



논문

2019년 서울지역 고농도 PM_{2.5} 사례의 농도 특성 및 물리·화학적 생성 기여도 분석

Concentration Characteristics of PM_{2.5} and the Contributions of Physical and Chemical Processes to its Production during 2019 PM_{2.5} Episodes in Seoul

한승범, 송상근*, 문수환¹⁾

제주대학교 지구해양학과, ¹⁾제주대학교 지구해양융합학부 지구해양전공

접수일 2022년 2월 4일
수정일 2022년 3월 11일
채택일 2022년 3월 11일

Received 4 February 2022
Revised 11 March 2022
Accepted 11 March 2022

*Corresponding author
Tel : +82-(0)64-754-3431
E-mail : songsk@jeju.ac.kr

Seung-Beom Han, Sang-Keun Song*, Soo-Hwan Moon¹⁾

Department of Earth and Marine Sciences, Jeju National University, Jeju, Republic of Korea

¹⁾Faculty of Earth and Marine Convergence/Earth and Marine Science Major, Jeju National University, Jeju, Republic of Korea

Abstract This study investigated the characteristics of PM_{2.5} concentrations and meteorological conditions during three high PM_{2.5} episodes (Ep I: February 27~March 6, Ep II: March 11~12, and Ep III: March 19~20) observed in Seoul in 2019. This analysis was performed based on PM_{2.5} and meteorological observations and numerical modeling (WRF-CMAQ modeling system). An integrated process rate (IPR) analysis was used to evaluate the relative contributions of physical and chemical processes to PM_{2.5} production in the study area. High PM_{2.5} concentrations during the high PM_{2.5} episodes were mostly observed in the western and middle areas in Seoul. Significant differences (40~50 μg m⁻³) in the mean PM_{2.5} concentrations between the high PM_{2.5} episodes and non-episodes were estimated mainly in the western parts of Seoul. This might be primarily due to the combined effects of the transport of air pollutants from strong source regions (e.g., Chinese emissions), local emissions, and local meteorological conditions (e.g., high air temperature and low wind speed). From the IPR analysis, the contribution of horizontal transport to PM_{2.5} concentrations in most of the areas of Seoul during Ep I and Ep II was the most dominant, while the vertical transport and aerosol process during Ep III largely contributed to PM_{2.5} concentrations.

Key words: PM_{2.5} episodes, Horizontal and vertical transport, Aerosol process, Integrated process rate, Seoul, WRF-CMAQ

1. 서론

근래 중국을 포함한 동아시아 지역은 다량의 대기 오염물질이 배출되는 지역으로 최근 빈발하는 고농도 미세먼지(예, PM₁₀, PM_{2.5}) 사례에 의해 건강피해 및 지역적인 기후변화 문제를 겪고 있다. 특히, 한반도는 북반구 중위도의 편서풍대로 중국의 풍하측에 위치하여 다양한 경로를 통해 미세먼지가 유입될 수 있다. 주로 PM_{2.5}의 고농도 현상은 PM₁₀와 달리 도시나 공업지대로부터 연기, 자동차 배기가스 등 인위적 오염

물질에 의해 발생하는 미세먼지까지 포함하는 개념으로, 수도권지역은 중국으로부터의 외부 유입과 함께 도시화 효과에 의한 국지배출 등 직·간접적 영향을 받고 있어 PM_{2.5}의 고농도 원인을 명확하게 이해하기 힘든 경우가 많다(Kim, 2010). 이러한 국내의 극심한 고농도 PM_{2.5} 사례는 지역 대기질을 악화시켜 광범위의 악시정을 유발하고, 매우 작은 크기의 미세먼지는 천식과 기관지염 등의 호흡기 질환을 유발시켜 인체 호흡기에 해로운 영향을 미친다(Yang *et al.*, 2015; Lee *et al.*, 2014; Quan *et al.*, 2014; Zhang *et al.*, 2012; Pope

and Dockery, 2006).

많이 알려진 바와 같이 미세먼지 오염에 관한 연구는 주로 동아시아에서 가장 인구가 많고 대기오염물질 배출이 심한 중국지역을 중심으로 수행되어왔다. Yang *et al.* (2011)은 중국지역 대표적인 거대 도시들의 복잡한 대기오염과 2차 에어로졸 생성이 고농도 PM_{2.5} 생성의 주요 원인이라고 밝혔다. 이와 유사한 연구로 Guo *et al.* (2014)에 따르면, 2013년 초가을에 중국 베이징에서 발생한 전형적인 연무 오염 사례에서 휘발성 유기화합물, 질소산화물 및 황산화물로부터 생성된 2차 에어로졸의 영향이 1차 배출원과 지역적 수송에 의한 영향보다 더 중요하다고 하였다. 또한, 같은 해 1월에 중국 베이징에 나타난 연무오염에서 PM_{2.5}의 약 30~50%가 2차 수용성 이온성분에 해당하였음을 밝혔다(Yang *et al.*, 2015; Ji *et al.*, 2014; Tian *et al.*, 2014). 이외에도, 고농도 미세먼지 사례 시 PM_{2.5} 농도에 대한 환경적 원인 규명 및 인근지역에 미치는 영향 평가에 관한 많은 수치모의 연구가 수행되어 왔다(Han *et al.*, 2021; Yu *et al.*, 2019; Song *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014; Lee *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2012; Koo and Park, 2008). 한편, Lee *et al.* (2012)은 후방궤적 분석을 통해 충주지역의 PM_{2.5} 고농도가 중국배출량의 장거리 수송에서 기인하고 있음을 파악하였다. Song *et al.* (2014)은 제주지역의 고농도 PM₁₀은 국지적 오염물질 배출에 의한 영향보다는 수송에 의한 외부(중국 등) 유입과 기상조건(예, 야간 잔류층에서의 연직이류) 등의 영향이 더 크다고 하였다. 또한 Wang *et al.* (2012)은 2013년 1월 중국에서 발생한 극심한 연무사례의 수치모델링 연구에서 에어로졸의 피드백(feedback) 효과에 의한 기상변화가 고농도 PM_{2.5}를 유발시켰음을 발견하였고, Han *et al.* (2021)은 같은 해에 우리나라 수도권(서울, 인천, 경기)의 수치모델링 연구에서 장기간 지속된 연무와 관련된 기상특성 분석 및 수치모의를 통한 PM_{2.5}의 시공간적 분포와 미세먼지가 인간의 건강에 미치는 영향을 종합적으로 연구하였다.

대기질 모델의 PA (Process Analysis) 공정분석을 활

용한 연구로서, Kim *et al.* (2010)은 계곡분지 도시에서 봄철과 여름철의 고농도 오존 사례에 대한 오존 발생과정별 기여도를 평가하였다. 그 결과 봄철에는 연직확산, 수평이류가 오존농도 상승의 가장 큰 기여도를 나타내었고 여름철에는 연직확산과 광화학반응 기여도가 가장 큰 기여도를 나타냈다. Jeong *et al.* (2012)은 수도권지역의 배출량 저감 효과에 따른 오존농도의 변화를 평가하였는데, 서울 및 경기도의 도시지역을 대상으로 PA 분석을 수행하여 도시별 오존의 주요 생성 과정을 분석하였다. 또한 Zhang *et al.* (2019)은 2015~2016년에 중국 해안도시의 겨울철 PM_{2.5} 생성 기여도를 살펴보았는데, PM_{2.5} 축적에 대한 가장 큰 주요 원인은 배출량 기여도이며 PM_{2.5} 제거에 대한 지배적인 원인은 수평수송과 연직수송이라는 것을 밝혀내었다. Jeon *et al.* (2015)은 자료동화에 따른 PM_{2.5}의 생성 기여도에 관한 다양한 기상장의 영향을 조사하기 위해 IPR (Integrated Process Rate) 분석을 사용하여 추가 정량 분석을 수행하였다. 그 결과, 자료동화에 의한 모의결과가 에어로졸 공정에 의한 PM_{2.5} 생산 기여도를 향상시키는 것을 확인하였다. 이렇듯 대기질 모델의 PA 분석 연구를 살펴본 결과, 오존 생성 과정의 물리적 과정에 대한 집중적인 분석은 많이 진행되었으나 미세먼지(PM_{2.5})에 대한 대기화학적 분석 연구는 드물었고, 특히 미세먼지의 활발한 수용지(Receptor area)에 대한 수치모델을 이용하여 물리·화학적 특성을 배출원(Source area)과 연관시켜 이해하는 연구는 부족한 실정이었다.

앞서 언급한 바와 같이, 우리나라의 고농도 PM_{2.5} 발생은 지리적 특성상 자체 배출량에 의한 기여도뿐만 아니라 중국으로부터 장거리 수송에 따른 기여도 경향이 매우 심한 상황으로, 수치모델링을 통한 정량적 영향 연구가 고농도 미세먼지(예, 연무) 발생의 원인물질저감 차원에서 매우 중요하다고 사료된다. 또한 우리나라의 수도권지역은 인구 및 건물이 가장 밀집된 지역으로 최근 들어 고농도 PM_{2.5} 사례는 점차 증가하는 추세이며, 그중 2019년에 농도가 높고 지속시간이 긴 고농도 사례(예, 연무)가 많이 발생하였다.

따라서 본 연구에서는 2019년 3월 서울지역에 나타난 고농도 $PM_{2.5}$ 오염 사례를 대상으로 $PM_{2.5}$ 농도 및 기상학적 특성을 분석하였으며, 수치모의를 통해 $PM_{2.5}$ 생성에 대한 물리·화학적 공정의 상대적 기여도를 정량적으로 평가하였다.

2. 재료 및 방법

2.1 대상지역, 자료 및 방법

본 연구에서는 2019년 서울지역의 고농도 $PM_{2.5}$ 사례를 대상으로 $PM_{2.5}$ 농도와 기상특성을 분석하고, 수치모의를 통한 고농도 사례기간의 공간분포와 $PM_{2.5}$ 생성에 대한 물리·화학적 공정과정의 기여도를 평가하였다. $PM_{2.5}$ 농도 및 기상분석을 위해 서울지역 내 6개의 대기질 관측지점과 6개의 기상 관측지점을 선정하였다(그림 1). 각 관측지점의 일반적인 특성으로 중구(JG)와 광진(GJ) 지점은 서울 도심지로서 고층 빌딩과 교통량이 많은 지역이며, 금천(GC) 및 중랑(JN) 지점은 도로변 가까이 위치하며 주로 상업지역과 주거지역이 형성되어 있다. 양천(YC) 지점은 대체로 주거 밀집지역에 속하고, 도봉(DB) 지점은 북쪽에 산이 위치하고 남쪽으로 주택이 밀집되어 있는 지역이다. 본 연구의 목적을 위해 6개 지점 모두 환경부 도시대

기측정망에서 수집된 시간별 $PM_{2.5}$ 질량 농도를 이용하였으며, 모든 기상 관측지점은 선정된 대기질 관측 지점으로부터 가장 가깝고(약 3~5 km 내 위치) 지형의 영향을 적게 받는 곳으로 선정하였다. JG 지점에 해당하는 기상요소(기온, 풍속, 상대 습도)는 기상청 종관기상관측시스템 ASOS (Automated Synoptic Observing System)로부터 수집되었으며, 그 외 5개 지점(GC, JN, DB, GJ, YC)에 해당하는 기상요소는 방재 기상관측소 AWS (Automatic Weather System)로부터 수집되었다.

본 연구에서는 최근 10년간 고농도 미세먼지 사례 중 $PM_{2.5}$ 농도가 최고 약 $200 \mu\text{g m}^{-3}$ 에 이르며, 고농도가 연속적으로 관측된 2019년 2월 26일~3월 24일을 분석기간으로 선정하였다. 이는 고농도 $PM_{2.5}$ 가 약 8일간 지속된 장기간의 사례(Episode I (Ep I): 2월 27일~3월 6일)와 2일 이내의 사례(Ep II: 3월 11일~12일, Ep III: 3월 19일~20일)를 포함한다. 이러한 고농도 사례기간은 도시대기측정망의 $PM_{2.5}$ 농도 자료와 ASOS의 일기현상 자료를 이용하여 선정하였다. 즉, 환경부 대기환경기준치(일평균 $PM_{2.5}$ 농도: $35 \mu\text{g m}^{-3}$)를 초과하는 날과 ASOS 일기현상의 “40”(연무)에 해당하는 날을 사례기간으로 정하였으며, 아울러 대상지역의 시정에 영향을 미칠 수 있는 일기현상(예, 강수, 황사, 안개, 박무 등)은 제외하였다(KMA, 2016).

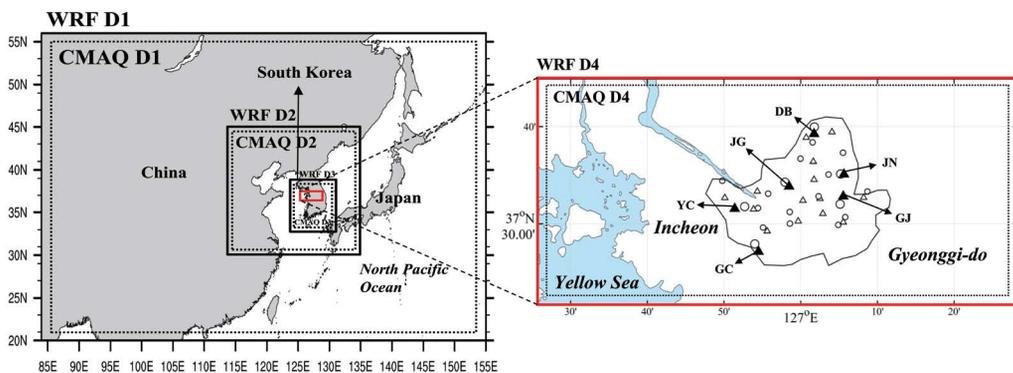


Fig. 1. The nested model domains for WRF and CMAQ simulations and the geographical locations of 20 air quality (triangles) and 20 meteorological monitoring sites (circles). “JG”, “GC”, “JN”, “DB”, “GJ”, and “YC” in the figure represent six air quality monitoring sites, Jung-gu, Geumcheon-gu, Jungnang-gu, Dobong-gu, Gwangjin-gu, and Yangcheon-gu in Seoul. The meteorological monitoring sites are located 3~5 km away from the air quality monitoring sites.

다음으로 PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 상대적 기여도를 평가하기 위해 대기질 모델에서 제공하는 PA의 IPR 분석을 수행하였다. IPR은 예측 농도를 모델링하는 과정에서 해당 물질 생성 과정의 기여도를 정량화할 수 있는 진단과정으로, 각 격자별 오염물질 농도의 생성·소멸에 대한 에어로졸 생성 과정 (Aerosol process (AERO)), 수평수송 (Horizontal transport (HTRA)), 연직수송 (Vertical transport (VTRA)), 배출량에 의한 생성 과정 (Primary emission (EMIS)), 건성 침적 (Dry deposition (DDEP)), 구름생성 및 수용성 화학과정 (Cloud process (CLDS))의 상대적 기여율을 계산한다 (Gipson and Young, 1999).

기상 및 대기질 모델의 모의결과 검증에 위해, 연구 기간 동안 대상지역 (서울) 내 6개 대기질 관측지점 (JG, GC, JN, DB, GJ, YC)의 PM_{2.5} 농도와 6개 기상 관측지점의 기상요소 (기온, 풍속)에 대해 통계적 분석을 수행하였다 (그림 1의 관측지점). 즉, PM_{2.5} 농도 및 기상요소의 각 관측값과 모델값에 대해 IOA (Index of Agreement), RMSE (Root Mean Square Error), MBE (Mean Bias Error)를 산정하여 분석에 이용하였다. 0과 1 사이의 값을 가지는 IOA는 1에 가까울수록 모델값과 관측값 사이에 일치도가 높음을 의미하며, RMSE와 MBE는 0에 가까울수록 오차가 작아 서로 유사함을 의미한다. 또한 양 (+)의 MBE는 과대모의를 나타내고 음 (-)의 MBE는 과소모의를 나타낸다. 본 연구에 이용된 기상 및 대기질 모델에 대한 자세한 구성과 입력 자료는 2.2절에 제시하였다.

2.2 모델 구성 및 입력 자료

본 연구에 이용된 기상모델은 미국 국립기상연구소 (National Center of Atmospheric Research (NCAR))와 국립환경예측센터 (National Centers for Environmental Prediction (NCEP))에서 공동 개발한 WRF (Weather Research and Forecasting, version 3.6) 모델이고, 대기질 모델은 미국 환경청 (Environmental Protection Agency (EPA))에서 개발한 CMAQ (Community Multi-scale Air Quality, version 5.0.2) 모델이다. WRF

모델은 현업 예보 및 다양한 기상 관련 연구에 모두 적용될 수 있도록 설계되었으며, 완전 압축성 비정수계 (Fully compressible non-hydrostatic) 방정식을 이용한다 (<http://www.mmm.ucar.edu/wrf/users>). 이 모델은 Arakawa-C 수평 격자체계와 Eulerian 질량 연직격자 좌표계를 사용한다 (Skamarock and Klemp, 2008). 또한 수치계는 3차 Runge Kutta split-explicit 시간 적분을 사용하여 이류항에 대해 6차 중심 차분법을 도입하였고, 플릭스 형태의 진단 방정식을 사용하여 질량, 운동량, 엔트로피, 스칼라양을 보존한다. CMAQ 모델은 대류권 내 주요 가스상 (예, O₃), 입자상 (예, PM_{2.5}) 대기오염물질의 수송 및 침적 등 여러 물리적 과정과 대기 중 광화학에 포함한 상세 화학반응 모듈을 통해 다양한 3차원 규모에 대한 동시 수치모의가 가능하다 (Byun and Ching, 1999). 또한 모듈 구조로 되어 있어 각 전처리 프로그램 간 호환이 쉽고 효율적으로 모델을 업데이트시킬 수 있는 장점이 있으며, 수평과 연직 규모가 유사한 도시 규모의 대기현상 모의에 적합하도록 모델 내 비정역학 관계식을 적용한다.

WRF 모델의 수치모의 영역은 그림 1과 같이 LCP (Lambert Conformal Projection) 좌표계를 토대로 총 4개로 구성하였고, 동아시아 영역 (D1, 58×44, 27 km), 한반도 영역 (D2, 61×55, 9 km), 남한영역 (D3, 67×73, 3 km), 수도권 및 서울 영역 (D4, 64×58, 1 km)으로 구성하였다. 모델의 연직층은 총 30개 층으로 설정하였으며, 초기 및 경계 조건은 NCEP에서 제공하는 6시간 간격의 GDAS/FNL (Global Data Assimilation System/Final Analyses) 1.0°×1.0° 해상도의 재분석자료를 사용하였다. 수치모의를 위해 이용된 WRF 모델의 물리적 옵션에 대한 자세한 정보는 표 1[A]에 제시하였다. 이외에도, PM_{2.5} 농도의 예측정확도를 향상시키기 위해 해양영역에 대한 입력 자료로 OSTIA-SST (Operational Sea Surface Temperature and Sea Ice Analysis, 0.05°의 수평해상도) 자료를 사용하였다 (Stark *et al.*, 2007). 모델링 기간은 본 연구의 고농도 PM_{2.5} 사례기간을 포함하고 3일간의 초기 spin-up 시간을 고려하여 2019년 2월 23일 00 UTC부터 3월

Table 1. Details of the grids and physical options used in the WRF and CMAQ models.

[A] WRF

Domains	D1	D2	D3	D4
Cells in x-direction	58	61	67	64
Cells in y-direction	44	55	73	58
Horizontal resolution (km)	27	9	3	1
Vertical layers	30	30	30	30
Microphysics	WSM 3 (Hong <i>et al.</i> , 2004)		WDM 6 (Lim and Hong, 2010)	
Cumulus	Kain-Fritsch scheme for D1, D2 (Kain, 2004)			
Radiation (long/short wave)	RRTM (Mlawer <i>et al.</i> , 1997)/Dudhia (Dudhia, 1989)			
Planetary boundary layer	YSU scheme (Hong and Pan, 1996)			
Surface layer	Monin-Obukhov (Monin and Obukhov, 1954)			
Land surface	Noah LSM (Pan and Mahrt, 1987)			

[B] CMAQ

Module	D1	D2	D3	D4
Horizontal advection (ModHadv)		Hyamo		
Vertical advection (ModVadv)		Vwrf		
Horizontal diffusion (ModHdiff)		Multiscale		
Vertical diffusion (ModVdiff)		Acm2		
Aerosol module (ModAero)		Aero6		
Gas-phase chemistry solver (ModChem)		Smvgear		
Deposition velocity calculation (ModDepv)		M3dry		
Cloud module (ModCloud)		Cloud_acm_ae6		
Gas-phase chemistry mechanism (Mechanism)		Saprc99		

25일 00 UTC로 선정하였다.

CMAQ 모델의 도메인 좌표계는 앞서 언급한 WRF 모델과 동일하며 (LCP 좌표계, 중심 위경도 126°E, 38°N), WRF 모델링 결과의 경계 오차를 줄이기 위하여 4개의 WRF 도메인을 기준으로 각 도메인을 동서 남북 각각 3개 격자씩 줄여서 구성하였다 (Mueller and Mallard, 2011). 모델의 연직층은 총 29개 층으로 구성하였고, 대기하층의 오염물질 혼합과 확산과정을 잘 모의하기 위하여 약 1 km (대기경계층) 고도 이하 12개 층으로 조밀하게 구성하였다 (최하층 고도의 sigma level: 0.996 (약 16 m)). 또한 CMAQ 모델링을 위해 이용된 물리적 옵션은 표 1[B]에 자세히 제시하였다. CMAQ 모델의 기상 입력 자료는 WRF 모델링 결과를 MCIP (4.2 버전) 전처리 프로세스를 이용하여 시간별 기상 입력자료 (기온, 풍향, 풍속, U, V, PBL 등)로 변환하여 입력하였고, 모델링 기간은 모델의 초기

spin-up 시간을 포함하여 2019년 2월 26일 00 UTC부터 3월 25일 00 UTC로 설정하였다. CMAQ 모델의 초기/경계 조건에 대하여 동아시아 영역 (D1)은 EPA에서 제공하는 대기오염물질 프로파일 자료 (Stockwell *et al.*, 1990)를 사용하였고, 한반도 영역 (D2)과 남한 영역 (D3), 수도권 및 서울 영역 (D4)은 상위 도메인의 모델결과를 ICON (Initial Condition)/BCON (Boundary Condition) 모듈에 입력하여 최종 생성하였다.

배출량 입력 자료는 효과적인 배출량 처리를 위해 자체 전처리 과정을 통하여 인위적 배출량과 자연적 배출량의 합으로 구성되었으며, 각각의 영역에 맞추어 재격자화하였다. 먼저, 동아시아 영역의 인위적 배출량은 MICS-Asia (Model Inter-Comparison Study for Asia) 2010년 자료를 사용하였는데, 이는 0.25° × 0.25° 수평해상도를 가지며 PM_{2.5}, PM₁₀, SO₂, NO_x, CO₂, CO, NMVOC, BC, OC, NH₃ 등의 배출 인벤토리를 사용하

여 월별 형태로 자료를 제시한다 (Carmichael *et al.*, 2002). 남한 영역의 인위적 배출량은 국립환경과학원

에서 제공되는 CAPSS (Clean Air Policy Supporting System) 2015년 배출 인벤토리 자료(TSP (PM₁₀ 포함), NO_x, SO_x, VOC, CO, NH₃)를 사용하였다(NIER, 2018). 전체 연구 영역에 대한 자연적 배출량은 MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) version 2.04 모델을 통해 산정된 결과를 이용하였다(Guenther *et al.*, 2006). 그림 2는 본 연구에 이용된 배출량 입력 자료 중 PM_{2.5}와 NO_x에 대해 서울 영역(D4)의 배출량 공간분포를 나타낸다. 두 물질의 배출량 공간분포는 주로 서울 도시 중심지역(예, JG)과 서쪽 외곽지역(예, YC)에 많이 집중되어 나타났다.

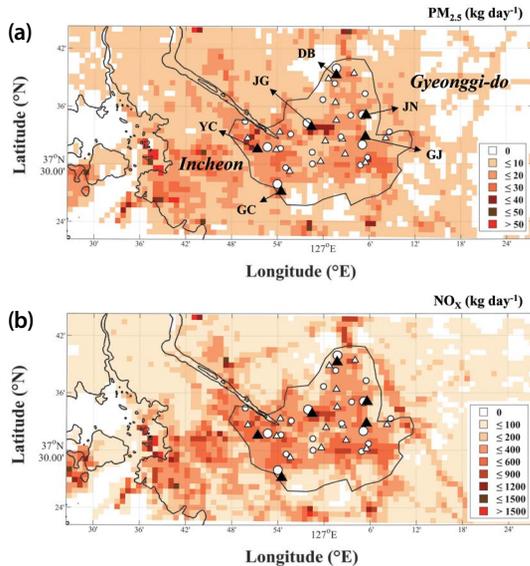


Fig. 2. The spatial distributions of the emissions (kg day⁻¹) of (a) PM_{2.5} and (b) NO_x in the 1 km model domain (D4).

3. 결과 및 고찰

3.1 PM_{2.5} 시계열 분석

그림 3, 4는 전체 분석기간 동안(2019년 2월 26일 ~3월 24일) 고농도 PM_{2.5} 사례일을 대상으로 6개 대기질 측정소(JG, GC, JN, DB, GJ, YC)에서 관측된

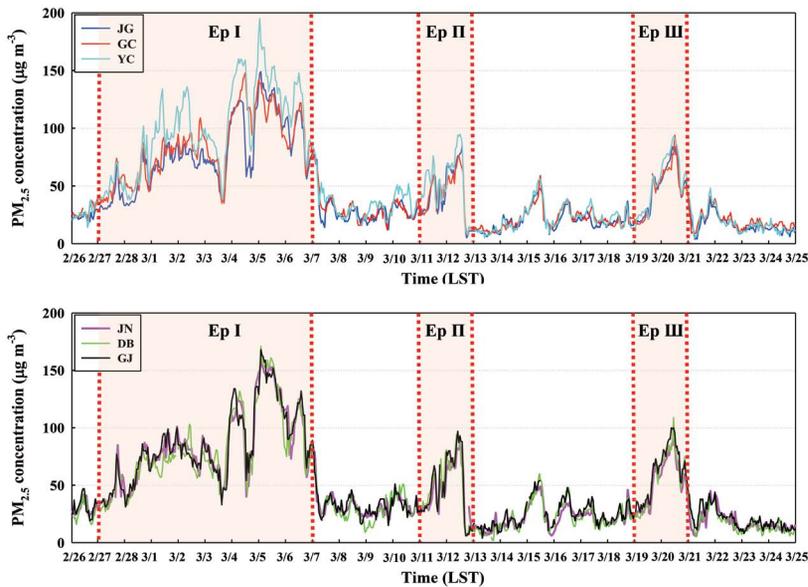


Fig. 3. Time series plot of PM_{2.5} concentrations observed at the air quality monitoring sites of JG, GC, JN, DB, GJ, and YC on February 26 to March 24, 2019 including three high PM_{2.5} episodes (Ep I: Feb 27~Mar 6, Ep II: Mar 11~12, and Ep III: Mar 19~20).

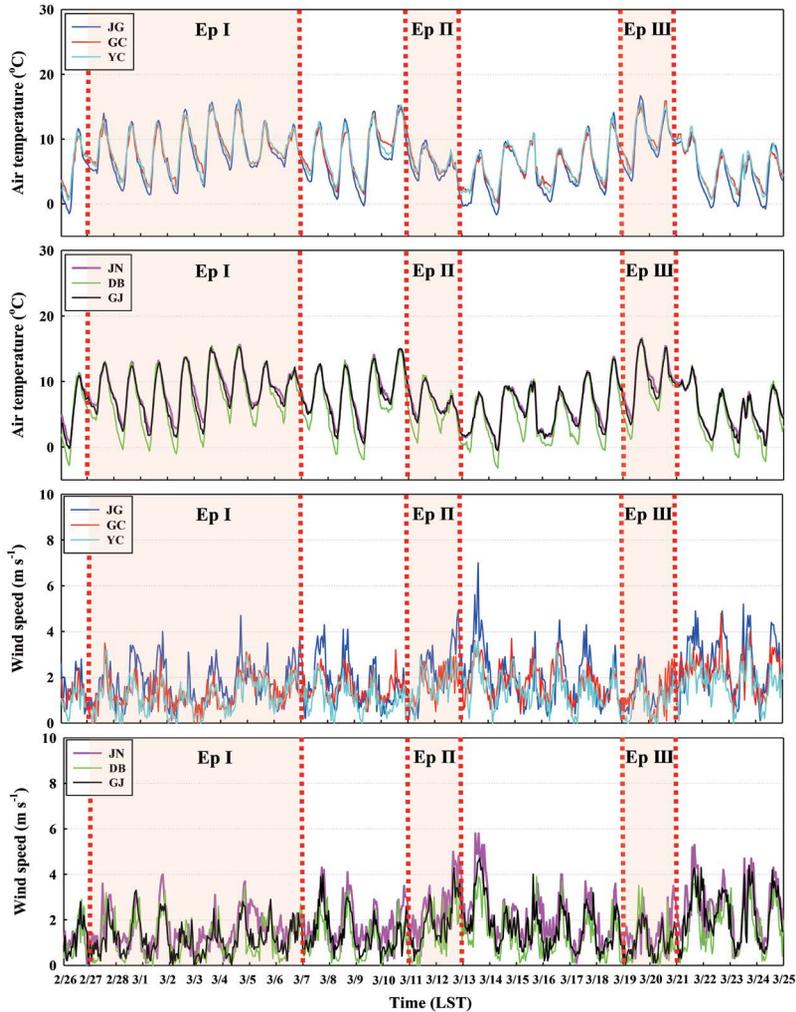


Fig. 4. Time series plot of air temperature and wind speeds observed at six meteorological monitoring sites on Feb 26 to Mar 24, 2019 including Ep I, Ep II, and Ep III.

PM_{2.5} 농도와 기상 관측지점의 기상요소(기온, 풍속, 상대 습도)에 대한 시계열을 각각 나타낸다. 2.1절에서 언급하였듯이, 기상 관측지점은 각 대기질 관측지점에서 가장 가깝고(3~5 km 이내) 지형에 의한 방해가 없는 지점으로 선정하였다(그림 1). 전반적인 특징으로 고농도 PM_{2.5} 사례일(Ep I, Ep II, Ep III)의 대다수 관측지점에서 높은 농도(최고 90 $\mu\text{g m}^{-3}$ 이상)가 발생하였으며, 특히 Ep I의 GC와 YC 지점에서 148 $\mu\text{g m}^{-3}$ 과 195 $\mu\text{g m}^{-3}$, Ep II의 GC와 GJ 지점에서 76 $\mu\text{g m}^{-3}$

과 97 $\mu\text{g m}^{-3}$, Ep III의 JG와 DB 지점에서 각각 84 $\mu\text{g m}^{-3}$ 과 109 $\mu\text{g m}^{-3}$ 로 가장 높은 농도를 기록하였다(그림 3). 또한 6개 지점의 평균 농도는 Ep I 사례가 73 $\mu\text{g m}^{-3}$, Ep II가 44 $\mu\text{g m}^{-3}$, Ep III이 66 $\mu\text{g m}^{-3}$ 으로 각각 나타났다. 사례별로 자세히 보면, 먼저 Ep I(2월 27일~3월 6일)의 2월 27일 오전부터 PM_{2.5} 농도가 급격히 증가하기 시작하여 3월 5일 자정에 가장 높은 수치(YC, 약 195 $\mu\text{g m}^{-3}$)를 보였다. 그 후 점차 감소하는 추세를 보이다가 사례일이 끝난 3월 7일 오전 5시에 JG

Table 2. Summary of PM_{2.5} concentrations and meteorological variables at six sites for high PM_{2.5} episodes and non-episodes.

Sites	Variables	High PM _{2.5} episodes		Non-episodes	
		Daytime	Nighttime	Daytime	Nighttime
JG	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	67.6 ± 29.5	66.8 ± 33.5	21.4 ± 9.2	21.8 ± 11.5
	Air temperature (°C)	9.7 ± 3.9	6.3 ± 2.5	7.5 ± 4.0	3.8 ± 3.1
	Wind speed (m s^{-1})	1.9 ± 1.0	1.6 ± 0.9	2.5 ± 1.2	1.6 ± 0.9
	Relative humidity (%)	44 ± 18	56 ± 18	42 ± 22	55 ± 20
GC	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	74.0 ± 32.0	69.0 ± 31.6	23.7 ± 8.9	23.8 ± 11.3
	Air temperature (°C)	9.7 ± 3.2	7.3 ± 2.2	7.7 ± 3.3	5.2 ± 2.8
	Wind speed (m s^{-1})	1.6 ± 0.7	1.2 ± 0.7	2.1 ± 0.7	1.5 ± 0.6
	Relative humidity (%)	–	–	–	–
JN	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	73.5 ± 31.6	73.1 ± 34.8	24.4 ± 10.2	23.7 ± 11.4
	Air temperature (°C)	10.0 ± 3.6	7.8 ± 2.5	7.8 ± 3.6	5.3 ± 2.9
	Wind speed (m s^{-1})	1.9 ± 1.0	1.6 ± 0.9	2.5 ± 1.2	1.7 ± 0.9
	Relative humidity (%)	47 ± 17	56 ± 16	45 ± 21	54 ± 19
DB	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	72.6 ± 33.9	71.5 ± 34.9	24.2 ± 12.1	22.2 ± 11.9
	Air temperature (°C)	9.5 ± 4.2	5.5 ± 3.1	7.5 ± 4.0	3.2 ± 3.2
	Wind speed (m s^{-1})	1.5 ± 0.9	0.9 ± 0.8	1.8 ± 1.0	0.9 ± 0.7
	Relative humidity (%)	52 ± 21	65 ± 17	48 ± 23	62 ± 20
GJ	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	74.7 ± 31.7	75.0 ± 35.2	26.4 ± 10.7	25.3 ± 11.3
	Air temperature (°C)	9.7 ± 3.7	7.1 ± 2.6	7.8 ± 3.6	5.0 ± 2.9
	Wind speed (m s^{-1})	1.5 ± 0.8	1.1 ± 0.7	2.1 ± 1.1	1.4 ± 0.9
	Relative humidity (%)	51 ± 18	61 ± 16	48 ± 22	58 ± 19
YC	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)	83.3 ± 38.0	83.9 ± 41.9	24.9 ± 12.0	24.3 ± 13.0
	Air temperature (°C)	10.0 ± 3.3	7.0 ± 2.3	8.0 ± 3.2	5.1 ± 2.7
	Wind speed (m s^{-1})	1.5 ± 0.7	1.0 ± 0.7	1.7 ± 0.8	1.1 ± 0.7
	Relative humidity (%)	–	–	–	–

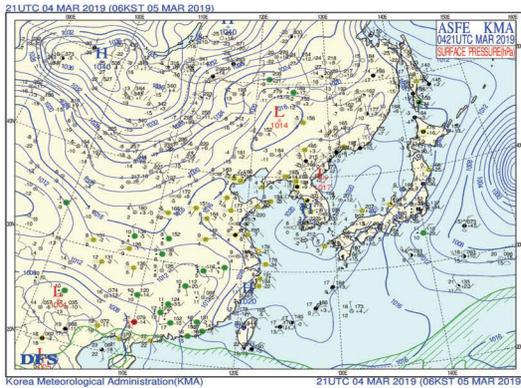
지점에서 최저 농도(약 $14 \mu\text{g m}^{-3}$)를 기록하였다. 또한 Ep II(3월 11~12일)와 Ep III(3월 19~20일) 고농도 사례의 최고 농도는 각각 GJ 지점에서 $97 \mu\text{g m}^{-3}$, DB 지점에서 $109 \mu\text{g m}^{-3}$ 로 나타났다. 이외에도, 전체 연구기간 중 PM_{2.5} 고농도 사례일(Ep I~III: 총 12일)과 고농도 사례를 제외한 기간(비고농도 사례: 총 15일)으로 구분하여 보았을 때, 고농도 사례 동안 6개 관측지점의 평균농도는 $74 \mu\text{g m}^{-3}$ 로 나타나 비고농도 사례의 농도($24 \mu\text{g m}^{-3}$)보다 약 3.1배 더 높은 수준이었다.

대상지역의 고농도 사례(Ep I~III) 동안 6개(JG, GC, JN, DB, GJ, YC) 대기질 측정소의 PM_{2.5} 농도변화와 기상과의 관계를 살펴보기 위해, 각 지점에 해당하는 기상요소(기온, 풍속)의 시계열을 분석하였다(그

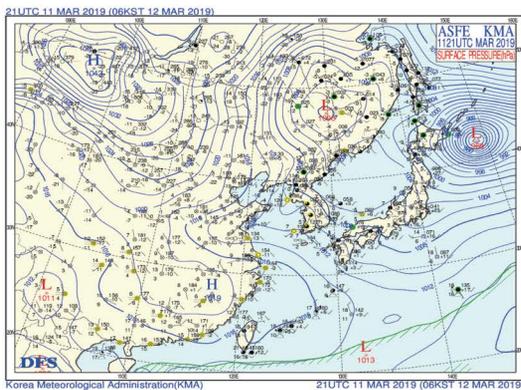
림 4). 기온의 경우, 모든 지점에서 고농도 사례기간에 높은 기온이 관측되었으며, 최고 농도가 나타난 서울의 동쪽 지역인 JN과 서쪽 지역인 YC에서 주간에 약 10°C 의 기온이 나타났다(표 2). 또한, 고농도 사례기간(Ep I~III)의 기온(평균 8.3°C)이 비고농도 사례기간의 기온(평균 6.1°C)보다 높게 나타난 것으로 보아 고농도 사례의 경우 안정한 고기압성 패턴(특히, Ep I과 Ep III)에 의한 영향을 받은 것으로 판단된다(Jo and Kim, 2010). 즉, 늦겨울~초여름 사이에 일반적으로 나타나는 이동성 고기압의 발달로 한반도가 고기압 영향권에 놓임에 따라 안정된 대기조건하에서 오염물질이 정체 및 축적되기 좋은 기상조건이 형성된 것으로 사료된다(그림 5).

6개 관측지점의 평균 기온을 사례별로 보면, Ep I에

(a) 21 UTC, 4 MAR



(b) 21 UTC, 11 MAR



(c) 21 UTC, 18 MAR

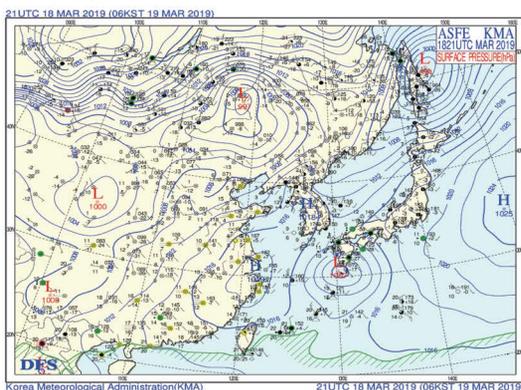


Fig. 5. Surface weather charts at 21 UTC on (a) 4 Mar (Ep I), (b) 11 Mar (Ep II), and (c) 18 Mar (Ep III) in 2019.

8.4°C, Ep III에 10.2°C로 높게 나타났으며 Ep II는 상대적으로 낮은 기온(6.1°C)이 나타났다. 풍속의 경우, 고농도 사례 동안 JG 지점에서 1.9 m s⁻¹로 최고 풍속

을 보였고 DB, GJ, YC 지점에서 1.5 m s⁻¹로 최저 풍속을 보였다. 6개 지점의 평균 풍속은 사례별로 Ep I에 1.3 m s⁻¹, Ep II에 1.9 m s⁻¹, Ep III에 1.2 m s⁻¹가 관측되었다. 참고로 Ep II의 평균 기온과 평균 풍속은 비고농도 사례(각각 6.1°C, 1.8 m s⁻¹)와 비슷한 수준이었다. 이와 같이 Ep II에 나타난 상대적으로 낮은 기온과 강한 바람(대기확산)은 PM_{2.5} 농도 감소에 영향을 주게 되어 다른 두 사례(Ep I, Ep III)에 비해 낮은 농도(평균 44 μg m⁻³)가 관측된 것으로 사료된다. 또한 주간이 야간에 비해 대체로 높은 풍속을 보였는데, 비고농도 사례기간에서도 고농도 사례기간과 유사한 주·야간 특성을 보였으며 JG와 JN에서 최고 2.5 m s⁻¹, YC에서 최저 1.7 m s⁻¹을 기록했다. 풍속은 전반적으로 고농도 사례기간에 평균 1.4 m s⁻¹로서 비고농도 사례기간 평균 1.8 m s⁻¹보다 낮게 나타났는데, 이는 약한 풍속으로 인한 기류의 정체로 인해 PM_{2.5} 농도가 축적 및 상승했을 것으로 판단된다. 상대 습도는 고농도 사례기간에 모든 지점에서 75% 미만이었으며(GC, YC 결측), 주·야간 평균 54%로 비고농도 사례기간 51%에 비해 약간 높은 수치를 보였다. 또한, 사례별로 Ep I에 49%, Ep II에 61%, Ep III에 67%가 나타났다(그림 제외). 주·야간 특성에서는 고농도 사례기간 및 비고농도 사례기간 모두 주간에 비해 야간에 높은 상대 습도가 나타났으며, 이는 일반적으로 주간의 높은 기온에 의한 효과로 판단된다(표 2).

3.2 PM_{2.5} 공간분포 분석

그림 6은 전체 연구기간 중 고농도 PM_{2.5} 사례와 비고농도 사례에 대한 PM_{2.5}의 공간분포를 나타낸다(1 km 모델영역). 그림 6(a)는 고농도 PM_{2.5} 사례기간(Ep I: 2월 27~3월 6일, Ep II: 3월 11~12일, Ep III: 3월 19~20일)에 대한 공간분포의 평균장이고, 그림 6(b)는 비고농도 사례기간(2월 26일, 3월 7일~10일, 3월 13일~18일, 3월 21일~24일)에 대한 공간분포의 평균장이다. 그림 6(c)는 고농도 사례와 비고농도 사례의 공간분포 차이를 나타낸다. 전반적으로 고농도 PM_{2.5} 사례기간에 대해 모델영역 내 총 격자의 평균농도는

약 $59 \mu\text{g m}^{-3}$ 정도이며, 비고농도 사례의 평균농도는 $24 \mu\text{g m}^{-3}$ 으로 모의되어, 고농도 사례가 약 2.5배 높게 나타났다.

고농도와 비고농도 사례의 PM_{2.5} 공간분포를 자세히 살펴보면 다음과 같다. 먼저 고농도 사례의 경우, 대상영역의 동쪽지역을 제외한 대부분 지역(인천, 서울)에서 $70\sim 80 \mu\text{g m}^{-3}$ 의 높은 농도가 나타났다(그림 6(a)). 가장 높은 PM_{2.5} 농도($70 \mu\text{g m}^{-3}$)는 JG에서 나타났다며, 서해 연안 지역과 인접한 YC에서 $68 \mu\text{g m}^{-3}$, 서울 중심의 동쪽에 위치한 GJ에서 $68 \mu\text{g m}^{-3}$ 을 보이며 다른 영역에 비해 상대적으로 높은 농도분포를 보였다. 그 외 서울의 북쪽 및 동쪽과 남쪽 지점에 위치한 DB, JN, GC 지점에서는 각각 $55 \mu\text{g m}^{-3}$, $59 \mu\text{g m}^{-3}$, $63 \mu\text{g m}^{-3}$ 을 보이며 상대적으로 낮은 농도분포를 보였다. 한편, 비고농도 사례의 공간분포에서는 고농도 사례기간과 유사한 공간분포 특성을 보였으나(YC: $28 \mu\text{g m}^{-3}$, GJ: $27 \mu\text{g m}^{-3}$, JG: $26 \mu\text{g m}^{-3}$, GC: $27 \mu\text{g m}^{-3}$, JN: $26 \mu\text{g m}^{-3}$, DB: $22 \mu\text{g m}^{-3}$) 상대적으로 낮은 PM_{2.5} 농도분포를 보였다. 바람장을 살펴보면 전반적으로 고농도 사례기간의 풍속 및 풍향 특성은 고농도 지역 주변으로 저 풍속 또는 북/북서풍으로 인해 대기정체(2 m s^{-1} 이내)가 나타나면서 농도 증가(축적)를 일으킨 것으로 사료되며(그림 6(a)), 비고농도 사례에서는 강한 북/북서풍 바람이 PM_{2.5}의 낮은 농도분포에 영향을 주었을 것으로 사료된다(그림 6(b)). 고농도 사례와 비고농도 사례의 차이에 대한 PM_{2.5} 공간분포에서는 서해 연안과 인천 및 서울 중심지의 PM_{2.5} 농도가 $40\sim 50 \mu\text{g m}^{-3}$ 로 유의한 차이를 보였고, 수도권의 동부 지역에서는 상대적으로 작은 차이가 나타났다(약 $20 \mu\text{g m}^{-3}$)(그림 6(c)).

본 연구에서는 모델성능을 평가하기 위해 전체 모델링 기간 동안 6개 관측지점의 PM_{2.5} 농도와 기상변수(기온, 풍속)에 대한 모의결과를 통계분석(IOA, RMSE, MBE)을 통해 검증하였다. 전반적으로 PM_{2.5} 농도의 경우, 모든 지점에서 IOA가 0.85 이상의 수치를 보였으며 GJ 지점이 0.88로 가장 높게 나타났다. RMSE의 경우 모든 지점에서 $21.7\sim 27.0 \mu\text{g m}^{-3}$ 의 차

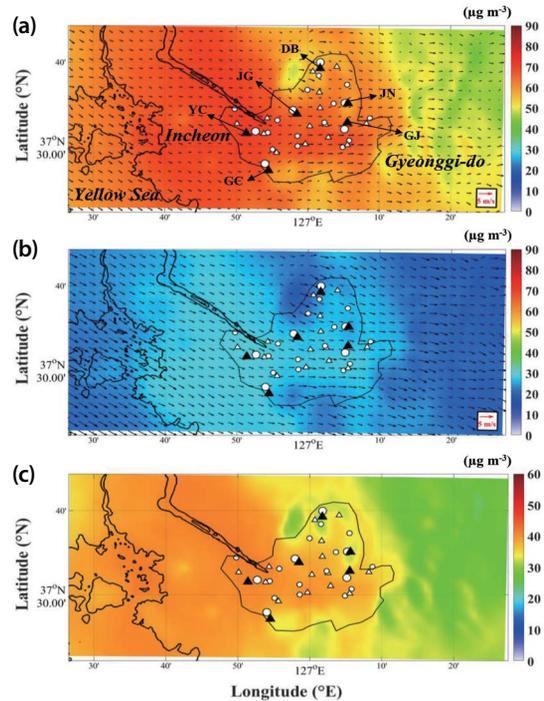


Fig. 6. Spatial distributions of the model-predicted PM_{2.5} concentrations averaged from all grids in the 1-km model domain (D4) (a) for high PM_{2.5} episodes (Ep I~Ep III), (b) non-episodes (Feb 26, Mar 7~10, Mar 13~18, and Mar 21~24), and (c) the difference in PM_{2.5} concentrations between high PM_{2.5} episodes and non-episodes.

이를 보였으며, MBE 결과를 통해 JN과 DB 지점에서는 $-3.4 \mu\text{g m}^{-3}$ 과 $-7.3 \mu\text{g m}^{-3}$ 로 과소모의를, 나머지 4 지점(JG, GC, GJ, YC)에서는 $5.0 \mu\text{g m}^{-3}$, $3.1 \mu\text{g m}^{-3}$, $1.1 \mu\text{g m}^{-3}$, $5.2 \mu\text{g m}^{-3}$ 로 과대모의하는 경향을 확인하였다. 이러한 PM_{2.5}에 대한 검증 결과는 2014년 서울지역을 대상으로 추정된 IOA(약 0.80), RMSE(약 $26 \mu\text{g m}^{-3}$)와는 서로 유사하였으며(Kim *et al.*, 2016), 2019년 서울지역과 2020년 인천지역에서의 IOA(각각 0.69, 0.63 이상)와 RMSE(각각 $26\sim 46 \mu\text{g m}^{-3}$, $25 \mu\text{g m}^{-3}$)보다는 높은 수준이었다(Cho *et al.*, 2021; Lee *et al.*, 2020). 또한 기온의 IOA는 모든 지점에서 0.82 이상을 나타내었으며, MBE가 $-1.4^{\circ}\text{C}\sim -2.6^{\circ}\text{C}$ 로 추정되어 모델값이 관측값에 비해 다소 과소모의하는 경향을 보였다. 반면에 풍속의 IOA는 모든 지점에서

Table 3. Statistical evaluation of PM_{2.5} concentrations and meteorological variables for the observed and model-predicted variables: results compared at six monitoring sites for the entire simulation period. The PM_{2.5} data sites represent six air quality monitoring sites within Seoul, as shown in Fig. 1. The meteorological monitoring sites are located 3~5 km away from the air quality monitoring sites.

PM _{2.5} and Meteorological data sites*	PM _{2.5} ($\mu\text{g m}^{-3}$)			Wind Speed (m s^{-1})			Air temperature ($^{\circ}\text{C}$)		
	IOA ^a	RMSE ^b	MBE ^c	IOA	RMSE	MBE	IOA	RMSE	MBE
Jung-gu (JG)	0.86	22.8	5.0	0.75	1.3	0.6	0.90	2.4	-1.8
Geumcheon-gu (GC)	0.86	22.0	3.1	0.60	1.6	0.8	0.84	3.0	-2.5
Jungnang-gu (JN)	0.85	22.6	-3.4	0.74	1.3	0.3	0.88	2.8	-2.0
Dobong-gu (DB)	0.85	22.5	-7.3	0.44	2.8	2.4	0.91	2.3	-1.4
Gwangjin-gu (GJ)	0.88	21.7	1.1	0.60	2.0	1.4	0.82	2.7	-1.9
Yangcheon-gu (YC)	0.87	27.0	5.2	0.48	1.9	1.3	0.82	3.1	-2.6

^aIOA: index of agreement.

^bRMSE: root mean square error.

^cMBE: mean bias error.

0.44~0.75로 상대적으로 낮은 수치를 보였고, MBE가 0.3 m s^{-1} ~ 2.4 m s^{-1} 정도로 나타나 약한 과대모의가 나타났다. 기온과 풍속에 대한 RMSE는 모든 지점에서 각각 3.1°C 와 2.8 m s^{-1} 미만의 오차가 나타났다. 이것은 2007년 경기지역의 기상장 모의에 대한 검증결과, 즉 기온과 풍속의 IOA (각각 0.70, 0.45)와 RMSE (각각 -4.6°C , 2.5 m s^{-1})보다 높은 수준이었으며 (Lee *et al.*, 2013), 2013년 수도권지역의 기온과 풍속 IOA (각각 0.80, 0.52 이상)와 RMSE (각각 4.1°C , 2.1 m s^{-1} 미만)과 매우 유사하였다 (Han *et al.*, 2021). 따라서 본 연구에서 수행된 통계적 검증은 대상지역의 고농도 PM_{2.5} 사례를 분석하고 평가하기 위한 합리적인 수치 모의 결과라 사료된다.

3.3 PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 기여도 분석

본 연구에서는 고농도 PM_{2.5} 사례기간의 PM_{2.5} 농도 증가에 영향을 미치는 환경적 원인(물리·화학적 인 생성 기여도)을 분석하기 위해 CMAQ에서 제공하는 IPR 분석을 수행하였다. IPR 분석은 궤적상의 모든 격자에 대하여 머문 시간 동안의 농도 변화를 각 모듈(에어로졸 생성(AERO), 수평수송(HTRA), 연직수송(VTRA), 배출량에 의한 생성(EMIS), 건성침적(DDEP), 구름생성(CLDSS))에 대해 나타내어, 공기궤가 각 격자에 머무는 동안 어떤 모듈에 의한 PM_{2.5} 농

도 생성 기여도가 물리·화학적 특성에 영향을 주었는지 확인할 수 있다. 그림 7 및 표 4는 고농도 PM_{2.5} 사례기간(Ep I~III) 동안 6개 지점(JG, GC, JN, DB, GJ, YC)의 모델 수행을 통한 물리(예, 수평수송, 연직수송 등) 및 화학적 과정(예, 에어로졸 생성 등)에 의한 PM_{2.5} 농도의 생성 기여도 특성을 나타낸다.

그림 7은 고농도 PM_{2.5} 사례기간에 대해 사례별로 6개 지점의 PM_{2.5} 생성 과정별 기여도를 평균하여 시계열로 나타낸 결과이다. 전반적으로, 서울지역의 PM_{2.5} 농도는 수평수송 및 연직수송과 에어로졸 생성 기여도에 의해 지배적인 영향을 받았고, 지리적 특성상 도심지에 위치하여 배출량에 의한 영향도 무시할 수 없었다. 반면에, 구름생성 및 건성침적의 영향은 상대적으로 미미하게 나타났다. Ep I의 3월 5일 주간 고농도 사례기간을 보면 PM_{2.5} 농도가 약 $150 \mu\text{g m}^{-3}$ 까지 상승하는 모습을 보였는데, 대부분 강한 양의 수평수송 및 음의 연직수송에 의한 영향인 것으로 나타났다. 또한, Ep II의 3월 12일 주간 고농도 구간에서도 양의 수평수송 및 음의 연직수송에 의한 영향이 지배적으로 나타났다. 반면에 Ep III의 3월 20일 고농도 사례에서는 야간에 양의 연직수송에 의해 PM_{2.5} 농도가 급격히 상승하여 최대 농도(약 $125 \mu\text{g m}^{-3}$)에 도달한 뒤 주간에서 서서히 감소하는 모습을 보였다. 이는 대체로 오염물질이 외부로부터 수송·유입되어 서울지역에 고농

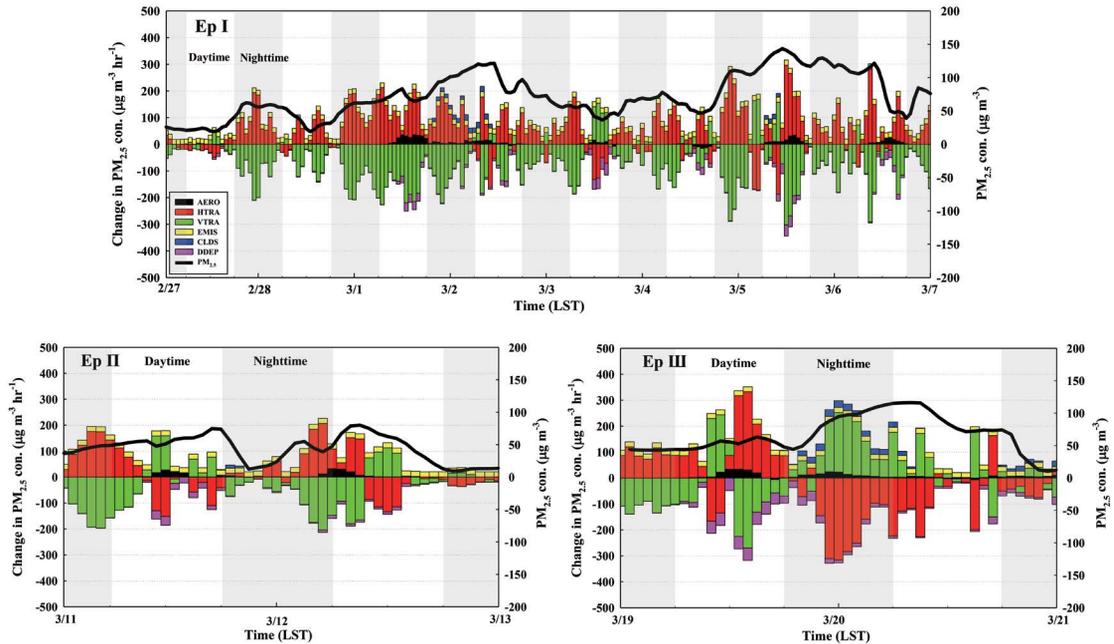


Fig. 7. Temporal changes in mean PM_{2.5} concentrations derived from various physical and chemical processes at six sites (JG, GC, JN, DB, GJ, and YC) in Seoul during three high PM_{2.5} episodes (Ep I, Ep II, and Ep III).

도 PM_{2.5} 생성의 영향을 주었다고 판단되며, 연구지역의 대도시 특성상 배출량 생성 기여도의 영향도 있어 국지적인 배출량에 의한 영향과 수송의 영향이 복합적으로 작용하였을 것으로 판단된다 (Han *et al.*, 2021). 또한, 야간에는 수평수송, 주간에는 연직수송에 의해 PM_{2.5} 농도가 증가하는 경향을 보이는 것으로 보아 주간의 강한 일사에 의한 혼합고 성장은 상층의 PM_{2.5}를 혼합층 내로 유입시켜 연직수송량을 증가시킨 반면, 수평방향의 수송을 억제시켜 수평수송량의 감소를 야기한 것으로 판단된다.

사례별 특성을 보면, 고농도 PM_{2.5} 사례기간 (Ep I~III) 동안 대부분 지점의 에어로졸 생성 (AERO) 기여도는 전반적으로 고농도 사례가 비고농도 사례보다 높은 수준을 보였다. 예를 들어, 주간의 평균 AERO 기여도는 Ep I에 $6.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, Ep II에 $5.6 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, Ep III에 $7.2 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ 로서 비고농도 사례 ($4.8 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)보다 높게 나타났다 (Ep I의 JN, Ep II의 GC, Ep III의 JN 지점 제외). 야간의 경우에도 고농도 사례 (순서

대로 $1.1 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, $3.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, $7.1 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)가 비고농도 사례 ($0.9 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)에 비해 높은 기여도가 추정되었다 (Ep I의 JG와 GJ 제외). 또한 주·야간 모두 에어로졸 생성 기여도는 Ep III 사례 (평균 $14.2 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)가 다른 고농도 사례에 비해 상대적으로 높았으며 (Ep I: $7.4 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, Ep II: $9.3 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$), 고농도 및 비고농도 사례의 기여도 차이는 각각 Ep I에 $1.7 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, Ep II에 $3.6 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, Ep III에 $8.5 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ 로 추정되었다. 수평수송 및 연직수송에 대한 기여도에서 서울의 동쪽에 위치한 JG, GC, YC 지점은 Ep I의 주간에는 높은 수평수송 기여도 ($123 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, $118 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, $68 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)를 보였고, 상대적으로 서쪽에 위치한 JN, GJ 지점은 Ep II에 각각 $135 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$, $239 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$ 의 높은 연직수송 기여도를 보였다. 이는 고농도 사례에 바람의 수평수송에 의한 PM_{2.5}의 이동이 서울지역의 동쪽에 크게 기여하였음을 잘 나타낸다. 또한 배출량 기여도는 주간과 야간이 모두 일치하는 경향으로 서울지역의 국지적인 화학 반응으로 인한

Table 4. Comparison of the integrated process rate (IPR) ($\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) for $\text{PM}_{2.5}$ obtained from six air quality monitoring sites for high $\text{PM}_{2.5}$ episodes and non-episodes. The processes of the IPR include Aerosol process (AERO), Horizontal advection/diffusion (HTRA), Vertical advection/diffusion (VTRA), Primary emission (EMIS), Cloud process (CLDS), and Dry deposition (DDEP).

Content	Daytime						Nighttime						
	JG	GC	JN	DB	GJ	YC	JG	GC	JN	DB	GJ	YC	
AERO	Ep I	5.2	9.3	2.8	3.3	8.3	8.9	1.3	0.4	1.0	1.2	0.3	2.6
	Ep II	4.5	5.1	6.5	3.0	7.5	7.2	1.4	7.5	4.0	2.1	3.2	3.7
	Ep II	5.9	13.6	1.6	2.0	12.8	7.1	10.5	7.1	5.1	3.5	7.4	8.7
	Non-episode	3.5	8.0	4.3	1.5	5.7	5.9	1.4	0.3	0.7	0.9	0.5	1.5
HTRA	Ep I	123	118	25	35	-108	68	238	-98	34	160	-6	50
	Ep II	101	40	-147	44	-279	76	80	-3	-64	295	-42	84
	Ep II	-1	81	52	47	-161	69	-146	139	10	-215	-99	-88
	Non-episode	1	32	-18	-8	-99	58	73	-29	22	92	-31	64
VTRA	Ep I	-141	-134	-23	-39	72	-93	-259	83	-49	-168	-17	-79
	Ep II	-120	-55	135	-54	239	-104	-101	-26	50	-300	17	-107
	Ep II	7	-14	-38	-46	108	-47	91	-176	-25	199	36	28
	Non-episode	-23	-48	12	4	65	-75	-103	17	-35	-98	6.5	-94
EMIS	Ep I	24.6	16.6	15.9	6.1	25.1	25.1	24.7	16.6	15.9	6.2	25.2	25.2
	Ep II	25.5	17.2	16.6	6.4	26.1	25.9	25.5	17.2	16.7	6.4	26.1	26.0
	Ep II	24.8	16.7	16.2	6.2	25.4	25.3	25.2	16.9	16.5	6.3	25.7	25.6
	Non-episode	25.2	17.0	16.4	6.3	25.8	25.7	25.4	17.1	16.6	6.4	25.9	25.9
CLDS	Ep I	0.4	0.2	0.2	>0.1	1.0	4.5	0.4	0.5	0.2	>0.1	1.4	10.5
	Ep II	-1.2	0.4	0.1	>0.1	0.7	3.4	0.8	0.2	>0.1	>0.1	0.9	>0.1
	Ep II	2.4	-0.4	-0.3	>0.1	5.5	>0.1	11.3	4.8	2.9	>0.1	20.6	44.3
	Non-episode	0.5	0.1	>0.1	0.1	0.5	2.0	1.0	0.3	0.3	>0.1	1.4	4.3
DDEP	Ep I	-16.4	-15.8	-18.1	-4.0	-1.2	-16.9	-1.9	-2.5	-1.2	-1.1	-1.3	-2.9
	Ep II	-15.6	-15.1	-18.2	-3.4	-1.5	-13.3	-3.0	-4.9	-2.3	-0.8	-1.4	-3.4
	Ep II	-26.7	-60.2	-26.8	-3.9	-2.1	-25.9	-15.2	-28.1	-10.1	-3.1	-2.9	-10.6
	Non-episode	-7.1	-9.8	-9.5	-2.6	-0.9	-9.5	-2.5	-3.6	-1.9	-0.5	-1.0	-2.9

생성이 주된 것으로 보였으며, 상대적으로 도심지이며 교통량이 많은 JG, GJ, YC 지점에서 기여도가 높게 나타났다. 그 외 모든 지점에서 건성 침적과정과 구름 및 수용성 생성 과정은 낮은 수치를 보이며 $\text{PM}_{2.5}$ 의 생성 과정에 큰 영향을 미치지 못하였다.

표 5는 $\text{PM}_{2.5}$ 농도의 2차 에어로졸 물질 (SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+)에 대한 에어로졸 생성 과정의 기여도를 나타낸다. 전반적으로 NO_3^- 경우 JN을 제외한 모든 지역에서 고농도 $\text{PM}_{2.5}$ 사례기간 ($4.93 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1} \sim 16.47 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)이 비고농도 사례 ($2.17 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1} \sim 7.64 \mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$)에 비해 높게 나타났다. 주간 및 야간 특성으로 SO_4^{2-} 는 주간에는 고농도 사례와 비고농도

사례 모두 에어로졸 생성 기여도가 양의 값이었으나, 야간에 음의 값으로 소거되는 경향을 보였다. 또한 NO_3^- 및 NH_4^+ 의 경우, 야간의 모든 지점에서 고농도 사례기간이 높은 수치를 보였으며 야간의 고농도 사례기간 NO_3^- 농도 증가율(4.3배)이 주간의 증가율(2.1배)보다 높게 나타난 것으로 보아 NO_3^- 와 관련한 야간 이질적 반응(heterogeneous reaction)이 일부 영향을 준 것으로 추정된다. 예를 들어, Pathak *et al.* (2011)은 야간에 높은 상대 습도 조건하에서 N_2O_5 의 이질적 가수분해(heterogeneous hydrolysis, $\text{N}_2\text{O}_5 + \text{H}_2\text{O}(\text{aq}) \rightarrow 2\text{HNO}_3$)가 NO_3^- 에어로졸의 농도 증가를 밝힌 바 있다. 또한, 이러한 경향은 NH_4^+ 에 의한

Table 5. Comparison of the AERO of integrated process rate (IPR) ($\mu\text{g m}^{-3} \text{h}^{-1}$) of SIA for PM_{2.5} (SO₄²⁻, NO₃⁻, and NH₄⁺) at six air quality monitoring sites (JG, GC, JN, DB, GJ, and YC) in Seoul for high PM_{2.5} episodes and non-episodes.

Content	Variables	Daytime						Nighttime					
		JG	GC	JN	DB	GJ	YC	JG	GC	JN	DB	GJ	YC
AERO	SO ₄ ²⁻	0.17 ^a (0.19) ^b	0.18 (0.17)	0.07 (0.06)	0.06 (0.07)	0.04 (0.05)	0.15 (0.17)	-0.06 (-0.04)	-0.04 (-0.03)	-0.05 (-0.04)	-0.04 (-0.03)	-0.06 (-0.05)	-0.08 (-0.07)
	NO ₃ ⁻	4.93 (2.17)	15.31 (7.64)	2.12 (2.84)	16.47 (5.62)	9.84 (4.45)	9.34 (5.07)	0.58 (0.34)	3.10 (0.52)	1.24 (0.26)	1.99 (0.43)	1.02 (0.31)	1.19 (0.22)
	NH ₄ ⁺	2.71 (3.28)	5.08 (4.71)	0.75 (2.03)	5.57 (3.35)	3.13 (2.35)	3.80 (3.28)	3.44 (0.83)	2.24 (0.39)	0.82 (0.40)	0.55 (-0.06)	2.07 (0.09)	2.26 (0.52)

^aHigh PM_{2.5} episodes.^bNon-episodes.

PM_{2.5} 생성(야간: 5.3배, 주간: 1.1배)의 이질적 화학 반응의 결과를 뒷받침한다.

4. 요약 및 결론

본 연구는 최근(2019년 3월) 서울지역에 나타난 극심한 미세먼지 사례(Ep I~Ep III)를 대상으로 PM_{2.5} 농도 및 기상 특성을 분석하였으며, 수치모의를 통해 고농도 PM_{2.5}의 공간분포 및 PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 공정 기여도를 평가하였다. 전반적으로, 고농도 사례기간(Ep I~Ep III) 동안 PM_{2.5} 관측 농도(평균 74 $\mu\text{g m}^{-3}$)는 비고농도 사례(24 $\mu\text{g m}^{-3}$)에 비해 약 3배 정도 높았으며, 특히 Ep I에서 가장 뚜렷하게 나타났다. 이것은 PM_{2.5} 수치모의 결과에서도 확인되었는데, 즉 고농도 사례 동안 서울지역(1 km 모델영역)의 격자 평균 농도(약 59 $\mu\text{g m}^{-3}$)는 비고농도 사례(약 24 $\mu\text{g m}^{-3}$)에 비해 약 2.5배 정도 높게 모의되었다. 또한 PM_{2.5} 농도와 기상과의 관계를 보면, 직·간접적인 고기압의 영향으로 인해 고농도 사례가 비고농도 사례에 비해 높은 기온(고농도: 8.3°C, 비고농도: 6.1°C)과 다소 낮은 풍속(1.4 m s⁻¹, 1.8 m s⁻¹)이 관측되어, 이러한 기상조건이 대상지역의 PM_{2.5} 농도 축적 및 증가에 영향을 미친 것으로 볼 수 있다.

수치모의를 통한 공간분포에서 서울의 중심(예,

JG) 및 서쪽지역(예, YC)의 PM_{2.5} 농도(각각 70 $\mu\text{g m}^{-3}$ 과 68 $\mu\text{g m}^{-3}$)는 다른 지역과 비교하여 가장 높게 추정되었다. 이 지역에서의 PM_{2.5} 농도 증가는 중국 등 거대 배출원으로부터의 외부 수송과 자체 배출 오염물질 등 복합적 영향이 주요 원인인 것으로 사료된다. 또한 IPR 분석을 통해서도 이러한 고농도 PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 공정의 상대적 기여도를 추정할 결과, 대부분 지역에서 Ep I과 Ep II 사례에 대해서는 수평수송이, Ep III 사례에 대해서는 연직수송과 에어로졸 과정에 의한 기여도가 가장 우세하였다. 게다가, 서울의 도심지는 차량이 많고 인구와 건물이 밀집되어 있어 오염물질의 자체 배출량에 의한 PM_{2.5} 생성 기여도 역시 무시할 수 없는 수준이었다. 이외에도, 사례기간의 야간에 나타난 높은 PM_{2.5} 농도는 고농도 사례시 2차 무기 이온성분(SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺)의 에어로졸 과정에 의한 생성물이 비고농도 사례에 비해 높았기 때문으로 추정된다. 에어로졸 생성물이 가장 큰 NO₃⁻의 경우, 대부분 지역에서 비고농도 사례에 대해 고농도 사례의 야간 NO₃⁻ 농도 증가율(평균 4.3배)이 주간 NO₃⁻ 농도 증가율(2.1배) 보다 더 높게 나타났으며, 이것은 PM_{2.5} 이온성분 농도의 관측자료가 없어 정확하게 알 수 없지만 야간에 NO₃⁻ 관련 이질적 반응(heterogeneous reaction)이 농도 증가에 일부 영향을 준 것으로 추정할 수 있다.

본 연구는 2019년 3월 서울지역에 나타난 고농도

미세먼지 발생일의 사례연구로서, 연구기간 동안 고농도 PM_{2.5} 및 기상 특성을 분석하고, PM_{2.5} 생성에 대한 물리·화학적 상대적 기여도를 정량적으로 평가하는 데 의의를 두고 있다. 대상지역 PM_{2.5} 농도의 증가 원인에 대하여 보다 다양한 측면에서 살펴보고 하였으나, PM_{2.5} 화학성분별 관측 농도 등 자료 수집의 한계로 인해 이 지역의 에어로졸 생성 및 화학반응을 정확하게 이해하는데 어려움이 있었다. 향후, 이러한 자료의 한계를 보완하고 추가적으로 여러 지역에 대한 다양한 사례연구가 수행된다면, 대상지역의 고농도 PM_{2.5} 현상을 해석하는데 크게 기여할 것이고 또한 미세먼지 오염에 대한 주요 원인을 규명하는데 좀 더 신뢰성 있는 정보를 제공할 것으로 기대된다.

감사의 글

이 논문은 2020년도 정부(미래창조과학부)의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업임(NRF-2020R1A2C2011081).

References

- Byun, D.W., Ching, J.K.S. (1999) Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) Modeling System, EPA Report. EPA/600/R-99/030, NERL, Research Triangle Park, NC.
- Carmichael, G.R., Calori, G., Hayami, H., Uno, I., Cho, S.Y., Engardt, M., Kim, S.B., Ichikawa, Y., Ikeda, Y., Woo, J.H., Ueda, H., Amann, M. (2002) The MICS-Asia Study: Model Inter-comparison of Long-range Transport and Sulfur Deposition in East Asia, *Atmospheric Environment*, 36(2), 175-199. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00448-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00448-4)
- Cho, S.-B., Song, S.-K., Moon, S.-H. (2021) Effect of Analysis Nudging Data Assimilation on the PM_{2.5} Concentration Simulation during a Haze Event in the Seoul Metropolitan Area in 2019, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 37(2), 231-247. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2021.37.2.231>
- Dudhia, J. (1989) Numerical Study of Convection Observed during Winter Monsoon Experiment using a Mesoscale Two-dimensional Model, *Journal of the Atmospheric Sciences*, 46(20), 3077-3107. [https://doi.org/10.1175/1520-0469\(1989\)046<3077:NSOCOD>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0469(1989)046<3077:NSOCOD>2.0.CO;2)
- Gipson, G., Young, J. (1999) Gas Phase Chemistry, Chapter 8 in: *Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System*, Edited by: Byun, D.W. and Ching, J.K.S., Atmospheric Modeling Division National Exposure Research Laboratory US Environmental Protection Agency Research Triangle Park, NC 27711. EPA/600/R-99/030.
- Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P.I., Geron, C. (2006) Estimates of Global Terrestrial Isoprene Emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6(11), 3181-3210. <https://doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>
- Guo, Y., Feng, N., Christopher, S.A., Kang, P., Zhan, F.B., Hong, S. (2014) Satellite Remote Sensing of Fine Particulate Matter PM_{2.5} Air Quality over Beijing using MODIS, *International Journal of Remote Sensing*, 35(17), 6522-6544. <https://doi.org/10.1080/01431161.2014.958245>
- Han, S.-B., Song, S.-K., Shon, Z.-H., Kang, Y.-H., Bang, J.-H., Oh, I.B. (2021) Comprehensive Study of a Long-lasting Severe Haze in Seoul Megacity and Its Impacts on Fine Particulate Matter and Health, *Chemosphere*, 268, 129369. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129369>
- Hong, S.Y., Pan, H.L. (1996) Nonlocal Boundary Layer Vertical Diffusion in a Medium-range Forecast Model, *Monthly Weather Review*, 124(10), 2322-2339. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1996\)124<2322:NBLVDI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1996)124<2322:NBLVDI>2.0.CO;2)
- Hong, S.Y., Dudhia, J., Chen, S.H. (2004) A Revised Approach to Ice Microphysical Processes for The Bulk Parameterization of Clouds and Precipitation, *Monthly Weather Review*, 132(1), 103-120. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2004\)132<0103:ARATIM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2004)132<0103:ARATIM>2.0.CO;2)
- Jeon, W., Choi, Y., Lee, H.W., Lee, S.H., Yoo, J.W., Park, J., Lee, H.J. (2015) A Quantitative Analysis of Grid Nudging Effect on Each Process of PM_{2.5} Production in the Korean Peninsula, *Atmospheric Environment*, 122, 763-774. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.050>
- Jeong, Y.M., Lee, S.H., Lee, H.W., Jeon, W.B. (2012) Numerical Study on the Process Analysis of Ozone Production due to Emissions Reduction over the Seoul Metropolitan Area, *Journal of Environmental Science Inter-*

- national, 21(3), 339-349. <https://doi.org/10.5322/JES.2012.21.3.339>
- Ji, D., Li, L., Wang, Y., Zhang, J., Cheng, M., Sun, Y., Miao, H. (2014) The Heaviest Particulate Air-pollution Episodes Occurred in Northern China in January, 2013: Insights gained from Observation, *Atmospheric Environment*, 92, 546-556. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.04.048>
- Jo, H.Y., Kim, C.H. (2010) Characteristics of East Asia Synoptic Meteorological Conditions in Association with Haze Phenomena, *Atmosphere*, 20(2), 161-172.
- Kain, J.S. (2004) The Kain-Fritsch Convective Parameterization : An Update, *Journal of Applied Meteorology*, 43(1), 170-181. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2004\)043<0170:TKCPAU>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2004)043<0170:TKCPAU>2.0.CO;2)
- Kim, J.H., Choi, D.R., Koo, Y.S., Lee, J.B., Park, H.J. (2016) Analysis of Domestic and Foreign Contributions Using DDM in CMAQ during Particulate Matter Episode Period of February 2014 in Seoul, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 32(1), 82-99. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2016.32.1.082>
- Kim, Y.-K., Park, S.-H., Kang, J.-E., Song, S.-K. (2010) Numerical Simulation and Process Analysis Using the MMS-CMAQ in Yangsan on High Ozone Days during Spring and Summer, *Journal of Environmental Science International*, 19(3), 269-279. <https://doi.org/10.5322/JES.2010.19.3.269>
- Kim, Y.P. (2010) Analysis of the Trend of Atmospheric PM₁₀ Concentration over the Seoul Metropolitan Area between 1999 and 2008, *Journal of Environmental Impact Assessment*, 19(1), 59-74.
- Koo, H.J., Park, S.U. (2008) Study on The Characteristics of Surface Ozone Distributions and The Ozone Critical Levels to Vegetation in the South Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 24(3), 310-320. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2008.24.3.310>
- Korea Meteorological Administration (KMA) (2016) Guide to Agrometeorological Observation, 122.
- Lee, D.-G., Lee, M.-H., Lee, Y.-M., Yoo, C., Hong, S.-C., Jang, K.-W., Hong, J.-H. (2013) An Impact of Meteorological Initial Field and Data Assimilation on CMAQ Ozone Prediction in the Seoul Metropolitan Area during June, 2007, *Journal of Environmental Impact Assessment*, 22(6), 609-626. <https://doi.org/10.14249/EIA.2013.22.6.609>
- Lee, J.S., Lee, C.D., Kwon, M.J. (2020) A Study of Uncertainty on BFM Method with Variations in Reduction of Emissions to Estimate Source Contributions of Cargo Ships, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(6), 757-773. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.6.757>
- Lee, S.H., Kang, B.W., Yeon, I.J., Choi, J.R., Park, H.P., Park, S.C., Cho, B.Y. (2012) Analysis of PM_{2.5} Case Study Burden at Chungju City, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 28(5), 595-605. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2012.28.5.595>
- Lee, Y.J., Jung, S.A., Jo, M.R., Kim, S.J., Park, M.K., Ahn, J.Y., Lyu, Y.S., Choi, W.J., Hong, Y.D., Han, J.S., Lim, J.H. (2014) Characteristics of PM Chemical Component during Haze Episode and Asian Dust at Gwang-ju, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 30, 434-448, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2014.30.5.434>
- Lim, K.S.S., Hong, S.Y. (2010) Development of an Effective Double-Moment Cloud Microphysics Scheme with Prognostic Cloud Condensation Nuclei (CCN) for Weather and Climate Models, *Monthly Weather Review*, 138(5), 1587-1612. <https://doi.org/10.1175/2009MWR2968.1>
- Mlawer, E.J., Taubman, S.J., Brown, P.D., Iacono, M.J., Clough, S.A. (1997) Radiative Transfer for Inhomogeneous Atmospheres: RRTM, A Validated Correlated-k Model for the Longwave, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 102(D14), 16663-16682. <https://doi.org/10.1029/97JD00237>
- Monin, A.S., Obukhov, A.M. (1954) Basic Laws of Turbulent Mixing in the Surface Layer of the Atmosphere, *Contributions of the Geophysical Institute of the Slovak Academy of Sciences, USSR*, 24, 163-187.
- Mueller, S.F., Mallard, J.W. (2011) Contributions of Natural Emissions to Ozone and PM_{2.5} as Simulated by the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Model, *Environmental Science & Technology*, 45(11), 4817-4823. <https://doi.org/10.1021/es103645m>
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2018) National Air Pollutant emission 2015.
- Pan, H.L., Mahrt, L. (1987) Interaction between Soil Hydrology and Boundary-layer Development, *Boundary-Layer Meteorology*, 38(1), 185-202. <https://doi.org/10.1007/BF00121563>
- Pathak, R.K., Wang, T., Wu, W.S. (2011) Nighttime Enhancement of PM_{2.5} Nitrate in Ammonia-poor Atmospheric Conditions in Beijing and Shanghai: Plausible Contributions of Heterogeneous Hydrolysis of N₂O₅ and HNO₃ Partitioning, *Atmospheric Environment*, 45, 1183-1191. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.09.003>
- Pope III, C.A., Dockery, D.W. (2006) Health Effects of Fine Particu-

- late Air Pollution: Lines that Connect, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56(6), 709-742. <https://doi.org/10.1080/10473289.2006.10464485>
- Quan, J., Tie, X., Liu, Q., Li, X., Gao, Y., Zhao, D. (2014) Characteristics of Heavy Aerosol Pollution during the 2012-2013 Winter in Beijing, China, *Atmospheric Environment*, 88, 83-89. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.058>
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B. (2008) A Time-split Nonhydrostatic Atmospheric Model for Weather Research and Forecasting Applications, *Journal of Computational Physics*, 227(7), 3465-3485. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2007.01.037>
- Song, S.-K., Han, S.-B., Kim, S.-W. (2014) Analysis of Meteorological Characteristics Related to Changes in Atmospheric Environment on Jeju Island during 2010-2012, *Journal of Environmental Science International*, 23(11), 1889-1907. <https://doi.org/10.5322/JESI.2014.23.11.1889>
- Stark, J.D., Donlon, C.J., Martin, M.J., Micheal, M.E. (2007) OSTIA: An Operational, High Resolution, Real Time, Global Sea Surface Temperature Analysis System, In *Oceans 2007-Europe* (Pp. 1-4). IEEE. <https://doi.org/10.1109/OCEANSE.2007.4302251>
- Stockwell, W.R., Middleton, P., Chang, J.S., Tang, X. (1990) The Second Generation Regional Acid Deposition Model Chemical Mechanism for Regional Air Quality Modeling, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 95(D10), 16343-16367. <https://doi.org/10.1029/JD095iD10p16343>
- Tian, S., Pan, Y., Liu, Z., Wen, T., Wang, Y. (2014) Size-resolved Aerosol Chemical Analysis of Extreme Haze Pollution Events during Early 2013 in urban Beijing, China, *Journal of Hazardous Materials*, 279, 452-460. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.023>
- Wang, L., Xu, J., Yang, J., Zhao, X., Wei, W., Cheng, D., Su, J. (2012) Understanding Haze Pollution over The Southern Hebei area of China using the CMAQ model, *Atmospheric Environment*, 56, 69-79. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.013>
- Wang, J., Wang, S., Jiang, J., Ding, A., Zheng, M., Zhao, B., Wong, D.C., Zhou, W., Zheng, G., Wang, L., Pleim, J.E., Hao, J. (2014) Impact of Aerosol-Meteorology Interactions on Fine Particle Pollution during China's Severe Haze Episode in January 2013, *Environmental Research Letters*, 9(9), 094002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/9/9/094002>
- Yang, H.L., Xiao, H., Hong, Y.C. (2011) A Numerical Study of Aerosol Effects on Cloud Microphysical Processes of Hailstorm Clouds, *Atmospheric Research*, 102(4), 432-443. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.09.007>
- Yang, Y., Liu, X., Qu, Y., Wang, J., An, J., Zhang, Y., Zhang, F. (2015) Formation Mechanism of Continuous Extreme Haze Episodes in the Megacity Beijing, China, in January 2013, *Atmospheric Research*, 155, 192-203. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.11.023>
- Yu, G.H., Lee, B.J., Park, S.S., Jung, S.A., Jo, M.R., Lim, Y.J., Kim, S.T. (2019) A Case Study of Severe PM_{2.5} Event in the Gwangju Urban Area during February 2014, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(2), 195-213, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2019.35.2.195>
- Zhang, X.Y., Wang, Y.Q., Niu, T., Zhang, X.C., Gong, S.L., Zhang, Y.M., Sun, J.Y. (2012) Atmospheric Aerosol Compositions in China: spatial/temporal variability, chemical signature, regional haze distribution and comparisons with global aerosols, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(2), 779-799. <https://doi.org/10.5194/acp-12-779-2012>
- Zhang, Q., Xue, D., Liu, X., Gong, X., Gao, H. (2019) Process Analysis of PM_{2.5} Pollution Events in a Coastal City of China Using CMAQ, *Journal of Environmental Sciences*, 79, 225-238. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.09.007>

Authors Information

한승범 (제주대학교 지구해양과학과 박사후연구원)
(cats916@jejunu.ac.kr)

송상근 (제주대학교 지구해양과학과 교수)
(songsk@jejunu.ac.kr)

문수환 (제주대학교 지구해양융합학부 지구해양전공 박사과정)
(goh9677@gmail.com)