

ORIGINAL ARTICLE

친환경 자동차 도입에 따른 지역별 오존 농도 변화 특성 분석

양채영 · 전원배^{1)*} · 김동진 · 박재형 · 최현식 · 문정혁

부산대학교 지구환경시스템학부, ¹⁾부산대학교 대기환경과학과

Characterizing Regional Ozone Concentration Changes Due to the Adoption of Eco-Friendly Vehicles in South Korea

Chaeyeong Yang, Wonbae Jeon^{1)*}, DongJin Kim, Jaehyeong Park, Hyeonsik Choe, Jeonghyeok Mun

Division of Earth and Atmospheric Sciences, Pusan National University, Busan 46241, Korea

¹⁾*Department of Atmospheric Sciences, Pusan National University, Busan 46241, Korea*

Abstract

This study investigates the impact of increased adoption of eco-friendly vehicles on ozone (O₃) concentrations in South Korea, utilizing the community multiscale air quality (CMAQ) model. In the summer of 2017 (June–August), we conducted two experiments: a BASE experiment, representing baseline emissions, and an R_30 experiment, involving a 30% emission reduction due to eco-friendly vehicles. The contrast between these experiments reveals that, while most air pollutants decreased with reduced vehicle emissions, O₃ concentrations surprisingly increased (up to 2.1 parts per billion) across South Korea. A further examination of O₃ concentration changes was conducted by analyzing daytime and nighttime variations as well as wind direction. During the daytime, O₃ concentrations notably rose near metropolitan areas due to reduced O₃ titration (O₃ + NO → O₂ + NO₂) resulting from emission reductions. At nighttime, O₃ concentrations exhibited a greater increase, attributed to the transport of daytime-generated O₃ to rural regions. Notably, the impact of reduced emissions in metropolitan areas on O₃ concentrations in downwind areas varied depending on the prevailing wind direction. These findings highlight that the promotion of eco-friendly vehicles, though effective in lowering certain air pollutants, might not directly influence O₃ concentrations. This study underscores the need to comprehensively understand the complicated chemistry of O₃ to develop effective strategies for air quality management.

Key words : WRF, CMAQ, Ozone, NO_x, Eco-friendly vehicles

1. 서 론

자동차 운행으로 배출되는 배기가스에는 질소산화물 (Nitrogen oxide; NO_x), 이산화탄소 (Carbon dioxide; CO₂), 일산화탄소 (Carbon monoxide; CO), 입자상물질 (Particulate matters; PM_x), 탄화수소 (Hydrocarbon; HC), 휘발성 유기화합물 (Volatile

Organic Compounds; VOCs) 등이 포함되며 (TRB, 2002; Zhang and Batterman, 2013), 이 중 NO_x와 VOCs는 광화학 반응을 통해 오존 (O₃)을 생성하는 주요 전구물질로 널리 알려져 있다 (Sillman, 1995; Nevers, 2000; Han et al., 2011; Yang et al., 2019). 지표면 부근의 고농도 O₃은 대기질의 저하를 야기함과 동시에 심혈관, 호흡기질환 등 인체에 유해한 영향을 미

Received 10 August, 2023; Revised 1 September, 2023;

Accepted 1 September, 2023

*Corresponding author : Wonbae Jeon, Department of Atmospheric Sciences, Pusan National University, Busan 46241, Korea

Phone : +82-51-510-2174

E-mail : wbjeon@pusan.ac.kr

© The Korean Environmental Sciences Society. All rights reserved.
© This is an Open-Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0>) which permits unrestricted non-commercial use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

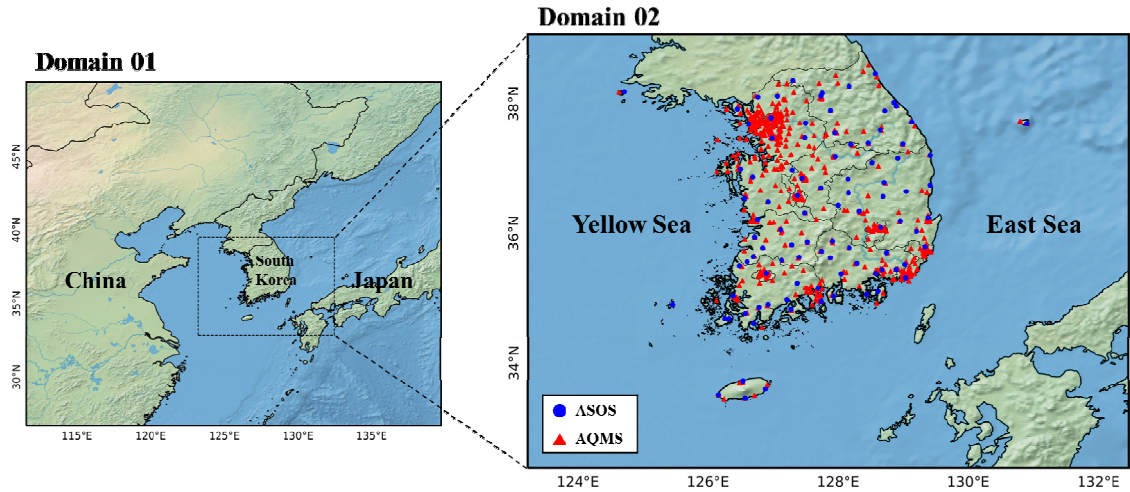


Fig. 1. Domains of WRF and CMAQ numerical simulations. The blue circles and red triangles in Domain 2 are automated synoptic observing system (ASOS) and air quality monitoring station (AQMS), respectively.

치므로 (Kampa and Castanas, 2008; Li et al., 2020), 해당 피해의 최소화를 위해 친환경 자동차의 개발 및 보급 정책이 전 세계적으로 확대되고 있는 추세이다 (Han, 2015; Heidenreich et al., 2017).

2021년 국내에서 발표된 제4차 친환경 자동차 기본 계획에 따르면, 지속적인 연구와 개발을 통해 2017년부터 친환경 자동차 보급을 활발하게 진행하고 있으며 (MOTIE, 2021), 2022년까지 등록된 누적 친환경 자동차 수는 약 150만대로 전체 자동차 수 중 약 6%를 차지하고 있다 (MOLIT, 2023). 또한, 중·장기적인 친환경 자동차 보급 계획을 통해 국내의 전체 자동차 수 중 친환경 자동차의 수를 2025년에는 283만대 (11%), 2030년에는 785만대 (30%)까지 늘리도록 목표를 설정하고 있다.

친환경 자동차 보급을 확대하려는 움직임은 기존의 내연기관 차량에서 배출되는 배출량의 감소로 이어질 수 있으며, 배출량 감소는 대기 중 O_3 의 농도 변화에 상당한 영향을 초래할 수 있다. 하지만, 대기 중 O_3 농도는 다양한 전구물질의 비선형적인 관계에 의한 복합적인 화학 반응에 의해 결정되기 때문에 (Mazzuca et al., 2016; Jeon et al., 2018) 차량 배출량의 감소에 따른 O_3 농도의 변화를 예측하기 위해서는 O_3 의 생성 및 소멸 메커니즘에 대한 정확한 이해가 요구된다.

Wang et al.(2019)의 연구에 따르면 중국의 배출량 통제 정책에 의해 중국 동부 지역에서 NO_x 배출량의 상

당한 감소가 확인되었다. 하지만 이러한 NO_x 배출량의 감소는 VOCs와 같은 전구물질들과의 복합적인 화학 반응을 통해 주변 지역의 O_3 농도는 오히려 증가시키는 결과를 초래하였다. Song et al.(2011)의 연구를 살펴 보면 일정 기간 NO_x 와 O_3 농도의 상관관계는 화학 반응, 수송 패턴, 대기 확산 등의 혼합 효과를 반영하며, 미국 동부 지역의 경우 O_3 의 농도가 VOCs 농도에 민감한 특성을 보여 NO_x 감소 시 O_3 농도가 증가하는 음의 상관관계를 가지는 것으로 나타났다. 이러한 선행 연구 결과들은 국내의 친환경 자동차 보급에 따른 배출량 감소가 직접적인 O_3 농도의 감소로 이어지지 않고, 특정 지역의 경우 O_3 농도를 오히려 증가시킬 수도 있다는 것을 암시한다.

따라서 본 연구에서는 기상 및 대기질 수치 모의 수행을 통해 국내의 친환경 자동차 보급량 증가가 국내의 대기 중 오염물질 농도에 미치는 영향을 분석하였다. 특히, 친환경 자동차 보급량 증가에 따른 차량 배출량 감소가 주·야간의 O_3 농도에 미치는 영향과 풍계에 따른 지역별 O_3 농도 변화의 차이를 중점적으로 분석하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 기상 및 대기질 모델링

본 연구에서는 국내의 친환경 자동차 보급이 대기 중

Table 1. Model configurations for the WRF simulation

WRFv4.1.1	D1	D2
Horizontal resolution	27 km	9 km
Number of grids	100 × 110	100 × 100
Vertical layers	15 layers	
Initial data	ERA5	
Radiation option	RRTM scheme (long-wave) Dudhia scheme (short-wave)	
Land surface option	Noah Land-Surface Model	
Microphysics option	WSM 3-class simple ice scheme	
PBL option	YSU scheme	
Surface layer option	Monin-Obukhov Similarity scheme	
Simulation period	2017. 05. 25. 00 UTC - 2017. 09. 03. 00 UTC	

O₃ 농도에 미치는 영향을 정량적으로 분석하기 위해 미국 Environmental Protection Agency (EPA)에서 개발한 3차원 광화학 모델인 community multiscale air quality (CMAQ, v5.3.2) (Byun and Schere, 2006; Appel et al., 2021)을 이용하였다. 대기질 수치 모의 영역은 Fig. 1과 같이 초기 및 경계장 생성을 위한 동아시아 영역 (27 km, 100×110)과 본 연구의 대상 지역인 남한을 포함하는 영역 (9 km, 100×100)을 바탕으로 15개의 연직 격자를 설정하였으며, 가스상 물질과 입자상 물질의 화학 메커니즘은 CB6r3와 AERO7을 적용하였다. CMAQ 모델의 입력 자료로 활용되는 인위적 배출량 자료는 동아시아 배출량 자료인 a mosaic Asian anthropogenic emission inventory (MIX) 2010 (Li et al., 2017)과 국립환경과학원에서 제공하는 국내 대기오염물질 배출량 자료인 clean air policy support system (CAPSS) 2017 (Choi et al., 2021)을 사용하였으며, 자연적 배출량은 model of emissions of gases and aerosols from nature (MEGAN, v2.1) (Guenther et al., 2012) 모델을 이용해 생성하였다.

CMAQ의 기상 입력 자료는 중규모 기상 모델인 weather research and forecasting (WRF, v4.1.1) (Skamarock et al., 2019)를 이용해 생성하였으며, WRF 모델의 초기 입력 자료로는 0.25° × 0.25° 의 해상도를 가지는 European Centre for Medium-range Weather Forecasts (ECMWF)의 ECMWF re-analysis v5 (ERA5) (Hersbach et al., 2020) 자료

를 6시간 간격으로 사용하였다. 차량 배출량의 감소에 따른 O₃ 농도의 뚜렷한 변화를 살펴보기 위해 광화학 반응에 의한 O₃의 생성이 활발하게 나타나는 계절인 여름철 기간 (6-8월)을 분석하였다 (Lim and Lee, 2011; Wang et al., 2019; Lee et al., 2020). 수치 모의 기간은 본 연구의 수행 시점에서 가장 최신의 배출량 자료를 사용할 수 있었던 2017년을 대상으로 설정하였으며, 모델의 초기 적용 시간을 고려하여 2017년 5월 25일 09 LST부터 9월 3일 09 LST까지 수치 모의를 수행하였다. WRF와 CMAQ에 사용된 상세한 설정은 Table 1과 2에 나타내었다.

2.2. 배출량 자료 및 수치 모의실험 설계

대기질 수치 모의에 활용된 CAPSS 배출량 자료는 유럽 CORINAIR 배출원 분류체계 (SNAP 97)를 기반으로 국내에 맞춘 배출량으로, 9가지 대기오염물질 (CO, NO_x, Sulfur Oxides; SO_x, Ammonia; NH₃, VOCs, PM₁₀, PM_{2.5}, Total Suspended Particle; TSP, Black Carbon; BC)의 연간 배출량 정보를 점, 면, 도로, 비도로 이동오염원으로 분류해 제공한다 (ME, 2023). CAPSS 배출량은 배출원 분류 코드 (Source Classification Code; SCC)를 활용해 13종의 배출원으로 분류할 수 있는데, 본 연구에서는 이 중 도로이동오염원 배출원을 수정하여 친환경 자동차 보급에 따른 차량 배출량 감소 효과를 모델에 반영하였다.

CAPSS의 도로이동오염원에는 승용차, 택시, 승합차, 버스, 화물차, 특수차, RV, 이륜차가 차량으로 분류

Table 2. Model configurations for the CMAQ simulation

CMAQv5.3.2	D1	D2
Horizontal resolution	27 km	9 km
Number of grids	88 × 98	88 × 88
Vertical layers	15 layers	
Emission data	MIX 2010	CAPSS 2017 MEGAN v2.1
Chemical mechanism	CB6r3	
Aerosol Option	AERO7	
Simulation period	2017. 05. 26. 00 UTC - 2017. 09. 02. 00 UTC	

Table 3. Air pollutant emissions by vehicle type in CAPSS 2017. BC was excluded because it was not included in the 2017 inventory

Emission (ton/yr)	CO	NO _x	SO _x	TSP	PM ₁₀	VOC	NH ₃	PM _{2.5}
Passenger cars	114,450	41,023	97	169	169	15,315	3,914	156
Taxis	639	238	4	2	2	33	104	2
Vans	3,966	15,451	6	394	394	629	16	363
Buses	6,825	28,981	15	195	195	11,447	29	179
Freight cars	48,360	226,640	101	6,483	6,483	12,149	160	5,964
Special cars	968	2,494	2	65	65	285	3	60
RVs	21,104	116,175	40	2,085	2,085	3,027	160	1,918
Two-wheeled vehicles	40,840	3,037	12	79	79	3,036	52	73
Total	237,152	434,098	277	9,473	9,473	45,920	4,437	8,715

되어 있으며, 2017년 CAPSS의 각 차량별, 물질 배출량 값은 Table 3에 나타난 바와 같다. 차량에서는 NO_x가 가장 많이 배출되는 것으로 나타났으며 다음으로 CO, VOCs 등의 배출량이 많게 나타났다. Table 3에 나타난 2017년 CAPSS의 모든 차량 배출량을 국내 친환경 자동차 기본계획의 2030년 목표에 맞게 30% 감소시킨 수치 모의실험(R_30)을 설계하였으며, 이를 기본 배출량 실험(BASE)와 비교하였다. 이때, 친환경 자동차에서 배출되는 오염물질은 없으며, 국내의 모든 지역에서 친환경 자동차의 보급이 동일한 비율로 이루어진다고 가정하였다.

친환경 자동차 보급에 따른 오염물질별 배출량의 변화를 확인하기 위해 BASE와 R_30 실험의 배출량 차이 분포를 Fig. 2에 나타내었다. 각 오염물질별 배출량 차이 분포에서 볼 수 있듯이, 일반적으로 차량의 운행이 많은 수도권 및 광역시 지역과 차량이 운행되는 도로가 위치한 곳을 중심으로 배출량의 감소가 크게 나타났다.

이러한 배출량 감소가 국내의 대기질에 미치는 영향을 분석하기 위해 BASE 실험과 R_30 실험의 오염물질별 수치 모의 농도 차이를 비교하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 수치 모의 결과 검증

기상 및 대기질 수치 모의 결과의 신뢰성 검증을 위해 국내에 위치한 95개 지점의 ASOS에서 관측된 기상 관측 자료와 487개 지점의 AQMS에서 관측된 대기질 관측 자료를 활용하였다. 기상 요소는 O₃ 생성과 수송에 영향을 미치는 기온과 풍속을 검증하였으며, 대기질 요소는 AQMS에서 제공되는 물질 중 O₃의 생성 및 소멸 과정에 직접적인 영향을 미치는 NO₂와 분석 대상 물질인 O₃의 농도를 검증하였다 (Mehdipour and Memarianfard, 2017; Zoran et al., 2020). 검증에

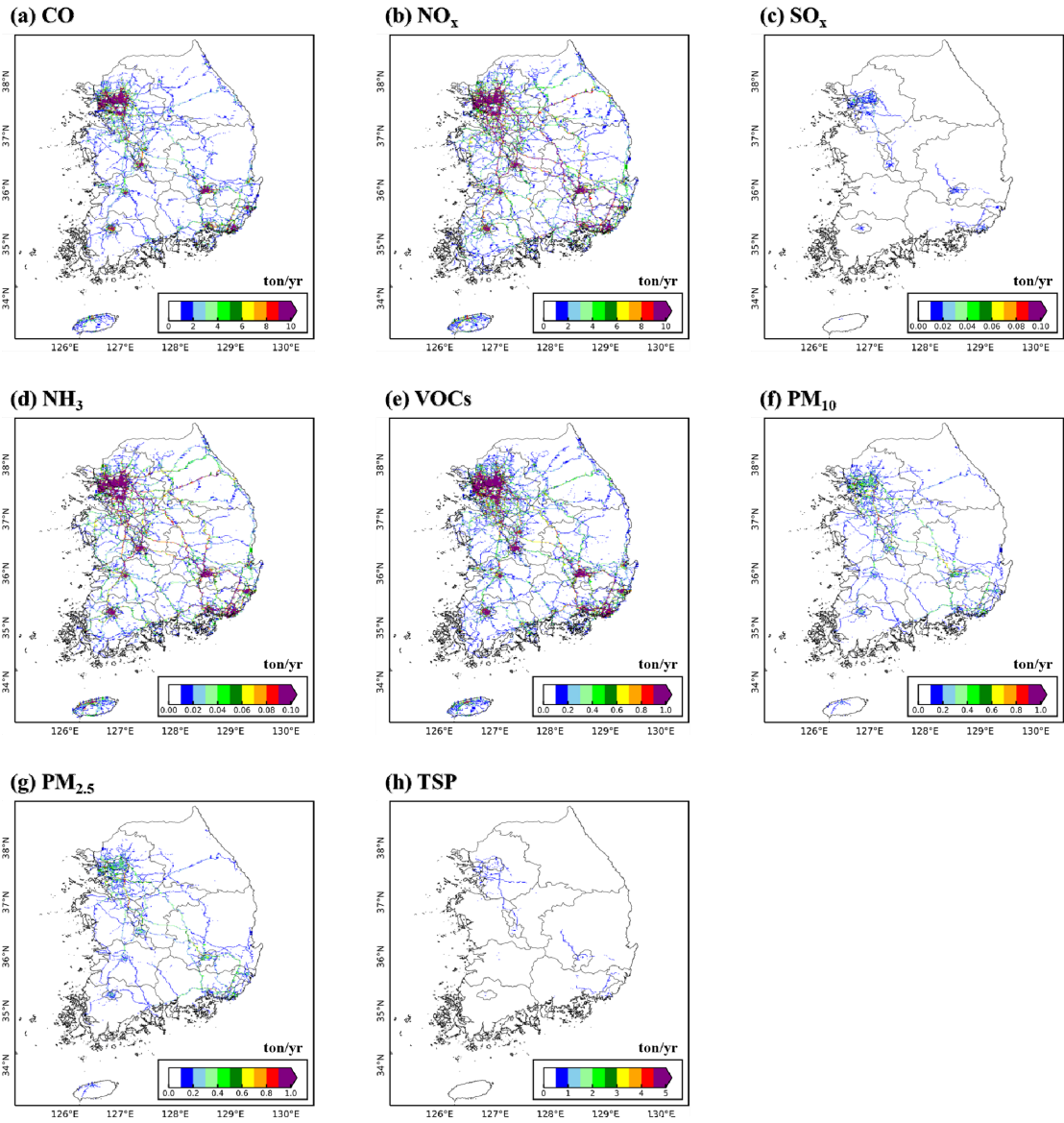


Fig. 2. Distribution of vehicle emissions difference between BASE and R_30 experiments for CO (a), NO_x (b), SO_x (c), NH₃ (d), VOCs (e), PM₁₀ (f), PM_{2.5} (g) and TSP (h).

활용된 통계 지표는 관측과 모델의 오차를 평가하기 위한 Root Mean Square Error (RMSE), Mean Bias Error (MBE)와 모델의 시간적 변동 및 정확도 평가를 위한 Index of Agreement (IOA)를 활용하였고, 각 통계 지표에 대한 자세한 식은 Table 4에 나타내었다.

Fig. 3은 2017년 여름철 (6-8월) 3개월 동안

WRF와 CMAQ 모델의 수치 모의 결과에 대한 각 기상 및 대기질 요소의 산점도를 통계치와 함께 나타낸 것이며, 산점도는 1시간마다 모든 관측지점 자료의 값을 평균하여 나타냈다. 기상 수치 모의 검증 결과 기온과 풍속의 RMSE는 각각 1.79°C, 1.56 m/s, MBE는 0.11°C, 0.84 m/s로 나타나 두 변수 모두 모델이 관측을

Table 4. Statistical parameters used for the model evaluation. N is the number of data used for the evaluation, M is the simulated value, O is the observed value and \bar{O} is observation mean

Statistics	Formula
RMSE	$\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}$
MBE	$\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)$
IOA	$1 - \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{O} + O_i - \bar{O})^2}$

다소 과대 모의하는 경향을 보였으나, IOA가 각각 0.96과 0.70으로 나타나 모델이 관측의 변동성을 잘 모의하였다. 대기질 수치 모의 검증은 기본 배출량을 사용한 BASE 실험에 대해 수행하였고, NO₂와 O₃의 RMSE가 각각 17.76 ppb, 21.82 ppb, MBE는 각각 5.38 ppb, 0.61 ppb로 나타나 모델이 관측을 다소 과대 모의하는 것으로 확인되었다. 하지만, 기상 수치 모의 검증 결과와 마찬가지로 NO₂와 O₃의 IOA 값이 각각 0.67과 0.71로 높게 나타났다(Kim et al., 2020). 추가로 Fig. 4에 수치 모의 기간 동안 WRF와 CMAQ 모델의 수치 모의 결과에 대한 각 기상 및 대기질 요소의 시계열을 나타냈으며, 모델이 관측의 시간적 변동성을 잘 모의하고 있음을 확인하였다. 이에 본 연구에서는 해당 수치 모의 결과들이 친환경 자동차 도입에 따른 O₃ 농도 변화를 분석하기에 적합하다고 판단하였다.

3.2. 친환경 자동차 보급 확대에 따른 오염 물질별 농도 변화

BASE 실험과 R_30 실험의 수치 모의 결과를 활용해 친환경 자동차의 보급 확대가 오염물질별 농도 변화에 미치는 영향을 살펴보았다. R_30 실험과 BASE 실험의 차이를 계산해 배출량 감소에 따른 CO, NO, NO₂, SO₂, VOCs의 농도 변화를 분석하였으며, 2017년 여름철 (6-8월)의 농도 차이를 평균하여 Fig. 5에 나타내었다. 대부분의 오염물질 농도는 차량 배출량이 많은 서울을 포함한 수도권 지역과 광역시 지역을 중심으로 감소하였다. CO 농도가 최대 7.3 ppb 감소하였고 물질별로 최대 5.1 ppb (NO), 2.7 ppb (NO₂),

0.01 ppb (SO₂), 0.5 ppb (VOCs)가 감소하는 모습을 보였다. 이러한 결과는 차량 배출량 저감에 따른 자연스러운 농도 감소로 해석된다.

Fig. 5에서 흥미로운 점은 O₃ 농도가 수도권과 광역시 지역을 중심으로 오히려 증가하였으며, 차량 배출량이 적은 교외 지역에서는 VOCs 농도가 증가하였다는 것이다. O₃의 농도는 수도권 지역에서 최대 2.1 ppb 까지 증가하는 모습을 보여 다른 물질과는 대비되는 결과를 보였다 (Fig. 5-(f)). 지표의 O₃ 농도는 O₃의 주요 전구 물질인 NO_x와 VOCs의 복잡한 화학 반응에 의해 비선형적으로 결정된다(Sillman and He, 2002; Oh, 2007; Liu and Shi, 2021). NO_x의 배출량이 많은 VOCs-limited 지역에서는 VOCs 농도가 감소하였을 때 O₃의 농도가 감소하지만, NO_x 농도가 감소하였을 때는 오히려 O₃ 농도가 증가하게 된다 (Geng et al., 2008; Jeong et al., 2012; Seinfeld and Pandis, 2016). 본 연구의 수치 모의 결과에서는 차량에서 배출되는 오염물질 중 가장 많은 양을 차지하는 NO_x 배출량의 감소가 (Table 3) 대기 중 NO 농도의 감소로 이어졌고, 그로 인해 O₃의 적정 효과 (O₃ + NO → O₂ + NO₂)가 감소해 NO_x 배출량이 집중되어 있는 대도시 지역을 중심으로 오히려 O₃ 농도가 증가한 것으로 분석된다 (Innes, 1981; Song and Shon, 2008). VOCs의 경우 Fig. 5-(e)에 나타난 바와 같이 교외 지역을 중심으로 농도의 증가가 확인되었는데, 이는 NO_x 배출량 저감으로 인해 교외 지역으로의 NO_x 수송이 억제된 결과로 분석되었다. 일반적으로 NO_x-limited의 O₃ 생성 특성을 보이는 교외 지역에서는 풍상측에 위치한 대도시 지역

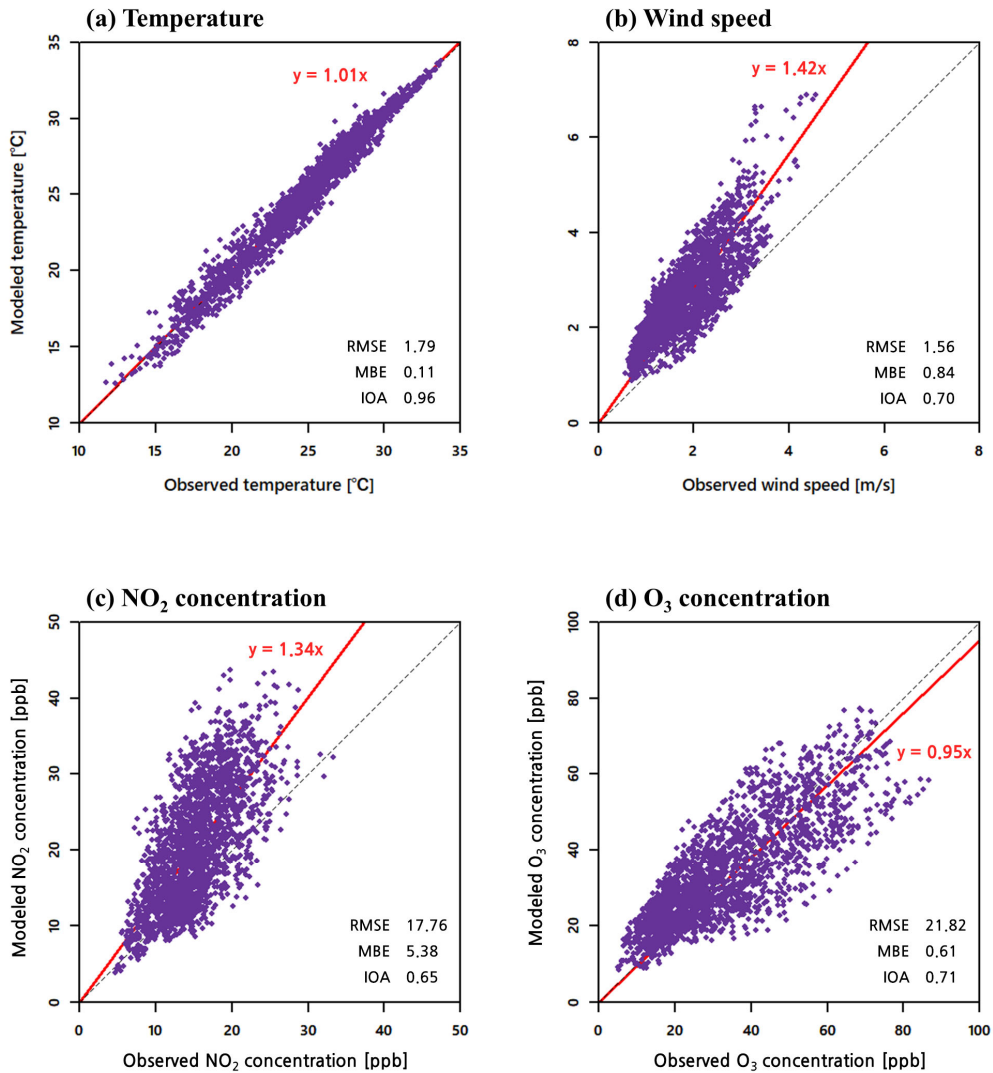


Fig. 3. Comparison of WRF and CMAQ simulation results with corresponding observations for temperature (a), wind speed (b), NO₂(c) and O₃(d) during the simulation period.

으로부터의 NO_x 수송에 의해 O₃이 생성될 수 있지만 배출량 저감에 따른 NO_x 수송량 감소로 O₃ 생성에 관여해야 할 VOCs가 대기 중에 그대로 머무르게 되었다. 그로 인해 일부 교외 지역을 중심으로 VOCs 농도가 증가하는 결과가 나타났다.

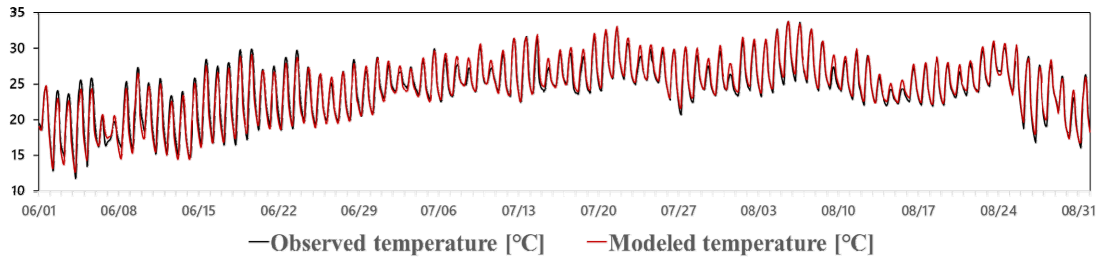
하지만 이러한 결과는 일평균 O₃에 대한 분석 결과이며, O₃ 농도는 일반적으로 일변화가 뚜렷한 특징을 보이기 때문에(Talbot et al., 2005; Ha et al., 2006; Lin et al., 2008; Han et al., 2011), 추가적인 해석을

위해서는 주간과 야간의 O₃ 농도 변화 특성을 분리하여 살펴볼 필요가 있다.

3.3. 친환경 자동차 보급량 증가에 따른 주·야간의 O₃ 농도 변화

대기 중의 O₃ 농도는 주간과 야간에 뚜렷한 차이를 보이며, 일사량이 많고 기온이 높으며 상대습도가 낮을수록 증가하는 특징을 보인다 (Oh et al., 2005; Song

(a) Temperature



(b) Wind speed

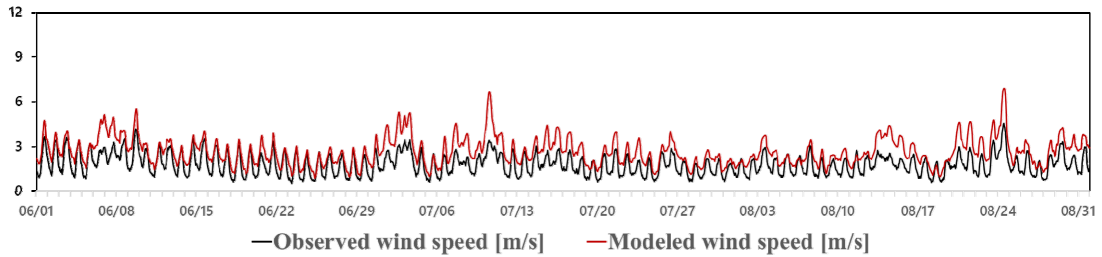
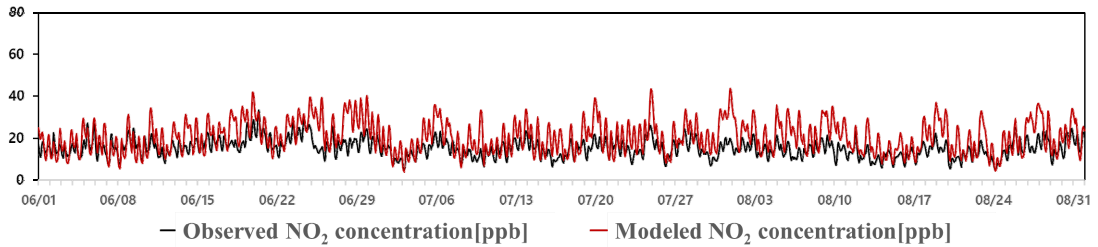
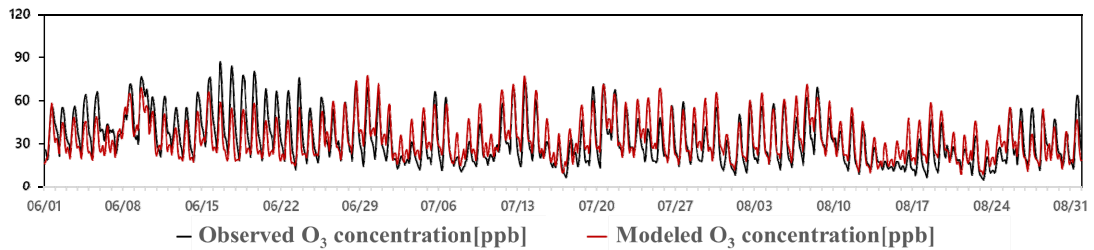
(c) NO₂ concentration(d) O₃ concentration

Fig. 4. Time series for temperature (a), wind speed (b), NO₂ (c) and O₃ (d) during the simulation period.

et al., 2011; Wang et al., 2019; Li et al., 2021). 일 최고 O₃ 농도는 정오에서 17시 사이에 주로 나타나며, 일몰 이후에는 일사량의 감소로 인해 O₃ 생성 반응이 감소하여 자연스럽게 O₃ 농도도 감소하게 된다. 이와 같이 O₃는 주간과 야간의 생성 및 소멸 메커니즘이 다

르기 때문에(Song et al., 2009), 주간과 야간의 O₃ 농도에 대한 상세한 분석이 요구된다. 따라서, 국내 천문 연구원에서 기록한 일출과 일몰 시각을 고려하여 주간을 06 LST부터 19 LST까지, 야간을 20 LST부터 05 LST까지로 나누어 친환경 자동차의 보급이 주간과 야

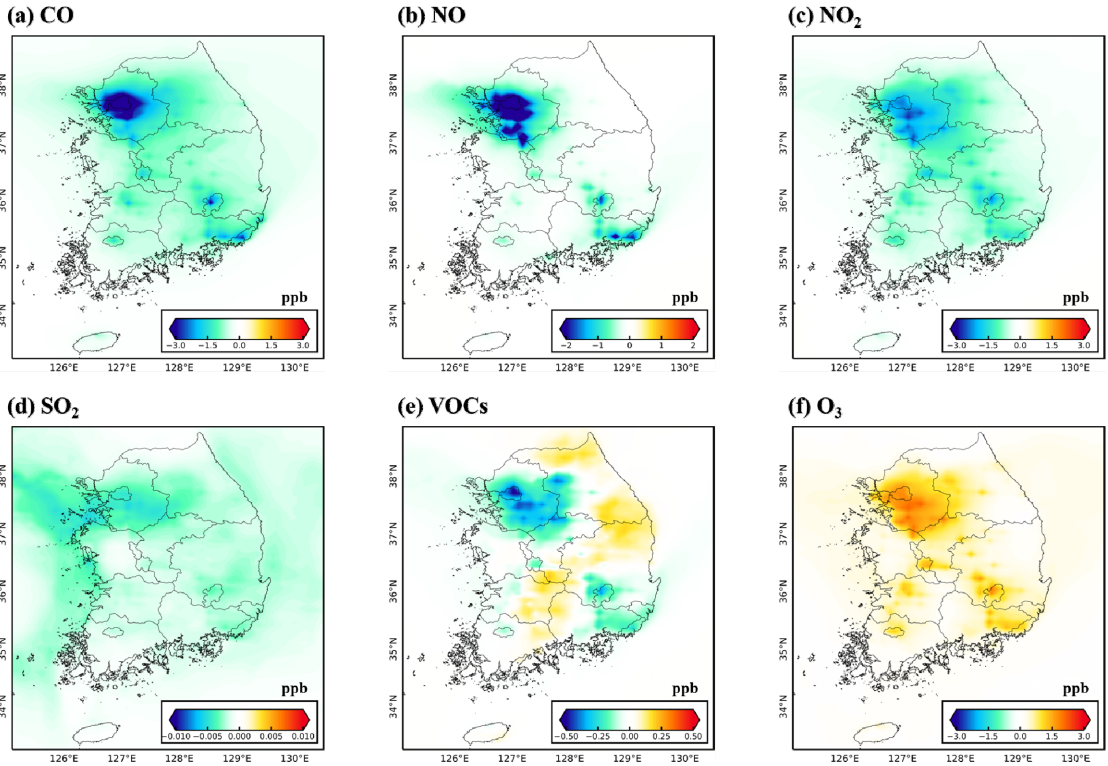


Fig. 5. Horizontal distribution of concentration differences between R_30 and BASE experiments for CO (a), NO (b), NO₂ (c), SO₂ (d), VOCs (e) and O₃ (f). The values are averaged from June to August, 2017.

간의 O₃ 농도에 미치는 영향을 분석하였다.

Fig. 6은 주간 및 야간의 R_30 실험과 BASE 실험의 O₃ 농도 차이를 나타낸다. 주간과 야간 모두 차량 배출량이 많은 수도권 및 광역시 지역을 중심으로 O₃ 농도가 증가하였으며, 비교적 배출량이 적은 교외 지역에서는 농도 변화가 작게 나타났다. 이는 Fig. 5-(f)의 O₃ 농도 변화 분포와 매우 유사한 결과이며 차량 배출량 감소가 주간과 야간 모두 O₃ 농도 증가를 야기했음을 보여준다. 수도권을 살펴보면 주간에 최대 2.8 ppb, 야간에 최대 1.6 ppb 증가하여 대도시 주변에서는 야간보다 주간의 O₃ 농도 증가가 상대적으로 뚜렷하게 나타났다. 이는 NO_x가 주로 차량에서 배출되며, 특히 출퇴근 시간이 포함된 주간에 차량 운행이 많아 야간보다 NO_x 배출량이 더 많이 감소하여 O₃의 적정 효과가 크게 감소한 결과로 분석된다. 야간의 경우 대도시 주변에서 O₃의 농도가 증가하긴 했지만 주간에 비해 두 실험의 차량 배출량 차이가 크지 않아 O₃ 적정 효과의 감소가 주간

대비 상대적으로 작았다. 그 결과 야간 시간의 O₃ 농도 증가량도 주간에 비해 상대적으로 작게 나타난 것으로 해석된다. 여기서 한가지 주목해 볼 만한 점은 야간의 O₃ 농도 증가 영역이 주간에 비해 넓게 나타났다는 점이다. Fig 6의 주간과 야간 결과를 비교해 보면 O₃ 농도의 증가 영역이 주간에는 수도권 및 광역시를 중심으로 제한적으로 나타나고 있지만 야간에는 교외 지역까지도 확장해서 나타나고 있음을 볼 수 있다. 이는 주간과 야간의 O₃ 생성 및 소멸 메커니즘 차이로 설명될 수 있다. 주간에는 강한 일사의 존재 하에서 NO_x가 밀집된 대도시 지역을 중심으로 O₃의 광화학 생성 및 소멸이 일어난다. 그러므로 NO_x 배출량의 저감 효과는 해당 지역을 중심으로 광화학 생성량과 소멸량의 상대적 차이에 따라 결정된다. 하지만 야간의 경우 일사에 의한 광화학 생성 반응이 제한되므로 NO_x 배출량의 저감 효과는 소멸량의 감소에 주로 의존하게 된다. 야간 시간의 NO_x 배출량 감소에 의한 O₃ 적정 감소는 배출량이 밀

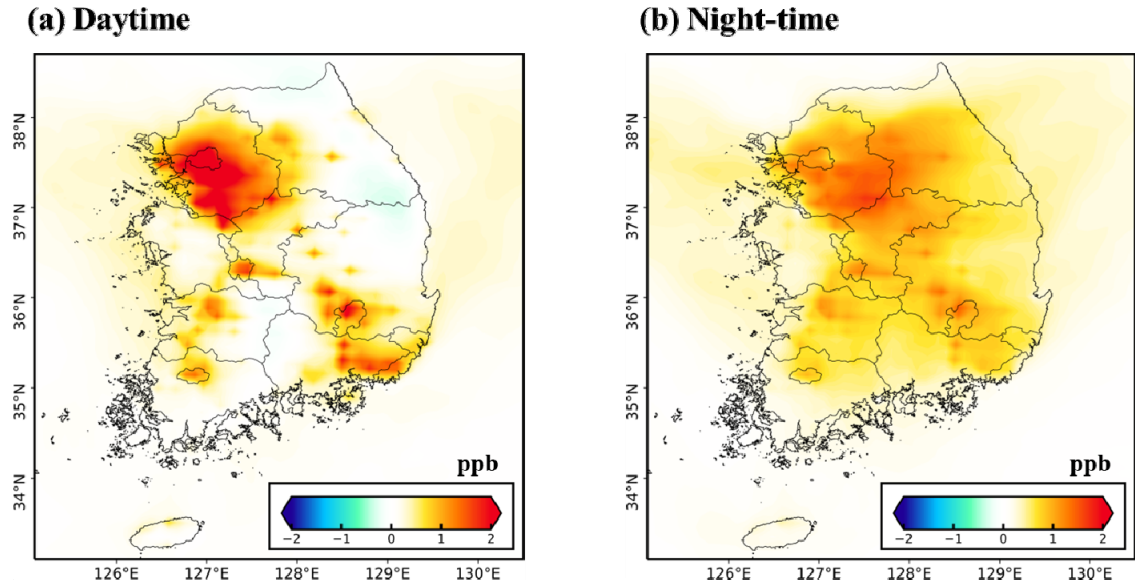


Fig. 6. Horizontal distribution of O₃ concentration difference (R₃₀ - BASE) during the daytime and night-time. The values are averaged from June to August, 2017.

집된 대도시 지역의 O₃ 증가를 야기할 수 있고, 해당 지역에서 증가된 O₃이 교외지역으로 수송될 수 있기 때문에 결과적으로 주간에 비해 넓은 영역에서 O₃ 농도 증가가 나타난 것으로 분석된다.

하지만 주간과 야간의 대기경계층 구조의 차이가 O₃ 농도 차이에 미치는 영향을 배제할 수 없으므로 해당 분석 결과를 좀 더 객관화하기 위해서는 야간의 대기경계층 (Nocturnal boundary layer) 구조 변화에 따른 O₃의 거동 특성분석과 더불어 CMAQ 모델의 Integrated Reaction Rate (IRR)과 같은 분석 도구를 활용한 정량적인 분석이 향후에 추가적으로 수행될 필요가 있을 것으로 사료된다.

3.4. 차량 배출량 저감 효과에 대한 바람의 영향

앞서 살펴본 바에 따르면 차량 배출량 저감에 따른 O₃ 농도의 증가는 평균적으로 차량에서 배출되는 오염물질이 많은 수도권과 광역시 지역을 중심으로 나타났다. 하지만 이러한 결과는 오염물질이 배출되었을 때의 기상 조건, 특히 풍향에 따라 크게 달라질 수 있다. Wang et al.(2001)의 연구에 따르면 상층 대기의 기류 변화에 의한 지표면 부근의 풍향 변화가 주변 지역의 O₃ 농도에 영향을 미칠 수 있음이 보고되었다. 이처

럼 인위적 배출량이 많은 수도권 및 광역시 지역에서 풍하측으로 부는 바람에 따라 주변 지역에서의 O₃ 농도 변화 양상은 다르게 나타날 수 있다. 이를 확인하기 위해 본 연구에서는 친환경 자동차 보급에 따른 O₃ 농도 변화가 바람에 의해 대도시 지역의 풍하측에서 어떻게 달라질 수 있는지를 사례일을 선정하여 살펴보았다. Fig. 7은 풍계가 다른 두 사례일의 배출량 저감에 따른 O₃ 농도 변화를 일평균 바람 벡터와 함께 나타낸 것이다. 우선 2017년 7월 13일의 결과를 보면, 배출원이 밀집된 수도권과 광역시를 중심으로 증가된 O₃ 농도가 서풍 계열의 바람에 의해 동쪽 지역으로 수송되었음을 볼 수 있다. 수도권 및 동남권 지역으로부터 수송된 O₃에 의해 동해상에서도 O₃ 농도 증가가 확인되었으나 일부 지역에서는 오히려 감소한 결과도 확인되었다. 이는 배출량 저감에 의해 일부 NO_x-limited 지역으로 수송된 NO_x의 농도가 감소했기 때문에 나타난 결과로 해석된다. 2017년 8월 27일의 경우 수도권 및 광역시를 중심으로 증가한 O₃이 북동풍 계열의 바람에 의해 우리나라 서남부 지역으로 수송된 결과를 확인할 수 있다. 이는 Fig. 5(f)에 나타낸 사례 기간 전체의 평균 O₃ 농도 변화 분포와는 대비되는 결과이다. 이러한 결과는 친환경 자동차 보급에 따른 O₃ 농도의 증가 또는 감소 지역

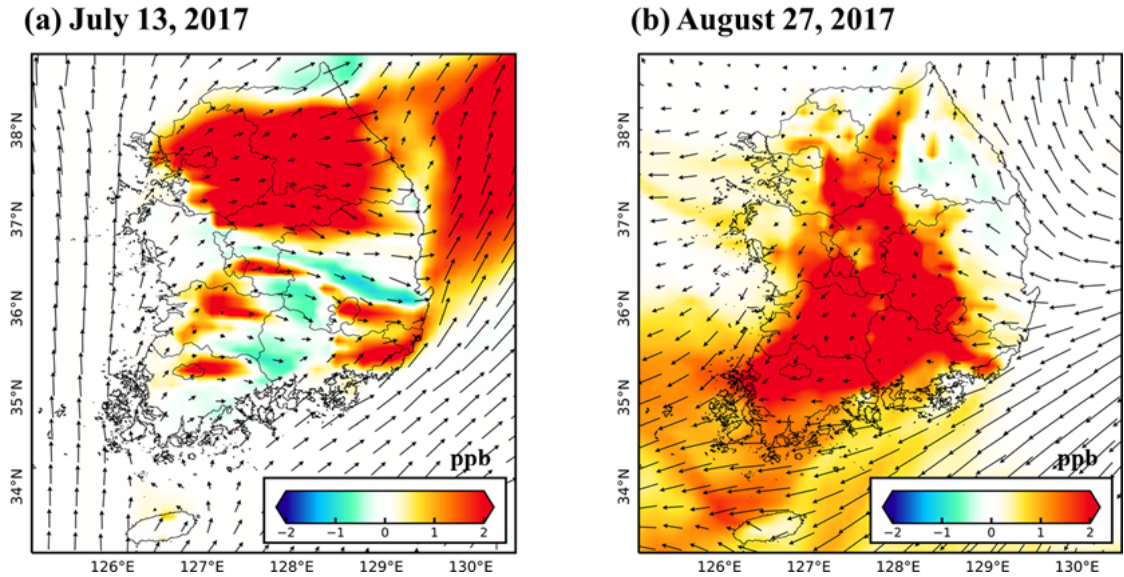


Fig. 7. Distribution O₃ concentration difference (R₃₀ - BASE) and wind vectors on (a) July 13 and (b) August 27, 2017.

이 풍계에 따라 충분히 달라질 수 있음을 말해준다. 평균적으로는 대도시 지역을 중심으로 O₃ 농도의 증가가 나타났으나, 특정 풍계가 지배적으로 나타나는 사례일의 경우 배출량 저감의 영향 지역이 다르게 나타날 수 있다. 뿐만 아니라, 특정 사례일의 경우 O₃ 농도의 증가와 감소가 함께 나타날 수도 있으므로 친환경 자동차 보급 효과를 정확히 분석하기 위해서는 기상인자 변화에 따른 결과의 불확실성을 최소화할 필요가 있을 것으로 판단된다. 본 연구에서는 2017년 여름철 사례에 대한 제한적인 분석 결과를 제시하였지만, 해당 결과를 바탕으로 향후 다양한 계절을 포함한 다년간의 분석이 추가적으로 수행된다면 친환경 자동차 보급에 따른 객관적 대기질 변화 예측이 가능할 것으로 사료된다.

4. 결론

본 연구에서는 3차원 광화학 모델인 CMAQ을 활용해 친환경 자동차 도입에 따른 차량 배출량 감소가 국내의 O₃ 농도 변화에 미치는 영향을 분석하였다. 이를 위해 국내 친환경 자동차 개발, 보급 중장기 기본 계획에 따라 2017년 CAPSS의 이동오염원 중 차량으로 분류된 배출량을 30% 감소시킨 실험 (R₃₀)과 기본 배출량 실험 (BASE)을 수행하였다. 차량 배출량은 차량의 운행이

많은 수도권과 광역시를 중심으로 크게 감소하였으며, R₃₀ 실험과 BASE 실험의 차이를 계산해 차량 배출량 감소에 의한 대기질 변화를 분석하였다.

차량 배출량 감소에 따른 O₃ 농도 변화를 집중적으로 분석하기 위해 광화학 반응에 의한 O₃ 생성이 활발한 여름철 (6월-8월)을 분석하였다. 대부분의 오염물질 농도는 국내 전체에서 차량 배출량이 감소함에 따라 수도권 지역에서 최대 5.1 ppb (NO), 2.7 ppb (NO₂), 0.01 ppb (SO₂), 0.5 ppb (VOCs), 0.3 μg/m³ (PM_{2.5}), 0.5 μg/m³ (PM₁₀)가 감소하였다. 하지만, O₃의 농도는 전체적으로 증가하였으며, VOCs의 농도는 교외 지역에서 일부 증가하는 모습을 보였다. 교외 지역에서는 NO_x 배출량 감소와 대도시로부터 수송되는 NO_x 농도의 감소로 인해 O₃ 생성에 관여하는 VOCs가 대기 중에 잔류하게 되어 오히려 VOCs 농도가 증가하는 결과가 나타났다. O₃ 농도 증가의 원인은 차량 배출량 감소로 인한 NO_x 배출량 감소가 NO 농도 감소로 이어져 O₃의 적정 효과 (O₃ + NO → O₂ + NO₂)가 감소했기 때문인 것으로 분석되었다. O₃ 농도는 주간과 야간 모두 국내 대부분의 지역에서 증가하는 것으로 나타났다. 주로 주간에 집중되는 차량 배출량의 감소로 인해 O₃ 적정 효과가 감소하여 수도권 및 광역시를 중심으로 주간의 O₃ 농도가

크게 증가하였다. 반면에, 야간에는 차량 배출량의 감소가 크지 않아 O₃ 농도의 증가가 작게 나타났고, 대도시 지역에서 증가된 O₃이 교외 지역으로 수송되어 다소 넓은 범위에서 O₃이 증가하는 모습을 보였다.

한편, O₃의 농도 변화 분포는 바람 방향에 따라서도 다른 형태를 보이는 것으로 확인되었다. 서풍 계열의 바람이 불었던 2017년 7월 13일의 경우 배출원이 밀집된 수도권에서 증가한 O₃이 동쪽 교외 지역으로 수송되었다. 반면에 전국적으로 북풍 계열의 바람이 불었던 2017년 8월 27일에는 수도권 및 광역시에서 저감된 배출량으로 인해 증가한 O₃이 서남부 지역으로 수송되어 전국적인 O₃ 농도의 증가를 유발하였다. 이는 친환경 자동차 사용 증가에 따른 O₃ 농도 변화의 영향권이 지배적인 풍계에 의존적일 수 있음을 말해준다.

본 연구에서 제시된 결과들은 차량 배출량의 감소가 직접적인 O₃ 농도 감소로 이어지지 않을 수 있으며, 주간과 야간의 생성 및 소멸 메커니즘과 기상 조건에 따라 다르게 나타날 수 있음을 잘 보여준다. 다만, 본 연구의 실험 설계 과정에서 친환경 자동차의 차량 배출량을 임의로 없다고 가정하였고, 2017년 기준으로 전체 차량 대수 중 차종과 상관없이 30%를 친환경 자동차로 대체하여 수치 모의를 수행하였다. 따라서, 친환경 자동차의 정확한 배출량과 차종에 따른 친환경 자동차 대체 비율 등에 대한 정확한 정보를 바탕으로 한 정밀한 수치 모의가 향후 수행되어야 할 것으로 보인다. 이와 더불어 수치 모델의 여러 분석 모듈을 활용해 O₃의 생성 및 소멸에 대한 정량적인 메커니즘 분석이 추가적으로 수행될 필요가 있을 것으로 사료된다.

감사의 글

이 과제는 부산대학교 기본연구지원사업(2년)에 의하여 연구되었음.

REFERENCES

- Appel, K. W., Bash, J. O., Fahey, K. M., Foley, K. M., Gilliam, R. C., Hogrefe, C., Hutzell, W. T., Kang, D., Mathur, R., Murphy, B. N., 2021, The community multiscale air quality (CMAQ) model versions 5.3 and 5.3.1: system updates and evaluation, *Geosci. Model Dev.*, 14, 2867-2897.
- 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, *Appl. Mech. Rev.*, 59, 51-77.
- Choi, S. W., Bae, C. H., Kim, H. C., Kim, T. K., Lee, H. K., Song, S. J., Jang, J. P., Lee, K. B., Choi, S. A., Lee, H. J., Park, Y. S., Park, S. Y., Kim, Y. M., Yoo, C., 2021, Analysis of the national air pollutant emissions inventory (CAPSS 2017) data and assessment of emissions based on air quality modeling in the Republic of Korea, *Asian J. Atmos. Environ.*, 15, 1976-6912.
- Geng, F., Tie, X., Xu, J., Zhou, G., Peng, L., Gao, W., Tang, X., Zhao, C., 2008, Characterizations of ozone, NO_x, and VOCs measured in Shanghai, China., *Atmos. Environ.*, 42, 6873-6883.
- Guenther, A., Jiang, X., Heald, C. L., Sakulyanontvittaya, T., Duhl, T., Emmons, L., Wang, X., 2012, The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions, *Geosci. Model Dev.*, 5, 1471-1492.
- Ha, H., Lee, S. D., Lee, J. K., Park, C. O., Mun, T. R., 2006, On characteristics of surface ozone concentration and temporal-spatial distribution in Kwangyang-Bay, *J. KOSAE.*, 22, 642-652.
- Han, M. H., 2015, A Study on the plans for activating eco-friendly cars, Master's Thesis, Hanyang University, Seoul, Korea.
- Han, S., Bian, H., Feng, Y., Liu, A., Li, X., Zeng, F., Zhang, X., 2011, Analysis of the relationship between O₃, NO and NO₂ in Tianjin, China, *AAQR.*, 11, 128-139.
- Heidenreich, S., Spieth, P., Petschnig, M., 2017, Ready, Steady, Green: Examining the effectiveness of external policies to enhance the adoption of eco-friendly innovations, *J. Prod. Innov. Manag.*, 34, 343-359.
- Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Raddu, R., Schepers, D., 2020, The ERA5 global reanalysis, *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, 146, 1999-2049.
- Innes, W. B., 1981, Effect of nitrogen oxide emissions on ozone levels in metropolitan regions, *Environ. Sci. Technol.*, 15, 904-912.
- Jeon, W. B., Choi, Y. S., Sourì, A. H., Roy, A., Diao, L., Pan, S., Lee, H. W., Lee, S. H., 2018, Identification of chemical fingerprints in long-range transport of burning induced upper tropospheric ozone from Colorado to the North Atlantic Ocean, *Sci. Total Environ.*, 613-614, 820-828.
- 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, *J. Environ. Sci. Int.*, 21, 339-349.
- Kampa, M., Castanas, E., 2008, Human health effects of air pollution, *Environ. Pollut.*, 151, 362-367.
- Kim, C. H., Lee, S. H., Jang, M., Chun, S., Kang, S., Ko, K. K., Lee, J. J., Lee, H. J., 2020, A Study on statistical parameters for the evaluation of regional air quality modeling results-Focused on fine dust modeling, *J. Environ. Impact Assess.*, 29, 272-285.
- Lee, H. K., Choi, E. L., Lee, H. J., Lee, S. Y., Lee, J. Y., 2020, A Study on the seasonal correlation between O₃ and PM_{2.5} in Seoul in 2017, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 36, 533-542.
- Li, M., Zhang, Q., Kurokawa, J., Woo, J., He, K., Lu, Z., Ohara, T., Song, Y., Streets, D. G., Carmichael, G. R., Cheng, Y., Hong, C., Huo, H., Jiang, X., Kang, S., Lin, F., Su, H., Zheng, B., 2017, MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP, *Atmos. Chem. Phys.*, 17, 935-963.
- Li, M., Yu, S., Chen, X., Li, Z., Zhang, Y., Wang, L., Liu, W., Li, P., Lichtfouse, E., Rosenfeld, D., Seinfeld, J. H., 2021, Large scale control of surface ozone by relative humidity observed during warm seasons in China, *Environ. Chem. Lett.*, 19, 3981-3989.
- Li, R., Cui, L., Hongbo, F., Li, J., Zhao, Y., Chen, J., 2020, Satellite-based estimation of full-coverage ozone (O₃) concentration and health effect assessment a cross Hainan Island, *J. Clean Prod.*, 244, 118773.
- Lim, H. J., Lee, Y. J., 2011, Characterization of ozone distributions in Pohang: measurement data during 2002~2006, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 27, 50-62.
- Lin, J., Youn, D., Liang, X., Wuebbles, D. J., 2008, Global model simulation of summertime U.S. ozone diurnal cycle and its sensitivity to PBL mixing, spatial resolution, and emissions, *Atmos. Environ.*, 42, 8470-8483.
- Liu, C., Shi, K., 2021, A Review on methodology in O₃-NO_x-VOC sensitivity study, *Environ. Pollut.*, 291, 118249.
- Mazzuca, G. M., Ren, X., Loughner, C. P., Estes, M., Crawford, J. H., Pickering, K. E., Weinheimer, A. J., Dickerson, R. R., 2016, Ozone production and its sensitivity to NO_x and VOCs: results from the DISCOVER-AQ field experiment, Houston 2013, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 14463-14474.
- Mehdipour, V., Memarianfard, M., 2017, Application of support vector machine and gene expression programming on tropospheric ozone prognosticating for Tehran metropolitan, *Civ. Eng. J.*, 3, 557-567.
- Ministry of Environment (ME), 2023, <https://www.air.go.kr/contents/view.do?contentsId=1&menuId=24>.
- Ministry of Land, Infrastructure and Transport (MOLIT), 2023, http://www.molit.go.kr/USR/NEWS/m_71/dtl.jsp?lcmepage=1&id=95087830.
- Ministry of Trade, Industry and Energy (MOTIE), 2021, http://www.motie.go.kr/motie/ne/presse/press2/bbs/bbsView.do?bbs_seq_n=163830&bbs_cd_n=81¤tPage=1&search_key_n=&cate_n=1&dept_v=&search_val_v=.
- Nevers, N. D., 2000, *Air Pollution Control Engineering*, seconded. McGraw-Hill Companies Inc., New York, 571-573.
- Oh, I., Kim, Y., Hwang, M., 2005, Ozone pollution patterns and the relation to meteorological conditions in the greater Seoul area, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 21, 357-365.
- Oh, J. I., 2007, Correlation analysis between surface ozone and precursors in Daeyeon-Dong area of Busan metropolitan city, Master's Thesis, Pukyung National University, Busan, Korea.
- Seinfeld, J. H., Pandis, S. N., 2016, *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*, 3rd ed., John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, 175-213.
- Sillman, S., 1995, The use of NO_y, H₂O₂, and HNO₃ as indicators for ozone-NO_x-hydrocarbon sensitivity in urban locations, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 100, 14175-14188.
- Sillman, S., He, D., 2002, Some theoretical results concerning O₃-NO_x-VOC chemistry and NO_x-VOC indicators, *J. Geophys. Res. Atmos.*, 107, 4659.
- Skamarock, W. C., Klemp, J. B., Dudhia, J., Gill, D. O., Liu, Z., Berner, J., Wang, W., Powers, J. G., Duda, M. G., & Barker, D. M., 2019, A description of the advanced research WRF model version 4, National Center for Atmospheric Research: Boulder, CO, USA.
- Song, S. K., Shon, Z. H., 2008, Analysis of chemical and meteorological effects on the concentration difference of photochemical air pollutants between coastal and inland regions in Busan, *J. Environ. Sci. Int.*, 17, 1169-1182.
- Song, S. K., Kim, Y. K., Kang, J. E., 2009, Characteristics of ozone concentrations around an urban valley based on the intensive air quality measurement during spring and summer of 2006, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 25, 289~303.
- Song, F., Shin, J. Y., Jusino-Atresino, R., Gao, Y., 2011, Relationships among the springtime ground-level NO_x, O₃ and NO₃ in the vicinity of highways in the US East Coast, *Atmos. Pollut. Res.*, 2, 374-383.
- Talbot, R., Mao, H., Sive, B., 2005, Diurnal characteristics of surface level O₃ and other important trace gas

- ses in New England, *J. Geophys. Res.*, 110, D09307.
- Transportation Research Board (TRB), 2002, The congestion mitigation and air quality improvement program: assessing 10 years of experience, Special Report 264. Transportation Research Board : National Research Council, Washinton, D.C., USA.
- Wang, N., Lyu, X., Deng, X., Huang, X., Jiang, F., Ding, A., 2019, Aggravation O₃ pollution due to NO_x emission control in eastern China, *Sci. Total Environ.*, 677, 732-744.
- Wang, P., Guo, H., Hu, J., Sri, H. K., Ying, Q., Zhang, H., 2019, Responses of PM_{2.5} and O₃ concentrations to changes of meteorology and emissions in China, *Sci. Total Environ.*, 662, 297-301.
- Wang, T., Wu, Y. Y., Cheung, T. F., Lam, K. S., 2001, A Study of surface ozone and the relation to complex wind flow in Hong Kong, *Atmos. Environ.*, 35, 3203-3215.
- Yang, Y., Liu, X., Zheng, J., Tan, Q., Feng, M., Qu, Y., An, J., Cheng, N., 2019, Characteristics of one-year observation of VOCs, NO_x, and O₃ at an urban site in Wuhan, China, *J. Environ. Sci.*, 79, 297-310.
- Zhang, K., Batterman, S., 2013, Air pollution and health risks due to vehicle traffic, *Sci. Total Environ.*, 450-451, 307-316.
- Zoran, M. A., Savastru, R. S., Savastru, D. M., Tautan, M. N., 2020, Assessing the relationship between ground levels of ozone (O₃) and nitrogen dioxide (NO₂) with coronavirus (COVID-19) in Milan, Italy, *Sci. Total Environ.*, 740, 140005.
-
- Master's course. Chae-Yeong Yang
Division of Earth Environmental System, Pusan National University
ycyeong@pusan.ac.kr
 - Professor. Won-Bae Jeon
Department of Atmospheric Sciences, Pusan National University
wbjeon@pusan.ac.kr
 - Doctor's course. Dong-Jin Kim
Division of Earth Environmental System, Pusan National University
ehdwlsl46@pusan.ac.kr
 - Doctor's course. Jae-Hyeong Park
Division of Earth Environmental System, Pusan National University
Jaehyeong@pusan.ac.kr
 - Doctor's course. Hyeon-Sik Choe
Division of Earth Environmental System, Pusan National University
lobert5125@pusan.ac.kr
 - Doctor's course. Jeong-Hyeok Mun
Division of Earth Environmental System, Pusan National University
moonworking@pusan.ac.kr