



논문

부산항 주변 도로에서 차량조성과 기상의 영향에 따른 나노미세먼지 (Ultrafine Particles)와 초미세먼지(PM_{2.5})의 공간적 분포 특성 비교

Characteristics of Spatial Distributions of Ultrafine Particles and PM_{2.5} on the Roadways around Busan North Port: Effects of Traffic Composition and Local Meteorology

이태훈, 송한결¹⁾, 최원식*

부경대학교 지구환경시스템과학부 환경대기과학전공, ¹⁾부산연구원 탄소중립지원센터

Taehun Lee, HanGyeol Song¹⁾, Wonsik Choi*

Major of Environmental Atmospheric Sciences, Division of Earth and Environmental System Sciences, Pukyong National University, Busan, Republic of Korea

¹⁾Busan Development Institute, Busan, Republic of Korea

접수일 2023년 7월 6일
수정일 2023년 8월 8일
채택일 2023년 8월 10일

Received 6 July 2023
Revised 8 August 2023
Accepted 10 August 2023

*Corresponding author
Tel : +82-(0)51-629-6640
E-mail : wschoi@pknu.ac.kr

Abstract Mobile measurements were conducted to understand the spatial distributions of the number concentrations of particles (PNC) with diameters from 20 to 700 nm and PM_{2.5} mass concentrations along two routes, Route GM and SD, the two characteristic roadways adjacent to Busan North Port with distinct traffic compositions. The measurements were conducted 11 times in the morning and 16 times in the afternoon of November 2021, October 2022, and January 2023, with about five repetitions each time. Despite the proximity of Route GM and SD (only about 340 m apart), the PNC in Route SD ($9.7 \pm 4.4 \times 10^4$ particles/cm³) was 2.6 times higher than those in Route GM ($3.7 \pm 2.2 \times 10^4$ particles/cm³), whereas the differences in PM_{2.5} were not as significant as in PNC. These differences appear to be attributed to differences in traffic composition. While the total traffic volumes for both routes were similar throughout the day, the proportion of heavy-duty vehicles (HDV) differed significantly (SD route: 44%, GM route: 13%). Nonetheless, the PNC levels observed in both the roadways near Busan port were significantly high compared to those in urban areas worldwide. In addition, the mean size of particles in a higher PNC route was smaller than that in a lower PNC roadway, and the smaller size was linked to a larger deposition fraction in deeper respiration tracts of the human body. These findings suggest that the roadways trafficked with a large volume of HDV near the port could potentially risk public health, highlighting the need to monitor PNC and size distributions in those areas.

Key words: Ultrafine particles, Particle number concentration, PM_{2.5}, Busan North port, Mobile measurement

1. 서론

입자상 물질에 의한 대기오염은 전 세계적으로, 특히 도시 지역에서 인간의 건강에 심각한 위협이 되는 주요 환경 문제이다 (Sicard *et al.*, 2021; Cohen *et al.*, 2017; Lelieveld *et al.*, 2015; Pope and Dockery, 2006). 입자상 물질은 대기 중에 존재하는 입자의 공기역학적 직경에 따라 미세먼지 (PM₁₀; $\leq 10 \mu\text{m}$), 초미세먼

지 (PM_{2.5}; $\leq 2.5 \mu\text{m}$), 나노미세먼지 (Ultrafine Particles (UFP); $\leq 100 \text{ nm}$)로 구분할 수 있다 (Seinfeld and Pandis, 2016). 최근 보다 작은 크기의 입자에 대한 관심의 증가로 입자 크기의 구분이 세분화되고 있으나, 아직 국내에서는 초미세먼지보다 작은 PM₁ 및 UFP와 같은 입자에 대한 정식 국문 명칭이 통일되어 있지 않다. 이에 본 연구에서는 Choi and Kim (2018)에서 사용한 용어를 차용하여 UFP를 나노미세먼지로 표기

하였다. 특히 $PM_{2.5}$ 와 UFP는 입자가 크기가 극히 작아 인체 내부로 깊숙이 침투하여 건강에 심각한 영향을 미칠 수 있다(Brook *et al.*, 2010; Kapposa *et al.*, 2004). 또한, 입자의 크기가 작을수록 표면적이 넓어지기 때문에 UFP 입자 크기가 작아질수록 PM의 세포독성작용(cytotoxic effects)이 증가하여 호흡기 및 심혈관 질환, 폐암, 조기사망 등 다양한 건강에 악영향을 미칠 수 있는 것으로 알려졌다(Avino *et al.*, 2016). 이러한 건강의 악영향으로 인해 WHO(World Health Organization)는 2019년 기준, 전 세계적으로 약 420만 명이 야외 대기오염으로 사망하는 것으로 추정하였다(WHO, 2019).

도심 내 UFP는 내연기관 차량의 연료 연소에 의한 직접 배출이 주요 공급원으로 교통량이 많아지는 출퇴근 시간과 도로 인근에서 높은 농도가 나타난다(Morawska *et al.*, 2008). 자동차에서 배출된 UFP는 대기 중 수명이 한 시간 정도로 매우 짧아 배출 당시의 기상 조건, 교통상황, 지상 구조 및 건물 환경에 의해 시공간적으로 매우 비균질한 농도 분포를 보인다(Choi and Paulson, 2016; Peters *et al.*, 2014). 또한 UFP의 직접 배출원인 도로가 밀집한 도심에서는 UFP가 전체 입자 수 농도의 80% 이상을 차지할 정도로 큰 기여를 하는 반면, 매우 작은 크기로 인하여 입자의 질량 농도에는 5% 이하의 미미한 기여를 하는 것으로 알려져 있다(Choi *et al.*, 2013; Kumar *et al.*, 2010; Morawska *et al.*, 2008). 반면 $PM_{2.5}$ 는 직접 배출의 영향보다는 대기 중에서의 이차적 생성이 더 중요한 발생기작이며, 이로 인해 수는 적지만 질량에 큰 영향을 미치는 직경 수백 nm~1 μ m 크기의 입자에 의해 농도가 결정된다(Wilson *et al.*, 1977). 실제로 Choi *et al.* (2012)은 미국 로스앤젤레스 고속도로를 가로지르는 이동측정을 통해 UFP 수 농도는 배경 농도 대비 고속도로 플룸에서의 농도가 수~열 배까지 증가한 반면 $PM_{2.5}$ 질량 농도는 평균 약 25%만 증가하였음을(배경농도 15 μ g·m⁻³ 대비 4 μ g·m⁻³ 증가) 제시하였다. 그러나 $PM_{2.5}$ 질량농도에 큰 기여를 하는 크기 범위의 입자들은 확산과 중력 침강에 모두 비효율적이어서

UFP에 비해 대기 중에 월등히 오랜 시간 존재한다(대기 중 수명 약 10일 이상; Seinfeld and Pandis, 2016).

통계청에 따르면 부산광역시는 한국에서 두 번째로 인구가 많은 도시이며(약 330만 명; Statistics Korea, 2023), 해양교통과 산업활동의 중심지로 국내에서 가장 큰 규모인 부산항이 위치하고 있다. 부산항은 2021년 기준 세계 6위 규모로 약 2,271만 TEU의 물동량을 기록하며 상당한 양의 석유, 석탄 및 기타 대량 화물을 처리한다(WSC, 2021). 2020년 $PM_{2.5}$ 기준 대기정책지원시스템(Clean Air Policy Support System, CAPSS) 배출량에 따르면 선박에 의한 배출이 약 1,052 ton·year⁻¹이며 그중 화물 선박이 약 911 ton·year⁻¹로 87%의 비중을 차지하고 있다(CAPSS, 2020). 부산광역시에서 선박 배출은 $PM_{2.5}$ 의 가장 큰 배출원이며, 두 번째와 세 번째로 기여도가 큰 나대지(裸地, 376 ton·year⁻¹)와 도로재비산먼지(298 ton·year⁻¹)와도 큰 차이를 보인다(CAPSS, 2020). 또한 항구 지역은 컨테이너를 운반하는 대형 트럭, 선박 및 항만 활동, 산업 활동 등을 포함하는 다양한 발생원으로부터 대기오염물질이 배출되는 고배출 환경으로 알려져 있다(Pirjola *et al.*, 2014). 특히, 컨테이너를 운반하는 디젤 대형 트럭은 UFP의 고배출 차량으로 DPF(diesel particulate filter) 장착 의무화 전에는 일반 가솔린 승용차에 비해 수십 배 많은 배출량을 보이는 것으로 알려졌다(Choi and Kim, 2018; Kittelson *et al.*, 2004). 따라서, 다양한 밀집된 배출원으로부터 배출된 UFP와 $PM_{2.5}$ 가 항만 주변 지역의 대기질과 공중보건에 큰 영향을 미칠 수 있다(Jo *et al.*, 2017). 현재 부산항만에는 한국환경공단에서 운영하는 항만대기 측정망에 의해 $PM_{2.5}$ 가 측정되고 있으나, 다양한 산업활동을 통한 직접 배출에 더욱 큰 영향을 받는 UFP의 측정은 시행되고 있지 않다(KECO, 2023). 뿐만 아니라, 미국과 유럽 등 대기질 개선을 위한 노력을 기울이고 있는 선진국을 중심으로 도심 내 UFP 농도 분포 연구가 활발히 수행되고 있는 반면, 한국 도심에서의 UFP 분포 및 변환에 관한 연구는 상대적으로 부족한 실정이다(Choi

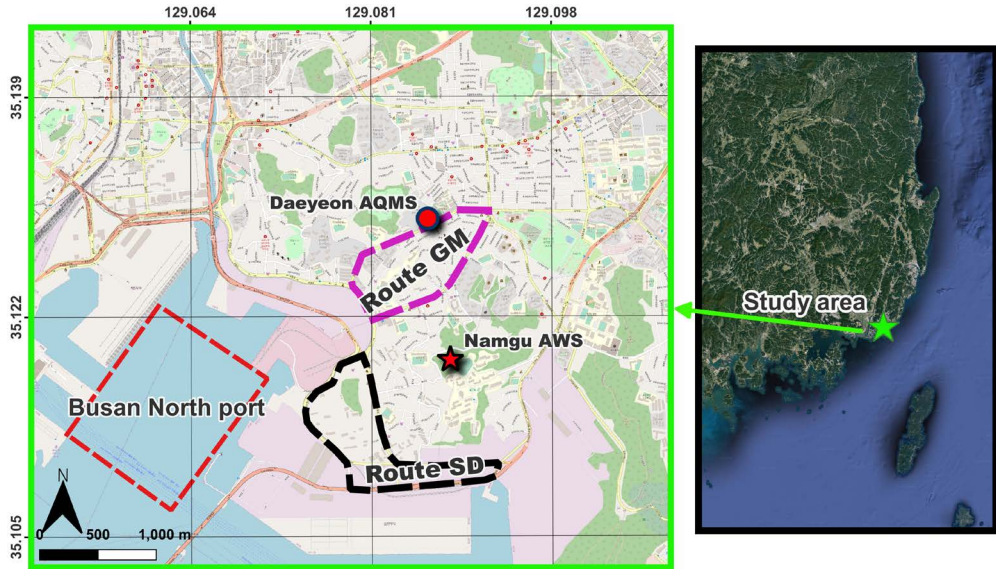


Fig. 1. Map of the measurement routes. The red dashed line represents Busan North port, the black thick-dashed line denotes Route SD, and the pink thick-dashed line indicates Route GM. The red circle and star represent the Daeyeon air quality monitoring station (AQMS) and Nam-gu automatic weather station (AWS), respectively.

and Kim, 2018; Kumar *et al.*, 2014).

본 연구에서는 부산항 주변 대형 트럭의 통행이 많은 도로에서 UFP와 PM_{2.5}의 이동측정을 통해 이들의 대형 항만 주변에서의 시공간적 분포 특성을 파악하고, 호흡기로 흡입된 입자들의 침적률 비교를 통해 지역 주민 및 도로 이용자의 건강에 미치는 영향을 평가하는 것을 목표로 하였다.

2. 실험 방법

2.1 측정 지역 및 기간

본 연구를 위한 이동측정은 부산광역시 남동부에 위치한 부산항 인근 도로에서 수행되었다. 이동측정 경로는 두 곳으로 설정하였으며, 첫 번째 경로는 항만 활동의 영향과 항구를 통행하는 대형 트럭 배출의 영향을 조사할 목적으로 감만부두와 인접한 신선대 교차로를 통과하는 4.8 km 구간으로 지정하였다(경로 SD). 두 번째는 항만의 영향을 받는 도심에서의 UFP

와 PM_{2.5} 농도 분포 특성을 살펴보고자 항구와 인접하지만 주거지역으로 둘러싸여 통행 차량이 대부분 승용차로 구성된 감만 삼거리를 통과하는 길이 3.3 km 구간으로 결정하였다(경로 GM) (그림 1). 경로 SD와 GM은 모두 왕복 4~6 차로의 도로로 규모가 유사하지만, 경로 SD는 컨테이너 화물 선적장, 석유 저장탱크, 자동차 검사소, 물류센터 등 공업지역 위주로 분포되어 있으며, 경로 GM은 일부 도로를 제외하면 아파트, 빌라, 학교 등 일반 주거지역으로 구성되어 있다(그림 1).

이동측정은 일차배출 오염물질의 농도에 영향을 주는 기상 조건과 교통환경이 다른 오전(10:30~12:00)과 오후(14:30~16:00)로 구분하여 수행하였다. 총 이동측정은 2021년 11월 오전 4회와 오후 5회, 2022년 10월 오후 2회, 2023년 1월 오전 7회와 오후 9회를 수행하였다. 2021년에는 해당 경로를 회당 평균 4번 반복 측정하였고, 2022년과 2023년에는 1회 측정 시 해당 경로를 5번 반복하여 측정을 수행하였다.

2.2 이동측정시스템 구성

이동측정은 일반 소형 가솔린 승용 차량에 입자 수 농도 및 평균 크기 측정기인 DiSCmini (Testo, Germany)와 PM_{2.5} 측정기(DustTrak, TSI, USA) 및 위치 정보 획득을 위한 GPS (global positioning system; Qstarz, Taiwan)를 탑재한 간이 이동측정 플랫폼을 이용하였다(표 1). 이러한 간이 이동측정 방식은 Choi *et al.* (2016)에서 전기차를 플랫폼을 이용한 것을 제외하고는 기본적으로 동일한 방식이었다. 측정 기기의 시료 흡입구는 조수석 창밖으로 뽑아내고 틈새를 막아 차량 내부 공기의 영향을 차단하였다. 또한 외부 도로배출의 영향이 없는 곳에서(부경대학교 캠퍼스 내부) 차량의 속도 변화에 따른 입자 수 농도 및 PM_{2.5} 질량농도의 변동성을 테스트하였다. 그 결과, 속도와 측정 농도 변동 사이에 상관성이 없었기 때문에 공기 흡입구 주위의 압력 변화가 측정 농도에 미치는 영향이 적어도 50 km·h⁻¹ 이하에서는 미미한 것을 확인하였다(그림 2). 이에 따라 이동측정 속도를 50 km·h⁻¹ 미만으로 유지하여 이동 속도가 측정농도에 미치는 영향을 최소화하고 오염물질 농도 분포가 조밀한 공간해상도를 가질 수 있게 하였다. 추가적으로, 이동 플랫폼의 자체 배출 영향을 배제하기 위해 자체 배출가스가 시료 흡입구로 유입될 가능성이 있는 정차 기간의 자료는 분석에서 제외하였다. 단, 오염지도 작성 시에는 교차로에서의 가속 환경 영향을 고려하기 위해 포함하였다(Choi *et al.*, 2018).

DiSCmini는 직경 20~700 nm 크기 입자의 수 농도와 평균 크기를 측정하는 확산 크기분류기(fast diffusion size classifier)로 1초의 시간해상도 자료를 제공

한다. Choi *et al.* (2016)은 DiSCmini가 측정한 입자 평균 크기가 전통적으로 사용되는 입자 크기분포 측정 장비인 SMPS (scanning mobility particle sizer, TSI)가 실제 대기조건에서 측정한 평균 크기와 잘 일치함을 제시하였고(Choi *et al.* (2016)의 SI 2.4), 입자 수 농도는 CPC (condensation particle counter, TSI)와 잘 일치함을 제시하였다(Choi *et al.* (2016)의 SI 2.3). DustTrak (Model 8530, TSI, USA)은 공기 시료 주입구에 위치한 임팩터(impactor)로 PM_{2.5} 또는 PM₁₀을 선별하여 광산란 방식을 통해 입자의 질량 농도를 측정하는 실시간 단일채널 측정기로 1초의 높은 시간해상도를 가진다. 본 측정은 제조사에서 표준 에어로졸 시료로 실제 대기환경에 적용할 수 있도록 제시한 보정계수(ambient calibration mode)를 사용하여 측정하였고(TSI, 2019), 측정 전 HEPA 필터를 장착하여 DustTrak의 영점을 보정하였다. 보정계수 적용 후 농도의 정확도에 대한 보다 자세한 논의는 Park *et al.* (2019)에서 제시된 바 있다. Park *et al.* (2019)은 대기 중 PM_{2.5}가 20 µg·m⁻³ 이하의 농도에서 본 측정기의 오차 범위가 ±1.75 µg·m⁻³ 정도일 것으로 평가하였는데, 본 측정 기간의 외부 농도가 20 µg·m⁻³ 이하였기 때문에 유사한 정확도를 가질 것으로 예상된다. 이동 플랫폼의 측정 위치정보를 획득하기 위해 GPS(global positioning system) travel recorder (BT-Q1000XT, Qstarz, Taiwan)를 차량 내부에 설치하여 1초 시간해상도로 위·경도 정보를 획득하였다.

2.3 자료 후처리

측정된 입자 수 농도와 PM_{2.5} 데이터를 GPS 위경도

Table 1. Monitoring instruments installed on the mobile platform.

Instrument	Measurement parameter	Time resolution (s)
DiSCmini (Testo, Germany)	Particle (20~700 nm) number concentration (particles·m ⁻³) and mean size (nm)	1
DustTrack II (TSI Model 8530, USA)	PM _{2.5} mass concentration (µg·m ⁻³)	1~10
GPS Travel Recorder (BT-Q1000XT, Qstarz, Taiwan)	Latitude and Longitude	1

자료와 동기화하기 위하여 먼저, GPS로부터 획득한 위치정보를 이동측정 노선상에 위치시키는 보정을 수행하였다. 이를 위해서 Python ‘GeoPandas’ 라이브러리를 통해 원본 GPS 신호를 가장 가까운 거리의 이동 측정 노선 위의 점에 위치시켰다. 다음, ‘QChainage’ QGIS Python Plugin (<https://plugins.qgis.org/plugins/qchainage/>)을 사용하여 이동측정 경로를 30 m 간격의 공간해상도를 갖도록 구획을 분할하였다. 이러한 절차를 “snapping”이라고 한다(DeSouza *et al.*, 2020; Lim *et al.*, 2019; Messier *et al.*, 2018). 공간해상도 30 m는 최대속도 50 km·h⁻¹로 이동측정 시 한 구획에 2개의 측정값을 포함하기 위해 결정되었다. 마지막으로 각 구획에 포함된 이동측정값들을 통계 처리하여 목적에 따라 평균, 중간값 또는 내삽값 등을 그 구획의 대푯값을 결정하였다.

경로 구획에 측정값이 존재하지 않았을 경우에는 누락된 구획에 인접한 구획에 포함된 측정값들을 이용하여 보간(interpolation)한 값을 입력하였다. PM_{2.5} 측정기의 시간해상도는 2021년 측정 시 10초, 2022년 측정과 2023년 1월 9~10일 측정 시는 5초로 결측 구획이 각각 70%와 50% 존재하였다. 자료 보간에는

MATLAB (Mathworks, Inc.) 내장함수인 PCHIP (Piecewise Cubic Hermite Interpolating Polynomial)를 사용하였다(Fritsch and Carlson, 1980). 이 다항식은 인접한 4개의 데이터를 사용하여 보간하는 방법으로 보간된 값들이 전반적인 농도 패턴을 잘 따라가는 결과를 보였기 때문에 선행 이동측정 연구에서 상세한 공간해상도의 농도 분포를 획득하는 데 사용된 바 있다(Choi *et al.*, 2018; Ranasinghe *et al.*, 2016).

위와 같은 자료 처리를 한 번(한 바퀴)의 완주 경로에 대해 매번 실시함으로써, 한 번의 완주 경로의 모든 구획에 하나의 측정값이 존재하도록 하였다. 예를 들면, 하나의 경로에 대해 1회 이동측정을 5번 반복하였다면, 먼저 모든 경로 구획에 하나의 농도값을 가지는 5개의 농도 분포 지도를 작성하고, 이를 각 구획별로 평균함으로써 1회의 측정에 대한 농도 분포 지도를 생산하였다. 이를 통해 농도 분포에 대한 추가적인 통계처리 시, 특정 시기에 측정된 값에 의해 결과가 영향을 받지 않도록 하였다. 예를 들면, 만약 여러 날에 걸쳐 같은 경로에 대하여 반복하여 이동측정하였다면, 경로상의 어떤 위치는 특정일의 측정값이 집중되고 상대적으로 다른 날의 자료가 부족할 수 있다.

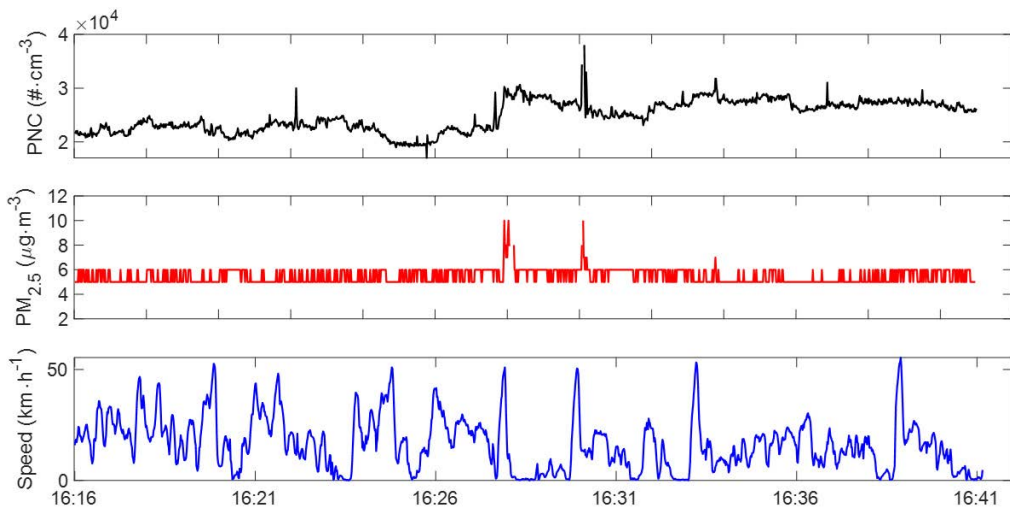


Fig. 2. Time series of PNC (particle number concentrations), PM_{2.5} concentrations, and mobile platform speed measured on the rarely trafficked road (inside the Pukyong National University campus). The spikes in PNC and PM_{2.5} time series were from intermittently-encountered vehicles/motorcycles.

또한, 자유 흐름을 따라 이동하는 경우와 교통량 증가 또는 교차로 환경에서의 정차 후 진행 (stop-and-go) 하는 경우는 경로 구획에 포함되는 측정값의 수의 차이가 발생하고, 이러한 경우에도 비균질한 측정값 수의 분포가 발생한다. 오염물질의 농도는 측정 당시의 기상 조건과 교통환경에 의해 강하게 영향을 받기 때문에 시간에 따른 공간적으로 비균질한 측정값 수의 분포는 평균적이고 전반적인 농도 분포를 획득하는데 영향을 미친다. 따라서, 한정된 수로 반복되는 이동 측정의 대푯값을 결정하여 일반적인 오염분포 특성을 이해하고 분석하기 위해서는 위와 같은 이동측정 자료 처리가 요구된다(Choi *et al.*, 2018; Ranasinghe *et al.*, 2016).

2.4 기상 및 교통자료

이동측정 기간의 기상 특성을 파악하기 위해 경로 SD로부터 북동쪽 660 m, 경로 GM에서 남쪽 530 m 떨어진 남구 자동기상관측장비(AWS)와 경로 GM에 인

접한 대연동 도시대기측정소(AQMS)에서 측정한 기상자료를 획득하였다(그림 1). 남구 AWS와 대연동 AQMS는 각각 1분과 5분의 시간해상도를 가지는 기상자료를 제공한다.

본 연구를 위해 2021년과 2022년에 수행된 부산광역시 교통조사 결과로부터 해당 경로에 포함된 지점에서의 시간대별 교통량과 차량조성을 획득하였다(BMC, 2023, 2022). 부산광역시의 교통조사는 주중 16시간(06:00~22:00) 동안의 차량조성별 시간당 교통량 자료를 제공한다. 비록 교통량 조사 기간이 본 이동측정 기간과는 다르다 하더라도 교통량은 일상적인 인간 활동 패턴을 반영하기 때문에 주중과 주말의 차이는 나타나지만 계절과 같은 시간 변동에 대한 차이는 크지 않다(Choi *et al.*, 2013). 실제 부산의 수정산 터널에서 부산광역시 교통량 조사 결과와 다른 날짜의 교통량 실측 결과가 유사함을 제시한 바 있다(Song *et al.*, 2023). 따라서, 측정 일자별 교통량과 조성의 미세한 변화를 정량적으로 파악할 수는 없지만,

Table 2. Summary of the mean meteorological factors for measurement periods.

Route	Date	Day	Relative humidity ^a (%)		Temperature ^a (°C)		Wind speed (m · s ⁻¹)				Wind direction (degree)			
							Nam-gu ^a		Daeyeon ^b		Nam-gu ^a		Daeyeon ^b	
			A.M.	P.M.	A.M.	P.M.	A.M.	P.M.	A.M.	P.M.	A.M.	P.M.	A.M.	P.M.
GM	2021-11-12	Fri	43	44	9.7	10.2	5.1	2.7	1.6	1.0	288	242	220	234
	2021-11-13	Sat	51	50	12.6	14.5	2.5	2.1	1.2	1.1	237	223	245	222
	2021-11-19	Fri	-	28	-	18.6	-	3.4	-	1.3	-	263	-	226
	2023-01-20	Fri	34	27	5.8	5.9	5.3	5.0	0.7	0.5	267	282	243	257
	2023-01-25	Wed	-	15	-	-1.8	-	2.0	-	0.5	-	278	-	48
	2023-01-27	Fri	24	23	0.3	1.1	5.0	5.8	0.61	0.5	288	287	69	41
	2023-01-30	Mon	22	17	4.5	6.3	3.5	3.4	0.54	0.6	284	285	72	2
SD	2021-11-09	Tue	51	52	12.5	11.9	3.0	4.2	1.6	1.2	235	255	232	239
	2021-11-13	Sat	53	48	11.6	14.5	2.5	1.8	1.0	0.9	248	229	254	216
	2021-11-16	Tue	39	38	15.2	15.9	2.8	3.0	0.8	1.0	294	281	238	265
	2022-10-05	Wed	-	69	-	20.0	-	3.8	-	1.9	-	50	-	33
	2022-10-07	Fri	-	57	-	19.7	-	4.2	-	1.8	-	316	-	30
	2023-01-09	Mon	54	52	12.7	14.0	2.6	2.8	0.6	0.8	227	224	218	219
	2023-01-10	Tue	47	56	11.3	10.1	2.1	2.9	1.0	0.7	62	77	48	58
	2023-01-16	Mon	53	37	1.9	5.7	4.6	3.6	0.5	0.4	292	289	156	17
	2023-01-17	Tue	29	26	2.8	5.5	3.0	3.6	0.5	0.5	299	284	295	41
2023-01-18	Wed	-	46	-	4.3	-	3.6	-	0.5	-	287	-	255	

^aData from Nam-gu AWS (Automatic Weather Station)

^bData from Daeyeon AQMS (Air Quality Monitoring Station)

경로에 따른 전반적인 교통환경의 차이에 따른 입자 수 농도와 PM_{2.5} 농도 수준의 차이를 확인하는 것은 가능하다.

3. 결과 및 고찰

3.1 측정 기간의 기상과 교통 특성

이동측정 경로의 한 번(바퀴) 완주 소요 시간이 10~15분임을 고려하여 기상 관측자료는 10분으로 평균하였다. 남구 AWS와 대연동 AQMS의 온도와 습도 값은 유사하나 풍속과 풍향은 큰 차이를 보였다. 이는

남구 AWS가 해발고도 124 m의 산에 위치하고 있어 지상 약 30 m에 위치한 대연 AQMS에 비해 높은 풍속을 기록하였고(Shimura *et al.*, 2018), 인근에 산이 위치한 지형적 특성과 산곡풍의 영향으로 지상의 대연 AQMS에서와는 다른 풍향을 기록하였기 때문으로 보인다(Manwell *et al.*, 2010). 따라서, 측정 기간의 온도와 습도는 남구 AWS 관측값을 사용하였고 풍속과 풍향은 두 측정소의 관측값을 모두 표 2에 요약하였다.

대연 AQMS는 지상 인근에서의 기상을 나타내어 두 측정 경로의 모든 측정 기간에 대해 평균 풍속이 오전과 오후 모두 0.8~1.0 m·s⁻¹로 일관적으로 낮았다(최대 풍속 1.6 m·s⁻¹). 측정 기간의 대부분 기간은 남

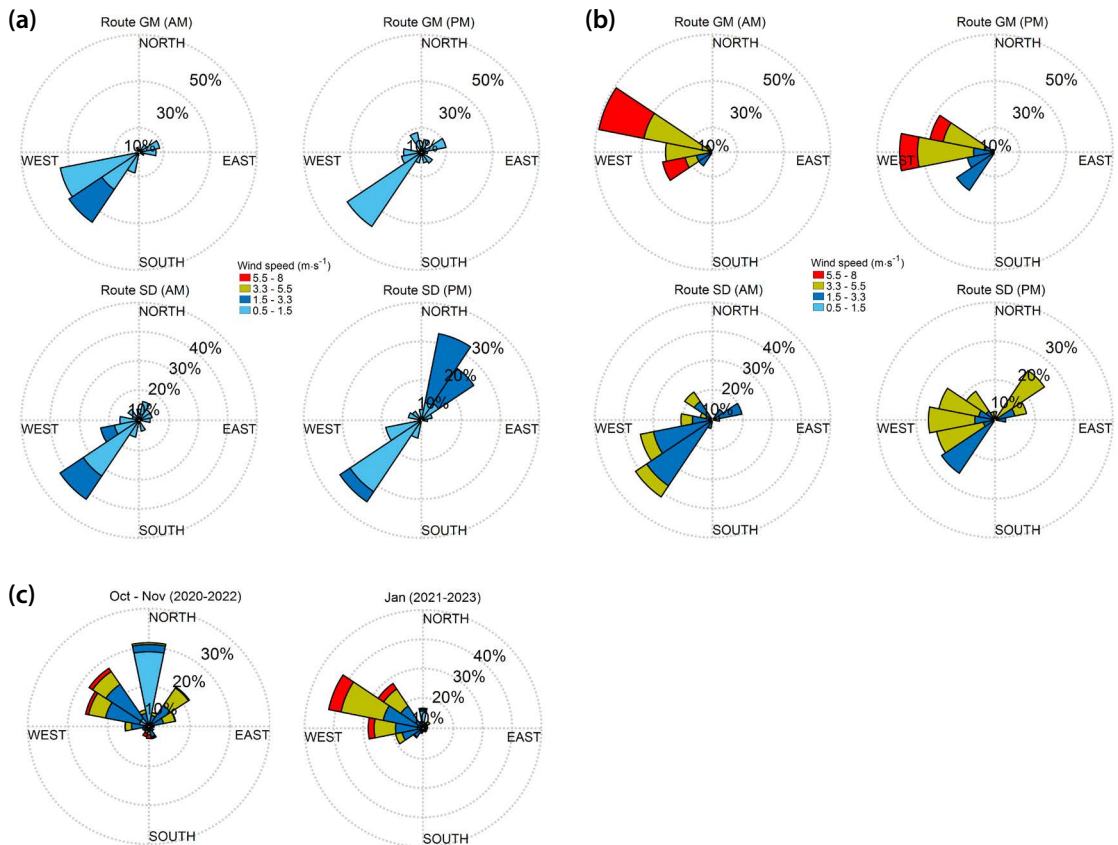


Fig. 3. Wind roses during the measurement period with 10 min. avg. data ((a): Daeyeon AQMS and (b): Nam-gu AWS). (c) shows wind roses typically observed for the seasons of measurement in the measurement area (1-day avg. data from Nam-gu AWS; left plot is for Oct.~Nov. of 2020~2022 and right plot is for Jan. of 2021~2023). Upper panels of (a) and (b) represent winds for route GM and lower panels for route SD. Left panel shows winds for the morning period and the right for Afternoon measurements.

서풍 계열의 바람이 우세하였고 SD 경로의 오후 측정에 대해서 일부 북동풍 계열의 바람이 나타났다(그림 3a). 해발고도 124m의 남구 AWS에서는 두 경로의 모든 측정 기간 동안 풍속이 $1.8 \sim 5.8 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 의 범위를 기록하였고(표 2), 오후 측정 기간의 평균 풍속은 GM과 SD 측정 경로가 각각 3.5 ± 1.4 와 $3.4 \pm 0.7 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ 로 동일하였으나 오전 측정 기간에는 SD 경로의 평균 풍속이 GM 경로에 비해 약 30% 낮았다(경로 SD: $2.9 \sim 0.8$ 와 경로 GM: $4.3 \pm 1.2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$). 남구 AWS에서의 풍향은 모든 경로에 대해 서풍 계열의 바람이 우세하였다(그림 3b). 전반적인 측정 지역의 바람 특성을 살펴보기 위해 측정 계절을 고려하여 10~11월(2020~2022년)과 1월(2021~2023년)의 두 기간에 대한 바람장미를 남구 AWS 관측자료를 사용하여 그림 3c에 제시하였다. 전반적으로 측정 지역에는 10월과 11월에는 서풍, 북풍 및 동풍이 혼재하였고, 1월에는 서풍계열의 바람이 우세한 특성을 보였다.

경로 GM과 경로 SD의 시간별 총 교통량의 차이는 미미하였지만, Heavy-Duty Vehicle (HDV, 대형화물차(8.5톤 초과)와 컨테이너 및 트레일러와 같은 대형 특수차)의 교통량은 큰 차이를 나타내었다(그림 4a). 2021년 오전과 오후 측정 기간에 대한 경로 GM의 HDV 시간당 교통량은 경로 SD에 비해 각각 25%와 23%에 불과하였고, 2022년에는 각각 28%와 27%에 불과하였다(그림 4a). 또한 동일한 교통량에도 불구하고 경로 SD에서의 전체 차량에 대한 HDV 비율은 44%로 매우 높았지만, 경로 GM에서는 13%였다(그림 4b). 그러나, 경로 GM에서의 HDV 비율 역시 일반적인 대도시에서의 비율에 비하면 상당히 높은 수준이다(예를 들면, 서울 도심에서의 비율은 약 5~6%(Park *et al.*, 2021); 경부고속도로에서의 비율은 주중 약 6% 이하(Park *et al.*, 2023); 미국 로스앤젤레스의 고속도로 4곳에서의 비율은 2~6%(Choi *et al.*, 2012)).

3.2 국내외 선행 연구 결과와 부산항만 인근의 UFP 농도 수준 비교

나노미세먼지(UFP)는 배출 환경과 기상 조건에 강

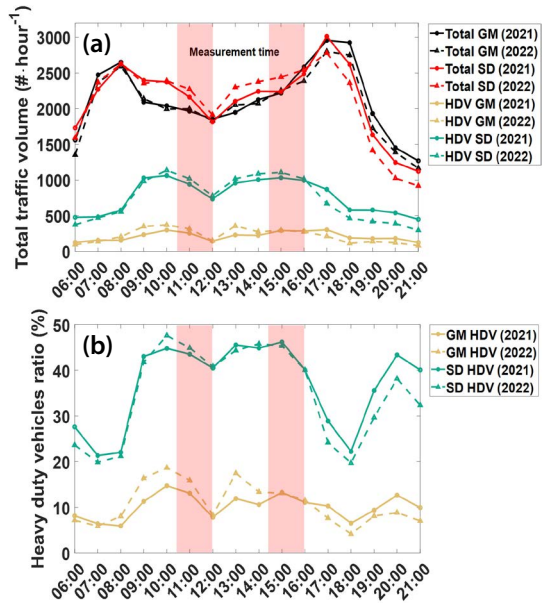


Fig. 4. Diurnal variations of traffic flow rates and HDV fractions in routes GM and SD for 2021 and 2022 (BMC, 2021; BMC, 2022). The red shaded rectangles indicate the measurement periods ((a): Traffic volume rates and (b): Heavy Duty Vehicles (HDV) ratios).

한 영향을 받고, 특히 도심지역에서는 교통 환경(도로 밀집도, 교통량, 교통 조성 및 차량 관리와 배출 저감 정책 등)에 직접적인 영향을 받기 때문에 국가 및 지역에 따른 농도 수준의 차이뿐만 아니라 국지적으로도 농도 수준의 차이가 발생한다(Choi and Kim, 2018). 따라서 본 측정을 통해 획득한 결과를 국내외 선행 연구 결과와 비교하여 부산항만 인근에서의 나노미세먼지 농도 수준을 평가하였다. 도심지역에서는 UFP가 입자 수 농도(PNC; particle number concentration)의 대부분을 차지하기 때문에 도로변이나 도로를 통한 이동측정에서는 PNC를 UFP의 지시자로 활용하기도 한다(예를 들면, Choi *et al.*, 2014). 따라서, 본 연구에서도 PNC를 UFP의 대표적 척도로 사용하여 선행 연구와 비교하였다. 선행 연구 결과는 Kumar *et al.* (2014)에서 종합한 전 세계 42개국에서의 측정자료와 Choi and Kim (2018)에서 종합한 국내 측정자료(도로변과 도심 배경)를 사용하였다(그림

5). 입자 수 농도는 크기가 작을수록 커지는 특성이 있으며, 특히 연료 연소를 통해 배출되는 입자의 수 농도는 수십 나노미터 이하의 작은 크기에 집중되어 있는 특성이 있어(Seinfeld and Pandis, 2016), 국내외 UFP 수 농도의 비교를 위해 최소 측정 크기를 표 3에 제시하였다. 모든 국가의 도심에서 측정된 입자 수 농도는 최소 평균 크기가 15 nm 이하로 동일한 환경이었다면, 더 높은 수 농도를 측정했을 가능성이 높다(즉, 본 연구 결과의 과소평가 가능성). 국내에서 도심 배경 농도의 평균 최소 크기는 18 nm로 본 연구의 최소 크기와 유사하여 직접 비교가 가능하지만 도로변 측정 농도의 평균 최소 크기는 12 nm로, 역시 본 측정

의 최소 크기보다 작아서 동일한 환경에서는 더 본 연구의 결과가 과소평가 되었을 가능성이 있음을 염두에 둘 필요가 있다.

부산 감만항 인근에서 2021~2023년 기간 측정된 입자 수 농도는 두 경로가 인접하여 있음에도 불구하고(직선 이격거리 약 340 m; 그림 1) 경로에 따라서 약 세 배 정도의 큰 차이를 나타내었다(경로 SD: $9.7 \pm 4.4 \times 10^4$ particles·cm⁻³ vs. GM: $3.7 \pm 2.2 \times 10^4$ particles·cm⁻³). 경로 GM은 주변이 주거지역으로 구성되어 있으나, 평균 입자 수 농도가 Choi and Kim (2018)이 종합한 도로와 인접하지 않은 한국의 도심 배경 평균 농도인 0.9×10^4 particles·cm⁻³보다 약 4배 높은 농도를 나타내었고, 한국 도시의 주요 도로변에서의 평균 농도인 5.3×10^4 particles·cm⁻³보다는 조금 낮은 수준을 보였다. 그러나 한국 도시의 도로변 농도가 신촌, 청량리, 강남과 같이 교통량이 매우 많은 곳에서 측정된 값인 것과 입자 수 배출의 주요 오염원이었던 디젤 차량의 DPF 장착 의무화 전인 10년 전의 측정값임을 고려하면, 경로 GM에서의 농도도 상당히 높음을 나타내고 인근 항만 활동(선박배출 포함)에 의한 배출이 주변 지역의 배경농도에 영향을 주었을 가능성을 무시할 수 없다. 특히, 경로 SD의 농도는 한국 도로변 농도에 비해서도 2배 정도 높고 Kumar *et al.* (2014)가 종합한 중국 대도시(상하이, 베이징, 홍콩)에서의 측정 농도인 8.3×10^4 particles·cm⁻³보다 높았다는 것은 항구 인근의 물류 운송을 위한 대형 트럭의 교통량이 높은 도로변에서 입자 수 농도가 매우

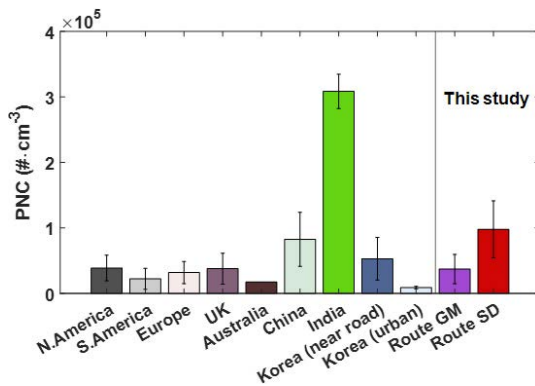


Fig. 5. Mean particle number concentrations in cities worldwide, Korea, and near Busan Port. Data for other countries except Korea were taken from Kumar *et al.* (2014). Data for near-roadway and urban environments in Korea were taken from Choi and Kim (2018). Route GM and SD represent the routes for mobile measurements in this study.

Table 3. Summary of UFP size range for near-roadway and urban environments in Korea were taken from Choi and Kim (2018).

Country	Environment	Lower limit of size (nm)	Source
Korea	Urban	13~20 (mean 18)	Bae <i>et al.</i> (2003); Maskey <i>et al.</i> (2012); Park <i>et al.</i> (2008)
	Roadside	5.6~20 (mean 12)	Bae <i>et al.</i> (2007); Kim <i>et al.</i> (2015); Song <i>et al.</i> (2012); Woo <i>et al.</i> (2008)
South America		10~25 (mean 13)	
UK		4~19.2 (mean 9)	
Europe		3~25 (mean 9)	
North America	Urban	3~20 (mean 12.nm)	Kumar <i>et al.</i> (2014) Table S1.
China		6~10 (mean 8)	
India		5~10 (mean 7.5)	
Australia		15	

높은 수준임을 제시한다. 이러한 높은 입자 수 농도는 이들이 대부분 100 nm 이하의 나노미세먼지로 구성되어 있고 차량 배출 나노미세먼지의 강한 독성을 고려하면 (Brugge *et al.*, 2007; Sioutas *et al.*, 2005), 대형 항만 인근의 운송 트럭 교통량이 많은 도로 인근에 위치한 주거지역에서의 공중 보건에 대한 잠재적인 위험 요소로 작용할 수 있음을 강하게 시사할 뿐만 아니라 이들에 대한 지속적인 모니터링이 필요함을 제시한다. 또한, 서로 인접한 두 경로 사이에서도 약 3배 정도의 농도 차이가 발생할 정도로 공간적 분포의 비균질성을 보여준 것은 나노미세먼지 hotspot에 대한 연구 필요성을 제기한다.

3.3 경로별 시공간적 농도 분포 특성

3.3.1 기상 인자와 농도

도심지역에서 UFP의 주요 배출원은 자동차 배출이며 (Morawska *et al.*, 2008), 직접 배출 오염원은 기상 요소에 영향을 받는다. 또한 대기 중에서의 이차생성이 주요 원인인 $PM_{2.5}$ 질량농도의 고농도는 전구기체의 축적으로 생성반응이 활발해지는 대기정체 기간에 발생하는 경향이 있다 (Han *et al.*, 2023; Park *et al.*, 2021). 따라서, 여기서는 측정 기간의 풍속이 UFP와 $PM_{2.5}$ 의 농도 수준에 미치는 영향을 살펴보았다. 본 분석에서는 prevailing winds를 지시할 수 있는 남구 AWS와 지상의 바람을 나타내는 대연동 도시대기측정소의 관측값을 함께 살펴보았고, 이동플랫폼의 자가 배출의 영향을 배제하기 위해 정지하였던 기간의 자료는 제외하였다.

중관 및 지역 기상 특성을 더 반영할 것으로 예상되는 남구 AWS 기준으로 UFP는 두 측정경로 모두에 대하여 풍속에 따라 감소하는 경향을 보였으나 $PM_{2.5}$ 는 풍속이 강해질수록 오히려 농도가 증가하는 경향성을 나타내었다(그림 6). 이러한 상반된 경향성은 두 입자상 오염물질 농도 기반의 차이에서 기인한 것으로 보인다. 자동차 직접 배출이 주요 배출원인 UFP는 풍속이 증가하면 배출 입자의 확산이 강화되어 수 농도가 감소하는 특징이 있다 (Weichenthal *et al.*, 2008; Hus-

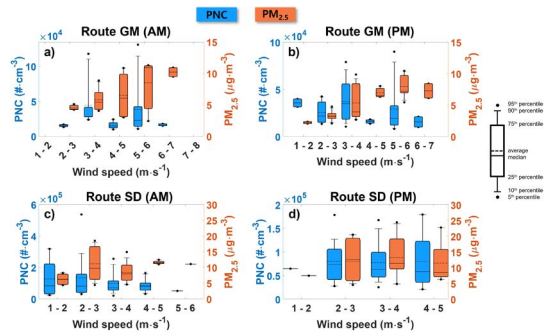


Fig. 6. Box plots of pollutant concentrations as a function of winds speeds at Nam-gu AWS. (a) Route GM (a.m.), (b) Route GM (p.m.), (c) Route SD (a.m.), and (d) Route SD (p.m.). Blue boxes denote particle number concentrations (left y-axis) and Orange boxes represent $PM_{2.5}$ (right y-axis).

sein *et al.*, 2006, 2005). 반면, $PM_{2.5}$ 도 고농도 오염 이벤트는 대기정체에 기인하여 넓은 농도 범위에서는 풍속과 반비례 경향성을 나타내지만 (Park *et al.*, 2021), 본 측정의 $PM_{2.5}$ 농도 범위는 경로 GM과 SD 측정 기간에 대해 각각 $10 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 와 $20 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ 이하의 저농도에 국한되었다. 이러한 환경에서는 바람에 의한 외부 오염원으로부터의 유입과 일부 재비산의 영향으로 풍속의 증가가 항상 $PM_{2.5}$ 의 감소로 이어지는 않는다 (Wang and Ogawa, 2015). 또한, 풍속이 증가하면서 선박에 의한 $PM_{2.5}$ 유입의 가능성도 배제할 수 없다. 그러나, 연료 연소에 의해 배출되는 입자는 UFP 크기에 집중되어 $PM_{2.5}$ 보다는 수 농도에 더 큰 영향을 미치는데 (Choi and Kim, 2018), PNC에서는 이러한 경향성이 나타나지 않았다. 경로 SD의 오후 측정 기간에는 풍속에 따른 농도의 변동성이 명확하지 않았다. 수 농도 경로 SD에는 HDV의 교통량이 많고, 인접한 위치에서 HDV의 배출에 직접적으로 영향을 받았기 때문에 기상 인자의 영향이 인접한 직접 배출 영향에 묻혔을 가능성이 있다.

다양한 지형학적 특성과 지상 구조물의 영향에 의해 변형된 지상의 국지기상을 나타내는 대연 도시대기측정소 풍속을 기준으로 오히려 $PM_{2.5}$ 의 농도가 (절대 농도의 차이는 크지 않지만) 풍속에 따라 감소하는 특성을 나타내었고, 이는 앞의 중관기상의 결과

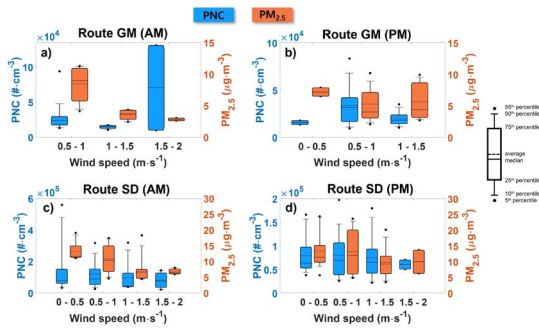


Fig. 7. Same as Fig. 6 except wind data taken from Daeyeon AQMS.

와 달리 지면의 일차배출 특성이 반영되었기 때문인 것으로 보인다. UFP는 경로 GM의 오전 측정 기간 1.5~2 m·s⁻¹ 풍속 구간을 제외하면(이 구간의 측정값은 2개(N=2)에 불과, 그림 7a), 경향성은 약하지만 풍속이 강해질수록 농도가 낮아지는 경향을 보였다(그림 7). 그러나 PM_{2.5}보다 오히려 경향성은 뚜렷하지 않았는데 이는 PM_{2.5}보다 도로의 직접 배출 강도가 더욱 강하고, 몇몇 고배출 차량의 영향을 받아 spike성 고농도의 영향이 강하게 작용하였기 때문인 것으로 판단된다. 또한 모든 측정 기간 풍속이 2 m·s⁻¹ 이하로 약했기 때문에 풍속의 영향이 직접 배출 강도에 비해 상대적으로 적게 반영되었을 가능성도 있다.

3.3.2 교통환경이 농도에 미치는 영향

도심의 UFP는 자동차와 같은 연료 연소에 의한 직접 배출이 약 60% 이상을 차지하며(Kumar *et al.*, 2014), 주행 중인 자동차의 엔진 토크가 높을수록 UFP 배출이 증가한다(Rönkkö *et al.*, 2006). 그리고 DPF 장착 의무화 전에는 일반적으로 경유 엔진이 휘발유 엔진보다 UFP 배출 계수가 약 10배 정도 높은 경향이 있었다(Morawska *et al.*, 2008). 대형 트럭(HDV)은 대부분 경유를 사용하고 토크가 높은 엔진을 사용하기에 많은 양의 UFP를 배출한다(Choi and Kim, 2018). 본 연구의 측정경로 SM과 GM은 총 교통량은 유사하였으나(그림 4), HDV의 교통량은 경로 SD가 GM에 비

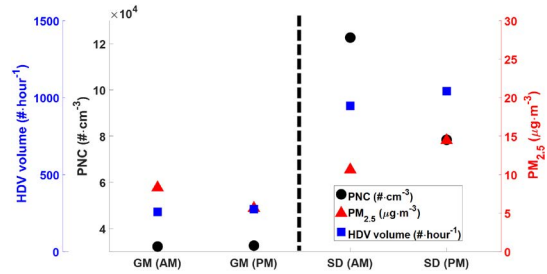


Fig. 8. Traffic volume of heavy-duty vehicles (blue squares) and pollutant concentrations for measurement periods at each route. A.M. and P.M. denote the morning and afternoon measurement periods, respectively.

해 약 3배 이상 많았고, 경로 SD의 입자 수 농도 역시 GM에 비해 약 2.5배 이상 높았다(그림 8). PM_{2.5} 농도 역시 경로 SD에서 높았으나 농도의 차이가 UFP에 비해 크지 않아 직접 배출의 영향이 입자 수 농도에 비해 적음을 보여주었다(그림 8).

3.3.3 차량속도 변화에 따른 농도 분포

도심 내 도로의 신호체계 특성상 이동측정 차량이 가속, 감속, 정지하는 구간은 다른 차량도 동일한 속도 변화 양상을 보인다. 따라서 교통신호등이 있는 교차로에서 이동측정 차량이 감속하여 정지하였다가 가속하는 구간을 가속, 감속, 정지의 운행 조건으로 구분하여 각 조건에 따른 농도 분포를 비교하였다. 운행 조건을 구분하기 위해 속도 자료(1초 해상도)를 5개 간격의 이동평균을 통해 평탄화한 후에 n+1번째와 n번째의 속도 차가 -0.5 km·h⁻¹·s⁻¹ 이하로 감속이 지속되는 구간을 감속 구간, 정지 시 GPS 오차에 의한 변동을 고려하여 속도가 3 km·h⁻¹ 이하가 유지되는 구간을 정지 구간, 그리고 정지 후, 속도의 차가 0.5 km·h⁻¹·s⁻¹ 이상으로 가속이 지속되는 구간을 가속 구간으로 정의하였다. 전반적으로 엔진의 부하가 가장 높은 정지 후 가속 구간에서 가장 높은 입자의 수 농도가 나타났고, 그 다음 감속, 정지 순서로 수 농도가 감소하여 운행 조건이 입자 수 농도에 영향을 미치는 것으로 판단된다(표 4). 감속 단계가 정지 조건보다 높은 입자의 수 농도를 나타낸 것은 브레이크 패드와

Table 4. Mean concentrations (and standard deviations) of particle number concentrations (PNC) in the units of particles · cm⁻³ and PM_{2.5} (units: µg · cm⁻³) based on driving conditions (Accel.: acceleration and Decel.: deceleration).

	Route GM				Route SD			
	AM		PM		AM		PM	
	PNC (particles · cm ⁻³)	PM _{2.5} (µg · cm ⁻³)	PNC (particles · cm ⁻³)	PM _{2.5} (µg · cm ⁻³)	PNC (particles · cm ⁻³)	PM _{2.5} (µg · cm ⁻³)	PNC (particles · cm ⁻³)	PM _{2.5} (µg · cm ⁻³)
Accel.	35,500276,300	8.6 ± 3.9	32,10090,100	5.9 ± 6.5	131,000333,400	10.9 ± 7.9	82,200158,300	14 ± 8.4
Decel.	28,30062,700	8.3 ± 3.2	34,00080,200	5.6 ± 3.1	110,600241,900	10.4 ± 5.4	75,000121,100	13.8 ± 8.3
Stop	22,20060,700	9.4 ± 3.6	25,10049,800	6.1 ± 2.5	99,500259,000	10.8 ± 22.2	69,000 159,100	14 ± 10.5

디스크 및 타이어와 지면의 마찰에 의한 발생이 영향을 미친 것으로 보인다(Kwak *et al.*, 2014). 반면 PM_{2.5}는 조건에 따른 농도 변화가 전반적으로 미미하였다. PM_{2.5}는 대기 중 이차생성이 주 발생원이며 이는 지역적 규모로 발생하기 때문에 도심 배경농도의 수준이 해당 도로에서의 운행 조건에 따른 직접 배출의 차이 규모에 비해 훨씬 크기 때문인 것으로 보인다.

3.3.4 공간적 농도 분포 특성(오염지도)

2.3장에서 논의한 바와 같이 이동측정 기간 측정농도의 공간 분포 특성을 살펴보기 위해 자료 후처리를 통해 각 측정 경로를 약 30 m 간격으로 구획하여, 경로 GM은 125개의 격자, 경로 SD는 181개의 격자로 구분하였다. 본 분석에서는 모든 배출 특성을 고려하기 위해 정지 시의 자료까지 모두 포함하였다. 전체 측정 기간에 대한 각 측정 구역의 평균 입자 수 농도 분포는 경로 GM에서의 최대 농도가 최소 농도보다 약 11배가 높았고, 경로 SD에서는 최대 농도가 최소 농도의 약 7배로 공간적으로 매우 비균질한 분포를 나타내었다. 반면, PM_{2.5}의 전체 측정 기간 평균 농도는 경로 GM에서는 5.5~8.5 µg · m⁻³의 범위로 분포하였고 경로 SD에서는 9.1~16.6 µg · m⁻³의 범위로 분포하여 공간적 농도 변동 폭이 크지 않았다(그림 9c와 10c). 이 농도 변동 폭은 Park *et al.* (2021)이 서울 중심에서 일중 변동성(diel variation)을 통해 제시한 출근 시간대 농도 증가량인 4~6 µg · m⁻³와 Choi *et al.* (2012)이 측정한 미국 로스엔젤레스 고속도로 배출에 의한 PM_{2.5} 농도 증가량 약 4 µg · m⁻³와(배경 농도 15

µg · m⁻³에 비해) 유사한 규모이다. UFP와 PM_{2.5} 농도의 공간적 분포에 이러한 차이가 발생한 이유는 차량 배출이 UFP 크기 범위에 집중되어 있어 수 농도에는 직접적으로 영향을 미치지만 PM_{2.5}는 직접 배출보다는 NO_x, SO_x, VOC_s, NH₃ 등이 대기 중 화학반응을 거치면서 생성되는 이차생성이 주요 발생원이기 때문이다(Choi and Kim, 2018).

오전 시간대 경로 GM의 PM_{2.5} 평균 농도는 6.9 ± 0.4 µg · m⁻³로 경로 SD (10.3 ± 1.9 µg · m⁻³)의 약 67% 수준이었으나, 경로 GM의 오전 UFP 평균 수 농도는 43,700 ± 50,800 particles · m⁻³로 경로 SD (121,900 ± 78,100 particles · m⁻³)의 36%에 불과하였다. 그러나 오후 시간대 경로 GM의 PM_{2.5} 농도는 경로 SD의 47% 수준이었고, 입자 수 농도 역시 경로 GM의 농도가 SD의 41% 수준으로 유사하였다(표 5). 보다 자세한 측정 시간대별 경로별 농도 분포 통계는 표 5에 요약하여 제시하였다.

그림 9과 10은 각각 경로 GM과 SD에서 UFP(왼쪽 패널)와 PM_{2.5}(중간 패널)의 농도 분포 지도를 보여 준다. 앞에서 언급했듯이 전반적으로 두 경로에서 모두 UFP의 수 농도 변동성이 PM_{2.5}에 비하여 확연히 크게 나타났다. 경로 GM에서의 또 다른 분포 특성은 수 농도의 분포 경향과 PM_{2.5}의 분포 경향이 일치하지는 않았다는 것이다. 이는 대형 디젤 트럭의 통행량이 상대적으로 적은 경로 GM에서는 대기 중 입자상 물질의 두 농도 척도인 수 농도와 PM_{2.5} 질량 농도 변동의 기여 인자가 다를 수 있음을 의미한다. 이를 확인하기 위해 각 격자의 UFP 수 농도와 PM_{2.5} 농도를 각각의 경

Table 5. Summary of statistics of PNC and PM_{2.5} concentration distributions observed in each Route (1st QU.: 1st quartile; 3rd QU.: 3rd quartile).

	Route GM						Route SD					
	PNC (particles · cm ⁻³)			PM _{2.5} (μg · m ⁻³)			PNC (particles · cm ⁻³)			PM _{2.5} (μg · m ⁻³)		
	A.M.	P.M.	Total	A.M.	P.M.	Total	A.M.	P.M.	Total	A.M.	P.M.	Total
Min.	14,800	20,000	17,700	6.2	4.9	5.5	317,00	24,700	29,400	8.3	9.8	9.1
1 st QU.	19,600	25,500	25,600	6.7	5.3	5.9	56,900	60,300	69,400	9	10.7	10.1
Median	26,100	29,700	29,400	6.8	5.4	6.1	100,600	84,300	97,800	9.9	11.3	10.7
3 rd QU.	45,900	36,200	43,300	7.1	5.6	6.2	161,100	97,300	123,600	10.9	12.3	11.8
Max.	406,300	99,800	188,700	8.8	9.8	8.5	335,000	158,700	231,100	19.5	15.4	16.6
Mean	43,700	32,700	37,400	6.9	5.5	6.1	121,900	79,500	96,900	10.3	11.6	11

로 평균 농도로 정규화한 상대 농도(즉, PNC/\overline{PNC} 와 $PM_{2.5}/\overline{PM_{2.5}}$)를 비교하였다(그림 9의 오른쪽 패널). 이 산포도를 통해 경로 GM에서는 입자 수 농도(PNC)는 평균 대비 10배까지 증가하는 반면, PM_{2.5}는 2배 이하로 변동성이 적은 것과 두 인자 사이에 상관성이 나타나지 않았음을 확인하였다. 또한 PNC/\overline{PNC} 이 $PM_{2.5}/\overline{PM_{2.5}}$ 보다 월등히 큰 구역(강한 수 농도 배출 원이지만 PM_{2.5}의 배출은 없는 구역 - 그림 9의 지도에서 검은색 파선 및 산포도에서 회색 음영)과 그 반대의 구역(입자의 수는 적지만 큰 입자의 배출이 발생하여 질량농도의 증가가 발생한 구역 - 지도에서 청록색 파선 및 산포도에서 하늘색 음영)이 구분되었고, 전자(UFP hotspot)는 오거리 교차로로 교통량이 밀집한 구역(그림 9d의 A)과 경사도가 가파른 도로(약 8.5°)로 차량의 엔진의 부하가 높아지며, 아파트 건설 공사로 인한 HDV 통행 및 비산먼지 발생 구역이었다(그림 9d의 B). 후자는 컨테이너 적재 항만에 인접한 아파트 단지 옆의 대형 마트가 위치하고 있는 구역이었으나 상대적 고농도 PM_{2.5}의 원인은 확인할 수 없었다(농도 자체는 10 μg · m⁻³ 이하).

입자상 물질의 고배출 차량인 HDV 교통량이 매우 높은 경로 SD에서는 PNC와 PM_{2.5}의 농도가 모두 경로 GM보다 높았고 PNC/\overline{PNC} 와 $PM_{2.5}/\overline{PM_{2.5}}$ 가 양의 상관성을 보임으로써(그림 10의 오른쪽 패널), HDV 교통량이 PNC뿐만 아니라 PM_{2.5}의 농도에도 영향을 미칠 수 있음을 제시한다. 그러나 $PM_{2.5}/\overline{PM_{2.5}}$ 가 2 이

하로 크지 않고, PNC/\overline{PNC} 와 $PM_{2.5}/\overline{PM_{2.5}}$ 사이의 기울기가 2 정도로 크기 때문에(그림 10c의 오른쪽 패널) HDV에 의한 입자상 물질의 배출이 PM_{2.5}보다는 UFP의 PNC 농도에 더 큰 영향을 미침을 제시한다. 경로 SD에서도 상대적 PNC의 고농도 hotspot 지역을 그림 10에 검은색 파선 상자와 회색 음영으로 나타내었는데, 모두 상시 HDV의 교통량이 많은 구역이었다(그림 10d의 C와 D). 반면, 전체 측정 기간 PNC의 농도가 지속적으로 낮았던 구역은 주거 구역으로 HDV의 통행이 매우 제한적인 구역이었다.

3.4 평균 입자 크기를 이용한 UFP 노출도 평가

입자의 크기에 따라 인체에 침적되는 위치와 침적률의 차이가 나타나며, 일반적으로 인체 호흡기관 중 가장 깊숙한 폐포(pulmonary alveoli)에 침적되면 더욱 건강에 악영향을 미치는 것으로 알려져 있다(Oberdörster *et al.*, 2005). 따라서 대기 중 입자상 물질의 노출도 평가를 위해서는 크기에 기반한 인체 침적률을 고려하는 것이 필요하다. 본 연구에서는 이를 위해 International Commission of Radiological Protection (ICRP) model (ICRP, 1994)을 사용하여 측정 경로에서 관측한 평균 입자 크기에 대해 인체 호흡기관으로의 침적률을 평가하였다. ICRP 모델은 흡입한 입자상 물질의 인체 호흡기관에서의 침적률을 단순히 입자 크기에 대한 함수로 계산하며 호흡기관은 상부 호흡기관인 인두영역(pharyngeal, PG), 중간호흡기관

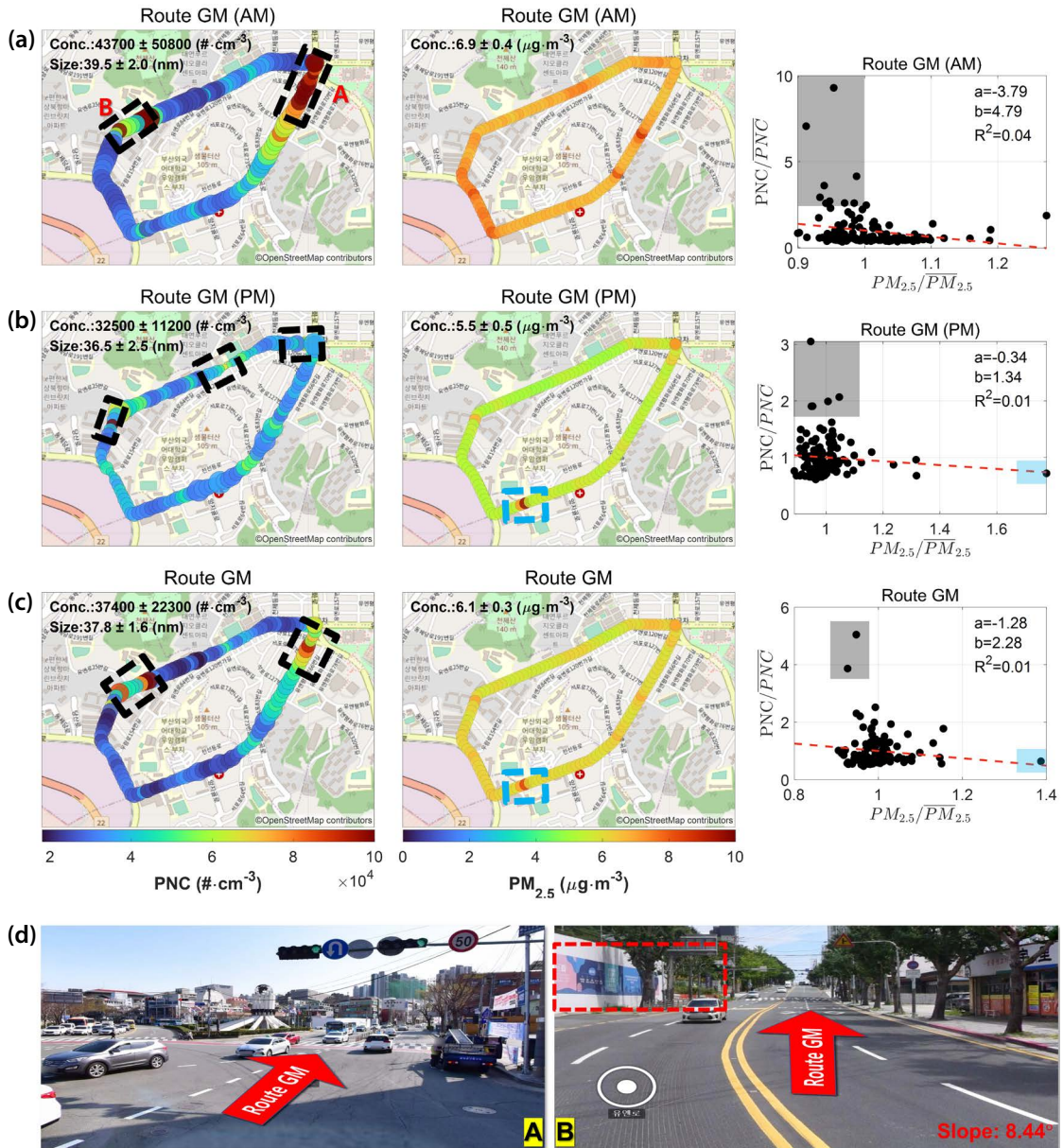


Fig. 9. Pollution maps of route GM. Left panel is for PNC, middle panel for $PM_{2.5}$, and right panel for the scatter plots of PNC/PNC vs. $PM_{2.5}/PM_{2.5}$ ratios. The size of the circle is the size of the UFP particle. The black-shaded part of the right panel is indicated by a black dotted line on the contamination map, and the blue shaded is indicated by a blue dotted line. (a) morning, (b) afternoon, (c) entire periods, and (d) Photos of surrounding environments around hotspots.

인 기관지기관 (tracheobronchial, TB), 심부호흡기관 인 심폐 (pulmonary, P)로 구분한다 (Oberdörster *et al.*, 2005).

입자 수 농도와는 반대로 경로 GM의 UFP 평균 입자크기는 경로 SD보다 컸다. 해당 경로별 측정된 입자의 인체 호흡기관 내 평균 침적률은 해당 경로의 각

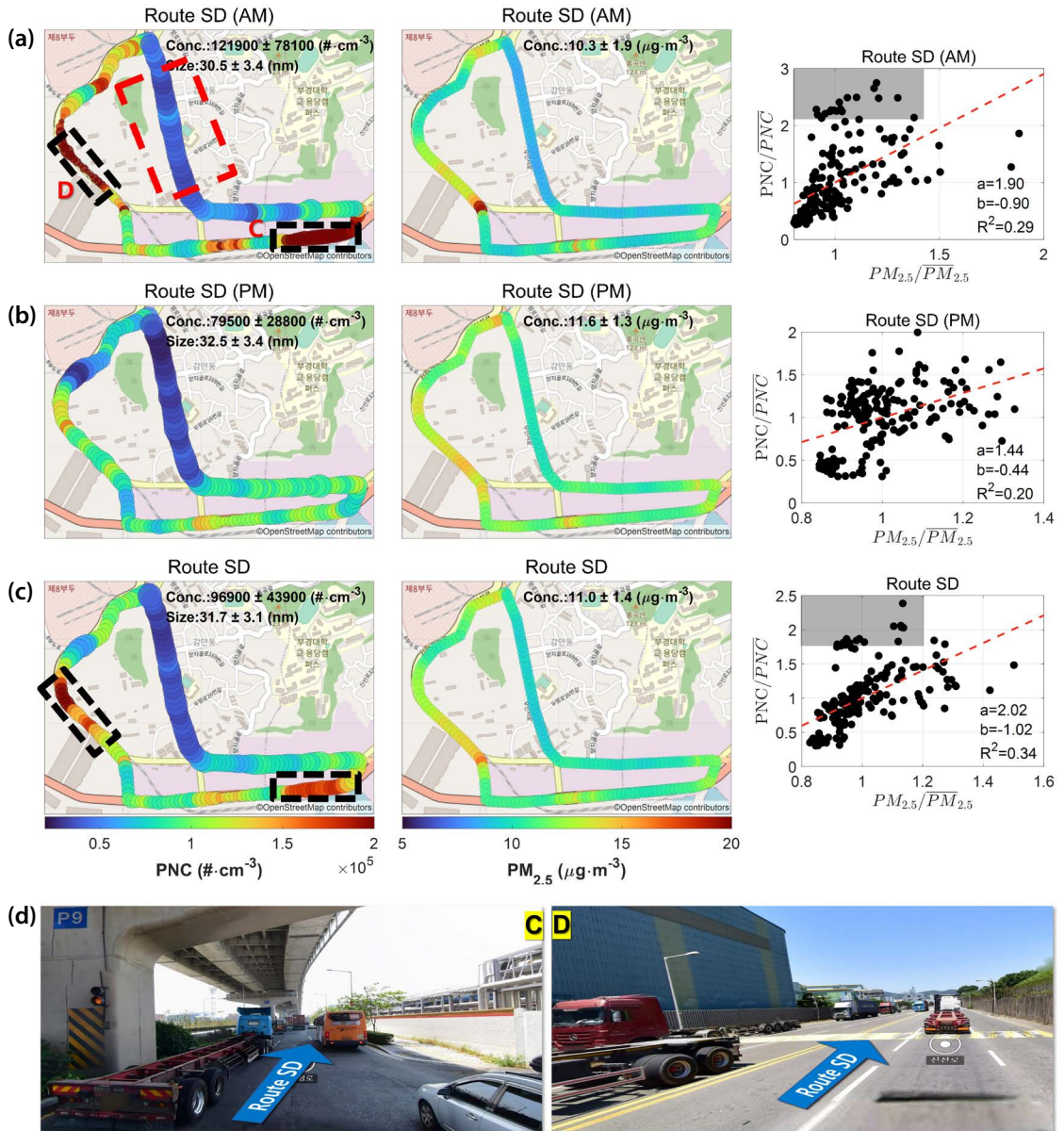


Fig. 10. Same as Fig. 9 except for the target route (Route SD).

격자에서의 평균 입자 크기를 구한 후, 이 평균 크기를 이용하여 격자별 침적률을 계산한 뒤, 각 경로의 모든 격자에서의 침적률의 평균값으로 정의하였다. 경로 GM에서 측정된 평균 크기의 입자에 대한 호흡기관 총 침적률은 오전, 오후, 전체 측정 시간대에서

각각 0.501, 0.535, 0.522로 UFG가 호흡기로 들어왔을 때 약 50%의 입자가 호흡기관에 침적되며, 경로 SD에서는 각각 0.606, 0.581, 0.591로 약 60%의 침적률을 보였다(표 6). 입자 수 농도가 경로 SD에서 경로 GM보다 평균 약 2.6배 높았음을 고려하면 인체의 침적효

Table 6. Deposition fractions of inhaled particles in human respiratory tracts calculated with the ICRP model based on observed mean particle size (PG: pharyngeal, TB: tracheobronchial and P: pulmonary).

Route	A.M.				P.M.				Total			
	Total	PG	TB	P	Total	PG	TB	P	Total	PG	TB	P
GM	0.501	0.047	0.088	0.366	0.535	0.052	0.096	0.387	0.522	0.050	0.093	0.379
SD	0.606	0.064	0.116	0.426	0.581	0.059	0.109	0.413	0.591	0.061	0.112	0.418

과는 더 커질 것으로 판단된다. 이 침적률은 Choi (2021)가 미국 로스앤젤레스의 고속도로 인근 주택가에서 같은 방법으로 계산한 침적률 0.504와 비교될 만하고, Kumar *et al.* (2014)이 역시 같은 방법으로 평가한 영국 캠브리지의 침적률 0.66과 인도 델리에서의 침적률 0.41 사이에 위치한다.

모든 경로에서 측정된 평균 크기의 UFP는 인체 호흡기관 중 가장 심부인 심폐에 가장 높은 비율로 침적되며(경로 GM: 38%, 경로 SD: 42%), 중간 호흡기관인 기관지기관과 상부 호흡기관인 인두 영역 순으로 침적률이 작았다(표 6). PM_{2.5}에 가장 큰 영향을 주는 약 1 μm와 가장 크기가 큰 2.5 μm의 입자가 심폐 영역에 침적되는 비율이 각각 12.2%와 10.8%이고(Choi, 2021), PM_{2.5}와 PM₁₀의 대부분이 상부 호흡기관에 침적된다는 선행 연구 결과를 고려하면(Lv *et al.*, 2021), 도로에서 자동차 연료연소에 의해 배출되는 나노미세먼지(UFP)의 인체에 미치는 악영향이 더 클 수 있음을 제시한다(Choi and Kim, 2018). 특히 HDV의 교통량이 많아 배출 입자의 수 농도가 훨씬 높은 경로 SD에서 심부 호흡기관에서의 침적률이 더 높은 경향을 보여준 본 연구 결과는 PM_{2.5}뿐만 아니라 자동차 배출 나노입자에 대한 지속적인 모니터링과 저감정책이 필요함을 시사한다.

4. 결 론

본 연구에서는 부산광역시에 위치한 부산항 인근의 교통 조성이 다른 두 도로에서 이동측정을 통해 PM_{2.5} 질량 농도와 UFP를 대표하는 수 농도의 시공간적 분

포 특성을 살펴보고자 하였다. 국내의 선행 연구와 본 연구의 UFP 농도 수준을 비교하였을 때, HDV 교통량이 매우 높은 경로 SD에서의 입자 수 농도는 $9.7 \pm 4.4 \times 10^4$ particles·cm⁻³로 서울 도로변보다 1.8배, 중국의 1.2배의 높은 농도 수준을 보였다. 주변 환경이 주로 주거지역으로 구성되고 HDV 교통량이 상대적으로 적은 경로 GM에서는 $3.7 \pm 2.2 \times 10^4$ particles·cm⁻³로 경로 SD의 34% 수준으로 낮은 농도를 보였다. 경로 SD와 가장 인접한 곳을 기준으로 직선거리가 약 340 m인 것을 고려하면, UFP의 수 농도는 자동차 배출 특성에 직접적으로 영향을 받아 공간적으로 매우 비균질한 특성을 보였다.

이러한 공간적으로 비균질적인 농도 분포의 원인은 경로에 따른 차량조성의 차이인 것으로 판단된다. 경로 GM과 경로 SD의 총 교통량은 거의 유사하고 시간 변동성 역시 유사하지만, HDV의 교통량에는 큰 차이가 있었다. 경로 GM의 HDV 교통량은 오전과 오후 각각 경로 SD의 25%와 23%에 불과하였으며, 경로 SD에서의 HDV 조성은 총 교통량의 44%로 다른 도심에 비해 매우 높았다. 도심 내에서의 UFP 주요 배출원은 자동차 직접 배출로 알려져 있고, 경유 엔진을 사용하는 HDV의 UFP 배출계수가 DPF 장착 의무화 전에는 소형 휘발유 차량(light-duty vehicles, LDV)에 비해 약 10~20배 이상 큰 배출계수를 가진 것으로 알려졌기 때문에 경로 SD의 높은 UFP 농도 수준은 높은 HDV 교통량에 기인한 것으로 보인다(Choi and Kim, 2018).

각 경로에 대해 입자 수 농도(PNC)와 PM_{2.5}의 상세규모 공간적 분포 특성을 조사하였다. 두 경로에서 공통적으로 PNC의 변동성은 매우 컸으나, PM_{2.5}는

비교적 적은 변동성을 나타내었다. 특히 경로 SD에서 HDV의 교통량이 상시 많은 곳에서 고농도의 PNC가 나타났으며, HDV의 교통량이 거의 없는 주거지역은 낮은 농도가 유지되었다.

높은 수준의 UFP 수 농도 분포를 보인 경로 SD의 평균 입자 크기는 31.7 nm로 경로 GM의 37.8 nm보다 작았다. ICRP model을 사용하여 입자 평균 크기에 따른 인체 호흡기 내 침적률을 계산한 결과, 경로 GM에서의 총 침적률은 52.2%, 경로 SD에서는 59.1%였다. 특히, 건강에 더 악영향을 미치는 것으로 알려진 심부 호흡기관인 심폐에서의 침적률은 높은 HDV 교통량에 의해 높은 PNC 농도를 보인 경로 SD에서 총 흡입한 입자의 42% 나타나 주거지역으로 둘러싸인 경로 GM (38%)에 비해 높았으며, 이 결과는 PM_{2.5}뿐만 아니라 자동차 배출 나노입자에 대한 지속적인 모니터링과 저감 정책이 필요함을 제시한다.

본 연구는 내연기관 차량을 간이 이동 플랫폼으로 사용하여 자가 오염의 영향을 완전히 배제할 수 없는 한계점이 있다. 그럼에도 불구하고 한국에서 다양한 (자동차 및 선박, 건설장비 등을 포함한) 이동오염원의 연료 연소를 통한 배출이 직접적으로 영향을 미치는 입자 수 농도 분포 특성에 대한 연구가 제한적으로 수행되어 왔고 (Choi and Kim, 2018), 특히 선박 배출 및 항만 활동 (대형 컨테이너트럭의 이동)으로 높은 수준의 입자상 오염물질 배출이 예상되는 대형 항만 인근에서의 모니터링 연구는 거의 이루어진 바 없다. 따라서 본 연구는 대형 항만 인근 도로 주변이 높은 수준의 PNC 농도가 발생하는 hotspot임을 제시하였고, 따라서 이에 대한 지속적인 모니터링과 저감 정책 수립 필요성을 제기한다는 점에서 의의를 가진다. 또한, 항만이 위치한 지형적 특성상, 해륙풍이 PNC와 PM_{2.5} 농도 분포에 미치는 영향을 고려하기 위해 항후, 해풍과 육풍 시간대를 모두 포함한 연속적인 측정과 입자 크기분포 및 화학적 조성의 측정을 병행함으로써, 이들의 발생원에 대한 보다 정확한 기여도와 해륙풍이 입자 발생 기작에 미치는 영향 규명이 필요할 것으로 보인다.

감사의 글

이 논문은 부경대학교 자율창의학술연구비 (2021. 9~2023. 8)의 지원으로 수행되었습니다. 일부 측정에는 부경대학교 지구환경시스템과학부 환경대기과학 전공의 학부생들이 참여하여 도움을 주었기에 이에 감사드립니다.

References

- Avino, P., Protano, C., Vitali, M., Manigrasso, M. (2016) Benchmark study on fine-mode aerosol in a big urban area and relevant doses deposited in the human respiratory tract, *Environmental Pollution*, 216, 530-537. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.005>
- Bae, G.-N., Kim, M.C., Lim, D.-Y., Moon, K.-C., Baik, N.J. (2003) Characteristics of urban aerosol number size distribution in Seoul during the winter season of 2001, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment* 19, 166-177, (in Korean with English abstract).
- Bae, G.-N., Lee, S.-B., Park, S.-M. (2007) Vehicle related fine particulate air pollution in Seoul, Korea, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 1(1), 1-8.
- Brook, R.D., Rajagopalan, S., Pope, C.A., Brook, J.R., Bhatnagar, A., Diez-Roux, A.V., Holguin, F., Hong, Y., Luepker, R.V., Mittleman, M.A., Peters, A., Siscovick, D., Smith, S.C., Whitsel, L., Kaufman, J.D. (2010) Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the american heart association, *In Circulation*, 121(21), 2331-2378. <https://doi.org/10.1161/CIR.0b013e3181d8e1>
- Brugge, D., Durant, J.L., Rioux, C. (2007) Near-highway pollutants in motor vehicle exhaust: A review of epidemiologic evidence of cardiac and pulmonary health risks, *Environmental Health*, 6(1), 1-12. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-6-23>
- Busan Metropolitan City (BMC) (2022) 2021 Traffic Analysis in Busan Metropolitan City (I), Busan Metropolitan City. https://www.busan.go.kr/resource/preview_skin/doc.html?fn=BBSTY1_ATTACH_1521175_1&rs=/resource/preview_result/202304 (access on Jul. 5, 2023).
- Busan Metropolitan City (BMC) (2023) 2022 Traffic Analysis in Busan Metropolitan City (I), Busan Metropolitan City. https://www.busan.go.kr/resource/preview_skin/doc

- html?fn=BBSTY1_ATTACH_1558345_1&rs=/resource/preview_result/202304 (access on Jul. 5, 2023).
- Choi, W. (2021) Indoor and Outdoor Ultrafine Particle Number Concentrations and Deposition Fractions in the Respiratory Tract in a Single-family House near the Major Roadway, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 37(2), 276-291, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2021.37.2.276>
- Choi, W., He, M., Barbesant, V., Kozawa, K.H., Mara, S., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2012) Prevalence of wide area impacts downwind of freeways under pre-sunrise stable atmospheric conditions, *Atmospheric Environment*, 62, 318-327. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.084>
- Choi, W., Hu, S., He, M., Kozawa, K., Mara, S., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2013) Neighborhood-scale air quality impacts of emissions from motor vehicles and aircraft, *Atmospheric Environment*, 80, 310-321, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.07.043>
- Choi, W., Kim, J.-J. (2018) Characteristics of Ultrafine Particles in Urban Areas Observed Worldwide and in Korea: Sources and Emissions, Spatial and Temporal Distributions, and Health Effects, *Atmosphere*, Korean Meteorological Society, 28(3), 337-355, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.14191/Atmos.2018.28.3.337>
- Choi, W., Paulson, S.E. (2016) Closing the ultrafine particle number concentration budget at road-to-ambient scale: Implications for particle dynamics, *Aerosol Science and Technology*, 50(5), 448-461. <https://doi.org/10.1080/02786826.2016.1155104>
- Choi, W., Ranasinghe, D., Bunavage, K., DeShazo, J.R., We, L., Seguel, R., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2016) The effects of the built environment, traffic patterns, and micro-meteorology on street level ultrafine particle concentrations at a block scale: Results from multiple urban sites, *Science of The Total Environment*, 553, 474-485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.083>
- Choi, W., Ranasinghe, D., DeShazo, J.R., Kim, J.J., Paulson, S.E. (2018) Where to locate transit stops: Cross-intersection profiles of ultrafine particles and implications for pedestrian exposure, *Environmental Pollution*, 233, 235-245. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.055>
- Choi, W., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2014) Factors Controlling Pollutant Plume Length Downwind of Major Roadways in Nocturnal Surface Inversions, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14, 1053-1064. <https://doi.org/10.5194/acp-14-1053-2014>
- impact of meteorological factors in Busan, Korea, *Respiratory Medicine*, 124, 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2017.02.010>
- Clean Air Policy Support System (CAPSS) (2020) CAPSS emissions in 2020. <https://www.air.go.kr/capss/emission/search.do?menuId=33> (access on Aug. 1, 2023).
- Cohen, A.J., Brauer, M., Burnett, R., Anderson, H.R., Frostad, J., Estep, K., Balakrishnan, K., Brunekreef, B., Dandona, L., Dandona, R., Feigin, V., Freedman, G., Hubbell, B., Jobling, A., Kan, H., Knibbs, L., Liu, Y., Martin, R., Morawska, L., ... Forouzanfar, M.H. (2017) Estimates and 25-year trends of the global burden of disease attributable to ambient air pollution: an analysis of data from the Global Burden of Diseases Study 2015, *The Lancet*, 389(10082), 1907-1918. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)30505-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)30505-6)
- DeSouza, P., Anjomshoa, A., Duarte, F., Kahn, R., Kumar, P., Ratti, C. (2020) Air quality monitoring using mobile low-cost sensors mounted on trash-trucks: Methods development and lessons learned, *Sustainable Cities and Society*, 60. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102239>
- Fritsch, F.N., Carlson, R.E. (1980) Monotone piecewise cubic interpolation, *SIAM Journal on Numerical Analysis*, 17(2), 238-246. <https://doi.org/10.1137/0717021>
- Han, S., Park, Y., Noh, N., Kim, J.H., Kim, J.J., Kim, B.M., Choi, W. (2023) Spatiotemporal variability of the PM_{2.5} distribution and weather anomalies during severe pollution events: Observations from 462 air quality monitoring stations across South Korea, *Atmospheric Pollution Research*, 14(3). <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.10167>
- Hussein, T., Hämeri, K., Aalto, P.P., Paatero, P., Kulmala, M. (2005) Modal structure and spatial-temporal variations of urban and suburban aerosols in Helsinki - Finland, *Atmospheric Environment*, 39(9), 1655-1668. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.11.031>
- Hussein, T., Karppinen, A., Kukkonen, J., Härkönen, J., Aalto, P.P., Hämeri, K., Kerminen, V.M., Kulmala, M. (2006) Meteorological dependence of size-fractionated number concentrations of urban aerosol particles, *Atmospheric Environment*, 40(8), 1427-1440. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.061>
- International Commission of Radiological Protection (ICRP) (1994) ICRP publication 66: human respiratory tract model for radiological protection (Vol. 66), Elsevier Health Sciences.
- Jo, E.J., Lee, W.S., Jo, H.Y., Kim, C.H., Eom, J.S., Mok, J.H., Kim, M.H., Lee, K., Kim, K.U., Lee, M.K., Park, H.K. (2017)

- Effects of particulate matter on respiratory disease and the impact of meteorological factors in Busan, Korea, *Respiratory Medicine*, 124, 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.rmed.2017.02.010>
- Kappos, A.D., Bruckmann, P., Eikmann, T., Englert, N., Heinrich, U., Höpfe, P., Koch, E., Krause, G.H.M., Kreyling, W.G., Rauchfuss, K., Rombout, P., Schulz-Klempj, V., Thielk, W.R., Wichmann, H.-E. (2004) Health effects of particles in ambient air, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 207(4), 399-407. <https://doi.org/10.1078/1438-4639-00306>
- Kim, K., Woo, D., Lee, S.B., Bae, G.N. (2015) On-road measurements of ultrafine particles and associated air pollutants in a densely populated area of Seoul, Korea, *Aerosol and Air Quality Research*, 15(1), 142-153. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.01.0014>
- Kittelson, D.B., Watts, W.F., Johnson, J.P. (2004) Nanoparticle emissions on Minnesota highways, *Atmospheric Environment*, 38(1), 9-19. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.037>
- Korea Environment Corporation (KECO) (2023) <https://www.keco.or.kr/web/lay1/S1T166C1019/contents.do> (accessed on Jul. 5, 2023).
- Kumar, P., Morawska, L., Birmili, W., Paasonen, P., Hu, M., Kulmala, M., Harrison, R.M., Norford, L., Britter, R. (2014) Ultrafine particles in cities, *Environment international*, 66, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013>
- Kumar, P., Robins, A., Vardoulakis, S., Britter, R. (2010) A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls, *Atmospheric Environment*, 44(39), 5035-5052. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.016>
- Kwak, J., Lee, S., Lee, S. (2014) On-road and laboratory investigations on non-exhaust ultrafine particles from the interaction between the tire and road pavement under braking conditions, *Atmospheric Environment*, 97, 195-205. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.014>
- Lelieveld, J., Evans, J.S., Fnais, M., Giannadaki, D., Pozzer, A. (2015) The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale, *Nature*, 525(7569), 367-371. <https://doi.org/10.1038/nature15371>
- Lim, C.C., Kim, H., Vilcassim, M.J.R., Thurston, G.D., Gordon, T., Chen, L.C., Lee, K., Heimbinder, M., Kim, S.Y. (2019) Mapping urban air quality using mobile sampling with low-cost sensors and machine learning in Seoul, South Korea, *Environment International*, 131, 105022. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105022>
- Lv, H., Li, H., Qiu, Z., Zhang, F., Song, J. (2021) Assessment of pedestrian exposure and deposition of PM₁₀, PM_{2.5} and ultrafine particles at an urban roadside: A case study of Xi'an, China, *Atmospheric Pollution Research*, 12(4), 112-121. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.02.018>
- Manwell, J.F., McGowan, J.G., Rogers, A.L. (2010) *Wind energy explained: theory, design and application*, John Wiley & Sons.
- Maskey, S., Kim, J.S., Cho, H.J., Park, K. (2012) Ultrafine particle events in the ambient atmosphere in Korea, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 6(4), 288-303. <https://doi.org/10.5572/ajae.2012.6.4.288>
- Messier, K.P., Chambliss, S.E., Gani, S., Alvarez, R., Brauer, M., Choi, J.J., Hamburg, S.P., Kerckhoffs, J., Lafranchi, B., Lundén, M.M., Marshall, J.D., Portier, C.J., Roy, A., Szpiro, A.A., Vermeulen, R.C.H., Apte, J.S. (2018) Mapping Air Pollution with Google Street View Cars: Efficient Approaches with Mobile Monitoring and Land Use Regression, *Environmental Science and Technology*, 52(21), 12563-12572. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03395>
- Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E.R., Keogh, D.U., Ling, X. (2008) Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure, *Atmospheric Environment*, 42(35), 8113-8138. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.050>
- Oberdörster, G., Oberdörster, E., Oberdörster, J. (2005) Nanotoxicology: an emerging discipline evolving from studies of ultrafine particles, *Environmental health perspectives*, 113(7), 823-839. <https://doi.org/10.1289/ehp.7339>
- Park, K., Park, J.Y., Kwak, J.H., Cho, G.N., Kim, J.S. (2008) Seasonal and diurnal variations of ultrafine particle concentration in urban Gwangju, Korea: Observation of ultrafine particle events, *Atmospheric Environment*, 42(4), 788-799. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.068>
- Park, Y., Han, S., Song, H., Lee, S., Kwak, K.H., Kim, C., Choi, W. (2023) Quantification of Turbulence Characteristics on the Concentration Distributions of Traffic-related Pollutants near Roadways, *Atmosphere*, Korean Meteorological Society, (in Korean with English abstract).
- Park, Y., Kim, L., Choi, W. (2019) Comparison of Transit User's Inhalation Rates of PM_{2.5} between Three Transportation Types (Walk, Bus, Subway) in Spring and Sum-

- mer in Urban Areas of Busan, Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(5), 577-592, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2019.35.5.577>
- Park, Y., Park, H.S., Han, S., Hwang, K., Lee, S., Choi, J.Y., Lee, J.B., Lee, S.H., Kwak, K.H., Kim, J.J., Choi, W. (2021) Intra-community scale variability of air quality in the center of a megacity in South Korea: A high-density cost-effective sensor network, *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(19), 9105. <https://doi.org/10.3390/app11199105>
- Peters, J., Van den Bossche, J., Reggente, M., Van Poppel, M., De Baets, B., Theunis, J. (2014) Cyclist exposure to UFP and BC on urban routes in Antwerp, Belgium, *Atmospheric Environment*, 92, 31-43. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.039>
- Pirjola, L., Pajunoja, A., Walden, J., Jalkanen, J.P., Rönkkö, T., Koussa, A., Koskentalo, T. (2014) Mobile measurements of ship emissions in two harbour areas in Finland, *Atmospheric Measurement Techniques*, 7(1), 149-161. <https://doi.org/10.5194/amt-7-149-2014>
- Pope, C.A., Dockery, D.W. (2006) Health effects of fine particulate air pollution: Lines that connect, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 56(6), 709-742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Ranasinghe, D.R., Choi, W., Winer, A.M., Paulson, S.E. (2016) Developing high spatial resolution concentration maps using mobile air quality measurements, *Aerosol and Air Quality Research*, 16(8), 1841-1853, <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.07.0484>
- Rönkkö, T., Virtanen, A., Vaaraslahti, K., Keskinen, J., Pirjola, L., Lappi, M. (2006) Effect of dilution conditions and driving parameters on nucleation mode particles in diesel exhaust: Laboratory and on-road study, *Atmospheric Environment*, 40(16), 2893-2901, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.002>
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016) *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, John Wiley & Sons, Inc., New York, NY, USA.
- Shimura, T., Inoue, M., Tsujimoto, H., Sasaki, K., Iguchi, M. (2018) Estimation of wind vector profile using a hexarotor unmanned aerial vehicle and its application to meteorological observation up to 1000 m above surface, *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 35(8), 1621-1631. <https://doi.org/10.1175/JTECH-D-17-0186.1>
- Sicard, P., Agathokleous, E., De Marco, A., Paoletti, E., Calatayud, V. (2021) Urban population exposure to air pollution in Europe over the last decades, *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00450-2>
- Sioutas, C., Delfino, R.J., Singh, M. (2005) Exposure assessment for atmospheric ultrafine particles (UFPs) and implications in epidemiologic research, *Environmental Health Perspectives*, 113(8), 947-955. <https://doi.org/10.1289/ehp.7939>
- Song, H.G., Hwang, K., Park, H.S., Park, Y., Han, S., Byun, M., Kim, J.J., An, J.G., Yim, U.H., Choi, W. (2023) Estimating vehicular emission factors and vehicle-induced turbulence: Application of an air quality sensor array for continuous multipoint monitoring in a tunnel, *Atmospheric Pollution Research*, 14(7), 101799. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101799>
- Song, S., Paek, D., Lee, Y.M., Lee, C., Park, C., Yu, S.D. (2012) Ambient fine and ultrafine particle measurements and their correlations with particulate PAHs at an elementary school near a highway, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 6(2), 96-103. <https://doi.org/10.5572/ajae.2012.6.2.096>
- Statistics Korea (2023) Resident registration population and household status. https://kosis.kr/statHtml/statHtml.do?orgId=101&tblId=DT_1B040A3&checkFlag=N (accessed on Apr. 12, 2023).
- TSI (2019) DUSTTRAKTM II Aerosol monitor operation and service manual, TSI Inc., Shoreview, MN. https://www.tsi.com/getmedia/7c608b93-b6d1-459a-a6a8-2b0e2a55ba91/8530-8531-8532-DustTrak_II-6001893-web?ext=.pdf (accessed on Jul. 5, 2023).
- Wang, J., Ogawa, S. (2015) Effects of meteorological conditions on PM_{2.5} concentrations in Nagasaki, Japan, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(8), 9089-9101. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809089>
- Weichenthal, S., Dufresne, A., Infante-Rivard, C., Joseph, L. (2008) Characterizing and predicting ultrafine particle counts in Canadian classrooms during the winter months: Model development and evaluation, *Environmental Research*, 106(3), 349-360. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2007.08.013>
- Wilson, W.E., Spider, L.L., Ellestad, T.G., Lamothe, P.J., Dzubay, T.G., Stevens, R.K., Macias, E.S., Fletcher, R.A., Husar, J.D., Husar, R.B., Whitby, K.T., Kittelson, D.B., Cantrell, B.K. (1977) General Motors Sulfate Dispersion Experiment: Summary of EPA Measurements, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 27(1), 46-51. <https://doi.org/10.1080/00022470.1977.10470391>
- Woo, D., Lee S.-B., Bae G.-N., Kim T. (2008) Comparison of ultrafine particles monitored at a roadside using an SMPS

and a TR-DMPS, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 24(4), 404-414.

World Health Organization (WHO) (2019) Ambient air pollution attribute deaths. <https://www.who.int/data/gho/data/indicators/indicator-details/GHO/ambient-air-pollution-attributable-deaths> (accessed on Apr. 7, 2023).

World Shipping Council (WSC) (2021) The Top of 50 Container Ports. <https://www.worldshipping.org/top-50-ports> (accessed on Jun. 1, 2023).

Authors Information

이태훈 (부경대학교 지구환경시스템과학부 환경대기과학전공 석사과정) (lth8315@pukyong.ac.kr)

송한결 (부산연구원 탄소중립지원센터 위촉연구원) (hgsong@bdi.re.kr)

최원식 (부경대학교 지구환경시스템과학부 환경대기과학전공 부교수) (wschoi@pknu.ac.kr)