

논문

PMF 모델을 이용한 청주시 오송지역 PM_{2.5} 오염원 분석

Analysis of PM_{2.5} Pollution Sources in the Osong District of Cheongju Using the PMF Model

성명제^{1,2)}, 조성렬³⁾, 김문환³⁾, 김동욱³⁾, 김재훈²⁾, 이상섭^{2)*}

¹⁾(주)한국산업공해연구소 환경현황팀, ²⁾충북대학교 환경공학과,

³⁾충청북도 보건환경연구원 환경연구부

Myeong-Je Seong^{1,2)}, Seong-Ryeol Jo³⁾, Munhwan Kim³⁾, Dong-uk Kim³⁾,
Jae-Hoon Kim²⁾, Sang-Sup Lee^{2)*}

¹⁾Korea Industrial Pollution Research Corporation, Cheongju, Republic of Korea

²⁾Department of Environmental Engineering, Chungbuk National University, Cheongju, Republic of Korea

³⁾Environmental Research Division, Chungcheongbukdo Institute of Health and Environment Research, Cheongju, Republic of Korea

접수일 2025년 10월 22일
수정일 2025년 11월 6일
채택일 2025년 11월 6일

Received 22 October 2025
Revised 6 November 2025
Accepted 6 November 2025

*Corresponding author
Tel : +82-(0)43-261-2468
E-mail : slee@chungbuk.ac.kr

Abstract Chungcheongbuk-do shows relatively high ambient concentrations of PM_{2.5} compared to its local emissions. However, studies identifying the causes of this phenomenon remain insufficient. EPA-PMF model was applied in this study to analyze PM_{2.5} sources in the Osong area of Cheongju. PM_{2.5} concentrations and their major chemical components were analyzed using samples collected from the Urban Air Monitoring Network in Osong between January 2021 and December 2022. PMF was applied to estimate source contributions, supported by the U.S. EPA SPECIATE 5.3 database. The seasonal average PM_{2.5} concentrations followed the order: winter (37.8 µg/m³) > spring (24.2 µg/m³) > autumn (17.4 µg/m³) > summer (15.1 µg/m³). On an annual basis, the chemical composition of PM_{2.5} was dominated by ions (52.3%), followed by unidentified components (25.2%), carbonaceous species (21.6%), and metals (0.9%). Among the ionic species, NO₃⁻ (44.1%), SO₄²⁻ (26.3%), and NH₄⁺ (24.2%) were the most prevalent. According to the PMF results, the major sources of PM_{2.5} were identified as Secondary Nitrate (32.8%), Secondary Sulfate (21.3%), Biomass Burning (14.9%), Mobile sources (traffic-related, 14.0%), Soil dust (10.9%), and Industrial emissions (6.2%). In cross-site comparisons, Osong's air quality showed the highest similarity with Cheonan, while its similarity with Daejeon was relatively low. For effective PM_{2.5} management, priority should be given to controlling secondary aerosols, which account for more than 50% of PM_{2.5}, and to reducing their precursors (NO₃⁻, SO₄²⁻, and NH₄⁺). To better identify long-range transported sources affecting the Chungbuk region, it is recommended to integrate local emissions inventories with comparative analyses of other regions that exhibit similar source profiles.

Key words: PM_{2.5}, PMF, Air quality, Osong, Chungbuk

1. 서론

대기정책지원시스템 (Clean air policy support system; CAPSS) 자료를 바탕으로 충청북도의 2021년도 초미세먼지 (PM_{2.5}) 배출량은 연간 3165톤으로 전국 17개 지자체 중 7위 수준이다 (MOE, 2023). 그러나

대기환경 월보에 따르면 충청북도의 PM_{2.5} 농도는 최근 4년 평균값이 20.3 µg/m³ 수준으로 경기도 (20.8 µg/m³)와 충남 (20.8 µg/m³)에 이어 3번째로 높다. 또한 2023년의 평균치로는 22.0 µg/m³로 지자체 중 2번째로 높게 나타나고 있다. 따라서 충청북도의 PM_{2.5}는 지역 내 배출량에 비해 대기 중 농도가 높게 나타

나는 특징을 가지고 있지만, 이에 대한 원인 분석이 매우 부족한 상태이다.

현재 국내외적으로 PM_{2.5}의 피해를 최소화하기 위하여, 장기적인 모니터링 결과를 바탕으로 오염원의 특성을 파악하는 수용모델 연구가 지속되고 있다 (Tian *et al.*, 2020; Heo *et al.*, 2018; Manousakas *et al.*, 2017; Jeong and Hwang, 2015). 수용모델은 현재와 과거의 데이터를 바탕으로 오염원을 추정하는 통계적, 수학적 접근방법이다 (Hwang and Kim, 2013). 대표적 수용모델로는 PMF (Positive Matrix Factorization)가 있다. 오염원에 대한 정보가 미비할 경우에도 오염원 추정이 가능하며, 실내공기질 및 도시의 오염원 파악, 산성비 및 황사와 같은 광역 규모의 대기오염을 해결하는 방법으로까지 광범위하게 적용되고 있다 (Lim, 2014; Hopke, 1985). 수용모델 연구를 위해서는 수용지역의 대기질에 대한 정량적·정성적 분석이 선행되어야 하며 주로 대기자동측정망에서 수집된 장기간의 데이터가 유용하게 활용된다. 우리나라는 2007년부터 주요 권역에 12개 종류의 측정망(도시대기, 교외대기, 국가배경농도(도서, 선박), 도로변대기, 항만, 유해대기물질, 대기중금속, 산성강하물, 광화학 대기오염물질, 지구대기, PM_{2.5} 성분, 대기오염집중)을 운영 중에 있다 (NIER, 2019, 2016, 2015).

일부 진행된 선행연구를 살펴보면, 2021년부터 2022년까지의 충남지역 천안 성황동, 당진 송산면, 서산 대죽리의 도시대기측정소 및 유해대기측정소의 채취 시료를 바탕으로 PMF 분석을 통해 오염원을 추정하였다. 천안 성황동의 경우 총 9개의 오염원을 추정하였는데, 그 중 2차 질산염(Secondary Nitrate)이 28.6%, 2차 황산염(Secondary Sulfate)이 23.2%, 열 연소/소각(Combustion for heating & incineration)이 14.6% 순으로 PM_{2.5}에 기여하는 것으로 나타났다. 당진 송산면은 총 8개의 추정 오염원 중 2차 질산염(Secondary Nitrate, 39.2%)과 2차 황산염(Secondary Sulfate, 15.7%) 및 이동오염원(Mobil, 13.1%) 등으로 나타났으며, 서산 대죽리는 총 8개 추정 오염원 중 2차 질산염(Secondary Nitrate, 44.1%)과 2차 황산염

(Secondary Sulfate, 14.6%) 및 산업(Industry, 13.8%) 순으로 나타났다. 이와 같은 결과를 종합하여 2차 질산염과 2차 황산염의 기여율이 가장 높다는 것을 확인할 수 있었으며 그에 따른 적절한 저감대책이 필요함을 시사하였다 (Bang, 2024). 대전지역은 2021년 1월, 5~6월 기간 중부권 대기환경연구소의 PM_{2.5} 성분 분석 결과를 바탕으로 PMF 모델 분석을 실시하였다. PM_{2.5} 농도에 기여하는 수준은 2차 황산염(30.1%), 2차 질산염 및 2차 염산염(22%), 자동차배출(16.9%), 토양 및 먼지(15.9%), 산업배출(5.6%), 석탄연소(4.9%), 해염입자(4.7%) 순으로 나타나 대전지역 대기질 개선의 기초자료로 활용하고 있다 (Han *et al.*, 2021). Hwang *et al.* (2020)은 2014년 수도권 231개, 중부권 200개의 PM_{2.5} 시료를 분석하여 오염원을 추정하였다. 또한 Kwon *et al.* (2021)은 PMF 결과 해석에 대한 신뢰도를 높이기 위해 EPA-Speciate 5.1 값을 활용하여 서울시 대기 중 VOCs의 배출원을 추정한 연구도 진행되었다.

본 연구에서는 청주시 오송지역의 PM_{2.5} 오염원을 분석하기 위하여 PMF 분석을 실시하였다. 충청북도의 대기 중 PM_{2.5} 농도가 매우 높음에도 불구하고, PM_{2.5} 오염원에 대한 분석 결과가 매우 부족한 상황이기 때문에, 가용한 PM_{2.5} 성분 분석 결과를 이용하여 오송지역의 대기질을 조사하고자 하였다. 오송읍 측정소에서 채취한 PM_{2.5}에 대한 분석 결과를 바탕으로 오염원과 기여도를 추정하였다. 또한 오염원 분석의 정확성을 높이기 위하여 EPA-Speciate 5.3의 profile 자료와 시계열 자료를 이용하였다. 그리고 선행연구에서 PMF 분석 결과가 있는 서산, 당진, 천안, 대전 지역과 동일한 채취 기간에 대하여 PMF 분석을 실시함으로써 청주 오송지역의 대기질 특성을 비교 분석하였다.

2. 연구 방법

2.1 장소 및 기간

청주시 오송읍 도시대기측정소에서 PM_{2.5} 시료채

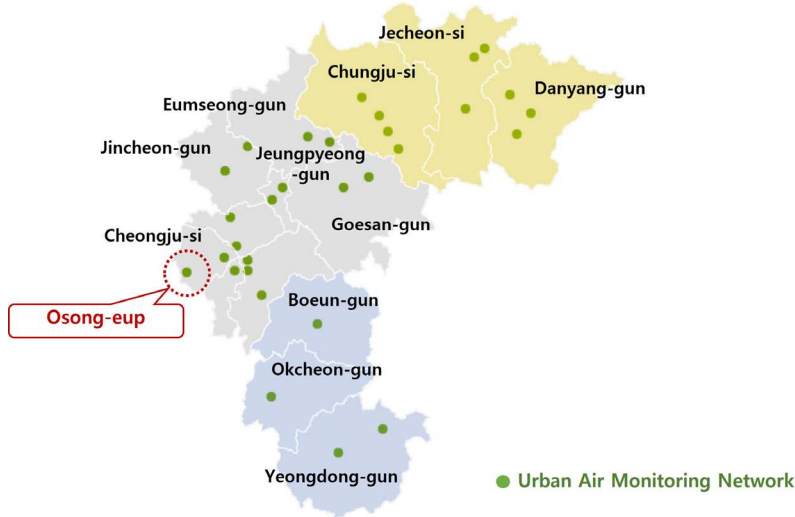


Fig. 1. Location of the sampling sites.

Table 1. Summary of meteorological conditions in Osong during the study period.

| Season | Average | | | Main wind direction |
|--------|------------------|-----------------------|--------------------|---------------------|
| | Temperature (°C) | Relative humidity (%) | Wind speed (m/sec) | |
| Winter | 0.1 | 67.8 | 0.9 | SSE |
| Spring | 12.9 | 62.5 | 1.1 | SSE |
| Summer | 24.5 | 80.4 | 1.0 | SEE |
| Fall | 14.8 | 80.4 | 0.9 | SE |

취를 실시하였다. 오송읍 측정소는 청주의 가장 서쪽에 위치한 측정소로 그림 1에 나타내었다. 시료 채취는 2021년부터 2022년까지 총 161일간 시료를 채취하여 분석하였으며 해당 월에 최소 4일에서 10일간 연속 측정된 결과를 평균하여 분석에 활용하였다.

조사기간 동안의 오송읍 측정소의 계절별 기상상태를 표 1에 정리하였으며 계절은 겨울철(12~2월), 봄철(3~5월), 여름철(6~8월), 가을철(9~11월)로 구분하였다. 기온과 상대습도, 풍속은 평균값으로 정리하였으며 주풍향은 바람장미도 분석을 통해 산출하였다.

2.2 시료 채취 및 분석 방법

PM_{2.5}의 탄소 성분, 이온 성분, 중금속 성분의 측정

도 향상을 위해 각 성분별로 시료를 채취하였다. 시료의 채취 및 분석방법은 대기오염측정망 설치·운영지침(2021)에 따라 실시하였다. PM_{2.5} 질량농도를 산정하기 위해 테플론(PTFE) 재질의 여지를 사용하여 시료를 채취하였다. 자동보정항량시스템(CHAMBAL-500, C2K Creative, Korea)을 이용하여 0.001 mg까지 칭량하고, 그 무게 차를 이용하여 질량농도를 계산하였다.

탄소 성분을 분석하기 위해 석영(quartz) 여지를 사용하였으며, 650°C 이상의 고온에서 4시간 이상 구워 불순물을 제거한 후 사용하였다. 탄소 성분 분석은 유기탄소(organic carbon, OC)와 원소탄소(elemental carbon, EC)로 구분하여 대기오염측정망 설치·운영지침 별표 25의 「초미세먼지(PM_{2.5}) 탄소성

분 분석 방법]에 따라 NIOSH 870 protocol을 사용하여 열광학적투과(thermal optical transmittance) 방식으로 분석을 실시하였다. 분석 장비는 Carbon analyzer (OCEC Lab Instrument model 5, Sunset Laboratory Inc., United States)를 이용하였으며, OC는 헬륨만 유입되는 상태(무산소)로 단계별 온도(315~840°C)에서 측정되며, EC는 산소도 유입하는 상태로 단계별 온도(550~870°C)에서 측정된다.

이온 성분을 분석하기 위해 테플론(PTFE) 여지를 사용하였다. 이온 성분 분석은 대기오염측정망 설치·운영지침 별표 26의 「초미세먼지(PM_{2.5}) 중 이온 성분 분석 방법(이온크로마토그래피)」에 따라 진행하였다. 분석 장비는 이온크로마토그래피(940 Professional IC Vario, Metrohm, Switzerland)를 이용하였으며, 음이온 3항목(Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻) 및 양이온 5항목(NH₄⁺, Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺)을 대상으로 하였다.

PM_{2.5} 중 중금속 성분은 대기오염공정시험기준 ES 01700.2(환경대기 중 금속화합물 동시분석-유도결합 플라즈마 분광법)에 따라 분석하였다. 채취 여지의 전처리에는 마이크로파 산분해법에 따라 실시하였다. 분석 장비는 ICP-MS (PerkinElmer, United States)를 이용하였으며, 8항목(Pb, Cd, Cr, Cu, Mn, Fe, Ni, As)에 대해 분석하였다.

2.3 PMF 모델과 Speciate 분석

오송지역의 PM_{2.5}의 배출원 추정과 기여도 분석을 위해 US EPA에서 제공하는 PMF 5.0을 활용하였다. PMF의 기본적 행렬식을 표현하면 아래의 식 (1)과 같다(Hwang and Kim, 2013; Hwang *et al.*, 2008).

$$X = GF + E \quad (1)$$

식 (1)에서 행렬 X는 차원이(n×m)인 행렬구조로 n개의 시료 중 실측값 m개의 분석항목 수를 나타낸다. 행렬 G는 오염원의 기여도를 의미하며(n×p)로 표현된다. 여기서 p는 추출된 인자의 수를 의미한다. 이에 대응하는 행렬 F는(p×m)으로 표현되며 오염원

분류표(Source profile)를 의미한다(Hwang and Kim, 2013). PMF 결과의 신뢰성을 향상시키기 위하여 데이터의 정리가 필요하다. 분석한 농도에 대한 불확도를 활용하기 위해 US EPA-PMF와 국립환경과학원 가이드라인을 참고하여 재구성하였다(NIER, 2017; US EPA, 2014). 본 연구에서는 선행연구(Polissar *et al.*, 1998; Hwang and Hopke, 2006; US EPA, 2014)를 참고하여 검출한계 이하값과 결측값을 대체하고 그에 따른 오차행렬의 값을 산정하였다. 농도값 존재 시 오차값은 $\sqrt{(\text{errorfraction} \times \text{concentration})^2 + (0.5 \times \text{MDLs})^2}$ 으로 산정하며 error fraction은 모든 항목에 10%로 동일하게 적용하였다(NIER, 2017). 측정 농도가 MDL 이하의 농도이면 $\frac{\text{MDL}}{2}$ 의 값으로 대체하고, 그에 대응하는 오차행렬의 값은 $\frac{5 \times \text{MDL}}{6}$ 으로 산정한다. 또한 결측된 경우는 기하평균으로 대체하며 오차행렬 값은 기하평균의 4배 값으로 대체하도록 하였다(Hwang and Hopke, 2006). 이와 같이 각각의 자료에 가중치를 부여하여 MDL 미만의 자료나 결측된 자료에 대해 불확실도(uncertainty)를 크게 함으로써 분석에 미치는 영향을 최소화하고 모델링 결과에 객관성을 높였다. PM_{2.5} 질량농도의 경우 농도의 10%를 오차항으로 하였다. PMF 모델 분석에서는 각 변수(화학종)의 오차 추정치 변화량을 제어하기 위하여 신호 대 잡음비(Signal to noise ratio; S/N)를 활용하였고, S/N 비가 0.2~2 사이에 존재하는 변수는 'weak', 0.2 이하는 'bad'로 구분하였다(NIER, 2017). 위 단계를 거쳐 총 161일×19항목에 해당하는 3,059개의 행렬데이터를 구성하였다. 다만 본 연구에서는 가용한 PM_{2.5} 성분 분석 결과를 이용하여 오송지역의 대기질을 조사하고자 하였고, PM_{2.5} 성분 분석값의 MDL 자료가 존재하지 않기 때문에, EPA-PMF 프로그램에서 제공된 자료를 이용하였다. 자세한 입력값은 표 2에 나타내었다.

모델의 정확성 및 신뢰성을 확보하기 위해 Bootstrap (BS) Mapping 방법을 중심으로 PMF의 결과값의 에러를 최종적으로 검토하고 인자수를 결정하는

Table 2. Statistical summary of the input data used for PMF modeling.

| Species | S/N ratio | Concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | | | | | MDL | |
|-------------------|-------------------------------|--|--------|--------|--------|--------|---------|--------|
| | | Min | 25th | Median | 75th | Max | | |
| PM _{2.5} | 9.0 | 3 | 10 | 18 | 35 | 82 | 2 | |
| Ion | Cl ⁻ | 6.3 | 0.0000 | 0.0069 | 0.0498 | 0.5485 | 2.2060 | 0.0026 |
| | NO ₃ ⁻ | 8.8 | 0.0055 | 0.4042 | 2.8529 | 8.7939 | 34.1238 | 0.0110 |
| | SO ₄ ²⁻ | 9.0 | 0.1759 | 1.6112 | 2.5414 | 4.0540 | 23.5622 | 0.0130 |
| | Na ⁺ | 6.0 | 0.0000 | 0.0443 | 0.0803 | 0.1132 | 0.2551 | 0.0120 |
| | NH ₄ ⁺ | 9.0 | 0.1327 | 0.8420 | 1.9308 | 4.1631 | 13.2509 | 0.0125 |
| | K ⁺ | 7.4 | 0.0111 | 0.0614 | 0.1108 | 0.2370 | 0.6332 | 0.0100 |
| | Ca ²⁺ | 6.9 | 0.0000 | 0.0237 | 0.0561 | 0.0996 | 0.3717 | 0.0038 |
| | Mg ²⁺ | 3.2 | 0.0000 | 0.0116 | 0.0221 | 0.0350 | 0.1517 | 0.0100 |
| Carbon | OC | 5.2 | 0.4540 | 2.3952 | 3.9833 | 7.0609 | 12.9358 | 0.9080 |
| | EC | 3.9 | 0.0000 | 0.1987 | 0.3716 | 0.5503 | 1.3004 | 0.1250 |
| Metal | As | 6.2 | 0.0000 | 0.0015 | 0.0137 | 0.0319 | 0.2277 | 0.0010 |
| | Cu | 4.8 | 0.0000 | 0.0026 | 0.0049 | 0.0105 | 0.0586 | 0.0013 |
| | Pb | 1.5 | 0.0000 | 0.0022 | 0.0022 | 0.0089 | 0.0375 | 0.0043 |
| | Mn | 4.5 | 0.0009 | 0.0028 | 0.0062 | 0.0126 | 0.0459 | 0.0018 |
| | Cd | 0.0 | 0.0000 | 0.0005 | 0.0005 | 0.0005 | 0.0014 | 0.0010 |
| | Cr | 4.3 | 0.0000 | 0.0003 | 0.0018 | 0.0047 | 0.1071 | 0.0005 |
| | Ni | 1.0 | 0.0000 | 0.0000 | 0.0005 | 0.0013 | 0.0577 | 0.0010 |
| | Fe | 7.0 | 0.0000 | 0.0332 | 0.0985 | 0.2028 | 1.1758 | 0.0050 |

데 활용하였다. BS 분석은 관측자료로부터 무작위 추출을 통해 대표본을 실시하는 것을 의미하며 각 표본마다 PMF를 통해 인자구조(G, F행렬)를 도출한다.

이는 Q (Robust)와 Q (True) 간 불균형적인 영향과 회전의 모호성을 평가하는 데 사용되며 횡수는 선행 연구에 따라 100회를 수행하였다 (NIER, 2017; US EPA, 2014). Mapping 결과가 80% 이상이면 100번 중 80번이 동일한 오염원으로 식별된다는 의미이다. 본 연구에서는 6개의 오염원 수가 92~100%의 Mapping 결과를 나타내며 선행연구와 비교할 수 있는 최적 개수로 판단하여 분석에 활용하였다. 그 외 Mapping 결과는 5개 (98~100%), 7개 (46~100%), 8개 (69~99%), 9개 (69~98%), 10개 (43~93%)으로 나타났다. PMF 모델에서의 PM_{2.5}의 계산치와 측정치를 통하여 모델의 결과값에 대한 설명력을 나타내는 상관관계를 검토하였다. 결과는 결정계수(R²)로 알 수 있으며, 결정계수 값이 0.9028로 양호하게 나타났다.

EPA-Speciate 5.3은 미국 환경보호청(U.S. Environmental Protection Agency, EPA)이 개발하였는데, 대기오염물질의 화학적 구성(speciation profiles)을 체계적으로 정리한 데이터베이스로 총 6,895개의 소스 프로파일을 포함하고 있으며 주로 유기화합물(VOCs)과 미세입자(PM)의 조성비 정보를 제공한다. 특히, 산업 부문, 운송, 생물성 연소, 폐기물 소각 등 다양한 배출원에 대한 화학 조성 정보가 수록되어 있어 대기오염물질을 추정하거나 PMF 모델과 연계하여 분석에 활용된다(US EPA, 2023). 특히 PMF에서 도출된 오염원의 주요 marker 물질과 EPA-Speciate 5.3의 PM profile 중 가장 유사한 profile을 확인하여 오염원 추정에 근거를 제공할 수 있다. 오염원 추정의 근거는 선행연구(Chow, 1995)에서 정리한 오염원 분류표와 주요 maker 물질(NIER, 2017), 미국 EPA에서 제공하는 EPA-Speciate 5.3 자료를 바탕으로 추정하였다.

Table 3. Seasonal and monthly concentrations of each component of PM_{2.5} during the sampling period.

| Period | PM | | Ion | | Carbon | | Metal | | Unknown | |
|--------|-------------------|-------------------|-------------------|-----|-------------------|--------|-------------------|------|-------------------|---|
| | µg/m ³ | µg/m ³ | µg/m ³ | % | µg/m ³ | % | µg/m ³ | % | µg/m ³ | % |
| Winter | 37.8 | 21.1 | 55.8 | 7.9 | 20.8 | 0.2574 | 0.7 | 8.6 | 22.7 | |
| Spring | 24.2 | 13.6 | 56.1 | 4.7 | 19.6 | 0.1361 | 0.6 | 5.7 | 23.8 | |
| Summer | 15.1 | 5.9 | 39.2 | 3.6 | 23.6 | 0.2169 | 1.4 | 5.4 | 35.8 | |
| Fall | 17.4 | 8.8 | 50.9 | 4.3 | 24.7 | 0.2034 | 1.2 | 4.0 | 23.3 | |
| Jan-21 | 41.1 | 21.8 | 52.9 | 8.7 | 21.2 | 0.2823 | 0.7 | 10.3 | 25.1 | |
| Feb-21 | 41.0 | 21.9 | 53.4 | 8.0 | 19.4 | 0.1495 | 0.4 | 11.0 | 26.8 | |
| Mar-21 | 43.3 | 30.8 | 71.2 | 6.5 | 15.1 | 0.0487 | 0.1 | 5.9 | 13.6 | |
| Apr-21 | 20.9 | 10.0 | 47.7 | 4.4 | 20.9 | 0.1252 | 0.6 | 6.4 | 30.8 | |
| May-21 | 18.3 | 6.3 | 34.6 | 4.3 | 23.8 | 0.2087 | 1.1 | 7.4 | 40.5 | |
| Jun-21 | 31.4 | 11.6 | 36.8 | 6.4 | 20.5 | 0.2059 | 0.7 | 13.2 | 42.1 | |
| Jul-21 | 9.9 | 3.6 | 36.9 | 2.2 | 22.2 | 0.0839 | 0.9 | 3.9 | 40.0 | |
| Aug-21 | 11.8 | 6.1 | 51.3 | 4.3 | 36.8 | 0.8118 | 6.9 | 0.6 | 5.0 | |
| Sep-21 | 10.3 | 5.1 | 49.3 | 3.0 | 29.4 | 0.0901 | 0.9 | 2.1 | 20.5 | |
| Oct-21 | 10.3 | 4.8 | 46.4 | 3.4 | 33.0 | 0.1181 | 1.2 | 2.0 | 19.4 | |
| Nov-21 | 11.4 | 5.7 | 50.0 | 2.5 | 22.1 | 0.1287 | 1.1 | 3.1 | 26.8 | |
| Dec-21 | 40.6 | 22.1 | 54.6 | 9.6 | 23.7 | 0.2866 | 0.7 | 8.5 | 21.0 | |
| Jan-22 | 27.6 | 15.9 | 57.8 | 4.4 | 15.9 | 0.1616 | 0.6 | 7.1 | 25.7 | |
| Feb-22 | 44.7 | 26.7 | 59.8 | 8.9 | 19.8 | 0.2362 | 0.5 | 8.9 | 19.8 | |
| Mar-22 | 35.4 | 23.0 | 65.0 | 6.7 | 19.0 | 0.1735 | 0.5 | 5.5 | 15.5 | |
| Apr-22 | 13.9 | 5.9 | 42.9 | 2.9 | 20.6 | 0.0823 | 0.6 | 5.0 | 35.8 | |
| May-22 | 13.4 | 5.3 | 39.7 | 3.6 | 27.0 | 0.1779 | 1.3 | 4.3 | 32.0 | |
| Jun-22 | 13.4 | 4.6 | 34.3 | 3.6 | 27.1 | 0.0951 | 0.7 | 5.1 | 37.9 | |
| Jul-22 | 14.3 | 5.7 | 40.0 | 2.7 | 19.2 | 0.0523 | 0.4 | 5.8 | 40.5 | |
| Aug-22 | 10.0 | 4.0 | 39.7 | 2.1 | 21.0 | 0.0522 | 0.5 | 3.9 | 38.8 | |
| Sep-22 | 13.4 | 3.1 | 23.2 | 2.9 | 21.8 | 0.1818 | 1.4 | 7.2 | 53.7 | |
| Oct-22 | 17.9 | 8.3 | 46.6 | 4.9 | 27.5 | 0.2324 | 1.3 | 4.4 | 24.5 | |
| Nov-22 | 41.0 | 26.1 | 63.6 | 8.9 | 21.8 | 0.4692 | 1.1 | 5.5 | 13.4 | |
| Dec-22 | 32.0 | 18.3 | 57.1 | 7.6 | 23.7 | 0.4281 | 1.3 | 5.7 | 18.0 | |

3. 결과 및 고찰

3.1 PM_{2.5} 농도 및 성분 분석 결과

2021년부터 2022년까지의 결과를 바탕으로 분석한 결과를 표 3에 나타내었으며, 계절별 평균 PM_{2.5} 농도는 겨울 (37.8 µg/m³) > 봄 (24.2 µg/m³) > 가을 (17.4 µg/m³) > 여름 (15.1 µg/m³)의 순으로 나타났다. 겨울철이 다른 계절에 대비 가장 높은 농도를 보이고 여름철이 가장 낮은 경향을 보였다.

PM_{2.5}의 연평균 및 계절별 주요 성분의 상대적 기여도를 그림 2에 나타내었다. 주요 구성 성분은 이온 성분(Ion), 탄소(Carbon), 금속(Metal), 미확인 성분(Unknown)으로 분류하였으며, 이온 성분은 다시 세

부적으로 기여율이 높은 3가지 항목 NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺, 기타 이온(Others)으로 나누어 표현하였다. PM_{2.5}의 연평균 조성에서 가장 큰 비중을 차지한 것은 이온 성분(52.3%)으로 나타났으며 다음으로 미확인 성분 25.2%, 탄소 21.6%, 금속 0.9% 순이었다. 이온 성분 중에서는 NO₃⁻이 44.1%로 가장 높은 비율을 차지하였으며, SO₄²⁻ 26.3%, NH₄⁺ 24.2%로 그 뒤를 이었다.

계절별로 살펴보면, 겨울철에는 PM_{2.5} 내 이온 성분의 비중이 55.8%로 가장 높게 나타났으며 탄소 성분은 20.8%의 비율을 보이고 있었다. 특히 이온 중 NO₃⁻의 비율이 52.3%를 차지하여 계절 중 최고값을 나타내었다. 이는 난방기 사용 증가로 인한 질소산화

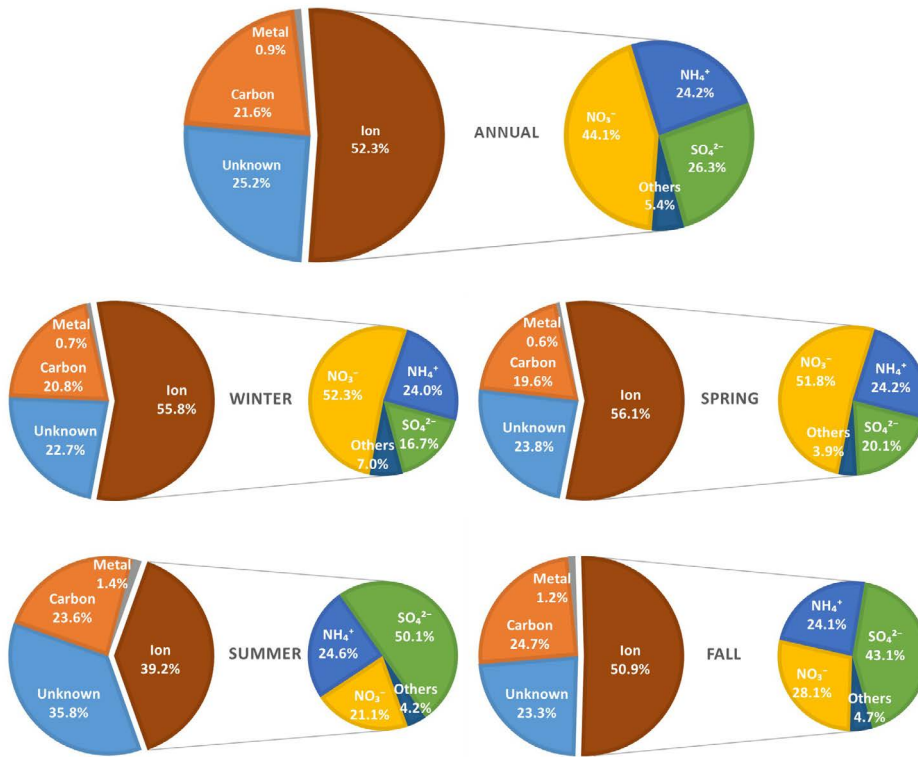


Fig. 2. Proportional distribution of PM_{2.5} components.

물 배출량 증가와 더불어, 낮은 온도와 대기 정체로 인해 2차 질산염이 효과적으로 생성되어 축적되기 쉬운 조건이 형성되었기 때문에 판단된다(Hwang *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2020). 이와 함께 NH₄⁺ 24.0%와 SO₄²⁻ 16.7%도 주요 이온 성분으로 기여하였다.

봄철에는 PM_{2.5} 내 이온 성분이 56.1%를 차지하며 여전히 가장 높은 비중을 차지하였고 탄소와 미확인 성분도 각각 19.6%, 23.8%의 수준을 나타내었다. 이온 성분 내의 NO₃⁻은 51.8%로 겨울철에 비해 다소 감소하였으나 SO₄²⁻는 20.1%로 겨울에 비하여 점차 증가하였고 NH₄⁺는 24.2%의 비율을 나타내었다.

여름철에는 PM_{2.5} 내 이온 성분 비중이 39.2%로 연중 가장 낮아진 반면, 미확인 성분은 35.8%로 사계절 중 최대를 보였다. 탄소 성분은 봄철 이후 다시 증가하여 23.6% 기여하는 것으로 나타났다. 여름철 이온 성분 구성의 특징은 NO₃⁻의 비율이 21.1%로 계절 중

최소로 나타났으며, SO₄²⁻과 NH₄⁺이 계절 중 최대 비율로 각각 50.1%, 24.6%로 기여하고 있는 것으로 나타났다.

가을철에는 PM_{2.5} 내에 이온 성분이 50.9%를 보이고 있으며, 탄소 24.7%와 미확인 성분 23.3%로 분포되어 있다. 이온 내에서는 NO₃⁻이 28.1%, SO₄²⁻이 43.1%로 나타났고, NH₄⁺도 24.1%를 차지하였다.

따라서 PM_{2.5}의 성분은 계절에 따라 변화됨을 보여주었다. 특히, 겨울철과 봄철에는 이온 내의 NO₃⁻이 50% 이상의 비율을 차지하고, 여름철에는 SO₄²⁻이 증가하여 이온 성분의 구성에 50% 수준으로 기여하는 것으로 나타났다. 가을철에는 이온 성분 중 3가지(NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺) 성분이 대체로 고르게 분포하였다. 반면에 NH₄⁺은 이온 내 구성 비율이 24% 수준의 일정비율로 항상 존재하는 것으로 나타났다.

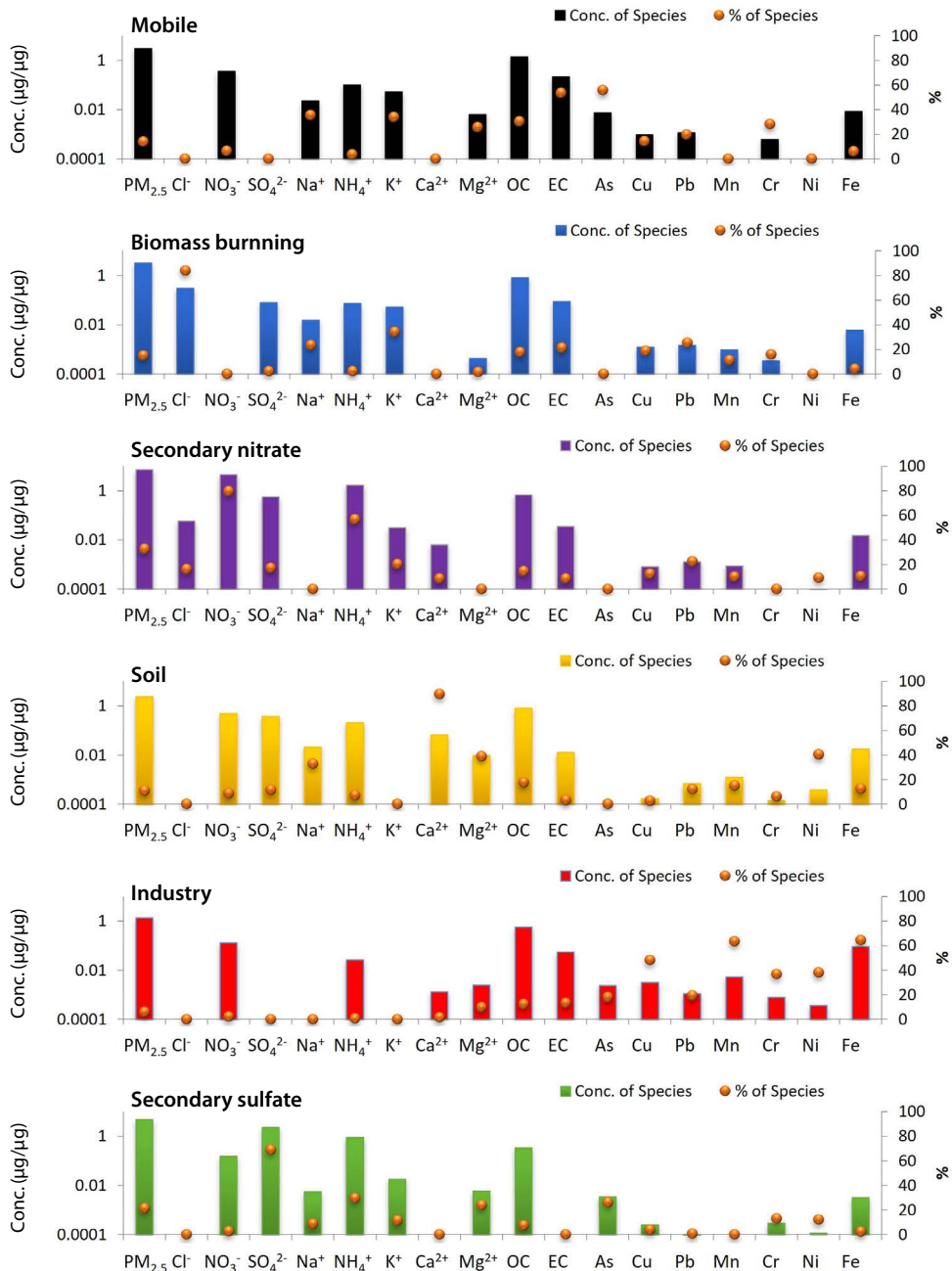


Fig. 3. Source profiles identified from PM_{2.5} in the Osong area.

3.2 오염원 및 기여도 추정

분석에 활용한 대기오염물질은 총 19개이며 초미세먼지(PM_{2.5}), 탄소 성분(OC, EC), 이온 성분(NO₃⁻,

SO₄²⁻, NH₄⁺, Cl⁻, K⁺, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺), 중금속 성분(Fe, As, Mn, Cu, Pb, Cr, Ni, Cd)이다. PMF 모델에 사용한 결과는 앞서 표 1에 정리하여 나타내었다.

PMF 분석의 결과는 그림 3~5에 정리하여 나타내었다. 그림 3은 오염원을 분석한 결과이고, 그림 4는 PM_{2.5} 기여도에 대한 결과이다. 그림 5는 오염원의 시계열 그래프이다. 오염원 추정의 정확도를 높이기 위해 EPA-Speciate 5.3의 profile과 비교하였다.

첫 번째 오염원은 그림 3에서 보는 바와 같이 자동차 오염원(Mobile)이다. OC, EC, Mg²⁺, Pb 등이 주로 기여하는 것으로 분석되었기 때문이다. 선행연구(NIER, 2017)에서는 자동차 오염원의 주요 marker 물질을 OC, EC로 분류하고 있으며 EPA-Speciate 5.3에서도 가장 유사한 Profile Code-3216 (Gasoline exhaust)을 참고하였다. PM_{2.5} 구성 중 3.05 µg/m³ (14.0%) 기여하고 있으며, 차량 브레이크 마모에 의한 Fe, Pb, Cu 등의 중금속도 일부 기여하는 것으로 판단하였다(Hwang *et al.*, 2020). 측정 지점 동쪽에 왕복 6차로 오송생명로가 인접하여 위치하고 있어 이를 통과하는 다양한 이동오염원 차종들의 통행이 반영될 수 있다. 그림 5에서 보는 바와 같이, 시기적으로는 여름철을 제외하고 꾸준히 농도가 높게 유지되는 것을 확인할 수 있었다.

두 번째 오염원은 생물성 연소(Biomass Burning)이다. Cl⁻, K⁺, OC, EC, Pb 등이 주로 기여하는 것으로 분석되었기 때문이다. 주요 marker 물질은 K⁺, Cl⁻, OC, EC 등으로 알려져(Lim *et al.*, 2020; Chow, 1995) 있다. 특히 Cl⁻은 농경지에서의 소각과 폐기물 연소과정에서 배출되는 특징이 있으며, OC, K는 주로 목재의 연소과정에서 배출된다(Nava *et al.*, 2020; Harrison *et al.*, 2012; Hwang and Hopke, 2006). EPA-Speciate 5.3의 Profile Code-95148 (Biomass Burning)을 참고하였다. 그림 4에서 보는 바와 같이, 조사 기간 동안 PM_{2.5}의 생성에 3.23 µg/m³ (14.9%) 기여하고 있다. 그림 5의 시계열 분석 결과, 농도가 증가하는 기간은 10월부터 파종이 시작되기 전 3월까지로 확인된다.

세 번째 오염원은 2차 질산염(Secondary Nitrate)이다. 주요 marker로 알려진 NO₃⁻와 NH₄⁺가 주로 기여하였다. EPA-Speciate 5.3의 Profile Code-91163

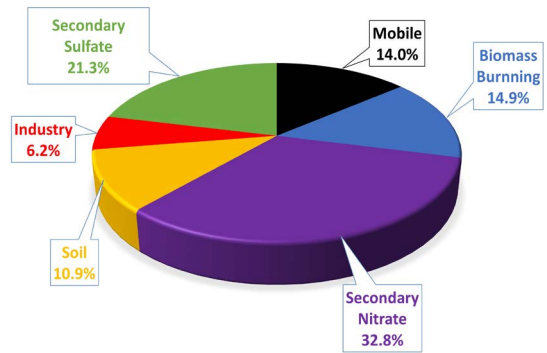


Fig. 4. The average contributions of the identified each source.

(Ammonium Nitrate Production)을 참고하였다. 그림 4에서 보는 바와 같이, 조사 기간 동안 PM_{2.5}의 생성에 7.12 µg/m³ (32.8%)로 가장 기여도가 높은 오염원으로 확인되었다. 그림 5의 시계열 분석 결과 12~3월에 기여도가 높았다. 이는 난방으로 인한 NO_x 배출 증가와 함께, 낮은 온도에서 2차 질산염의 생성이 유리하기 때문으로 판단된다(Hwang *et al.*, 2020). 또한 연소에 의해 대기 중으로 공급된 NO_x는 산화 후 HNO₃로 전환되고 농경지와 축사에서 발생하는 NH₃와 결합하여 NH₄NO₃의 형태로 존재하게 된다(Belis *et al.*, 2013).

네 번째 오염원은 토양(Soil)이다. Ca²⁺, Mg²⁺, Mn, Fe 등이 주로 기여하는 것으로 분석되었다. EPA-Speciate 5.3의 Profile Code-3196 (Agriculture soil)를 참고하였다. 그림 4에서 보는 바와 같이, 조사 기간 동안 PM_{2.5}의 생성에 2.36 µg/m³ (10.9%) 기여하는 것으로 분석되었다. 토양의 오염원으로 황사를 고려할 수 있고, 조사 기간 동안 이루어진 오송산업단지과 택지 개발지구 공사현장에서 발생하는 비산먼지도 고려할 수 있다.

다섯 번째 오염원은 산업배출(Industry)이다. Fe, Mn, Cu, As, Cr, Ni이 주로 기여하는 것으로 분석되었다. EPA-Speciate 5.3의 Profile Code-4718 (Iron and steel manufacturing)를 참고하였다. 선행연구(Han *et al.*, 2021; Hwang *et al.*, 2020; Lim *et al.*, 2020)에서 산

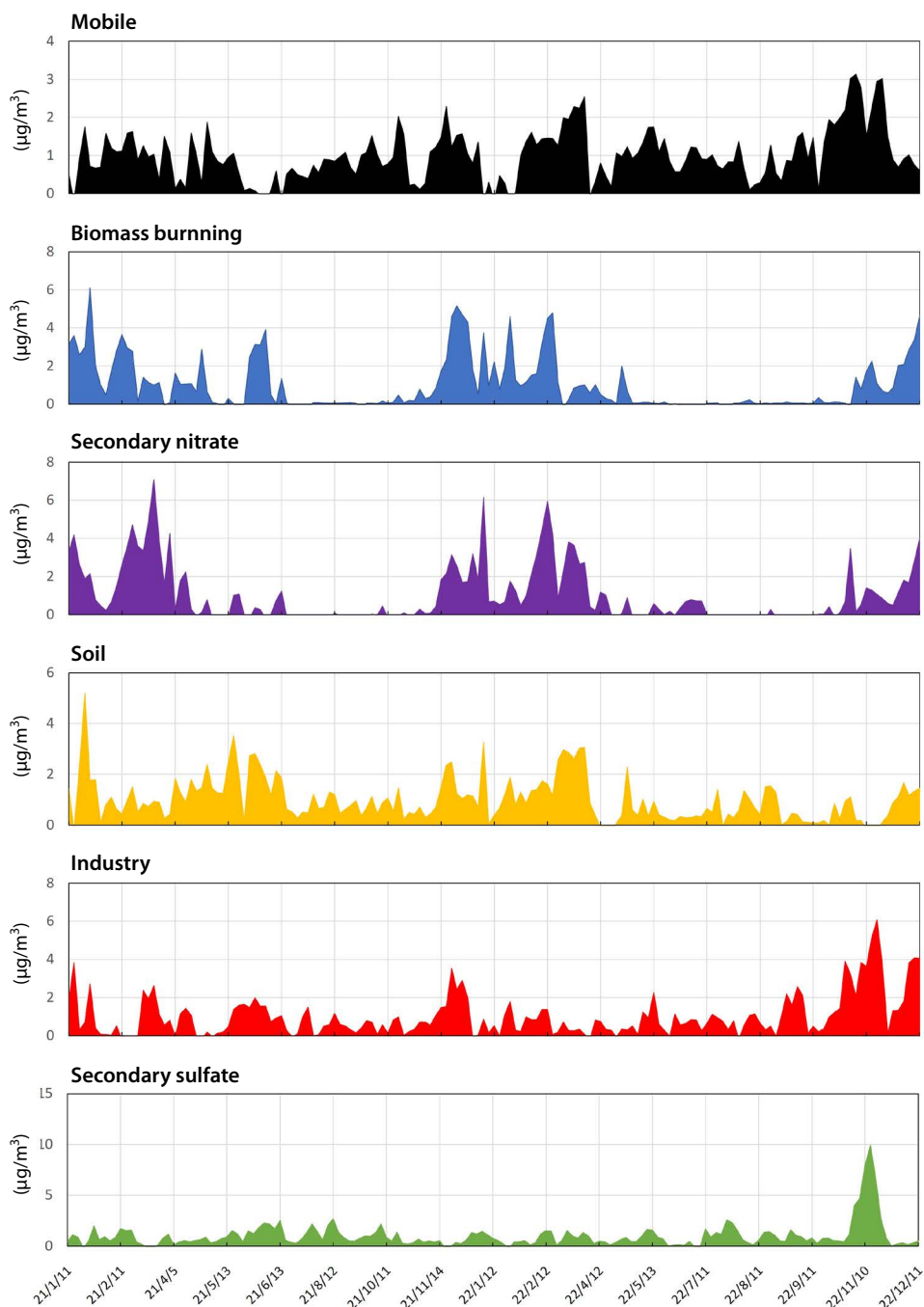


Fig. 5. Time series plots of source contributions to PM_{2.5} in the Osong area.

업배출의 주요 marker로 Fe와 Mn, Cu, Ni, Cr 등이 알려져 있으며 본 연구 결과와 유사한 결과를 나타내

었다. 그림 4에서 보는 바와 같이, 조사 기간 동안 산업 관련 오염원은 PM_{2.5}에 1.35 µg/m³ (6.2%) 기여하

Table 4. Comparison of PM_{2.5} source contributions (%) across different studies.

| Emission sources | | 2021~2022 | | | | 2021 Jan, May, Jun | |
|-------------------|---------|-----------|---------|---------|------------|--------------------|------------|
| | | Seosan | Dangjin | Cheonan | This study | Daejeon | This study |
| Secondary aerosol | Nitrate | 44.1 | 39.2 | 28.6 | 32.8 | 22.0 | 35.0 |
| | Sulfate | 14.6 | 15.7 | 23.2 | 21.3 | 30.1 | 22.6 |
| Biomass burning | | - | - | 13.9 | 14.9 | - | 16.5 |
| Motor vehicle | | - | 13.1 | 12.8 | 14.0 | 16.9 | 13.2 |
| Soil | | 1.6 | 2.9 | 4.7 | 10.9 | 15.9 | 9.0 |
| Industry | | 13.8 | 5.5 | 2.1 | 6.2 | 5.6 | 3.7 |
| Incineration | | - | - | | - | - | - |
| Combustion | | 12.6 | 17.1 | 14.6 | - | 4.9 | - |
| Sea salt | | 13.2 | 6.6 | - | - | 4.7 | - |

는 것으로 나타났다. 그림 5의 시계열 분석 결과 계절에 따른 변동성이 낮고, 일정한 배출 경향이 없는 결과를 보여주었다. 다만 다른 배출원과 마찬가지로 동절기에 대체로 높은 농도가 확인되었다.

여섯 번째 오염원은 2차 황산염(Secondary Sulfate)이다. SO₄²⁻, NH₄⁺ 등이 주로 기여하는 것으로 분석되었다. EPA-Speciate 5.3의 Profile Code-91181 (Ammonium Sulfate Production)을 참고하였다. 2차 황산염의 구성물질은 주로 SO₄²⁻와 NH₄⁺로 알려져 있으며 대기 중으로 배출된 SO₂가 산화되어 (NH₄)₂SO₄ 형태로 존재하게 된다(Choi *et al.*, 2016). 그림 4에서 보는 바와 같이, PM_{2.5} 생성에 4.62 µg/m³ (21.3%) 기여하는 것으로 분석되었다. 그림 5의 시계열 분석 결과 여름철에 대체로 기여도가 증가하였다. 2차 황산염은 여름철에 주로 농도가 증가하며 습도가 높을 때 더 잘 생성되는 기존 연구(Hwang, 2009)와 동일한 특성을 나타내었다. 다만, 2022년 11월에 갑자기 농도가 높은 결과를 보이기도 하였다.

청주 오송지역의 대기질 특성을 분석하기 위하여, 청주 주변에 위치한 지역으로 청주에 영향을 미칠 수 있는 서산, 당진, 천안, 대전 지역에 대한 선행연구의 PMF 분석 결과를 이용하였다. 표 4는 서산, 당진, 천안, 대전 지역의 PMF 분석 결과와 오송지역의 결과를 서로 비교한 것이다. 서산, 당진, 천안의 결과(Bang, 2024)는 본 연구와 동일한 2021~2022년 기간에 대하여 분석하여 얻었으므로, 그림 4의 기여도를

이용하였다. 반면에 대전의 결과(Han *et al.*, 2021)는 2021년 1월과 5~6월 기간에 대하여 분석하였기 때문에, 오송지역의 결과를 2021년 1월과 5~6월 기간에 대하여 다시 분석하였다.

표 4에서 보는 바와 같이, 서산, 당진, 천안의 오염원 개수는 6~7개로 오송지역과 비슷하게 나타났다. 다만 서산, 당진, 천안은 오염원 중 Incineration and Combustion이 추정되었으나 오송지역에서는 나타나지 않았다. 대신 오송의 오염원으로 Biomass Burning이 추정되고 기여도도 높게 나왔다. 해안 지역인 서산과 당진은 Sea salt의 오염원도 추정되었다. 서산, 당진, 천안 중에서 천안이 오송과 오염원도 비슷하고, 각 오염원의 기여도 또한 매우 비슷하였다. 세부적으로는 Secondary aerosol의 항목 간 차이가 적고 Biomass Burning과 Motor vehicle의 기여율이 매우 유사하게 나타났다. 다만, 천안은 오송과 달리 Incineration and Combustion이 오염원으로 추정되고, 오송보다 Soil, Industry의 기여율이 낮았다. 반면에, 당진은 Motor vehicle, Industry의 기여도가 오송과 서로 유사하게 나타났으나, 다른 배출원들의 기여도 값에서 차이를 보였다. 그리고 서산은 배출원과 기여도 값 모두 오송지역과 큰 차이를 보였다.

2021년 1월과 5~6월의 동일한 기간에 대하여 대전과 오송을 비교 분석한 결과도 표 4에 나타내었다. 표에서 보는 바와 같이, 대전의 Secondary aerosol 항목은 오송과 서로 반대되는 결과를 보였다. 대전은 sul-

fate의 기여도가 높은 반면에, 오송은 nitrate의 기여도가 높았다. 그리고 대전은 Biomass Burning이 오염원 항목에 포함되지 않았다. 또한 오송의 오염원 항목에 포함되지 않은 Combustion과 Sea salt가 대전의 오염원으로 추정되었다. 따라서 오송지역에 대한 PMF 결과를 서산, 당진, 천안, 대전 지역과 비교 분석한 결과, 천안지역과 가장 유사한 결과를 보였다.

4. 결 론

청주시 오송지역의 PM_{2.5} 오염원을 분석하기 위하여 PMF 분석을 실시하였다. 2021년 1월부터 2022년 12월까지의 오송읍에 설치되어 있는 도시대기측정소의 PM_{2.5} 채취 및 성분 분석 결과를 바탕으로 PMF 분석을 실시하여 PM_{2.5} 배출 오염원과 기여도를 분석하였다. 먼저 PM_{2.5} 성분 분석 결과를 보면, PM_{2.5}의 연평균 조성에서 이온 52.3%, 미화인성분 25.2%, 탄소 21.6%, 금속 0.9% 순이었으며 이온 중에서는 NO₃⁻ 44.1%, SO₄²⁻ 26.3%, NH₄⁺ 24.2%로 나타났다. 계절별로 이온 성분 변화를 살펴보면, 겨울철과 봄철에는 이온 내의 NO₃⁻이 50% 이상이며 여름철은 SO₄²⁻가 50% 수준의 비율을 차지하였다. 반면에 NH₄⁺은 이온 내에서 24% 수준의 일정 비율로 존재하였다.

오송지역의 PM_{2.5}에 대한 PMF 분석 결과, 총 6개의 오염원이 최적 개수로 선정되었다. 6개의 오염원은 자동차 오염원(Mobile), 생물성 연소(Biomass Burning), 2차 질산염(Secondary Nitrate), 토양(Soil), 산업배출(Industry), 2차 황산염(Secondary Sulfate)으로 나타났다. 오염원별 기여도는 Secondary Nitrate (32.8%), Secondary Sulfate (21.3%), Biomass Burning (14.9%), Mobile (14.0%), Soil (10.9%), Industry (6.2%) 순으로 높게 나타났다. 이는 오송지역에서 PM_{2.5} 조성에 50% 이상 기여하는 Secondary aerosol에 대한 관리가 필요함을 보여준다. 특히 전구 물질인 NO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺의 효과적 저감이 필요할 것으로 판단된다. 시계열 분석 결과는 자동차 오염원은 여름철을 제외하고 농도가 높게 유지되고, 생물성

연소는 10~3월에 농도가 증가하며, 2차 질산염은 12~3월에 농도가 높고, 토양과 산업배출은 계절에 따른 변동성이 낮았고, 2차 황산염은 여름철에 농도 증가를 보여서, 오염원에 맞는 시계열 분석 결과를 보였다.

서산, 당진, 천안, 대전 지역에 대한 선행연구의 PMF 분석 결과와 오송지역에 대한 PMF 분석 결과를 서로 비교한 결과, 천안과 오송의 결과가 가장 유사하게 나타났다. 당진은 기여도 값에서 오송과 차이를 보이는 오염원이 많았고, 대전은 Secondary aerosol 항목에서 오송과 서로 반대되는 결과를 보였다. 그리고 서산은 오송과 매우 다른 결과를 나타내었다. 따라서 오송지역의 PM_{2.5} 오염원은 천안지역과 매우 유사한 것으로 나타났다. 다만, 오송지역 PM_{2.5} 분석 결과에 부족함이 있으므로 인하여 PMF 분석에 사용한 입력값의 오차가 있을 수 있기 때문에, 지역 간 비교 결과는 참고자료로만 활용하는 것이 적합하겠다.

감사의 글

이 논문은 충북녹색환경지원센터의 재원과 2024 학년도 충북대학교 학술연구영역 사업의 연구비 지원에 의하여 연구되었음.

References

- Bang, J.H. (2024) A study on the Source Apportionment of PM_{2.5} in Chungnam region -Using the Positive Matrix Factorization (PMF) Model-, Hanseo University Master's degree thesis.
- Belis, C.A., Karagulian, F., Larsen, B.R., Hopke, P.K. (2013) Critical review and meta-analysis of ambient particulate matter source apportionment using receptor models in Europe, *Atmospheric Environment*, 69, 94-108. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.11.009>
- Choi, J.S., Kim, J.H., Lee, T.H., Choi, Y.J., Park, T.H., Ahn, J.Y., Park, J.S., Kim, H.J., Koo, Y.S., Kim, S.D., Hong, Y.D., Hong, J.H. (2016) A Study on Chemical Characteristics of Aerosol Composition at West Inflow Regions in the Korean Peninsula II. Characteristics of Inorganic Aero-

- sol Acidity and Organic Aerosol Oxidation, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 32(5), 485-500, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2016.32.5.485>
- Chow, J.C. (1995) Measurement methods to determine compliance with ambient air quality standards for suspended particles, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 45, 320-382. <https://doi.org/10.1080/10473289.1995.10467369>
- Han, S.W., Lee, C.S., Kim, K.C., Lee, S.B., Han, J.S. (2021) A Study on the Estimation of the Contribution of Each Fine Particle Emission Source of the Daejeon using the Positive Matrix Factorization (PMF) Model, *Journal of Korea Society of Urban Environment*, 21(4), 289-298. <https://doi.org/10.33768/ksue.2021.21.4.289>
- Harrison, R.M., Jones, A.M., Gietl, J., Yin, J., Green, D.C. (2012) Estimation of the contributions of brake dust, tire wear, and resuspension to nonexhaust traffic particles derived from atmospheric measurements, *Environmental Science and Technology*, 46(12), 6523-6529
- Heo, J.W., Kim, C.H., Min, Y.K., Kim, H.J., Sung, Y.G., Kim, J.S., Lee, K.B., Heo, J.B. (2018) Source Apportionment of PM 10 at Pyeong-taek Area Using Positive Matrix Factorization (PMF) Model, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(6), 849-864, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.6.849>
- Hopke, P.K. (1985) *Receptor Modeling in Environmental Chemistry*, John Wiley & Sons, New York.
- Hwang, I.J. (2009) Estimation of source apportionment for semi-continuous PM_{2.5} and identification of location for local point sources at the St. Louis Supersite, USA, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 25(2), 154-166, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2009.25.2.154>
- Hwang, I.J., Kim, D.S., Hopke, P.K. (2008) Estimation of Source Apportionment of Ambient PM_{2.5} at Western Coastal IMPROVE Site in USA, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 24(1), 30-42, (in Korean with English abstract).
- Hwang, I.J., Kim, D.S. (2013) Research Trends of Receptor Models in Korea and Foreign Countries and Improvement Directions for Air Quality Management, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 29(4), 459-476, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2013.29.4.459>
- Hwang, I.J., Hopke, P.K. (2006) Comparison of source apportionments of fine particulate matter at two San Jose STN sites, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, 1287-1300.
- Hwang, I.J., Yi, S.M., Park, J.S. (2020) Estimation of Source Apportionment for Filter-based PM_{2.5} Data using the EPA-PMF Model at Air Pollution Monitoring Supersites, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(5), 620-632. <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.5.620>
- Jeong, Y.J., Hwang, I.J. (2015) Source apportionment of PM_{2.5} in Gyeongsan using the PMF model, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 31(6), 508-519, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.6.508>
- Kwon, S.M., Choi, Y.R., Park, M.K., Lee, H.J., Kim, G.R., Yoo, S.S., Cho, S.J., Shin, J.H., Shin, Y.S., Lee, C. (2021) Health Risk Assessment with Source Apportionment of Ambient Volatile Organic Compounds in Seoul by Positive Matrix Factorization, *Journal of Environmental Health Sciences*, 47(5), 384-397. <https://doi.org/10.5668/JEHS.2021.47.5.384>
- Lim, D.Y. (2014) PM_{2.5} Characterization and Source Estimation by Using Long-term Air Monitoring Data, Kyung Hee University Ph.D degree thesis.
- Lim, K.M., Rhu, K.G., Yu, B.Y., Kim, M.H., Kim, M.S., Lee, K.J., Weon, K.J., Ko, K.Y., Lee, J.J., Shin, H.S., Hwang, J.S. (2020) Component Analysis and Source Apportionment of PM_{2.5} at Osong area of Cheongju-city, Chungcheongbuk-do Institute of Health and Environment, 29, 161-214.
- Liu, P., Ye, C., Xue, C., Zhang, C., Mu, Y., Sun, X. (2020) Formation mechanisms of atmospheric nitrate and sulfate during the winter haze pollution periods in Beijing: gas-phase, heterogeneous and aqueous-phase chemistry, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 4153-4165.
- Manousakas, M., Papaefthymiou, H., Diapouli, E., Migliori, A., Karydas, A.G., Bogdanovic-radovic, I., Eleftheriadis, K. (2017) Assessment of PM_{2.5} sources and their corresponding level of uncertainty in a coastal urban area using EPA PMF 5.0 enhanced diagnost, *Science of the Total Environment*, 574, 155-164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.047>
- Ministry of Environment (MOE) (2023) NATIONAL AIR POLLUTANTS EMISSION, https://www.index.go.kr/unity/potal/main/EachDtlPageDetail.do?idx_cd=1037
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2015) Annual report of air qu-ality in Korea 2014, NIERGP 2015-087.

- National Institute of Environmental Research (NIER) (2016) 2015 annual report of intensive air quality monitoring station, NIER-GP2016-160.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2017) An estimate of internal- and external sources contributing to ambient particulate matter and a guideline on the application of air quality receptor models(II), NIER-SP2016-422.
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2019) Guideline for installation and operation of intensive air quality monitoring station, NIER-GP2019-004.
- Nava, S., Calzolari, G., Chiari, M., Giannoni, M., Giardi, F., Becagli, S., Severi, M., Traversi, R., Lucarelli, F. (2020) Source Apportionment of PM_{2.5} in Florence (Italy) by PMF Analysis of Aerosol Composition Records, *Atmosphere*, 11(5), 484.
- Polissar, A.V., Hopke, P.K., Paatero, P., Malm, W.C., Sisler, J.F. (1998) Atmospheric aerosol over Alaska 2. Elemental composition and sources, *Journal of Geophysical Research*, 103(D15), 19045-19057. <https://doi.org/10.1029/98jd01212>
- Tian, Y., Zhang, Y., Liang, Y., Niu, Z., Xue, Q., Feng, Y. (2020) PM_{2.5} source apportionment during severe haze episodes in a Chinese megacity based on a 5-month period by using hourly species measurements: Explore how to better conduct PMF during haze episodes, *Atmospheric Environment*, 224, 117364. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117364>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2014) EPA Positive Matrix Factorization (PMF) 5.0 Fundamentals and User Guide.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA) (2023) SPECIATE Version 5.3 Database Development Documentation, EPA/600/X-23/377.

Authors Information

- 성명제((주) 한국산업공해연구소 이사, 충북대학교 환경공학과 박사과정)(sungtrue@iipc.co.kr)
- 조성렬(충청북도 보건환경연구원 연구관)(josr@korea.kr)
- 김문환(충청북도 보건환경연구원 연구사)(33mhwan@korea.kr)
- 김동욱(충청북도 보건환경연구원 연구사)(ehddnr135@korea.kr)
- 김재훈(충북대학교 환경공학과 석사과정)(jh2146123@naver.com)
- 이상섭(충북대학교 환경공학과 교수)(slee@chungbuk.ac.kr)