



논문

미세먼지 계절관리제 기간 동안 PM_{2.5} 농도에 대한 기상과 배출 영향 분석: 2019년 12월~2020년 3월

Meteorological and Emission Influences on PM_{2.5} Concentration in South Korea during the Seasonal Management: A Case of December 2019 to March 2020

손규원, 배민아, 유승희, 김은혜, 강윤희¹⁾, 배창한, 김윤하¹⁾, 김현철^{2),3)}, 김병욱⁴⁾, 김순태*

아주대학교 환경안전공학과, ¹⁾아주대학교 환경연구소,
²⁾메릴랜드대학 기후·위성 연구소,
³⁾미국국립해양대기청 대기과학 모델링과,
⁴⁾미국조지아주환경청 대기보호부 자료 및 모사과

접수일 2020년 5월 28일
 수정일 2020년 7월 14일
 채택일 2020년 7월 20일

Received 28 May 2020
 Revised 14 July 2020
 Accepted 20 July 2020

*Corresponding author
 Tel : +82-(0)31-219-2511
 E-mail : soontaekim@ajou.ac.kr

Kyuwon Son, Minah Bae, Seunghee You, Eunhye Kim, Yoon-Hee Kang¹⁾,
 Changhan Bae, Yoonha Kim¹⁾, Hyun Cheol Kim^{2),3)}, Byeong-Uk Kim⁴⁾, Soontae Kim*

Department of Environmental and Safety Engineering, Ajou University, Suwon, Republic of Korea

¹⁾Environmental Research Institute, Ajou University, Suwon, Republic of Korea

²⁾Cooperative Institute for Satellite Earth System Studies, University of Maryland

³⁾Air Resources Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, College Park, MD, 20740, USA

⁴⁾Georgia Environmental Protection Division, Atlanta, GA, 30354, USA

Abstract The nation-wide PM_{2.5} concentration from December 2019 to March 2020 (2019 Winter) in South Korea was observed as low as 24 µg/m³, showing the lowest seasonal mean PM_{2.5} concentrations for the last five years. Consequently, the PM_{2.5} concentration during the Seasonal Management has dropped by 26% and 23% compared to those for the same months in 2018 (2018 Winter), and the previous three years (2016~2018), respectively. In this study, the observations and air quality simulations with a set of fixed anthropogenic emissions were incorporated to quantitatively separate the meteorology and emission influences on the PM_{2.5} change in South Korea during the 2019 Winter. The results show that meteorology and emission-driven influence has decreased the national mean PM_{2.5} concentrations during the 2019 Winter by 9% and 18%, respectively when compared to the 2018 Winter. On the other hand, the same comparison to PM_{2.5} concentrations for the previous three years explained approximately 2% increase and 24% drop with meteorology and emission-driven influence, respectively. Monthly mean PM_{2.5} changes have varied for each month and exhibited the largest drop in February 2020 by 24% when compared to February 2019 (a 27% drop from the previous 3-year mean for the month). It may reflect the abrupt PM_{2.5}-related emission reductions in Northeast Asia after the COVID-19 pandemic. Air quality simulations with perturbed emissions presented that an increase of South Korean domestic impact and a decrease of foreign emission impact between the 2018 and 2019 Winters. It represents that South Korean domestic efforts to reduce PM_{2.5} concentrations become more efficient under the meteorology condition during the 2019 Winter.

Key words: PM_{2.5}, Meteorology, Emission, Influence, The seasonal management

1. 서론

국내의 고농도 초미세먼지(이하 PM_{2.5}; Particulate Matter of which diameter is equal to or less than 2.5 μm)는 겨울철과 이른 봄철에 주로 나타난다(Bae et al., 2020a; Bae et al., 2019; Kim et al., 2017a; Jang et al., 2014). 이는 겨울철에 기온이 낮아지면서 난방 개시에 따른 연료 사용 증가와 낮은 혼합고에 따른 희석 효과 감소, 계절풍에 따른 국외 대기오염물질의 국내 유입 증가 등 다양한 변수가 작용하기 때문이다(Ban et al., 2018; Yu et al., 2018; Esler et al., 2016; Wang et al., 2015; Lee et al., 2011).

정부에서는 국내 고농도 PM_{2.5} 발생이 빈번한 겨울철을 집중적으로 관리하기 위해 지난 2019년 12월부터 2020년 3월을 대상으로 ‘미세먼지 계절관리제’(이하 ‘계절관리제’)를 운영하였다. 계절관리제는 약 4개월간 전국적으로 공공사업장 가동단축, 5등급 차량 운행제한, 석탄화력 가동중단 등을 주된 골자로 시행되었다(MOE, 2020a). 실제로 해당 기간 국내 전체 평균 PM_{2.5} 관측 농도는 24 μg/m³으로, 2018년 12월~2019년 3월 대비 평균 9 μg/m³(26%)감소하였고, PM_{2.5} 고농도 일수(51 μg/m³ 이상)는 18일에서 2일로 약 89% 줄어든 것으로 보고되었다(MOE, 2020b). 또한, 2016~2018년 동기간 PM_{2.5} 관측 농도는 30~33 μg/m³ 범위로, 최근 4년 동기간 대비 계절관리제 기간에 가장 낮은 PM_{2.5} 관측 농도를 기록했다. 다만, 해당 기간의 농도 저감은 계절관리제로 인한 국내 배출 저감뿐 아니라, 국외 배출 저감 및 기상적인 요소 등에 의해 복합적으로 나타났을 것으로 사료된다(Ko et al., 2019; Nam et al., 2019; Yamaji et al., 2012; Kim, 1999).

선행 연구에서는 기상 조건에 따른 위성 관측자료의 에어로졸 광학두께(AOT; Aerosol Optical Thickness)와 지표 관측 농도의 관계를 분석한 바 있으며(Choo et al., 2017), Shin et al. (2007)은 풍향, 풍속, 상대습도 등 기상 인자가 미세먼지 농도에 미치는 영향을 살펴보았다. 이외에도 기상 입력자료와 배출량 변화에 따른 국내 PM_{2.5} 농도에 대한 국외 영향을 분석

한 연구가 수행되었으며, 동북아 지역에서의 풍속 감소와 미세먼지 농도의 상관성을 검토한 바 있다(Bae et al., 2017; Kim et al., 2017b; Kim et al., 2017c). 이처럼 선행 연구에서는 국내 PM_{2.5} 농도에 대해 기상과 배출인자의 영향을 각각 살펴보았으나, 국내를 중심으로 한 동북아 지역에서 PM_{2.5} 농도 변동 요인을 기상과 배출 영향으로 분리한 연구는 제한적이다. 특히, 최근 계절관리제와 같이 중앙정부와 지방정부의 고농도 PM_{2.5} 대책이 수행되었던 기간에 대한 배출과 기상 영향의 분리는 향후 개별 PM_{2.5} 관리 대책별 농도 저감 효과를 분석하기 위해 선행되어야 할 연구이다.

이에 따라 본 연구에서는 미세먼지 계절관리제 기간인 2019년 12월~2020년 3월 동안의 국내 지표 관측 자료와 3차원 광화학모델의 모사 결과를 분석하고, 대상 기간 동안 국내 광역 지자체별 PM_{2.5} 농도 감소 원인을 기상과 배출의 영향으로 구분하였다. 이를 통해 국내 PM_{2.5} 농도 감소를 주도한 요소를 분석하였으며, 2019년 겨울과 유사한 기상 조건이 이전 동 기간 대비 국내외 배출 영향에 어떠한 차이를 보였는지 분석하였다. 이러한 결과는 향후 진행될 계절관리제 효과 분석 등의 연구에 기초자료로서 활용될 수 있다.

2. 연구 방법

2.1 기상과 배출 영향 분리 방법

본 연구에서는 주요 대상 기간을 2019년 12월~2020년 3월(이하 ‘2019년 겨울’)로 설정하고, 국내 PM_{2.5} 농도 변화 비교를 위해 2가지의 대조 기간을 선정하였다. 먼저, 전년 동기간 대비 변화를 살펴보기 위하여 2018년 12월~2019년 3월(이하 ‘2018년 겨울’)을 첫 번째 대조 기간으로 설정하였다. 다만, 한 해 동안의 PM_{2.5} 농도 변화는 대상 기간 동안의 기상 조건 변동성을 감안하기 어려울 수 있다. 따라서 본 연구에서는 2018년 겨울 외에 이전 3년 동기간(2016년, 2017년, 2018년 12월~3월; 이하 ‘2016~2018년 겨울’)

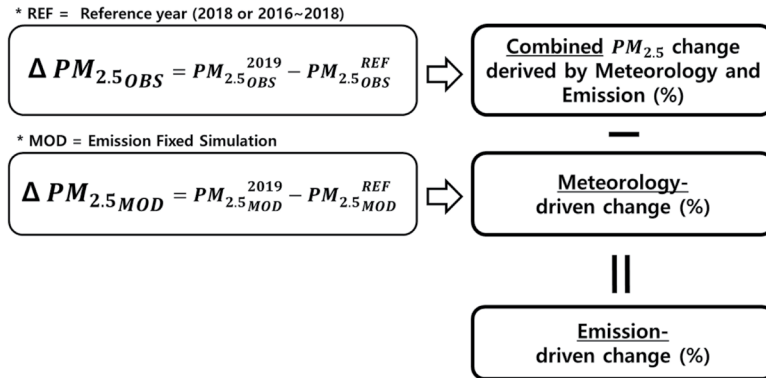


Fig. 1. Conceptual diagram of method to separate the effects of meteorology and emission on $PM_{2.5}$ concentration used in this study.

을)을 평균하여 두 번째 대조 기간으로 설정하였다. 대상 기간에 따른 관측 농도 비교 시, 측정 자료의 일관성을 유지하기 위하여 대상 기간 중에 증설된 측정소는 고려하지 않았다.

그림 1과 같이 과거 기간 대비 2019년 겨울 동안의 $PM_{2.5}$ 관측 농도 변화율($\Delta PM_{2.5OBS}$)은 대상 기간의 관측 농도의 차이로부터 계산할 수 있다. 여기에서 전년 대비 또는 이전 3년 대비 2019년 겨울 동안 $PM_{2.5}$ 농도 변화는 기상 및 배출 변화가 복합적으로 반영된 것으로 볼 수 있다(Sung *et al.*, 2017; Kim *et al.*, 2006). 다만, 분석 방법의 간편성을 위해 해당 기간 동안 $PM_{2.5}$ 농도 변화는 기상 변화에 의한 영향과 배출 변화에 의한 영향 두 가지가 개별적으로 더해진 것으로 가정하였다.

$PM_{2.5}$ 농도 변화에 대한 기상과 배출 영향을 구분하기 위하여 본 연구에서는 모든 대상 기간에 대해 연도별 변화가 없는 고정된 인위적 배출량을 이용한 대기질 모사를 수행하였다. 여기에서 도출된 대기오염물질의 모사 농도는 기상에 따른 변화만이 반영되므로, 관측된 실제 농도 변화와 기상 변화만을 이용한 모사 농도와의 차이가 배출 변화 영향을 반영하는 것으로 가정하였다. 기상 입력자료가 실제와 동일하고 대기질 모델의 재현성이 높다면, 배출량을 고정된 대기질 모사에서 대상 기간 동안의 $PM_{2.5}$ 모사농도

변화($\Delta PM_{2.5MOD}$)는 기상 영향으로 가정할 수 있다(Nam *et al.*, 2018).

대상 기간 동안 동북아 지역에서는 $PM_{2.5}$ 관련 배출이 최근 급변하는 등 대기질 모사는 관측 자료를 완벽하게 재현할 수 없다. 따라서 모사된 $PM_{2.5}$ 농도를 직접 이용하기보다는 모사 농도의 변화율을 산정하여 관측 농도와 모사 농도의 계통 오차(systematic error)를 보완하였다. 산정된 $PM_{2.5}$ 모사 농도 변화율을 관측 농도 변화율과 비교하고, 그 차이를 배출 영향에 따른 $PM_{2.5}$ 농도 변화율로 추정하였다.

본 연구에서는 2016~2019년 겨울에 대해 대기질 모사를 수행하였고, 대기질 모사 자료의 생성은 2.3절에 보다 자세히 설명하였다. $PM_{2.5}$ 농도 변화율 분석 시에는 2019년 겨울 전 기간 평균 변화율과 월별 변화율을 검토하여 대상 기간 동안 발생했던 COVID-19 (Coronavirus Disease 2019) 영향을 간접적으로 구분하였다.

2.2 국외와 국내 배출 영향 분리 방법

본 연구에서는 대상 기간 동안 기상과 배출 영향을 구분하는 것과 더불어, 국외와 국내 배출 영향을 분리하여 이전 연도 동기간 대비 국외 배출 영향의 변화가 얼마나 국내 $PM_{2.5}$ 농도에 영향을 미치는지 살펴보았다. 국외 배출 영향 산정을 위해 본 연구에서

는 국외 배출량을 50% 삭감시킨 후 대기질 모사를 추가적으로 수행하였다. 기본 모사와 배출량 변화 후 모사의 농도 변화를 민감도로 이용하여 식(1)과 같이 국외 배출 영향을 추정하였다. 식(1)에서 2를 곱하지 않으면 국외 배출량 50% 삭감에 따른 농도 변화를 의미하며, 2를 곱하여 국외 배출량 전체 100% 삭감을 가정할 시 배출 영향(ZOC: Zero-Out Contribution)을 나타낸다. 국내 배출 영향은 기본 모사농도에서 국외 배출 영향을 제외하여 추정한다. 국외 배출량을 50% 삭감한 대기질 모사는 2018년 겨울과 2019년 겨울에 대해 각각 수행하였다.

$$\text{ZOC} (\mu\text{g}/\text{m}^3) = \frac{C_b - C_{s,50}}{\Delta e_{50}} \times 2 \quad (1)$$

Where,

C_b = Concentration predicted from the base run

$C_{s,50}$ = Concentrations predicted from a 50% reduction sensitivity run

Δe_{50} = Emission perturbation ratio (=0.5, in this study)

이처럼 배출량 조정을 통해 기여도를 산정하는 방법인 CMAQ-BFM (Brute Force Method)와 기여도를

나타내는 ZOC에 대한 상세한 설명은 Bae *et al.* (2018)과 Kim *et al.* (2017d)을 참고할 수 있다. 국외 배출량을 보정한 모사는 27 km 수평 해상도 격자를 기반으로 수행하였으며, 이후 국내에 대한 9 km 모사에 대한 경계장은 Bae *et al.* (2020b)과 같이 Multi-scale Tiered Approach 기법을 이용하였다. 또한, 국내외 영향 분석 시 농도 감소가 두드러지는 2월과 3월에 대해 자세한 분석을 위해 지자체별로 전반기(12월, 1월)와 후반기(2월, 3월)로 나누어 살펴보고, 전/후반기의 국내외 영향을 평균하여 2019년 겨울의 지자체 평균 국내외 영향 변화를 검토하였다. 다만, 본 연구에서 제시하는 국내외 영향은 배출과 기상 영향이 함께 작용한 결과이며, 기상 조건에 많은 영향을 받는 대기오염물질의 장거리 이동에서 기상과 배출 영향 분리에는 많은 불확도가 내재되는 바, 다양한 관점에서의 접근이 필요하다.

2.3 관측 자료

PM_{2.5} 농도 분석을 위해 한국환경공단 에어코리아에서 제공되는 도시대기측정망 자료를 이용하였다. 대상 기간에 대해 이용 가능한 도시대기측정망은 총 283곳이며, 측정망의 위치는 그림 2에 나타내었다.

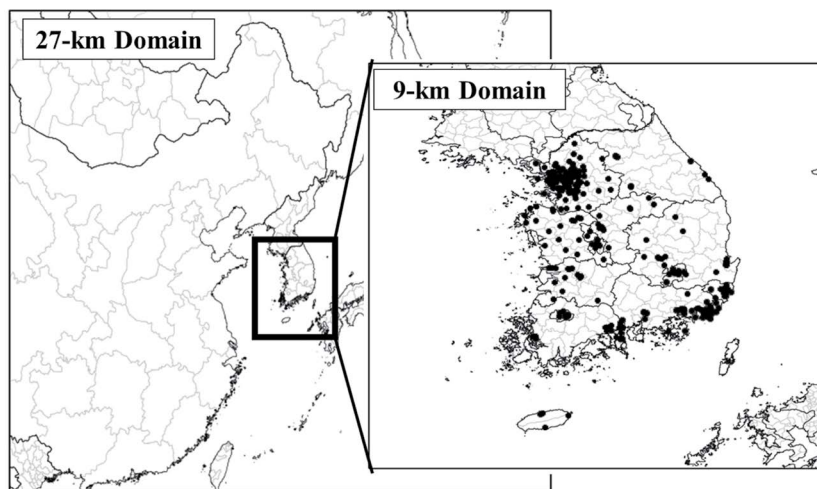


Fig. 2. The modeling domain at horizontal grid resolution of 27-km (left) and 9-km (right). Black dots symbolize the air quality monitoring stations in South Korea.

도시대기측정망은 도시지역 평균 대기질의 농도를 파악하여 대기환경기준 달성 여부를 파악하기 위해 설치되었으며, 대기 중 PM₁₀, PM_{2.5}, O₃, NO₂, CO, SO₂를 측정한다(‘도시대기측정망’, AirKorea, May 25, 2020, <http://www.airkorea.or.kr>). 본 연구에서는 1시간 평균 자료의 형태로 제공된 PM_{2.5} 농도를 일별, 월별로 평균하여 분석하였다.

2.4 대기질 모사

연구 대상 기간에 대한 모사 농도 마련을 위해 3차원 광화학 모델인 CMAQ (Community Multiscale Air Quality; Byun and Schere, 2006) version 4.7.1을 이용하였다. CMAQ 구동을 위해서는 기상 및 배출량 입력자료가 필요하다. 이를 위해 기상 입력자료는 WRF (Weather Research and Forecasting; Skamarock and Klemp, 2008) version 3.9.1을 수행하여 도출했다. 기상 모사 결과에 대한 모사수행 평가는 부록 그림 2에 첨부하였다. 인위적 배출목록을 배출량 입력자료로 전환하기 위해 SMOKE (Sparse Matrix Operator Kernel Emission; Benje *et al.*, 2001) version 3.1을 이용하였다. 이때, 국내 배출목록은 CAPSS 2016 (Clean Air Policy Support System; NIER, 2019)을, 국외에 대해서는 KORUSv5 (Korean university Resource United System)를 사용하였다. 기상 및 대기 모델링을 위한 자세한 물리화학옵션은 표 1에 정리하였다. 모사 영역은 중국과 남한을 포함하는 동북아시아에 대해 27 km 수평 해상도 격자(174×128), 남한에 대해 9 km 수평 해상도 격자(82×64)로 설정하였다. 27 km 모사 결과는 9 km 모사 영역의 경계장을 마련하는 데 이용하였다.

대상 기간 동안의 대기질 모사의 재현성을 검토하

기 위해 남한의 도시대기측정망과 기본 모사 자료의 PM_{2.5} 농도를 비교하였다. 본 연구의 주요 분석 대상 기간인 2019년 12월~2020년 3월 기간 평균 국내 PM_{2.5} 관측 농도는 24.4 µg/m³이며 모사 농도는 25.8 µg/m³로, 약 1.4 µg/m³ 과대 모사하였다. 다만, 상관계수(R)는 0.82로 전반적인 경향성은 관측과 유사한 수준으로 나타났다. 통계적 분석 결과 또한 R 0.82, FB (Fractional Bias) 0.04, NMB (Normalized Mean Bias) 5.56 등으로 분석되어 신뢰할 만한 것으로 판단된다 (Emery *et al.*, 2017). 그 외 남한의 2016~2018년 겨울 기간에 대한 자세한 모사수행 평가는 부록 그림 1에 정리하였다. 이처럼 모사와 관측 농도가 차이를 보이는 이유는 배출량 입력자료의 불확도뿐만 아니라, 기상 및 국외 장거리 이동의 변화 등의 영향으로 사료된다 (Russel and Dennis, 2000).

3. 결과분석

3.1 계절관리제 기간 PM_{2.5} 관측 농도 변화

2019년 겨울 동안 국내 평균 PM_{2.5} 관측 농도는 도시대기측정망 기준 24.4 µg/m³으로 2018년 겨울과 2016~2018년 겨울 동안 관측된 PM_{2.5} 농도인 33.1 µg/m³과 31.6 µg/m³ 대비 각각 26.3% (8.7 µg/m³), 22.8% (7.2 µg/m³) 감소한 수치이다. 2019년 겨울 동안 광역 지자체별(17개 시도) PM_{2.5} 관측 농도는 17.1 µg/m³ (제주)~30.4 µg/m³ (충북) 범위로, 13.3 µg/m³의 지역적 편차를 보인다. 또한, 지역별로 PM_{2.5} 농도 감소 폭도 차이를 가진다. 광주에서는 2018년 겨울(33.0 µg/m³) 대비 2019년 겨울(21.3 µg/m³) 동안 35.3% 감소하여 지자체 중 가장 감소 폭이 크며, 2016~

Table 1. WRF and CMAQ simulation configurations used in this study.

WRF	Option	CMAQ	Option
Version	3.9.1	Version	4.7.1
Initial field	FNL	Boundary	Profile for 27-km, nest down for 9-km
Micro physics	WSM6	Chemical mechanism	SAPRC99
Short wave radiation	Goddard	Aerosol module	AERO5

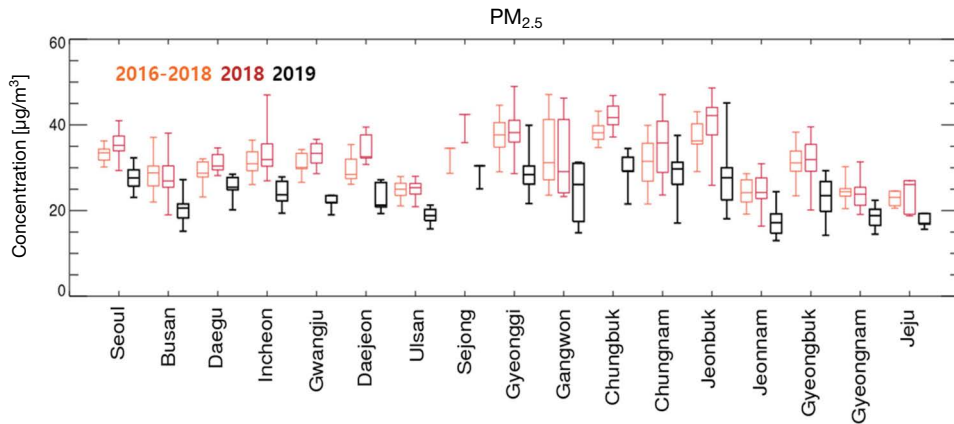


Fig. 3. Box whisker plot of observed PM_{2.5} concentration comparison of between 2019 winter (black), 2018 winter (red) and 2016~2018 winter average (orange) in regional governments.

2018년 겨울 대비로는 29.3%의 PM_{2.5} 농도 감소를 보인다. 그림 3을 보면 부산, 대전, 충북, 전북 등에서도 과거 년도 대비 2019년 겨울에 PM_{2.5} 농도 감소가 눈에 띈다. 한편, 2018년 겨울과 비교하여 PM_{2.5} 농도 변화 폭이 가장 작은 광역 지자체는 충남으로 17.6% (6.1 µg/m³) 감소하였고, 2016~2018년 겨울에 비하면 5.6% (1.7 µg/m³) 감소하였다. 이러한 지자체별 PM_{2.5} 농도 변화 폭의 차이는 배출과 기상 변화에 의한 영향이 지역별로 다르게 작용한 영향으로 보이며, 다음 절에 이를 구분해 보았다.

위성 관측 자료에서 또한 과거 기간 대비 2019년 겨울 동안 동북아 지역에서의 PM_{2.5} 농도 변화를 간접적으로 살펴볼 수 있다. 본 연구에서는 MODIS (Moderate-resolution Imaging Spectro-radiometer) AOD (Aerosol Optical Depth)를 2016~2019년 겨울 기간 (12월~3월) 평균하여 그림 4에 제시하였다. 중국 동북 지역의 주요 공업도시인 하얼빈 부근에서 2019년 겨울의 AOD는 2018년 겨울 대비 증가한 것으로 보이나, 한반도의 풍상 지역에 위치한 BTH (베이징, 톈진, 허베이) 부근과 대부분의 내륙 지역에서는 AOD가 감소되는 것으로 보인다. 특히, 2017년과 2018년 겨울 동안 황해상의 AOD는 2019년 겨울에 비해 뚜렷하게 높다. 이처럼 지상관측자료와 위성관

측자료에서 모두 과거 년도 대비 2019년 겨울에 국내에서 PM_{2.5} 농도가 감소하는 결과를 보였다.

3.2 기상 및 배출 영향에 따른 전국 평균 PM_{2.5} 농도 변화율

본 절에서는 2.1절에서 설명한 방법론을 이용하여 과거 기간 (2018년 겨울, 2016~2018년 겨울) 대비 2019년 겨울 동안 감소한 PM_{2.5} 농도 중 기상과 배출의 영향을 분리한 결과를 제시하였다. 국내 PM_{2.5} 관측 농도는 2019년 겨울은 2018년 겨울과 비교하여 12월에는 0.2 µg/m³ (0.5%), 1월 7.9 µg/m³ (23.8%), 2월 9.4 µg/m³ (28%), 그리고 3월 17.2 µg/m³ (45.9%) 감소하였다. 2016~2018년 겨울에 비해서는 12월, 1월, 2월, 3월에 각각 2.2 µg/m³ (8.5%), 6.0 µg/m³ (19.3%), 5.8 µg/m³ (19.5%), 13.2 µg/m³ (39.8%)씩 농도가 감소하였다(그림 5(a)). 2019년 12월의 PM_{2.5} 농도는 비교적 각 대조 기간의 농도와 유사하며, 3월의 감소 폭이 가장 크고, 1월과 2월 동안은 유사한 감소 폭을 보였다. 한편, COVID-19의 환자 수가 중국에서는 1월말, 국내에서는 2월초에 급증한 점을 고려하면, COVID-19가 발생하기 이전인 2020년 1월의 PM_{2.5} 농도 감소는 기상 영향이 작지 않음을 예상할 수 있다(Akshansa and Ramesh, 2020).

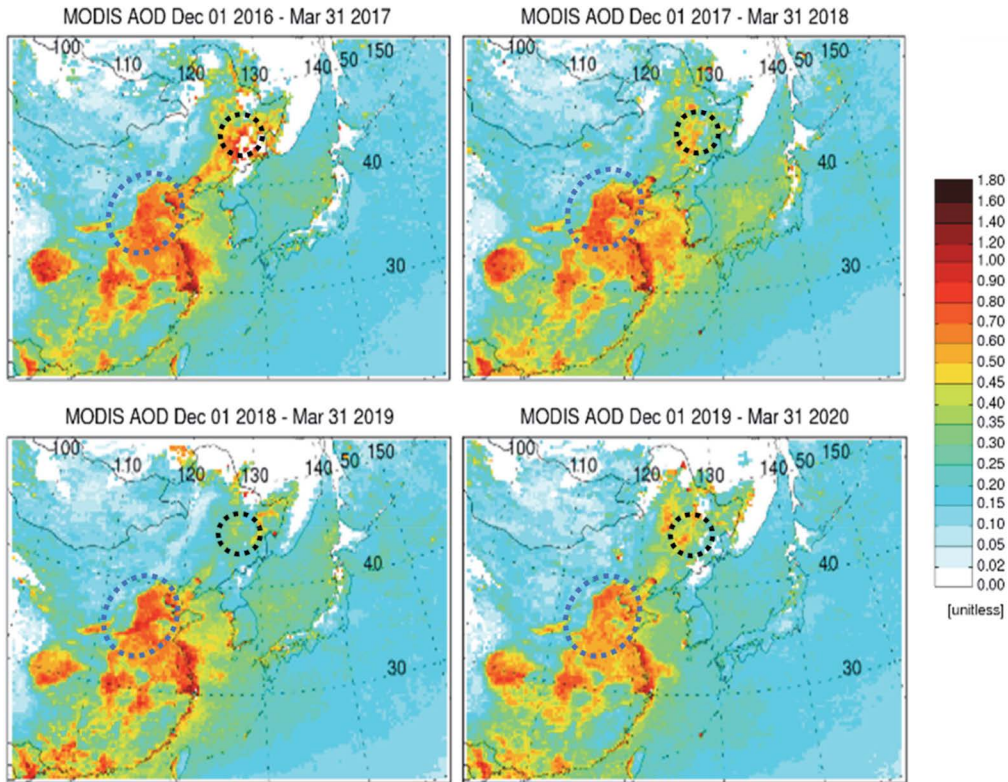


Fig. 4. Period mean MODIS AOD observed for Northeast Asia during the winter months of 2016~2019. Daily MODIS AOD observations for December to March for each year were averaged. Black and Blue circles represent Harbin, BTH, respectively.

각각의 대조 기간 대비 월별 2019년 겨울 동안 기상 영향으로 인한 $PM_{2.5}$ 농도 저감 폭은 3월 > 1월 > 2월 > 12월 순으로 컸다. 다만, 2019년 12월의 경우 $PM_{2.5}$ 농도는 기상의 영향에 의해 2018년 12월 대비 11.1%, 2016~2018년 겨울 평균 대비 16.5% 증가하였다. 2020년 3월의 경우 기상 영향으로 인해 29.7% (2019년 3월 대비)와 15.4% (이전 3년 3월 평균 대비)가 감소하여 기상 영향이 가장 높은 달로 분석되었다. 2019년 겨울 평균 기상 영향에 의한 $PM_{2.5}$ 농도는 2018년 겨울과 비교하여 8.5% ($3.3 \mu g/m^3$) 감소하나, 2016~2018년 겨울 대비 2.1% ($0.4 \mu g/m^3$) 가량 증가하여 대조 기간에 따라 차이를 보였다(그림 5(c)).

2019년 겨울 동안 $PM_{2.5}$ 농도 감소 원인을 기상 영향(그림 5(c))과 배출 영향(그림 5(d))으로 구분하면, 배출 영향이 기상 영향에 비해 2018년 겨울 대비

7.5%, 2016~2018년 겨울 대비 26% 가량 감소 폭이 높다. 이렇듯 배출 감소에 따른 $PM_{2.5}$ 농도 감소가 두드러지는 이유는 최근 동북아 지역에서 급속한 배출량 감소로 인한 영향이 반영된 결과로 보인다(Kurokawa *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2013; Zhang *et al.*, 2007). 그림 5에서 과거 3~4년 동안 동북아 지역의 배출량 감소로 인해 국내에서 개선된 $PM_{2.5}$ 농도는 계절관리제가 수행되었던 2019년 겨울 동안 10% 내외로 추정되며, 농도로 환산하면 대략 $2.5 \mu g/m^3$ 에 해당한다.

또한, 그림 5(d)에서 2019년 12월과 2020년 1월 동안 배출 감소에 따른 $PM_{2.5}$ 농도는 2018년 12월과 2019년 1월 대비 각각 11.7%, 12.4% 감소하였다. 이에 비해 2020년 2월(그림에서 2019)에는 2019년 2월 대비 23.9%, 이전 3년 2월 평균 대비 26.7% 감소하여 다른 달과는 큰 차이를 보인다. 이전 3년 평균과 비교해

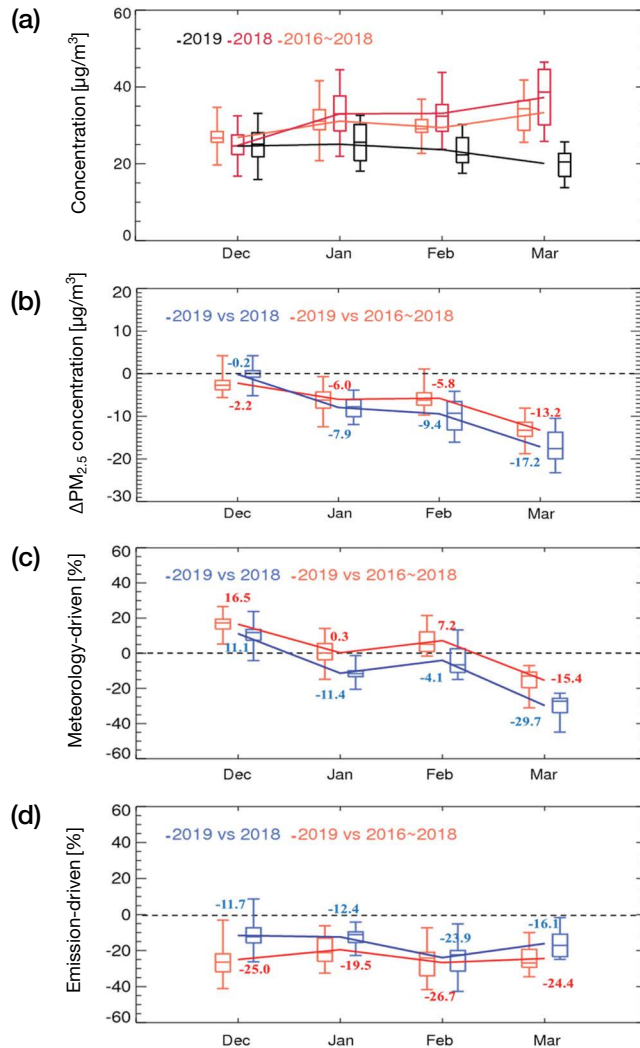


Fig. 5. Monthly variations of (a) national-wide PM_{2.5} concentration and (b) its change. Also, (c) and (d) represent meteorology-, emission-driven change during the 2019 winter, respectively. The reference year of the 2018 winter (blue), and the 2016~2018 average (red) was used, respectively.

보아도 12월, 1월의 평균 저감율은 22.3%인 반면 2월과 3월에 25.5%로 더 크게 나타난다. 이처럼 전반기(12월, 1월)에 비하여 후반기(2월, 3월) 동안 배출량에 의한 농도 변화가 크게 증가한 것은 대기오염 배출관리 외에 COVID-19과 같은 사회적 여건의 영향이 내재된 것으로 보인다.

이상을 정리해 보면, 2018년 겨울 대비 국내 2019년 겨울의 PM_{2.5} 관측 농도 변화는 24.6% 감소를 보

이며, 이 중 8.5%는 기상 영향, 나머지 16.0%는 배출 영향으로 분석된다. 한편, 2016~2018년 겨울과 비교하여 2019년 겨울 동안 PM_{2.5} 농도는 21.8% 감소하였고, 이 가운데에 배출에 의해서는 23.9% 감소하였고, 기상에 의해 2.1% 증가하였다. 과거 대조 기간 선정과 무관하게 기상 영향은 3월, 배출 영향은 2월에 가장 크게 나타났다. 또한, 2018년 겨울 대비 2019년 겨울 동안의 PM_{2.5} 농도 감소는 기상 요인과 배출 저감

요인이 함께 작용한 것으로 사료된다. 이에 반해 2016~2018년 겨울 대비 2019년 겨울의 $PM_{2.5}$ 농도 감소는 기상 영향보다는 배출량 감소가 주요한 원인으로 분석된다.

3.3 기상 및 배출 영향에 따른 광역 지자체별 $PM_{2.5}$ 농도 변화율

앞서 보인 기상 및 배출 변화에 따른 월평균 $PM_{2.5}$ 농도 증감을 2018년 겨울과 대조하여 지역별로 살펴 보았다(그림 6(a)). 우선, 기상 영향에 의한 $PM_{2.5}$ 농도는 2019년 12월에 전북과 광주를 제외한 광역 지자체에서 증가하였다. 2020년 1월에는 모든 광역 지자체에서는 기상 영향으로 $PM_{2.5}$ 농도가 0~30% 감소하며, 2월은 수도권과 충남, 제주 등에서는 10% 이내의 증가, 그 외 광역 지자체는 20% 이내의 감소를 보였다. 반면, 3월에는 모든 광역 지자체에서 기상 영향으로 20~50%의 감소율을 보였다.

배출 영향에 의해 2019년 12월에는 충남과 대구 등을 제외한 많은 광역 지자체 지역에서 $PM_{2.5}$ 농도가 최대 26%까지 감소하고, 1월에는 배출 영향에 의한 감소 폭이 기상 영향에 의한 감소 폭과 유사하였다(그림 6(b)). 다만, 1월에 강원에서는 기상 영향이, 경북에서는 배출 영향이 2배가량 높게 나타났다. 2020년 2월의 경우 대상 기간 중 배출량에 의한 감소 폭이 5.2%(대구)~42.7%(인천)의 범위를 보이며, 특히 서해안에 인접한 인천 등에서 큰 감소 폭이 모사되었다. 2월에 배출에 의한 농도 감소 영향이 크게 나타나는 것은 앞서 언급한 바와 같이 2020년 2월 초부터 COVID-19 확진자 수 증가에 따른 배출 감소 영향이 함께 나타난 것으로 판단된다. 한편, 2020년 3월의 경우 2월에 비해서는 배출 감소에 의한 효과가 작아진다.

2019년 겨울의 기상 영향에 의한 광역 지자체별 $PM_{2.5}$ 농도 변화는 2018년 겨울 대비 0.2%(인천)~13.8%(제주) 감소하였다. 특히, 대구(13.1%), 부산(12.2%), 강원(7%) 등 주로 동쪽에 위치한 지역에서 크게 분석되었다. 기상 인자별로 살펴보면, 동서

방향의 바람(u-wind 성분)의 경우 국내 지자체별로 서풍이 0~2 m/s가량 감소하여 중국 풍상으로부터 오염물질의 유입이 감소하고 상대적으로 동풍의 빈도가 증가하여 청정한 대기가 유입되었기 때문에 판단된다. 또한, 전국적으로 2018년 겨울에 비해 강수량이 100 mm가량 증가함에 따라 습성 침적량이 증가하고, 평균 기온이 1.5°C가량 높아져 상대적으로 난방 배출이 감소한 영향도 작용한 것으로 사료된다(그림 7). 한편, 2016~2018년 겨울 대비 기상 영향에 의한 농도 변화는 지역에 따라 증감이 복합적으로 나타나, 제주에서 최대 4% 감소하고 전남에서 최대 9.3% 증가한다.

이전 기간 대비 2019년 겨울 동안 기상의 영향으로 인한 $PM_{2.5}$ 농도 변화는 2018년 겨울 대비하여 6.5% ($3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였으나, 이전 3년 겨울 평균과 비교한 경우 2.7% ($1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 증가하였다. 이는 국내 $PM_{2.5}$ 농도 형성 관점에서 2016~2018년 겨울의 평균적인 기상 조건은 2019년 겨울과 유사한 것으로 이해된다. 다만 2018년 겨울에는 2019년 겨울에 비해 국내 $PM_{2.5}$ 농도가 높았던 점을 고려하면, 2016년과 2017년 겨울에는 기상 조건에 의해 2019년 겨울에 비해 국내 $PM_{2.5}$ 가 감소하였을 가능성이 높다. 한편, 2018년 겨울은 풍속이 3.4 m/s로 2016년과 2017년 겨울에 비해 7% 감소하였고, 반면에 서풍은 1.6 m/s로 10% 증가하였다(부록 그림 3, 4). 이러한 조건에서 국내 $PM_{2.5}$ 농도가 증가한 것은 증가된 동서 바람 성분의 증가에 의해 국내의 풍상에 위치하는 국외 유입 영향이 증가한 점과, 전반적인 풍속 감소로 인한 국내 배출의 희석 감소 등으로 인한 영향 증가가 작용한 것으로 보인다.

그림 8(a)와 (b)는 각각 2018년 겨울과 2016~2018년 겨울 대비 광역 지자체별 $PM_{2.5}$ 농도 감소율과 배출 영향 변화율의 상관성을 보인다. 2019년 겨울 동안 국내 광역 지자체별 $PM_{2.5}$ 농도는 2018년 겨울 대비 15~35% 감소하였고, 배출 영향 변화는 25% 이내이다. 2016~2018년 겨울 대비 2019년 겨울의 $PM_{2.5}$ 농도 감소율은 지자체별로 5~30% 범위이며, 배출 영

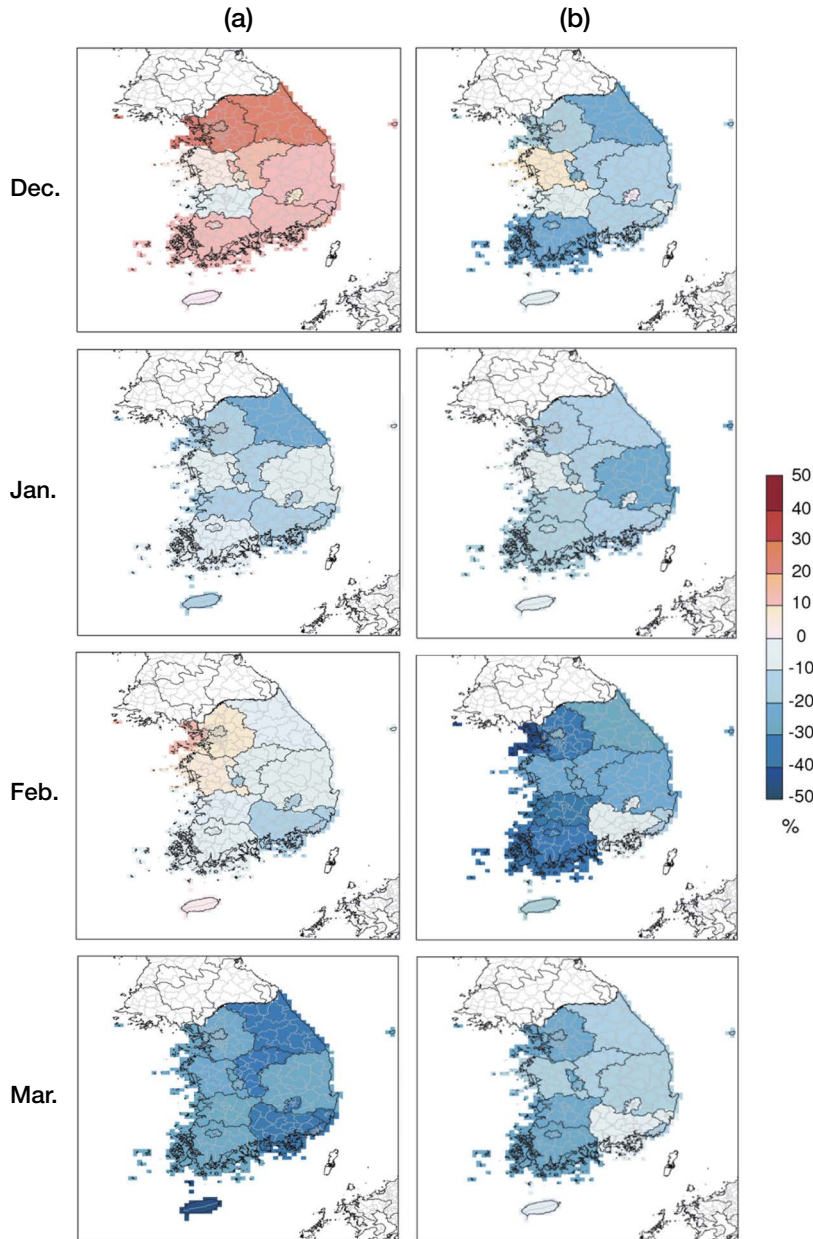


Fig. 6. Spatial distribution of (a) meteorology, and (b) emission driven relative PM_{2.5} concentration changes for the selected month in the 2019 winter. The relative changes were calculated with PM_{2.5} concentrations in the 2018 winter.

향은 10~40%가량 감소한다. 여기서 주목할 점은 지역별 PM_{2.5} 농도 감소와 배출 영향 변화는 대비 기간에 무관하게 비례적이며, 이는 PM_{2.5} 농도 변화가 큰

지역에서 국내외적인 배출 변화가 크게 작용한 것으로 분석된다. 한편, 본문에 보이지는 않았으나 광역 지자체별 기상 영향에 의한 PM_{2.5} 농도 변화는 2018

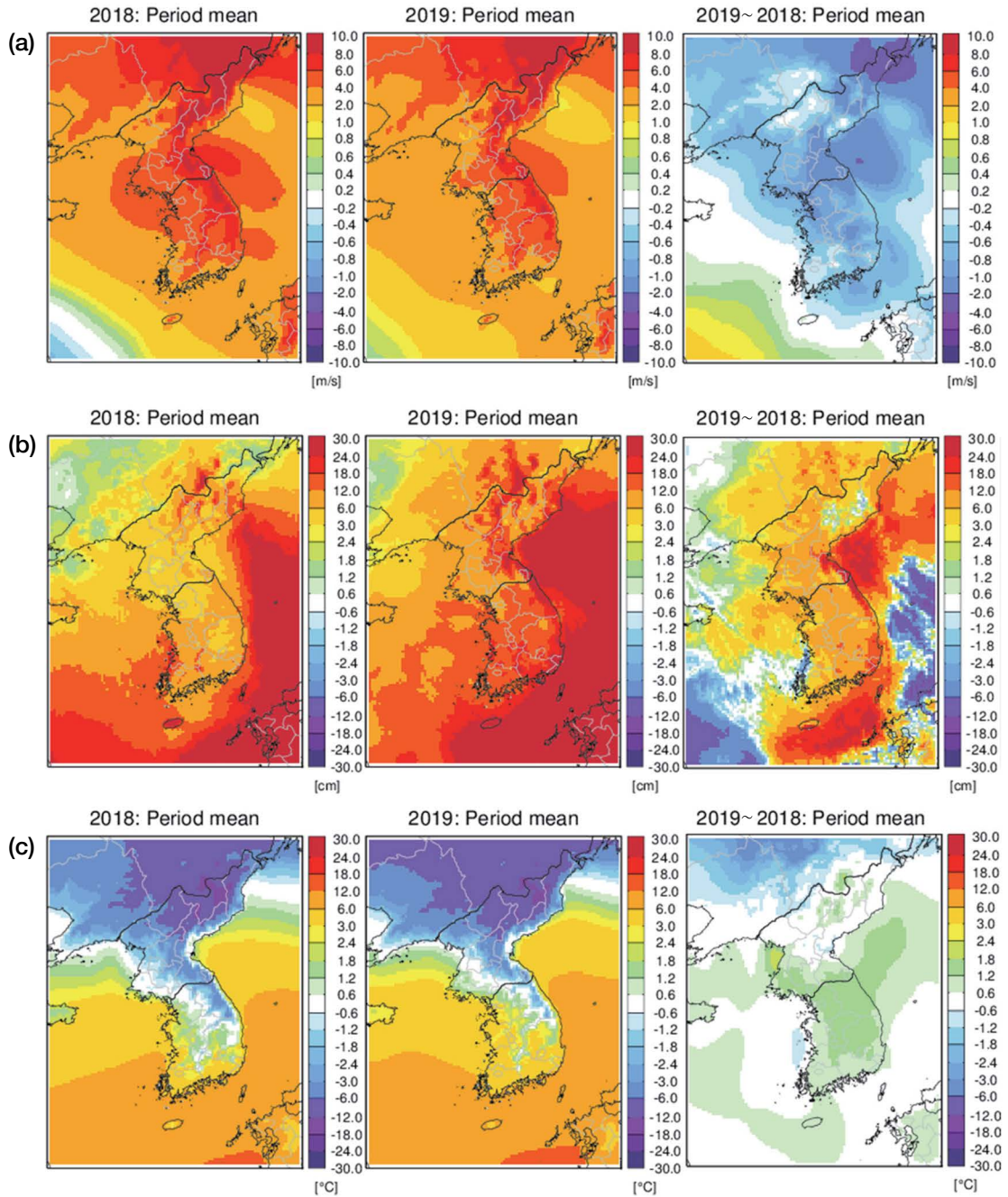


Fig. 7. Spatial distribution of (a) U-wind, (b) precipitation, and (c) 2-m temperature in the 2018 and 2019 winters.

년 겨울 대비 최대 15%가량 감소, 2016~2018년 겨울 대비 기상의 영향으로 ±10% 내외로 증감하였고,

PM_{2.5} 농도 감소율과는 뚜렷한 상관성을 보이지 않았다.

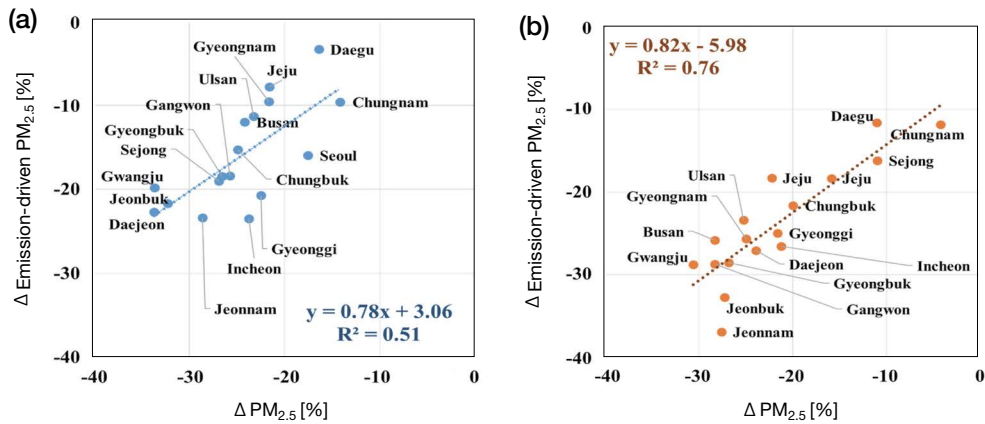


Fig. 8. Correlation between Observed PM_{2.5} change and Emission-driven change in (a) 2019 vs 2018 and (b) 2019 vs 2016~2018 average.

광역 지자체별 2019년 겨울의 PM_{2.5} 농도는 2018년 겨울과 비교하였을 때, 기상과 배출 변화 모두 농도 감소에 기여한 것으로 분석된다(그림 9). 반면, 2016~2018년 겨울에 비해서는 기상에 의해 PM_{2.5} 농도 변화는 작으며, 일부 지역에서는 PM_{2.5} 농도가 오히려 증가했음에도 불구하고 배출 영향으로 인해 PM_{2.5} 농도가 감소하였다. 모든 광역 지자체에서 2016~2018년 겨울 대비 배출 감소 영향이 2018년 겨울에 비해 크게 나타나는데, 이는 국내를 비롯한 동북아 지역의 배출량 감소가 누적된 효과로 사료된다. 한편, 배출과 기상 영향에 따른 PM_{2.5} 농도의 감소율은 각 지자체별로 다르며, 대조 기간에 따라서도 다르게 나타난다. 예를 들어, 대체로 배출 변화에 의해 PM_{2.5} 농도 감소에 큰 영향을 끼치지만, 대구의 경우 2018년 겨울 대비 기상의 영향으로 13.1%, 배출의 영향으로 3.3% 감소한 것으로 나타난다. 2016~2018년 겨울에 비해서는 오히려 기상에 의해 0.5% 증가하며, 배출에 의해 11.6% 감소한다. 인천의 경우, 2018년 겨울 대비 배출 변화로 인한 PM_{2.5} 농도 감소 폭이 23.5%로 가장 크지만, 기상 영향으로 인한 감소 폭은 미미하다. 또한, 2016~2018년 겨울과 비교 시에는 배출과 기상의 영향으로 PM_{2.5} 농도는 각각 26.5% 감소, 5.3% 증가하였다. 따라서, 각 지자체별 PM_{2.5} 농도 감소 주요 원인이 다르므로, 효과적인 농도 저감을

기대하기 위해서는 각 지자체의 PM_{2.5} 농도 감소를 주도한 원인에 대한 이해가 우선되어야 한다.

3.4 전년 대비 국내외 배출 영향 변화

앞서 살펴본 바와 같이 2019년 겨울 동안 기상과 배출 변화에 따라 국내 PM_{2.5} 농도는 이전 연도 대비 낮아졌으며, 특히 배출 변화가 상대적으로 크게 작용하였다(그림 9 참조). 배출 영향 변화에는 국내뿐 아니라 국외 배출량 변화도 포함되므로, 본 절에서는 2019년 겨울 동안 국내 PM_{2.5} 농도에 대한 국외와 국내 배출 영향을 분리하는 동시에, 주어진 기상 여건에 의해 전년 대비 국내외의 배출 영향이 얼마나 달라지는지를 살펴보았다.

그림 10(a)과 같이 2019년 겨울을 전반기(12월, 1월)와 후반기(2월, 3월)로 나누어 전년대비 PM_{2.5} 농도 변화를 살펴보면, 전반기에는 약 12.2% (4.0 μg/m³), 후반기에는 36.9% (13.3 μg/m³) 감소하였다. 후반기의 PM_{2.5} 농도 감소가 전반기에 비해 3배가량 높다. 그림 10(b)에 제시된 국외 배출 영향은 2019년 겨울 전반기에는 26.9% (경북)~57.9% (제주), 후반기에는 42.1% (경북)~80.3% (제주) 사이로 분석되었다. 앞서 설명한 바와 같이 그림 10(b)는 고정된 배출량을 이용하고 기상 변화만이 반영된 대기질 모사 결과이고 상대적인 국내외 배출영향 비율을 나타내므로, 후

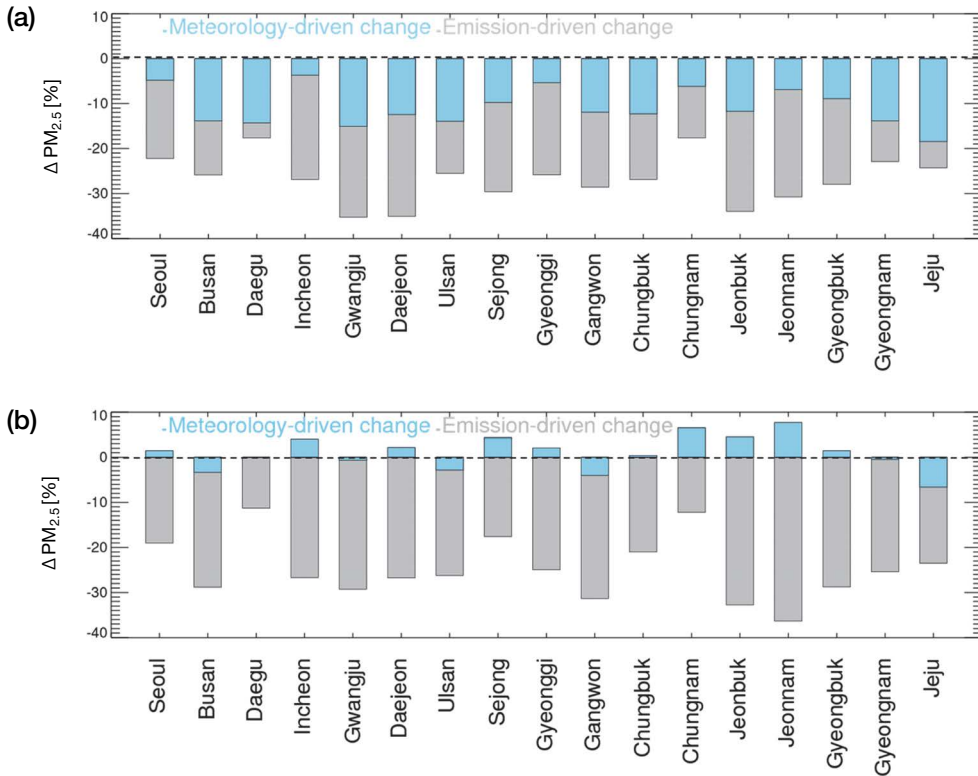


Fig. 9. PM_{2.5} concentration change driven by meteorology (skyblue) and emission (gray) between 2019 and (a) 2018, (b) 2016~2018 average.

반기의 국외 영향 증가가 실제 국내 농도의 증가를 의미하지는 않는다. 다만, 그림 10(a)에 보인 바와 같이 국내 PM_{2.5} 농도는 2019년 겨울 전반기(4 μg/m³)에 비해 후반기(13.3 μg/m³)에 9 μg/m³가량 감소하였으나, 국외 배출 영향은 오히려 기상조건 변화에 의해 후반기 동안 국내 평균 14.3% 증가하였다. 2019년 겨울 동안 PM_{2.5} 농도 변화를 2018년 겨울과 비교하면, 지자체별 국외 영향은 전반기에 평균적으로 2.8% 감소하였으며, 후반기에는 3.5% 감소하였다. 특히, 후반기에 수도권 지역에서 국외 영향이 각각 6% 이상 감소하였다. 이러한 국외 영향의 감소는 배출량 변화를 고려하지 않은, 기상 조건에 의한 국내 PM_{2.5} 농도의 변화 범위를 나타낸다.

한편, 국내 배출 영향은 2019년 겨울 전반기에 28.1% (세종)~61.2% (경북), 후반기에는 25.5% (제

주)~60.2% (경북)의 범위를 보였다. 2018년 겨울에 비해 국내 배출 영향은 평균적으로 전반기에 6.6% 증가하였으며, 후반기에는 전반기보다 2배가량 높은 13% 증가하였다. 이를 농도 변화로 살펴보면, 2019년 전반기 동안 국내 영향은 5.3 μg/m³ (제주)~20.6 μg/m³ (경북)이고, 평균적으로는 9.8 μg/m³이다. 이는 국내 배출 영향이 전년 동기간에 비해 지자체 평균 1.5 μg/m³가량 증가한 수치이다. 2019년 겨울 후반기의 국내 배출 영향은 전반기에 비해 평균 1.4 μg/m³ 증가한 11.2 μg/m³이고, 지자체별로 4.2 μg/m³ (제주)~19.8 μg/m³ (경북)의 범위를 가진다. 후반기의 경우에는 전년 동기간에 비해 국내 배출의 영향이 2 μg/m³가량 증가하였으며, 특히 수도권에서 4 μg/m³ 넘게 증가하였다. 다만, 대기오염물질의 농도는 배출과 생성, 이송 등의 일련의 과정에서 기상 영향을 받으므로 국내

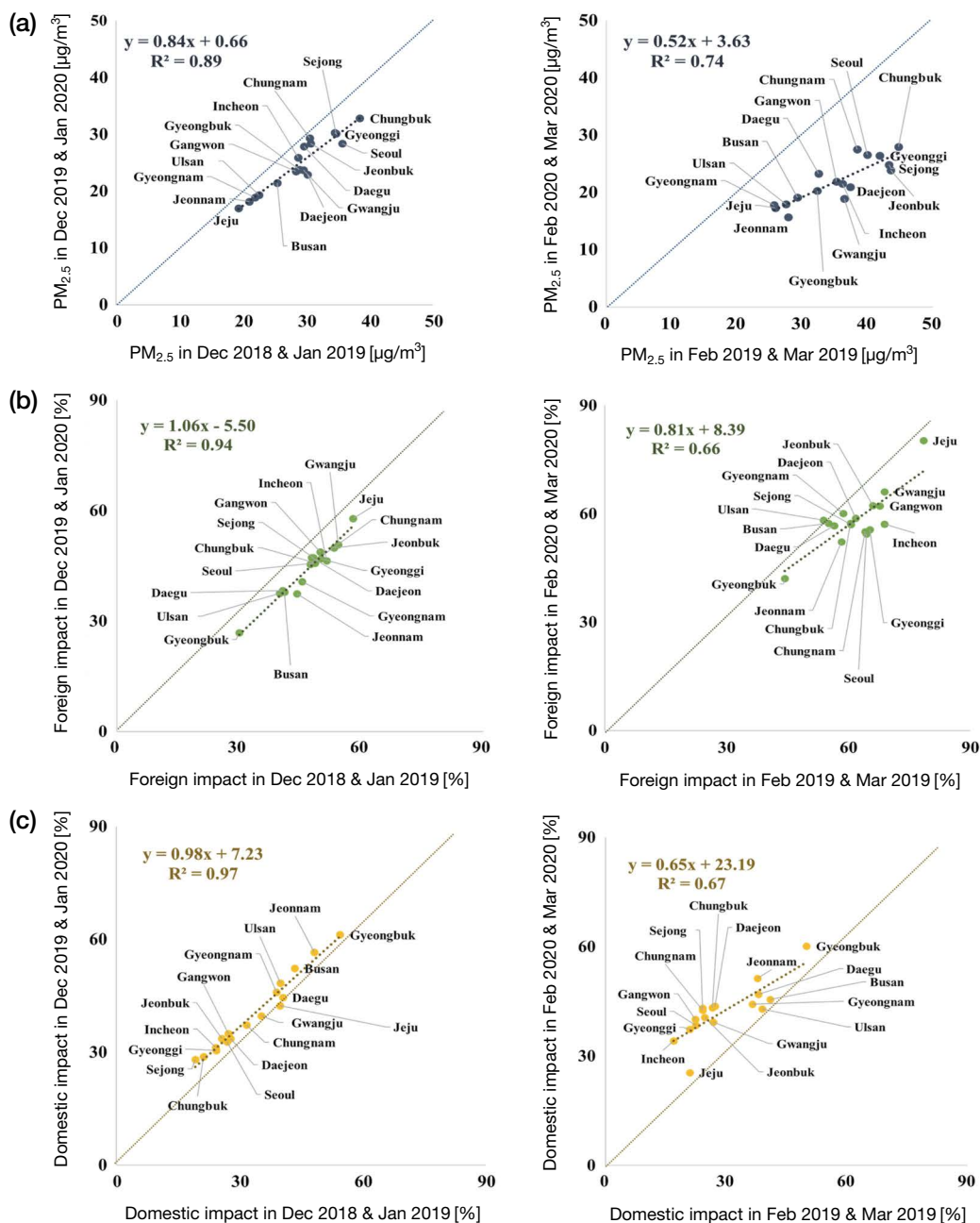


Fig. 10. Scatter plots of (a) observed PM_{2.5} concentration changes, changes in (b) the foreign emission impacts, and (c) the domestic emission impacts between 2019 winter and 2018 winter. The foreign and domestic impacts are estimated with fixed emissions and subject to meteorological change only.

배출 영향의 증가는 기상 요인이 작용한 결과이다. 이를 정리하면, 2019년 겨울 동안 2018년 겨울 대

비 기상 변화에 의해서 전반기와 후반기 평균 국외 영향은 3.1% 감소하였으며, 국내 영향은 9.8% 증가를

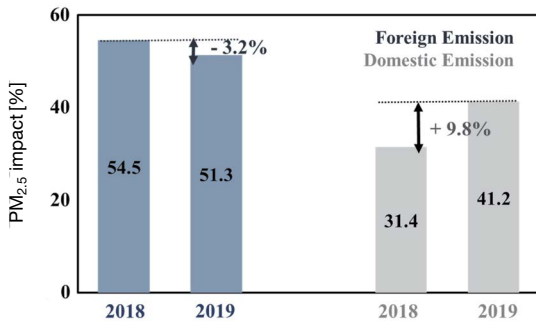


Fig. 11. Meteorology influences on relative foreign (blue) and domestic (gray) impacts on $PM_{2.5}$ concentrations in South Korea for the 2018 and 2019 winters. Fixed anthropogenic emissions are used for the simulations during the simulation period.

보였다(그림 11). 여기에서 주목할 점은 2019년 겨울 동안 2018년 겨울 대비 $PM_{2.5}$ 관측 농도와 모사 농도에서 모두 감소하였으나, 국내 배출 영향은 증가한 점이다. 이는 2019년 겨울과 같은 기상 조건 하에서는 국내 $PM_{2.5}$ 농도에 대한 국내 배출 비중이 이전에 비해 높아짐을 의미한다. 따라서, 향후 2019년 겨울과 유사한 기상 조건이 나타난다면, 국내 배출량 감축에 따른 $PM_{2.5}$ 농도 저감 효과는 기존 겨울 기간 대비 상대적으로 높아짐을 의미한다. 다만, 그림 11에 제시된 수치는 대기질 모사의 민감도를 이용한 것으로 해당 민감도를 산정하는 방식, 입력자료 등에 따라 달라질 수 있다.

4. 결 론

본 연구는 국내에서 미세먼지 계절관리제가 시행된 2019년 12월~2020년 3월(4개월)간의 $PM_{2.5}$ 농도 변화 원인을 기상과 배출로 구분하여 분석하였다. 이 기간 동안 $PM_{2.5}$ 관측 농도는 2018년 동기간 대비 전국 평균 24.6% ($8.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 2016~2018년 겨울 대비 21.8% ($6.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였다. 특히, 2019년 겨울 중 후반기의 농도 감소는 전반기에 비해 3배가량 높았으며, 이러한 급격한 $PM_{2.5}$ 농도 감소는 COVID-19

등 배출 여건 변화가 포함되는 것으로 보인다. 특히 2020년 2월 동안 배출량 감소에 의한 영향이 가장 크게 나타났다.

이러한 2019년 겨울의 국내 $PM_{2.5}$ 농도는 2018년 겨울 대비로는 기상 조건 변화에 따라 8.5% 감소하였으며, 배출 변화에 따라 16% 감소하였다. 이에 반해 최근 3년(2016~2018년) 동기간 대비로는 기상에 의해서는 2.1% 증가하였고, 배출 변화에 의해서는 23.9% 감소하였다. 비교 기간에 따라 차이는 있으나, 동북아 지역의 배출 변화는 $PM_{2.5}$ 농도 감소의 2/3 이상을 설명한다. 대구와 제주 등 일부 지자체에서는 2018년 대비해서 배출보다는 기상 조건 변화가 더 큰 $PM_{2.5}$ 농도 변화를 가져왔으며, 향후 지자체별 $PM_{2.5}$ 농도 변화에 대한 상세 분석이 필요하다.

한편, 2018년 겨울 대비 기상 변화만을 고려한 국내의 배출 영향 분석에서 국내 $PM_{2.5}$ 모사 농도는 감소하였으며, 국외 배출 영향은 3.2% 감소한 반면, 국내 배출 영향은 9.8%가량 증가하였다. 이를 통해 2019년 겨울과 같은 기상 조건 하에서는 동일한 국내 배출 관리를 통한 $PM_{2.5}$ 농도 저감 효과가 이전에 비해 증가함을 의미한다. 이러한 관점에서 향후 국내 배출과 농도 관리 시, 장기 및 단기적인 기상 변화를 함께 고려하는 것이 중요해 보인다.

본 연구에서 검토한 기상과 배출 영향에 따른 $PM_{2.5}$ 변화는 이용된 모사의 입력자료의 불확도와 기상 및 배출 이외의 다양한 요소를 복합적으로 고려하지 못해 오차가 있을 수 있다. 또한, 2차 대기오염물질인 $PM_{2.5}$ 의 농도는 풍상으로부터 이동, 전구 물질 또는 중간 물질로부터의 생성, 대기 화학의 비선형성, 배출량과 기상 등 입력자료의 불확실성, 그리고 대기질 모델 자체의 제한 등으로 실제 사항을 완벽하게 재현하는 것은 불가능하다. 이를 감안하면 본 연구에서 시도한 기상과 배출의 영향을 분리 역시 다양한 불확도를 내재하고 있다.

또한, 본 연구에서는 고정된 배출을 이용한 모사에서 기상의 영향을 살펴보았으나 실제적으로 변화하는 배출을 반영하지 못하였다. 향후 $PM_{2.5}$ 중량 농도

외에 국내의 성분 관측 농도 자료와 기상 조건, 배출량 보정 등을 통한 추가적인 분석이 필요하다. 한편, 본 연구는 해당 기간 계절관리제 자체적인 효과 분석에 앞서, 우선적으로 PM_{2.5} 농도 변화 중 배출과 기상의 영향을 분리하였다. 이를 통해 계절관리제 및 COVID-19의 직접적인 영향을 평가하기는 어렵다. 다만, 계절관리제 기간의 실제 배출량 변화 등을 고려한 해당 정책의 실효성 분석과 장기 추세 분석을 통한 COVID-19 영향 분석은 별도의 연구에서 진행 중에 있다.

감사의 글

본 연구는 정부(과학기술정보통신부, 환경부, 보건복지부) 재원으로 한국연구재단-미세먼지 국가전략 프로젝트사업(2017M3D8A1092020) 및 기후변화 특성화대학원의 지원을 받아 수행되었으며 이에 감사를 드립니다.

References

- Akshansa, C., Ramesh, P. (2020) Decline in PM_{2.5} Concentrations over Major Cities Around the World Associated with COVID-19, *Environmental Research*, 187, 109634. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109634>
- Bae, C., Kim, B.-U., Kim, H.C., Yoo, C., Kim, S. (2019) Long-Range Transport Influence on Key Chemical Components of PM_{2.5} in the Seoul Metropolitan Area, South Korea, during the Years 2012~2016, *Atmosphere*, 11, 48. <https://doi.org/10.3390/atmos11010048>
- Bae, C., Kim, E., Kim, B.-U., Kim, H.C., Woo, J.-H., Moon, K.-J., Shin, H.-J., Song, I.H., Kim, S. (2017) Impact of Emission Inventory Choices on PM₁₀ Forecast Accuracy and Contributions in the Seoul Metropolitan Area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 33(5), 497-514, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/kosae.2017.33.5.497>
- Bae, M.A., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2020b) A Multiscale Tiered Approach to Quantify Contributions: A Case Study of PM_{2.5} in South Korea During 2010~2017, *Atmosphere*, 11(2), 141. <https://doi.org/10.3390/atmos11020141>
- Bae, M.A., Kim, H.C., Kim, B.-U., Kim, S.T. (2018) PM_{2.5} Simulations for the Seoul Metropolitan Area: (V) Estimation of North Korean Emission Contribution, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(2), 294-305, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.2.294>
- Bae, M.A., Yoo, C., Kim, S.T. (2020a) Estimating the Shutdown Effect of the Old Coal-fired PowerPlants on PM_{2.5} and its Composition, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(1), 48-63, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.1.048377>
- Ban, J.H., Park, T.H., Park, S.M., Shin, H.-J., Lim, Y.-J., Choi, J.S., Lee, M.-D., Lee, S.-B., Kim, J.S., Lee, T.H. (2018) The Ionic Composition and Acidity of PM_{2.5} at Baengnyeong Island during the High Concentration Episodes (2013~2014), *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(6), 780-791, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.6.780>
- Benjey, W., Houyoux, M., Susick, J. (2001) Implementation of the SMOKE emission data processor and SMOKE tool input data processor in Models-3, US EPA. <https://cfpub.epa.gov/si/> (accessed on July 20, 2020).
- Byun, D., Schere, K.L. (2006) Review of the Governing Equations, Computational Algorithms, and Other Components of the Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modeling System, *Applied Mechanics Reviews*, 59(2), 51-77. <https://doi.org/10.1115/1.2128636>
- Choo, G.-H., Lee, K.-T., Jeong, M.-J. (2017) Analysis of Empirical Multiple Linear Regression Models for the Production of PM_{2.5} Concentrations, *Journal of Korean Earth Science Society*, 38(4) 283-292, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5467/JKESS.2017.38.4.283>
- Elser, M., Huang, R.-J., Wolf, R., Slowik, J.G., Wang, Q., Canonaco, F., Li, G., Bozzetti, C., Daellenbach, K.R., Huang, Y., Zhang, R., Li, Z., Cao, J., Baltensperger, U., El-Haddad, I., Prévôt, A.S.H. (2016) New insights into PM_{2.5} chemical composition and sources in two major cities in China during extreme haze events using aerosol mass spectrometry, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 3207-3225. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3207-2016>
- Emery, C., Liu, Z., Russell, A.G., Odman, M.T., Yarwood, G., Kumar, N. (2017) Recommendations on statistics and bench-

- marks to assess photochemical model performance, *Journal of the Air and Waste Management Association*, 67(5), 582-598.
- Jang, A.-S. (2014) Impact of particulate matter on health, *Journal of Korean Medical Association*, 57(9), 763-768, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5124/jkma.2014.57.9.763>
- Kim, B.-U., Bae, C., Kim, H.C., Kim, E., Kim, S. (2017a) Spatially and chemically resolved source apportionment analysis: Case study of high particulate matter event, *Atmospheric Environment*, 162, 55-70. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.006>
- Kim, H.C., Kim, E., Bae, C., Cho, J.H., Kim, B.-U., Kim, S. (2017b) Regional contributions to particulate matter concentration in the Seoul metropolitan area, South Korea: seasonal variation and sensitivity to meteorology and emissions inventory, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(17), 10315-10332. <https://doi.org/10.5194/acp-17-10315-2017>
- Kim, H.C., Kim, S., Kim, B.U., Jin, C.S., Hong, S., Park, R., Son, S.W., Bae, C., Bae, M., Song, C.K., Stein, A. (2017c) Recent increase of surface particulate matter concentrations in the Seoul Metropolitan Area, Korea, *Scientific report*, 7(1), 4710. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05092-8>
- Kim, J.S., Jung, D.I., Hong, J.H., Kim, J.Y., Ban, S.J., Park, S.N., Lee, Y.M., Choi, E.G. (2006) Development of modeling input system for air quality assessment in Seoul metropolitan areas, NIER.
- Kim, S.T., Bae, C.H., Yoo, C., Kim, B.-U., Kim, H.C., Moon, N.K. (2017d) 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, Y.-P. (1999) Air Quality in Northeast Asia With Emphasis on China, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 15(2), 211-217, (in Korean with English abstract).
- Ko, A.-R., Kim, J.W., Chang, K.-H., Cha, J.-W., Lee, S.-M., Ha, J.-C. (2019) Characteristics of Vertical Profiles of Local Aerosol Mass Concentration According to Air Mass Pathways over the Korean Peninsula During Winter, *Atmosphere*, Korean Meteorological Society, 29(5), 525-535, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.14191/Atmos.2019.29.5.525>
- Kurokawa, J., Ohara, T., Morikawa, T., Hanayama, S., Janssens-Maenhout, G., Fukui, T., Kawashima, K., Akimoto, H. (2013) Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000~2008: Regional Emission inventory in Asia (REAS) version 2, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13, 11019-11058. <https://doi.org/10.5194/acp-13-11019-2013>
- Lee, S.M., Ho, C.-H., Choi, Y.-S. (2011) High-PM₁₀ concentration episodes in Seoul, Korea: Background sources and related meteorological conditions, *Atmospheric Environment*, 45(93), 7240-7247. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.071>
- Ministry Of Environment (MOE) (2020a) <http://me.go.kr/home/web/board/> (Assessed in April 1, 2020).
- Ministry Of Environment (MOE) (2020b) <https://me.go.kr/home/web/board/> (Assessed in April 1, 2020).
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2019) National air pollutants emission, <http://airemiss.nier.go.kr/mbshome/mbs/airemiss/index.do> (accessed on Oct 29, 2019).
- Nam, K.-P., Lim, Y.-J., Park, J.-H., Kim, D.-R., Lee, J.-B., Kim, S.-M., Jung, D.-H., Choi, K.-C., Park, H.-J., Lee, H.S., Jang, L.-S., Kim, J.-S. (2018) Analysis of the Changes in PM_{2.5} Concentrations using WRF-CMAQ Modeling System: Focusing on the Fall on 2016 and 2017, *Journal of Environmental Impact Assessment*, 27(2), 215-231, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.14249/eia.2018.27.2.215>
- Nam, K.-P., Lee, D.-G., Jang, L.-S. (2019) Analysis of PM_{2.5} Concentration and Contribution Characteristics in South Korea according to Seoul Weather Patterns on East Asia: Focusing on the Intensive Measurement Period in 2015, *Journal of Environmental Impact Assessment*, 28(3), 183-200, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.14249/eia.2019.28.3.183>
- Russel, A., Dennis, R. (2000) NARSTO critical review of photochemical models and modeling, *Atmospheric Environment*, 34, 2283-2324. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00468-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00468-9)
- Shin, M.-K., Lee, C.-D., Ha, H.S., Choe, C.-S., Kim, Y.-H. (2007) The Influence of Meteorology Factors on PM₁₀ Concentration in Incheon, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 23(3), 322-331, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2007.23.3.322>
- Skamarock, W.C., Klemp, J.B. (2008) A time-split non-hydrostatic atmospheric model for weather research and forecasting applications, *Journal of Computational Physics*, 227, 3465-3485. <https://doi.org/10.1016/j.jcp.2007.01.037>

- Sung, M.Y., Moon, K.J., Park, J.S., Kim, H.J., Jeon, H.E., Choi, J.S., Ahn, J.Y., Hong, Y.D. (2017) Chemical Composition and Source Apportionment using the PMF Model of the Ambient PM_{2.5} in 2013 over Korea, *Journal of the Korean Society of Urban Environment*, 17(2), 145-156, (in Korean with English abstract).
- Wang, Q., Sun, Y., Jiang, Q., Du, W., Sun, C., Fu, P., Wang, Z. (2015) Chemical composition of aerosol particles and light extinction apportionment before and during the heating season in Beijing, China: COMPOSITION AND EXTINCTION APPORTIONMENT, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120, 12708-12722. <https://doi.org/10.1002/2015JD023871>
- Yamaji, K., Uno, I., Irie, H. (2012) Investigating the response of East Asian ozone to Chinese emission changes using a linear approach, *Atmospheric Environment*, 55, 475-482. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.03.009>
- Yu, G.-H., Park, S.-S., Park, J.S., Park, S.M., Song, I.H., Oh, J., Shin, H.J., Lee, M.D., Lim, H.B., Lim, H.B., Kim, H.W., Choi, J.-Y. (2018) Pollution Characteristics of PM_{2.5} Observed during Winter and Summer in Baengryeongdo and Seoul, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(1), 38-55. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.1.038>
- Zhang, Q., Streets, D.G., He, K., Wang, Y., Richter, A., Burrows, J.P., Uno, I., Jang, C.J., Chen, D., Yao, Z., Lei, Y. (2007) NO_x emission trends for China, 1995~2004: The view from the ground and the view from space, *Journal of Geophysical Research*, 112, D22306. <https://doi.org/10.1029/2007JD008684>
- Zhao, B., Wang, S.X., Xu, J.Y., Fu, K., Klimont, Z., Hao, J.M., He, K.B., Cofala, J., Amann, M. (2013) NO_x emissions in China: historical trends and future perspectives, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 13, 16047-16112. <https://doi.org/10.5194/acp-13-9869-2013>

Authors Information

- 손규원 (아주대학교 환경안전공학과 석사과정)
 배민아 (아주대학교 환경안전공학과 박사과정)
 유승희 (아주대학교 환경안전공학과 박사과정)
 김은혜 (아주대학교 환경안전공학과 박사과정)
 강윤희 (아주대학교 환경연구소 연구원)
 배창한 (아주대학교 환경안전공학과 박사과정)
 김윤하 (아주대학교 환경연구소 연구원)
 김현철 (Research Scientist, Air Resources Laboratory, National Oceanic and Atmospheric Administration, College Park, MD, USA)
 김병욱 (Program Manager 1, Georgia Environmental Protection Division, Atlanta, GA, USA)
 김순태 (아주대학교 환경안전공학과 교수)

SUPPLEMENTARY MATERIALS

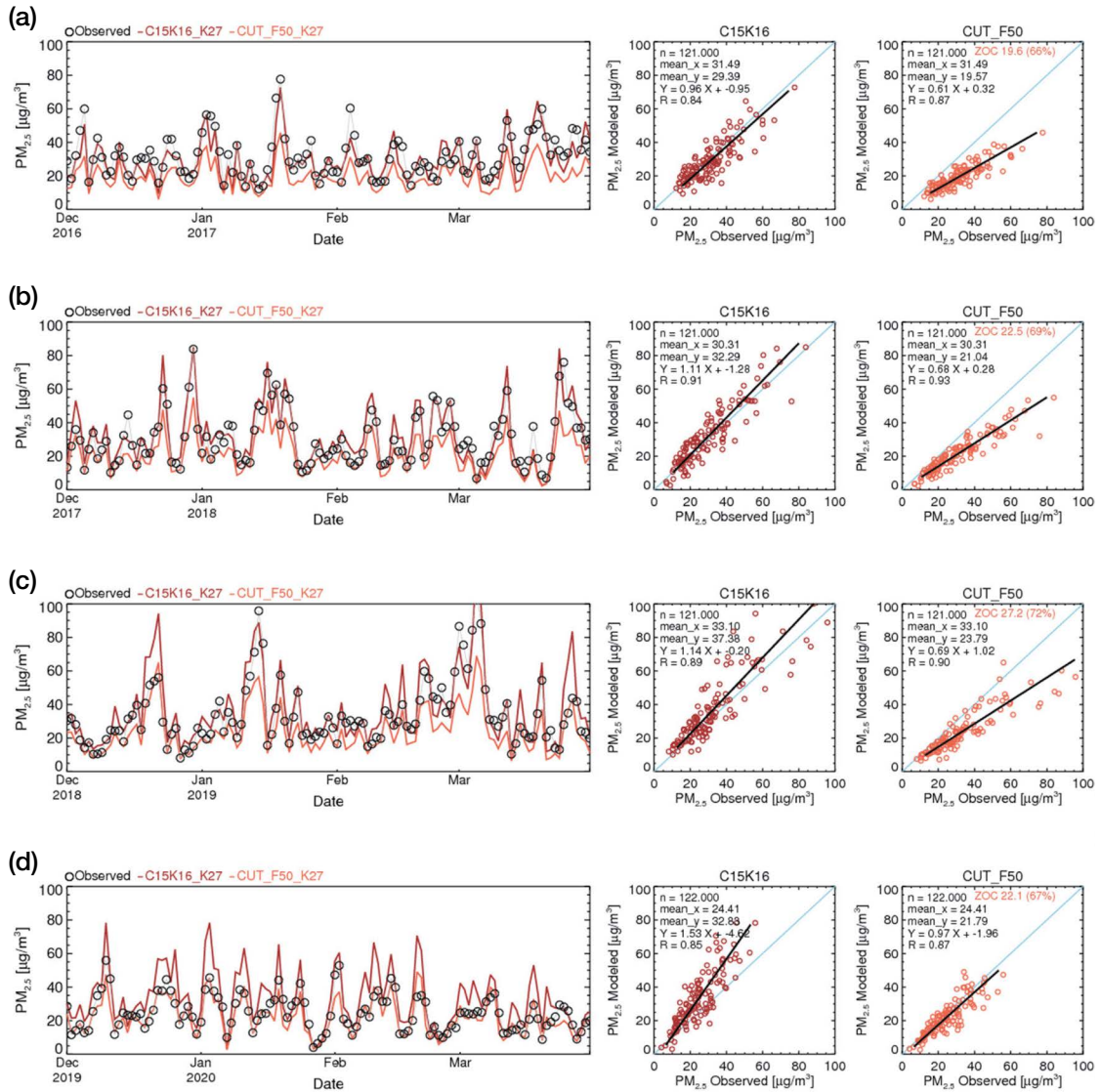


Fig. S1. Model performance evaluations of South Korea PM_{2.5} concentration in (a) 2016, (b) 2017, (c) 2018 and (d) 2019.

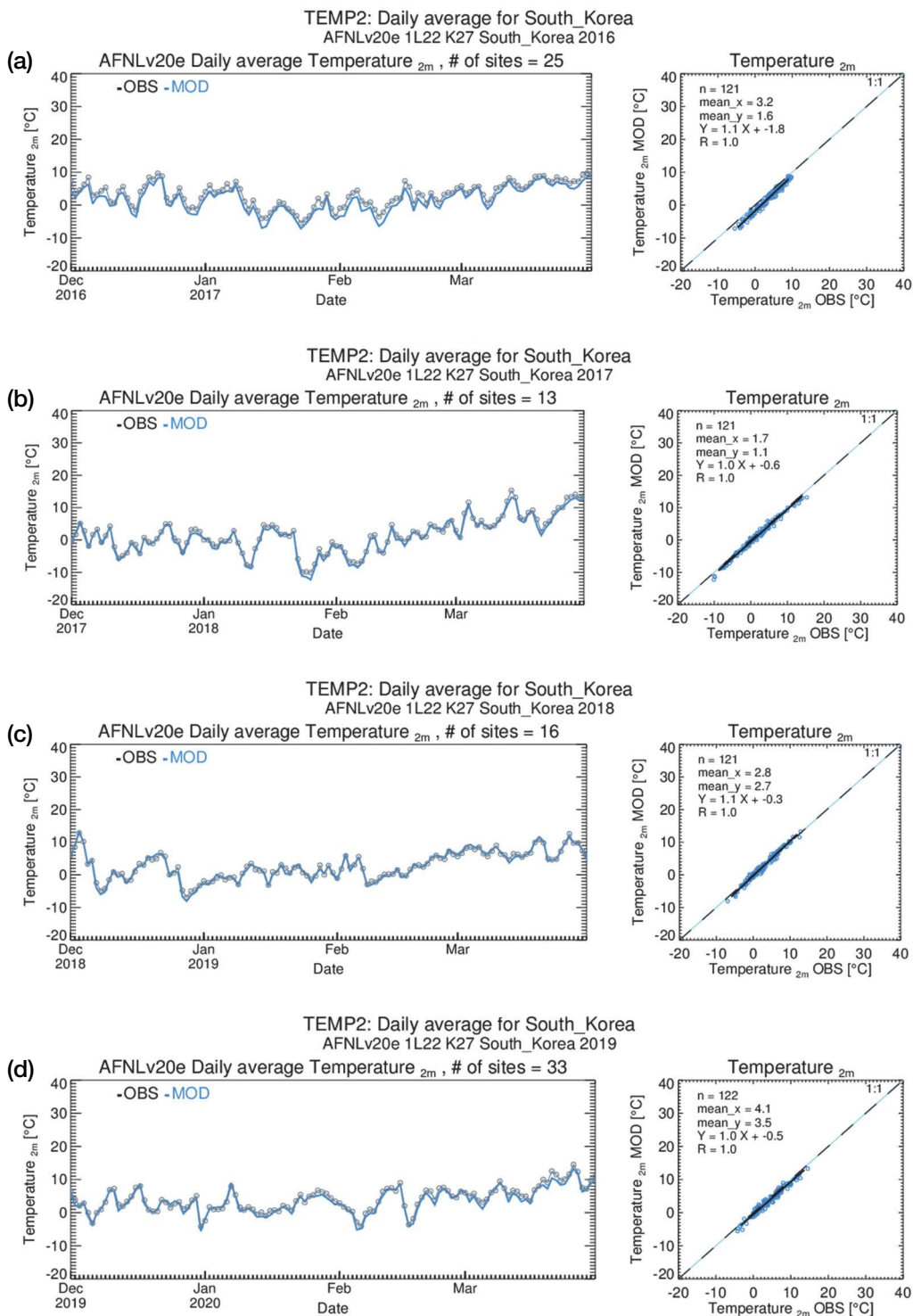


Fig. S2. Model performance evaluations of South Korea 2 m temperature in (a) 2016, (b) 2017, (c) 2018 and (d) 2019.

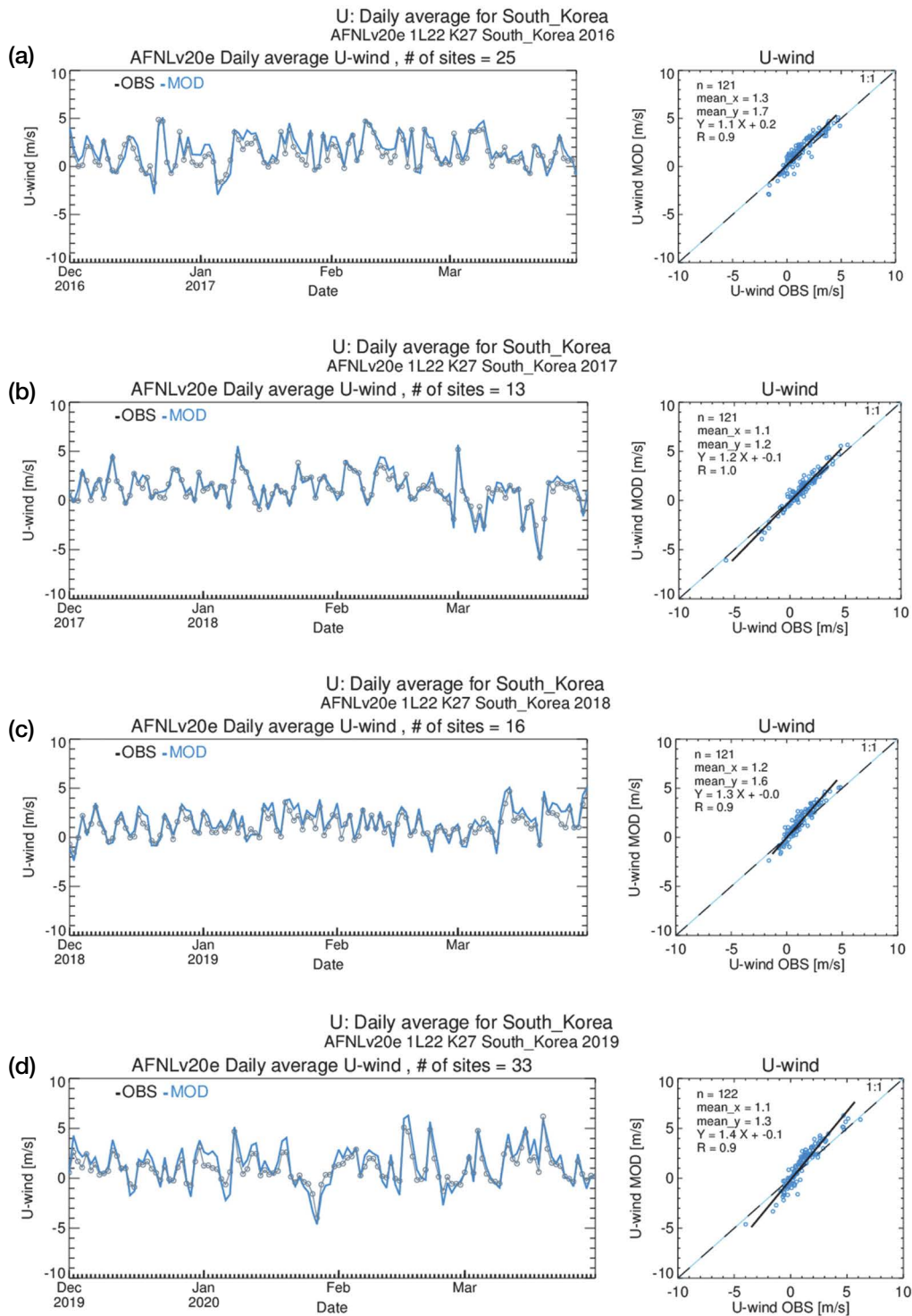


Fig. S3. Model performance evaluations of South Korea U-Wind in (a) 2016, (b) 2017, (c) 2018 and (d) 2019.

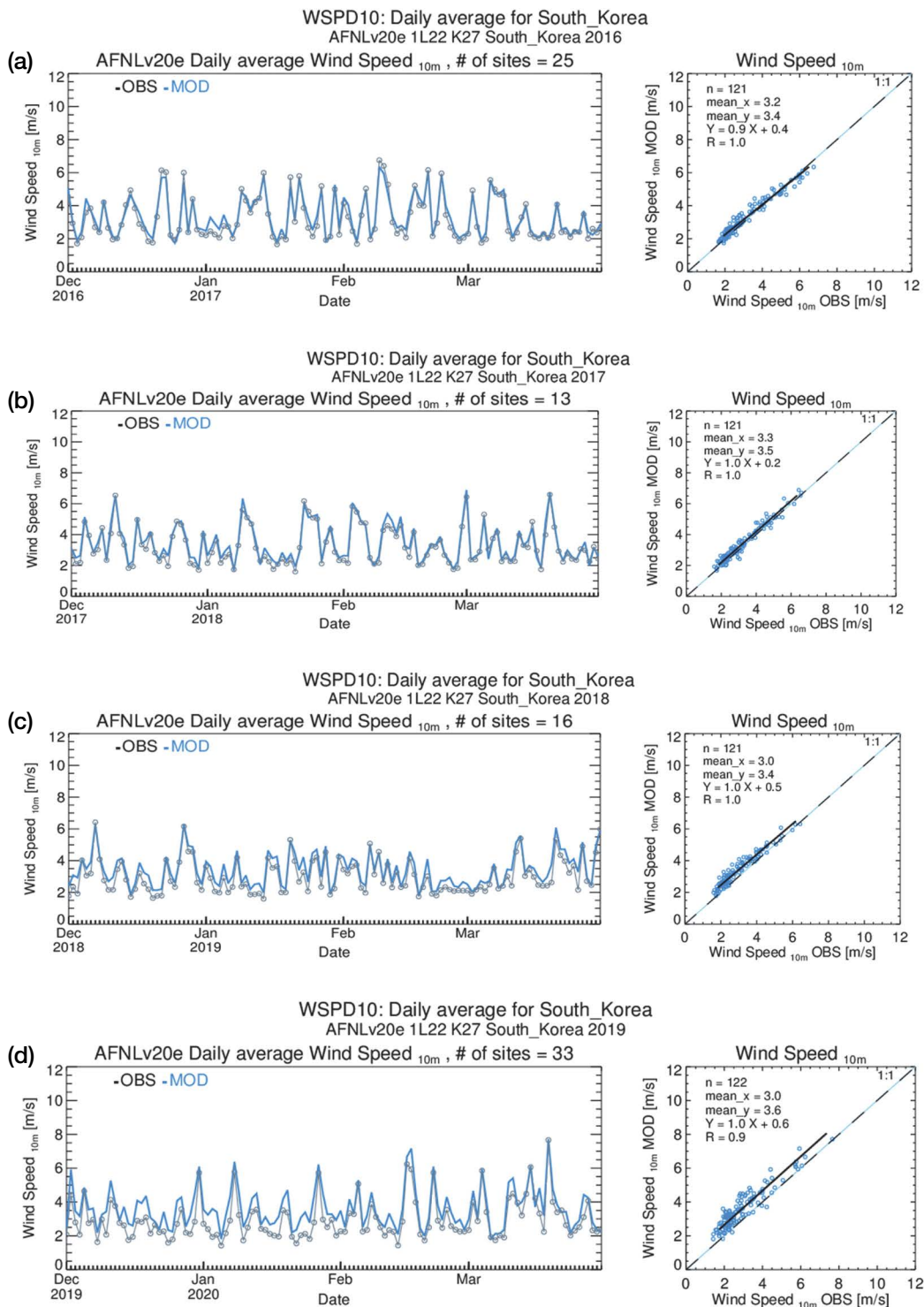


Fig. S4. Model performance evaluations of South Korea Wind speed in (a) 2016, (b) 2017, (c) 2018 and (d) 2019.