

## 서울시 지하철 승강장의 스크린도어 설치 전·후 PM<sub>10</sub> 오염원의 기여도 비교 연구

### A Comparative Study on PM<sub>10</sub> Source Contributions in a Seoul Metropolitan Subway Station Before/After Installing Platform Screen Doors

이태정 · 전재식<sup>1)</sup> · 김신도<sup>2)</sup> · 김동술\*

경희대학교 환경학 및 환경공학과, <sup>1)</sup>서울특별시 보건환경연구원,

<sup>2)</sup>서울시립대학교 환경공학과

(2010년 5월 18일 접수, 2010년 8월 11일 수정, 2010년 9월 3일 채택)

Tae-Jung Lee, Jae-Sik Jeon<sup>1)</sup>, Shin-Do Kim<sup>2)</sup> and Dong-Sool Kim\*

*Department of Environmental Science and Engineering, Kyung Hee University*

<sup>1)</sup>*Seoul Metropolitan Government Research Institute of Public Health and Environment*

<sup>2)</sup>*Department of Environmental Engineering, University of Seoul*

(Received 18 May 2010, revised 11 August 2010, accepted 3 September 2010)

### Abstract

Almost five million citizens a day are using subways as a means of traffic communication in the Seoul metropolitan. As the subway system is typically a closed environment, indoor air pollution problems frequently occurs and passengers complain of mal-health impact. Especially PM<sub>10</sub> is well known as one of the major pollutants in subway indoor environments. The purpose of this study was to compare the indoor air quality in terms of PM<sub>10</sub> and to quantitatively compare its source contributions in a Seoul subway platform before and after installing platform screen doors (PSD).

PM<sub>10</sub> samples were collected on the J station platform of Subway Line 7 in Seoul metropolitan area from Jun. 12, 2008 to Jan. 12, 2009. The samples collected on membrane filters using PM<sub>10</sub> mini-volume portable samplers were then analyzed for trace metals and soluble ions. A total of 18 chemical species (Ba, Mn, Cr, Cd, Si, Fe, Ni, Al, Cu, Pb, Ti, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, and SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) were analyzed by using an ICP-AES and an IC after performing proper pre-treatments of each sample filter. Based on the chemical information, positive matrix factorization (PMF) model was applied to identify the source of particulate matters. PM<sub>10</sub> for the station was characterized by three sources such as ferrous related source, soil and road dust related source, and fine secondary aerosol source. After installing PSD, the average PM<sub>10</sub> concentration was decreased by 20.5% during the study periods. Especially the contribution of the ferrous related source emitted during train service in a tunnel route was decreased from 59.1%

\*Corresponding author.

Tel : +82-(0)31-201-2430, E-mail : atmos@khu.ac.kr

to 43.8% since both platform and tunnel areas were completely blocked by screen doors. However, the contribution of the fine secondary aerosol source emitted from various outside combustion activities was increased from 14.8% to 29.9% presumably due to ill-managed ventilation system and confined platform space.

**Key words** : Subway, Platform screen doors (PSD), Positive matrix factorization (PMF), Source contribution, Indoor Air Quality

## 1. 서 론

서울시의 주요 교통수단인 지하철은 1974년 운행을 시작한 이래 대량수송 및 정시성 등의 장점으로 비약적인 발전과 성장을 거듭해 오고 있다. 서울시 3기 지하철이 완공·운영되면 우리나라 도시철도의 규모는 일본이나 유럽, 미주지역과 규모면에서 비슷한 수준까지 성장할 것으로 전망된다. 지하철의 교통분담율은 1994년 28.3%에서 2006년에는 34.7%로 증가하여 버스의 교통분담율 27.6%를 크게 앞지르고 있다(서울시, 2007). 또한, 지하철은 이용자의 증가와 함께 주변의 지하상가와 더불어 역세권을 형성하여, 주요 교통수단으로 뿐만 아니라 서울시민의 중요한 생활공간으로 자리 잡고 있다. 그러나 지하역사는 실외와 달리 공간적 밀폐성 및 많은 유동인구로 인하여 공기질 악화문제에 직면해 있으며, 특히  $PM_{10}$  (미세먼지)은 지하역사의 가장 심각한 오염물질로 조사된 바 있다(Han, 2002).

지하역사의  $PM_{10}$  농도에 영향을 미칠 수 있는 오염원으로는 지하철 이용 승객들의 이동 중 발생하는  $PM_{10}$ , 열차의 운행에서 배출되는  $PM_{10}$ , 그리고 환기를 위해 도입되는 외부 공기 속에 포함된  $PM_{10}$  등이 복합적으로 작용하여 내부농도를 결정하는 것으로 알려져 있다(Choi *et al.*, 2004). 특히, 열차풍은 터널 내부에 존재하던  $PM_{10}$ 의 상당부분을 전동차 내부 및 지하역사로 운송하여 보건상의 문제를 유발할 수 있다. 따라서 서울시는 지하철 역사의 공기질 개선을 위하여 서울시 지하철 전역사 289개에 승강장 스크린도어(platform screen door: PSD)를 설치하고 운영 중에 있다.

본 연구에서는 지하역사에서 PSD 설치 전·후  $PM_{10}$ 의 오염특성을 비교분석하기 위하여 지하 승강장에서  $PM_{10}$ 의 농도를 심층적으로 조사하였다. 또한, PSD 설치 전·후 지하역사  $PM_{10}$  농도에 영향을 미

치는 오염원을 확인하고 그 기여도를 평가하기 위하여 수용모델(receptor model)을 적용하였다. 수용모델은 외기뿐만 아니라 실내에서 측정 및 분석된 화학 성분 자료를 기반으로, 수용체에 영향을 미치는 오염원의 기여도를 정량적으로 평가하는 매우 유용한 방법으로, 실외 대기질 개선을 위한 관리 및 정책개발에 사용될 뿐만 아니라 실내공기질 관리를 위해서도 널리 이용되고 있다(Zhao *et al.*, 2007; Hopke *et al.*, 2003; Nitta *et al.*, 1994). 한편, 각종 수용모델 중 PMF(positive matrix factorization: 양행렬 인자화법) 모델은 오염원 자료(source inventory)의 확보가 어려운 경우 오염원 파악에 사용되고 있는 바, 본 연구에서는 PMF 모델을 지하철 역사에 적용하였다. 본 연구 결과는 PSD 설치로 인한 지하역사 내 공기질 개선 효과에 대한 평가자료로 활용할 수 있으며, 지하철 역사 내의  $PM_{10}$ 의 저감 및 환경기준 달성을 위한 합리적인 저감대책 강구에 도움을 줄 것으로 사료된다. 나아가 지하철 이용 시민들의 건강 및 복지증진을 위한 쾌적한 실내공기질 개선 방안 도출에 도움이 될 것으로 판단된다.

## 2. 연구방법

### 2.1 시료채취 및 분석방법

PSD 설치 전·후의 승강장 실내공기질 개선효과를 평가하기 위하여  $PM_{10}$  시료를 채취하고 분석하였다.  $PM_{10}$  시료채취는 2008년 9월 24일에 PSD 설치가 완공된 서울시 7호선상의 J 지하철역 승강장에서 실시하였다. 해당 역사의 승강장은 지상으로부터 23.3 m 깊이의 지하 3층에 위치해 있다. 전체  $PM_{10}$  시료채취 기간은 2008년 6월 12일부터 2009년 1월 12일까지 215일간이며, 특히 PSD 설치 전·후의 오염원 기여도 평가를 위하여 전체 시료 중 2008년 8월 26일부터 10월 23일까지 39개 시료에 대해 급속과 이

온성분을 분석하였다.

승강장에서의 PM<sub>10</sub> 측정은 미국 Airmetric사의 저용량 시료채취 장치인 mini-volume portable sampler를 사용하였으며, 채취 유량은 5 L/min로 열차운행시간인 20시간 동안 연속하여 시료를 채취하였다. 시료채취 여지는 직경 47mm, 공극 0.2µm의 막여지(membrane filter: Pall Cor. USA)이며, 여지는 48시간 동안 항량한 후 마이크로밸런스(Mettler UTM-2)로 칭량하였다. 각 시료에서 칭량된 PM<sub>10</sub>의 중량을 샘플러에 유입된 공기유량으로 나누어 PM<sub>10</sub>의 중량농도를 산출하였다.

PM<sub>10</sub>의 화학적 특성을 분석하기 위하여 PM<sub>10</sub> 중 무기원소와 이온성분을 분석하였다. 채취된 분진의 무기원소 분석을 위하여, 미국 EPA가 고시한 CWA (Clean Water Act)의 마이크로파 전처리법을 응용하였으며, Questron (Questron사, Model Q-15 MicroPrep)을 이용한 질산-염산 전처리 방법을 사용하였다. 이를 위해 여지를 일정한 크기로 절취하여 PFA liner에 넣은 후 61% 질산 7mL와 35% 염산 3mL를 가한 후 출력 4와 3에서 각각 5분씩 가온하여 무기원소 성분을 추출하였다. 추출한 용액은 필터여지(No. 5B, 110 mm, Advantec MFS Inc.)로 여과시킨 후 증류수를 이용하여 50 mL로 희석하였다. 시료용액은 50 mL 폴리프로필렌 튜브(Corning Co., USA)에 담아 기기 분석 때까지 4°C에서 보관하였다. 이와 같이 전처리가 끝난 시료용액은 ICP-AES 분석법(DRE ICP, Leeman Labs Inc)을 이용하여, Ba, Mn, Cr, Cd, Si, Fe, Ni, Al, Cu, Pb, Ti 등 11개의 무기원소 성분을 분석하였다.

한편, 수용성 이온성분은 분진시료 여지를 30 mL 초순수에 침적시켜 초음파 추출기를 사용하여 이온성분을 추출한 후, 미세공극 형태의 막여지(membrane filter: pore size, 0.45µm; diameter, 25 mm)로 여과하는 전처리 방법을 이용하였다. 각 수용액은 분석을 위해 60 mL의 폴리프로필렌 병(Nalgene Co., USA)에 담아 4°C로 냉장 보관하였다. 또한, 추출된 수용성 이온성분의 농도를 분석하기 위해서는 이온크로마토그래피(Dionex사, Model DX-400)를 사용하였다. 5개의 양이온(Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>)의 경우 분리컬럼(separation column; Dionex Ionpac AS12A for anion and CS12 for cation)을 사용하였으며, 3개의 음이온(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>)은 가아드 컬럼(guard column;

Dionex Ionpac AG 11 for anion and AG12A for cation)을 사용하여 분석하였다.

## 2.2 PMF 모델링

수용모델은 분산모델과는 반대로 수용체를 중심으로 대기오염 배출원이 주변지역에 미치는 영향 또는 기여도(contribution)를 수리통계학적으로 추정하는 학문이다(Cooper and Watson, 1980). 통계분석에서 인자분석(factor analysis)의 일반적인 목적은 변수로 구성된 다차원의 각종 대상을 의미가 부여된 집단으로 구분하고 변수 속에 함축된 일련의 해석 가능한 공통인자들을 찾아내는 도구이다. 수용모델의 주축이기도 한 인자분석은 수많은 화학성분 변수들의 상호관련성을 상관정도에 따라 소수의 공통인자(factor), 즉 오염원으로 추출한 후 이들 공통인자의 특성을 확인하는 정성적 통계분석 방법으로 활용되고 있다. 즉 인자분석은 해석 가능한 실제 결과를 대변하는 오염원 인자추출을 목표로 한 명제를 설명하는 다변량 통계분석방법의 하나로서, 오염원을 확인하거나 분진 중 화학성분의 존재형태를 파악하는 연구 등에 이용되고 있다. 하지만 인자분석은 공분산 행렬에 의존하여 불충분한 정보의 제공, 음수 인자 부하량의 출현, 인자의 회전 시 발생하는 현실해석의 모호성 등의 문제점을 지니고 있으며 또한 정량적인 해석이 불가능하다. 이러한 인자분석법의 단점을 보완한 한 방법론인 PMF 모델은 Paatero and Tapper (1994, 1993)에 의하여 개발되었다. PMF 모델의 특징은 상관행렬의 정보에 의존하는 것이 아니라, 측정자료의 오차추정(error estimate) 정보에 입각하여 가중최소사승법(weighted least-squares fit) 알고리즘을 사용하고 있다(Chueinta *et al.*, 2000). 또한, 인자분석법에서 취급할 수 없었던 검출한계 이하의 자료 및 결측자료(missing data)를 분석할 때 오차평가법을 도입하여 그와 상응하는 값을 추정할 수도 있다(Polissar *et al.*, 1998). 일반적인 PMF 모델식은 식(1)과 같다.

$$x_{ij} = \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} + e_{ij} \quad (1)$$

$$i=1, \dots, n; \quad j=1, \dots, m; \quad k=1, \dots, p$$

여기서,  $x_{ij}$  ( $n \times m$  행렬)는  $i$ 번째 측정시료의  $j$ 번째 화학종에 대한 측정농도값을 나타낸다.  $g_{ik}$  ( $n \times p$  행렬)는  $i$ 번째 측정시료에 대한  $k$ 번째 오염원의 기여도를

나타내며,  $f_{kj}$  ( $p \times m$  행렬)는  $k$ 번째 오염원에서  $j$ 번째 항목의 질량분율(mass fraction) 즉, 오염원분류표를 나타낸다. 잔차요소(residual element)  $e_{ij}$ 는 모델에 의해 일치(fitting)하지 못한 부분을 의미하며 식(2)와 같이 나타낼 수 있다(Lee *et al.*, 1999; Paatero, 1998). PMF 분석은  $Q(E)$  값을 최소화하는 것으로 식(3)과 같이 표현할 수 있으며, 해는  $G$ 와  $F$  요소들을 음의 값을 갖지 않도록 반복적으로 가중치를 부여하여  $Q(E)$ 를 최소화시켜 산출한다.

$$e_{ij} = X_{ij} - \sum_{k=1}^p g_{ik} f_{kj} \quad (2)$$

$$Q(E) = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left[ \frac{e_{ij}}{h_{ij} s_{ij}} \right]^2 \quad (3)$$

$$h_{ij}^2 = \begin{cases} 1 & \text{if } |e_{ij}/s_{ij}| \leq \alpha \\ |e_{ij}/s_{ij}|/\alpha & \text{otherwise} \end{cases} \quad (4)$$

여기서,  $s_{ij}$ 는 각 측정값  $x_{ij}$ 의 측정오차로서 이 값을 가중치로 사용하여, 검출한계 미만의 자료 및 결측자료에 대한 영향을 보정하도록 한다. 식(4)의  $h_{ij}$ 는 필터함수로 측정자료의 이상치에 의해 모델결과가 왜곡되는 것을 줄이기 위해 사용되며, 각각의 자료 값에 반복적으로 재 가중치(re-weighting)를 주기 위해 robust mode를 적용한다.  $\alpha$ 는 이상치 거리(outlier distance)를 의미하며, 각 행렬의 잔차  $e_{ij}$ 와 표준편차( $s_{ij}$ )의 비가 이상치 거리  $\alpha$ 보다 클 경우에 이상치로 간주하여 이 값의 경우  $h_{ij}$ 가 1 이상의 값으로 대치되므로 가중치를 덜 받게 된다(Song *et al.*, 2001; Chueinta *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 1999; Paatero, 1997). 본 연구에서는 이상치 거리  $\alpha$ 는 2로 선택하였다.

한편, PMF의 중요한 특징 중의 하나는 적합성 판정과정에서 축의 회전을 고려한다는 것이다. PMF에서는 회전을 제어하기 위해서 FPEAK 변수를 사용

하는데, 이 FPEAK 변수를 이용한 인자의 회전은 전통적인 인자분석에서의 varimax 회전과 유사한 기능이다. 최적 FPEAK 값의 선택은 연구자의 시행착오에 의해 결정되지만, 일반적으로는 FPEAK 값의 변화에 따른  $Q$ 값의 변화, 그리고 각  $G$  벡터에 대한 산포도(scatter plot) 등을 이용하여 최적 FPEAK 값이 결정된다(Paatero *et al.*, 2005). 이 과정에서 FPEAK 값을 변화시켰을 때  $Q$ 값의 급격한 증가를 보이는 시점이 생기게 되는데, 보통 이 지점에서 가장 해석력이 높은 오염원의 특성을 보인다.

### 3. 결과 및 고찰

#### 3.1 PSD 설치에 따른 PM<sub>10</sub> 농도 특성 및 경향

PSD 설치 전·후 지하철 역사 승강장에서의 실내 공기질의 변화를 비교분석하기 위하여, 서울시 지하철 7호선 J역사 승강장에서 2008년 6월 12일부터 2009년 1월 12일까지 215일간 PM<sub>10</sub> 농도를 분석하였으며 결과는 표 1과 같다. PSD 설치 전·후 시료 개수는 각각 104개와 111개이며, PSD 설치 전의 PM<sub>10</sub> 농도범위는 68.1~234.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며, 설치 후에는 65.2~212.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 조사되었다. PSD 설치 전·후 PM<sub>10</sub>의 평균농도는 그림 1과 같이 152.9  $\pm$  32.7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 과 121.5  $\pm$  27.5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 PSD 설치에 따라 해당 역사의 PM<sub>10</sub> 농도가 20.5% 저감된 것으로 나타났다.

외기의 미세먼지농도와 비교하기 위하여 J역사에서 약 2.7 km 떨어진 대기오염자동측정망 먼목지점의 PM<sub>10</sub> 농도를 동일한 기간 동안 비교분석한 결과는 표 1과 같다. PSD 설치 전의 외기 평균농도는 40.6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었으며, 설치 후의 외기농도는 50.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 농도가 25.6% 증가하였다. 본 연구결과 동일

Table 1. A statistical summary of PM<sub>10</sub> concentration in a subway platform before and after installing PSD and outdoor.

| Site   | Sampling period   | PM <sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) |       |      |              |
|--|---|---|-------|------|--------------|
|  |   | No. of sample                                 | Mean  | SD   | Range        |
| Subway platform<br>(J station, Line 7)               | Before installing PSD<br>(June 12 ~ Sep. 24, 2008)      | 105   | 152.9 | 32.7 | 68.1 ~ 234.9 |
|  | After installing PSD<br>(Sep. 25, 2008 ~ Jan. 12, 2009) | 110   | 121.5 | 27.5 | 65.2 ~ 212.2 |
| Outdoor (Air pollution<br>monitoring site, Myeonmok) | June 12 ~ Sep. 24, 2008                                 | 105   | 40.6  | 24.6 | 12.0 ~ 142.4 |
|  | Sep. 25, 2008 ~ Jan. 12, 2009                           | 110   | 50.9  | 25.3 | 17.3 ~ 129.6 |

한 기간동안 외기의 PM<sub>10</sub> 농도가 증가함에도 불구하고 PSD 설치영향으로 승강장의 PM<sub>10</sub> 농도는 저감되는 것으로 확인할 수 있다.

그림 2는 PSD 설치 전·후의 PM<sub>10</sub> 농도범위에 따른 빈도분포를 분석한 것이다. PSD 설치 전에는 150~160 μg/m<sup>3</sup> 농도범위에서 가장 많은 빈도수(17개)를 보였으며, PSD 설치 후에는 130~140 μg/m<sup>3</sup> 농도범위에서 많은 빈도수(21개)를 보였다. 따라서 승강장에서 PSD 설치로 PM<sub>10</sub> 농도가 개선됨을 확인할 수 있었다. 한편, PSD 설치에 따른 환경개선에 대한 타 연구결과에 의하면, 인천지하철의 경우 PSD 설치 전에는 PM<sub>10</sub>의 농도가 144.7 μg/m<sup>3</sup>를 보였으나, 설치 후에는 119.5 μg/m<sup>3</sup>을 보여 17.4% 감소하는 것으로

분석되어(인천지하철공사, 1998), 본 연구결과와 유사한 감소율을 보였다.

### 3.2 PMF 모델링 입력자료

서울시 지하철 7호선의 J역사에서 스크린도어 설치 전·후의 PM<sub>10</sub> 농도에 영향을 미치는 오염원을 확인하고 기여도를 평가하기 위하여, 2008년 8월 26일부터 10월 23일까지 총 39개 시료를 분석하였다. 이중 스크린도어 설치 전·후의 자료는 각각 21개, 18개이었다. PMF 모델링에 사용된 자료는 표 2와 같이 무기원소 11종(Ba, Mn, Cr, Cd, Si, Fe, Ni, Al, Cu, Pb, Ti)과 이온성분 7종(Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>)으로 구성된 39×18 행렬자료이다. 화학종의 자료의 구성은 각 행(row)에 시료항목이 위치하고, 열(column)에 화학종의 농도값이 위치하도록 원자료를 정리하여 Q-mode 방법을 사용하였다. 표 2는 모델분석에 사용된 PM<sub>10</sub> 중 화학종의 통계치를 담고 있다.

분석된 화학종 중에는 결측자료와 검출한계 이하의 자료가 존재하였다. 본 연구에서는 검출한계 이하의 값에 대해서는 검출한계 값의 1/2로 대체하였으며, 결측치에 대해서는 해당 화학종의 기하평균으로 대체하는 방법을 사용하였다(Lee *et al.*, 2002; Polissar *et al.*, 1998). 한편, PMF 모델링을 수행하는 데 있어 2가지의 입력자료를 필요로 한다. 하나는 측정치이고 다른 하나는 각 측정치에 대한 불확도(uncertainty) 자료이다. 이는 PMF 모델링 실행 시 각 자료에 가중치를 부여하게 되는데, 검출한계 미만의 자료나 결측

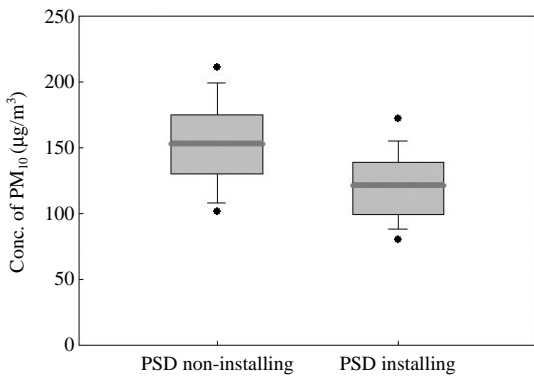


Fig. 1. A comparison of average PM<sub>10</sub> concentrations measured at a subway platform before/after installing PSD.

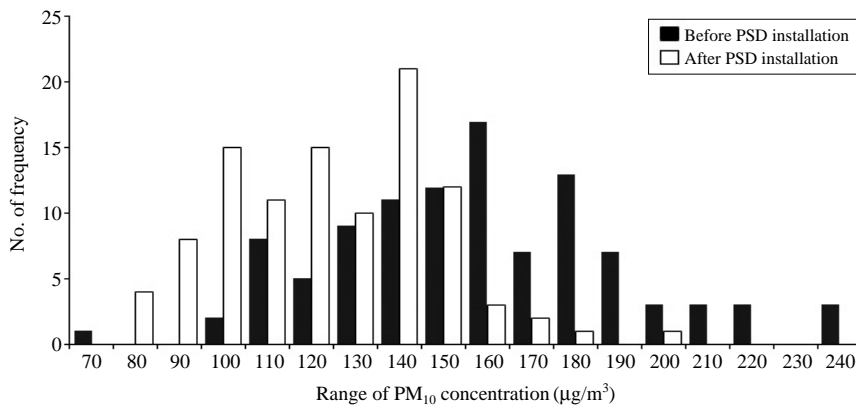


Fig. 2. Comparisons of number of frequency for the range of PM<sub>10</sub> concentration at the subway platform by installing PSD.

**Table 2. A statistical summary for input data of PM<sub>10</sub> and 18 chemical species used in PMF analysis.**

| Species                       | Fraction of<br><sup>a</sup> BDL values | Arithmetic<br>mean (µg/m <sup>3</sup> ) | Standard<br>deviation (µg/m <sup>3</sup> ) |
|-------------------------------|--|---|--|
| PM <sub>10</sub>              | 0                                      | 149.56                                  | 32.16                                      |
| Na <sup>+</sup>               | 0                                      | 0.4288                                  | 0.5012                                     |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>  | 0                                      | 1.7298                                  | 1.9462                                     |
| K <sup>+</sup>                | 0                                      | 0.2061                                  | 0.1095                                     |
| Mg <sup>2+</sup>              | 0                                      | 0.1060                                  | 0.0698                                     |
| Ca <sup>2+</sup>              | 0                                      | 0.3983                                  | 0.2464                                     |
| Cl <sup>-</sup>               | 0.103                                  | 0.1944                                  | 0.1998                                     |
| SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0                                      | 1.1151                                  | 1.1713                                     |
| Ba                            | 0                                      | 0.0310                                  | 0.0261                                     |
| Mn                            | 0                                      | 0.0373                                  | 0.0137                                     |
| Cr                            | 0                                      | 0.0066                                  | 0.0088                                     |
| Cd                            | 0                                      | 0.0039                                  | 0.0028                                     |
| Si                            | 0                                      | 0.1735                                  | 0.0590                                     |
| Fe                            | 0                                      | 5.1445                                  | 1.9928                                     |
| Ni                            | 0                                      | 0.0109                                  | 0.0284                                     |
| Al                            | 0                                      | 0.1050                                  | 0.0341                                     |
| Cu                            | 0                                      | 0.0398                                  | 0.0166                                     |
| Pb                            | 0.103                                  | 0.0041                                  | 0.0030                                     |
| Ti                            | 0                                      | 0.0142                                  | 0.0108                                     |

Notes: <sup>a</sup>BDL stands for below detection limit

자료에 대해서는 불확도를 크게 함으로써, 이들 자료의 가중치를 감소시키고 모델결과의 현실성을 부여할 수 있다(Oh *et al.*, 2009).

측정값에 대한 불확도  $\sigma_{ij}$ 는 아래 식(5)와 같이 계산할 수 있다(Polissar *et al.*, 1998). 불확도를 계산하기 위해서 오차분율(fractional error)을 사용하는데, 이는 k에 해당한다. 수식에서 MDL은 검출한계를 의미하며,  $x_{ij}$ 는 i번째 시료의 j번째 화학종의 농도를 의미한다. 일반적으로 측정농도가 증가함에 따라 분석 불확도(analytical uncertainty)도 비례하여 증가하기 때문에, 이 둘 사이의 선형관계를 통해 k를 추정할 수 있다(Kim *et al.*, 2005).

$$\sigma_{ij} = [\text{MDL}] / (3 + k \times x_{ij}) \quad (5)$$

본 연구에서도 식(5)를 이용하여 측정값에 대한 불확도를 계산하였으며, 검출한계 미만의 자료와 결측치에 대해서는 큰 값의 오차분율을 할당하였다.

### 3.3 오염원의 확인 및 기여도 추정

PMF 모델을 이용하여 서울시 지하철 7호선 J역사 승강장의 PM<sub>10</sub> 농도에 영향을 미친 오염원을 확인하고 기여도를 정량적으로 추정하였다. PMF 모델링 수

행 시 가장 중요한 단계는 인자(오염원)의 수를 결정하는 단계인데, 인자의 수가 너무 많으면 실제 존재하지 않는 오염원의 출현 가능성이 클 수 있고, 이와 반대로 인자의 수가 너무 적으면 여러 오염원이 중복되어 나타날 수 있다. 모델링 수행결과, J역사 승강장에서 추정된 오염원의 최적 수는 3개로 나타났다.

PMF 모델에서는 여러 가지 값을 이용하여 인자수를 결정할 수 있는데, Q값의 비교, 측정값과 모델수행 잔차 행렬과의 분포관계 검증, 불완전한 인자의 회전을 제어하기 위한 FPEAK 값의 변환, 조정된 오차추정치를 바탕으로 동일한 조건에서 반복적인 모델링의 수행 등의 과정을 통하여 오염원의 수를 결정할 수 있다. 본 연구에서 사용한 FPEAK은 -1.0에서 1.0까지로 0.2씩 단계별로 변화시키면서 적정값을 선정하였다. 본 연구에서 최적의 FPEAK은 0.0으로 나타났다.

다음 단계로 PMF 모델링 결과인 오염원 분류표와 오염원 기여도를 정량적으로 평가하기 위하여 시료의 PM<sub>10</sub> 질량농도와 추정된 오염원 기여도 값을 다중회귀분석(multiple linear regression; MLR)을 통해 얻은 scaling 상수를 이용하여 표준화시켰다. 이 회귀분석 과정은 적정한 오염원의 수가 선택되었는지를 결정하는 중요한 지표로 활용될 수 있다. 본 자료를 이용하여 모델링을 수행하고 얻은 표준화된 오염원 기여도와 실측치 PM<sub>10</sub> 농도값을 그림 3에 나타내었다. 그림과 같이 모델링을 통하여 얻은 추정치와 실측치의 상관계수 R<sup>2</sup>=0.77로 추정치가 실측치를 비교적 잘 설명하고 있다.

그림 4는 지하철 역사에서 추정된 오염원의 분류 결과를 도식한 것이다. 각 그림의 y축에 있는 EV(explained variation)는 각 오염원의 항목들이 X행렬의 행 또는 열을 얼마나 설명하는가를 의미하는 무차원 값으로, 모델링 초기에 오염원의 정성적 분류에 이용된다. 즉, EV 값이 1에 가까울수록 X행렬의 j번째 화학종이 k번째 오염원을 완벽하게 설명한다는 것을 의미한다. 이에 따라 서울시 지하철 7호선 J역사에서 추정된 오염원의 최적 수는 3개로 나타났으며, 산출된 오염원의 분류결과는 그림 4와 같다. PMF와 같은 양행렬 인자분석은 오염원을 분리 및 확인할 때, 해당 오염원 분류표(source profile)의 정보가 부족하여 어려움이 따른다. 따라서 정확한 오염

원 확인을 위해서는 관련문헌을 충분히 참고하여야 한다. 본 연구에서는 분류된 3개의 오염원에 대하여, 각 오염원 인자에 대한 화학종의 농도와 분율, 통계적 분석 등에 입각하여, 또한 각 오염원에 대한 특성 확인자(marker)를 바탕으로 오염원을 확인하였다. 미국 EPA의 Speciate 4.0 source inventory (U.S. EPA,

2006)와 여러 관련문헌(Zhao and Hoke, 2006; Kim *et al.*, 2004)을 참고하였다.

PMF 모델링 결과 J역사의 PM<sub>10</sub>의 주요 오염원은 철 관련, 토양 및 도로비산 관련, 2차분진 등 3가지 오염원으로 확인되었다. 첫 번째 오염원은 그림 4와 같이 Fe이 대부분이며, 각 오염원에 대한 각각의 화학종의 기여정도를 보여주는 EV 값의 경우, Fe, Cd, Cu, Cr, Mn 등 금속성분의 값이 0.5 이상의 높은 값을 보이는 것으로 조사되어 철 관련오염원(ferrous related source)으로 분류하였다. 이는 전동차의 운행 시 열차바퀴 및 레일의 마모, 브레이크의 마용, 전력 공급선의 마모 등에서 배출되는 것으로 추정되었다. 본 연구에서 PSD 설치 전·후의 승강장에서 PM<sub>10</sub> 기여도를 추정하기 위하여 시간에 따른 오염원의 기여도를 분석하였다(그림 5). 철 관련오염원이 승강장 PM<sub>10</sub>에 기여하는 정도는 PSD 설치 전·후에 뚜렷한 차이를 보였으며, PSD 설치 전의 기여율은 59.1% (97.8 µg/m<sup>3</sup>)에서 설치 후 43.8% (52.1 µg/m<sup>3</sup>)로 크게 감소하였다(그림 6). 그럼에도 철 관련오염원이 지하철역사의 PM<sub>10</sub> 공기질에 미치는 영향이 매우 큰 것을 알 수 있다.

두 번째 오염원은 Si, Fe, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Na<sup>+</sup> 등이 주로 기

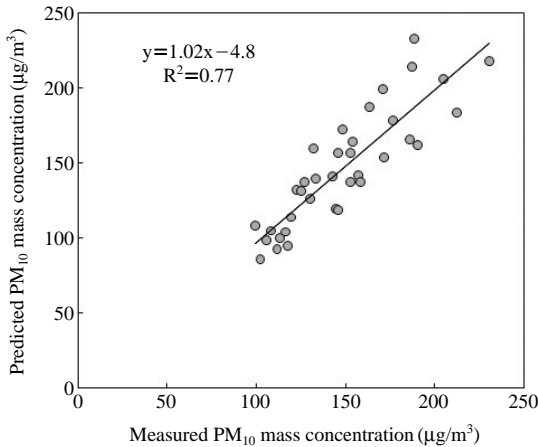


Fig. 3. Measured versus predicted PM<sub>10</sub> mass concentration.

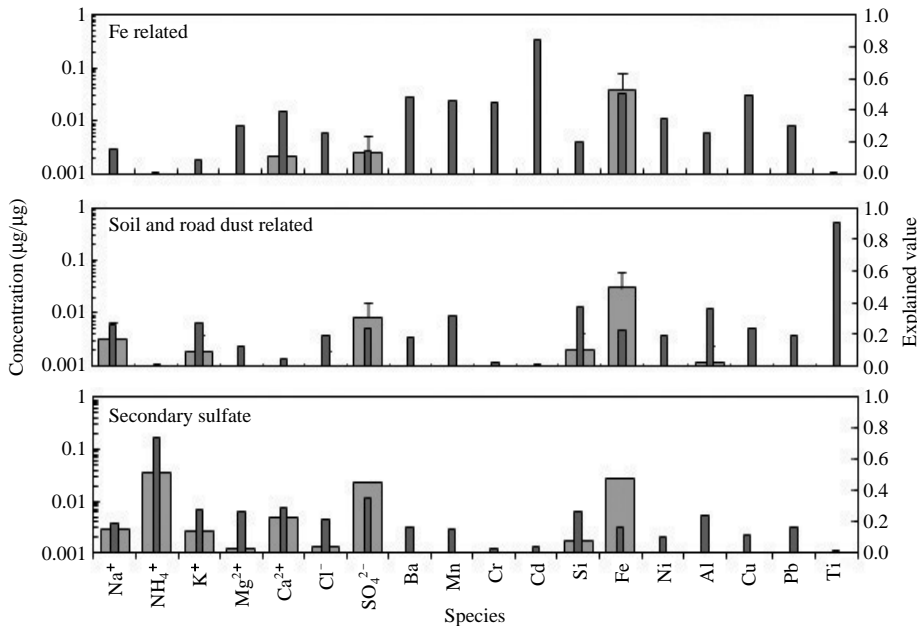


Fig. 4. Chemical compositions of source profiles after PMF modeling of PM<sub>10</sub> samples collected in a subway platform.



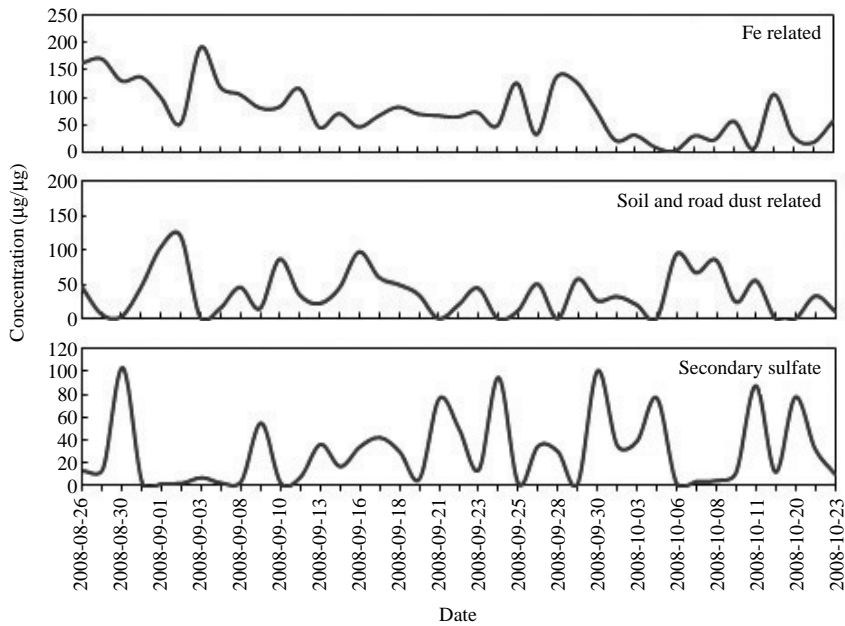


Fig. 5. A prediction of PM<sub>10</sub> mass concentration for each source identified by PMF model.

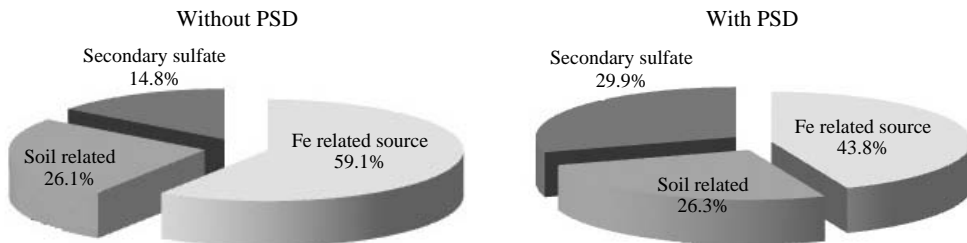


Fig. 6. Average source contribution estimated by PMF model in a subway platform before/after installing PSD (%).

여하였기 때문에 외부로부터 유입된 토양에서 기인한다고 판단하여, 토양 및 도로비산먼지 관련오염원(soil and road dust related source)으로 분류하였다(Li *et al.*, 2004; Ramadan *et al.*, 2000). 이 오염원의 EV 값의 경우 Ti, Si, Al의 값이 0.4 이상의 높은 값을 보였다. 이는 지하역사를 이용하는 승객이나 유동인구의 신발과 옷 등에 묻어 내부로 유입되는 토양성분과 환기에 의해 외부의 자동차 운행에 따른 도로상의 비산먼지와 같은 토양성분이 역사 내부로 유입된 것으로 판단되었으며, 주로 토양오염원이 크게 기여하였다고 사료된다. 이 오염원은 PSD 설치 전 · 후에

승장장 PM<sub>10</sub>에 기여하는 정도는 각각 26.1% (43.2 µg/m<sup>3</sup>)와 26.3% (31.8 µg/m<sup>3</sup>)를 보여 차이가 없었다. 승강장의 외기유입에 의한 토양 및 도로비산먼지 관련오염원의 기여도와 일반 도시대기 중의 기여도 결과와 비교하였다. Yoo *et al.* (1995)의 서울시 성동구에서의 일반대기 중 토양 및 도로비산먼지 관련오염원의 기여도는 29.1%, Lee *et al.* (2008)의 수원시의 기여도는 25.4%로 본 연구결과와 유사한 기여도 값을 보였다.

마지막 세 번째 오염원은 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>가 높게 나타나 외기에서 유입된 미세한 이차분진(fine second-



dary aerosol) 오염원으로 분류되었다. 미세한 이차분진으로 분류된 오염원의 EV값의 경우, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>의 값이 0.4 이상의 높은 값을 보였다. 이 오염원은 대기 중에 배출된 SO<sub>2</sub> 등의 가스상 물질이 산화하여 NH<sub>3</sub>와 결합하여 생성된 이차생성입자로서, (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, (NH<sub>4</sub>)<sub>3</sub>H(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>와 같은 황산염 형태인 PM<sub>2.5</sub>(미세분진) 형태로 존재한다(U.S. EPA, 1999; Pilinis and Farber, 1991). 본 연구에서는 일반적 이차분진 오염원의 주요 성분 중의 하나인 질산염(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) 이온이 분석되지 않아 모델링 수행 시 입력자료로 활용되지 못하였다. 따라서 통계적으로 확인된 이 오염원 속에는 질산염 성분이 출현하지 않았지만, 본 미세 이차분진은 외기 중 차량을 포함한 화석연료의 연소산물로 판단되었다. 이차분진이 승강장 PM<sub>10</sub>에 기여하는 정도는 그림 6과 같이 PSD 설치 전·후에 각각 14.8% (24.4 µg/m<sup>3</sup>)와 29.9% (36.3 µg/m<sup>3</sup>)로 나타나 PSD 설치 후에 기여율이 크게 증가하는 것으로 나타났다. 이는 승강장 PSD의 설치로 승강장과 터널이 차폐된 상태에서, 환기장치에 의한 급기과정 중 외기에 함유된 미세분진이 처리되지 않고 유입된 결과라고 판단된다. 즉, PSD 설치 전에는 승강장으로 유입된 외기 중 미세분진이 확산기작과 열차풍(PTV: piston type ventilation)에 의해 터널 속으로 희석되고 분산되었으나, PSD 설치 후에는 승강장의 한정된 공간상의 제한으로 상대적 기여도가 높아진 것으로 사료된다. 일반적으로 대도시 대기의 황산염관련 이차오염물질의 기여도와 본 연구결과와 유사한 기여도 값을 보였다(Lee *et al.*, 2008).

종합하여 PSD 설치로 승강장과 터널이 분리된 상태에서, 터널 및 지하철 내부발생 오염원인 철 관련 오염원의 기여도는 상대적으로 크게 감소하였으며, 지하철 외부발생 오염원인 미세 이차오염원의 기여도는 크게 증가하였고, 토양관련 비산먼지의 기여도는 변화가 거의 없었다. 따라서 PSD 설치로 승강장 내 전반적 공기질은 개선되었다고 판단되지만, 미세 2차분진의 영향을 줄이기 위해서는 환기 시 승강장에 공급되는 공기 중 미세분진 처리를 위한 시설개선과 환기시스템의 효율적 관리가 시급하다. 또한 우리나라는 가까운 장래, 미세분진이 대기환경규제항목으로 추가될 예정이므로 이에 대비하여 지하철의 실내공기질 개선을 위한 관리방안의 도출이 요구된다.

## 4. 결 론

본 연구에서는 지하철 역사의 PSD(스크린 도어) 설치 전·후 승강장의 PM<sub>10</sub> 오염 기여도에 대한 평가를 비교분석하기 위하여 특정 역사를 선정하고, 2008년 8월 26일부터 10월 23일까지 채취한 39개의 PM<sub>10</sub> 39개 시료를 분석하였다. 이 자료를 PMF 모델의 입력자료로 활용하여, 승강장의 PM<sub>10</sub> 오염원을 정성적으로 확인하고 정량적으로 기여도를 추정하였다. 연구결과에 의하면 PSD 설치 전·후의 승강장 PM<sub>10</sub> 평균 농도는 152.9±32.7 µg/m<sup>3</sup>에서 121.5±27.5 µg/m<sup>3</sup>으로 약 20.5%의 저감효과를 보이는 것으로 나타났다.

수용모델링 결과에 의하면, 지하철 승강장에서 PM<sub>10</sub>의 주요 오염원은 철 관련오염원, 토양 및 도로비산먼지 관련오염원, 미세 이차분진 등 3가지 오염원으로 확인되었다. 지하철에서 PM<sub>10</sub> 농도에 영향을 미치는 요인은 내부발생원과 외부발생원으로 구분할 때, 토양 및 비산먼지 오염원과 미세 이차분진은 외부로부터 유입된 것으로 판단되고, 철 관련오염원은 지하철 내부 오염원으로 판단된다. 세 가지 오염원 중 최대 오염원인 철 관련오염원은 열차 운행으로 인한 지하 터널내부에서 방출된다고 판단되며, 레일, 바퀴, 브레이크의 마모 및 전력공급선의 마모 등을 통해 방출되고, 또한 지하철 운행 중 축적된 미세먼지가 열차풍에 의해 재비산된 것으로 사료된다. 결론적으로 PSD 설치로 승강장과 터널이 공간적으로 분리되어, 터널 및 지하철 내부발생 오염원인 철 관련오염원의 기여도는 59.1%에서 43.8%로 크게 감소하였으며, 지하철 외부발생 오염원인 미세 이차오염원의 기여도는 14.8%에서 29.9%로 크게 증가하였고, 토양관련 비산먼지의 기여도는 변화가 거의 없었다. 따라서 PSD 설치로 지하철 승강장의 공기질은 다소간 개선되었으나, 외기 속에 함유된 미세분진의 오염도를 줄이기 위해서는 승강장에 공급되는 공기 중 미세분진 처리를 위한 방지설비의 개선과 환기시스템의 효율적 관리가 시급하다고 판단된다.

## 감사의 글

본 연구의 일부는 국토해양부 미래도시철도기술개발

발사업의 연구비지원 (과제번호 #09 미래도시철도 A-01)의 일환으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

## 참 고 문 헌

- 서울시(2007) 서울시 통계연보, 2006.
- 인천메트로(2008) 인천메트로 내부자료.
- Choi, H.W., I.J. Hwang, S.D. Kim, and D.S. Kim (2004) Determination of source contribution based on aerosol number and mass concentration in the Seoul Subway Station, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 20(1), 17-31. (in Korean with English abstract)
- Chueinta, W., P.K. Hopke, and P. Paatero (2000) Investigation of sources of atmospheric aerosol at urban and suburban residential area in Thailand by positive matrix factorization, *Atmospheric Environment*, 34(20), 3319-3329.
- Cooper, J.A. and J.G. Watson (1980) Receptor oriented methods of air particulate source apportionment, *J. of the Air Pollution Control Association*, 30(10), 1116-1125.
- Han, G.H. (2002) Source Contribution Studies by SEM/EDX in Seoul Subway Station, Master's thesis of Kyung Hee University.
- Hopke, P.K., Z. Ramadana, P. Paatero, G.A. Norrisc, M.S. Landisc, R.W. Williams, and C.W. Lewisc (2003) Receptor modeling of ambient and personal exposure samples: 1998 Baltimore Particulate Matter Epidemiology-Exposure Study, *Atmospheric Environment*, 37, 3289-3302.
- Kim, E., P.K. Hopke, and E.S. Edgerton (2004) Improving source identification of Atlanta aerosol using temperature resolved carbon fractions in Positive Matrix Factorization, *Atmospheric Environment*, 38(2), 3349-3362.
- Kim, E., P.K. Hopke, and Y. Qin (2005) Estimation of organic carbon blank values and error structures of the speciation trend network data for source apportionment, *Air & Waste Management Association*, 55, 1190-1199.
- Lee, E., C.K. Chan, and P. Paatero (1999) Application of positive matrix factorization in source apportionment of particulate pollutants in Hong Kong, *Atmospheric Environment*, 33(19), 3201-3212.
- Lee, H.W., T.J. Lee, S.S. Yang, and D.S. Kim (2008) Identification of atmospheric PM<sub>10</sub> sources and estimating their contributions to the Yongin-Suwon bordering area by using PMF, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 24(4), 439-454. (in Korean with English abstract)
- Lee, J.H., Y. Youshida, B.J. Turpin, P.K. Hopke, R.L. Poirot, P.J. Liroy, and J.C. Oxley (2002) Identification of sources contributing to Mid-Atlantic regional aerosol, *Air & Waste Management Association*, 52(10), 1186-1205.
- Li, Z., P.K. Hopke, L. Husain, S. Qureshi, V.A. Dutkiewicz, J.J. Schwab, F. Drewnick, and K.L. Demerjian (2004) Sources of fine particle composition in New York city, *Atmospheric Environment*, 38(38), 6521-6529.
- Nitta, H., M. Ichikawa, M. Sato, S. Konishi, and M. Ono (1994) A new approach based on a covariance structure model to source apportionment of indoor fine particles in Tokyo, *Atmospheric Environment*, 28(4), 631-636.
- Oh, M.S., T.J. Lee, and D.S. Kim (2009) Source identification of ambient size-by-size particulate using the positive matrix factorization model on the border of Yongin and Suwon, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 25(2), 108-121.
- Paatero, P. (1997) Least squares formulation of robust non-negative factor analysis, *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 37, 23-35.
- Paatero, P. (1998) User's Guide for Positive Matrix Factorization Program PMF2 and PMF3, Part 1: Tutorial, University of Helsinki.
- Paatero, P. and U. Tapper (1993) Analysis of different models of factor analysis as least squares fit problems, *Chemom. Intell. Lab. Syst.*, 18, 183-194.
- Paatero, P. and U. Tapper (1994) Positive matrix factorization: A non-negative factor model with optimal utilization of error estimates of data values, *Environmetrics*, 5, 111-126.
- Paatero, P., P.K. Hopke, B.A. Begum, and S.K. Biswas (2005) A graphical diagnostic method for assessing the rotation in factor analytical models of atmospheric pollution, *Atmospheric Environment*, 39, 193-201.
- Pilinis, C. and R.J. Farber (1991) Evaluation of the effects of emission reductions on secondary particulate matter in the south coast air basin of California, *Air & Waste Management Association*, 41(5), 702-709.
- Polissar, A.V., P.K. Hopke, P. Paatero, W.C. Malm, and J.F. Sisler (1998) Atmospheric aerosol over Alaska, 2. Elemental composition and sources, *J. of Geophysi-*

- cal Research, 103(D15), 19045-19057.
- Ramadan, Z., X.H. Song, and P.K. Hopke (2000) Identification of sources of phoenix aerosol by positive matrix factorization, Air & Waste Management Association, 50(8), 1308-1320.
- Song, X.H., A.V. Polissar, and P.K. Hopke (2001) Source of fine particle composition in the northeastern US, Atmospheric Environment, 35(31), 5277-5286.
- U.S. EPA (1999) Air quality criteria for particulate matter, Volume I, EPA/600/P-99/002a.
- U.S. EPA (2006) SPECIATE Ver 4.0.
- Yoo, J.S., D.S. Kim, and Y.S. Kim (1995) Quantitative source estimation of PM-10 in Seoul area, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 11(3), 279-290.
- Zhao, W. and P.K. Hopke (2006) Source identification for fine aerosols in Mammoth Cave National Park, Atmospheric Research, 80, 309-322.
- Zhao, W., P.K. Hopke, E.W. Gelfand, and N. Rabinovitch (2007) Use of an expanded receptor model for personal exposure analysis in schoolchildren with asthma, Atmospheric Environment, 41(19), 4084-4096.