

2014년 2월 서울의 고농도 미세먼지 기간 중에 CMAQ-DDM을 이용한 국내외 기여도 분석

Analysis of Domestic and Foreign Contributions using DDM in CMAQ during Particulate Matter Episode Period of February 2014 in Seoul

김종희 · 최대련 · 구윤서* · 이재범¹⁾ · 박현주¹⁾

안양대학교 환경에너지공학과, ¹⁾국립환경과학원 대기질통합예보센터
(2015년 11월 27일 접수, 2016년 1월 20일 수정, 2016년 1월 24일 채택)

Jong-Hee Kim, Dae-Ryun Choi, Youn-Seo Koo*, Jae-Bum Lee¹⁾ and Hyun-Ju Park¹⁾

Department of Environmental and Energy Engineering, Anyang University
¹⁾Air Quality Forecasting Center, National Institute of Environmental Research

(Received 27 November 2015, revised 20 January 2016, accepted 24 January 2016)

Abstract

This study was carried out to understand the regional contribution of Particulate Matter (PM) emissions from East Asia (82°~149°E, 18°~53°N) to Seoul during high concentration period in February 2014.

The Community Multi-scale Air Quality (CMAQ) version 5.0.2 with Decoupled Direct Method (DDM) was used to analyze levels of contributions over Seoul. In order to validate model performance of the CMAQ, predicted PM and its chemical species concentrations were compared to observations in China and Seoul. Model predictions could depict the daily and hourly variations of observed PM. The calculated PM concentrations, however, had a tendency of underestimation. The discrepancies are due to uncertainties of meteorological data, emission inventories and CMAQ model itself.

The high PM concentration in Seoul was induced by stationary anticyclone over the West Coast of Korea during 24 to 27 February. The DDM in CMAQ was used to analyze the contributions of emissions from East Asia on Seoul during this PM episode. PM₁₀ concentration in Seoul is contributed by 39.77%~53.19% from China industrial and urban region, 15.37%~37.10% from South Korea, and 9.03%~18.05% North Korea. These indicate that PM₁₀ concentrations in Seoul during the episode period are dominated by long-range transport from China region as well as domestic sources. It was also found that the largest contribution region in China were Shandong peninsula during the PM event period.

Key words : CMAQ v5.0.2, DDM, PM, Contribution

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)31-467-0893, E-mail : koo@anyang.ac.kr

1. 서 론

미세먼지는 입자의 크기에 따라 공기역학적 직경이 $10\ \mu\text{m}$ 이하인 PM_{10} 과 $2.5\ \mu\text{m}$ 이하인 $\text{PM}_{2.5}$ 로 나누어진다(Seinfeld and Pandis, 2006). $\text{PM}_{2.5}$ 는 상당량이 NH_3 , SO_2 , NO_x , 휘발성 유기화합물(VOCs)등의 전구물질에 의해 2차 생성된다. 특히 대기 중의 반응 조건에 따라서 위의 가스상 물질이 황산염, 질산염, 암모늄염, 탄소(유기탄소, 무기탄소) 등의 2차 생성 유기 및 무기 물질로 변환된다(Park *et al.*, 2010). PM_{10} 은 $\text{PM}_{2.5}$ 의 인위적인 생성 기작과 함께 토양과 관련된 자연적인 오염원(Al, Si, Ca, Ti, Fe 등)으로부터 발생한다.

이와 같이 자연적 및 인위적 발생원으로부터 발생하는 미세먼지는 복사강제력에 영향을 미칠 뿐만 아니라, 인체에 많은 영향을 준다. 세계보건기구(World Health Organization, WHO)는 2012년 한 해에 대기오염과 관련하여 약 700만 명이 조기 사망하는 것으로 보고하였고, 이는 전체 사망의 8분의 1에 해당하는 수치이다. 특히 미세먼지는 대기오염 물질 중 인체에 가장 많은 영향을 미치는 물질이라고 보고하였다(Burnett *et al.*, 2014; WHO, 2014). 미세먼지는 인체 흡입시 상부와 하부 기도에서 염증반응을 일으키고, 혈액 순환 장애를 유발하여 심장 질환을 유발시키기 때문에 기존성 대기오염물질 중에서 가장 인체 위해성이 높은 것으로 알려져 있다. 또한 미세먼지 크기가 작을수록 폐포를 직접 통과하여 심혈관계 질환의 발생시키며, 무계당 표면적이 넓어 중금속 등이 입자표면에 달라붙을 수 있어서 인체에 대한 유해성이 심각하다(Korea Environmental Industry & Technology Institute, 2013; Harrison *et al.*, 2012; Lee *et al.*, 2003). 미세먼지 위해성과 관련하여 Pope (2002)은 미세먼지 장기 노출과 폐암 및 심혈관 질환 사망률과의 관련성에 대한 연구를 했다. 연구 결과 미세먼지 $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가할 때마다 전체 사망위험은 4% 증가하고, 심혈관계 사망은 6%, 암으로 인한 사망은 8% 증가하는 것으로 보고했다. Shang *et al.* (2013)은 초미세먼지 농도와 사망률에 대한 연구를 했다. 분석 결과 초미세먼지가 $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가하면 호흡기 사망은 0.51% 증가, 심혈관 사망은 0.44% 증가하며 총 사망은 0.38% 증가하는 것으로 나타났다. 우리나라에서는 1990년대 이후 미세먼지의 건강영향에 대한 연

구 결과가 보고됐으며, 국·내외에서 미세먼지, 초미세먼지가 인체에 미치는 건강영향에 관한 연구가 꾸준히 보고되고 있다(Bae, 2014; Kappos *et al.*, 2014).

우리나라에서는 대기 환경기준에 PM_{10} 이 1995년, $\text{PM}_{2.5}$ 이 2015년 채택되었다. 환경부의 대기환경연보(Ministry of Environment, 2015)에 의하면, 전국을 기준으로 연평균 PM_{10} 은 98년부터 06년까지 $51\sim 61\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 사이로 증감을 반복하다 07년부터 감소하기 시작하여 12년에는 $45\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 크게 낮아졌다. 이후 13년, 14년에는 다소 증가하여 각각 $49\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 를 나타냈다. 연평균 미세먼지 농도는 다소 개선되고 있으나, 중국 주요 도시 지역을 중심으로 고농도 미세먼지에 의해 유발되는 스모그 문제가 발생하고 있다. 중국발 스모그 유입은 지난 10여 년 이상 장기간 지속되어 왔으나, 유독 2013년 2014년에 중국과 서해안 지역에 발생한 정체성 고기압에 의해서 풍속과 대기 혼합 높이가 낮아지며 미세먼지가 내부에 축적되고(Jo and Kim, 2010; Ministry of Environment, 2008), 오염물질 간 상호 반응에 의해 추가로 2차상 미세먼지가 생성되면서 스모그 발생 빈도가 높아진 것이다. 실제로 중국의 베이징, 상하이 및 만주 지역에서 초미세먼지 농도가 $500\sim 1000\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 도달하는 고농도가 빈번히 발생하였다(Ji *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014; Yuesi *et al.*, 2014). 이와 같이 중국의 도시와 산업개발 지역에서 고농도 미세먼지가 발생하면 편서풍 계열의 바람을 타고 국내로 유입되어 한반도에 복잡하고 심각한 대기오염을 야기시킨다(Koo *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2013; Koo *et al.*, 2008).

본 연구에서는 2014년 2월에 중국에서 발생한 고농도 미세먼지가 국내로 유입되어 국내 고농도 미세먼지를 유발한 사례를 대상으로 국내외 배출에 의한 미세먼지 기여도를 평가하고자 한다. 이를 위해서 최근 Community Modeling & Analysis System(CMAS)에서 발표한 Community Multiscale Air Quality Model version 5.0.2(CMAQ v5.0.2)의 Direct Decoupled Method(DDM) 모듈을 적용하여 월경성 고농도 미세먼지가 나타난 기간인 2014년 2월을 대상으로 모델링을 수행하였다. 동아시아 및 서울 지역에서 측정된 미세먼지 및 미세먼지 성분 농도를 모델 값과 비교 분석하여 모델링의 정확도를 평가하였고, 동아시아를 대상으로 서울 지역 미세먼지에 미치는 국내의 지역별 기여도를

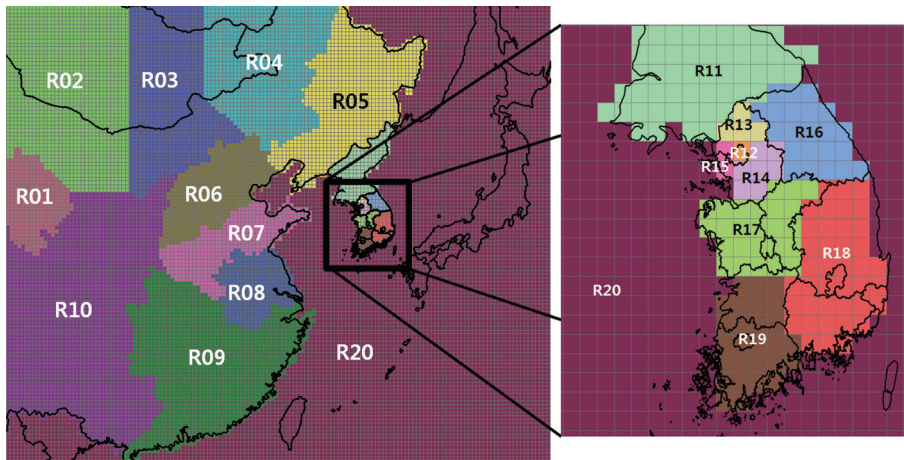


Fig. 1. The modeling domain of CMAQ and 20 emission source regions for regional contribution analysis.

평가하였다.

2. 연구 방법

2.1 모델링 영역 및 수행 기간

본 연구에서 사용한 기상·배출량·화학수송모델의 영역은 그림 1과 같이 27km×27km 해상도의 동아시아 영역(82°~149°E, 18°~53°N)이며, 격자수는 146×122로 구성하였다. 또한, 기여도 분석을 위해 모델링 영역을 20개 지역으로 분류했다. 1~4번은 황사 발생 지역, 5번은 만주 지역, 6~10번은 이외의 중국 지역, 11번은 북한, 12~19번은 국내 지역, 20번은 중국과 한반도를 제외한 지역이다. 국내 영역(123.67°~129.65°E, 34.11°~39.40°N)의 경우 12번은 서울, 13번은 경기북부, 14번은 경기남부, 15번은 인천, 16번은 강원도, 17번은 충청도, 18번은 경상도, 19번은 전라도이다.

모델링 기간은 정체성 고기압과 중국에서 수송된 미세먼지로 인해 서울의 미세먼지 농도가 대기환경기준(일평균) 100 µg/m³을 넘는 날이 연속적으로 나타났던 2014년 2월 15일~3월 5일로 선정하였다.

2.2 모델 입력자료

본 연구에서 적용한 화학수송모델은 미국 EPA에서 개발된 Model-3/CMAQ v5.0.2을 적용하였다(Byun

and Ching, 1999). 기상모델은 Weather Research Forecast version 3.4.1 (WRF v3.4.1)을 사용하였고(Borge *et al.*, 2008; Skamarock and Klemp, 2008), 배출량 데이터는 Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE; Benjey *et al.*, 2001) version 2.7에 의해 처리하였다.

기상모델인 WRF의 주요 물리과정으로는 미세물리 과정은 WRF Single-Moent 6-class (WSM6) 스킴, 장파, 단파 대기복사 과정은 Rapid Radiative Transfer Model (RRTM), Dudhia short radiation 스킴, 행성경계층 모수화 스킴으로는 Yonsei University (YSU) 스킴, 그리고 적운 모수화 방법은 Kain-Fritsch (KF) 스킴을 사용하였다. 또한 WRF 모델링에서 초기 및 경계조건은 Global Forecasting System (GFS)의 예보자료를 사용하여 기상입력자료를 생성하였으며, 동아시아 지역에서 기상의 모사 능력을 향상시키기 위하여 GFS의 예보자료를 자료동화하는 Grid nudging을 적용하였다(Koo *et al.*, 2012, 2008).

한국을 제외한 중국 지역의 인위적 배출량자료는 중국 Tsinghua University에서 2010년을 기준으로 작성한 Multi-resolution Emission Inventory for China (MEIC) 배출량(<http://www.meicmodel.org>)을 사용하였으며, 일본 및 그 외 지역은 일본 국립환경연구소에서 2008년을 기준으로 개발된 Regional Emission inventory in ASia (REAS: Ohara *et al.*, 2007)를 적용하였다. 국내 배출량은 2011년을 기준으로 작성된 국립환경과학원의

대기보전정책지원시스템(Clean Air Policy Support System: CAPSS) 배출량을 적용하였다(Lee *et al.*, 2011).

동아시아 지역의 생물학적 배출량은 기상 및 토지 이용도에 따라 자연 VOCs 등을 계산하는 Biogenic Emission Inventory System 3 (BEIS 3)을 적용하였으며, 황사 발원지의 비산먼지를 고려하기 위하여 Park *et al.* (2010)이 개발하고 한국 기상청 (<http://www.kma.go.kr>)에서 황사예보에 활용되고 있는 Asian Dust Aerosol Model 2 (ADAM2)을 적용하였다.

화학수송모델은 기상모델인 WRF의 연직 35층을 CMAQ의 15개 층으로 총 고도 15 km에 내삽하고, CMAQ의 첫 번째 층(35 m)을 WRF와 동일하게 입력하였다. 모델의 가스상 화학반응은 Carbon Bond-V (CBO5)을 입력하였고, 이류과정에서 질량보전방법은 Yamartino global mass-conserving (YAMO)스키를 사용하였다. 또한 입상물질 역학은 AERO6 모델을 적용하였다. 마지막으로 해양으로부터 해염의 배출량은 De Leeuw *et al.* (2000)과 Gong (2003)의 매개변수를 사용하여 CMAQ에서 계산하였다.

2.3 CMAQ v5.0

CMAS에서 CMAQ v5.0이 2012년에 발표됐으며, 에어로졸 메커니즘이 AERO5에서 AERO6으로 업데이트됐다. AERO6을 적용하면서 PM_{2.5}의 미량원소(Mg²⁺, Al, Si, K⁺, Ca²⁺, Ti, Mn, Fe, Fine mode POC) 물질이 배출량과 화학반응기구에 추가됐다. CMAQ v5.0이 2012년 발표된 후, 2014년 4월에 CMAQ v5.0.2가 공개됐다. CMAQ v5.0.2에서는 미세먼지에 대한 High-Order DDM (HDDM)-3D가 AERO6을 적용하여 수행할 수 있다. 미세먼지 및 전구물질 배출량에 따라 비선형적으로 변하는 미세먼지 기여도를 HDDM을 통해 모사 가능하다(<http://www.cmascenter.org/>).

2.4 DDM

미 환경청 보고서(U.S. EPA, 2007)에 의하면 HDDM 등을 이용한 민감도 및 기여도 분석은 대기질 모사에 이용되는 배출량 등 입력자료의 불확도를 진단하고, 개선하는 데 활용될 수 있다. 오존과 미세먼지는 그림 2와 같이 배출량에 따른 농도변화가 비선형적으로 이뤄진다. 이 같은 농도 변화를 모사하고자, DDM에 의해 산출되는 1차 민감도 계수와 2차 민감도 계수를 사

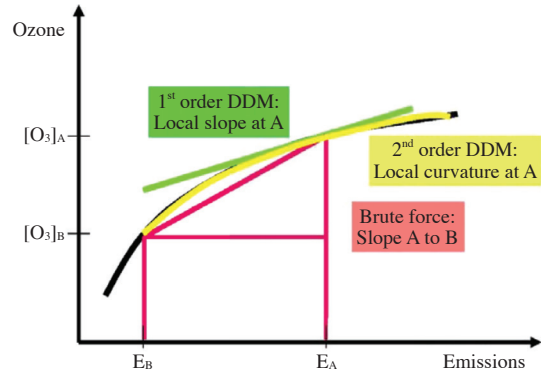


Fig. 2. Schematic ozone response to emissions for brute-force and DDM-3D sensitivities (Cohan, 2004).

용하여 비선형적으로 나타나는 농도를 모사한다. 1차 민감도 계수를 통해 배출량과 농도에 관한 1차 방정식을 도출하고, 이와 더불어 2차 민감도 계수를 합산하여 2차 방정식을 나타낼 수 있다. 1차 민감도 계수만을 고려하였을 경우에는 DDM이라 하며, 2차 계수도 함께 고려하였을 때에는 HDDM이라 한다.

DDM을 이용하여 1, 2차 민감도 계수를 산정하고, 이를 이용하여 배출량 변화에 따른 미세먼지 농도를 아래의 식(1)과 같이 나타낼 수 있다(Cohan *et al.*, 2005).

$$C_{\Delta \epsilon_j} = C_0 + \Delta \epsilon_j \cdot S_j^{(1)} + \frac{1}{2} \cdot \Delta \epsilon_j^2 \cdot S_j^{(2)} \quad (1)$$

C₀와 C_{Δε_j}는 초기 배출량과 변화된 배출량에 의한 미세먼지 농도이다. Δε_j는 초기 배출량 대비 변화된 배출량 비, S_j⁽¹⁾, S_j⁽²⁾는 j(물질)에 대한 미세먼지의 1차, 2차 민감도이다. Cohan *et al.* (2005)에 의하면 물질을 i, j로 나타내면 식(1)이 확장되어 식(2)로 나타낼 수 있다. 식(1)의 변수에서 교차 민감도 계수(S_{j,k}⁽²⁾)가 추가된다.

$$C_{\Delta \epsilon_j \Delta \epsilon_k} = C_0 + \Delta \epsilon_j \cdot S_j^{(1)} + \frac{1}{2} \cdot \Delta \epsilon_j^2 \cdot S_j^{(2)} + \Delta \epsilon_k \cdot S_k^{(1)} + \frac{1}{2} \cdot \Delta \epsilon_k^2 \cdot S_k^{(2)} + \Delta \epsilon_j \cdot \Delta \epsilon_k \cdot S_{j,k}^{(2)} \quad (2)$$

기여농도(Zero-Out source Contribution, ZOC)는 오염원이 존재하지 않을 경우의 농도로 정의할 수 있다. 비선형적인 화학반응을 하는 물질은 개개의 오염원에 대한 기여농도의 합과 절대적으로 일치하지 않는다.

기여농도는 (1), (2)식에 $\Delta\varepsilon = -1$ 을 대입하여 식(3), 식(4)로 나타낼 수 있다. Kim and Lee (2011)에 의하면 ZOC를 이용하여 특정 배출원의 기여도 분석을 수행할 수 있다.

$$ZOC \cong C_0 - C_{\Delta\varepsilon_j} = S_j^{(1)} - \frac{1}{2} \cdot S_j^{(2)} \quad (3)$$

$$ZOC \cong (S_j^{(1)} - \frac{1}{2} \cdot S_j^{(2)}) + (S_k^{(1)} - \frac{1}{2} \cdot S_k^{(2)}) - S_{j,k}^{(2)} \quad (4)$$

본 연구에서는 (3)식을 통해 도출된 기여농도에서 2차 민감도 계수를 제외하고, 1차 민감도 계수만을 이용하여 연구를 진행하였다.

2.5 측정망 자료

모델에 의해 예측된 값을 정합도 평가하기 위해 측정 자료를 사용하였으며, 그림 3에 본 연구에 사용한 측정소의 위치를 나타내었다. 그림 3에 나타난 동아시아 영역은 그림 1과 동일하며, 서울 지역의 영역은 126.72°~127.21°E, 37.38°~37.72°N이다. 동아시아 지역의 정합도를 평가하기 위해 중국의 산둥성 Yantai (121.448°E, 37.464°N), 허난성 Kaifeng (114.308°E, 34.797°N), 허베이성 Tangshan (118.180°E, 39.6309°N), 허베이성 Shijiazhuang (114.515°E, 38.0423°N), Tianjin (117.201°E, 39.084°N) 도시 내에 위치한 측정소 자료(http://www.pm25.in)를 사용하였으며, 서울 지역 미세먼지를 정합도 평가하기 위해 서울 지역 내 기상 및 대기질 측정망 자료를 사용하였다. 기상 관측 자료는 서울 정규 기상대(108번 지점) 자료를 사용했으며, 대기질 관측 자료(PM₁₀, PM_{2.5})는 서울특별시 은평구 불광동에 위치해 있는 집중측정소 자료를 사용하였다. PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{2.5} 구성성분의 통일된 자료를 이용하기 위해 불광동 측정 자료를 사용하였다.

°E, 39.084°N)도시 내에 위치한 측정소 자료(http://www.pm25.in)를 사용하였으며, 서울 지역 미세먼지를 정합도 평가하기 위해 서울 지역 내 기상 및 대기질 측정망 자료를 사용하였다. 기상 관측 자료는 서울 정규 기상대(108번 지점) 자료를 사용했으며, 대기질 관측 자료(PM₁₀, PM_{2.5})는 서울특별시 은평구 불광동에 위치해 있는 집중측정소 자료를 사용하였다. PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{2.5} 구성성분의 통일된 자료를 이용하기 위해 불광동 측정 자료를 사용하였다.

3. 연구 결과

기상 및 화학수송모델을 이용하여 예측한 결과를 측정치와 비교하여 검증하고, 또한 기여도를 평가하였다. 모델값과 측정값을 비교하기 위하여 시계열 및 통계 분석을 하였으며, 고농도 사례일을 중심으로 동아시아를 대상으로 한 서울 지역 고농도 원인을 규명하고, 기여도를 평가하였다.

3.1 기상모델 결과 비교

기상모델 정합도를 평가하기 위해 WRF모델 결과와 서울기상대 측정값에 대해서 시계열로 비교하고, 통계



Fig. 3. Locations of air quality and weather monitoring stations in East Asia. Circles are air quality monitoring stations in China. Square is Seoul weather monitoring station, and triangle is Seoul supersite.

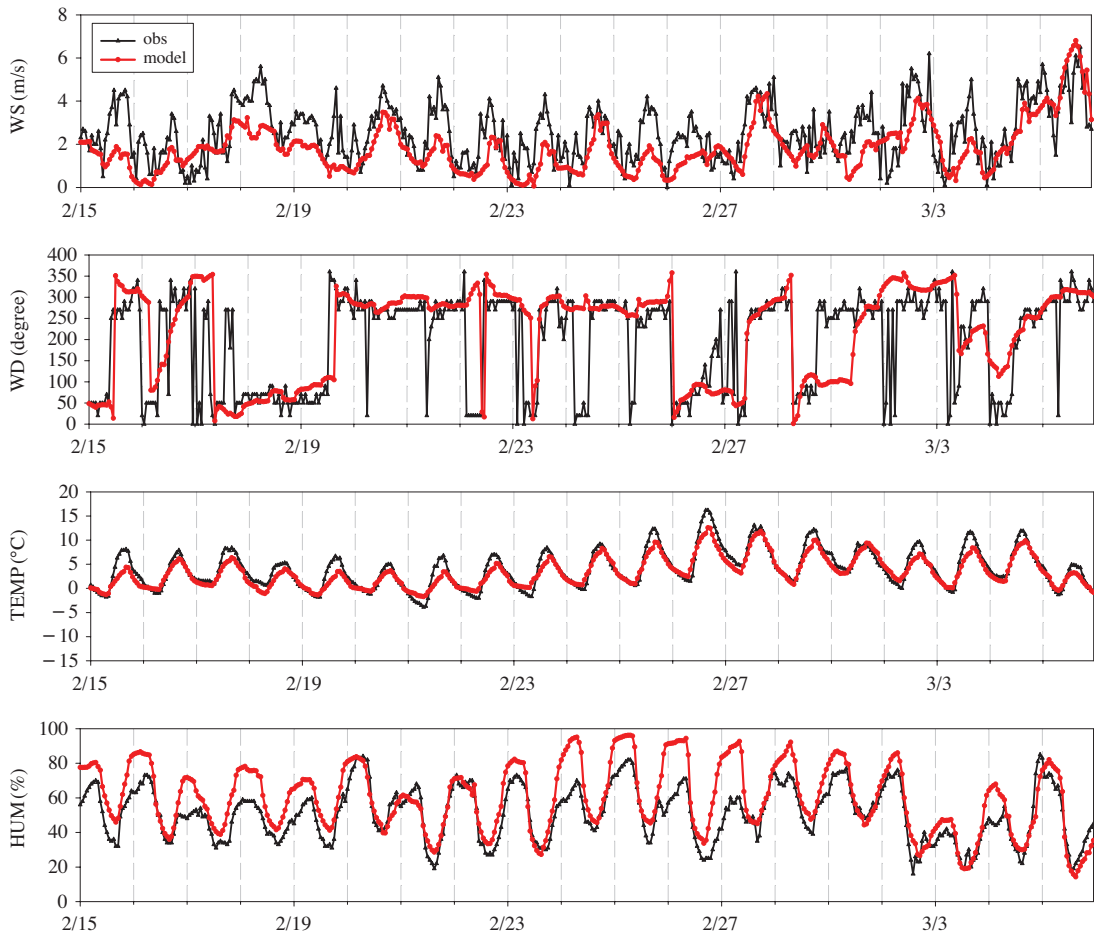


Fig. 4. Time series of observed and predicted meteorological parameters in Seoul area.

Table 1. Statistics of observed and predicted meteorological variables.

	Avg. OBS	Avg. MODEL	IOA	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MB ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Wind speed (m/s)	2.53	1.83	0.73	1.28	-0.71
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	4.11	3.33	0.94	1.65	-0.78
Humidity (%)	50.71	60.15	0.85	13.89	9.45

분석하였다. 그림 4는 모델에 의해 계산된 풍속, 풍향, 기온, 상대습도를 측정값과 비교한 것이고, 정확도를 위한 통계 분석은 표 1에 정리하였다. 통계 분석을 위해 선정된 항목은 Index of Agreement (IOA), Root Mean Square Error (RMSE), Mean Bias (MBIAS)이다. 시계열 및 통계분석 결과, 전반적으로 시간변화에 따른 측정값의 경향을 모델 값이 잘 모사하고 있는 것으로

나타났다. 기상 인자에 따른 IOA를 보면 풍속은 0.73, 기온은 0.94, 상대습도는 0.85를 나타내며, 비교적 양호한 시계열 일치도를 확인할 수 있다. 그러나 예측한 풍속 및 기온은 측정치에 비해 다소 과소모사되고 있으며, 상대습도는 약간 과대모사하고 있는 것으로 나타났다.

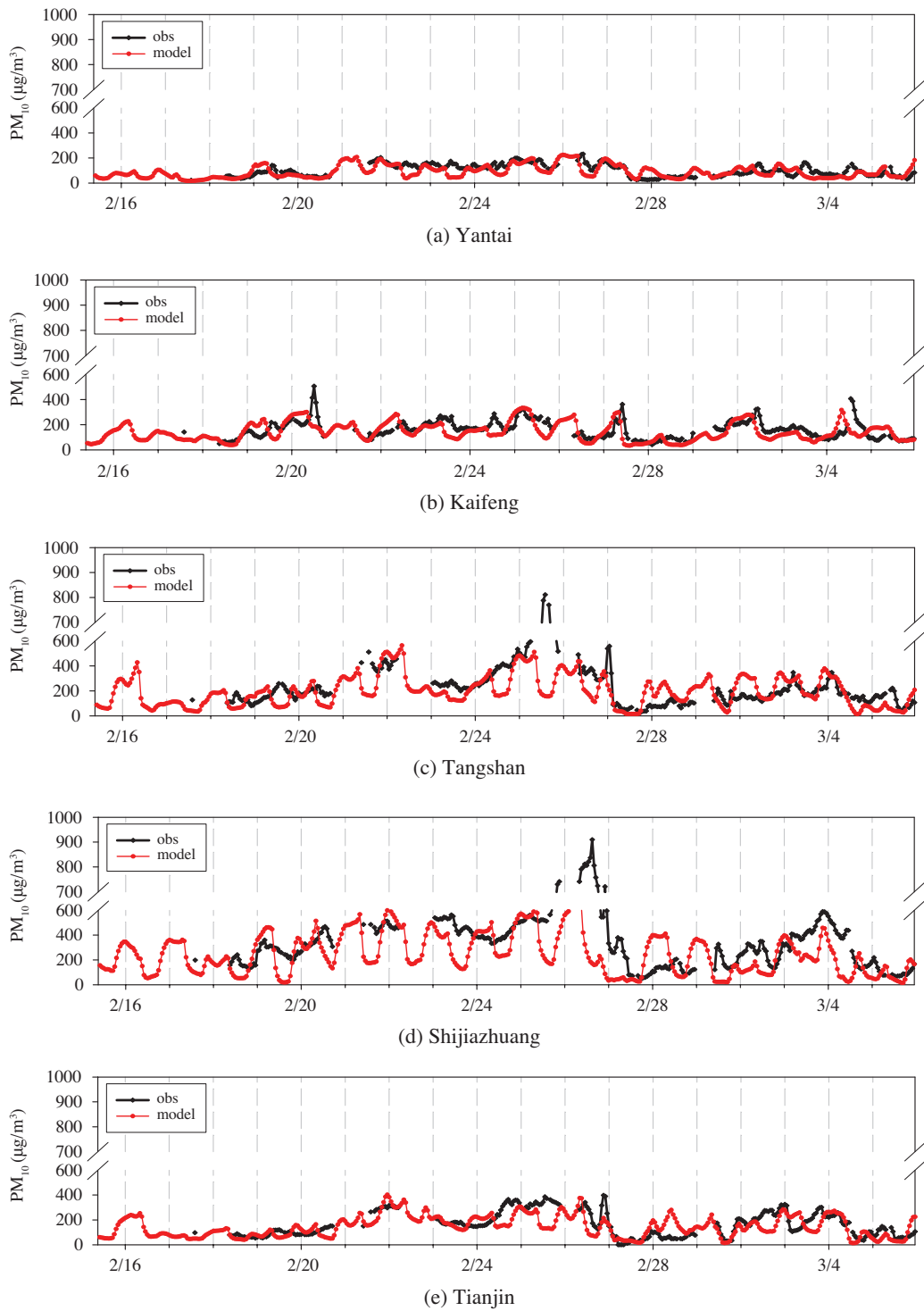


Fig. 5. Time series of observed and predicted surface level PM₁₀ concentrations at air quality monitoring stations in China.

Table 2. Statistics of observed and performance of predicted PM₁₀ result at air quality monitoring stations in China.

	Avg. OBS (μg/m ³)	Avg. MODEL (μg/m ³)	IOA	RMSE (μg/m ³)	MB (μg/m ³)
Yantai	101.43	89.74	0.73	47.10	-11.69
Kaifeng	159.34	146.09	0.73	71.86	-13.25
Tangshan	199.67	183.58	0.75	101.43	-16.08
Shijiazhuang	246.49	206.56	0.68	136.14	-57.93
Tianjin	166.83	146.00	0.77	84.36	-20.83

Table 3. Statistics of observed and performance of predicted PM₁₀ result at Seoul supersite.

	Avg. OBS (μg/m ³)	Avg. MODEL (μg/m ³)	IOA	RMSE (μg/m ³)	MB (μg/m ³)
PM ₁₀	93.86	68.90	0.78	45.14	-24.96

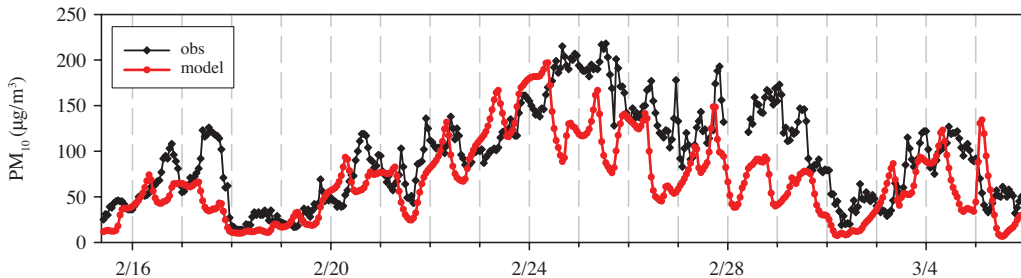


Fig. 6. Time series of observed and predicted surface level PM₁₀ concentrations at Seoul supersite.

3. 2 화학수송모델 결과 비교

화학수송모델 결과를 동아시아 지역과 서울 지역으로 구분하여 정리하였다. 동아시아 지역의 모델 값을 평가하기 위해 중국 내 배출량이 많은 지역, 한반도와 인접한 지역을 고려하여 5개 측정소(Yantai, Kaifeng, Tangshan, Shijiazhuang, Tianjin)를 선정하였다. 이와 같은 측정 자료(<http://www.pm25.in>)를 사용하여 동아시아 지역의 PM₁₀을 분석하였고, 서울 지역은 PM₁₀ 및 PM_{2.5}의 질량농도, PM_{2.5}의 화학적 구성성분으로 각각 나눠 측정값과 비교하였다. PM_{2.5} 구성성분의 결과 분석을 함께 수행하기 위해 서울특별시 불광동에 위치한 집중측정소 자료를 이용하였다.

3. 2. 1 동아시아 지역 미세먼지 분석

동아시아 지역의 모델 값을 평가하기 위해 중국 내에 위치한 5개 측정소 자료를 이용하였다. 중국의 Yantai, Kaifeng, Tangshan, Shijiazhuang, Tianjin 내에 있는 측정소를 선정하였으며, 모델에 의해 예측된 PM₁₀ 농도를

시계열 및 통계분석을 하였다. 시계열 그래프를 그림 5에 나타내었으며, 통계분석을 표 2에 정리하였다. 통계항목은 미국 EPA에서 미세먼지를 대상으로 대기질 모델링 정합도 분석을 위해 제시한 IOA, RMSE, MBIAS이다(US EPA, 2007). 분석 결과 5개 지점에서 예측된 PM₁₀ 농도는 측정값의 경향을 잘 모사하며, IOA 값의 범위가 0.68~0.77의 일치도를 나타내었다. 이 중 Tianjin과 Tangshan의 IOA 값이 각 0.77, 0.75로 가장 높게 평가되었다. 그러나 5개 지점의 모델 값은 측정값에 비해 저평가되고 있는 것으로 나타났다.

3. 2. 2 서울 지역 미세먼지 분석

CMAQ모델의 정합도를 파악하기 위해 계산된 PM₁₀ 값과 불광동 측정소 자료를 이용하여 시계열 비교 및 통계분석을 하였다. 그림 6은 PM₁₀을 기준으로 예측된 값과 측정값을 시계열 비교를 한 것이며, 표 3은 정합도를 평가한 것이다. 분석 결과, 모델 값은 전반적으로 측정값의 경향을 따라가며, IOA 값을 0.78을 나타내었

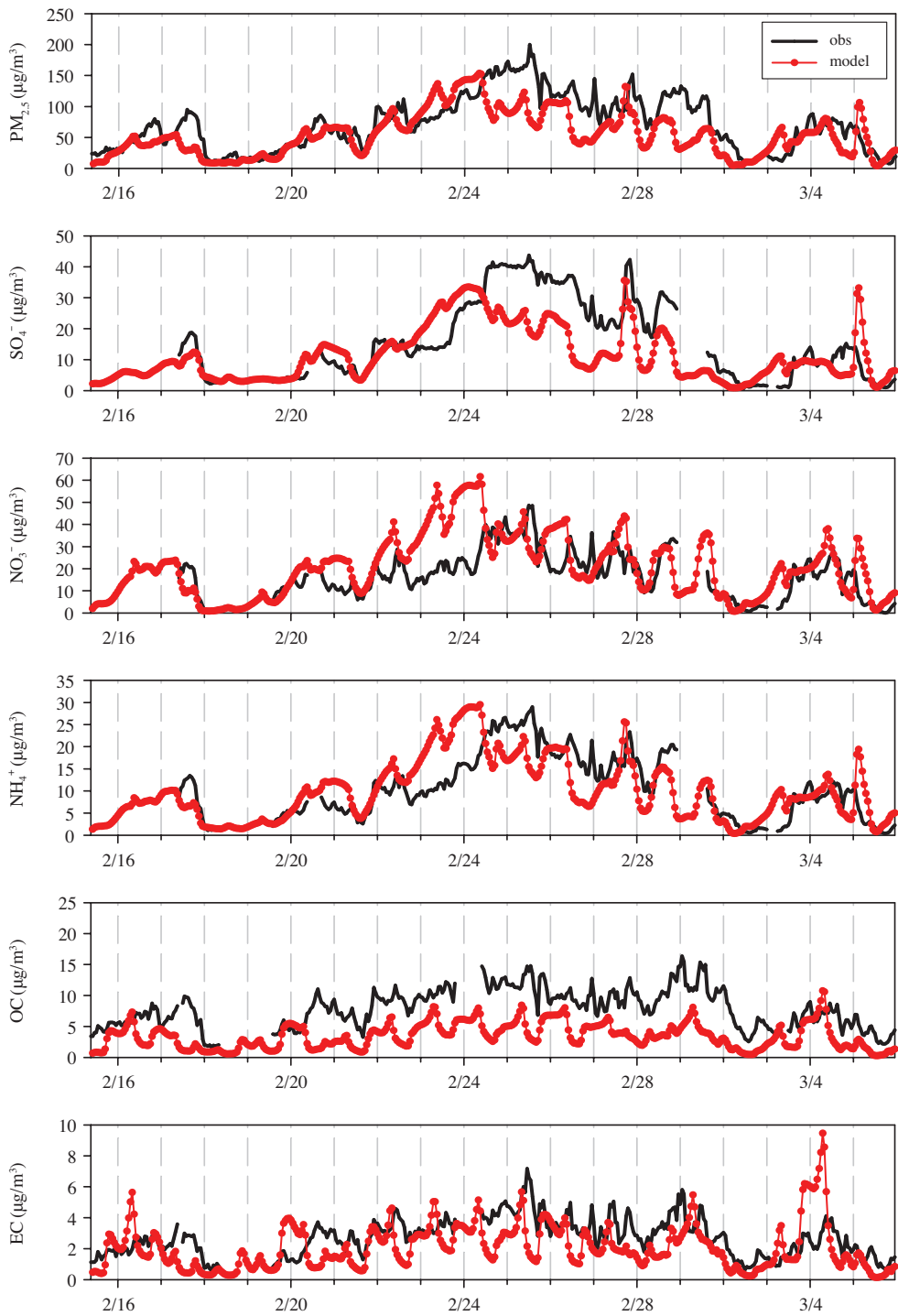


Fig. 7. Time series of observed and predicted PM_{2.5} concentrations and PM chemical species concentrations at Seoul supersite.

Table 4. Statistics of observed and performance of predicted PM_{2.5} and its chemical species results.

	Avg. OBS ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Avg. MODEL ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	IOA	RMSE ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	MB ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
PM _{2.5}	70.92	54.58	0.79	35.36	-16.34
SO ₄ ⁻	16.52	13.06	0.78	9.80	-3.46
NO ₃ ⁻	17.23	22.87	0.69	13.27	5.65
NH ₄ ⁺	10.89	11.15	0.80	6.10	0.26
OC	7.89	3.45	0.52	5.25	-4.44
EC	2.73	2.10	0.58	1.66	-0.63

다. 그러나 2월 23일부터 PM₁₀ 농도가 높아지며, 24일 이후 고농도가 발생할 때 모델값의 변동폭이 상대적으로 크게 나타나며 과소모의하고 있다. 3월 1일 후에는 측정값이 낮아지며 모델 값이 다시 측정치 경향을 따라가며 정합도가 높아지는 것을 확인하였다. 계산된 PM₁₀ 농도가 과소모의되는 이유는 고농도가 발생하는 시기(2월 23일~2월 28일)에 기상모델을 통한 계산된 풍향의 불일치, 그리고 기상 자료 및 배출량의 불확실성에 기인한 것으로 판단된다(Koo *et al.*, 2015; Ku and Park, 2011; Jeong *et al.*, 2007). 앞으로 보다 많은 사례 분석과 민감도 평가를 통해서 그 원인을 규명할 필요가 있는 것으로 판단된다.

3. 2. 3 서울 지역 미세먼지 성분 분석

서울 지역의 미세먼지 특성을 파악하기 위해 PM_{2.5}와 구성성분에 대해서 모델치와 측정치를 비교 분석하였다. 미세먼지 구성성분은 5종(황산염, 질산염, 암모늄염, OC(Organic Carbon), EC(Elemental Carbon))에 대해서 평가하였다. 그림 7은 PM_{2.5}와 구성성분 5종을 불광도 집중측정소 자료와 비교하기 위하여 시계열로 나타낸 것이며, 이에 대한 정합도 분석을 위해 표 4에 정리하였다. PM_{2.5} 중심으로 분석한 결과, IOA 값이 0.79를 나타내며 측정값을 잘 모사한 것으로 나타났으나, 모델이 측정치를 저평가하고 있다. 화학종들의 IOA 값의 범위도 0.69~0.80, 전반적으로 측정값과 유의성을 보이고 있다. OC성분과 EC성분의 경우에는 시간에 따른 변화를 잘 예측하였으나 전반적으로 과소모의되며 IOA 값도 다른 화학종에 비해서 상대적으로 낮게 나타나고 있고, 황산염은 과소모의, 질산염은 과대모의하고 있다. PM_{2.5}의 모델치가 낮게 예측되는 것은 황산염, OC성분과 EC성분의 저평가에 기인한 것으로 판단된다.

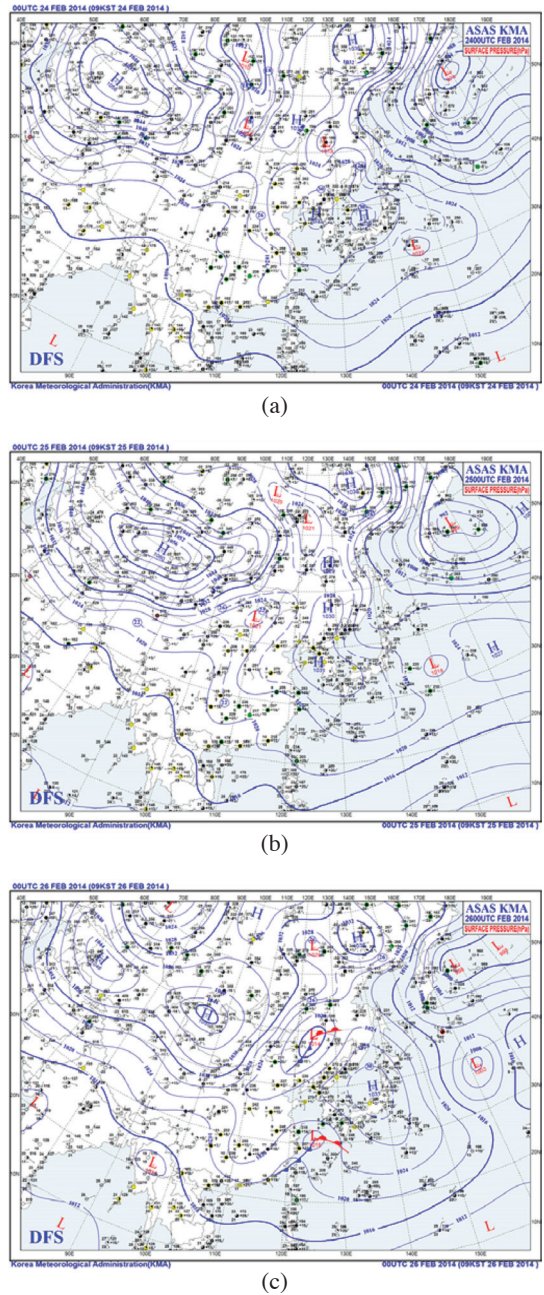


Fig. 8. Surface weather charts at (a) 00UTC on 24 FEB, (b) 00UTC on 25 FEB, (c) 00UTC on 26 FEB.

다. 미세먼지 성분 중 OC성분이 다른 성분에 비해 더 많이 저평가된 이유는 생물성연소 배출량을 고려하지 않았기 때문이라 판단된다.

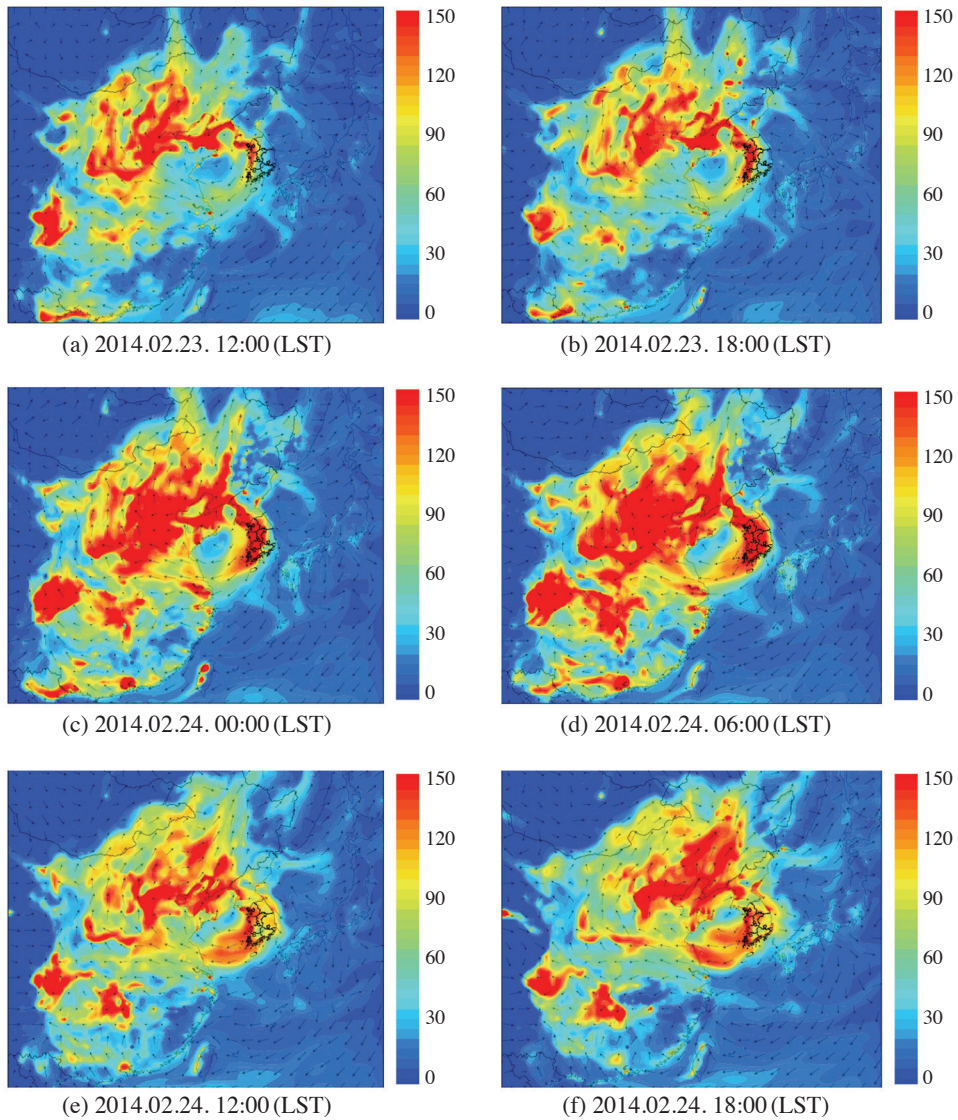


Fig. 9. Wind vector and spatial distribution of simulated surface level PM_{10} concentrations for FEB 23 at 12LST ~ FEB 24 at 18LST.

2014년 2월에 발생한 고농도 현상(2월 23일~27일)의 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 의 비(ratio)를 알아본 결과, 측정값에 의한 $PM_{10}/PM_{2.5}$ 비는 0.815이며 모델값에 의한 비는 0.819로 유사한 결과를 확인할 수 있었다. 또한 서울의 고농도 기간에 황산염과 질산염, 암모늄염이 급격히 증가하는 하는 것으로 나타나 이는 외부에서 유입된 것으로 판단되며, 이 중 황산염의 장거리 수송은 서울의 고농도 현상에 높은 비중을 차지할 것으로 판단된다.

3.3 기여도 분석

측정 값과 모델에 의해 예측된 농도 값을 함께 고려하여, 기간 중 최고 농도가 나타난 2월 24일~27일을 에피소드 기간으로 선정하여 기여도 분석을 하였다. 먼저, 에피소드 기간의 기상적 특성을 파악하기 위해 그림 8에 지표면 일기도를 나타냈다. 일기도를 분석한 결과, 특이사항으로 24일과 25일 한반도의 서해상에 고기압이 위치해 있으며, 26일에 고기압이 빠져나가는

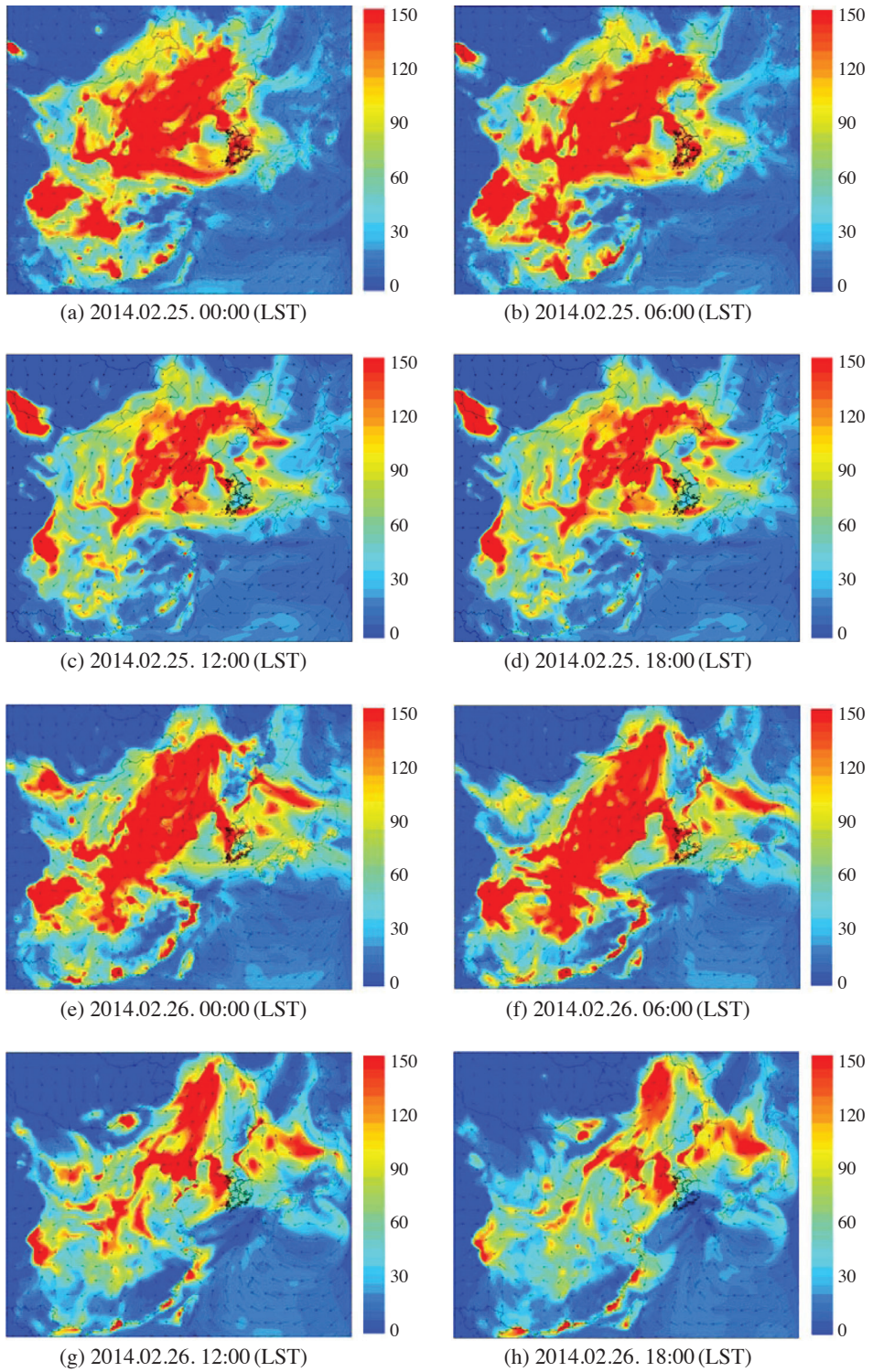


Fig. 10. The same with Fig. 9 except for FEB 25 at 00LST ~ FEB 26 at 18LST.

Table 5. Daily averaged contributions of emission source regions in East Asia to Seoul during episode period.

Date	FEB 24	FEB 25	FEB 26	FEB 27
South Korea	21.45 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (15.37%) (Daily rank : 3)	23.25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (20.65%) (Rank : 2)	33.26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (34.83%) (Daily rank : 2)	38.09 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (37.10%) (Daily rank : 2)
North Korea	25.20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (18.05%) (Daily rank : 2)	11.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9.96%) (Daily rank : 4)	8.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (9.03%) (Daily rank : 3)	10.75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (10.47%) (Daily rank : 3)
China	72.49 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (51.94%) (Daily rank : 1)	59.89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (53.19%) (Daily rank : 1)	43.95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (46.03%) (Daily rank : 1)	40.83 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (39.77%) (Daily rank : 1)
Other regions	16.20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (11.61%) (Daily rank : 4)	11.74 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (10.42%) (Daily rank : 3)	2.80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.93%) (Daily rank : 5)	7.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7.03%) (Daily rank : 4)
Initial	1.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.17%) (Daily rank : 6)	2.12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.88%) (Daily rank : 6)	1.89 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.98%) (Daily rank : 6)	1.22 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.19%) (Daily rank : 6)
Boundary	2.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.86%) (Daily rank : 5)	4.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (3.88%) (Daily rank : 5)	4.95 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5.19%) (Daily rank : 4)	4.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (4.44%) (Daily rank : 5)

것을 확인할 수 있다. 고기압은 같은 위치에서 약 3일간(2월 23일~25일) 위치하며 정체성 고기압이 형성되었고, 이로 인해 풍속은 약해지고 습도는 높아진 것으로 판단된다. 이와 같은 정체성 고기압의 영향으로 인해, 중국에서 발생한 고농도 미세먼지가 시계방향으로 순환되며 한반도로 이동하였다.

중국에서 발생한 미세먼지가 한반도로 수송 과정을 확인하기 위해 고농도가 나타나는 2월 23일부터 25일 까지 바람장과 미세먼지 공간분포를 그림 9와 그림 10에 나타냈다. 공간분포도를 확인해 본 결과, 한반도 서부에 걸쳐 있던 미세먼지는 서해안을 중심으로 순환되며, 시간의 흐름에 따라 농도가 높아지고, 한반도 전역에 영향을 미치는 것으로 나타난다. 그러나 2월 26일 이후에 정체성 고기압에 의한 영향이 줄어들며 수송되는 미세먼지 농도는 낮아지지만, 동해상의 풍향이 내륙지방으로 향하며 고농도 미세먼지 현상이 지속되는 것으로 판단된다.

서울의 고농도 현상은 중국의 미세먼지에 의한 것으로 판단되며, 이에 대한 정량 분석을 위해 에피소드 기간을 대상으로 CMAQ v5.0.2의 DDM을 수행하였다. 그림 11은 지역 구분을 6개로 하여 기여농도를 일평균으로 나타낸 기여도 결과이며, 이를 정량적으로 표 5에 정리하였다. 지역 구분은 국내 지역(R12~R19), 북한(R11), 중국(R01~R10), 이외 지역(R20), 초기조건, 경계조건으로 분류하였다. 분석 결과, 24일 중국의 기여율이 51.94%로 가장 높았으며, 다음으로 북한이 18.05

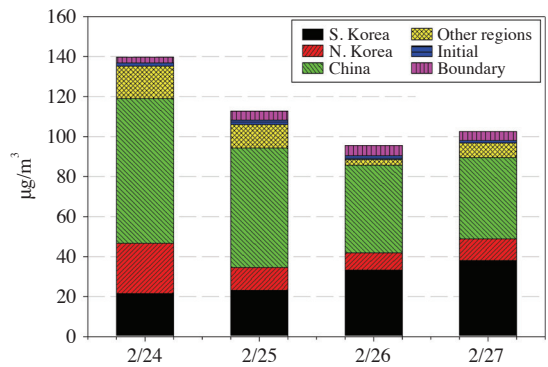


Fig. 11. Daily averaged contributions from emission source regions in East Asia to Seoul during episode period.

%를 기여하고 있다. 25일은 중국의 기여율이 더 높아지며 53.19%로 가장 많은 비중을 차지하였고, 국내 지역의 기여율이 20.65%를 차지하며 중국 다음으로 높은 기여율을 나타냈다. 26~27일 중국의 기여율은 46.03%, 39.77%로 높은 기여도를 계속적으로 유지하였으며, 국내 기여율은 34.83%에서 37.10%로 점차 높아지고 있다. 기여농도를 통한 결과를 해석하면 서울의 고농도 현상은 24일 중국의 높은 기여도로 발생하였지만, 시간이 지날수록 중국의 기여도는 줄어들고, 국내의 기여도가 커지는 특성을 나타낸다. 즉, 2014년 2월 서울에서 발생한 고농도 사례는 장거리 수송과 국내 배출량에 의해 고농도 현상이 4일 이상 지속된 것으로

Table 6. Daily averaged contributions to emission source regions in China to Seoul during episode period.

Date	FEB 24	FEB 25	FEB 26	FEB 27
R01	0.15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.21%) (Daily rank : 10)	0.37 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.62%) (Daily rank : 10)	0.36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.82%) (Daily rank : 8)	0.24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.60%) (Daily rank : 10)
R02	0.32 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.44%) (Daily rank : 9)	0.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.06%) (Daily rank : 8)	0.47 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.07%) (Daily rank : 7)	0.31 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.76%) (Daily rank : 9)
R03	0.60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.82%) (Daily rank : 8)	0.56 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.93%) (Daily rank : 9)	0.34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.77%) (Daily rank : 9)	0.54 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.33%) (Daily rank : 8)
R04	1.96 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.71%) (Daily rank : 5)	0.84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.40%) (Daily rank : 7)	0.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.65%) (Daily rank : 10)	0.58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.41%) (Daily rank : 7)
R05	12.85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (17.72%) (Daily rank : 3)	2.59 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (4.33%) (Daily rank : 5)	1.19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.70%) (Daily rank : 6)	4.91 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (12.02%) (Daily rank : 4)
R06	13.23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (18.25%) (Daily rank : 2)	7.46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (12.46%) (Daily rank : 2)	5.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (11.59%) (Daily rank : 3)	5.03 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (12.32%) (Daily rank : 3)
R07	39.72 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (54.79%) (Daily rank : 1)	38.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (63.48%) (Daily rank : 1)	23.66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (53.83%) (Daily rank : 1)	18.12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (44.37%) (Daily rank : 1)
R08	2.10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (2.90%) (Daily rank : 4)	4.33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7.23%) (Daily rank : 3)	6.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (14.30%) (Daily rank : 2)	5.63 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (13.78%) (Daily rank : 2)
R09	0.70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0.96%) (Daily rank : 7)	2.81 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (4.69%) (Daily rank : 4)	3.14 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7.14%) (Daily rank : 4)	2.60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (6.38%) (Daily rank : 6)
R10	0.87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (1.20%) (Daily rank : 6)	2.29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (3.82%) (Daily rank : 6)	3.13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7.11%) (Daily rank : 5)	2.87 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (7.02%) (Daily rank : 5)

판단된다.

지역을 6개 분류하여 기여도 분석한 결과, 중국의 기여도가 가장 높았다. 중국의 기여도를 상세히 분석하고자 황사발원지, 공업 지역, 도시·외 지역으로 구분하여 10개 지역으로 나눴다. 중국을 10개 지역으로 분류한 후, 기여도를 그래프로 작성하여 그림 12에, 정량적인 평가결과는 표 6에 각각 나타냈다. 표 6의 기여율은 중국의 배출량을 100%로 하여 나타낸 수치이다. R01~R04는 황사 발원지로서 타클라마칸 사막과 고비사막이 포함되어 있으며, R05는 동베이 공업 지역이 포함된 만주 지역이다. R06과 R07은 각각 화북 공업 지역이 포함되었으며, R06은 베이징과 톈진이 속해 있고, R07은 산둥반도가 포함되어 있다. R08은 난징과 상하이 포함 화동 공업 지역이며, R09는 화남 공업 지역, R10은 서남 지역이 포함된 지역이다. 분석 결과 R07(산둥반도) 지역의 기여도가 가장 높았고, 베이징과 톈진이 속해 있는 R06 지역의 기여도도 높았다.

DDM을 이용해 도출한 기여도 결과를 확인하고자 FLEXPART-WRF 모델을 수행하여 역궤적 분석을 실

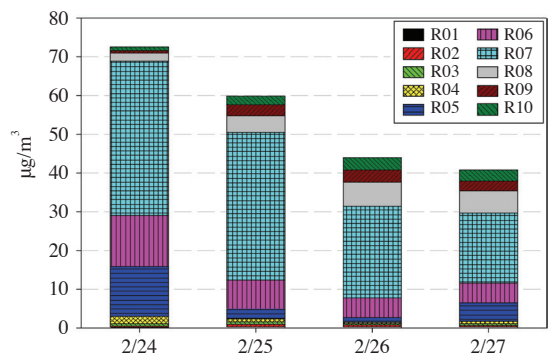


Fig. 12. Daily averaged contributions to emission source regions in China to Seoul during episode period.

시하였다(Skamarock and Klemp, 2008; Jerome and Richard, 2006). 그림 13은 역궤적 결과를 나타낸 그림으로서, 역궤적 분석 기간은 에피소드 기간 중 최고 농도가 나타났던 2월 24일~25일로 선정하였고, 서울을 기점으로 하여 입자의 72시간 동안의 이동 경로를 나타냈다. 분석 결과 서울 공기질의 기원은 산둥반도 부

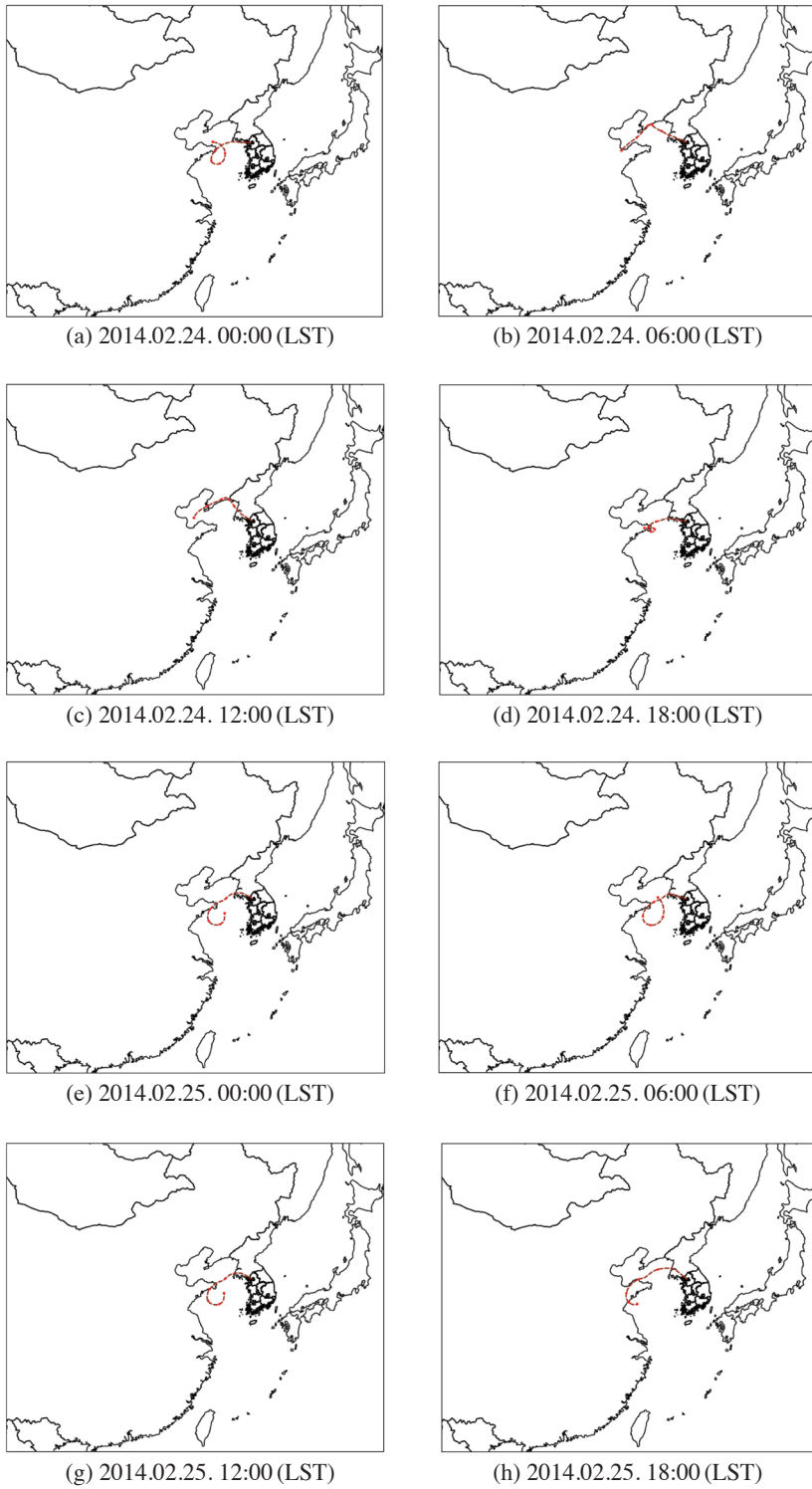


Fig. 13. 72-hr back trajectories of FLEXPART-WRF model starting from Seoul.

근으로 나타났으며, 서해안에 존재하는 정체성 고기압에 의해 시계방향으로 순환되며 움직이는 것 확인할 수 있다.

4. 요약 및 결론

본 연구에서는 2014년 CMAS에서 발표한 'CMAQ v5.0.2'를 이용하여 중국 및 서울 지역 미세먼지를 모사하였다. 모델링 수행기간은 월경성 고농도 미세먼지가 발생한 2014년 2월 15일~3월 5일로 선정하였고, 서울을 중심으로 미세먼지 특성에 대해 분석하였다.

모델의 적합도를 평가하기 위해 모델 결과와 중국 및 서울 불광동 집중 측정소 관측 결과를 시계열로 비교하고, 통계 분석하였다. 중국 지역의 경우 IOA범위가 0.68~0.77을 나타내며 측정 값의 경향을 잘 모사하였지만, 모델에 의해 예측된 PM₁₀ 농도는 본 연구에서 선정한 모든 측정소(5지점)에서 과소평가되는 것으로 나타났다. 서울의 경우 PM₁₀의 IOA는 0.84, RMSE는 34.56 µg/m³, MB는 -11.64 µg/m³ 값을 나타냈으며, PM_{2.5}의 경우 IOA는 0.80, RMSE는 26.25 µg/m³, MB는 11.64 µg/m³ 값을 나타냈다. PM₁₀과 PM_{2.5}를 시계열 분석한 결과, 전반적으로 측정 값의 패턴을 잘 모사했지만, 고농도 발생 기간인 2월 24~28일에 PM₁₀, PM_{2.5}는 저평가되고 있는 것으로 나타났다. 또한 미세먼지 성분 중에서 황산염, OC는 저평가되고, 질산염과 황산염은 과대모의되었다.

모델링 수행 기간 중 고농도가 나타나는 2월 24~27일을 에피소드 기간으로 선정하여 기여도 분석을 했다. 이 기간은 서해안에 정체성 고기압이 형성되면서 월경성 고농도가 발생한 시기로서, 서울에 고농도 현상이 4일간 지속됐다. DDM을 수행하여 지역별 기여도를 정량 분석하였고, FLEXPART-WRF 모델의 역궤적 분석을 통해서 서울의 고농도 현상에 가장 많은 영향을 준 지역을 확인하였다. 분석 결과, 서울에 미치는 중국의 기여율은 39.77%~53.19% 범위로 가장 크게 나타났고, 국내의 기여율은 15.37%~37.10%, 북한의 기여율은 9.03%~18.08% 범위로 계산되었다. 한편 기여도 결과를 입증하기 위해 FLEXPART-WRF 모델을 통해 역궤적 분석을 하였다. 분석 결과, 산둥반도의 공기괴가 정체성 고기압에 의해 순환하며 서울로 유입되

는 것을 확인할 수 있다. 고농도 분석 결과 서해안 지역에 발생한 정체성고기압에 의해서 중국 지역에 고농도가 발생하고, 서울 지역으로 이동하면서 국내 배출원이 가중되어 서울 지역 고농도를 유발하는 것으로 파악되었다.

향후에는 기상 및 화학수송모델링의 적합도를 향상시키기 위해서 배출량자료의 개선, 기상모델링 및 화학수송모델링 방법의 개선 등의 보다 포괄적인 노력이 필요한 것으로 파악되었다.

감사의 글

본 연구는 환경부 “차세대 핵심환경기술개발사업”으로 지원받은 과제임.

References

- Bae, H.J. (2014) Effects of Short-term Exposure to PM₁₀ and PM_{2.5} on Mortality in Seoul, *J. Environ. Health. Sci.*, 40(5), 346-354.
- Benjey, W., M. Houyoux, and J. Susick (2001) Implementation of the SMOKE emissions data processor and SMOKE Tool input data processor in Models-3, U.S.EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park.
- Borges, F., G. Gomes, R. Gardner, N. Moreno, S. McCormick, J.A. Feijó, and J.D. Becker (2008) Comparative transcriptomics of Arabidopsis sperm cells, *Plant. Physiol.*, 148, 1168-1181.
- Burnett, R.T., A. Pope, M. Ezzati, C. Olives, S.S. Lim, and S. Mehta (2014) An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure, *Environ. Health. Perspective*, 122(4), 397-403.
- Byun, D.W. and J.K.S. Ching (Eds) (1999) Science algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System. EPA-600/R-99/30.
- Cohan, D.S. (2004) Applicability of CMAQ-DDM to Source Apportionment and Control Strategy Development, 3rd Annual CMAS Models-3 Users' Conference, October 18~20, 2004, Chapel Hill, NC.
- Cohan, D.S., A. Hakami, Y. Hu, and A.G. Russell (2005) Non-

- linear response of ozone to emissions: Source apportionment and sensitivity analysis, *Environ. Sci. Technol.*, 39(17), 6739-6748.
- De Leeuw, G., F.P. Neele, M. Hill, M.H. Smith, and E. Vignati (2000) Sea spray aerosol production by waves breaking in the surf zone, *J. Geophys. Res.*, 105, 29397-29409.
- Gong, S.L. (2003) A parameterization of sea-salt aerosol source function for sub- and super-micron particles, *Global Biogeochem Cycles*, 17(4), 1097.
- Harrison, R.M., D. Laxen, S. Moorcroft, and K. Laxen (2012) Processes affecting concentrations of fine particulate matter in the UK atmosphere, *Atmos. Environ.*, 46, 115-124.
- Jeong, J.H., Y.K. Kim, Y.S. Moon, and M.K. Hwang (2007) Intercomparison of Wind and Air Temperature Fields of Meteorological Model for Forecasting Air Quality in Seoul Metropolitan Area, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 23(6), 640-652. (in Korean with English abstract)
- Jerome, D.F. and C.E. Richard (2006) Development of a Lagrangian Particle Dispersion Model Compatible with the Weather Research and Forecasting (WRF) Model. 7th Annual WRF User's Workshop.
- Ji, D., L. Liang, Y. Wang, J. Zhang, M. Cheng, Y. Sun, Z. Liu, L. Wang, G. Tang, B. Hu, N. Chao, and T. Wen (2014) The heaviest particulate air-pollution episodes occurred in northern China in January, 2013: Insights gained from observation, *Atmos. Environ.*, 92, 546-556.
- Jo, H.Y. and C.H. Kim (2010) Characteristics of East Asia Synoptic Meteorological Conditions in Association with Haze phenomena, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 31(1), 41-53. (in Korean with English abstract)
- Kappos, A.D., P. Bruckmann, T. Eikmann, N. Englert, U. Heinrich, and P. Hoppe (2004) Health effects of particles in ambient air, *Int. J. Hyg. Environ. Health.*, 207(4), 399-407.
- Kim, S.T. (2011) Estimating Ozone Sensitivity Coefficients to NOx and VOC Emissions using BFM and HDDM for A 2007 June Episode, *J. Environ. Sci.*, 20(11), 1465-1481, submitted for publication. (in Korean with English abstract)
- Kim, S.T. and C.B. Chong (2011) Estimating Influence of Local and Neighborhood Emissions on Ozone Concentrations over the Kwang-Yang Bay based on Air Quality Simulations for a 2010 June Episode, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 27(5), 504-522, submitted for publication. (in Korean with English abstract)
- Koo, Y.S., S.T. Kim, H.Y. Yun, J.S. Han, J.Y. Lee, K.H. Kim, and E.C. Jeon (2008) The simulation of aerosol transport over East Asia region, *Atmos. Res.*, 90, 264-271.
- Koo, Y.S., S.T. Kim, J.S. Cho, and Y.K. Jang (2012) Performance evaluation of the updated air quality forecasting system for Seoul predicting PM₁₀, *Atmos. Environ.*, 58, 56-69.
- Koo, Y.S., D.R. Choi, H.Y. Kwon, Y.K. Jang, and J.S. Han (2015) Improvement of PM₁₀ prediction in East Asia using inverse modeling, *Atmos. Environ.*, 106, 318-328.
- Korea Environmental Industry & Technology Institute (2013) World class ultra-fine particulate (PM_{2.5}) dust collector, development by domestic technique. (<http://www.me.go.kr>)
- Ku, B.Y. and R.J. Park (2011) Inverse modeling analysis of soil dust sources over East Asia, *Atmos. Environ.*, 45(32), 5903-5912.
- Lee, D.G., Y.M. Lee, K.W. Jang, C. Yoo, K.H. Kang, J.H. Lee, S.W. Jung, J.M. Park, S.B. Lee, J.S. Han, J.H. Hong, and S.J. Lee (2011) Korean National Emissions Inventory System and 2007 Air Pollutant Emissions, *Asian J. Atmos. Environ.*, 5(4), 278-291.
- Lee, P.K., J.R. Brook, E. Dabek-Zlotorzynska, and S.A. Mabury (2003) Identification of the major sources contributing to PM_{2.5} observed in Toronto, *Environ. Sci. Technol.*, 37(21), 4831-4840.
- Marcazzani, G.M., M. Ceriani, R. Valli, and R. Vecchi (2003) Source apportionment of PM₁₀ and PM_{2.5} in Milan (Italy) using receptor modeling, *Sci. Total Environ.*, 317(1-3), 137-147.
- Ministry of Environment (2008) Recently, The continuation of particulate matter high-concentration, <http://www.me.go.kr/home/web/board>.
- Ministry of Environment (2015) Annual Report of Ambient Air Quality in Korea 2014.
- Ohara, T., H. Akimoto, J. Kurokawa, N. Horii, K. Yamaji, X. Yan, and T. Hayasaka (2007) An Asian emission inventory of anthropogenic emission sources for the period 1980-2020, *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 4419-4444.
- Park, G.H., J.G. Cho, and B.S. Ryu (2010) Evaluation of Pollution Characteristics and Chemical Composition of PM_{2.5} in Ambient Air in Busan (II), *The Annual Report of Busan Metropolitan City Institute of Health & Environment*, 20(1), 154-167.

- Park, J.H., S. Wacholder, M.H. Gail, U. Peters, K.B. Jacobs, S.J. Chanock, and N. Chatterjee (2010) Estimation of effect size distribution from genome-wide association studies and implications for future discoveries, *Nature Genetics*, 42, 570-575.
- Park, S.U., J.H. Cho, and M.S. Park (2013) Analyses of high aerosol concentration events (dense haze/mist) occurred in East Asia during 10-16 January 2013 using the data simulated by the Aerosol Modeling System, *Int. J. Chem.*, 3, 10-26.
- Pope, C.A., R.T. Burnette, M.J. Thun, E.E. Calle, D. Krewski, K. Ito, and G.D. Thurston (2002) long-term exposure to fine particulate air pollution, *JAMA*, 287, 1132-1141.
- Seinfeld, J.H. and S.N. Pandis (2006) *Atmospheric chemistry and physics*, 2nd Ed., John Wiley, Sons Inc, New York, 55-62.
- Shang, Y., Z. Sun, J. Cao, X. Wang, L. Zhong, X. Bi, H. Li, W. Liu, T. Zhu, and W. Huang (2013) Systematic review of Chinese studies of short-term exposure to air pollution and daily mortality, *Environ. Int.*, 54, 100-111.
- Skamarock, W.C. and J.B. Klemp (2008) A time-split non-hydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications, *J. Comput. Phys.*, 227, 3465-3485.
- Stohl, A. (2002) *The Flexpart Particle Dispersion Model Version 5.0 User's Guide*.
- The China National Environmental Monitoring Centre (2007) *Technological Rules Concerned "Ambient Air Quality Daily Report"*.
- U.S. Environmental Protection Agency (2007) *Guidance on the Use of Models and Other Analyses for Demonstrating Attainment of Air Quality Goals for Ozone, PM_{2.5}, and Regional Haze*, Office of Air Quality Planning and Standards, Air Quality Analysis Division, Air Quality Modeling Group, Research Triangle Park, North Carolina.
- Wang, H., J. An, L. Shen, B. Zhu, C. Pan, L. Zirui, X. Liu, Q. Duan, X. Liu, and Y. Wang (2014) Mechanism for the formation and microphysical characteristics of submicron aerosol during heavy haze pollution episode in the Yangtze River Delta, China, *Sci. Total Environ.*, 490, 501-508.
- Wang, Y., L. Yao, L. Wang, Z. Liu, D.S. Ji, G. Tang, J.K. Zhang, Y. Sun, B. Hu, and J.Y. Xin (2014) Mechanism for the formation of the January 2013 heavy haze pollution episode over central and eastern China, *Sci. China. Earth. Sci.*, 57, 14-25.
- WHO (2014) *Burden of Disease from Ambient Air Pollution for 2012, 2014*.