 응용 분야가 되고 있다. 이와 같은 광산란 기반 미세먼지 측정기의 측정 센서의 감지 원리는 발광다이오드나 레이저를 이용한 입자의 산란광을 기반으로 한다. 그리고 산란된 광을 이용해 입자 크기별로 입자의 개수 농도를 측정하여 출력으로 질량 농도로 변환한다. 그러나 저가용 측정 센서로

부터 얻은 데이터의 품질과 신뢰성에 대한 논란이 꾸준히 제기되어 왔으며(Ueda *et al.*, 2020; Morawska *et al.*, 2018; Rai *et al.*, 2017; Sousan *et al.*, 2016), 현재 사용 가능한 기기의 표준 교정 방법이 없으므로 센서 제조업체와 사용자조차도 센서의 성능을 보증할 수 없는 상황이다. 그뿐만 아니라, 광산란 기반의 입자 측정 방법은 보통 공기 중의 수증기나 물방울에 의해 영향을 받는다. 이전의 연구 결과들에 의하면, 특히 상대습도가 높은 경우에 광산란 기반 측정 PM_{2.5}의 농도는 중량법에 의한 농도들보다 과대평가되는 경향을 보여 주었다(Shi *et al.*, 2017; McNamara *et al.*, 2011; Wallace *et al.*, 2011; Ramachandran *et al.*, 2003; Yanosky *et al.*, 2002). 또한, 입자 크기 분포, 입자 형태, 그리고 화학적 성분들과 같은 기타 요인들도 PM_{2.5}의 측정에 영향을 미치며, 그 영향의 크기는 오염원에 따라 달라질 수 있다. 그리고 기기의 교정 계수와 센서의 기술적 성능은 온도, 상대습도, 흡습성, 입자의 조성, 입자 크기 분포 및 입자의 양과 같은 조건에 따라 상당히 달라진다(Hagan and Kroll, 2020; Tryner *et al.*, 2020; Ueda *et al.*, 2020; Levy Zamora *et al.*, 2019; Ly *et al.*, 2018).

현재까지 많은 연구자에 의해서 다양한 소형 광산란 미세먼지 측정 센서의 성능에 대한 평가가 이루어졌다. 예를 들어, Levy Zamora *et al.* (2019)은 저가형 PMS A003 센서(Plantower, Beijing, China)의 성능을 평가하기 위하여 8종의 PM 오염원(실험실, 실내 및 대기 환경)에 대해 필터-중량법으로 보정한 pDR-1200 광산란 nephelometer (Thermo Scientific Corp., Waltham, MA)와 베타게이지(BAM 1020)로 측정한 PM_{2.5}와 비교하였다. 비교 결과에 의하면, Plantower PM_{2.5} 센서는 모든 오염원에 대해서 높은 정밀도(<15%)와 높은 R²(>0.86)를 나타냈으나, 두 방법(베타게이지와 pDR-1200)과 비교한 이들의 정확도는 13~90%로 낮았다. 센서의 정확도는 상대습도에 따라 달랐는데 >50%의 상대습도에서 정확도는 매우 감소하였다. Tryner *et al.* (2020)이 수행한 PMS5003 센서(Plantower, Beijing, China)가 내장된 저가용 PurpleAir PM 측정기의 중량법(기준 농도)과의 현장 연

구에서는, PurpleAir PM 측정기로 측정된 $PM_{2.5}$ 는 필터-중량법에 의한 농도보다 과대평가되었으며, 기준 농도의 >80%에 해당하는 PurpleAir $PM_{2.5}$ 의 농도 비율은 상대습도에 대한 보정 계수를 적용한 후에 크게 증가하였다 (적용 전·후: 24% → 66%). PurpleAir $PM_{2.5}$ 모니터의 경우, 동일 장소에서 필터 중량법에 의한 주기적인 보정이 저가형 광산란 측정기의 측정 오차를 줄일 수 있다고 하였다. 그리고 Shi *et al.* (2017)이 수행한 두 광산란 $PM_{2.5}$ 센서 (QT-50 (Hivron, Beijing, China)와 MicroPEM (RTI International, Research Triangle Park, NC, USA)과 중량법에 의한 $PM_{2.5}$ 농도 비교에서는, QT-50과 MicroPEM 센서에 의해 측정된 $PM_{2.5}$ 농도는 중량법에 의한 농도보다 평균적으로 약 1.5배와 1.3배 높았다. 이와 같은 두 측정 방법 사이의 큰 농도 차이는 상대습도에 기인한다고 하였다. 또한 도심지역에서 중량법과 DustTrak 광산란 미세먼지 측정기 (model 8533, TSI, USA)에 의한 $PM_{2.5}$ 비교에서는 광산란 측정기의 $PM_{2.5}$ 농도가 중량법보다 약 2배 높게 측정이 되었다. 이 차이는 광산란 미세먼지 측정기 보정에 사용된 먼지의 벌크밀도가 측정 지점 대기 에어로졸 입자의 밀도와 큰 차이를 보여 나타난 결과라 하였다 (Kim *et al.*, 2020). 이상의 기존 연구 결과들에서 판단할 수 있듯이, 저가형 광산란 미세먼지 측정기는 실험실에서 측정기 센서의 출력을 교정 과정을 통해 보정한 후 현장에 적용하더라도 기상 조건들(온도, 습도 등), 입자의 오염원, 성상, 밀도 등이 달라지므로 실험실에서 보정된 측정기 센서의 성능(보정 계수)이 변할 수 있다. 따라서 실제 현장에서 에어로졸 입자의 오염원, 성상 등이 변하더라도 측정기 센서의 성능이 일정하게 유지될 수 있도록 센서의 출력과 기준 샘플러(e.g., 베타게이지)의 측정 결과를 분석하여 센서의 출력을 다시 보정하는 과정이 필요하다.

일반적으로 광산란 기반 먼지 측정기는 출시 전에 발광다이오드(또는 레이저)의 산란광을 보정하는 과정으로 표준 입자를 이용해 입자 크기별로 입자 개수를 측정하여 질량을 산출한 후 베타게이지 측정기에

의한 질량과 비교를 통해 질량 계수를 산정하여 현장에서 사용한다. 그러나 최근에 (주)랩코의 “광산란 기반 미세먼지 측정기”에서 대기 환경 조건에서 입자의 조성이 달라지면 광산란 미세먼지 측정기 간의 입자 크기별 입자 개수의 비가 달라져 각 센서 측정기 출력값(질량 농도)의 차이가 발생함을 발견하였다. 본 연구에서는 (주)랩코에서 기존에 개발한 광산란 기반 미세먼지 측정기의 정밀도와 정확도를 향상시키기 위하여 장비 간의 입자 크기별 입자 개수의 비가 일정하게 유지되도록 기준채널 (referenced-channel) 교정기술을 개발하여 측정기에 적용하였다. 여기서 기준채널 교정 방법이란 제품의 출시 전에 선행된 입자 크기별 입자 개수 측정으로부터 측정기 내 센서 간 입자 크기를 인식하는 차이를 줄여줌으로써 장비 간의 측정 편차를 줄일 수 있는 기술이다. 본 연구의 목적은 기준채널 교정 방법의 적용 전·후의 광산란 기반 측정기와 베타게이지 측정기로 측정된 $PM_{2.5}$ 의 측정 결과를 비교하여 기준채널 교정 방법이 적용된 광산란 기반 미세먼지 측정기의 신뢰성을 확보하기 위함이다.

2. 실험 방법

2.1 광산란 측정기 측정 원리

(주)랩코의 광산란법을 이용한 미세먼지 측정기(모델: LYS-125)는 크게 미세먼지 ($PM_{2.5}$) 도입부, 수분 제거용 히터, 먼지 센서, 유량 제어용 오리피스, 펌프, 온·습도 센서, 마이크로프로세서 (microprocessor), 그리고 발광다이오드 디스플레이 화면으로 구성되어 있다. 2.0 L/min의 유량으로 미세먼지 도입부를 통해 유입된 공기는 수분 제거용 히터를 지나면서 일정량의 수분이 제거된 후 미세먼지 센서로 유입된다. 본 측정기의 핵심부인 먼지 센서(광학 챔버)에서는, 광원으로 635 nm의 적외선 발광 다이오드가 사용되고 90°의 산란각에서 입자의 산란된 광을 검출하기 위한 검출기로서 광다이오드 검출기를 사용하였다. 광학 챔버 내로 유입된 공기 입자는 레이저 광원에 의해

빛을 산란하게 되고 산란된 입자는 광다이오드 검출기로 입자의 개수를 세고 발산된 빛 에너지양을 측정하여 입자 크기를 구분한다. 최종적으로 검출된 산란광량을 정량화 알고리즘에 의하여 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 의 질량 농도를 계산한다. 이 광산란 미세먼지 측정기는 약 60초 간격으로 300 nm~10 μ m 사이에서 8채널(8개의 입자 크기 범위)에 대해 먼지 센서 판독 값을 측정(센서 출력)한 후 입자의 형상(e.g., 구형)과 밀도(1.0 g/cm³)에 대한 가정을 사용한다. 8채널에 적용한 측정 광량의 전압 레벨은 625 mV의 간격으로 입자 크기를 구분하게 되어있다. 최종적으로 센서 출력(입자 크기별 입자 개수)에 질량 보정 계수를 적용하여 $PM_{2.5}$ 와 PM_{10} 의 질량 농도로 변환한다. 본 광산란 미세먼지 측정기는 개발 단계에서 ISO 규정서(ISO21501-4)의 교정 과정에서 요구하는 시험 항목들을 충족하였다. 예를 들어, 입자의 계수 효율 평가 시험에서, 0.3 μ m(검출 가능한 입자의 최소 크기)의 교정 입자에 대한 계수 효율은 $< 50 \pm 20\%$ 를 만족하였으며, 또한 0.5 μ m(최소 검출 가능한 입자 크기의 1.5~2배)의 교정 입자에 대해서도 $< 100 \pm 10\%$ 의 계수 효율을 만족하였다.

2.2 광산란 측정기 교정의 문제점

현재 광산란 기반 미세먼지 측정기는 현장에 설치하기 전에 최종적으로 대기오염 측정망에서 미세먼지 측정을 위해 사용 중인 베타게이지 방식(기준값)과 광산란 방식의 측정기 질량 값을 기준으로 질량 계수를 산정한 후 측정기의 출력값(output from sensors)을 맞춘다(표 1 참조). 예를 들어, 두 세트의 광산란 기반 미세먼지 측정기(A와 B 센서)에 대해서 각각의 입자 크기에 대한 입자 개수를 이용해 질량을 계산한 후 모든 입자 크기에 대한 전체 질량을 산정한다(A 센서: 93.6 μ g, B 센서: 84.4 μ g). 그리고 베타게이지 기준 질량 값(80 μ g)이 나올 수 있도록 각 측정기의 질량 계수를 산정한다(A 센서: 0.855, B 센서: 0.948). 최종적으로 두 측정기의 질량 출력값은 기준값인 80 μ g에 설정되어 있으며 또한 두 측정기의 입자 크기별 입자 개수의 비(A/B, 표 1)는 동일해야 각 측정기의 출력값의 차이가 줄어든다.

그러나 광산란 기반 미세먼지 측정기의 질량 계수를 보정한 후 현장에서 측정 시 대기 중 미세입자의 화학적 조성이나 크기 분포가 변하면 측정 장비 간 입자 크기별 입자 개수 비율이 달라지므로 초기에 설

Table 1. Determination of mass correction factors of light-scattering methods relative to β -gauge reference method.

Channel	Particle size (μ m)	Mass per a particle (μ g)	A sensor		B sensor		Ratio of particle # A/B
			# particles	Particle mass (μ g)	# particles	Particle mass (μ g)	
1	0.3	0.0004239	167.2	0.07	161.3	0.07	1.04
2	0.5	0.0019625	162.7	0.32	183.3	0.36	0.89
3	1.0	0.01570	145.3	2.28	128.6	2.02	1.13
4	2.0	0.42390	80.9	34.29	77.5	32.85	1.04
5	5.0	1.96250	14.8	29.05	11.5	22.57	1.29
6	7.0	5.38510	1.5	8.08	1.3	7.00	1.20
7	8.0	8.03840	1.0	8.04	1.0	8.04	1.00
8	9.0	11.44530	1.0	11.45	1.0	11.45	1.00
Mass from sensors (C, μ g)				93.58		84.36	average: 1.07
Mass from β -gauge (D, μ g)				80		80	
Mass factor of sensors (M = D/C)				0.855		0.948	
Output from sensors (C \times M, μ g)				80.0		80.0	

Table 2. Change in originally-corrected mass correction factors of light-scattering particle instruments in ambient aerosol particle samples.

Channel	Particle size (μm)	Mass per a particle (μg)	A sensor		B sensor		Ratio of particle #
			# particles	Particle mass (μg)	# particles	Particle mass (μg)	A/B
1	0.3	0.0004239	110.2	0.05	101.3	0.04	1.09
2	0.5	0.0019625	132.7	0.26	113.0	0.22	1.17
3	1.0	0.01570	40.2	0.63	35.0	0.55	1.15
4	2.0	0.42390	60.8	25.77	57.5	24.37	1.06
5	5.0	1.96250	19.8	38.86	21.5	42.19	0.92
6	7.0	5.38510	1.5	8.08	1.3	7.00	1.20
7	8.0	8.03840	1.0	8.04	1.0	8.04	1.00
8	9.0	11.44530	1.0	11.45	1.0	11.45	1.00
Mass from sensors (C, μg)			93.14		93.86		average: 1.07
Mass from β-gauge (D, μg)			-		-		
Mass factor of sensors (fixed, M)			0.855		0.948		
Output from sensors (C × M, μg)			79.6		89.0		

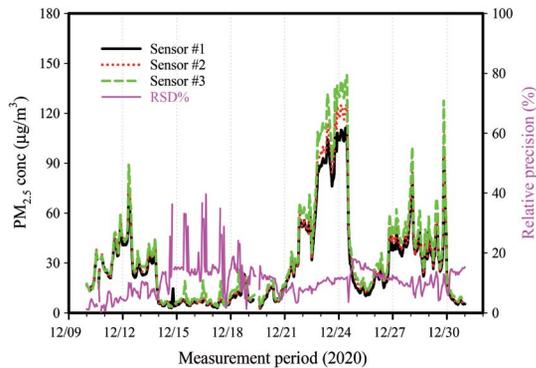


Fig. 1. Temporal variations and relative precision of three PM_{2.5} sensors before application of referenced-channel calibration method.

정된 질량 계수(표 2 참조)가 달라진다. 이는 동일한 먼지 시료에 대해 측정 장비 간의 출력 농도가 달라지는 결과를 초래한다. 즉, 표 1에서 베타게이지로 측정 한 값을 기준으로 얻은 두 측정기의 질량 계수는 각각 0.855와 0.948이었는데, 먼지의 화학적 조성이나 크기 분포 변화로 각 측정기 센서의 질량 계수가 각각 0.859와 0.852로 달라질 수 있다. 그러면 이 두 측정기

에서 측정된 질량 농도는 달라질 수 있으며(A 센서: 79.6 μg, B 센서: 89.0 μg), 궁극적으로 두 측정기의 정확도(참값: 80.0 μg)와 정밀도를 크게 감소시킨다. 이는 아래의 실측 자료에서 확인할 수 있다. 그림 1은 동일한 장소에서 3대의 광산란 측정기(모델: LYS-125)를 이용해 측정된 PM_{2.5} 농도의 시간 추이를 나타낸다. 그림 1에 나타난 바와 같이 측정 장비 간의 PM_{2.5}의 절대 농도는 매우 비슷해야 하는데 각 장비의 평균 농도는 비슷(#1: 29.1 μg/m³, #2: 31.1 μg/m³, #3: 34.6 μg/m³)하였으나, 시간별 농도는 큰 차이를 보여주었다. 측정기 센서 #1, #2, #3의 PM_{2.5}의 시간 농도 변화는 각각 3~112, 3~128, 4~143 μg/m³이었다. 또한 각 측정기 간의 평균 상대 정밀도(RSD, 아래 2.4절 참조)는 10.7 ± 5.2% (0.3~39.6%)로 비교적 높았다.

2.3 광산란 미세먼지 측정기 신뢰도 향상을 위한 기준채널 교정 기술

앞 절에서 논의한 바와 같이 광산란 기반 미세먼지 측정기는 측정기를 현장에 설치하기 전에 입자 크기 별로 입자 개수를 측정하여 질량을 산출한 후 베타게

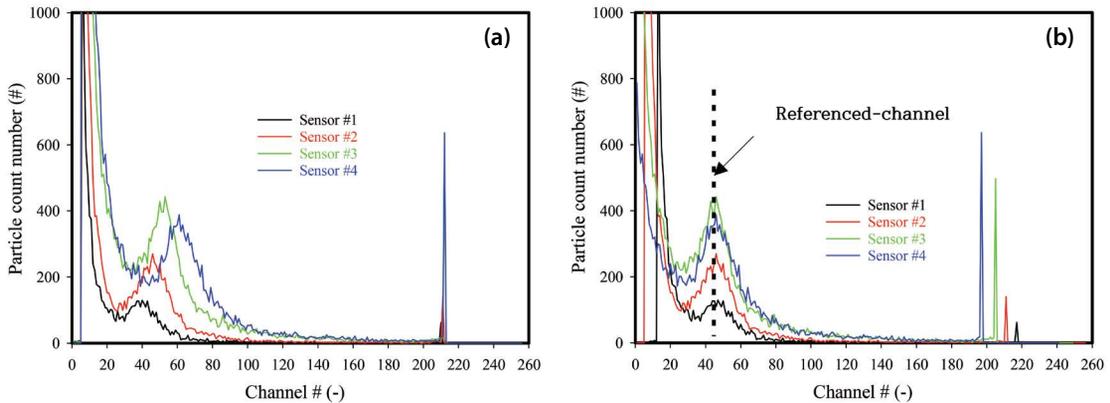


Fig. 2. Change in detecting voltages (channel #) of sensors measuring the standard particles of 3 μm ; (a) original particle number concentrations of four sensors and (b) their particle number concentrations after application of referenced-channel calibration.

이지 법으로 측정된 질량 농도를 기준으로 질량 계수를 보정하는 과정을 거친다. 그러나 대기 환경에서는 대기 에어로졸 입자의 조성이 측정기 교정 시의 입자와 달라서 측정기 내 센서 간의 입자 크기를 인식하는 오차가 발생하여 장비 간의 측정 농도의 편차가 발생한다(표 2와 그림 1). 이와 같은 광산란 측정기 센서 교정의 문제를 개선하기 위해 본 연구에서는 동일한 입자 크기에 대해서, 측정기 센서 간의 입자 크기 인식(인식 전압)의 차이를 줄이기 위해 기본채널 교정 기술을 적용하여 측정기 내부적으로 동일한 입자는 동일한 입자 크기로 인식하도록 알고리즘을 개발하였다. 여기서 기본채널(referenced-channel)이란 특정한 입자 크기의 표준 입자를 여러 장비에 주입하여 측정할 때 기준이 되는 채널(reference voltage)을 의미한다. 기본채널 설정의 핵심은 모든 측정기의 센서는 동일 입자 크기에 대해서는 동일한 채널(인식 전압)을 갖도록 하여 센서 간의 입자 개수의 비를 일정하게 유지하는 데 있다. 이를 위해서, 기존의 8채널 방식(입자 크기를 8개로 구분, 표 1과 2, 0.3~9 μm)에서 적용한 측정 광량의 전압 레벨 간격(625 mV)을 256채널(입자 크기를 256개로 구분) 방식으로 세분화(전압 레벨 간격 20 mV)하여 입자 크기를 구분하도록 설계하였다. 이렇게 입자 크기 채널을 세분화(전압 레벨 간격

축소)하게 되면 측정기 센서마다 표준 입자 크기를 인식하는 채널(인식 전압)이 다르던 것을, 센서 간의 표준 입자를 측정하는 채널을 미세하게 조정함으로써 센서 간의 크기 인식 오차를 동일한 입자로 맞춰줄 수 있다. 이는 장비 간의 측정 편차를 줄여줄 수 있으므로 측정기의 성능을 향상시킬 수 있다.

그림 2(a)는 3 μm 의 표준 입자(PSL 입자)를 4대의 측정기 센서에 각각 주입했을 때 각 센서가 측정하는 입자 크기별 입자의 개수를 나타낸다. 여기서 표준 입자로 3 μm 의 입자를 사용한 이유는 미세먼지(조대 범위)와 초미세먼지를 구분하는 입자 크기(2.5 μm)에 가깝고, 입자 발생 시 입자 양이 충분하여 센서에서 해당 입자를 확실하게 구분할 수 있기 때문이다. 이론적으로는 동일한 표준 입자를 사용했기 때문에 각 센서에서 해당 입자를 인식하는 채널(전압)이 동일하게 나타나야 하는데, 실제로는 센서마다 3 μm 의 입자를 인식하는 채널 값이 다르게 나타난다. 그림 2(a)에 의하면 4개의 센서 모두에서 3 μm 입자의 표준 입자를 인식하는 채널이 다르게 나타났다. 센서 1, 2, 3 및 4에서 3 μm 의 표준 입자를 측정하는 채널 번호는 각각 39, 46, 53, 61이었다.

그림 2(a)에서 보는 바와 같이 특정 크기의 입자가 측정되는 다른 채널 값(인식 전압)을 기준이 되는 중

Table 3. Correction of mass correction factors of light-scattering particle instruments using referenced-channel calibration method.

Channel	Particle size (μm)	Mass per a particle (μg)	A sensor		B sensor		Ratio of particle #
			# particles	Particle mass (μg)	# particles	Particle mass (μg)	A/B
1	0.3	0.0004239	120.2	0.05	116.0	0.05	1.04
2	0.5	0.0019625	132.0	0.26	148.8	0.29	0.89
3	1.0	0.01570	34.0	0.54	30.1	0.47	1.13
4	2.0	0.42390	70.8	30.01	67.9	28.78	1.04
5	5.0	1.96250	14.7	28.85	11.4	22.37	1.29
6	7.0	5.38510	2.0	10.77	1.7	9.15	1.20
7	8.0	8.03840	1.0	8.04	1.0	8.04	1.00
8	9.0	11.44530	1.0	11.45	1.0	11.45	1.00
Mass from sensors (C, μg)			89.97		80.60		average: 1.07
Mass from β-gauge (D, μg)			-		-		
Mass factor of sensors (fixed, M)			0.855		0.948		
Output from sensors (C × M, μg)			76.9		76.4		

심채널에 맞춰서 표준 입자의 교정을 진행하면 장비 간의 측정 편차를 줄일 수 있을 뿐만 아니라 측정 자료의 신뢰도를 향상시킬 수 있을 것이다. 그림 2(b)는 각 센서의 각기 다른 인식 전압(그림 2(a))을 두 번째 센서에서 3 μm의 표준 입자를 감지한 채널 46을 기준채널로 모두 맞춰서 센서마다 동일한 입자 크기로 인식하도록 교정을 진행한 결과이다. 그림 2(b)의 입자크기분포를 보면 입자크기분포가 기준채널을 중심으로 선형으로 이동하고 있지만, 실제로는 입자 크기별 질량이 로그스케일로 변하기 때문에 알고리즘에서는 로그스케일로 적용이 된다. 기준채널의 설정은 인위적으로 어떤 센서의 인식 전압을 사용해도 무방하다. 이처럼 기준채널 개념을 이용해 장비 간 입자 크기 인식을 동일하게 한다면 표 2에서 산출된 센서 간의 입자 개수의 비가 표 1의 결과와 동일하게 장비 간 입자 크기별 입자 개수 비가 같아지므로 장비 간 측정 편차를 최소화할 수 있다(표 3 참조).

2. 4 광산란 측정기의 상대 정밀도

한 장소에 3대의 측정기를 설치 후 측정기간 상대

정밀도는 다음과 같은 방법에 의해 평가한다. 측정기간 동안의 측정기의 표준편차, 상대표준편차 및 상대정밀도는 각각 식 (1), 식 (2), 식 (3)에 의해 계산한다.

$$P_j = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^3 C_{i,j}^2 - \frac{1}{3} [\sum_{i=1}^3 C_{i,j}]^2}{2}} \tag{1}$$

여기서, j: 측정기간(1, 2, ..., n)

i: 측정기 번호(1, 2, 3)

C_{i,j}: 측정기간(j) 동안 성능인증 측정기의 농도

P_j: 측정기간(j) 동안 성능인증 측정기의 표준편차

$$RP_j = \frac{P_j}{C_j} \times 100 (\%) \tag{2}$$

여기서, j: 측정기간(1, 2, ..., n)

RP_j: 측정기간(j) 동안 성능인증 측정기의 상대 표준편차

$$\text{상대 정밀도} = \left(1 - \frac{1}{J} \sum_{j=1}^J RP_j\right) \times 100 (\%) \tag{3}$$

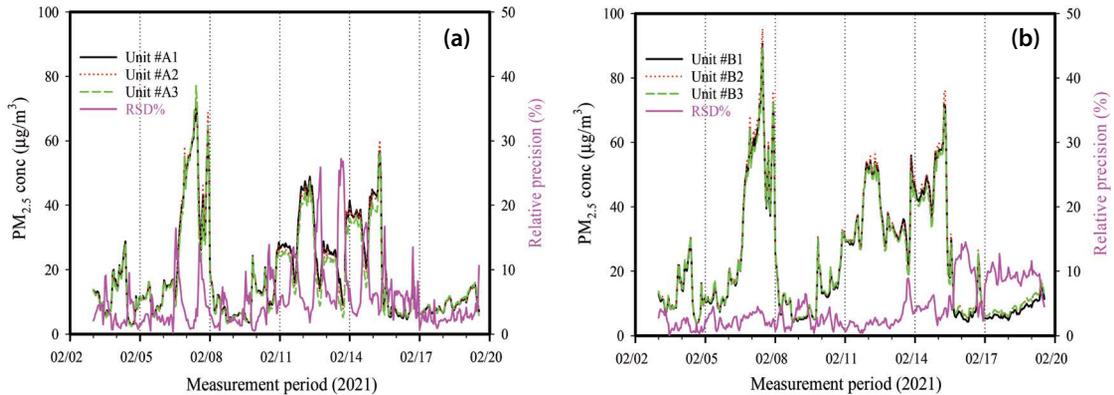


Fig. 3. Comparison of measurement precision of $PM_{2.5}$ before (a) and after (b) application of referenced-channel calibration.

3. 결과 및 고찰

그림 3은 한국산업기술시험원에서 2021년 2월 3일~2월 18일까지 광산란 측정법, 중량법, 그리고 베타게이지 법과의 등가성 평가를 위해 수행된 (주)랩코의 광산란 측정기(light scattering monitor, LSM, 모델: LYS-125)의 기본채널 교정기술 적용 전과 후의 측정 기간의 $PM_{2.5}$ 농도 추이와 상대 정밀도(RSD, %)를 나타낸다. 연구에서는 기준채널 교정 방법 개념이 적용되지 않은 3대의 측정기(before application of referenced-channel calibration)와 적용된 3대의 측정기(after application of referenced-channel calibration)가 사용되었다. 비교에 사용된 베타게이지 측정기는 MetOne사의 BAM1020 제품이다. 그림을 보면, 기준채널 적용 전(그림 3(a))의 각 LSM의 $PM_{2.5}$ 의 평균 농도 범위는 $18\sim 19\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며, 최고 농도는 $71\sim 77\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 그러나 기준채널 적용 후(그림 3(b))의 각 LSM의 $PM_{2.5}$ 의 평균 농도 범위는 $23\sim 24\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이며, 최고 농도는 $89\sim 95\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 중심채널 적용 전·후의 $PM_{2.5}$ 평균 농도는 큰 차이를 보이지 않았으나, 최고 농도는 큰 편차를 보여주었다. 그리고 측정 기간 중 기준채널 적용 전·후의 평균 상대 정밀도는 각각 $5.3\pm 4.7\%$ 과 $4.2\pm 3.4\%$ 로 큰 차이는 없었으나, 그림을 보면 기준채널 적용 전에는 0.2~27.2%로 변동성이 크게 나타났으나, 기준채널 적용 후에는 0.1~14.5%로

상당히 안정적으로 장비 간의 측정 정밀도가 우수하였다. 장비 간의 측정 정밀도가 우수하다는 의미는 모든 장비의 측정 신뢰도를 보장할 수 있을 것이다. 또한, 앞으로 인공지능이나 인공 신경망(artificial neural network) 기법 등을 활용해서 한 지역 내에 광범위하게 설치된 광산란 기반 실시간 측정 자료로부터 (초)미세먼지 농도를 예측하는 데 있어 예측의 신뢰도를 높일 수 있을 것이다.

그림 4(a)와 (b)는 기준채널 적용 전·후의 세 세트의 $PM_{2.5}$ 의 평균 농도와 베타게이지 측정 $PM_{2.5}$ 의 시간별 추이와 이들의 회귀분석 결과를 보여준다. 기준채널 적용 전·후의 $PM_{2.5}$ 의 평균 농도는 베타게이지 측정 농도와 매우 유사한 시간별 변동성을 보여주었다. 반면에 두 방법 사이의 회귀분석 결과는 약간 달랐다. 기준채널 적용 전의 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도는 베타게이지 법에 따른 $PM_{2.5}$ 농도보다 약 17% 낮게 평가($R^2=0.87$)되었지만, 기준채널 적용 후의 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도는 베타게이지 법에 따른 $PM_{2.5}$ 농도보다 약 7% 높게 평가($R^2=0.92$)되었다. 두 방법 사이의 비교 실험에 의하면 확실하게 기준채널 적용 전보다는 적용 후의 광산란 기반 측정기의 측정 정밀도나 정확도가 우수함을 확인할 수 있었다.

그림 5는 서울시의 금천구, 동대문구, 그리고 양천구 대기오염 측정소에 측정한 베타게이지 법과 LSM의 기준채널 적용 전·후의 $PM_{2.5}$ 의 농도 변화를 보여

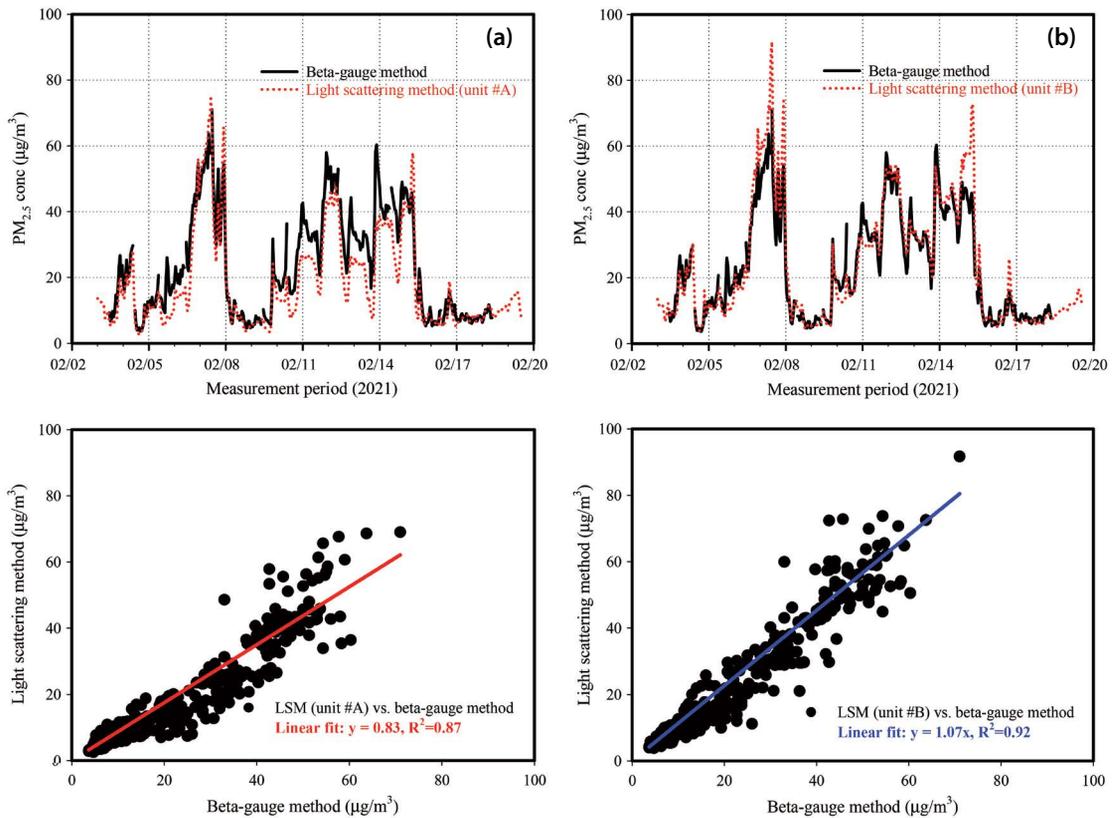


Fig. 4. Relationship between beta-gauge and light scattering monitors before (a) and after (b) application of referenced-channel calibration.

준다. 아쉽게도 본 연구에서는 LSM의 기준채널 적용 전·후의 $PM_{2.5}$ 의 농도 비교는 같은 측정 기간에 수행하지 못했다. 기준채널 적용 전의 자료는 2021년 9월 24일~10월 13일(가을)까지 측정된 자료이며, 적용 후의 자료는 2022년 1월 19일~2월 13일(겨울) 사이의 자료이다. 두 측정 기간의 $PM_{2.5}$ 의 농도는 차이가 크게 발생하였다. 가을철의 $PM_{2.5}$ 농도는 비교적 낮게 유지되었지만(그림 5(a)), 겨울철의 $PM_{2.5}$ 농도는 변동 폭이 크며 간헐적으로 높은 농도 수준을 나타내었다(그림 5(b)). 가을철 금천구, 동대문구 및 양천구의 기준채널 적용 전의 LSM과 베타게이지의 $PM_{2.5}$ 평균 농도는 각각 10(1~35)과 8(1~33), 9(1~28)와 7(1~26), 11(1~34)과 10(1~33) $\mu g/m^3$ 이었다. 이때 금천구, 동대문구 및 양천구에서 측정된 LSM의 $PM_{2.5}$ 농

도는 베타게이지 법에 의한 $PM_{2.5}$ 농도보다 약 11% ($y = 1.11x, R^2 = 0.40$), 29% ($y = 1.29x, R^2 = 0.79$), -2% ($y = 0.98x, R^2 = 0.48$)로 높거나 낮게 평가되었다. 그러나 겨울철 세 대기오염 측정소의 기준채널 적용 후의 LSM과 베타게이지의 $PM_{2.5}$ 평균 농도는 각각 27(6~79)와 23(5~78), 24(6~75)와 28(8~77), 30(6~71)과 31(8~89) $\mu g/m^3$ 이었다. 이때 금천구, 동대문구 및 양천구에서 측정된 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도는 베타게이지 법에 따른 $PM_{2.5}$ 농도보다 약 12% ($y = 1.12x, R^2 = 0.76$), -18% ($y = 0.82x, R^2 = 0.85$), -10% ($y = 0.90x, R^2 = 0.87$)로 높거나 낮게 평가되었지만, 상관성은 매우 우수하였다. LSM의 경우 기준채널 적용 전·후의 $PM_{2.5}$ 의 비교에서 동일한 기간에 비교가 수행되지 않아서 아쉬운 점이 있으나, 기준채널 적용 후

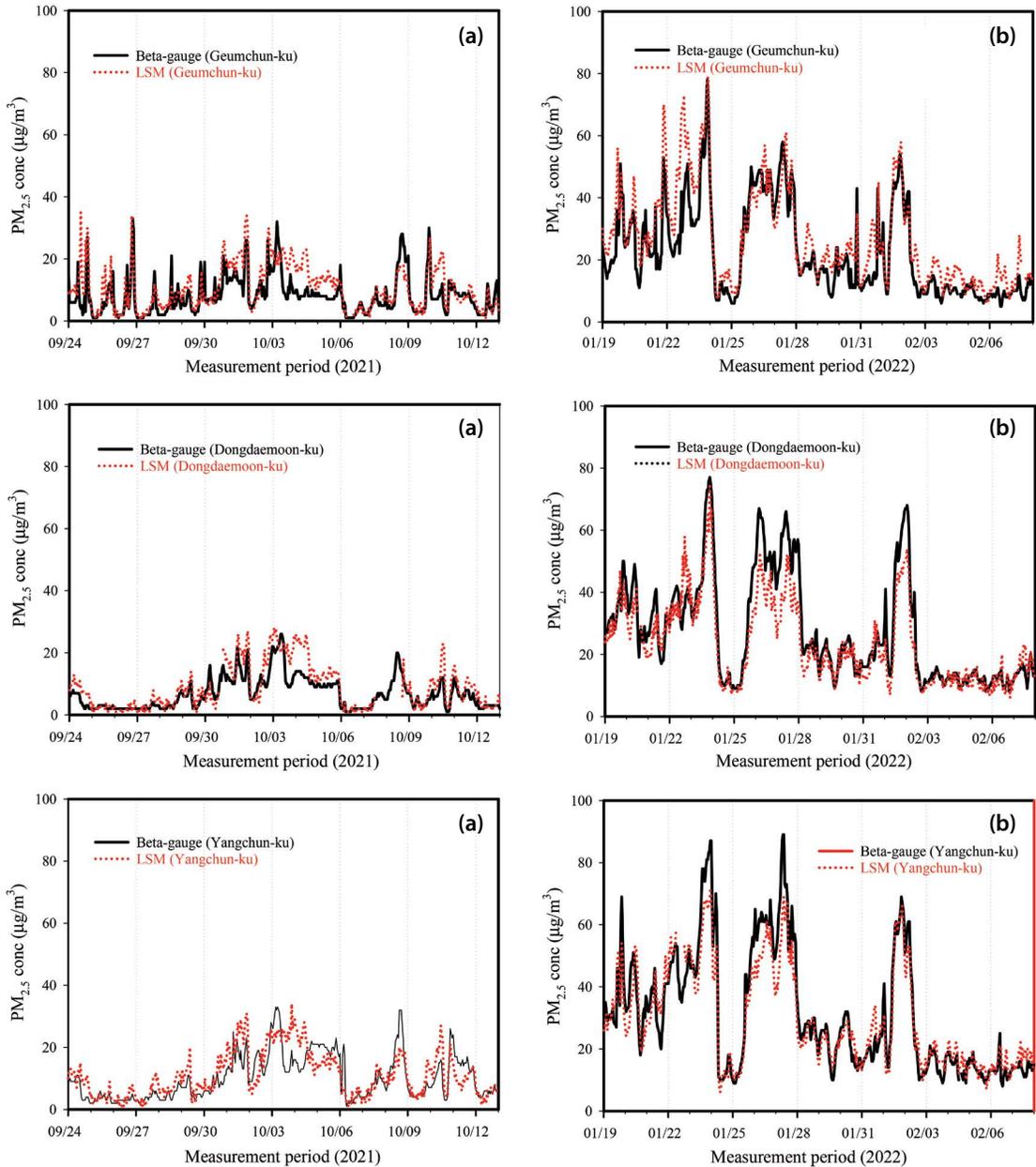


Fig. 5. Comparison of $PM_{2.5}$ observed with beta-gauge and light scattering monitors before (a) and after (b) application of referenced-channel calibration.

의 LSM의 측정 농도가 확실하게 적용 전의 농도보다는 베타게이지 측정 농도와 더 안정적이며 정확도가 높은 것으로 조사되었다. 그러나 기준채널 교정 기법

이 적용된 광산란 기반 측정기의 측정 결과의 재현성과 정확도에 대한 신뢰를 얻기 위해서는 앞으로 같은 장소에서 장기간 동안 두 방법(적용 전·후)과 베타게

이지 법과의 비교 실험에 관한 추가적인 연구가 필요할 것으로 판단된다.

4. 요약 및 결론

보통 광산란 기반 소형 미세먼지 측정기는 입자 크기별 입자 개수를 측정해 PM_{10} 또는 $PM_{2.5}$ 의 질량을 산정한 후 기준 방법(예, 베타게이지 법)의 질량과 비교해 질량 계수를 보정해 현장에서 활용하고 있다. 그러나 이와 같은 기기의 교정 방법은 대기 환경 내 입자의 조성과 크기 분포가 크게 변하면 광산란 측정기(LSM) 센서 간의 입자 크기를 인식하는 오차가 발생하여 장비 간의 측정 농도의 차이가 크게 발생할 수 있다. 따라서 본 연구에서는 광산란 기반 측정 센서의 동일한 입자 크기에 대한 크기 인식의 차이로 인해 발생하는 장비 간의 측정 신뢰도를 개선하기 위하여 기준채널 교정 기법을 도입하여 측정기 내부적으로 동일한 입자는 동일한 입자 크기로 인식하도록 알고리즘을 개발하였다.

2021년 겨울철(2월)에 수행된 기준채널 개념 적용 전·후의 LSM 측정기와 베타게이지 측정 $PM_{2.5}$ 의 농도 비교 실험에서, 기준채널 개념의 알고리즘이 적용된 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도(장비 간의 상대 정밀도: 0.1~14.5%)가 적용하지 않은 LSM의 $PM_{2.5}$ 의 농도(상대 정밀도: 0.2~27.2%)보다 측정 장비 간의 상대 정밀도가 우수한 것으로 조사되었다. 그뿐만 아니라, 베타게이지 측정 $PM_{2.5}$ 의 농도와 비교 실험에서도 기준채널 적용 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도가 미적용 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도보다 정확도와 상관성이 더 높게 조사되었다.

그리고 2021년 가을(9월~10월)에 서울시의 금천구, 동대문구 및 양천구 대기오염 측정소에서 기준채널 적용 전의 LSM으로 측정한 $PM_{2.5}$ 농도는 베타게이지 법에 의한 $PM_{2.5}$ 농도보다 $-2\% \sim +29\%$ ($R^2 = 0.40 \sim 0.79$)로 약간 낮거나 높게 평가되었다. 그러나 2022년 겨울(1월~2월)에 세 대기오염 측정소의 기준채널 적용 후의 LSM의 $PM_{2.5}$ 농도는 베타게이지의

$PM_{2.5}$ 농도보다 $-18\% \sim +12\%$ ($R^2 = 0.76 \sim 0.87$)로 평가되었다. LSM의 경우 기준채널 적용 전·후의 $PM_{2.5}$ 의 비교에서 동일한 기간에 비교가 수행되지 않아서 아쉬운 점이 있으나, 기준채널 적용 후의 LSM의 측정 농도가 확실하게 적용 전의 농도보다는 베타게이지 측정 농도와 더 안정적이며 정확도가 높은 것으로 조사되었다.

이와 같은 연구 결과는 앞으로 광산란 기반 실시간 측정 자료로부터 인공지능을 활용한 기계학습 기법을 활용해서 한 지역의 실내·외(초)미세먼지 농도의 예측 정확성을 높이는 데 상당히 기여할 것으로 생각된다. 그러나 앞으로 기준채널 교정 기법을 적용한 광산란 기반 측정기의 측정 결과의 재현성과 정확도를 높이기 위한 장기간의 추가적인 연구가 필요할 것이다.

감사의 글

본 연구는 한국환경산업기술원 21년도 중소환경기업 사업화 지원사업(과제번호: L121-00009-0009-0)의 연구비 지원과 서울시보건환경연구원의 도움을 받아 수행되었으며 이에 감사드립니다.

References

- Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., Pope, C.A., Apte, J.S., Brauer, M., Cohen, A., Weichenthal, S., Coggins, J., Di, Q., Brunekreef, B., Frostad, J., Lim, S.S., Kan, H., Walker, K.D., Thurston, G.D., Hayes, R.B., Lim, C.C., Turner, M.C., Jerrett, M., Krewski, D., Gapstur, S.M., Diver, W.R., Ostro, B., Goldberg, D., Crouse, D.L., Martin, R.V., Peters, P., Pinault, L., Tjepkema, M., van Donkelaar, A., Villeneuve, P.J., Miller, A.B., Yin, P., Zhou, M., Wang, L., Janssen, N.A.H., Marra, M., Atkinson, R.W., Tsang, H., Thach, T.Q., Cannon, J.B., Allen, R.T., Hart, J.E., Laden, F., Cesaroni, G., Forastiere, F., Weinmayr, G., Jaensch, A., Nagel, G., Concin, H., Spadaro, J.V. (2018) Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate

- matter, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115, 9592-9597.
- Chau, K., Franklin, M., Gauderman, W.J. (2020) Satellite-derived PM_{2.5} composition and its differential effect on children's lung function, *Remote Sensing*, 12(6), 1028-1043.
- Chen, R., Kan, H., Chen, B., Wei, H., Bai, Z., Song, G., Pan, G. (2012) Association of particulate air pollution with daily mortality: The China air pollution and health effects study, *American Journal of Epidemiology*, 175(11), 1173-1181.
- Franklin, M., Koutrakis, P., Schwartz, P. (2008) The role of particle composition on the association between PM_{2.5} and mortality, *Epidemiology*, 19(5), 680-689.
- Hagan, D.H., Kroll, J.H. (2020) Assessing the accuracy of low-cost optical particle sensors using a physics-based approach, *Atmospheric Measurement Techniques*, 13, 6343-6355.
- Health Effects Institute (HEI) (2019) State of Global Air 2019. <https://www.stateofglobalair.org/report>
- ISO 21501-4 (2018) Determination of particle size distribution - Single particle light interaction methods - Part 4: Light scattering airborne particle counter for clean spaces.
- Kim, J.B., Kim, D., Noh, S., Yoon, K.H., Park, D., Lee, J.J., Kim, J. (2020) Estimation of PM_{2.5} correction factor for optical particle counter in ambient air, *Particle and Aerosol Research*, 16(2), 49-59.
- Levy Zamora, M., Xiong, F., Gentner, D., Kerkez, B., Kohrman-Glaser, J., Koehler, K. (2019) Field and laboratory evaluations of the low-cost plantower particulate matter sensor, *Environmental Science & Technology*, 53, 838-849.
- Ly, B.-T., Matsumi, Y., Nakayama, T., Sakamoto, Y., Kajii, Y., Nghiem, T.-D. (2018) Characterizing PM_{2.5} in Hanoi with new high temporal resolution sensor, *Aerosol and Air Quality Research*, 18, 2487-2497.
- McNamara, M.L., Noonan, C.W., Ward, T.J. (2011) Correction factor for continuous monitoring of wood smoke fine particulate matter, *Aerosol and Air Quality Research*, 11(3), 315-322.
- Morawska, L., Thai, P.K., Liu, X., Asumadu-Sakyi, A., Ayoko, G., Bartonova, A., Bedini, A., Chai, F., Christensen, B., Dunbabin, M., Gao, J., Hagler, G.S.W., Jayaratne, R., Kumar, P., Lau, A.K.H., Louie, P.K.K., Mazaheri, M., Ning, Z., Motta, N., Mullins, B., Rahman, Md M., Ristovski, Z., Shafiei, M., Tjondronegoro, D., Westerdahl, D., Williams, R. (2018) Applications of low-cost sensing technologies for air quality monitoring and exposure assessment: How far have they gone?, *Environment International*, 116, 286-299.
- Ostro, B., Feng, W.Y., Broadwin, R., Green, S., Lipsett, M. (2007) The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in California: results from CALFINE, *Environmental Health Perspectives*, 115, 13-19.
- Rai, A.C., Kumar, P., Pilla, F., Skouloudis, A.N., Sabatino, S.D., Ratti, C., Yasar, A., Rickerby, D. (2017) End-user perspective of low-cost sensors for outdoor air pollution monitoring, *Science of the Total Environment*, 607-608, 691-705.
- Ramachandran, G., Adgate, J.L., Pratt, G.C., Sexton, K. (2003) Characterizing Indoor and outdoor 15 minute average PM_{2.5} concentrations in urban neighborhoods, *Aerosol Science and Technology*, 37(1), 33-45.
- Shang, J., Khuzestani, R.B., Tian, J.Y., Schauer, J.J., Hua, J.X., Zhang, Y., Cai, T., Fang, D., An, J., Zhang, Y. (2019) Chemical characterization and source apportionment of PM_{2.5} personal exposure of two cohorts living in urban and suburban Beijing, *Environmental Pollution*, 246, 225-236.
- Shi, J., Chen, F., Cais, Y., Fan, S., Cai, J., Chen, R., Kan, H., Lu, Y., Zhao, Z. (2017) Validation of a light-scattering PM_{2.5} sensor monitor based on the long-term gravimetric measurements in field tests, *PLoS ONE*, 12(11), e0185700.
- Sousan, S., Koehler, K., Thomas, G., Park, J.H., Hillman, M., Halterman, A., Peters, T.M. (2016) Inter-comparison of low-cost sensors for measuring the mass concentration of occupational aerosols, *Aerosol Science and Technology*, 50, 462-473.
- Sugiyama, T., Ueda, K., Seposo, X.T., Nakashima, A., Kinoshita, M., Matsumoto, H., Ikemori, F., Honda, A., Takano, H., Michikawa, T., Nitta, H. (2020) Health effects of PM_{2.5} sources on children's allergic and respiratory symptoms in Fukuoka, Japan, *Science of the Total Environment*, 709, 136023-136030.
- Tryner, J., L'Orange, C., Mehaffy, J., Miller-Lionberg, D., Hofstetter, J.C., Wilson, A., Volckens, J. (2020) Laboratory evaluation of low-cost PurpleAir PM monitors and in-field correction using co-located portable filter samplers, *Atmospheric Environment*, 220, 117067.
- Ueda, S., Osada, K., Yamagami, M., Ikemori, F., Hisatsune, K. (2020) Estimating mass concentration using a low-cost portable particle counter based on full-year observations: Issues to obtain reliable atmospheric PM_{2.5} data, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 14(2), 155-169.

- Wallace, L.A., Wheeler, A.J., Kearney, J., Van, R.K., You, H., Kulka, R.H., Rasmussen, P.E., Brook, J.R., Xu, X. (2011) Validation of continuous particle monitors for personal, indoor, and outdoor exposures, *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 21(1), 49-64.
- Wong, C.M., Nuntavarn, V.-V., Kan, H., Qian, Z. (2008) Public health and air pollution in Asia (PAPA): A multicity study of short-term effects of air pollution on mortality, *Environmental Health Perspectives*, 116(9), 1195-1202.
- Xie, Y., Dai, H.C., Dong, H.J., Hanaoka, T., Masui, T. (2016) Economic Impacts from PM_{2.5} pollution-related health effects in China: a provincial-level analysis, *Environmental Science & Technology*, 50, 4836-4843.
- Yanosky, J.D., Williams, P.L., MacIntosh, D.L. (2002) A compari-

son of two direct-reading aerosol monitors with the federal reference method for PM_{2.5} in indoor air, *Atmospheric Environment*, 36(1), 107-113.

Authors Information

류준호 ((주)랩코 대표이사) (rkr7790@naver.com)

정시원 ((주)랩코 과장) (siwoni0418@labco.co.kr)

김광련 ((주)랩코 과장) (rlarf05@labco.co.kr)

박후경 (서울시보건환경연구원 대기측정관리팀 주무관)
(hukyung@seoul.go.kr)

박승식 (전남대학교 환경에너지공학과 교수)
(park8162@chonnam.ac.kr)