

창립 40주년 기념 특집호

우리나라 권역별 초미세먼지 특성과 저감 방향

Characteristics and Reduction Directions of Fine Particles by Regions in Korea

최은락, 임용빈¹⁾, 김용표^{1),*}

이화여자대학교 환경공학과, ¹⁾이화여자대학교 화공신소재공학과

Eunlak Choi, Yong Bin Lim¹⁾, Yong Pyo Kim^{1),*}

Department of Environmental Science and Engineering, Ewha Womans University, Seoul, Republic of Korea

¹⁾Department of Chemical Engineering & Materials Science, Ewha Womans University, Seoul, Republic of Korea

접수일 2023년 7월 5일
수정일 2023년 8월 2일
채택일 2023년 8월 10일

Received 5 July 2023
Revised 2 August 2023
Accepted 10 August 2023

*Corresponding author
Tel : +82-(0)2-3277-2832
E-mail : yong@ewha.ac.kr

Abstract The high temporal resolution (1 hour) measurement data at five intensive air quality monitoring stations from January 1 to December 31 in 2020 were used (1) to find the characteristics of fine particles (PM_{2.5}) and (2) to estimate the sensitivity of the fine particles mass concentration to the variation of major ambient inorganic species, such as sulfate, total nitric acid (nitric acid + nitrate) and total ammonia (ammonium + ammonia). A gas-particle equilibrium model, ISORROPIA II, was used for the analysis. The acidities and aerosol water contents at the five stations were comparable to each other. The annual mean values for pH and the concentration of the aerosol water content were 3.7 and 15 µg/m³, respectively. At all stations, the fine particles mass concentrations were most sensitive to the variation of the concentrations of total nitric acid followed by those of sulfate and total ammonia. Ammonia reduction was effective for PM_{2.5} reduction when ammonia was reduced by more than 60% of the 2020 level. Further research directions for effective air quality management are also suggested.

Key words: Gas-particle equilibrium, PM_{2.5} control strategy, Intensive Air Quality Monitoring Stations, Inorganic ions

1. 서 론

(초)미세먼지는 보건 측면에서 인체에 유해할 뿐 아니라, 주요 기후변화인자로 작용하는 인위적 오염 물질이다. 세계보건기구(World Health Organization, WHO) 산하 국제암연구소(International Agency for Research on Cancer, IARC)는 미세먼지를 1군(Group 1) 발암물질로 분류하였다(IARC, 2013). 초미세먼지는 화학성분에 따라 태양복사강제력에 영향을 미쳐 기후 변화에 영향을 주는 단기체류 기후오염물질(Short Lived Climate Pollutants, SLCP)의 하나이다. 또한 가시거리를 단축시켜 교통안전뿐 아니라 심미적

영향을 미치기도 한다.

미세먼지에 대한 국민들의 관심은 2013년부터 급증하여 미세먼지는 환경문제를 넘어 사회문제로 인식되는 상황이다(Yeo and Kim, 2019; Kim *et al.*, 2016). 정부도 미세먼지를 사회적 재난으로 인정하고 있으며, 범정부차원으로 2013년 이후 꾸준히 미세먼지 저감을 위한 정책, 예를 들어, 미세먼지관리종합대책 등을 수립 및 추진하고 있다. 2019년 ‘미세먼지 저감 및 관리에 관한 특별법’이 시행되었고, 특별법에서는 고농도 미세먼지 발생에 대한 비상저감 조치에서 민간 부문의 의무참여 근거를 마련하였다. 이와 함께 미세먼지 계절관리제가 2019년부터 시행되고 있어 미세

먼지 고농도 사례에 중점을 두어 관리하고 있다. 사회적 관심이 커지면서 미세먼지 고농도 현상을 이해하고 원인을 파악하여 문제를 해결하기 위한 연구도 증가하고 있는데, 이 연구들은 지역 단위의 단기적인 고농도 사례 발생에 대한 유형분석(예를 들어 SI, 2018; CNI, 2017)이 주를 이룬다. 이러한 연구는 국지적 미세먼지 고농도 발생 원인을 파악하고 문제를 해결하기 위해 필요하지만, 국가 단위, 또는 권역별로 문제 해결 방향을 설정하기 위해서는 전국이나 권역 단위의 종합적인 현황 파악이 필요하다.

전국을 권역별로 구분하여 미세먼지 장기 추이를 살펴본 연구(Kim *et al.*, 2018)도 있지만, 권역별 특성과 그에 맞춘 정책적 방향을 제시하지는 않았다. 우리나라 대기환경은 지역적 특성상 외부 영향이 상당히 많아, 권역별 배출특성에 맞추어 대기환경 관리 계획을 수립하는 데에는 한계가 있다. 이러한 한계점을 극복하기 위해서 수용모형을 활용하여 주요 오염원을 파악하거나, 3차원 대기확산모형을 이용하여 배출, 외부이동, 변환과정을 종합적으로 이해하는 연구도 진행되고 있다. 그러나 수용모형은 1차 오염원 파악에는 도움이 되나, 2차 오염물질의 오염원 파악에는 제한이 있다. 또한 3차원 대기확산모형은 종합적인 이해에 필수적이지만, 필요한 입력자료와 계산능력이 커서 활용에 제한이 있다.

이러한 모델 활용의 제한점을 해결하는 방법의 하나가 초미세먼지의 화학성분의 변화에 따른 초미세먼지 질량농도 변화 정도를 파악하는 민감도 분석이다. 즉, 초미세먼지의 주요 성분인 무기 이온 성분의 농도 변화에 따른 초미세먼지 질량농도 변화 민감도를 파악하여, 초미세먼지 성분 가운데 우선 저감하여야 할 성분을 확인하는 것이다. 이와 같은 연구는 미세입자 및 기체상 오염물질을 저감했을 경우 기체상과 입자상 성분의 평형에 따른 물질 이동으로 인한 입자의 질량 농도 변화를 파악하는 것에 바탕을 둔 것이다. 이 연구의 기본 개념은 대기 기상 조건이 정해지면 미세먼지의 무기 이온 성분인 질산염(NO_3^-), 염산염(Cl^-), 암모늄(NH_4^+) 등은 미세먼지 내에서 서로 평형관계

를 이루고 있을 뿐만 아니라 기체인 질산(HNO_3) 염산(HCl), 암모니아(NH_3)와 평형관계를 이룰 수 있다는 것이다(Seinfeld and Pandis, 2016). 가장 대표적으로 알려진 예가 기온이 높은 여름철에는 미세먼지의 질산염이 휘발하여 질산으로 존재하여 미세먼지 질산염 농도가 낮아지는 현상이다(Seinfeld and Pandis, 2016). 이 현상에 의한 미세먼지 질량농도 예측의 한 예가 미국 동부지역에서 황배출량을 줄여 미세먼지 황산염 농도가 감소하면 기체상의 질산이 황산염을 대신하여 미세먼지의 암모늄과 반응하기 위해 미세먼지 질산염으로 이동하여 미세먼지 질량농도가 증가할 수 있다는 평형모델 계산 결과이다(Ansari and Pandis, 1998). 우리나라에서도 평형모형을 활용하여 미세입자의 질량농도와 광학특성, 수분함량 등의 특성을 규명하는 연구가 진행되었다(Lim *et al.*, 2020; Lee *et al.*, 2017; Choi *et al.*, 2010).

평형모형을 통한 입자상 질량농도 계산과정에서 입자의 수분함량과 산성도도 같이 계산된다. 우리나라를 포함한 동북아시아는 무기성분의 비율이 높아 흡습성이 높고, 습도도 상대적으로 높아, 실제 대기에 존재하는 미세먼지는 수분을 포함하고 있으나, 우리나라에서 관측하는 미세먼지 질량농도는 수분을 제거한 입자이다(Shin *et al.*, 2011). 따라서 입자 수분함량을 파악하는 것은 실제 미세먼지에 의한 시정장애나 태양복사강제력 변화 파악에 중요하다. 또한 미세먼지의 입자 산성도는 미세먼지 생성에 중요한 역할을 하는 유기성분의 입자상 액상반응이나 비균질반응 과정을 결정하는 변수이며, 이를 파악하는 것은 미세먼지 특성의 이해에 있어 중요하다(Seinfeld and Pandis, 2016).

이 연구에서는 국립환경과학원의 5개 대기환경연구소에서 2020년 1월 1일부터 12월 31일까지 실시간으로 관측한 초미세먼지 질량농도와 무기 이온 성분 자료를 바탕으로 권역별 초미세먼지 특성을 파악하고, 초미세먼지 농도 저감에 중요한 화학성분을 규명하여, 향후 수립될 권역별 초미세먼지 관리 정책에 대한 과학적인 근거를 제공하고자 한다. 대기환경연구

소에서 제공하는 초미세먼지 농도 및 성분 자료는 1 시간 평균 자료이나, 권역별 미세먼지 관리방안을 찾기 위한 연구의 목적을 감안하여 이 연구에서는 연평균 관점에서 분석을 수행하고 결과를 제시하였다.

2. 연구 자료와 방법

2.1 자료

이 연구에서는 수도권, 중부권, 호남권, 영남권, 경기권 대기환경연구소의 2020년 1월 1일 0시부터 12월 31일 24시까지의 1시간 간격 관측값인 무기 이온 8종 (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) 농도를 주로 사용하였다. 또한 같이 관측한 1시간 평균 SO_2 , CO , NO_2 , $\text{PM}_{2.5}$ 질량농도와, 연속 관측값인 기상 요소 (풍속, 온도, 습도) 자료를 무기 이온 농도 자료 해석에 활용하였다. 본 연구에서 사용한 자료를 표 1에 요약하였다.

무기 이온은 이온 성분 연속측정기 (Ambient Ion Monitor, AIM, URG-9000D, USA)로 측정하였다. 이 기기는 초미세먼지 ($\text{PM}_{2.5}$)를 채취하여, 초미세먼지의

이온 성분을 매시간 이온크로마토그래피법으로 연속 자동 측정한다. 이 기기는 최대 10일간 무인 자동운전이 가능하다. 자세한 측정 및 정도관리 방법은 국립환경과학원 (NIER, 2015)에 제시되어 있다.

표 1에 각 대기환경연구소의 무기 이온 농도 자료를 같이 보였다. 무기 이온 가운데 황산염, 질산염, 암모늄 이온의 농도가 대부분이어서 다음 절에서는 이 세 이온 농도의 변화에 따른 민감도 분석을 수행하였다.

2.2 모사 방법

이 연구에서는 평형모델로 ISORROPIA II를 사용하여, 초미세먼지 이온 성분 농도 변화에 따른 초미세먼지 질량농도 민감도 분석을 수행하였다. 평형모델은 기체와 입자에서의 무기성분 사이의 열역학적 평형상태를 가정하고, 입자상으로 분배된 물질들은 내부적으로 혼합되어 (internally mixed) 분석 대상 입자는 모두 동일한 조성을 가진다고 가정한다. 또한, 입자를 주요 무기 이온 (SO_4^{2-} , NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+})과 수분을 함유한 다성분계 (multicomponent system)로 가정한다. 이 모델은 유기성분은 포함하고 있지 않다. 이는 유기성분의 기체와 입자상에서

Table 1. Measured species and particulate concentrations of inorganic ions in each intensive air quality monitoring station. Concentration values are mean \pm standard deviation.

| Species | Metropolitan | Jungbu | Honam | Youngnam | Gyunggi | Chungcheong ^{d)} |
|---|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------------------------|
| $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 22.6 \pm 15.7 | 23.2 \pm 14.6 | 21.7 \pm 14.9 | 14.2 \pm 10.4 | 27.9 \pm 18.6 | 28.9 \pm 21.1 |
| SO_4^{2-} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 3.1 \pm 2.6 | 3.69 \pm 2.46 | 3.68 \pm 3.30 | 3.37 \pm 3.14 | 4.69 \pm 3.95 | 2.56 \pm 2.13 |
| NO_3^- ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 4.9 \pm 5.7 | 5.50 \pm 6.34 | 4.33 \pm 5.28 | 2.82 \pm 3.62 | 7.37 \pm 7.88 | 5.45 \pm 5.61 |
| Cl^- ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 0.23 \pm 0.26 | 0.28 \pm 0.35 | 0.54 \pm 0.60 | 0.25 \pm 0.28 | 0.64 \pm 0.77 | 0.75 \pm 1.04 |
| Na^+ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 0.05 \pm 0.08 | 0.14 \pm 0.13 | 0.12 \pm 0.14 | 0.13 \pm 0.16 | 0.10 \pm 0.13 | 0.04 \pm 0.04 |
| NH_4^+ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 2.79 \pm 2.66 | 2.85 \pm 2.47 | 3.18 \pm 2.66 | 2.45 \pm 2.11 | 4.34 \pm 3.59 | 3.08 \pm 2.55 |
| K^+ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 0.06 \pm 0.06 | 0.14 \pm 0.12 | 0.16 \pm 0.24 | 0.05 \pm 0.06 | 0.14 \pm 0.16 | 0.14 \pm 0.62 |
| Mg^{2+} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 0.01 \pm 0.02 | 0.02 \pm 0.03 | 0.01 \pm 0.01 | 0.02 \pm 0.02 | 0.03 \pm 0.03 | 0.01 \pm 0.01 |
| Ca^{2+} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ^{a)} | 0.04 \pm 0.09 | 0.10 \pm 0.16 | 0.01 \pm 0.02 | 0.04 \pm 0.08 | 0.06 \pm 0.07 | 0.02 \pm 0.06 |
| SO_2 (ppb) ^{b)} | 3.12 \pm 0.71 | 2.19 \pm 0.87 | 2.34 \pm 0.56 | 2.72 \pm 1.37 | 2.93 \pm 1.07 | 3.85 \pm 1.12 |
| CO (ppm) ^{b)} | 0.47 \pm 0.25 | 0.43 \pm 0.18 | 0.35 \pm 0.13 | 0.41 \pm 0.16 | 0.45 \pm 0.21 | 0.45 \pm 0.16 |
| NO_2 (ppb) ^{b)} | 18.3 \pm 11.6 | 19.4 \pm 13.3 | 11.0 \pm 6.62 | 12.0 \pm 7.58 | 23.4 \pm 15.4 | 21.3 \pm 16.2 |
| RH (%) ^{c)} | 62.5 \pm 19.5 | 69.7 \pm 20.7 | 71.0 \pm 20.1 | 65.2 \pm 21.2 | 63.1 \pm 24.3 | 73.7 \pm 17.5 |
| T (°C) ^{c)} | 12.0 \pm 10.0 | 12.8 \pm 10.1 | 13.7 \pm 9.36 | 15.1 \pm 9.00 | 13.2 \pm 10.5 | 9.44 \pm 9.45 |
| Wind speed (m/s) ^{c)} | 2.31 \pm 1.16 | 1.43 \pm 1.04 | 1.30 \pm 1.41 | 1.92 \pm 1.36 | 0.81 \pm 0.65 | 1.51 \pm 1.46 |

^{a)}Intensive air quality monitoring station

^{b)}City air quality monitoring station

^{c)}Closest automatic weather stations (AWS)

^{d)}Note that Chungcheong intensive air quality monitoring started to fully operate from 2020.07.20.

의 평형상태를 예측하기 힘든 것과, 일반적으로 유기 성분은 무기성분에 비해 미세먼지의 수분함량에 영향을 주는 정도가 낮기 때문이다(Lee *et al.*, 2017; Seinfeld and Pandis, 2016).

ISORROPIA II 모델은 Forward Mode를 사용하여 기체상과 입자상의 총질산($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3^-$), 총염산($\text{HCl} + \text{Cl}^-$), 총암모니아($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), 총황산($\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{SO}_4^{2-}$) 질량 농도와, 입자상에만 존재하는 칼슘(Ca^{2+}), 마그네슘(Mg^{2+}), 칼륨(K^+), 나트륨(Na^+)의 입자상 질량 농도를 산출하며, 우리나라(동북아) 입자는 항상 수분을 포함한다고 여겨지므로(Lim *et al.*, 2020; Seo *et al.*, 2020), Metastable Mode를 통해 대기의 상대습도와 온도를 입력자료로 하여 각 성분의 물질의 기체상/입자상 질량분배 및 입자로 존재할 때의 성상(고체상/수용액상)과 입자의 수분함량, 산성도를 계산할 수 있다. 여기서 기체상 황산 농도는 황산염에 비해 무시할 수 있을 정도로 낮아 황산염으로만 존재한다고 가정한다. 또한 탄산은 기체상 농도가 일정하다고 간주한다(Seinfeld and Pandis, 2016). ISORROPIA II 모델에 관한 더 자세한 사항은 Fountoukis and Nenes (2007)에 설명되어 있다.

ISORROPIA II 모델을 사용하기 위해서는 기체상 NH_3 , HNO_3 , HCl 측정 자료가 필요하나 연속 측정된 자료가 없다. 따라서 이들 성분 농도를 추산하여야만 하며, 이 연구에서는 Seo *et al.* (2020)에서 사용한 방법을 활용하여 추산하였다. Seo *et al.* (2020)은 식 (1)과 같은 다중회귀식을 사용하여 서울의 기체상 암모니아 농도를 추산하여 측정된 암모늄 이온 농도와 더하여 총암모니아 농도를 구하였다.

$$[\text{NH}_3]_{\text{est}} = \alpha(C_{\text{SO}_2}[\text{SO}_2]_{\text{nor}} + C_{\text{NO}_2}[\text{NO}_2]_{\text{nor}} + C_{\text{CO}}[\text{CO}]_{\text{nor}} + C_T[\text{T}]_{\text{nor}} + C_{\text{RH}}[\text{RH}]_{\text{nor}} + C_{\text{WS}}[\text{WS}]_{\text{nor}}) + \mu_{\text{NH}_3} \quad (1)$$

여기서 C_X 는 각 변수의 환산계수이고, α 는 식 (1)의 전체 환산계수이다. $[i]_{\text{nor}}$ 는 각 변수 i 의 정규화된 농도이고 $[\text{NH}_3]_{\text{est}}$ 는 추산한 기체상 암모니아 농도이며, μ_{NH_3} 는 평균 기체상 암모니아 농도이다. 다중회귀식

의 환산계수는 Phan *et al.* (2013)이 서울에서 관측한 10.9 ± 4.25 ppb를 만족하도록 구하였다(Seo *et al.*, 2020) ($C_{\text{SO}_2} = -0.621$, $C_{\text{NO}_2} = -0.274$, $C_{\text{CO}} = 1.377$, $C_T = 1$, $C_{\text{RH}} = 0.377$, $C_{\text{WS}} = -0.053$, $\alpha = 3.23$).

우리나라가 전체적으로 총암모니아가 총질산과 총염산에 비해 많다. 대부분의 총질산과 총염산은 질산염과 염산염 형태로 존재하며 기체상 성분 농도는 낮다. 총질산 농도와 총염산 농도는 측정된 질산염과 염산염 농도를 사용하였다. 이 가정의 타당성을 확인하기 위해 우선 총질산 농도와 총염산 농도가 질산염과 염산염 농도와 같다고 가정하였다. 예를 들어, 질산의 경우 “총질산농도 = 질산염” 가정 후 모델링을 수행하여 $\text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$ partitioning ratio를 계산하였다. 그 다음 기체상 질산 농도를 Modeled $\text{NO}_3^- \times \text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$ partitioning ratio로 계산하여 구하고, 이 결과를 Measured $\text{NO}_3^- \times \text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$ partitioning ratio로 계산된 질산 농도와 비교하여 결과를 3.1절에 보였다. Modeled $\text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$ partitioning ratio는 0.04 ± 0.05 로 모든 계절에서 총 질산의 90% 이상이 질산염으로 존재하여 총 질산 농도가 질산염의 농도와 같다는 가정은 타당한 것으로 보이며 3.1절에서 자세히 다루었다. 요약하자면, 총암모니아 농도를 측정된 암모늄 농도와 추산된 기체상 암모니아 농도의 합, 총질산 농도를 측정된 질산염과 모델링을 통해 추산된 기체상 질산 농도의 합 그리고 총염산을 측정된 염산염 농도로 가정하여 Forward Mode 모델링을 수행하였다. 권역별 산성도, 수분함량, 총성분 농도, 총암모니아 계산은 1시간 자료를 그대로 적용하였고, 민감도 분석의 경우에는 연평균으로 변환하여 사용했다. Meng and Seinfeld (1996)과 Fountoukis and Nenes (2007)에 따르면 기체와 입자상의 무기 이온은 일반적인 대기 조건에서는 30분~1시간에 열역학적 평형에 도달한다고 한다. 따라서 1시간 측정 자료는 평형에 도달하였고 가정하여 평형모델을 사용하는 것은 합리적으로 보이며, 3.1절에서 이 가정의 타당성을 보였다.

대기환경연구소 자료에는 암모니아 측정 결과가 없어 이 연구에서는 Seo *et al.* (2020)의 방법을 Phan *et*

al. (2013)의 측정 결과에 활용하였으며, 방법론과 측정 결과에 대한 검증이 필요하다. Seo *et al.* (2020)의 방법론은 다중회귀식으로 측정 결과를 신뢰할 수 있다면 타당한 방법으로 판단된다. 국내 암모니아 측정 결과는 Phan *et al.* (2013) 이후 몇 연구에서 보고되었다. Park *et al.* (2021)은 CRDS (Cavity Ring Down Spectroscopy) 장비로 4계절의 암모니아를 측정하여 연평균 결과를 얻을 수 있지만, 전주에서 측정한 결과이다. Singh *et al.* (2021)은 서울과 그 주위 수도권에서 측정하였고, 4계절 측정 결과이지만, passive sampler를 사용한 것이어서 측정 주기가 길고, 신뢰도는 CRDS 기기에 비해 떨어진다. 그렇지만, 전주의 2019~2020년 연평균 암모니아 농도가 10.5 ± 4.8 ppb이고 (Park *et al.*, 2021), passive sampler 결과이기도 하지만 서울역에 2020~2021년 측정한 암모니아 농도가 18.2 ± 4.6 ppb이고, 서울 교외 주거지역에서는 $8.0 \sim 8.3$ ppb인 것을

고려하면, 이 연구에서 사용한 암모니아 농도인 10.9 ± 4.25 ppb가 크게 문제는 없다고 판단된다.

3. 결과 및 고찰

3.1 측정자료 특성과 평형모델 사용 방법 타당성 검증

그림 1에 우리나라 5개 대기환경연구소의 초미세먼지 이온 성분 관측 결과와 평형모델링 결과를 보았다. 또 그림 2에 추산한(reconstructed) 기체 농도와 평형모델링으로 계산한 기체 농도를 비교하였다. 그림 1에서 보듯이 관측한 초미세먼지 이온 농도와 모델링 결과가 1:1에 가까운 관계를 보이고 있으며, 상관성도 좋다. 또한 그림 2에서도 추산한 기체상 물질 농도와 모델링 결과가 좋은 관계를 보이고 있다. 이는

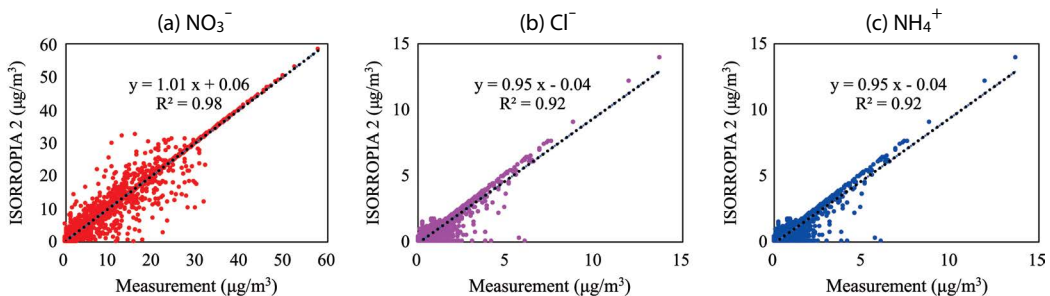


Fig. 1. Summary of the comparison between the measurements at five intensive air quality monitoring stations and the modeling results. (a) Nitrate, (b) Chloride, (c) Ammonium.

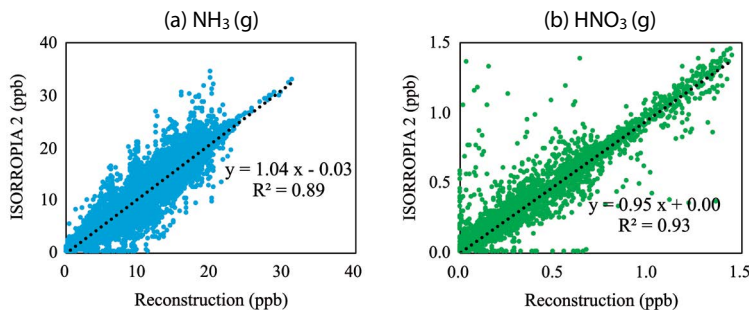


Fig. 2. Summary of the comparison between the reconstructed concentrations at the five intensive air quality monitoring stations and the modeling results. (a) Ammonia, (b) Nitric acid.

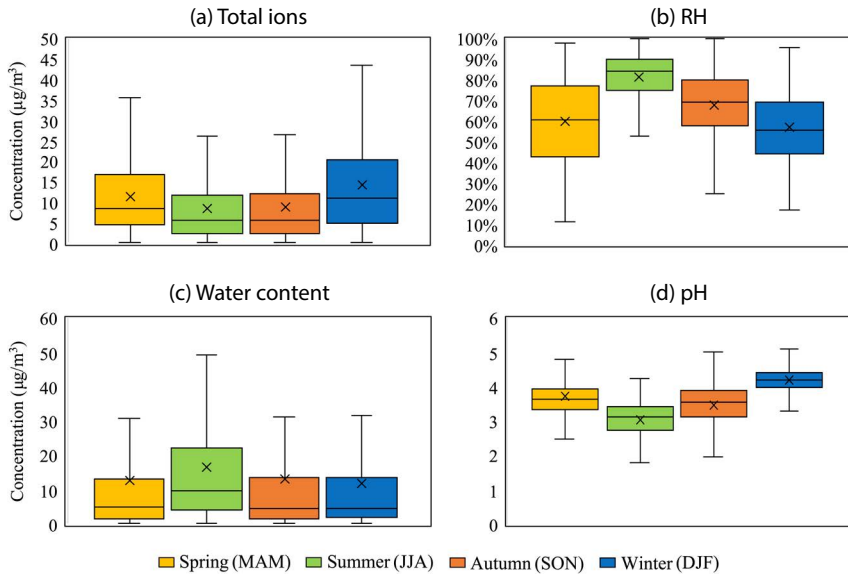


Fig. 3. Seasonal variation of the measurement results at the metropolitan area intensive air quality monitoring station in 2020 and the modeling results. (a) Total ions concentration (sum of the eight inorganic ions' concentrations), (b) relative humidity, (c) aerosol water content, (d) aerosol acidity. MAM: March, April, May; JJA: June, July, August; SON: September, October, November; DJF: December, January, February.

(1) 대기환경연구소에서 관측한 초미세먼지 이온 성분은 기체상 전구물질과 평형관계를 이루고 있으며, (2) 질산과 염산 기체 농도는 초미세먼지에 존재하는 질산염과 염산염에 비해 매우 낮다는 가정이 타당함을 보이는 것이다. 따라서 1시간 간격으로 측정된 측정 자료를 사용하여 평형모델을 사용하는 것은 타당한 것으로 보인다.

그림 3에 수도권 대기환경연구소의 측정자료(이온 성분 농도의 합과 상대습도)와 평형모델로 계산한 초미세먼지 수분함량과 산성도 연평균 결과를 보였다. 표 2에서 보듯이 조금씩 차이는 있지만 다른 지역 대기환경연구소 자료도 수도권 대기환경연구소 결과와 비슷한 값을 보인다. 초미세먼지 수분 함량은 수용성 이온 농도와 대기 상대습도의 영향을 가장 크게 받는다. 연평균 총이온 농도는 $11.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었고 pH는 3.7, 수분함량은 $14.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 총이온 농도는 겨울이 가장 높았으나($14.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 상대습도는 겨울이 가장 낮았다(57%). 따라서 겨울철 수분함량($11.9 \mu\text{g}/$

Table 2. Particle acidity (pH) and water content estimation results in each intensive air quality monitoring station. Values are mean \pm standard deviation.

| | pH | Water content ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) |
|--------------|---------------|--|
| Metropolitan | 3.7 ± 0.7 | 13.2 ± 21.7 |
| Jungbu | 3.7 ± 0.7 | 14.0 ± 12.9 |
| Honam | 3.6 ± 0.8 | 15.7 ± 15.9 |
| Youngnam | 3.6 ± 0.7 | 15.5 ± 32.1 |
| Gyeonggi | 3.7 ± 0.7 | 15.6 ± 16.3 |

m^3)은 봄($12.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 가을($12.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$)과 비슷하며, 상대습도가 가장 높은 여름철(81%) 수분함량($16.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$)이 가장 높았다. 산성도는 금속성분 이온(Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) 농도가 낮은 여름에 가장 낮고(pH 3.0), 금속성분 이온 농도가 가장 높은 겨울에 높았다(pH 4.2).

3.2 각 이온 성분의 관리 효과성 분석

미세먼지 주요 성분인 황산염, 질산염, 암모늄 농도가 각각 변할 때 다른 이온 농도와 수분함량 변화 민

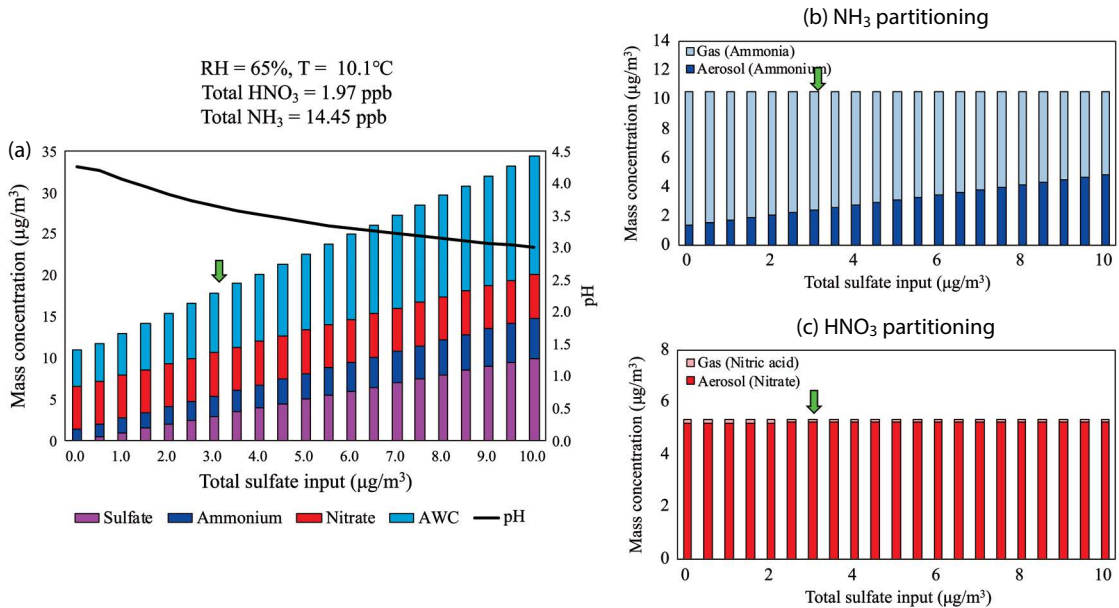


Fig. 4. Sensitivity of the estimated concentrations of (a) major inorganic ions and water content of fine particles, (b) partitioning of total ammonia between gas and particulate phase and (c) partitioning of total nitric acid between gas and particulate phase, based on the variation of total sulfate at the metropolitan area intensive air quality monitoring station. Base case is the mean conditions of the measurements on 2020. The arrow indicates the mean conditions of the station.

감도를 평형모델인 ISORROPIA II 모델을 사용하여 계산하였다. 그림 8과 같이 5개 대기환경연구소 결과가 같은 경향을 보여서 상세한 분석은 수도권 대기환경연구소 결과 위주로 하고, 각각의 대기환경연구소에 대한 논의는 종합적인 민감도 분석에서 수행하였다.

그림 4(a)는 수도권대기환경연구소의 연평균 황산염 농도의 변화에 따른 미세먼지에 포함된 질산염과 암모늄 이온 그리고 수분함량과 산성도 변화를 나타낸 것이다. 다른 무기 이온 농도는 표 1에서 보듯이 세 이온 농도에 비해 매우 낮아서 포함하지 않았다. 황산염 농도를 2020년 현재 평균에서 감소 또는 증가시키면, 그에 따라 암모늄 농도와 수분함량은 비례하여 감소, 또는 증가한다. 그림 4(b)에서 보듯이 황산염 농도가 감소하면 황산염과 같이 입자상에 있던 암모늄은 휘발하여 암모니아로 존재하게 된다. 황산은 거의 모두 황산염 형태로 존재하지만, 질산은 온도, 습도와 기체와 입자상 화학성분 농도에 따라 기체와 입자상 사

이를 이동할 수 있다. 그림 4(a)에서 보듯이 황산염 농도를 변화시켜도 질산염 농도는 거의 변하지 않는다. 이는 그림 4(c)에서 보듯이 이미 대부분의 총질산은 질산염의 형태로 존재하기 때문이다. 황산염을 감소시켜 질산과 반응하여 입자상으로 변환할 수 있는 기체상 암모니아가 증가하고 산성도가 낮아져(pH가 증가하여) 질산염 생성에 유리한 조건이 되더라도, 이미 대부분의 기체상 질산은 이미 암모니아와 반응하여 질산염이 되어 더 이상 질산염 생성이 되지 않기 때문이다. 즉 수도권 대기환경연구소가 있는 서울은 전형적인 총암모니아 과잉지역인 것을 이 모델링 결과로 알 수 있다. 또한, 앞에서 우리가 가정한 총질산은 대부분 질산염으로 존재한다는 가정은 타당함을 알 수 있다.

그림 5(a)에 수도권대기환경연구소에서 총암모니아 농도가 변화할 때 미세먼지에 포함된 황산염, 질산염과 암모늄 이온 그리고 수분함량과 산성도 변화를 나타내었다. 황산의 증기압은 매우 낮아 기체상 황산

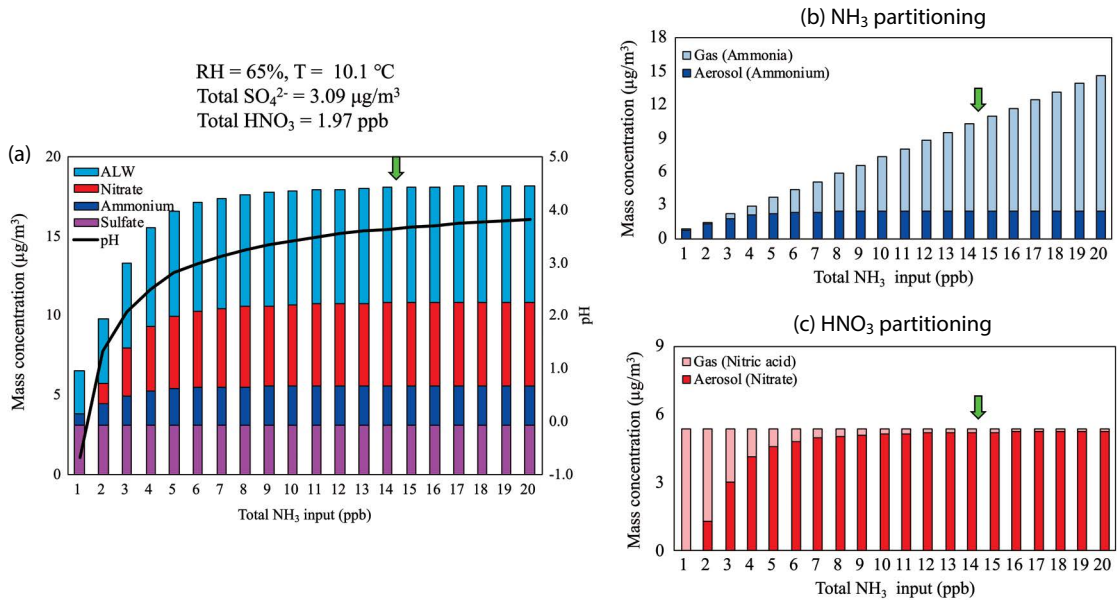


Fig. 5. Sensitivity of the estimated concentrations of (a) major inorganic ions and water content of fine particles, (b) partitioning of total ammonia between gas and particulate phase and (c) partitioning of total nitric acid between gas and particulate phase, based on the variation of total ammonia at the metropolitan area intensive air quality monitoring station. Base case is the mean conditions of the measurements in 2020. The arrow indicates the mean conditions of the station.

은 거의 존재하지 않기 때문에 황산염의 농도는 다른 이온의 농도 변화에 영향을 받지 않고 일정하다. 그림 4에서 보듯이 수도권 대기환경연구소가 있는 서울은 전형적인 총암모니아 과잉 지역이어서 총암모니아 농도가 관측평균인 14.75 ppb에서 거의 60%가 감소한 6 ppb가 되어야 입자상 암모늄 농도가 감소하는 것을 알 수 있다. 암모늄과 함께 입자상으로 이동하는 질산염 농도도 그 때부터 같이 감소한다. 암모늄과 질산염 이온의 변화는 그림 5(b), (c)에서도 확인할 수 있다. 미세먼지 수분함량과 산성도도 입자상 암모늄 농도가 감소할 때부터 수분함량은 감소, 산성도는 증가한다. 또한 다른 지역에서 측정된 암모니아 농도 범위인 8~18 ppb가 암모니아에 대한 민감도 분석에 포함되어 있고 해당 범위에서 암모니아에 대한 민감도가 매우 낮으므로 이 연구에서 사용한 암모니아 농도인 $10.9 \pm 4.25\text{ ppb}$ 를 사용하는 것이 크게 문제가 없을 것으로 판단된다.

그림 6(a)는 수도권대기환경연구소에서 총질산 농

도가 변화할 때 미세먼지에 포함된 황산염, 질산염과 암모늄 이온 그리고 수분함량과 산성도 변화를 보인 것이다. 질산염 농도가 감소하면서 암모늄과 수분함량 모두 같이 감소한다. 그러나 황산염과 산성도는 변하지 않다가, 질산염과 암모늄의 농도가 매우 작아지면 황산염의 영향이 커져서 산성도는 커진다. 그림 6(b), (c)에서 보듯이 총질산 농도가 변화하더라도 총암모니아와 과잉이어서 대부분의 총질산은 입자상 질산염 형태로 존재한다. 이에 따라 질산염 농도가 감소하면, 총암모니아에서 기체상 암모니아로 존재하는 비율이 증가한다.

그림 7에 각 대기환경연구소의 주요 성분에 대한 초미세먼지 ($\text{PM}_{2.5}$) 질량농도 민감도를 보였다. 5개 대기환경연구소 모두 초미세먼지 질량농도는 총질산 농도 변화에 가장 크게 변하였다. 그 다음은 황산염 농도 변화에 따라 초미세먼지 질량농도가 변하였다. 총암모니아 농도는 60% 이상 감소해야만 초미세먼지 질량농도에 영향을 주었다. 연평균 관점에서 전국 5

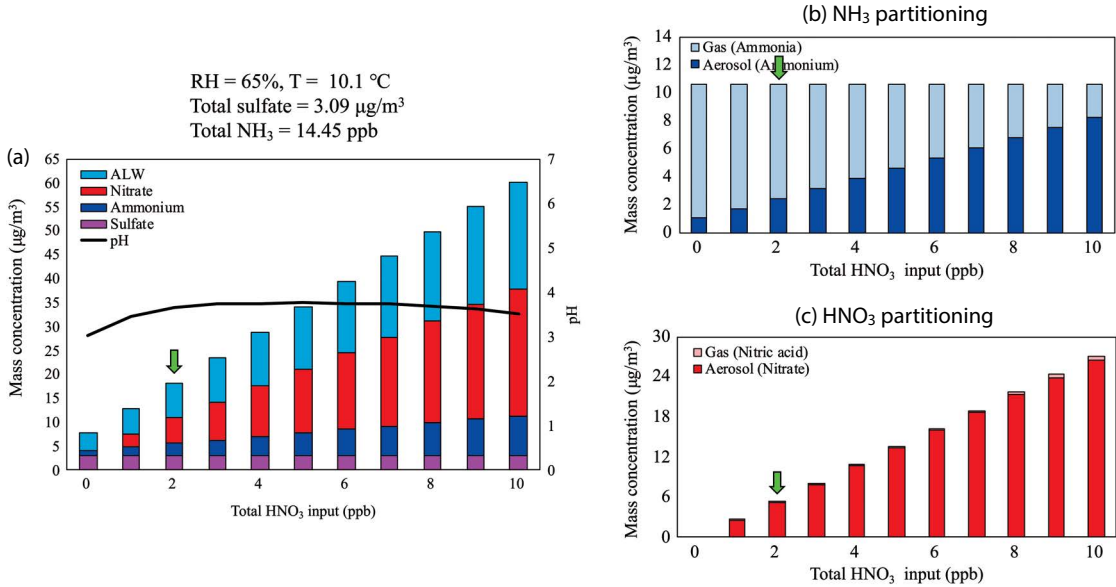


Fig. 6. Sensitivity of the estimated concentrations of (a) major inorganic ions and water content of fine particles, (b) partitioning of total ammonia between gas and particulate phase and (c) partitioning of total nitric acid between gas and particulate phase, based on the variation of total nitric acid at the metropolitan area intensive air quality monitoring station. Base case is the mean conditions of the measurements on 2020. The arrow indicates the mean conditions of the station.

Table 3. Sensitivity rate of PM_{2.5} concentration of major dry inorganic ions on the variation of total precursor species in each intensive air quality monitoring station. For total ammonia, first and second values are sensitivity rate around the current concentration and that after the inflection point, respectively. The inflection point concentration is given in the second row along with the reduction ratio from the current concentration.

| Site | Sulfate (μg/μg) | Total nitric acid (μg/ppb) | Total ammonia (μg/ppb) |
|--------------|-----------------|----------------------------|-------------------------------------|
| Metropolitan | 1.37 | 3.38 | 0.04, 1.62 4 ppb (73% reduction) |
| Jungbu | 1.35 | 3.40 | 0.03, 1.78 4 ppb (72% reduction) |
| Honam | 1.37 | 3.36 | 0.05, 1.58 5 ppb (66% reduction) |
| Youngnam | 1.36 | 3.17 | 0.06, 0.70 5 ppb (65% reduction) |
| Gyunggi | 1.36 | 3.37 | 0.15, 1.81 4 ppb (76% reduction) |

개 권역의 대기환경관측소는 총암모니아 과잉 상태로 볼 수 있으며, 초미세먼지 농도 저감에 대한 민감도는 총질산 저감에 비해 총 암모니아 저감의 효과가 떨어지는 것으로 나타났다.

표 3과 그림 8에 나타난 화학성분별 미세먼지 총질량농도 (즉 Inorganic Dry PM_{2.5} = 황산염 + 질산염 + 암모늄)의 변화율(기울기)을 보였다. 황산염의 경우 황산염 증감에 따른 미세먼지 총질량농도는 거의 직

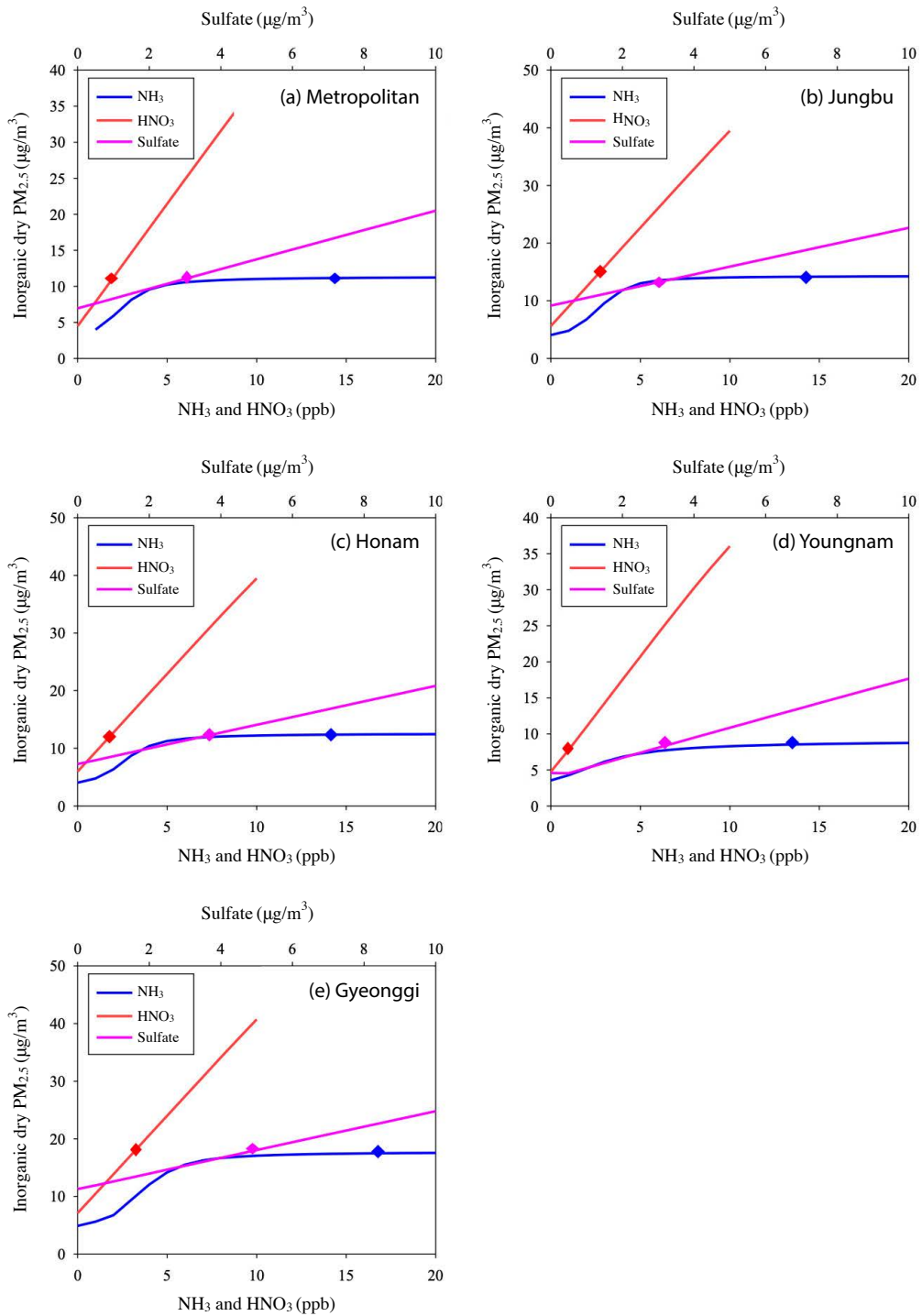


Fig. 7. Sensitivity of the estimated concentrations of $PM_{2.5}$ to the variations of major species (total ammonia, total nitric acid and sulfate) at the intensive air quality monitoring stations. (a) Metropolitan, (b) Jungbu, (c) Honam, (d) Youngnam, (e) Gyeonggi. The symbol indicates the measured mean concentration of respective species at each station.

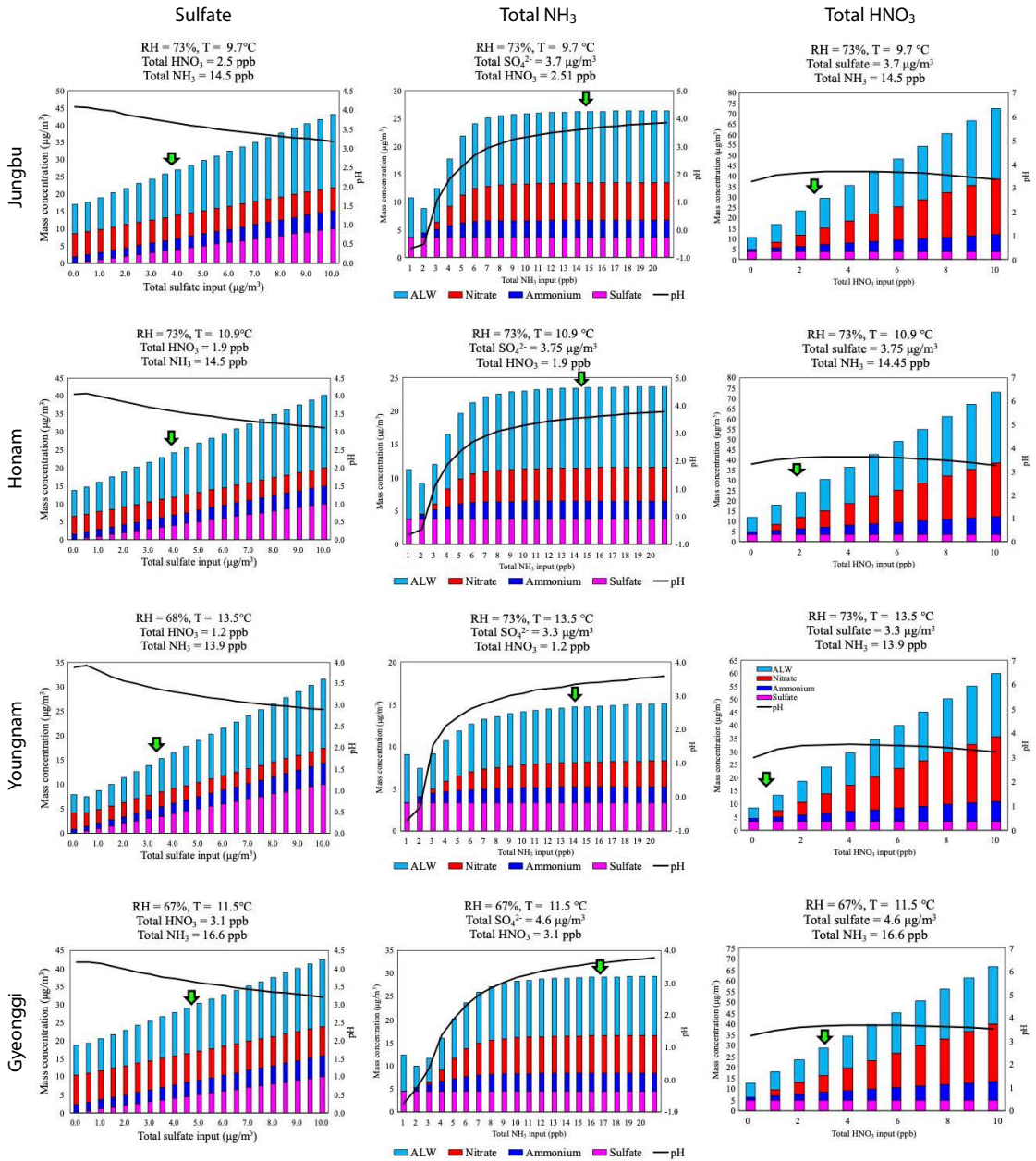


Fig. 8. Sensitivity of the estimated concentrations of major inorganic ions and water content of fine particles based on the variation of total sulfate, total NH₃ and total HNO₃ at four intensive air quality monitoring stations (Jungbu, Honam, Youngnam, Gyeonggi) except Metropolitan intensive air quality monitoring station.

선으로, 기울기 ($=\Delta[\text{Inorganic dry PM}_{2.5}]/\Delta[\text{SO}_4]$)는 1.35~1.37로 권역별로 비슷한 수준이다. 질산염의 경우 역시 직선으로 나타나며 기울기 ($=\Delta[\text{Inorganic}$

dry PM_{2.5}]/ $\Delta[\text{HNO}_3]$)가 3.17~3.40으로 역시 권역별로 비슷하게 나타났다. 총암모니아의 경우는 감소율이 어느 정도 증가하면 질량농도 변화율이 변하므로

(즉, 직선이 아닌 커브로 나타나므로), 변화율이 바뀌는 농도(변곡점 농도)와 그 전후의 변화율을 모두 보였다. 전반적으로 5군데 권역별 대기환경연구소마다 국지적인 대기오염물질 배출 특성과 기상조건 등이 다르므로 변화율(기울기)과 변곡점 농도가 조금씩 다르기는 하지만, 비슷한 값과 경향을 나타내고 있다. 그러므로 권역별 관리방안은 차이가 크게 없음을 도출할 수 있다.

4. 결론 및 앞으로의 연구 방향

이 연구에서는 국립환경과학원의 5개 대기환경연구소에서 2020년 실시간으로 관측한 초미세먼지 질량농도와 무기 이온 성분 자료를 바탕으로 권역별 초미세먼지 특성을 파악하고, 초미세먼지 무기 이온 농도와 수분함량에 무기 이온 성분의 영향도를 파악하여 권역별 초미세먼지 관리 정책에 과학적인 근거를 제공하고자 하였다. 구체적으로 기체와 미세먼지 사이 무기 이온 성분 평형관계를 ISORROPIA II 평형모델을 사용하여 계산하여, 초미세먼지 이온 성분 농도 변화에 따른 초미세먼지 질량농도 민감도 분석을 수행하였다.

2020년 5개 대기환경연구소에서 관측한 초미세먼지의 pH와 수분함량은 연평균과 계절변화 모두 권역별로 큰 차이가 없었다. 연평균은 pH 3.7, 수분함량 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 평균 pH는 여름(3.0)에 낮고 겨울(4.2)에 높았고, 평균 수분함량은 여름철($16.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$)에 가장 높았다. 5개 대기환경연구소의 미세먼지 질량농도나 화학조성 그리고 기상조건이 어느 정도 다르기는 하지만 미세먼지 화학조성의 계절변화 특성이나 산성도, 입자수분함량 추이는 크게 다르지 않았다. 또한 미세먼지 무기 이온 성분 농도 변화에 따른 미세먼지 질량농도 변화 민감도 추이도 권역별 대기환경연구소마다 국지적인 대기오염물질 배출 특성과 기상조건 등이 다르므로 조금씩 다르기는 하지만, 전반적인 경향은 비슷하다.

5개 대기환경연구소 모두 초미세먼지 질량농도는 총질산 농도 변화에 가장 크게 변하였고, 그 다음은 황산염 농도 변화였다. 그러나 암모니아의 경우 모든 대기환경연구소에서 과잉 상태였으며, 이에 따라 총 암모니아 농도를 60% 이상 감소시켜야만 초미세먼지 질량농도에 영향을 주었다. 따라서 초미세먼지 질량농도 저감을 위해서는 단기적으로는 총질산과 황산염 저감이 효과적이며, 장기적으로는 총암모니아 저감이 필요하다. 이 연구에서는 연평균 초미세먼지의 무기 이온 농도를 이용하여 전반적인 민감도 분석을 수행했으나 기간에 따라 민감도가 다를 수 있으므로 계절이나 고농도 기간에 대한 민감도 분석 역시 필요하다.

이 연구에서는 암모니아, 질산, 염산 기체 측정 자료가 없어, 이들 농도를 가정에 의해 재구성하였다. 이 방법은 연구의 한계이기는 하지만, 측정 결과를 평형 모델로 모델링한 결과는 이 연구에서 사용한 가정이 대체로 유효한 것을 보였다. 특히 수도권 외의 권역에서 농축산 활동으로 총암모니아 농도가 수도권보다 높을 것으로 예상되며, 4개 대기환경연구소가 위치한 권역에서는 수도권을 대상으로 가정한 이 연구 결과보다 총암모니아에 대한 민감도는 더 낮고 총질산에 대한 민감도는 더 높을 것으로 예상되어, 이 연구 결과의 민감도는 보수적인 결과로 볼 수 있다. 그러나 보다 정확한 결과를 얻기 위해서는 암모니아, 질산, 염산 관측이 필요하다. 또한 1시간 평균 자료를 활용하였으나 결과는 연평균이어서 전체적인 미세먼지 관리방안에 대한 제시를 하였으나, 자료의 다른 활용 방법은 고려하지 않았다. 예를 들어 계절별 특성에 대한 연구는 수행하지 않았다. 예를 들어 사용된 자료는 계절관리를 위한 효과적인 관리방안을 구하는 데 도움이 될 수 있을 것이다. 자료의 이런 다양한 활용을 위해서는 추가적인 연구가 필요하다.

여기서 강조하여야 할 것은 총질산의 농도를 저감하는 것은 단순히 기체상 질소산화물 농도를 저감하는 것으로 이해해서는 안된다는 점이다. 질소산화물 배출과 총질산 사이의 관계는 VOC-NOx-O₃ 대기화학의 비선형성으로 인한 것이다(Seinfeld and Pandis,

2016). 우리나라의 대기 조건은 기체상 질소산화물 과잉지역(NOx saturated)으로, 다른 대기오염물질의 동시 저감없이 질소산화물 배출만 저감하면 오히려 총질산 농도는 증가할 수 있다(Kim *et al.*, 2017; Lee *et al.*, 2006). Lee *et al.* (2006)은 수도권에서 휘발성유기화합물 배출을 줄이지 않고 질소산화물 배출만을 줄일 경우, 총질산 생성이 증가하여 오히려 초미세먼지 질량농도가 증가할 수 있음(NOx disbenefit)을 상자모형을 사용하여 보였다. Kim *et al.* (2017)도 3차원 광화학모형을 사용하여 수도권에서 질소산화물 배출만을 줄일 경우 총질산 농도가 증가할 수 있음을 보였다.

질소산화물의 저감에 있어서 또 하나의 고려대상은 오존농도의 증가이다. NOx saturated이며 photochemically reactive인 서울에서 OH의 대부분의 반응이 NOx에 의한 것(Kim *et al.*, 2016)으로 봤을 때, NO₂와 HNO₃는 상관성이 높아 NO₂의 변화는 HNO₃ 변화로 볼 수 있다. 그러나 이때 고려되는 VOC-NOx-O₃ 대기화학에서, 서울에서는 HNO₃ 저감을 위한 NOx의 저감은 오존의 증가(NOx disbenefit)로 이어질 수 있고, 수도권 이외의 도시지역이 아닌 경우에는 NOx 저감이 오존 농도에는 영향이 없을 수 있어 기체상 질소산화물의 변환과정을 고려하지 않는 평형모형으로 설명하기는 어렵다. 따라서 미세먼지 질량농도뿐만 아니라 O₃ 농도가 parameter로 포함된 상세한 상자모형이나 3차원 광화학모형이 추가로 고려되어야 한다. Colombi *et al.* (2023)은 우리나라의 오존 추이에 대해 3차원 광화학모형을 사용하여 연구하였는데, 수도권 오존이 증가한 이유의 하나는 질소산화물 배출을 줄인 것이었다.

그러므로 앞으로 우리나라의 대기관리 방향의 하나는 미세먼지와 오존의 동시 저감이 될 것으로 보이며, 이 연구에서 나타났듯이 국내 미세먼지와 오존의 생성과정을 묘사하는 대기화학의 비선형성을 파악하여야 효과적인 관리가 가능하다. 따라서 미세먼지와 오존 관리를 위해서는 우리나라 권역별로 대기오염물질 사이의 화학반응 기작을 명확히 이해하여야 한다. 이

결과는 (1) 권역별로 최적 대기관리 대책이 달라야 한다는 것과 (2) 질소산화물 배출만을 줄이는 대책은 권역별로 부작용이 클 수 있어, 대기오염물질 상호간의 관계를 보다 정확하게 규명하여 대기관리 대책을 수립하는 것이 필요하다는 것을 의미한다.

이 연구에서는 민감도 분석을 통해 총암모니아 배출량이 60% 이상 저감되었을 때, 초미세먼지 질량농도의 의미 있는 감소를 확인할 수 있었다. Kim *et al.* (2021)은 3차원 광화학모형을 사용하여 중국과 우리나라의 암모니아 배출을 2016년 기준 50%씩 감소 및 증가시키면서 우리나라 초미세먼지 질량농도 추이를 분석하였다. 그 결과 우리나라 총암모니아 배출 저감과 함께 중국의 총암모니아 배출 저감이 우리나라 초미세먼지 질량농도 감소에 효과가 있는 것으로 나타났다. 이와 함께, 중국에서 이동하는 총질산이 우리나라에서 배출되는 총암모니아와 반응하는 기작도 상당히 중요한 것으로 나타났다(Kim *et al.*, 2021). 따라서 우리나라 미세먼지 저감을 위해서는 우리나라에서 발생하는 대기화학기작 이해와 함께, 동북아시아 전역의 대기오염물질 배출과 이동 현상 규명이 필요하다.

감사의 글

자료를 제공해주신 국립환경과학원에 감사드립니다. 이 논문은 한국연구재단의 지원(NRF 2020M3G1A1114537, 2020M3G1A1114558, 2021R111A1A101059748)을 받아 수행된 연구입니다.

References

- Ansari, A.S., Pandis, S.N. (1998) Response of Inorganic PM to Precursor Concentrations, *Environmental Science & Technology*, 32, 2706-2714. <https://doi.org/10.1021/es971130j>
- Choi, E.K., Kim, Y.P. (2010) Effects of Aerosol Hygroscopicity on Fine Particle Mass Concentration and Light Extinction Coefficient at Seoul and Gosan in Korea, *Asian Jour-*

- nal of Atmospheric Environment, (in press).
- Choi, N.R., Park, S., Ju, S., Lim, Y.B., Lee, J.Y., Kim, E., Kim, S., Shin, H.J., Kim, Y.P. (2022) Contribution of liquid water content enhancing aqueous phase reaction forming ambient particulate nitrosamines, *Environmental Pollution*, 303, 119142. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119142>
- ChungNam Institute (CNI) (2017) Study on the meteorological characterization of high concentration episodes of fine particles, Chungnam, (in Korean).
- Colombi, N.K., Jacob, D.J., Yang, L.H., Zhai, S., Shah, V., Grange, S.K., Yantosca, R.M., Kim, S., Liao, H. (2023) Why is ozone in South Korea and the Seoul metropolitan area so high and increasing?, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(7), 4031-4044. <https://doi.org/10.5194/acp-23-4031-2023>
- Fountoukis, C., Nenes, A. (2007) ISORROPIA II: a computationally efficient thermodynamic equilibrium model for K^+ - Ca^{2+} - Mg^{2+} - NH_4^+ - Na^+ - SO_4^{2-} - NO_3^- - Cl^- - H_2O aerosols, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 4639-4659.
- International Agency for Research on Cancer (IARC) (2013) IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Press release (N° 221). France.
- Kim, E., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2021) Sensitivity of fine particulate matter concentrations in South Korea to regional ammonia emissions in Northeast Asia, *Environmental Pollution*, 273, 116428. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116428>
- Kim, J., Ghim, Y.S., Han, J.-S., Park, S.-M., Shin, H.-J., Lee, S.-B., Kim, J.S., Lee, G. (2018) Long-term trend analysis of Korean air quality and its implication to current air quality policy on ozone and PM_{10} , *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(1), 1-15, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.1.001>
- Kim, S., Bae, C., Yoo, C., Kim, B.-U., Kim, H.C., Moon, N. (2017) $PM_{2.5}$ Simulations for the Seoul Metropolitan Area: (II) Estimation of Self-Contributions and Emission-to- $PM_{2.5}$ Conversion Rates for Each Source Category, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 33(4), 377-392, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2017.33.4.377>
- Kim, S., Sanchez, D., Wang, M., Seco, R., Jeong, D., Hughes, S., Barletta, B., Blake, D.R., Jung, J., Kim, D., Lee, G., Lee, M., Ahn, J., Lee, S.-D., Cho, G., Sung, M.-Y., Lee, Y.-H., Kim, D.B., Kim, Y., Hong, J.-H. (2016) OH reactivity in urban and suburban regions in Seoul, South Korea - an East Asian megacity in a rapid transition, *Faraday Discussions*, 189(0), 231-251. <https://doi.org/10.1039/C5FD00230C>
- Kim, Y.W., Lee, H.S., Jang, Y.J., Lee, H.J. (2016) How does media construct Particulate Matter risks?: A news frame and source analysis on Particulate Matter risks, *Korean Journal of Journalism & Communication Studies*, 59(2), 121-154, (in Korean with English abstract).
- Lee, S.H., Ghim, Y.S., Kim, Y.P., Kim, J.Y. (2006) Estimation of the seasonal variation of particulate nitrate and sensitivity to the emission changes in the greater Seoul area, *Atmospheric Environment*, 40, 3724-3736. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.03.029>
- Lee, S.H., Kim, Y.P., Lee, J.Y., Lee, S.M. (2017) The Relationship between the Estimated Water Content and Water Soluble Organic Carbon in PM_{10} at Seoul, *Korea Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 33(1), 64-74, (in Korean with English abstract).
- Lim, Y.B., Seo, J., Kim, J.Y., Kim, Y.P., Jin, H.C. (2020) Local formation of sulfates contributes to the urban haze with regional transport origin, *Environmental Research Letters*, 15(8), 084034. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab83aa>
- Meng, Z., Seinfeld, J.H. (1996) Time scales to achieve atmospheric gas-aerosol equilibrium for volatile species, *Atmospheric Environment*, 30, 2889-2900. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00493-9](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00493-9)
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2015) Guideline of the operation of the Atmospheric Intensive Monitoring Station (III) - Automatic measurement of ions in $PM_{2.5}$ (AIM), NIER-GP2015-078.
- Park, J., Kim, E., Oh, S., Kim, H., Kim, S., Kim, Y.P., Song, M. (2021) Contributions of ammonia to high concentrations of $PM_{2.5}$ in an urban area in South Korea, *Atmosphere*, 12, 1676. <https://doi.org/10.3390/atmos12121676>
- Phan, N.-T., Kim, K.-H., Shon, Z.-H., Jeon, E.-C., Jung, K., Kim, N.-J. (2013) Analysis of ammonia variation in the urban atmosphere, *Atmospheric Environment*, 65, 177-185. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.049>
- Seinfeld, J.H., Pandis, S.N. (2016) *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change*, third edition, John Wiley & Sons Inc, Hoboken, New Jersey, USA.
- Seo, J., Lim, Y.B., Youn, D., Kim, J.Y., Jin, H.C. (2020) Synergistic enhancement of urban haze by nitrate uptake into transported hygroscopic particles in the Asian continental outflow, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(12), 7575-7594.
- Seoul Institute (SI) (2018) Analysis and application of meteorological patterns in high $PM_{2.5}$ episode in Seoul. Seoul, (in Korean).

- Shin, S.E., Jung, C.H., Kim, Y.P. (2011) Analysis of the measurement difference for the PM₁₀ concentrations between beta-ray absorption and gravimetric methods at Gosan, *Aerosol and Air Quality Research*, 11, 846-853.
- Singh, R., Kim, K., Park, G., Kang, S., Park, T., Ban, J., Choi, S., Song, J., Yu, D.-G., Woo, J.-H., Lee, T. (2021) Seasonal and Spatial Variations of Atmospheric Ammonia in the Urban and Suburban Environments of Seoul, Korea, *Atmosphere*, 12, 1607. <https://doi.org/10.3390/atmos12121607>
- Yeo, M.J., Kim, Y.P. (2019) Trends of the PM₁₀ concentrations and High PM₁₀ concentration cases in Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(2),

249-264, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2019.35.2.249>

Authors Information

최은락 (이화여자대학교 환경공학과 대학원생)
(mitt9503@gmail.com)

임용빈 (이화여자대학교 화공신소재공학과 연구교수)
(ylim@ewha.ac.kr)

김용표 (이화여자대학교 화공신소재공학과 교수)
(yong@ewha.ac.kr)