

논문

대기환경지수 기반 2016~2022년 시도별 대기오염물질의 농도 변화 분석

Assessment of Provincial Air Quality based on Air Quality Index during 2016~2022

박준흥, 김은혜¹⁾, 강윤희¹⁾, 김순태^{2),*}

아주대학교 환경공학과, ¹⁾아주대학교 환경연구소, ²⁾아주대학교 환경안전공학과

Junheung Park, Eunhye Kim¹⁾, Yoon-Hee Kang¹⁾, Soontae Kim^{2),*}

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

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

²⁾Department of Environmental and Safety Engineering, Ajou University, Suwon, Republic of Korea

접수일 2024년 3월 11일
수정일 2024년 3월 25일
채택일 2024년 3월 26일

Received 11 March 2024

Revised 25 March 2024

Accepted 26 March 2024

*Corresponding author

Tel : +82-(0)31-219-2511

E-mail : soontaeim@ajou.ac.kr

Abstract In this study, we analyzed changes in criteria air pollutant concentrations across provinces using data from the urban air quality monitoring network spanning 2016 to 2022. We also examined shifts in the Air Quality Index (AQI) from a health impact perspective. Over the seven-year period, national average concentrations of SO₂, NO₂, CO, PM_{2.5}, and PM₁₀ decreased by 41.1% (1.9 ppb), 27.4% (6.2 ppb), 19.4% (96.6 ppb), 32.9% (8.6 µg/m³), and 32.8% (15.4 µg/m³), respectively. However, O₃ concentration increased by 6.4% (3.1 ppb). After excluding the impacts of foreign emissions, the impacts of domestic emissions resulted in concentration decreases of 24.8% for SO₂ and increases of 5.1% for CO. O₃ concentrations rose in most provinces, particularly in cities with high NO_x emissions, suggesting reduced NO titration due to lowered NO_x emissions. From the AQI perspective, the most significant air quality improvement during the study was for PM_{2.5}, followed by PM₁₀ and NO₂. In general, PM_{2.5} showed the highest daily AQI in winter and O₃ in summer during 2016~2018. However, with worsening O₃ in 2020~2022, O₃ determined the highest AQI on more days. Notably, O₃ increase was pronounced in densely populated areas like the Seoul Metropolitan Area, warranting further research on health impact changes, including the population-weighted concentrations. Based on AQI assessments, PM_{2.5} and O₃ require urgent reduction efforts. Considering the nature of secondary air pollutants, future air quality management in South Korea should prioritize gaining scientific understanding of their source-receptor relationship to develop cost effective control strategies, alongside precursor emission controls.

Key words: Criteria air pollutants, Concentration, Air Quality Index, 2016~2022, South Korea

1. 서론

우리나라를 포함한 동북아 지역은 지난 20여 년간 산업화와 도시화, 화석 연료의 소비 증가로 인해 대기 오염 문제가 가중되었으나(Li *et al.*, 2023; Choi *et al.*, 2020; Zheng *et al.*, 2018), 최근 들어 이를 해결하기 위한 배출 관리가 시행되면서 대기질이 점차 개선되고 있다(Kang *et al.*, 2021). 중국의 경우 2013년 이후 대기오염방지 행동계획(SCPRC, 2013), 13차 5개년 계

획(SCPRC, 2016), 람천보위전 3년 행동계획(SCPRC, 2018) 등이 시행되었다. 국내에서도 이와 유사하게 미세먼지 종합대책(KLRI, 2015), 수도권 대기환경관리 기본계획(KMOE, 2013) 등이 시행되었다. 이에 따라 수도권을 비롯한 많은 지역에서 대기오염물질의 농도가 감소하였으나, 지속적인 대기오염물질 농도 관리가 필요한 상황이다(Kim *et al.*, 2024; Bae *et al.*, 2023a; Bae and Kim, 2022). 이를 위해서는 최근 기간에 대해 국내 지역별, 대기오염물질별 농도 변화에 대한 종합

적인 평가가 우선되어야 하나, 이와 관련된 연구는 많지 않다.

Kim and Lee (2018)에 따르면 서울에서 1차 대기오염물질인 CO와 SO₂의 농도는 지난 40년간 배출량 저감으로 효과적으로 감소하였다. 수원시의 경우 1991년에서 2012년까지 O₃ 농도는 지속적으로 증가하였고, NO₂ 농도는 2000년 이후 일정한 수준으로 유지되었다(An *et al.*, 2015). Kim *et al.* (2018)에 따르면, 국내 대부분 지역에서 PM₁₀ 농도는 감소 추세이나, 포천, 평택, 당진, 서산 등 일부 지역에서는 2000년 이후 증가를 보였다. 이와 같이 선행 연구에서 국내 기준성 대기오염물질별 농도 변화 추세는 시도별로 상이하게 나타났다. 이러한 점에서 대기오염물질의 변화 추세 분석은 국내 전 지역에 대해 개별적으로 이뤄져야 할 것으로 보이나, 이러한 연구는 드물다. 최근 건강 위생 측면에서 많은 관심이 모아지고 있는 초미세먼지(PM_{2.5}) 역시 서울 등 일부 지역만을 대상으로 많은 연구가 이루어졌다(Byun and Kim, 2020; Kim and Son, 2020; Yeo *et al.*, 2019; Kim, 2006).

한 지역에 대해서도 대기오염물질별 장기 농도 변화는 다르게 나타날 수 있다. 환경부 자료에 따르면 국내에서 SO₂, NO₂ 등 1차 대기오염물질의 농도는 전반적으로 감소 추세이며, 대기환경기준 달성률 또한 높다(NIER, 2023). 반면, PM_{2.5} 농도는 연평균 대기환경기준을 대부분 지역에서 만족하지 못하며, O₃ 농도의 경우 많은 지역에서 증가 추세를 보인다(NIER, 2023). 특히, 이러한 기준성 대기오염물질의 대기환경기준 부합 여부 평가를 위해서는 지시자(예: PM_{2.5}), 평균시간(예: 24시간), 수준 또는 농도(예: 15 µg/m³), 형태(예: 99백분위수의 값) 등 네 가지 요소에 대한 검토가 필요하나(Kim *et al.*, 2019), 대상 물질마다 이들에 대한 기준이 다르기 때문에 종합적인 평가는 쉽지 않다.

대기오염물질이 인체 건강에 미치는 영향을 나타내기 위하여 대기환경지수(Air Quality Index; AQI)가 대기질 현황 파악이나 예보에 활용되고 있다(Lee *et al.*, 2023; Yan *et al.*, 2021; Kang *et al.*, 2010). 미 환경청

의 경우 AQI를 이용하여 대상 지역에서 대기 오염에 의한 건강 영향을 최소화하기 위해 취해야 할 행동 등을 안내하고 있다(<https://www.airnow.gov/aqi/aqi-basics/using-air-quality-index/>). 또한, O₃나 PM_{2.5} 등에 대해 개별적으로 산정된 AQI를 통해 장기간 추세나 초과일수 분석 등에 활용하고 있다. 이외에도 미국의 주요 도시들에 대해 O₃와 PM_{2.5}가 개별적으로 또는 복합적으로 대기환경기준을 초과하는 일수에 대해 분석하는 등 환경 민감군에 대한 건강 보호를 위해 다양한 정보를 제공하고 있다(<https://www.epa.gov/air-trends>). 국내에서도 AQI와 유사하게 통합환경대기지수(Comprehensive Air-quality Index; CAI)를 기반으로 대기질 정보를 제공하고 있다(<https://www.airkorea.or.kr/>). 국내에서도 O₃나 PM_{2.5} 등 복수의 대기오염물질이 한 지역에서 동시에 개선 또는 악화되거나, 서로 다른 방향으로 농도 변화를 보이는 경우가 많으므로, 한 지역의 대기질 변화를 건강 측면에서 종합적으로 평가해볼 필요가 있다. 더욱이, 2015년 이후 장기간에 걸친 PM_{2.5} 관측 자료의 축적이 이뤄진 시점에서 국내 지자체별 기준성 대기오염물질 농도의 변화 분석은 향후 대기질 관리 측면에서 중요할 수 있다.

본 연구는 2016~2022년의 국내 기준성 대기오염물질 농도의 장기 변화를 시도별로 분석하였다. 이를 위해 국내 도시대기측정망을 시도별로 우선 정리하고 연도별, 계절별 변화를 살펴보았으며, 각 시도별로 장기 농도 변화를 비교하였다. 또한, 물질별 대기환경지수를 계산하고 시도별로 통합대기환경지수를 결정하는 대기오염물질의 변화와 대기질 개선이 시급한 대기오염물질을 분석하였다. 이러한 분석은 각 지자체별로 배출량 관리 등 대기질 개선을 위해 필요한 향후 대책 마련 시 참고자료로 이용될 수 있을 것으로 기대된다.

2. 연구 방법

2.1 대상기간 및 활용 자료

본 연구에서는 시도별 대기오염물질의 농도 변화를

대상기간에 대해 분석하기 위해 환경부에서 제공하는 전국 17개 시도의 도시대기측정망 확정 자료를 이용하였다. 기준성 대기오염물질인 SO₂, CO, NO₂, O₃, PM₁₀, PM_{2.5}를 대상으로 하였으며, PM_{2.5}는 2015년부터 관측되었으나, 2015년의 경우 분석에 필요한 자료가 충분하지 않은 것으로 판단하여 2016년부터 2022년까지 7년을 분석 기간으로 선정하였다. 농도 분석 시에는 1시간 평균 농도를 기준으로 관측값이 75% 이상 존재하는 날에 대하여 일평균 농도를 계산한 다음 월평균 농도를 산정하였다. O₃의 경우에는 일 최고 농도를 계산하고, 이에 대한 월평균 농도를 산정하였다. 해마다 측정소 수가 변하는 점을 고려하여 본 연구에서 이용한 측정소는 2016년을 기준으로 264개소로 고정하였다. 각 지자체의 대푯값은 지자체 내에 위치하는 측정소를 평균하여 이용하였다.

대상기간 중 2020년 이후 3년 동안은 COVID-19와 계절관리제 등에 의해 이전 기간과는 구별되는 배출량 변화가 예상되었다. 예를 들어, 국내를 비롯한 동북아 지역에서는 2020년 초부터 COVID-19의 영향으로 인한 사회적 거리두기, 경제 여건 변화 등으로 인해 인위적 배출량이 변화한 것으로 보고되고 있다(Kim *et al.*, 2024; Kim *et al.*, 2021c; Zhang *et al.*, 2020). 또한, 국내에서는 고농도 PM_{2.5} 관리를 위해 2019년 12월부터 매해 봄 및 겨울철을 대상으로 미세먼지 계절관리제가 운영되었다(Bae *et al.*, 2022; KMOE, 2022, 2021, 2020; Son *et al.*, 2020). Kang *et al.* (2020)에 따르면, 인위적 배출량 감소, 기상 조건 변화와 배출 정책에 의하여 2020년 2월에서 3월의 PM_{2.5} 농도는 이전 3년 평균 대비 중국에서 16.8 µg/m³, 한국에서 9.9 µg/m³가 감소하였다. 따라서 2019년을 기점으로 장기 분석의 대상기간을 2016년부터 2018년(전반기 3년)과 2020년부터 2022년(후반기 3년)으로 나누어 지역별 대기오염물질의 농도에 대한 장기적인 변화를 자세히 살펴보았다.

2.2 대기환경지수 산출

대기오염물질의 농도 변화를 인체 영향 측면에서

평가해 보기 위한 방안으로, 본 연구에서는 대기오염물질별 농도를 대기환경지수로 환산하였다. 이를 위해 환경부에서 제공하는 동일한 방법을 식 (S1)과 같이 이용하였다(KMOE, 2006; US EPA, 2006). 식 (S1)에 필요한 변수 역시 환경부에서 제공하는 값을 이용하였으며, 자세한 수치는 표 S1을 참고할 수 있다.

환경부에서는 6개 대기오염물질별 AQI를 계산하고 최종적으로 통합대기환경지수를 산정하여 국민들에게 대기오염도에 따른 행동 요령을 설명한다. 이때, ‘나쁨’ 이상 등급을 나타내는 대기오염물질이 2개 이상일 경우 가중치를 부여한다. 본 연구에서는 환경부와 달리 CAI를 산정하지 않고, CAI 산정 시 이용되는 대기오염물질별 AQI를 직접적으로 이용하였다. 이를 통해 인체에 영향을 미치는 대기오염물질의 연간 변동성 및 대상기간의 전반기 대비 후반기 변화를 비교하였다. 이를 위해 모든 날짜에 대해 대기오염물질별 AQI를 계산하고, 이를 전반기와 후반기에 대해 평균하여 이용하였다.

아울러, 기준성 대기오염물질의 농도는 계절 변동성을 보이며, AQI 역시 계절에 따른 차이를 보일 수 있다. 이러한 점을 고려하여, 본 연구에서는 날짜별로 계산된 AQI를 여름철(6~8월)과 겨울철(12~2월) 동안 평균하여 전반기 대비 후반기 변화를 살펴보았다. 이러한 분석을 통해 향후 국내에서 어떠한 대기오염물질의 관리가 연중 그리고 계절별로 강화되어야 할지를 논의하였다.

3. 결 과

3.1 대기오염물질의 장기 농도 변화 추세

대상기간인 2016~2022년 사이 국내 평균 농도 변화는 대기오염물질별로 상이하게 나타났다(그림 1). 2016년 대비 2022년 O₃는 6.4% (3.1 ppb) 증가한 반면, 가스상 물질인 SO₂, NO₂, CO는 각각 41.1% (1.9 ppb), 27.4% (6.2 ppb), 19.4% (96.6 ppb) 감소하였으며, 입자상 물질인 PM₁₀과 PM_{2.5}는 각각 32.8% (15.4 µg/m³),

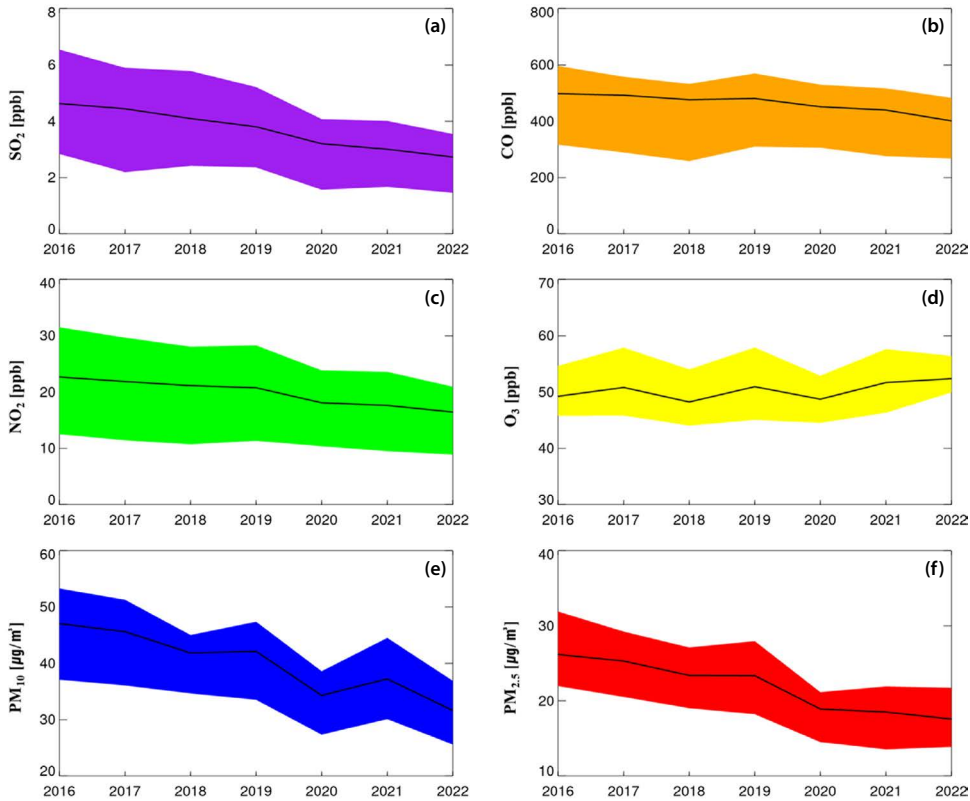


Fig. 1. Annual trends of (a) SO₂, (b) CO, (c) NO₂, (d) O₃, (e) PM₁₀, and (f) PM_{2.5} in South Korea from 2016 to 2022. Daily maximum value was used for O₃ while daily mean values were used for other air pollutants. Areal plots depict deviations of provincial mean concentrations. Data from urban air quality monitoring stations are utilized to calculate the annual average.

32.9% (8.6 µg/m³) 감소하였다. 대기오염물질의 연평균 농도 변화를 선형 회귀하여 연간 농도 변화율을 계산하면, O₃는 0.4 ppb/yr의 증가율로 악화되었으며, 다른 대기오염물질들은 감소율을 보였다(SO₂, -0.3 ppb/yr; NO₂, -1.1 ppb/yr; CO, -15 ppb/yr; PM₁₀, -2.5 µg/m³/yr; PM_{2.5}, -1.6 µg/m³/yr). 제시된 결과는 2016년 측정소를 기준으로 분석되었으며, 해마다 신규 또는 변경된 측정소를 기준으로 분석되는 환경부의 대기연보 자료와는 물질별로 최대 7.9% 이내의 차이를 보인다.

Kim *et al.* (2024)은 2016~2021년 사이 국내에서 관측된 NO₂ 농도의 감소율(23%) 가운데 국외 배출영향에 의한 감소를 2% 이내로 추정하였다. 따라서, 대상 기간 동안 NO₂ 농도 감소는 국내 배출영향(=국내

배출 변화+기상 조건 변화) 감소에 의한 것으로 볼 수 있다. 한편, 국내에서 SO₂와 CO 농도 감소는 국내 자체 배출영향뿐 아니라, 국외 유입 감소에 의한 것으로 예측된다. Kim *et al.* (2024)은 2016년에서 2021년 사이 국내 SO₂와 CO 농도는 중국의 배출량 변화에 의해 14%와 21% 감소한 것으로 보고하였다. 본 연구에서는 관측된 국내 농도 변화에서 중국 배출 변화 영향을 제외하기 위해 다음 식을 이용하였다.

$$r_{OBS\ w/o\ China}^{2016-2022} = r_{OBS}^{2016-2022} - r_{China}^{2016-2021} \times (year_{2016-2022}) / (year_{2016-2021}) \quad (1)$$

식 (1)은 Kim *et al.* (2024)이 제시한 2016~2021년 사이 6년간 중국 배출 변화에 의한 국내 SO₂와 CO 농도

변화를 본 연구 결과에 반영하기 위한 것이다. 위 식에서 $r_{OBS\ w/o\ China}^{2016-2022}$ 는 중국 배출량 감소 영향을 제외한 관측 농도 변화율, $r_{OBS}^{2016-2022}$ 은 2016~2022년 사이 관측 농도의 변화율, $r_{China}^{2016-2021}$ 는 Kim *et al.* (2024)이 제시한 2016~2021년 사이 중국 배출 변화에 의한 국내 농도 변화율이다. 오른쪽 마지막 항에 곱해지는 값은 6년간의 변화를 7년간의 변화로 보간하기 위한 계수이다. 그 결과, 2016~2022년 사이 국내 배출영향 감소에 의한 SO₂ 관측 농도 감소율은 24.8%로 중국 배출영향 감소에 의한 16.3% 대비 1.5배 높았다. 같은 기간 CO 관측 농도는 중국 배출영향에 의해 24.5% 감소한 반면, 국내 배출영향 변화에 의해 5.1% 증가하였다. 이는 대상기간 동안 CO 배출 저감을 위해 특별한 관리 대책이 강구되지 않은 점과 누락 배출량 증가 등이 원인이 될 수 있다.

한편, 대상기간 동안 NO₂와 SO₂ 농도 감소는 전구물질 배출량의 감소에 따른 2차 PM_{2.5} 농도 감소로 이어질 수 있다. 이러한 영향을 간접적으로 평가하기 위하여 본 연구에서는 NO₂와 SO₂ 농도 감소로 인한 질산염과 황산염의 생성 감소를 기존 연구에서의 산화율을 통해 검토하였다. Kang and Kim (2022a) 연구에서 국내에 대해 추정된 Nitrogen Oxidation Ratio (NOR)과 Sulfur Oxidation Ratio (SOR)는 각각 0.102, 0.030이었으며, 이를 적용하여 대상 7년 동안 PM_{2.5} 농도 감소를 계산하면 1.6 µg/m³에 해당한다(질산염 모늄 1.4 µg/m³, 황산염모늄 0.2 µg/m³). 계산에 이용한 NOR과 SOR의 불확도를 감안하여 관측에 기반한 타 연구(Kim *et al.*, 2022a; Kim *et al.*, 2022b)를 참고하여 NOR과 SOR을 각각 0.2, 0.2로 조정하여 다시 추정하여도 PM_{2.5} 농도 감소는 3.6 µg/m³로 대상기간 동안 관측된 PM_{2.5} 농도 감소(8.6 µg/m³)의 절반보다 작다. 관측에 기반한 NOR과 SOR의 경우 국외 배출에 의한 영향을 구분하기 어려운 점을 감안하면, 국내 NO_x와 SO_x 배출 감소에 의한 PM_{2.5} 농도 감소는 이보다 작을 것으로 예상된다. 따라서, 다른 전구물질 배출량 감소를 감안하더라도 2016~2022년 사이 국내 PM_{2.5} 농도 감소에는 국외 배출량 감소에 의한 영향

이 절반 정도를 차지할 것으로 예측되며, 보다 정확한 분석은 PM_{2.5} 구성성분 농도와 배출량 변화 등에 대한 종합적 검토가 요구된다.

O₃는 다른 대기오염물질과 다르게 국내에서 지속적으로 농도가 상승하였으며, 2016년부터 2022년까지 7년 사이 국내 연평균 O₃ 농도는 3.1 ppb 높아졌다. 주목할 점으로 연평균 O₃ 농도는 농도가 낮은 시도뿐 아니라 높은 시도에서도 함께 상승하였다. 이는 NO_x 배출이 많은 대도시에서 NO 적정 감소에 의한 효과와 국외 영향 증가 등에 의한 것으로 이해된다(Colombi *et al.*, 2023; Bae *et al.*, 2020a). 그림 1에서 SO₂와 NO₂ 등 1차 대기오염물질의 경우 지자체 간 농도 차이도 감소하였다. 예를 들어, 시도별 SO₂ 농도 차이는 2016년에 3.7 ppb였으나, 2022년에는 2.1 ppb로 감소하였다. 시도별 NO₂ 농도 차이 역시 2016년 19.0 ppb에서 2022년에는 12.0 ppb로 감소하였다. 이러한 지역별 대기오염물질 농도 차이의 감소는 그동안 배출이 많았던 시도에 대기질 관리가 집중되면서 배출량이 급격히 감소하고, 이로 인해 다른 시도에 비해 대기오염물질의 농도가 상대적으로 더 많이 감소한 것으로 이해된다.

3.2 시도별 대기오염물질의 농도의 장기 변화

대상기간을 2016~2018년(전반기 3년)과 2020~2022년(후반기 3년)으로 구분하여 시도별 농도 변화를 제시하였다(그림 2). 그림 1과 같이 시도별 연평균 농도 변화의 경우 해마다 변동성이 클 것으로 판단되어, 우선 전후반기 평균적인 농도 변화를 살펴보았다. 국내 전 지역 평균 농도 변화에서 전반기 대비 후반기 O₃는 3.0% (1.5 ppb) 악화되었으나, 다른 대기오염물질들은 개선되었다(SO₂, -32.1%, -1.4 ppb; CO, -11.9%, -58 ppb; NO₂, -20.5%, -4.5 ppb; PM₁₀, -23.3%, -10.4 µg/m³; PM_{2.5}, -26.5%, -6.6 µg/m³). 국내 SO₂ 농도는 주로 전반기에 농도가 높았던 지자체를 중심으로 감소하였다(그림 2(a)). 예를 들어 전반기 동안 연평균 SO₂ 농도가 5 ppb 이상이었던 울산(UL), 인천(IN), 전남(JN), 부산(BU) 등에서 농도 감소 폭이 다른 시도에 비해 크다. 다만, 이들 시도에서 배출 관리

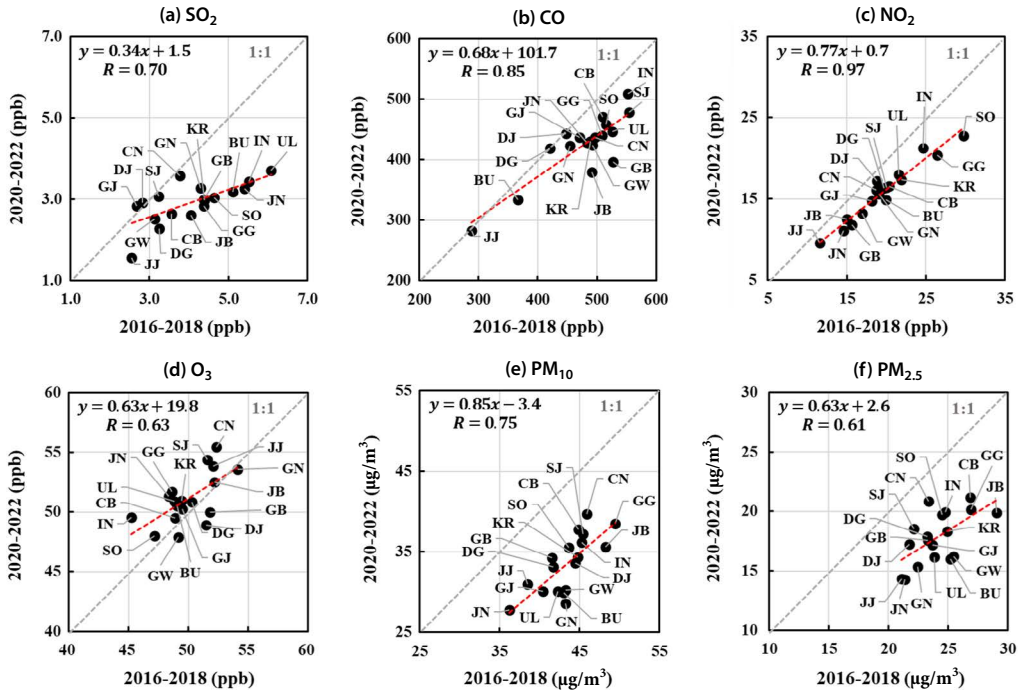


Fig. 2. Scatter plots between observed provincial concentrations of (a) SO_2 , (b) CO , (c) NO_2 , (d) O_3 , (e) PM_{10} , and (f) $\text{PM}_{2.5}$ averaged for 2016~2018 and 2020~2022. Acronyms for the provinces are as follows; KR: South Korea, SO: Seoul, GG: Gyeonggi-do, IN: Incheon, GW: Gangwon-do, DJ: Daejeon, SJ: Sejong, CB: Chungcheongbuk-do, CN: Chungcheongnam-do, BU: Busan, DG: Daegu, UL: Ulsan, GB: Gyeongsangbuk-do, GN: Gyeongsangnam-do, GJ: Gwangju, JB: Jeollabuk-do, JN: Jeollanam-do, JJ: Jeju.

가 이뤄진 것은 고무적이나, 아직 이들 시도의 농도가 타 시도에 비해 높아 지속적인 배출 관리가 필요해 보인다. 해당 시도에서는 SO_x 배출과 관련된 산업 및 비도로 이동 오염원이 집중되어 있다(Choi *et al.*, 2021).

전후반기 CO 농도는 경북(GB), 전북(JB), 세종(SJ), 울산(UL) 등에서 크게 감소하였으며, 국내(KR) 평균 58 ppb 감소하였다(그림 2(b)). 앞서 언급한 바와 같이 기존 연구에서 국내 CO 농도 변화에 대한 중국 배출 변화는 국내 평균적으로는 높은 영향을 미쳤다. 그러나 시도별 CO 농도 변화에는 지자체별 배출 변화에 따른 영향이 국지적으로 높게 나타날 수 있다.

O_3 의 경우 국내 평균 변화와 마찬가지로 대전(DJ), 경북(GB), 경남(GN), 강원(GW)을 제외하면 모든 시도에서 후반기 동안 농도가 증가하였다. 특히, 연평균 O_3 농도가 낮았던 시도에서 O_3 농도의 증가가 두드러진다(그림 2(d)). NO_2 농도 변화의 경우 추세선의 기

울기가 1에 가까우며, 이는 국내 모든 지자체에서 대상기간 동안 NO_2 농도가 비슷한 정도로 변화했음을 유추할 수 있다(그림 2(c)). 서울(SO)의 경우도 NO_2 농도 변화 정도는 다른 시도와 비슷한 데 비해, O_3 농도는 대상기간 동안 다른 지자체에 비해 작다. 이는 서울이 아직 NO_x 배출량이 높은 심한 NO_x -rich 조건이기 때문으로 이해된다. O_3 농도가 전반기에 51.5 ppb, 후반기에 48.9 ppb인 대전의 경우 NO_2 농도의 변화는 1.6 ppb인 점을 감안하면, O_3 농도의 감소는 NO_x 배출량 감소보다는 다른 이유에 의한 것으로 추측할 수 있다.

PM_{10} 은 국내 모든 시도에서 대상기간 동안 농도 감소가 있었던 점은 비슷하나, 국내(KR) 평균에 비해 더 많은 농도 감소를 보인 강원(GW), 부산(BU), 경남(GN), 울산(UL) 등이 눈에 띈다(그림 2(e)). 이와는 반대로 수도권과 충청권의 지자체들은 다른 지자체

들에 비해 PM_{10} 농도 감소 폭이 작다. PM_{10} 은 황사를 포함하여 장거리 이동영향이 높고(Kim *et al.*, 2017a, 2017b), 특히, 수도권권의 경우 편서풍 영향 하에서 풍상 지역에 위치한 중국의 PM_{10} 농도 변화에 더 민감하게 반응할 것으로 예상된다. 따라서, 부산·울산·경남 지역에서 상대적으로 큰 PM_{10} 농도 변화는 해당 지자체의 배출 관리에 의한 것으로 판단된다.

대상기간 동안 $PM_{2.5}$ 의 농도 변화는 다른 대기오염물질과는 달리 시도별 변화 정도가 큰 차이를 보인다(그림 2(f)). 예를 들어 전반기 대비 후반기에 $PM_{2.5}$ 농도는 강원에서 36.5% ($9.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였으나, 충남(CN)에서는 10.8% ($2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) 감소하였다. PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 농도 변화 간의 상관관계수는 0.73이며, 국내 평균 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 농도 감소 비율은 0.56이었다.

전체적으로 볼 때, 농도가 증가한 O_3 의 경우 서울과 강원에서 대상기간 동안 농도가 가장 낮았으며, PM_{10} , $PM_{2.5}$ 는 전남, SO_2 , CO, 그리고 NO_2 는 제주에서 가장 낮은 농도를 보였다. NO_x 와 SO_2 배출량은 미세먼지 계절관리제를 비롯한 국내 대기관리 대책에서 $PM_{2.5}$ 농도 관리를 위한 집중적인 삭감 대상 물질이다. 그러나, 대상기간 동안 충북과 같이 $PM_{2.5}$ 농도가 높은 시도에서 NO_2 , SO_2 등 $PM_{2.5}$ 전구물질의 배출량은 타 시도와 비교하여 높지 않았으며(Choi *et al.*, 2021), 따라서 이들 전구물질의 배출영향 또한 반드시 높지 않을 수 있다(Kim *et al.*, 2021b; Son *et al.*, 2021). 이러한 점은 국내 $PM_{2.5}$ 농도 관리의 어려운 점을 설명하며, 보다 효과적인 $PM_{2.5}$ 농도 개선을 위해서는 배출량은 물론 관측과 기여도 분석 등을 통한 ‘원인’ 파악이 우선되어야 함을 의미한다.

이처럼 각 지자체마다 대기오염물질별 농도 수준과 변화 추세가 다르기 때문에 대기질 관리에 대한 종합적인 평가는 쉽지 않다. 따라서 본 연구에서는 대기오염물질의 농도를 대기환경지수로 환산하고, 변화 추세, 초과일수 분석 등을 다음 절에서 분석하였다.

3.3 대기환경지수의 장기 변화

그림 3은 2.2절에서 설명한 방법론에 의하여 대기

오염물질별로 산정된 AQI를 전후반기에 대해 평균한 값과 그 변화를 보인 것이다. 국내 전체적으로 전반기와 후반기 동안 대기오염물질의 AQI는 SO_2 , CO와 NO_2 는 ‘ 좋음 ’ 등급을, O_3 , PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 는 ‘ 보통 ’ 등급을 보였다.

SO_2 의 전반기 및 후반기 AQI는 각 11.0, 7.4로 대상물질 중 가장 낮았다(그림 3(a)). 다만, 대상기간 국내 평균 SO_2 의 AQI 감소 폭은 4.8로 해당 CO의 감소 폭 2.4에 비해 컸다. CO의 전반기 및 후반기 AQI는 12.2, 10.8로 계산되었다(그림 3(b)). NO_2 의 전, 후반기 AQI는 36.5, 29.0으로 ‘ 좋음 ’ 등급이었으나 1차 대기오염물질 중에서 가장 높았으며, 시도 간 차이도 SO_2 , CO에 비해 두드러졌다(그림 3(c)). 이는 NO_x 의 이동 오염원 등 주요 배출원이 대도시 등에 밀집해 있기 때문으로, 수도권에서는 전반기 44.9, 후반기 35.8의 AQI를, 제주에서는 전반기 19.3, 후반기 16.0의 AQI를 보였다. 이러한 수치는 건강 관리 측면에서 지역별로 어떤 대기오염물질의 관리가 중요한지를 설명한다.

국내 평균 O_3 의 AQI는 전반기 66.3, 후반기 67.5로 1.2가량 변화되었으나, 통계적으로 유의미하지 않았다(T-검정에서 유의수준이 0.05). 다만, 대전을 제외한 수도권 등 인구 밀집 지역의 경우 AQI가 악화되는 것으로 분석되었다(그림 3(d)). 국내 평균 PM_{10} 의 AQI는 전반기 대비 후반기에 10.4 (16.1%) 감소하였다(그림 3(e)). $PM_{2.5}$ AQI의 지역별 차이는 대상물질 가운데 가장 높았으며, 전후반기 평균 18.6이었다. $PM_{2.5}$ AQI 개선 정도는 강원에서 23.3으로 가장 크게 개선되었으며, 이는 전체 대상 물질과 지자체 중에서 가장 높은 개선 수치이다. 강원도의 $PM_{2.5}$ AQI 개선은 주로 원주에서 가장 컸으며, 이는 자체적인 배출 관리 또는 풍상 지역인 수도권에서의 이동 영향 감소 등에 의한 것으로 보인다(Kim *et al.*, 2023; GIHE, 2019).

국내 평균 $PM_{2.5}$ AQI는 전반기 74.1로 가장 높았으나, 후반기에는 57.0으로 17.1 정도 개선되었다(그림 3(f)). PM_{10} 과 비교 시 농도 면에서는 낮으나, AQI로 환산하면 국내 대부분의 시도에서 $PM_{2.5}$ 가 PM_{10} 보다

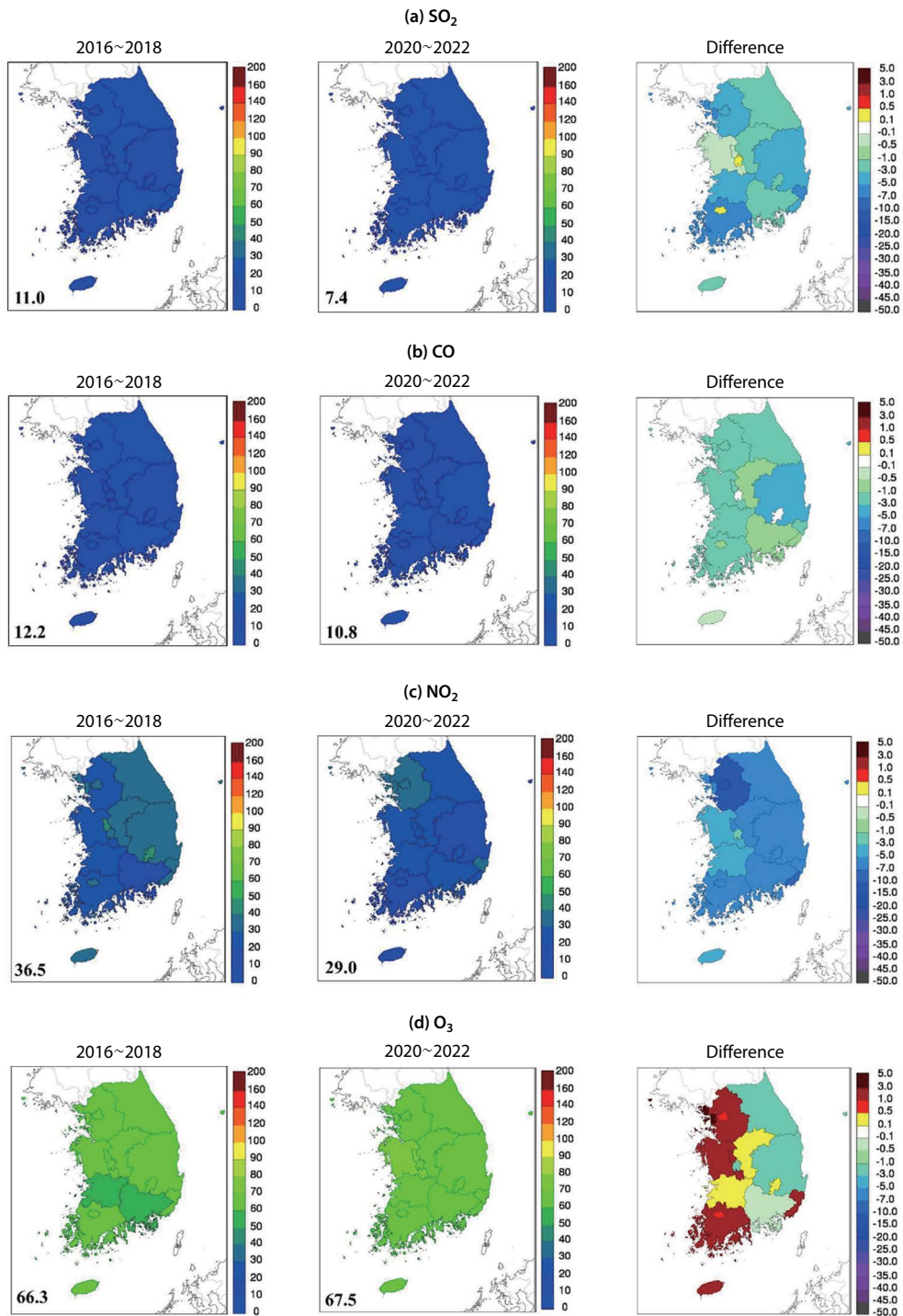


Fig. 3. The spatial distributions of AQIs for (a) SO₂, (b) CO, (c) NO₂, (d) O₃, (e) PM₁₀, (f) PM_{2.5}, and (g) the total averaged for 2016~2018 (left), 2020~2022 (middle), and the difference (right). The value at the left bottom corner represents the average AQI in South Korea.

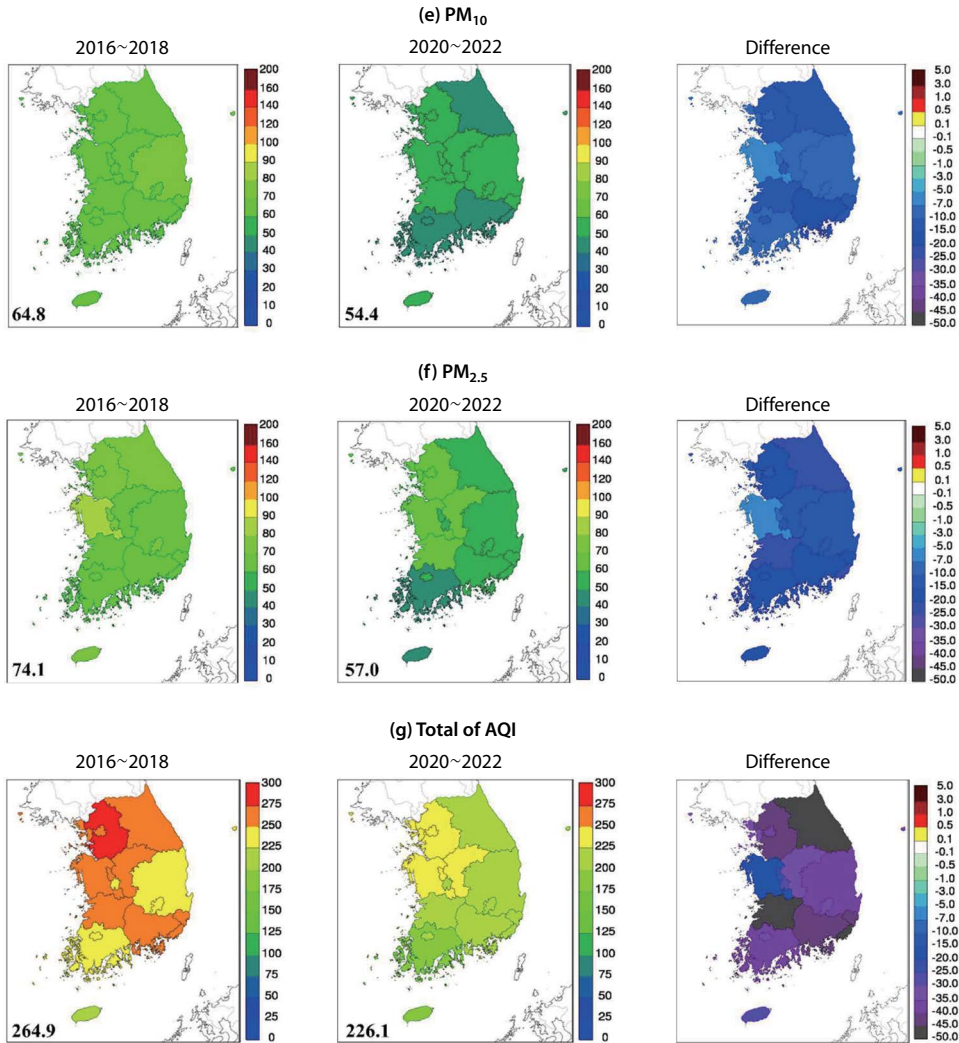


Fig. 3. Continued.

높은 수치를 보인다. 또한, 전반기에는 국내 평균적으로 PM_{2.5}가 O₃보다 높은 AQI를 보였으나, 후반기 동안에는 O₃가 가장 높은 AQI를 보였다. 이러한 결과에서 국민 건강 보호를 위해서는 주요 대기오염물질의 농도 변화 추이 분석은 물론, 농도 변화를 유발하는 원인 분석과 함께, 건강에 미치는 영향 등이 보다 면밀히 선행적으로 분석되어야 한다.

대기오염물질별 인체 위해도와 관련하여 PM_{2.5} 또는 O₃와 같은 단일 물질은 물론 두 종류 이상의 물질

에 대한 복합 영향에는 아직 많은 연구가 필요하다 (Egerstrom *et al.*, 2023; Stingone *et al.*, 2017). 본 연구에서는 기준성 대기오염물질의 국내 시도별 농도 변화를 위해 관점에서 살펴보기 위하여 국내 평균 AQI의 총합을 이용하였다. AQI의 총합은 대상기간 동안 38.8 감소하였다(그림 S1). 이 감소치는 전반기 동안 NO₂ 농도에 의해 가중되었던 건강 악영향에 해당한다. 시도별로 보면, 부산에서 48.8의 AQI가 감소하여 17개 시도 중 가장 큰 감소치를 보였는데, 이는

부산에서 $PM_{2.5}$, PM_{10} , NO_2 등의 농도 개선 폭이 컸기 때문이다. 서해안과 접한 시도보다는 동해안과 접한 시도에서 농도 개선 폭이 전반적으로 높았다.

그림 S2는 전후반기 대기오염물질별 AQI를 17개 시도에 대해 비교한 것이다. 전반기에는 대전, 세종, 전남, 경남, 제주를 제외한 모든 시도에서 $PM_{2.5}$ 가 가장 높은 AQI를 보였으나, 후반기에는 대부분의 시도에서 O_3 의 AQI가 가장 높았다. 후반기 동안 제주 등에서는 PM_{10} 의 AQI가 $PM_{2.5}$ 의 AQI보다 높았는데, 국내 PM_{10} 농도가 국내 배출에서 기인할 수 있는 점에서 면밀한 조사와 관리가 필요해 보인다(Zhai *et al.*, 2023). 서울과 경기 등 수도권에서는 NO_2 의 AQI가 전반기에는 O_3 다음으로 높았으나, 후반기에는 크게 낮아진 것으로 볼 수 있다. CO와 SO_2 의 AQI는 모두 시도에서 현저하게 낮은 수치를 보였다. 이는 장기 노출 측면에서 다른 물질에 비해 상대적으로 낮은 인체 노출 영향을 의미한다.

3.4 계절별 대기환경지수의 변화

국내 전 지역에 대한 전후반기 평균 AQI를 계절별로 구분해 보면, 여름철에는 O_3 75.3 > $PM_{2.5}$ 52.6 > PM_{10} 47.4 > NO_2 22.8 > CO 9.4 > SO_2 8.7 순으로 높았으며, 겨울철에는 $PM_{2.5}$ 77.5 > PM_{10} 63.6 > O_3 54.1 > NO_2 41.5 > CO 14.1 > SO_2 10.1 순이었다. 이는 국내에서 계절별로 우선되어 관리되어야 할 대기오염물질을 잘 보여주고 있다(그림 4). 여섯 가지 기준성 대기오염물질의 AQI 총합은 2016~2018년 동안 여름철 235.3, 겨울철 277.8이었으며, 2020~2022년 사이 AQI 총합은 여름철 197, 겨울철 244.2로 감소하였다. 따라서, AQI 총합을 기준으로 국내 대기질은 겨울철이 여름철에 비해 21%가량 악화된 것으로 볼 수 있다. 또한, O_3 를 제외하면 모든 물질의 AQI 역시 여름철보다 겨울철(전후반 평균 겨울철/여름철 AQI 비= $PM_{2.5}$, 1.47; PM_{10} , 1.34; NO_2 , 1.82; SO_2 , 1.17; CO, 1.50)에 높았다. O_3 의 경우 전후반기 평균 AQI는 겨울철에 비해 여름철에 39.2% 높았다. $PM_{2.5}$ 와 O_3 는 대표적인 2차 대기오염물질로 농도 개선을 위해서는 전구물질 배출량 감축은 물론 국외 유입 영향과 같은 농도 증가 원

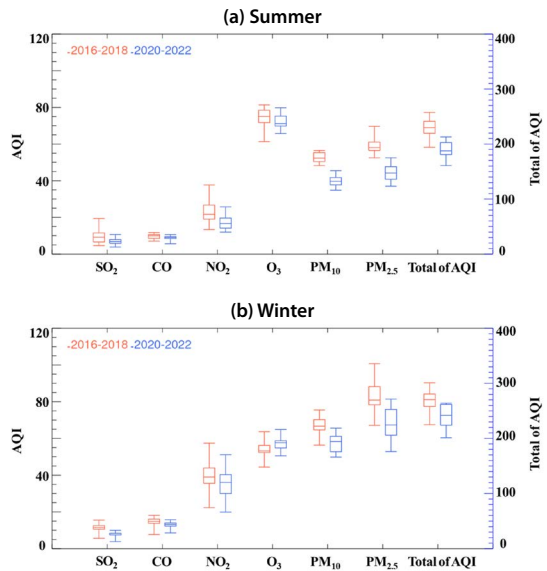


Fig. 4. Box-whisker plots of AQIs of SO_2 , CO, NO_2 , O_3 , PM_{10} , $PM_{2.5}$, and the totals averaged for (a) Summer and (b) Winter in South Korea. The red and blue box-whiskers represent AQIs averaged for 2016~2018 and 2020~2022, respectively.

인 규명 등 과학적 접근이 우선적으로 요구된다(Bae *et al.*, 2023b; Colombi *et al.*, 2023; Jang *et al.*, 2023; Kang and Kim, 2022b).

계절별 모든 대기오염물질의 AQI 변화를 산술적으로 합칠 경우, 전반기 대비 후반기 여름철 동안 17.2%, 겨울철 동안 10.8% 개선되었다. 따라서, 해당 기간 동안 상대적으로 AQI 측면에서 여름철 동안 대기질 개선이 6.6%가량 높았다. 대상기간의 겨울철 동안 AQI 개선이 상대적으로 작은 것은 O_3 농도의 증가가 하나의 원인일 수 있다. O_3 농도 변화에 의한 전반기 대비 후반기의 AQI 변화는 여름철 동안에는 감소하였고, 겨울철 동안은 증가하였는데, 이는 국내 NO_x 배출량 관리에 의해 감소한 대기 중 NO_x 농도 효과가 계절별로 달리 나타났기 때문으로 이해된다. 선행 연구에서 수도권 등 NO_x 배출이 많은 지역에서 겨울철 동안 NO_x 배출량 감소는 NO 적정 감소로 인해 O_3 농도 증가로 이어질 수 있다(Colombi *et al.*, 2023; Kim *et al.*, 2021a; Bae *et al.*, 2020a; Kim, 2011a, 2011b). 그에 반해, 여름철 동안 NO_x 배출량의 감소는 전구물질의 감

소로 인해 O₃의 자체 생성이 지역적으로 낮아질 수 있다. 다만, 이러한 분석은 O₃ 농도가 높아지는 여름철을 어떻게 설정하는지에 따라 AQI 변화 양상이 달라질 수 있다.

전후반기에 걸친 대기오염물질의 AQI 변화를 계절별로 살펴보면, 여름철의 경우 PM_{2.5} 13.2 > PM₁₀ 12.3 > NO₂ 7.1 > SO₂ 3.4 > O₃ 1.6 > CO 0.8로 감소하였으며 겨울철에는 PM_{2.5} 15.6 > PM₁₀ 10.0 > NO₂ 5.1 > SO₂ 4.0 > CO 1.9 순으로 감소하였다. 겨울철 동안 AQI가 증가한 O₃를 제외하면 물질별 AQI의 변화는 겨울철 PM_{2.5}에서 가장 컸으며, 이는 국내외 배출 변화와 기상 영향이 복합적으로 작용한 것으로 보인다(Kim *et al.*, 2024; Bae *et al.*, 2023a, 2022, 2020b). 겨울철 전반기 동안 O₃와 PM_{2.5}의 AQI 차이는 32.7이었으나, 후반기에는 그 차이가 14.1로 감소하였다. 이는 PM_{2.5} 농도가 개선된 반면, O₃ 농도는 다소 악화되었기 때문으로, 동북아에서 최근에도 증가 추세를 보이는 O₃ 농도에 대한 관리 대책이 필요해 보인다.

3.5 통합대기환경지수 결정 물질의 변화

전반기 동안 전북, 부산, 울산, 인천, 충북, 경기, 서

울, 강원에서는 PM_{2.5}의 AQI가 가장 높아 CAI를 결정하는 날이 1년 365일 중 182~214일이었다(그림 5). 그 외 시도에서는 O₃가 CAI를 결정하였다. 그에 반해 후반기에는 대부분의 시도에서 O₃의 AQI가 CAI를 결정하는 날이 전국 평균 268일로 PM_{2.5}보다 많아졌다. 이러한 결과는 평균적인 농도 증가뿐 아니라, 고농도 O₃ 관리가 국내에서 시급함을 의미한다.

CAI를 결정하는 물질의 계절별 변화에서 제주 등 일부 지역을 제외하면 국내 지자체에서는 현재의 AQI 산정식을 기반으로 평가할 경우 국민 건강 보호를 위해서는 겨울철에는 PM_{2.5} 농도 개선에, 그리고 여름철에는 O₃ 농도 개선에 보다 많은 노력이 필요해 보인다. 다만, O₃가 CAI를 결정하는 계절 범위가 전반기에 비해 후반기에 봄철과 가을철에 확장된 점 등에 대해서는 향후 주의 깊은 관찰이 필요하다. O₃와 PM_{2.5} 다음으로 CAI를 결정하는 물질은 PM₁₀이었으며, 주로 황사 등의 영향에 의한 것으로 판단된다. 서울과 같은 대도시의 경우 때때로 NO₂에 의해 CAI가 결정되었다. 전반기 동안에는 인천, 부산, 울산, 제주 등 일부 시도에서는 여름철 동안에도 PM_{2.5}에 의해 CAI가 결정되었으나, 후반기에는 크게 감소하였다.

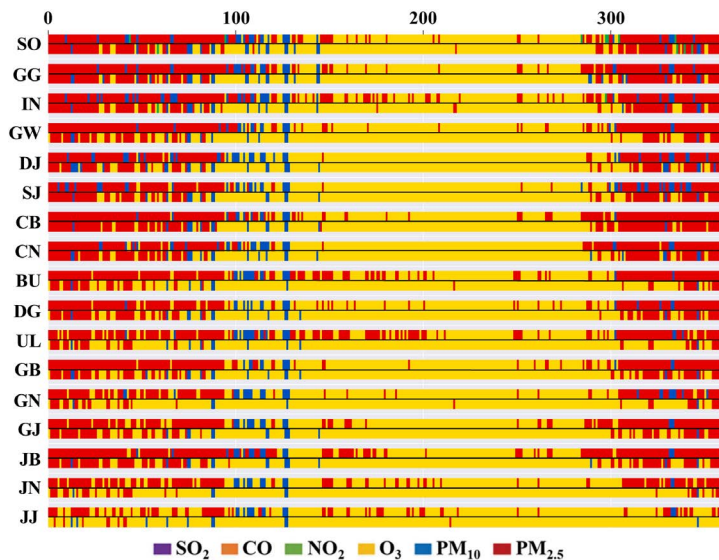


Fig. 5. The stacked barplot of criteria pollutants selected as daily CAI for each province over time, based on the average AQI from 2016~2018 and 2020~2022. By province, the top and bottom lines represent 2016~2018 and 2020~2022, respectively.

4. 결 론

본 연구에서는 2016~2022년 사이 시도별 관측 자료를 바탕으로 대기오염물질의 농도와 대기환경지수 변화를 인체건강 측면에서 평가하였다. 2016년 도시 대기 측정소를 기준으로 분석한 국내 17개 시도에서의 대기오염물질의 연평균 농도는 대상기간 7년 동안 SO₂ 41.1% (1.9 ppb), NO₂ 27.4% (6.2 ppb), CO 19.4% (96.6 ppb), PM_{2.5} 32.9% (8.6 µg/m³), PM₁₀ 32.8% (15.4 µg/m³) 감소하였으나, 일 최고 O₃ 농도는 6.4% (3.1 ppb) 증가하였다. 국외 유입 영향을 제외하면, 국내 배출영향에 의한 SO₂와 CO 관측 농도 변화율은 각 24.8% 감소, 5.1% 증가로 추정되었다. O₃ 농도 증가는 NO_x 배출이 많은 대도시에서 NO 적정 감소에 의한 효과와 국외 영향 증가 등이 함께 작용한 것으로 판단된다. 특히, O₃는 수도권 등 인구 밀집 지역에서 농도 증가가 높았으며 인구 가중농도 변화 등 인체 영향 변화 측면에서 추후 연구가 필요해 보인다.

AQI 관점에서 대상기간 동안 국내 평균적으로 개선이 가장 큰 물질은 PM_{2.5}였으며, 여름철과 겨울철 모두 PM₁₀, NO₂보다 더 크게 개선되었다. AQI를 이용한 건강 영향 측면에서 일별 대기질을 결정하는 물질은 2016~2018년 동안에는 뚜렷하게 겨울철 PM_{2.5}, 여름철 O₃라는 공식이 성립하였으나, 2020~2022년으로 들어서면서 O₃ 농도가 보다 악화되어, 통합대기환경지수를 결정하는 날짜의 수가 점차 증가하였다.

AQI 기반 평가에서 국내 지자체에서 관리가 시급한 물질은 O₃, PM_{2.5}였다. 이들 물질은 직접 배출보다는 대기 중에서 반응에 의해 주로 생성된다는 점에서, 향후 국내 대기질 관리 방향은 배출 관리와 함께 2차 대기오염물질의 농도 관리를 설명하고, 예측할 수 있는 과학적 접근이 더 중요해 보인다. 특히 기준성 대기오염물질의 경우 각 지자체별로 장기간에 걸친 배출량과 농도 변화는 물론, 건강 영향 측면에서의 변화를 함께 분석하여 궁극적인 대기질 개선 효과를 확인하는 것이 필요하다. 더 나아가 배출 및 대기질 변화와 건강보건 자료 등을 연계하는 연구의 확장도 필요

해 보인다. 이를 위해서는 본 연구에서 이용한 AQI를 대신하여 대기오염으로 인한 유병률 또는 조기사망 등 보건 영향과 대기질 변화를 연계하여 분석할 수 있는 과학적 토대 마련이 중요해 보인다.

References

- An, H., Han, J., Lee, M., Kang, E. (2015) The Long-term Variations of Ozone and Nitrogen Oxides in Suwon City during 1991~2012, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment* 31, 378-384. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.4.378>
- Bae, C., Kim, H.C., Kim, B.U., Kim, S. (2020a) Surface ozone response to satellite-constrained NO_x emission adjustments and its implications, *Environmental Pollution*, 258, 113469. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113469>
- Bae, M., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, J., Kim, S. (2020b) Role of Emissions and Meteorology in the Recent PM_{2.5} Changes in China and South Korea from 2015 to 2018, *Environmental Pollution*, 270. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116233>
- Bae, M., Kang, Y.H., Kim, E., Kim, S., Kim, S. (2023a) A multifaceted approach to explain short- and long-term PM_{2.5} concentration changes in Northeast Asia in the month of January during 2016-2021, *Science of The Total Environment*, 880, 163309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163309>
- Bae, M., Woo, J.-H., Kim, S. (2023b) Seasonal PM Management: (II) How Low PM_{2.5} Concentration in South Korea can be Achieved?, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 39(1), 9-23. <https://doi.org/10.5572/kosae.2023.39.1.9>
- Bae, M., Kim, S. (2022) Adjustment of Foreign Emission Impacts on Provincial PM_{2.5} Concentrations in South Korea based on Upwind Observations and Estimation of Domestic Emission Uncertainty, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 38(4), 624-636. <https://doi.org/10.5572/kosae.2022.38.4.624>
- Bae, M., Kim, S., Kim, S. (2022) Quantitative Evaluation on the Drivers of PM_{2.5} Concentration Change in South Korea during the 1st - 3rd Seasonal PM_{2.5} Management Periods, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 38(4), 610-623. <https://doi.org/10.5572/kosae.2022.38.4.610>
- Byun, S., Kim, S.-Y. (2020) Has Air Pollution Concentration Inc-

- reased over the Past 17 Years in Seoul, South Korea?: The Gap between Public Perception and Measurement Data, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(2), 240-248. <https://doi.org/10.5572/kosae.2020.36.2.240>
- Choi, S.-w., Kim, T., Lee, H.-k., Kim, H.-c., Han, J., Lee, K.-b., Lim, E.-h., Shin, S.-h., Jin, H.-a., Cho, E., Kim, Y.-m., Yoo, C. (2020) Analysis of the National Air Pollutant Emission Inventory (CAPSS 2016) and the Major Cause of Change in Republic of Korea, *Asian Journal of Atmospheric Environment*, 14(4), 422-445. <https://doi.org/10.5572/ajae.2020.14.4.422>
- Choi, S.-w., Bae, C.-h., Kim, H.-c., Kim, T., Lee, H.-k., Song, S.-j., Jang, J.-p., Lee, K.-b., Choi, S.-a., Lee, H.-j., Park, Y., 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 Journal of Atmospheric Environment*, 15(4), 114-141. <https://doi.org/10.5572/ajae.2021.064>
- Colombi, N.K., Jacob, D.J., Yang, L.H., Zhai, S., Shah, V., Grange, S.K., Yantosca, R.M., Kim, S., Liao, H. (2023) Why is ozone in South Korea and the Seoul metropolitan area so high and increasing?, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(7), 4031-4044. <https://doi.org/10.5194/acp-23-4031-2023>
- Egerstrom, N., Rojas-Rueda, D., Martuzzi, M., Jalaludin, B., Nieuwenhuijsen, M., So, R., Lim, Y.H., Loft, S., Andersen, Z.J., Cole-Hunter, T. (2023) Health and economic benefits of meeting WHO air quality guidelines, *Western Pacific Region, Bulletin of the World Health Organization*, 101(2), 130-139. <https://doi.org/10.2471/BLT.22.288938>
- Gangwon Institute of Health & Environment (GIHE) (2019) A study on regional analysis of emission sources that affect the occurrence of fine dust in Gangwon-do (72-6420073000017-01).
- Jang, Y.-K., Kim, S.-T., Woo, J.-H. (2023) Review of Emission Inventory in Korea and Direction for Improvement, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 39(5), 775-795. <https://doi.org/10.5572/kosae.2023.39.5.775>
- Kang, D., Mathur, R., Trivikrama Rao, S. (2010) Real-time bias-adjusted O₃ and PM_{2.5} air quality index forecasts and their performance evaluations over the continental United States, *Atmospheric Environment*, 44(18), 2203-2212. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.03.017>
- Kang, Y.-H., You, S., Bae, M., Kim, E., Son, K., Bae, C., Kim, Y., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2020) The impacts of COVID-19, meteorology, and emission control policies on PM_{2.5} drops in Northeast Asia, *Scientific Reports*, 10, 22112. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79088-2>
- Kang, Y.-H., You, S., Son, K., Kim, E., Bae, M., Kim, S. (2021) Municipality-Level Source Apportionment of PM_{2.5} Concentrations based on the CAPSS 2016: (V) Ulsan, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 37(3), 487-511. <https://doi.org/10.5572/kosae.2021.37.3.487>
- Kang, Y.-H., Kim, S. (2022a) Estimating Oxidation Rates of NO_x and SO₂ Released from Domestic Emission Sources in South Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 38(5), 716-733. <https://doi.org/10.5572/kosae.2022.38.5.716>
- Kang, Y.-H., Kim, S. (2022b) Seasonal PM Management: (1) What Emissions Should be Reduced?, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 38(5), 746-763. <https://doi.org/10.5572/kosae.2022.38.5.746>
- Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2019) Review on Ozone Management in US and Recommendations for Domestic Ozone Control, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(3), 370-394. <https://doi.org/10.5572/kosae.2019.35.3.370>
- Kim, D.-h., Son, Y.-S. (2020) Spatial-temporal Variations in Air Pollution in Busan Metropolitan City (2010~2018), *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(3), 309-328. <https://doi.org/10.5572/kosae.2020.36.3.309>
- Kim, D.Y., de Foy, B., Kim, H. (2022a) The investigations on organic sources and inorganic formation processes and their implications on haze during late winter in Seoul, Korea, *Environmental Research*, 212(Pt A), 113174. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113174>
- Kim, E., Kim, H.C., Kim, B.-U., Woo, J.-H., Liu, Y., Kim, S. (2024) Development of surface observation-based two-step emissions adjustment and its application on CO, NO_x, and SO₂ emissions in China and South Korea, *Science of The Total Environment*, 907, 167818. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167818>
- Kim, E., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2021a) Direct and cross impacts of upwind emission control on downwind PM_{2.5} under various NH₃ conditions in Northeast Asia, *Environmental Pollution* 268, 115794. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115794>
- Kim, E., You, S., Bae, M., Kang, Y.-H., Son, K., Kim, S. (2021b) Municipality-Level Source Apportionment of PM_{2.5} Concentrations based on the CAPSS 2016: (IV) Jeollabuk-do, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environ-*

- ment, 37, 292-309. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2021.37.2.292>
- Kim, H.C., Kim, E., Bae, C., Cho, J.H., Kim, B.-U., Kim, S. (2017a) 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. (2017b) Recent increase of surface particulate matter concentrations in the Seoul Metropolitan Area, Korea, *Scientific Reports*, 7(1), 4710. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05092-8>
- Kim, H.C., Kim, S., Cohen, M., Bae, C., Lee, D., Saylor, R., Bae, M., Kim, E., Kim, B.-U., Yoon, J.-H., Stein, A. (2021c) Quantitative assessment of changes in surface particulate matter concentrations and precursor emissions over China during the COVID-19 pandemic and their implications for Chinese economic activity, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(13), 10065-10080. <https://doi.org/10.5194/acp-21-10065-2021>
- Kim, J.H., Ghim, Y.S., Han, J.-S., Park, S.-M., Shin, H.-J., Lee, S.-B., Kim, J., Lee, G. (2018) Long-term Trend Analysis of Korean Air Quality and Its Implication to Current Air Quality Policy on Ozone and PM₁₀, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment* 34, 1-15. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.1.001>
- Kim, N.-K., Kim, Y.-P., Shin, H.-J., Lee, J.-Y. (2022b) Long-Term Trend of the Levels of Ambient Air Pollutants of a Megacity and a Background Area in Korea, *Applied Sciences*, 12(8), 4039. <https://doi.org/10.3390/app12084039>
- Kim, S.-T. (2011a) Ozone Simulations over the Seoul Metropolitan Area for a 2007 June Episode, Part I: Evaluating Volatile Organic Compounds Emissions Speciated for the SAPRC99 Chemical Mechanism, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(5), 580-602. <https://doi.org/10.5572/kosae.2011.27.5.580>
- Kim, S.-T. (2011b) Ozone Simulations over the Seoul Metropolitan Area for a 2007 June Episode, Part V: Application of CMAQ-HDDM to Predict Ozone Response to Emission Change, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(6), 772-790. <https://doi.org/10.5572/kosae.2011.27.6.772>
- Kim, T., Choi, D., Ko, W., Kim, Y., Kim, J., Kwak, K.-H., Kang, Y.-H., Kim, S. (2023) Ozone air quality deteriorated by inter-provincial transport downwind of Seoul metropolitan area, *Atmospheric Environment*, 314, 120071. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.120071>
- Kim, Y.P. (2006) Air Pollution in Seoul Caused by Aerosols, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 22(5), 535-553, (in English).
- Kim, Y.P., Lee, G. (2018) Trend of Air Quality in Seoul: Policy and Science, *Aerosol and Air Quality Research*, 18, 2141-2156. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0081>
- Korea Legislation Research Institute (KLRI) (2015) A study on the improvement of air quality management legislation system to reduce the levels of fine particle, lows to reduce precirculate matters, Research report.
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2006) Development and Distribution of Integrated Air Environment Index for Comprehensive Evaluation of Air Pollution. <https://me.go.kr/home/web/board/read.do?pagerOffset=7650&maxPageItems=10&maxIndexPages=10&searchKey=&searchValue=&menuId=&orgCd=&boardMasterId=1&boardCategoryId=&boardId=149437&decorator>
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2013) Basic Plan on the 2nd stage Metropolitan Area Air Quality Management, (in Korean).
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2020) <https://www.me.go.kr/home/web/board/read.do?menuId=10525&boardMasterId=1&boardCategoryId=39&boardId=1370620> (accessed on Mar. 24, 2024).
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2021) <https://www.me.go.kr/home/web/board/read.do?menuId=10525&boardMasterId=1&boardCategoryId=39&boardId=1425760> (accessed on Mar. 24, 2024).
- Korea Ministry of Environment (KMOE) (2022) <https://www.me.go.kr/home/web/board/read.do?menuId=10525&boardMasterId=1&boardCategoryId=39&boardId=1518070> (accessed on Mar. 24, 2024).
- Lee, H., Lee, J., Oh, S., Park, S., Mayer, H. (2023) Air pollution assessment in Seoul, South Korea, using an updated daily air quality index, *Atmospheric Pollution Research*, 14(4). <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101728>
- Li, S., Wang, S., Wu, Q., Zhang, Y., Ouyang, D., Zheng, H., Han, L., Qiu, X., Wen, Y., Liu, M., Jiang, Y., Yin, D., Liu, K., Zhao, B., Zhang, S., Wu, Y., Hao, J. (2023) Emission trends of air pollutants and CO₂ in China from 2005 to 2021, *Earth System Science Data*, 15(6), 2279-2294. <https://doi.org/10.5194/essd-15-2279-2023>
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2023) ANNUAL REPORT OF AIR QUALITY IN KOREA 2022, (in Korean). https://www.airkorea.or.kr/web/detailViewDown?pMENU_NO=125
- Son, K., Bae, M., You, S., Kim, E., Kang, Y.-H., Bae, C., Kim, Y., Kim, H.C., Kim, B.-U., Kim, S. (2020) Meteorological and

- Emission Influences on PM_{2.5} Concentration in South Korea during the Seasonal Management: A Case of December 2019 to March 2020, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36, 442-463. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.4.442>
- Son, K., Kang, Y.-H., You, S., Kim, E., Bae, M., Kim, S. (2021) Municipality-Level Source Apportionment of PM_{2.5} Concentrations based on the CAPSS 2016: (VI) Chungcheongbuk-do, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment* 37, 429-455. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2021.37.3.429>
- Stingone, J.A., Pandey, O.P., Claudio, L., Pandey, G. (2017) Using machine learning to identify air pollution exposure profiles associated with early cognitive skills among U.S. children, *Environmental Pollution*, 230, 730-740. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.023>
- The State Council of the People's Republic of China (SCPRC) (2013) Air Pollution Prevention and Control Action Plan. The State Council of the People's Republic of China. http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content_4561.htm
- The State Council of the People's Republic of China (SCPRC) (2016) 13th Five-Year Plan (2016-2020) for National Economic and Social Development. The State Council of the People's Republic of China. https://www.gov.cn/xinwen/2016-03/17/content_5054992.htm
- The State Council of the People's Republic of China (SCPRC) (2018) Three-year action plan for winning the blue sky war. Retrieved from: http://www.gov.cn/zhengce/content/2018-07/03/content_5303158.htm
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2006) Guidelines for the Reporting of Daily Air Quality - the Air Quality Index (AQI), EPA-454/B-06-001, 2006. <https://nepis.epa.gov/>
- Yan, R., Liao, J., Yang, J., Sun, W., Nong, M., Li, F. (2021) Multi-hour and multi-site air quality index forecasting in Beijing using CNN, LSTM, CNN-LSTM, and spatiotemporal clustering, *Expert Systems with Applications*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.eswa.2020.114513>
- Yeo, M.J., Im, Y.S., Yoo, S.S., Jeon, E.M., Kim, Y.P. (2019) Long-term Trend of PM_{2.5} Concentration in Seoul, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 35(4), 438-450. <https://doi.org/10.5572/kosae.2019.35.4.438>
- Zhai, S., Jacob, D.J., Pendergrass, D.C., Colombi, N.K., Shah, V., Yang, L.H., Zhang, Q., Wang, S., Kim, H., Sun, Y., Choi, J.-S., Park, J.-S., Luo, G., Yu, F., Woo, J.-H., Kim, Y., Dibb, J.E., Lee, T., Han, J.-S., Anderson, B.E., Li, K., Liao, H. (2023) Coarse particulate matter air quality in East Asia: implications for fine particulate nitrate, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 23(7), 4271-4281. <https://doi.org/10.5194/acp-23-4271-2023>
- Zhang, R., Zhang, Y., Lin, H., Feng, X., Fu, T.-M., Wang, Y. (2020) NOx Emission Reduction and Recovery during COVID-19 in East China, *Atmosphere*, 11, 433. <https://doi.org/10.3390/atmos11040433>
- Zheng, B., Tong, D., Li, M., Liu, F., Hong, C., Geng, G., Li, H., Li, X., Peng, L., Qi, J., Yan, L., Zhang, Y., Zhao, H., Zheng, Y., He, K., Zhang, Q. (2018) Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(19), 14095-14111. <https://doi.org/10.5194/acp-18-14095-2018>

Authors Information

- 박준홍(아주대학교 환경공학과 석사과정)
(wngmd1116@ajou.ac.kr)
- 김은혜(아주대학교 환경연구소 연구교수)
(kiesloveeh@ajou.ac.kr)
- 강윤희(아주대학교 환경연구소 연구교수)
(ykang@ajou.ac.kr)
- 김순태(아주대학교 환경안전공학과 교수)
(soontaekim@ajou.ac.kr)

Supplementary Materials

Table S1. Variables required in calculating the AQI¹⁾.

Description		Good	Moderate		Unhealthy		Very unhealthy		
Values	I_{LO}	0	51		101		251		
	I_{HI}	50	100		250		500		
Concentration		BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}	BP_{LO}	BP_{HI}
SO ₂ (ppm)	1 hr	0	0.02	0.021	0.05	0.051	0.15	0.151	1
CO (ppm)	1 hr	0	2	2.1	9	9.1	15	15.1	50
O ₃ (ppm)	1 hr	0	0.03	0.031	0.09	0.091	0.15	0.151	0.6
NO ₂ (ppm)	1 hr	0	0.03	0.031	0.06	0.061	0.2	0.201	2
PM ₁₀ (μg/m ³)	24 hr	0	30	31	80	81	150	151	600
PM _{2.5} (μg/m ³)	24 hr	0	15	16	35	36	75	76	500

¹⁾KMOE (2006)

$$I_p = \frac{I_{HI} - I_{LO}}{BP_{HI} - BP_{LO}} \times (C_p - BP_{LO}) + I_{LO} \quad (S1)$$

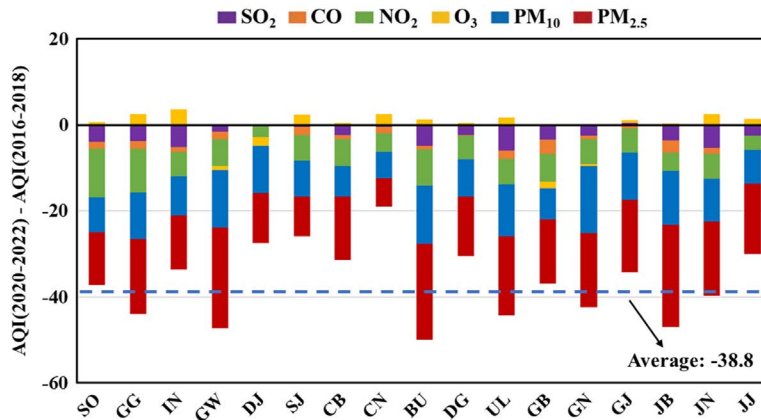
 I_p : the index for pollutant p C_p : the truncated concentration of pollutant p BP_{HI} : the concentration breakpoint that is greater than or equal to C_p BP_{LO} : the concentration breakpoint that is less than or equal to C_p I_{HI} : the AQI value corresponding to BP_{HI} I_{LO} : the AQI value corresponding to BP_{LO} 

Fig. S1. Changes in provincial AQIs between 2016~2018 and 2020~2022. The blue dotted line represents the national average in South Korea. Acronyms for the provinces are as follows; SO: Seoul, GG: Gyeonggi-do, IN: Incheon, GW: Gangwon-do, DJ: Daejeon, SJ: Sejong, CB: Chungcheongbuk-do, CN: Chungcheongnam-do, BU: Busan, DG: Daegu, UL: Ulsan, GB: Gyeongsangbuk-do, GN: Gyeongsangnam-do, GJ: Gwangju, JB: Jeollabuk-do, JN: Jeollanam-do, JJ: Jeju.

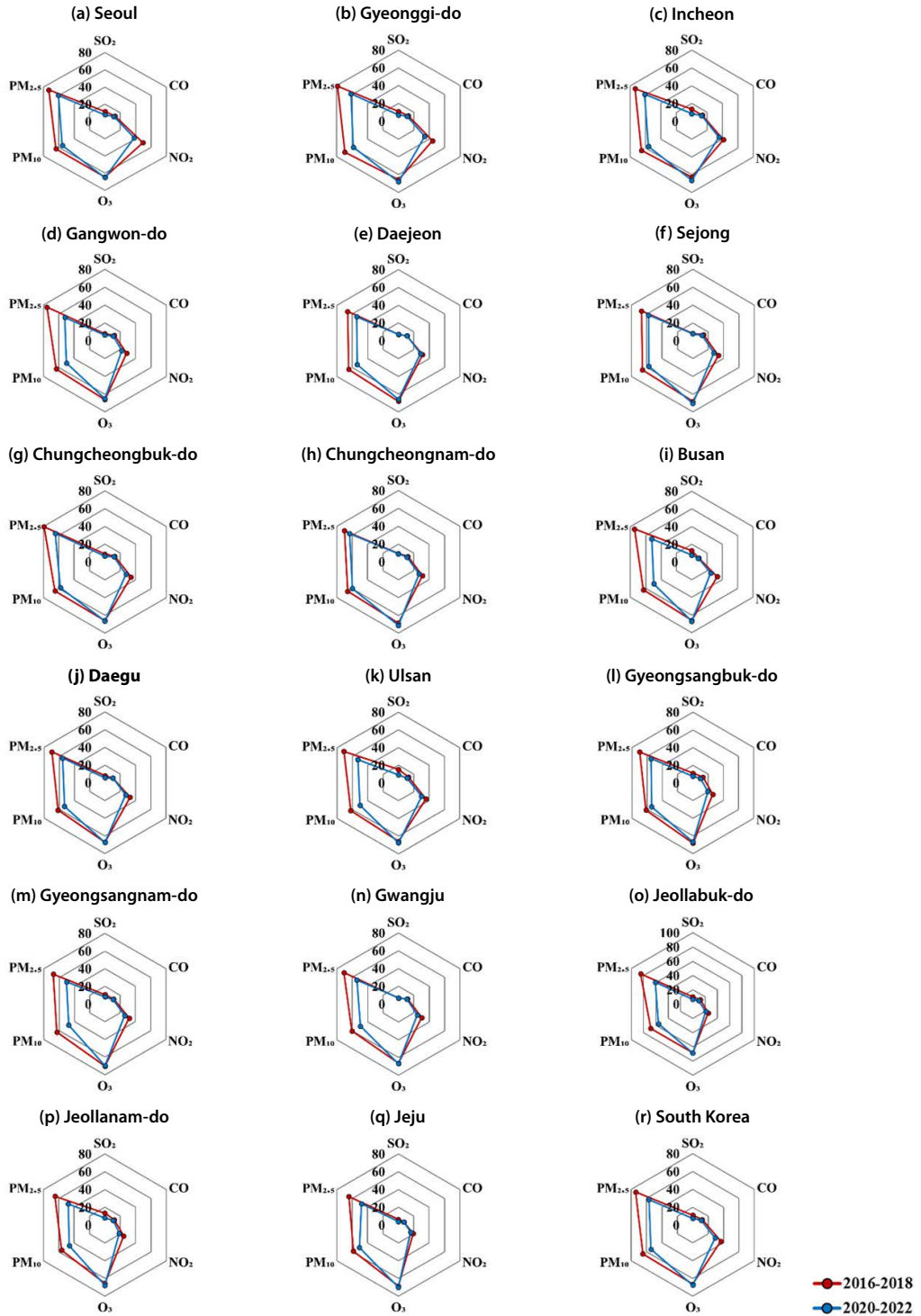


Fig. S2. Radial graph comparing changes in provincial average AQI of criteria air pollutants between 2016~2018 and 2020~2022.