

논문

# 2019년 11월 측정 광주광역시 대기 중 수용성 유·무기 입자의 크기분포 특성

## Mass Size Distributions of Water-soluble Organic and Inorganic Species in Ambient Air at an Urban Site in Gwangju during November 2019

박태언<sup>†</sup>, 손세창<sup>†</sup>, 박승식\*

전남대학교 환경에너지공학과

Tae-Eon Park<sup>†</sup>, Se-Chang Son<sup>†</sup>, Seungshik Park\*

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

<sup>†</sup> Tae-Eon Park and Se-Chang Son contributed equally to this work.

접수일 2020년 12월 1일  
수정일 2021년 1월 17일  
채택일 2021년 1월 21일

Received 1 December 2020

Revised 17 January 2021

Accepted 21 January 2021

\*Corresponding author

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

E-mail : park8162@chonnam.ac.kr

**Abstract** Mass size distributions of water-soluble organic and inorganic species in ambient aerosol particles were examined at an urban site in Gwangju for period from November 2 through 26, 2019. During the study period, particulate matter (PM) and  $\text{NO}_3^-$  exhibited mostly bi-modal size distributions with particle sizes at 0.32 and 3.1  $\mu\text{m}$ , while water-soluble organic carbon,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NH}_4^+$  and  $\text{K}^+$  had typically uni-modal size distribution at a diameter of 0.32 or 0.55  $\mu\text{m}$ . Size distributions of  $\text{NO}_3^-$  observed in PM suggest that  $\text{NO}_3^-$  particles were formed through homogeneous reactions of  $\text{NO}_2$  in condensational mode and through heterogeneous reactions of gaseous nitric acid on surface of  $\text{CaCO}_3$  particles in coarse mode, which is clearly associated with increase in coarse mode PM concentration. On day (November 2) when the highest  $\text{PM}_{2.5}$  concentration (35.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) occurred, PM showed strong bi-modal size distribution peaking at 0.32 and 3.1  $\mu\text{m}$  due to stable air conditions, locally produced pollution, and impact of Asian dust occurred on preceding day. On the other hand, on November 18 when Asian dust occurred, PM exhibited also bi-modal size distribution peaking at 0.32 and 3.1  $\mu\text{m}$ , but with a predominant coarse mode due to increased concentration of  $\text{Ca}^{2+}$ . Furthermore,  $\text{Na}^+$  and  $\text{Cl}^-$  showed strong peaks in the coarse mode, due to possibly influx of sea-salt particles during transport of air masses from China. Results from size distributions of PM and its water-soluble chemical species would help to understand their emission sources and formation processes.

**Key words:** Mass size distribution, Water-soluble chemical species, Condensation and coarse modes, Asian dust

### 1. 서론

대기 중 입자상 물질 (particulate matter, PM)은 자연적 또는 인위적으로 발생하며 수용성 무기 이온, 유기물질, 블랙 카본 및 지각 물질의 혼합물이다 (Sun *et al.*, 2004). PM의 구성 성분인 수용성 유기탄소 (water soluble organic carbon, WSOC)는 총 유기탄소

의 20~80%를 차지하며 (Mader *et al.*, 2004), 주로 입자 크기가 2.5  $\mu\text{m}$ 보다 작은 입자에서 풍부하게 나타나고 휘발성 유기탄소의 광화학 산화반응과 바이오매스 연소 과정을 통해서 생성된다 (Deshmukh *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2006). 그리고 조대모드 (입자크기 >2.5  $\mu\text{m}$ )에 분포하는 WSOC는 대부분 토양 및 꽃가루와 같은 기타 오염원의 영향을 받는 것으로 알려져

있다(Frka *et al.*, 2018).

수용성 무기 성분은 입자상 물질의 주요한 구성 성분으로 PM<sub>2.5</sub>의 1/3 이상을 차지하고 있다(Kong *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2013). 특히 도시 지역에서 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>와 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 수용성 이온 성분의 주요한 부분으로 PM<sub>2.5</sub>의 20~50%를 차지하며, PM<sub>2.5</sub> 내 존재하는 수용성 무기 이온의 69% 이상을 차지한다고 보고되고 있다(Querol *et al.*, 2008; He *et al.*, 2001; Zhuang *et al.*, 1999). 일반적으로 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 입자는 태양복사 에너지가 강한 여름철에 활발하게 생성되지만, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 기온이 높은 여름보다는 기온이 낮고 상대습도가 높은 추운 계절에 활발하게 생성된다(Zhang *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2005; Sun *et al.*, 2004). 그러나 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 및 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>와 같은 주요 수용성 이온 성분은 시·공간적 특성에 따라 크기분포가 다르게 나타난다(Plaza *et al.*, 2011).

PM에 분포한 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 응결모드(condensation mode, 0.18~0.32 μm), 액적모드(droplet mode, 0.5~0.7 μm) 및 조대모드(coarse mode, >2.5 μm)에 존재한다. 응결 모드의 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 SO<sub>2</sub>의 강한 광화학 반응과 기체-입자 전환 과정을 통하여 생성되며(Liu *et al.*, 2008), 액적모드에서는 안개/구름 내 불균일 변환 과정으로 형성된다(Son and Park, 2019; Yu *et al.*, 2017a; Liu *et al.*, 2008). 조대모드에 존재하는 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 해염입자 또는 토양 기원으로 존재한다(Yeatman *et al.*, 2001). NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 온도 및 습도의 조건에 따라 가스상 또는 입자상으로 존재하며 낮은 상대습도와 높은 온도에서는 질산가스로 존재한다. 미세입자 내 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>는 대부분 NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>의 형태로 존재하며(Liu *et al.*, 2008), 조대입자에서는 질산가스가 토양과 해염에서 비롯된 CaCO<sub>3</sub> 또는 NaCl과의 반응으로 생성된다(Pakkanen *et al.*, 1996). 이렇듯 에어로졸의 질량 및 화학적 성분의 크기분포를 파악하는 것은 입자의 형성, 변환, 운송 및 제거 과정의 정보를 제공한다(Liu *et al.*, 2008).

본 논문에서는 2019년 11월 광주광역시 대기 에어로졸 입자의 크기별 생성 과정을 파악하기 위하여

MOUDI (Micro-Orifice Uniform Deposit Impactor)를 이용하여 일별 시료를 채취하였다. 채취한 시료는 WSOC 및 수용성 이온 성분을 분석하였으며 입경별 크기분포 및 화학적 성분들 사이의 상관성을 조사하여 에어로졸 입자의 생성 원인을 조사하였다.

## 2. 연구 방법

### 2.1 시료 채취

광주광역시 대기 에어로졸의 입경별 채취는 도심의 한 옥상 건물 3층에서 2019년 11월 2일~26일까지 매일 오전 9시에 시작하여 약 24시간 동안 수행하였다. 시료 채취 장치는 30 L/min 유량으로 운영하는 10단의 MOUDI (Model 110, MSP Corporation, Minnesota, USA)를 이용하였으며 각 단의 분리 입경은 0.055, 0.095, 0.17, 0.32, 0.55, 1.0, 1.8, 3.1, 6.2, 9.9 및 18 μm이다. MOUDI에 설정된 입자 크기 중 2.5 μm는 존재하지 않아 본 연구에서는 절단 입경 1.8 μm를 기준으로 미세영역(fine mode: d<sub>p</sub> ≤ 1.8 μm)과 조대영역(coarse mode: d<sub>p</sub> > 1.8 μm)으로 구분하였다. MOUDI의 1~10단에 사용한 여과지는 47 mm 직경의 알루미늄 호일(MSP Corporation, USA)이며 마지막 단(back-up stage, <0.055 μm)은 47 mm 직경의 테플론 여과지(Pore size: 2.0 μm, Pall Corporation, USA)를 사용하였다.

### 2.2 입경별 질량농도 및 수용성 성분 분석

대기 에어로졸의 입경별 질량농도는 각 단에서 시료 채취에 사용한 여과지의 시료 채취 전·후의 무게를 마이크로밸런스(Satorius CP2P-F)로 칭량하여 결정하였다. WSOC 분석 및 수용성 이온 성분들은 무게 측정이 종료된 여과지를 3차 초순수(18.2 MΩ)로 추출한 후 분석하였다. 추출액은 여과지와 3차 초순수(18.2 MΩ) 20 mL를 20 mL 바이알에 넣고 상온에서 60분 동안 초음파 추출을 한 후 0.25 μm 시린지 필터를 이용하여 불용성 성분을 제거하였다. WSOC와

8종의 이온 성분( $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ )은 각각 total organic carbon (TOC, Sievers 5310C, USA) 분석기와 이온크로마토그래피 (Metrohm 930 Compact IC Flex, Switzerland)로 분석하였으며 각 성분의 최종농도는 공시료 배경농도를 보정하여 결정하였다. 각 성분의 분석에 관한 자세한 내용은 이전의 연구들에 잘 기술되어 있다(Son and Park, 2019; Park and Yu, 2018; Yu *et al.*, 2017a).

### 3. 결과 및 고찰

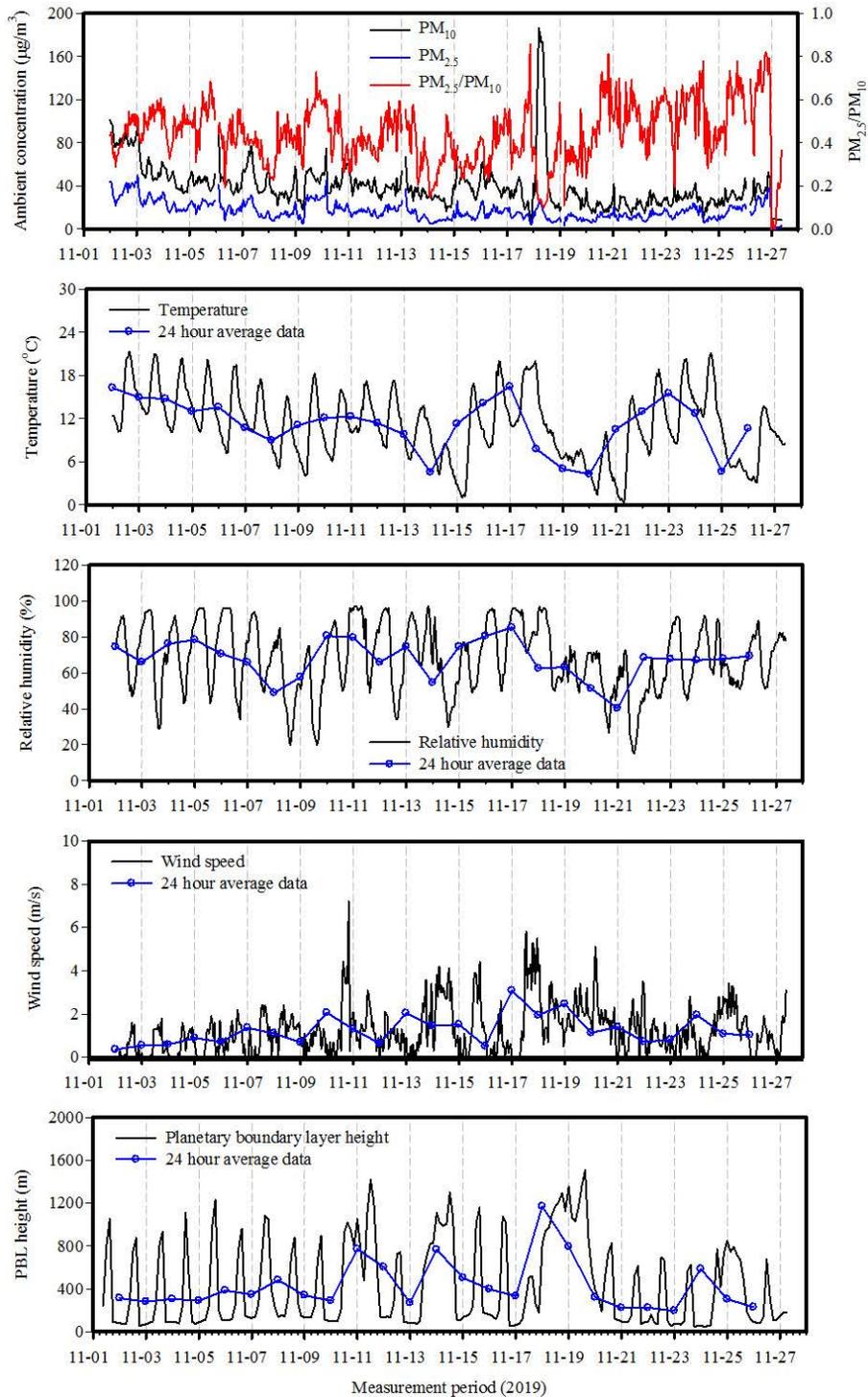
#### 3.1 $\text{PM}_{10}$ 및 $\text{PM}_{2.5}$ 의 특성

그림 1은 연구 기간 중  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$  및 기상 변수들(기온, 상대습도, 풍속, 대기경계층 높이)의 시간변화를 보여준다.  $\text{PM}_{10}$ 과  $\text{PM}_{2.5}$ 의 시간별 농도는 광주광역시 북구 두암보건지소 대기오염측정망에서 측정된 자료이며 (<https://www.airkorea.or.kr/web>), 기상 자료는 광주지방기상청에서 생산한 자료 (<https://www.weather.go.kr/weather/climate>)로써 두 곳 모두 시료 채취 지점과 약 1.5 km 거리에 있다. 대기경계층(planetary boundary layer, PBL) 높이는 NOAA ARL의 GDAS1 모델(Global Data Assimilation System) (<http://www.ready.noaa.gov/READY-amet.php>)을 이용하여 3시간 간격으로 분석했다. 기상청 황사 관측 일수에 의하면 연구 기간 중 황사는 11월 18일 1회 나타났으며, 강우는 11월 10일(10.8 mm/day)과 13일(3.6 mm/day)에 총 2회 발생하였다. 기온, 상대습도, 풍속, 기압 및 PBL 높이의 평균값은 각각  $11.3 (\pm 3.7)^\circ\text{C}$ ,  $1.2 (\pm 0.7) \text{ m/s}$ ,  $67.8 (\pm 10.7)\%$ ,  $434.4 (\pm 231.6) \text{ m}$ 였다.

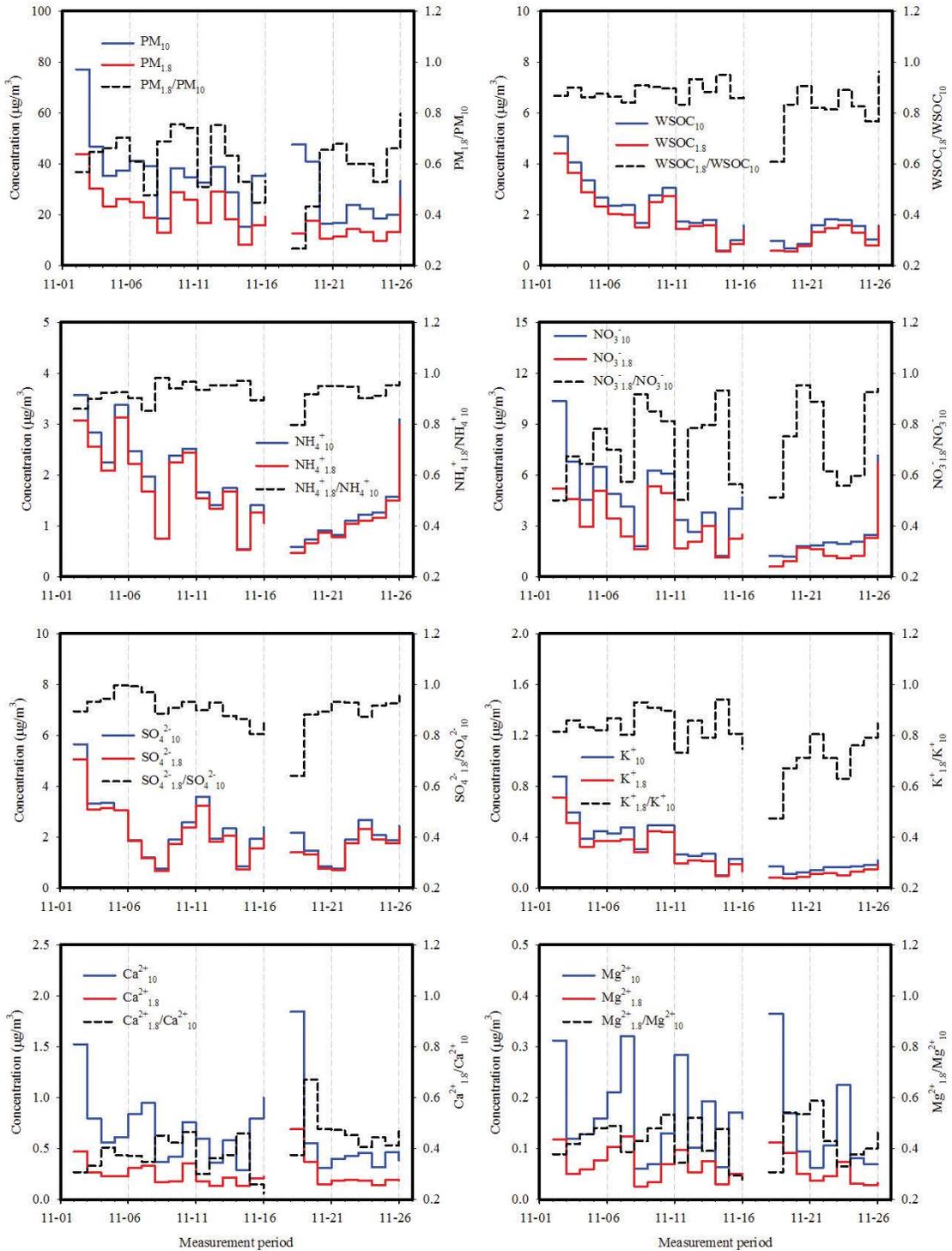
연구 기간 중  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{2.5}$ 의 평균 농도는 각각  $40.3 (7.0\sim 186.0)$ ,  $17.3 (3.0\sim 50.0) \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다.  $\text{PM}_{10}$ 의 일평균 농도는 11월 2일에  $83.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높았지만, 가장 높은 시간 평균 농도는 황사가 발생한 11월 18일의 14시에  $186 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 11월 18일  $\text{PM}_{10}$ 의 일평균 농도는  $77.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 연구 기간 중

두 번째로 높았다. 환경부에서 고시한  $\text{PM}_{2.5}$ 의 24시간 평균 기준치인  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 를 초과한 날은 11월 2일로  $35.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며 11월 18일은  $13.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 11월 2일과 18일의  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 은 각각 0.43, 0.17로 다른 양상으로 나타났으며, 이는 11월 2일에 나타난  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{2.5}$ 의 고농도 원인이 토양 먼지뿐만 아니라 다른 인위적 오염원과 2차 입자의 생성이 중요하게 작용하였음을 암시한다. 11월 2일에 관측된 높은 상대습도(일평균: 74.6%), 낮은 풍속(일평균: 0.4 m/s), 그리고 낮은 PBL 높이(일평균: 281 m)와 같은 기상 조건은 오염물질의 대기 확산이 원활하지 못함과 동시에 2차 에어로졸 입자의 생성이 증가할 수 있는 조건이었다. 이러한 결과들을 종합적으로 고려하면 11월 2일의  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{2.5}$ 의 고농도는 11월 1일(일평균  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  및  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ :  $119.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $41.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 0.35)에 발생한 황사와 국지적으로 생성된 오염물질이 빈약한 대기 확산 조건에서 축적되어 나타난 것으로 판단된다. 11월 2일과 11월 18일의  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{2.5}$ 의 농도 특성을 정리하면, 11월 2일은 전날 발생한 황사와 국지적 오염원의 영향이 종합적으로 나타났지만, 11월 18일은 황사의 영향이 강하게 나타난 결과이다.

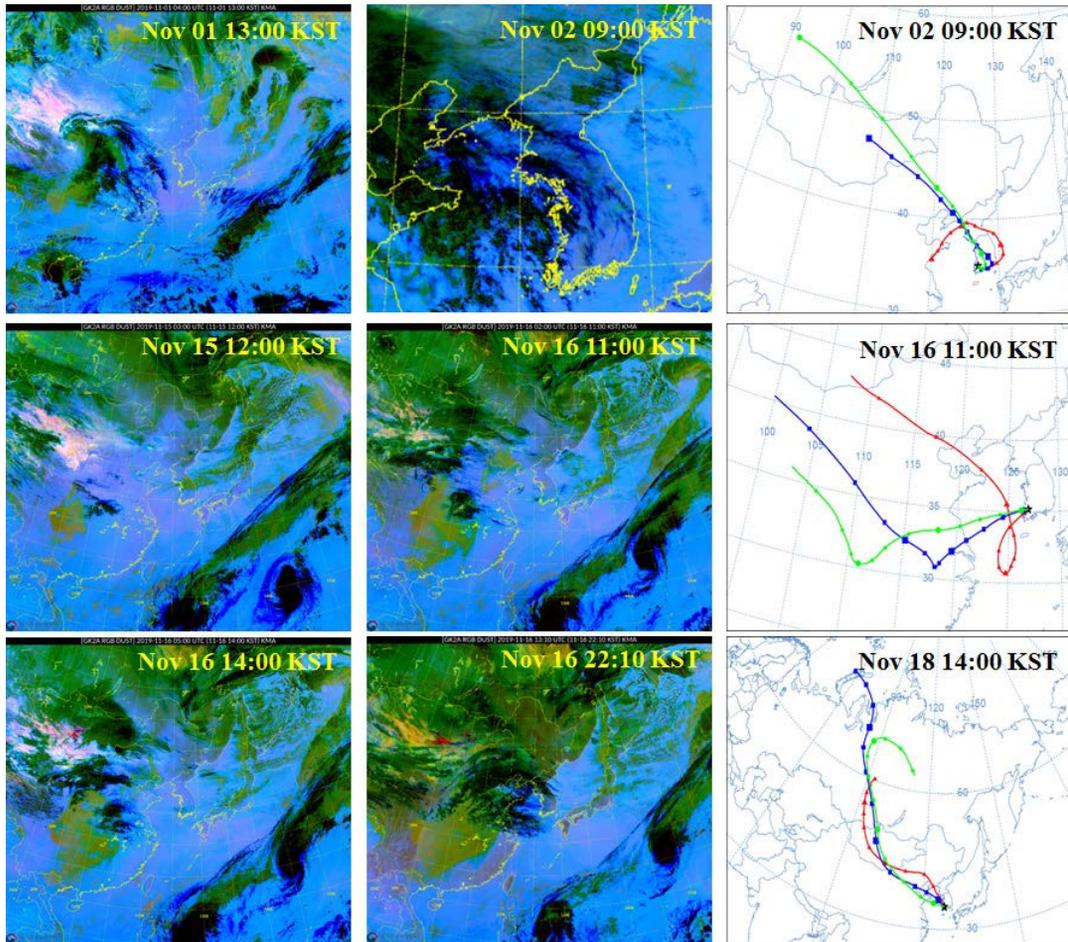
그림 2는 MOUDI로 포집한  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{1.8}$ 을 구성하는 화학적 성분들( $\text{WSOC}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ )의 질량농도와 이들의  $\text{PM}_{1.8}/\text{PM}_{10}$ 을 나타낸 것으로 11월 2일과 18일에 측정된 PM의 특성 차이가 확실하게 나타난다. 연구 기간  $\text{PM}_{1.8}/\text{PM}_{10}$ 의 평균값은 0.60 (0.27~0.80)으로 나타났지만, 화학적 성분들은 성분들에 따라 다른 결과를 나타냈다.  $\text{WSOC}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ 의  $\text{PM}_{1.8}/\text{PM}_{10}$  평균값은 각각 0.86, 0.92, 0.72, 0.90, 0.79로 높았지만,  $\text{Ca}^{2+}$ 와  $\text{Mg}^{2+}$ 는 각각 0.40과 0.43으로 낮았다. 토양 먼지로부터 발생하는  $\text{Ca}^{2+}$ 의 일평균 농도는 황사가 발생한 11월 18일에  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{1.8}$ 에서 각각  $1.8$ 과  $0.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 연구 기간 중 가장 높았으며 11월 2일은  $1.5$ ,  $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 두 번째로 높게 나타났다. 이러한 결과는 11월 2일에 발생한  $\text{PM}_{10}$ 과  $\text{PM}_{1.8}$ 의 고농도 현



**Fig. 1.** Temporal profiles of PM ( $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ , and  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ ) and meteorological parameters (temperature, relative humidity, and planetary boundary layer height).



**Fig. 2.** Temporal variations of water-soluble chemical species ( $WSOC$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ , and  $Mg^{2+}$ ) in  $PM_{10}$ ,  $PM_{1.8}$ , and  $PM_{1.8}/PM_{10}$ .



**Fig. 3.** Asian dust satellite images and transport pathways of air masses arriving at Gwangju. Red, Blue and green lines indicate backward trajectories of air mass at heights of 500, 1000, and 1500 m AGL.

상의 원인 중 하나로 판단한 11월 1일에 발생한 황사의 영향을 뒷받침한다. 11월 2일과 18일의  $PM_{10}$ 과  $PM_{1.8}$  중  $Ca^{2+}$ 의 농도는 모두 높았지만,  $PM_{10}$ 과  $PM_{1.8}$ 에서  $Ca^{2+}$ 가 차지하는 기여율은 11월 2일과 18일에 다르게 나타났다. 11월 18일은  $PM_{10}$  및  $PM_{1.8}$  중 각각 2.4와 5.5%였으나 11월 2일은 2.0과 1.1%로  $PM_{1.8}$ 에서 차지하는 기여율이 11월 18일에 비하여 낮았다. 11월 2일의  $PM_{1.8}$  중  $Ca^{2+}$ 의 낮은 기여율은 WSOC (10.1%),  $NH_4^+$  (7.0%),  $NO_3^-$  (11.9%)가 증가하면서 대체되었고, 대조적으로 11월 18일의 WSOC,  $NH_4^+$ , 그리고  $NO_3^-$ 가  $PM_{1.8}$ 에서 차지하는 기여율은

각각 4.7, 3.7, 5.0%로 낮았다.

### 3.2 외부 토양 먼지의 국내 유입 분석

그림 3은 국가기상위성센터에서 제공하는 천리안 위성 2A호 RGB 황사 영상 (<http://nmssc.kma.go.kr/homepage/html/satellite/viewer/selectSatViewer.do?dataType=operSat>) 및 기단의 이동 경로를 보여준다. 황사 위성 영상에서 황사 영역은 보라~진분홍~분홍~빨강의 순으로 강한 황사를 나타내며 녹색은 구름, 하늘색은 청정지역이다. 기단의 이동 경로는 Hysplit 역궤적 모델 (Rolph *et al.*, 2017)을 사용하였으

며, 세 고도(500, 1000 및 1500 m AGL)에서 3일 간격으로 수행하였다. 위성 영상과 기단의 이동 경로 계산은 황사가 발생한 날과 황사의 영향이 유지된 날의 PM<sub>10</sub> 질량농도가 가장 높은 시각을 기준으로 나타냈다.

11월 1일의 위성 영상에 의하면 몽골 내륙에서부터 중국 북동부 지역 및 한반도 전 지역에 걸쳐 황사의 영향이 존재하였다. 11월 2일은 남부 일부 지역에 옅은 분홍색 영역이 나타나는 것을 확인할 수 있으며, 이는 앞에서 언급한 바와 같이 빈약한 대기 확산으로 인하여 11월 1일에 유입된 황사의 영향이 유지되어 나타난 결과로 판단된다. 11월 2일 500 m 고도의 기단은 산둥반도를 거쳐 유입되고 있으며 1000 m와 1500 m 고도는 몽골 동부 지역을 통하여 유입되고 있으며 11월 1일 위성 영상에서 황사 입자가 존재하는 지역을 경유하고 있다. 광주지역에서 11월 15일과 16일은 황사가 발생하진 않았으나, 위성 영상에 의하면 11월 15일에 한반도 중부 지역을 제외한 전 지역에서 토양 분진의 영향이 나타났다. 11월 16일에는 토양 분진의 영향이 한반도 전 지역으로 넓어졌으며 이는 중국으로부터 지속해서 유입된 토양 분진의 영향으로 사료된다. 11월 16일 500 m 고도에서는 몽골 남부에 존재하는 고비 사막 동쪽 지점에서 시작되어 서해안을 경유하였으나, 1000 m와 1500 m의 고도에서는 11월 15일 토양 분진의 영역이 강하게 나타나는 중국 내륙지역과 서해안을 통하여 유입되었다. 11월 18일에 발생한 황사의 발원지와 이동 경로를 살펴보기 위하여 11월 16일 14시 및 22시의 황사 위성 영상을 분석하였다(그림 3). 11월 16일 14시와 22시의 위성 영상에 의하면 몽골 중부 지역과 몽골 내륙 고비 사막에서 발원한 강한 황사는 장거리 이동을 통해 11월 18일에 한반도에 도착하여 국내 PM<sub>10</sub>의 농도를 상당히 증가시켰다(그림 1 참조).

### 3.3 대기 에어로졸의 입경 별 생성과정

그림 4와 5는 연구 기간 중 PM 및 수용성 성분들의 질량 크기분포를 보여주며, 표 1에 응결모드(0.17~

0.32  $\mu\text{m}$ ), 액적모드(0.55~1.8) 및 조대모드에 포함된 화학성분들 사이의 상관성( $R^2$ )을 나타내었다. PM은 대부분의 기간 중 0.32와 3.1  $\mu\text{m}$ 의 입경에서 이산형 모드(bi-modal size distribution)를 보였으며, 10일과 19일에 0.32  $\mu\text{m}$ , 1.0  $\mu\text{m}$  (또는 1.8  $\mu\text{m}$ ), 그리고 3.1  $\mu\text{m}$  (또는 6.2  $\mu\text{m}$ )의 입경에서 삼산형 모드(tri-modal size distribution)가 나타났다. WSOC,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ 는 주로 0.32  $\mu\text{m}$  또는 0.55  $\mu\text{m}$ 의 크기에서 단일 모드를 보였으며 3.2~6.2  $\mu\text{m}$ 에서 작은 모드를 보인 이산형 모드를 나타내기도 하였다.  $\text{NO}_3^-$ 는 PM과 비슷한 모드를 보였으며  $\text{Ca}^{2+}$ 의 경우 3.1~6.2  $\mu\text{m}$ 의 단일 모드가 두드러지게 나타났다.

황사 및 국지적 오염원의 영향이 나타난 11월 2일의 PM은 응결모드(0.32  $\mu\text{m}$ )와 조대모드(3.1  $\mu\text{m}$ )에서 강한 피크를 보였다. WSOC는 응결모드에서 강한 피크를 보인 단일모드였으며 응결모드에 존재하는 WSOC는 바이오매스 연소 또는 휘발성 유기화합물의 산화반응을 통하여 생성된다(Park and Yu., 2018). WSOC를 포함한  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  및  $\text{K}^+$ 도 동일 모드에서 강한 피크를 보였으며  $\text{NO}_3^-$ 와  $\text{SO}_4^{2-}$ 는 균일기상 반응으로 응결모드에 존재한다(Yu *et al.*, 2016). 식물의 영양소 중 가장 중요한 성분 중 하나인  $\text{K}^+$ 는 바이오매스 연소의 추적자로 사용되며(Falkovich *et al.*, 2005; Yamasoe *et al.*, 2000), 바이오매스 연소로 인한  $\text{K}^+$ 는 주로 0.1~1.0  $\mu\text{m}$ 의 크기분포에서 나타난다(Yu *et al.*, 2017b; Bae and Park, 2013). 연구 기간 응결모드의 WSOC와  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{K}^+$  및  $\text{SO}_4^{2-}$  사이의  $R^2$ 은 각각 0.78, 0.70, 0.56으로 높았고  $\text{NO}_3^-$  ( $R^2=0.43$ )도 비교적 높은 값을 보였다. 응결모드에서 나타난 WSOC,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{K}^+$ 의 피크와 각 성분 사이의 상관성을 고려하면 PM에서 강하게 나타난 응결모드는 바이오매스 연소에 의한 1차 생성과 대기 중 2차 생성의 영향을 모두 받은 것으로 볼 수 있다. 조대모드(3.2  $\mu\text{m}$ )에서 PM과 동일한 피크를 보인  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ 는 각각의 성분들끼리 높은  $R^2$  값을 보였다. 특히 조대모드에 존재하는  $\text{NO}_3^-$ 의 경우 토양 성분인  $\text{CaCO}_3$ 와 반응하여  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ 와 같은 염

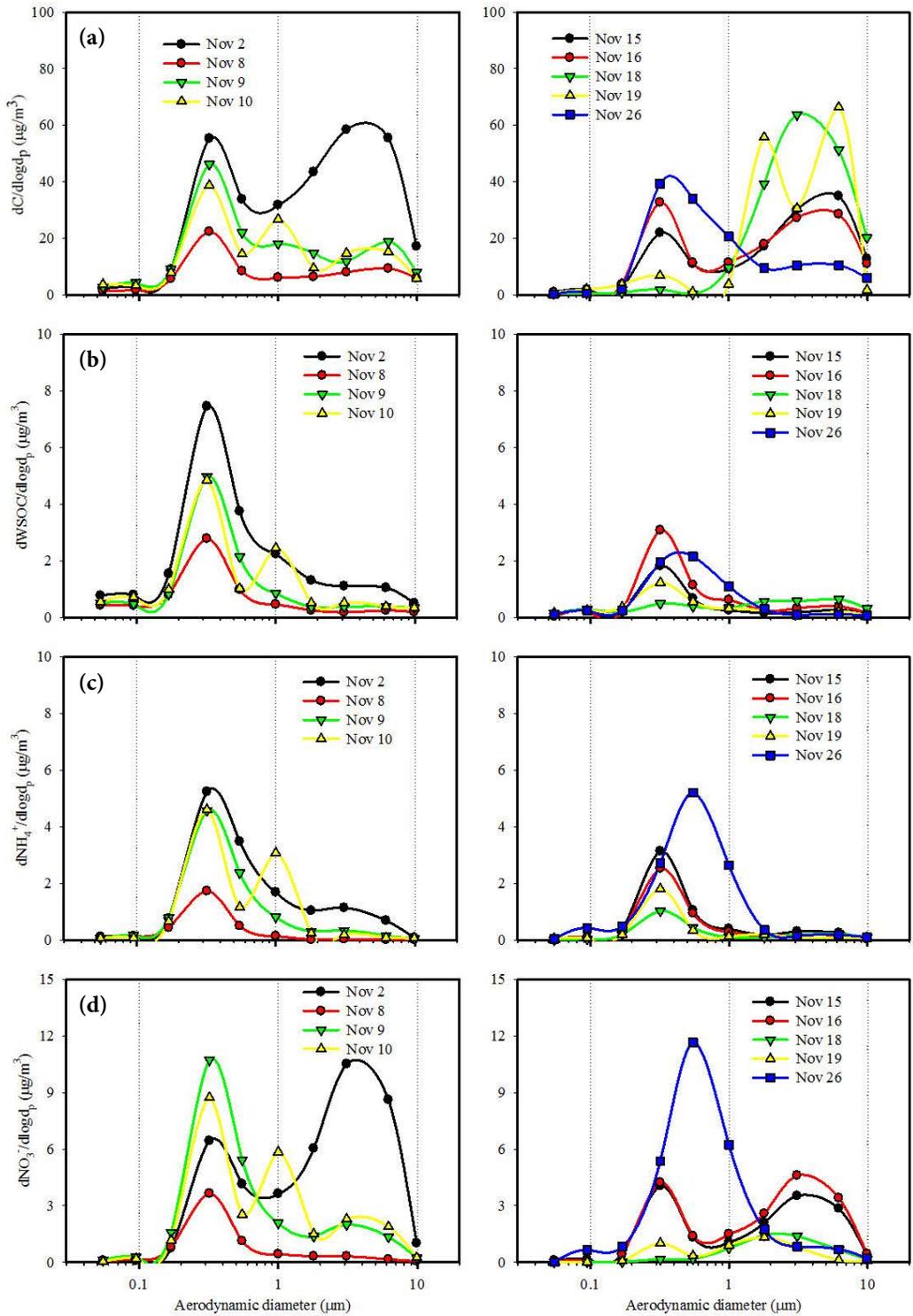


Fig. 4. Mass size distributions of (a) PM, (b) WSOC, (c)  $\text{NH}_4^+$ , and (d)  $\text{NO}_3^-$  during the study period.

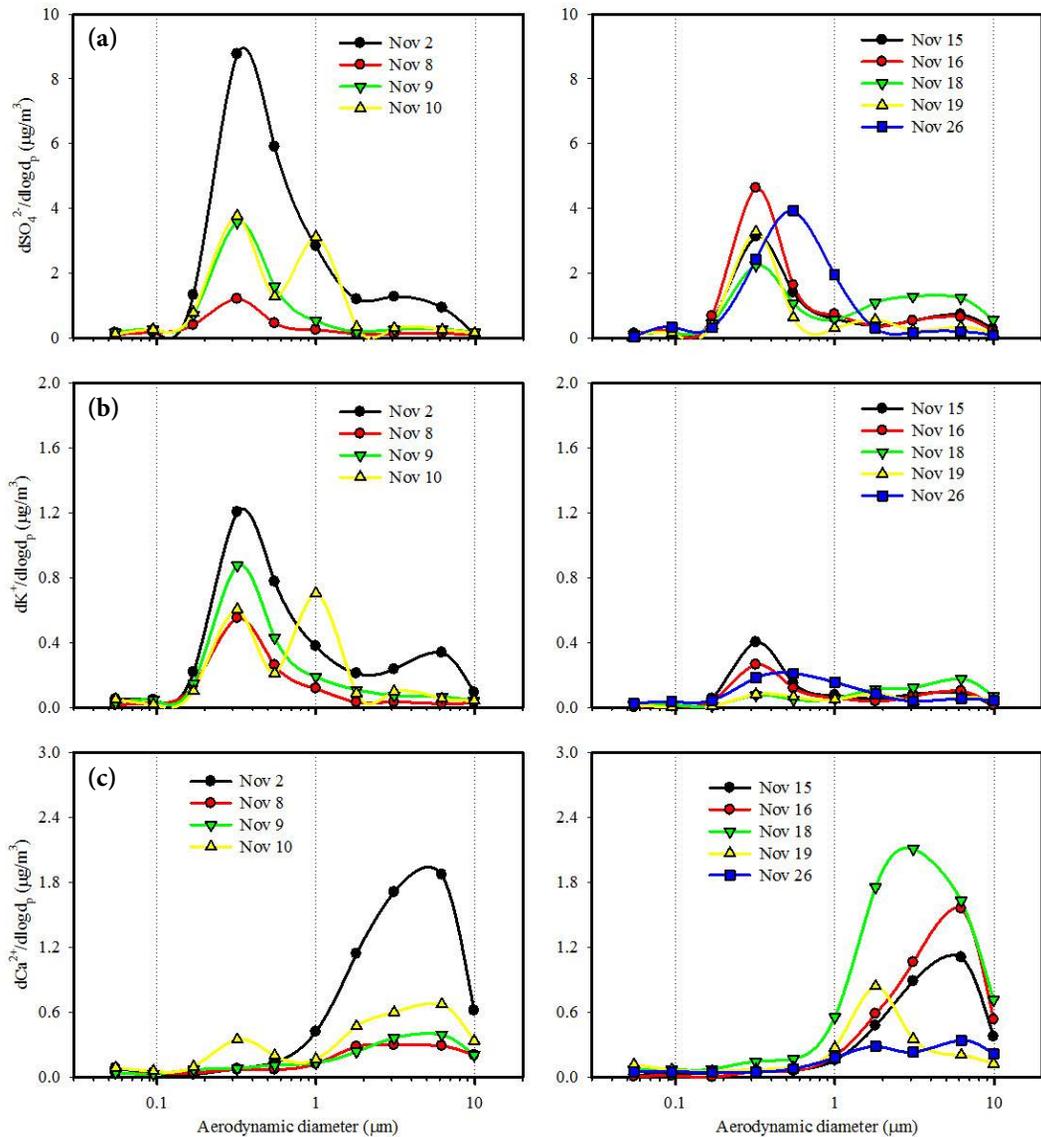


Fig. 5. Mass size distributions of (a)  $\text{SO}_4^{2-}$ , (b)  $\text{K}^+$ , and (c)  $\text{Ca}^{2+}$  during the study period.

형태로 전환되며 (Yu *et al.*, 2016; Rengarajan *et al.*, 2011), 조대모드의 PM은 토양 분진의 영향을 받은 것으로 보인다.

11월 10일은 응결모드 ( $0.32 \mu\text{m}$ ), 액적모드 ( $1.0 \mu\text{m}$ ), 조대모드 ( $3.1 \mu\text{m}$ )의 삼산형 모드를 보였으며 WSOC,  $\text{NO}_3^-$ , 그리고  $\text{SO}_4^{2-}$ 도 비슷한 피크를 나타내었다. 11월 10일은 강우가 약하게 존재하였으나 하루

중 21시 한 시간만 강우가 발생하였다.  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{1.8}$ 의 질량농도는 각각  $34.7$ 과  $25.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 11월 9일의  $\text{PM}_{10}$  ( $38.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )과  $\text{PM}_{1.8}$  ( $28.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )와 비교하면 강우로 인한 세정 효과는 미미하였다. 하지만 11월 10일에 액적모드 ( $0.55 \sim 1.8 \mu\text{m}$ )는 11월 9일보다 강하게 나타났다. 11월 10일의 상대습도는  $80.6\%$ 로 연구 기간 중 가장 높은 날로 높은 상대습도가 액적

**Table 1.** Determination coefficients ( $R^2$ ) among water-soluble chemical species in condensation, droplet, and coarse modes (bold:  $R^2 > 0.5$ , italic:  $R^2 > 0.4$ ).

Condensation mode (0.17~0.32 $\mu\text{m}$ )									
	WSOC	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
WSOC	–	0.01	<b>0.70</b>	<b>0.78</b>	0.08	0.11	0.11	0.47	<b>0.56</b>
Na <sup>+</sup>	0.01	–	0.05	0.03	0.43	0.5	0.02	0.00	0.07
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0.70</b>	0.05	–	<b>0.64</b>	0.06	0.24	0.33	<b>0.70</b>	<b>0.57</b>
K <sup>+</sup>	<b>0.78</b>	0.03	<b>0.64</b>	–	0.05	0.13	0.23	<b>0.56</b>	0.35
Ca <sup>2+</sup>	0.08	<i>0.43</i>	0.06	0.05	–	<i>0.46</i>	0.14	0.07	0.01
Mg <sup>2+</sup>	0.11	<b>0.50</b>	0.24	0.13	<i>0.46</i>	–	0.00	0.15	0.05
Cl <sup>-</sup>	0.11	0.02	0.33	0.23	0.14	0.00	–	0.31	0.14
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<i>0.47</i>	0.00	<b>0.70</b>	0.56	0.07	0.15	0.31	–	0.12
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0.56</b>	0.07	<b>0.57</b>	0.35	0.01	0.05	0.14	0.12	–

Droplet mode (0.55~1.8 $\mu\text{m}$ )									
	WSOC	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
WSOC	–	0.04	<b>0.63</b>	<b>0.85</b>	0.04	0.05	0.04	<b>0.56</b>	<b>0.66</b>
Na <sup>+</sup>	0.04	–	0.05	0.04	0.31	<b>0.56</b>	<b>0.78</b>	0.04	0.01
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0.63</b>	0.05	–	<b>0.51</b>	0.00	0.00	0.00	<b>0.92</b>	<b>0.63</b>
K <sup>+</sup>	<b>0.84</b>	0.04	<b>0.51</b>	–	0.06	0.09	0.04	<i>0.44</i>	<i>0.43</i>
Ca <sup>2+</sup>	0.04	0.31	0.00	0.06	–	<b>0.56</b>	0.33	0.01	0.04
Mg <sup>2+</sup>	0.05	<b>0.56</b>	0.00	0.09	<b>0.56</b>	–	0.38	0.00	0.08
Cl <sup>-</sup>	0.05	<b>0.78</b>	0.00	0.04	0.33	0.38	–	0.00	0.00
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0.56</b>	0.04	<b>0.91</b>	<i>0.44</i>	0.01	0.00	0.00	–	<b>0.53</b>
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0.66</b>	0.01	<b>0.63</b>	<i>0.43</i>	0.04	0.08	0.01	<b>0.53</b>	–

Coarse mode (3.1~10 $\mu\text{m}$ )									
	WSOC	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
WSOC	–	0.08	<b>0.61</b>	<b>0.73</b>	0.39	0.23	0.01	<b>0.57</b>	0.14
Na <sup>+</sup>	0.01	–	0.06	0.27	<i>0.45</i>	<b>0.89</b>	<b>0.91</b>	0.11	<b>0.57</b>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	<b>0.61</b>	0.06	–	<b>0.81</b>	0.39	0.25	0.00	<b>0.78</b>	0.07
K <sup>+</sup>	<b>0.73</b>	0.27	<b>0.81</b>	–	<b>0.58</b>	<b>0.53</b>	0.11	<b>0.72</b>	0.29
Ca <sup>2+</sup>	0.38	<i>0.45</i>	0.39	<b>0.58</b>	–	<b>0.66</b>	0.35	<i>0.47</i>	<b>0.58</b>
Mg <sup>2+</sup>	0.23	<b>0.89</b>	0.25	<b>0.53</b>	<b>0.66</b>	–	<b>0.75</b>	0.27	<b>0.53</b>
Cl <sup>-</sup>	0.01	<b>0.91</b>	0.00	0.11	0.35	<b>0.75</b>	–	0.01	<b>0.54</b>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.57	0.11	<b>0.78</b>	<b>0.72</b>	<i>0.47</i>	0.27	0.01	–	0.20
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0.14	<b>0.57</b>	0.07	0.29	<b>0.58</b>	<b>0.53</b>	<b>0.54</b>	0.20	–

모드의 입자를 성장시킨 것으로 추정된다. 11월 9일 PM의 응결모드 (0.18~0.32  $\mu\text{m}$ ) 및 액적모드 (0.55~1.8  $\mu\text{m}$ )가 PM<sub>1.8</sub>에서 차지하는 기여율은 각각 46.3과 47.7%로 11월 10일 43.7과 49.6%에 비하여 응결모드는 감소하고 액적모드는 증가하였다. WSOC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>도 PM과 마찬가지로 11월 9일의 응결모드 (WSOC: 55.9%, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 55.5%, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: 59.7%)와 액적모드 (WSOC: 34.5%, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 42.5%, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: 34.1%)는 11월 10일에 응결모드 (WSOC: 51.7%, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 48.1%,

SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: 45.9%)는 감소, 액적모드 (WSOC: 36.9%, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 50.7%, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>: 50.3%)는 증가하는 것으로 나타났다. Son and Park (2019)에 의하면 PM<sub>1.8</sub> 내 응결모드 (0.18~0.32  $\mu\text{m}$ )와 액적모드 (0.55~1.8  $\mu\text{m}$ )의 WSOC, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 및 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>는 응결모드에서는 상대습도와 음의 상관성을 보였으며 액적모드에서는 양의 상관성을 나타냈다.

11월 15일의 PM<sub>10</sub> 및 PM<sub>1.8</sub>의 질량농도는 35.2와 15.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 11월 14일 (PM<sub>10</sub>: 15.3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , PM<sub>1.8</sub>: 8.1

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $\text{PM}_{1.8}/\text{PM}_{10}$ : 0.5)에 비하여 약 두 배 증가하였으며  $\text{PM}_{1.8}/\text{PM}_{10}$ 은 0.4로 감소하였다. 11월 15일의 PM은 응결모드(0.32  $\mu\text{m}$ )와 조대모드(6.2  $\mu\text{m}$ )에서 강한 피크를 보였으며  $\text{NO}_3^-$ 도 동일한 모습이었고  $\text{Ca}^{2+}$ 는 조대모드에서만 피크가 강했다. 11월 15일의 조대모드(3.2~10  $\mu\text{m}$ )에 존재하는 PM 중  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{K}^+$  및  $\text{Ca}^{2+}$ 의 질량농도는 11월 14일에 비하여 각각 8.9, 7.5, 3.7, 21.5배 증가하였다. 또한,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{K}^+$  및  $\text{Ca}^{2+}$ 가 PM에서 차지하는 기여율은 3.3, 2.8, 7.9, 1.4배 높아졌으며 다른 성분들의 기여율 증가는 미미했다. 기상청 황사 관측 일수에 의하면 이날 황사가 발생하진 않았으나, 앞서 살펴본 황사 영상 및 기단의 이동 경로와 토양 먼지 성분들의 증가로 판단하면 토양 먼지의 장거리 이동에 의한 영향이 있었을 것으로 추정된다. 또한, 11월 15일의 기압과 PBL의 높이는 각각 1020 (1019~1023) hPa와 398.0 (118~11590) m로 대기가 정체되는 조건이었다. 11월 16일의 경우 기압은 비슷하였지만, PBL의 높이는 332 (53~1074) m로 더 낮아졌으며 대기 정체는 더 심화하였을 것이다. 이때  $\text{PM}_{10}$  및  $\text{PM}_{1.8}$ 의 질량농도는 각각 36.0과 15.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 11월 15일보다 증가하였다. PM, WSOC,  $\text{NO}_3^-$  및  $\text{SO}_4^{2-}$ 은 응결모드(0.32  $\mu\text{m}$ )의 피크가 11월 15일보다 더 강해졌으나  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{K}^+$ 의 피크는 약해졌다. 응결모드에서  $\text{NH}_4^+$ 와  $\text{K}^+$ 의 높은  $R^2$  (0.64)과 피크의 증감 추이로 판단하면 11월 16일은 대기 중 전구가스물질들의 균일기상반응에 의한 PM의 증가로 추정된다.

11월 18일의 PM은 조대모드의 강한 피크와 응결모드의 작은 피크를 보인 이산형 모드였으며  $\text{Ca}^{2+}$ 의 경우 조대모드에서만 강한 피크를 나타낸 단일모드를 보였다. 연구 기간 중  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{1.8}$  및  $\text{PM}_{3.1-10}$ 에서  $\text{Ca}^{2+}$ 의 평균 질량농도는 각각 0.7, 0.2, 0.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었고 기여율은 2.0, 1.4, 3.0%로 나타났다. 하지만 황사의 직접적인 영향을 받은 11월 18일의  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{1.8}$  및  $\text{PM}_{3.1-10}$ 에서  $\text{Ca}^{2+}$ 의 질량농도는 각각 1.8, 0.7, 1.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 였으며,  $\text{Ca}^{2+}$ 의 기여율은 3.9, 5.5, 3.3%로 모든 성분 중 가장 높았다. 또한,  $\text{Na}^+$ 와  $\text{Cl}^-$ 의 질량농도와

기여율도 증가하였으며 논문에 수록하진 않았지만 두 성분 모두 6.2  $\mu\text{m}$ 에서 강한 피크의 단일모드를 보여 기단의 장거리 이동 중 서해를 거쳐 한반도로 유입되면서 해염 입자의 영향도 받은 것으로 추정된다. 황사의 영향은 11월 20일부터 감소하였으며 11월 26일까지는 주로 응결모드에서 강한 피크를 나타내었다. 황사 위성 영상, 기단의 이동 경로 및 기상 정보, PM의 화학적 성분들의 입경별 분포 분석 결과 등을 종합적으로 판단할 때 광주지역에서 11월에 측정된 대기 에어로졸 입자는 중국으로부터 유입된 황사 입자와 국지적인 1차 발생과 2차 입자의 생성이 혼합되어 분포되었을 것이다.

#### 4. 결 론

광주광역시에서 가을철 대기 에어로졸 입자의 입경별 생성 과정을 파악하기 위하여 도심지역에 있는 전남대학교에서 2019년 11월 2일~26일까지 MOUDI를 이용하여 대기 에어로졸 입자와 수용성 유기 및 무기 성분들의 크기분포를 조사하였다.

PM과  $\text{NO}_3^-$ 는 대부분의 연구 기간 중 0.32와 3.1  $\mu\text{m}$ 의 입경에서 피크를 보이는 이산형 크기분포를 보여주었다. 이산형  $\text{NO}_3^-$  크기분포의 존재는 응결모드에서 이산화질소의 균일기상반응에 의한  $\text{NO}_3^-$ 의 생성과 조대모드에서  $\text{CaCO}_3$ 의 표면에서 질산가스의 불균일 반응에 의한  $\text{NO}_3^-$ 의 생성에 의한 결과이며, 조대모드  $\text{NO}_3^-$ 의 존재는 조대모드 PM의 농도 증가와 직접적으로 관련이 되어있다. 반면에 WSOC,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , 그리고  $\text{K}^+$ 는 주로 0.32  $\mu\text{m}$  또는 0.55  $\mu\text{m}$ 의 크기에서 단일모드 크기분포를 보였으나, 간혹 3.1~6.2  $\mu\text{m}$ 에서 작은 피크를 보이는 이산형 모드를 나타내기도 하였다.

$\text{PM}_{10}$ 과  $\text{PM}_{2.5}$ 의 최고농도를 보인 11월 2일의 PM은 0.32와 3.1  $\mu\text{m}$ 의 크기에서 피크를 보이는 강한 이산형 크기분포를 나타내었으며, 이것은 전날에 관측된 황사의 영향과 국지적으로 발생한 오염물질들의

축적과 2차 에어로졸 입자(WSOC,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  및  $\text{NH}_4^+$ )의 생성이 결합되어 나타난 결과였다. 이때  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 은 0.43으로 중국으로부터 황사가 유입되어  $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 이 0.17로 매우 낮았던 11월 18일과는 다른 에어로졸 입자 특성을 보였다. 황사의 영향이 컸던 11월 18일의 PM은  $3.1 \mu\text{m}$ 의 입경에서 강한 피크와  $0.32 \mu\text{m}$ 의 입경에서 작은 피크를 보인 이산형 모드였다. 황사 시 강한 조대모드의 존재는 토양입자의 주요 성분인  $\text{Ca}^{2+}$ 의 농도 증가에 기인하였다.

광주지역에서 11월에 측정된 대기 에어로졸 입자와 수용성 성분들의 입경별 크기분포는 풍속, 상대습도, PBL 높이 등과 같은 기상변수들의 변화와 외부로부터 대기 에어로졸 입자와 황사 입자의 유입 여부가 큰 영향을 준 것으로 판단된다. 그러나 도시 지역에서 대기 에어로졸 입자 내 화학적 성분들의 크기 분포는 계절적인 특성이 매우 강한 것으로 알려져 있으므로 장기적인 측정을 통한 계절별 대기 에어로졸 입자의 크기 모드와 입경별 생성과정의 변화를 살펴볼 필요가 있을 것이다. 또한 대기 에어로졸 입자의 입경별 오염원 기여도를 정량적으로 평가하여 인위적 오염원 관리에 필요한 기초 자료를 제공할 수 있을 것이다.

## 감사의 글

이 논문은 2020년도 정부(교육부)의 재원으로 한국연구재단 기초연구사업의 지원을 받아 수행된 연구입니다(NRF-2020R111A3A04036617). 또한 대기 측정 및 성분 분석에 도움을 준 전남대학교 환경에너지공학과와 강하은, 민창주, 최유정 학생에게 감사사를 표합니다.

## References

- Bae, M.-S., Park, S.-S. (2013) Thermal Distribution of Size-resolved Carbonaceous Aerosols and Water Soluble Organic Carbon in Emissions from Biomass Burning, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 7(2), 95-104. <https://doi.org/10.5572/ajae.2013.7.2.095>
- Deshmukh, D.K., Kawamura, K., Lazaar, M., Kunwar, B., Boreddy, S.K.R. (2016) Dicarboxylic acids, oxoacids, benzoic acid,  $\alpha$ -dicarbonyls, WSOC, OC, and ions in spring aerosols from Okinawa Island in the western North Pacific Rim: size distributions and formation processes, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(8), 5263-5282. <https://doi.org/10.5194/acp-16-5263-2016>
- Falkovich, A.-H., Graber, E.-R., Schkolnik, G., Rudich, Y., Maenhaut, W., Artaxo, P. (2005) Low molecular weight organic acids in aerosol particles from Rondonia, Brazil, during the biomass-burning, transition and wet periods, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5(3), 781-797. <https://doi.org/10.5194/acp-5-781-2005>
- Frka, S., Gragić, I., Turšič, J., Gini, M.-I., Eleftheriades, K. (2018) Seasonal variability of carbon in humic-like matter of ambient size-segregated water soluble organic aerosols from urban background environment, *Atmospheric Environment*, 173, 239-247. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.013>
- He, K., Yang, F., Ma, Y., Zhang, Q., Yao, X., Chan, C.-K., Cadle, S., Chan, T., Mulawa, P. (2001) The characteristics of  $\text{PM}_{2.5}$  in Beijing, China, *Atmospheric Environment*, 35(29), 4959-4970. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00301-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00301-6)
- Huang, X.-F., Yu, J.-Z., He, L.-Y., Yuan, Z. (2006) Water-soluble organic carbon and oxalate in aerosols at a coastal urban site in China: size distribution characteristics, sources, and formation mechanisms, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 111(D22), D22212. <https://doi.org/10.1029/2006JD007408>
- Kong, S., Wen, B., Chen, K., Yin, Y., Li, L., Li, Q., Yuan, L., Li, X., Sun, X. (2014) Ion chemistry for atmospheric size-segregated aerosol and depositions at an offshore site of Yangtze River Delta region, China, *Atmospheric Research*, 147-148, 205-226. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.05.018>
- Liu, S., Hu, M., Slanina, S., He, L.-Y., Niu, Y.-W., Bruegemann, E., Gnauk, T., Herrmann, H. (2008) Size distribution and source analysis of ionic compositions of aerosols in polluted periods at Xinken in Pearl River Delta (PRD) of China, *Atmospheric Environment*, 42(25), 6284-6295. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.12.035>
- Mader, B.-T., Yu, J.-Z., Xu, J.-H., Li, Q.-F., Wu, W.-S., Flagan, R.-C.,

- Seingeld, J.-H. (2004) Molecular composition of the water-soluble fraction of atmospheric carbonaceous aerosols collected during ACE-Asia, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 109(D6), D06206. <https://doi.org/10.1029/2003JD004105>
- Pakkanen, T.-A., Kerminen, V.-M., Hillamo, R.-E., Mäkinen, M., Mäkelä, T., Virkkula, A. (1996) Distribution of Nitrate over Sea-Salt and Soil Derived Particles- Implications from a Field Study, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 24, 189-205. <https://doi.org/10.1007/BF00162410>
- Park, G.-H., Lee, B.-K. (2015) Size Distribution Characteristics of Water-soluble Ionic Components in Airborne Particulate Matter in Busan, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 31(3), 287-301, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.3.287>
- Park, S.-S., Yu, G.-H. (2018) Effect of Air Stagnation Conditions on Mass Size Distributions of Water-soluble Aerosol Particles, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(3), 418-429, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.3.418>
- Plaza, J., Pujadas, M., Gómez-Moreno, F.-J., Sánchez, M., Artiñano, B. (2011) Mass size distributions of soluble sulfate, nitrate and ammonium in the Madrid urban aerosol, *Atmospheric Environment*, 45(28), 4966-4976. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.075>
- Querol, X., Alastuey, A., Moreno, T., Viana, M.-M., Castillo, S., Pey, J., Rodriguez, S., Artinano, B., Salvador, P., Sanchez, M., Santos, G.-D., Garraleta, M.-D.-H., Fernandez-Patier, R., Moreno-Grau, S., Negral, L., Minguilón, M.-C., Monfor, E., Sanz, M.-J., Palomo-Marín, R., Pinilla-Gil, E., Cuevas, E., de la Rosa, J., Sánchez de la Campa, A. (2008) Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>) across Spain 1999-2005, *Atmospheric Environment*, 42, 3964-3979. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.075>
- Rengarajan, R., Sudheer, A.-K., Sarin, M.-M. (2011) Wintertime PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> carbonaceous and inorganic constituents from urban site in western India, *Atmospheric Research*, 102(4), 420-431. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.09.005>
- Rolph, G., Stein, A., Stunder, B. (2017) Real-time Environmental Applications and Display System: READY, *Environmental Modelling & Software*, 95, 210-228. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.06.025>
- Son, S.-C., Park, S.-S. (2019) Mass Size Distributions of Water-soluble Aerosol Particles during High Fine Particulate Matter Episode over Gwangju in November 2018, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(4), 423-437, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2019.35.4.423>
- Sun, Y., Zhuang, G., Wang, Y., Han, L., Guo, J., Dan, M., Zhang, W., Wang, Z., Hao, Z. (2004) The air-borne particulate pollution in Beijing-concentration, composition, distribution and sources, *Atmospheric Environment*, 38 (35), 5991-6004. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.07.009>
- Wang, Y., Zhuang, G., Tang, A., Yuan, H., Sun, Y., Chen, S., Zheng, A. (2005) The ion chemistry and the source of PM<sub>2.5</sub> aerosol in Beijing, *Atmospheric Environment*, 39(21), 3771-3784. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.03.013>
- Yamasoe, M., Artaxo, P., Miguel, A.-H., Allen, A.-G. (2000) Chemical composition of aerosol particles from direct emissions of vegetation fires in the Amazon Basin: Water-soluble species and trace elements, *Atmospheric Environment*, 34(10), 1641-1653. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00329-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00329-5)
- Yeatman, S.-G., Spokes, L.-J., Dennis, P.-F., Jickells, T.-D. (2001) Comparisons of coarse-mode aerosol nitrate and ammonium at two polluted coastal sites, *Atmospheric Environment*, 35(7), 1321-1335. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00452-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00452-0)
- Yu, G.-H., Park, S.-S., Lee, G.-H. (2016) Source contributions and potential source regions of size-resolved water-soluble organic carbon measured at an urban site over one year, *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(10), 1343-1358. <https://doi.org/10.1039/C6EM00416D>
- Yu, G.-H., Zhang, Y., Cho, S.-Y., Park, S.-S. (2017a) Influence of haze pollution on water-soluble chemical species in PM<sub>2.5</sub> and size-resolved particles at an urban site during fall, *Journal of Environmental Sciences*, 57, 370-382. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.10.018>
- Yu, J.-M., Yu, G.-H., Park, S.-S., Bae, M.-S. (2017b) Chemical and absorption characteristics of water-soluble organic carbon and humic-like substances in size-segregated particles from biomass burning emissions, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 11(2), 96-106. <https://doi.org/10.5572/ajae.2017.11.2.096>
- Zhang, R., Jing, J., Tao, J., Hsu, S.-C., Wang, G., Cao, J., Lee, C.-S.-C., Zhu, L., Chen, Z., Zhao, Y., Shen, Z. (2013) Chemical characterization and source apportionment of

PM<sub>2.5</sub> in Beijing: seasonal perspective, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(14), 7053-7074. <https://doi.org/10.5194/acp-13-7053-2013>

Zhao, P.-S., Dong, F., He, D., Zhao, X.-J., Zhang, X.-L., Zhang, W.-Z., Yao, Q., Liu, H.-Y. (2013) Characteristics of concentrations and chemical compositions for PM<sub>2.5</sub> in the region of Beijing, Tianjin, and Hebei, China, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(9), 4631-4644. <https://doi.org/10.5194/acp-13-4631-2013>

Zhuang, H., Chan, C.-K., Fang, M., Wexler, A.-S. (1999) Size distributions of particulate sulfate, nitrate, and ammoni-

um at a coastal site in Hong Kong, *Atmospheric Environment*, 33, 843-853. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00305-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00305-7)

### Authors Information

박태언 (전남대학교 환경에너지공학과 석사과정)

손세창 (전남대학교 환경에너지공학과 박사과정)

박승식 (전남대학교 환경에너지공학과 교수)