

PM₁₀ 장기노출 예측모형 개발을 위한 국가 대기오염측정자료의 탐색과 활용

Exploration and Application of Regulatory PM₁₀ Measurement Data for Developing Long-term Prediction Models in South Korea

이 선 주 · 김 호 · 김 선 영^{1,*}

서울대학교 보건대학원 보건학과 보건학 전공, ¹서울대학교 보건환경연구소
(2015년 10월 21일 접수, 2016년 1월 6일 수정, 2016년 2월 1일 채택)

Seon-Ju Yi, Ho Kim and Sun-Young Kim^{1,*}

*Division of Public Health, Department of Public Health Science,
Graduate School of Public Health, Seoul National University*

¹*Institute of Health and Environment, Seoul National University*

(Received 21 October 2015, revised 6 January 2016, accepted 1 February 2016)

Abstract

Many cohort studies have reported associations of individual-level long-term exposures to PM₁₀ and health outcomes. Individual exposures were often estimated by using exposure prediction models relying on PM₁₀ data measured at national regulatory monitoring sites. This study explored spatial and temporal characteristics of regulatory PM₁₀ measurement data in South Korea and suggested PM₁₀ concentration metrics as long-term exposures for assessing health effects in cohort studies. We obtained hourly PM₁₀ data from the National Institute of Environmental Research for 2001~2012 in South Korea. We investigated spatial distribution of monitoring sites using the density and proximity in each of the 16 metropolitan cities and provinces. The temporal characteristics of PM₁₀ measurement data were examined by annual/seasonal/diurnal patterns across urban background monitoring sites after excluding Asian dust days. For spatial characteristics of PM₁₀ measurement data, we computed coefficient of variation (CV) and coefficient of divergence (COD). Based on temporal and spatial investigation, we suggested preferred long-term metrics for cohort studies. In 2010, 294 urban background monitoring sites were located in South Korea with a site over an area of 415.0 km² and distant from another site by 31.0 km on average. Annual average PM₁₀ concentrations decreased by 19.8% from 2001 to 2012, and seasonal PM₁₀ patterns were consistent over study years with higher concentrations in spring and winter. Spatial variability was relatively small with 6~19% of CV and 21~46% of COD across 16 metropolitan cities and provinces in 2010. To maximize spatial coverage and reflect temporal and spatial distributions, our suggestion for PM₁₀ metrics representing long-term

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)2-880-2759, E-mail : puha0@snu.ac.kr

exposures was the average for one or multiple years after 2009. This study provides the knowledge of all available PM₁₀ data measured at national regulatory monitoring sites in South Korea and the insight of the plausible long-term exposure metric for cohort studies.

Key words : Particulate matter, Regulatory measurement data, Temporal variation, Spatial variation, Long-term exposure

1. 서 론

대기오염과 건강영향의 연관성을 평가한 국내외의 많은 연구에서는 직경 10 μm 이하의 입자상 대기오염 물질인 미세먼지(PM₁₀)가 사망 및 질환에 미치는 장단기적 영향을 밝혀왔다(Son *et al.*, 2013; Pope and Dockery, 2006; Hong *et al.*, 2002). 특히 국외에서는 코호트 연구를 기반으로 PM₁₀의 장기간 노출이 개인의 건강 결과(질병 또는 사망)에 미치는 누적된 영향을 평가하는 연구가 활발하게 진행되었다(Hoek *et al.*, 2013; Pope and Dockery, 2006). 이러한 연구는 개인의 장기 노출을 개인 주소지에서 PM₁₀ 농도의 장기간 평균값으로 파악하고 공간적 변이에 초점을 두었고, 최근에는 공간적 변이의 시간적인 경향을 반영하고 있다(Hoek *et al.*, 2013; Jerrett *et al.*, 2005). 반면, 국내에서는 개인보다는 인구집단 단위의 PM₁₀의 단시간(시간별/일별) 변이로서 건강결과 지표(사망률, 유병률 등)의 변화를 설명하는 PM₁₀ 단기노출 연구가 주를 이루어 왔다(Yi *et al.*, 2010; Hong *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2002). 장기노출 연구에서는 대기오염의 건강영향에 대한 직접적인 인과관계를 증명할 수 있다는 장점이 있기 때문에, 한국 연구에서도 최근 장기노출을 평가하는 추세이다(Kim *et al.*, 2014; Son *et al.*, 2011).

대기오염의 장기노출 연구에서 가장 큰 제한점 중 하나는 개개인의 장기노출 값이 존재하지 않는 것이다(Künzli and Tager, 1997). 대규모의 코호트 참여자들 개인의 노출농도를 직접 측정하는 작업은 많은 비용과 인력 및 시간이 소요되므로 현실적으로 실현 가능하지 않다(Jones *et al.*, 2000). 때문에, 기존의 많은 연구에서는 국가 상시측정망의 측정소에서 측정한 대기오염 자료를 이용해서 예측모형을 개발하고, 이 모형으로부터 측정되지 않은 개개인의 주소지에 대기오염 농도값을 예측해서 개인의 대기오염 노출량으로 사용해왔다

(Hoek *et al.*, 2008; Jerrett *et al.*, 2005). 이들 중 공간적인 예측모형을 개발한 연구에서는 대기오염 측정값의 연평균이나 다년평균 등의 고정된 장기평균값을 사용해서 모형을 개발하였다(Eeftens *et al.*, 2012b; Hart *et al.*, 2009; Yanosky *et al.*, 2008).

예측모형 개발을 위해서는 모형에 사용되는 측정자료 파악이 선행되어야 한다. 측정자료의 특성은 예측 모형에 영향을 미치고, 이후 건강영향 분석에 영향을 미칠 수 있다(Kim *et al.*, 2015; Lee *et al.*, 2014; Diggle *et al.*, 2010). 그러나 국내에서는 코호트 연구를 위한 대기오염 노출 예측모형 연구가 아직 부족할 뿐만 아니라, 예측모형 개발을 위한 측정자료 탐색연구 역시 수행된 바 없었다.

본 연구는 개인별 PM₁₀ 장기노출 예측모형 개발의 선행과정으로서, 현재 전국적으로 운영되고 있는 대기오염 상시측정망의 측정자료를 검토하고자 하였다. 검토에는 측정소의 지리적인 분포, 측정된 PM₁₀ 농도의 시간적 공간적 변이를 포함하였다. 또한 측정자료 검토를 거쳐 장기노출 예측모형에 사용할 PM₁₀ 장기평균 대푯값을 제안하고자 하였다.

2. 연구 방법

1995년부터 환경부는 전국적인 대기오염실태와 대기환경기준 달성여부 등을 파악하기 위하여 대기오염 측정망을 운영하고 있으며(MOE, 2011), 2001년부터의 측정자료를 제공하고 있다. 본 연구에서는 2001년 1월부터 2012년 12월까지 국가측정 대기오염측정망에서 측정된 PM₁₀ 측정자료를 국립환경과학원으로부터 제공받아 사용하였다.

PM₁₀은 지방자치단체가 운영하는 2개의 측정망(도시대기, 도로변대기)과 국가에서 직접 운영하는 2개의 측정망(국가배경농도, 교외대기)에서 측정되고 있

며, 각각은 다른 목적으로 운영되고 있다. 도시대기측정망은 도시지역의 평균대기질 농도를 파악하여 환경기준 달성여부를 판정하는 것을 목적으로 하며, 도로변측정망은 자동차 통행량과 유동인구가 많은 도로변 대기질 파악을 목적으로 한다. 국가배경농도측정망은 국가적인 배경농도를 파악하고 외국으로부터의 오염물질 유입-유출 상태, 장거리이동 현황 등의 파악을 목적으로 하며, 교외대기측정망은 광범위한 지역의 배경농도 파악을 목적으로 한다.

대기오염측정소에서는 베타선 흡수법(beta-ray absorption method)을 이용하여 1시간 간격(일 24시간)으로 PM₁₀ 농도를 자동 측정하고 있고 그 측정한계는 1.0 µg/m³이다(MOE, 2011). 본 연구에서는 제공받은 자료 중 측정장비의 문제로 이상자료(-999)로 처리되어 제공된 값 및 0보다 작은 값을 분석에서 제외하였다.

각 측정소의 위치정보는 대기환경연보(NIER and MOE, 2002~2013)의 측정소 제원 및 위치정보를 통해 수집하였고, 실제 설치장소의 주소와 측정소 제원에 제공된 좌표가 일치하지 않는 경우 실제 설치위치의 좌표를 사용하였다. 위치정보는 2010년 위치를 기준으로 하였으며, 신설/폐쇄된 측정소는 최종위치를 사용하였다.

2.1 대기오염 측정소의 지리적 분포

측정소의 지리적 분포 특성은, 국가와 지방자치단체가 운영하는 4개의 측정망(국가배경농도, 교외대기, 도시대기, 도로변대기)별 측정소 개수를 연도별로 파악하였다. 또한, 2010년 자료를 이용하여 도시지역의 평균대기질 농도를 파악하는 도시대기측정망을 중심으로 측정소당 포괄하는 면적(단위: km²/측정소)과 측정소 간 거리(단위: km)를 시도별로 계산하였고, 연도별 추이를 탐색하였다.

2.2 PM₁₀ 측정값의 시간적 변이

본 연구에서는 공간적 변이를 배제한 상태에서 시간적 변이의 탐색을 위해, 도시대기측정망 자료만을 이용하여 황사일자를 배제한 후 분석을 실시하였다. 설치목적이 다른 4개의 측정망에 따라 측정값의 시간적 변이가 다를 수 있다. 또한 지형적인 황사는 시간적인 변이에 공간적 변이를 더할 수 있다. 그러나 황사의 계절적 영향을 파악하기 위해 황사일자를 포함하는 경우

와의 차이도 비교하였다. 황사일자는 대기환경연보(NIER and MOE, 2002~2013) 황사발생현황에 제시된 날짜를 기준으로 하였다.

시간적 변이는 2001년에 설치되어 2012년까지 운영되고 있는 132개의 측정소에서 PM₁₀ 측정값의 연도별(annual)/계절별(seasonal) 평균의 변동과 시간별(diurnal) 평균의 변동을 파악하였다. 연도별/계절별 평균은 지역을 서울/6개 광역시/9개 도로 나누어 계산하였다. 계절별 평균은 각 연도별로 봄, 여름, 가을, 겨울에 대해 3~5월, 6~8월, 9~11월, 12~2월의 평균값으로 구하였다. 2010년 1월부터 12월까지 월별로 시간별 평균은 2010년에 설치되어 있는 243개 측정소의 측정값을 주중(월~금, 공휴일 제외)과 휴일(토, 일, 공휴일)로 구분하여 계산하였다.

2.3 PM₁₀ 측정값의 공간적 변이

PM₁₀ 측정값의 공간적 변이는, 2010년 측정값의 시도별 변이계수(CV, coefficient of spatial variation)와 발산계수(COD, coefficient of divergence)로서 탐색하였다. 변이계수와 발산계수는 한 지역 내의 여러 측정소에서 측정된 대기오염 측정값의 동질성(homogeneity)과 이질성(heterogeneity)을 평가하는 대표적인 지표이다(Cyrus *et al.*, 2012; Eeftens *et al.*, 2012a; Bell *et al.*, 2011; Cyrus *et al.*, 2008). 변이계수와 발산계수 모두 0일 경우 지역 내 PM₁₀ 측정값의 공간적 변이가 없음을 의미하며, 값이 클수록 공간적 변이가 커짐을 의미한다(Wilson *et al.*, 2005).

변이계수는 측정소별 연평균 농도의 표준편차를 평균으로 나눈 값으로서, 전국과 서울/6개 광역시/9개 도로별로 계산하였다. 이 경우 측정소 수가 증가할수록 변이계수가 증가하는 경향이 있어 지역 간 측정소 수의 차이가 크다면 지역 간 비교가 어렵다는 한계가 있기 때문에, 측정소 수에 독립적인 발산계수 또한 탐색하였다.

발산계수는 서울/6개 광역시/9개 도로별로 각 쌍의 측정소에서 일평균 농도의 차이를 합으로 나눈 뒤, 그 제공 값의 1년 평균을 제공된 한 값으로 계산하였다. 발산계수는 일반적으로 지역 내 범위를 제시하거나, 단일값으로 최대값(Ott *et al.*, 2008) 또는 평균/중앙값(Krudysz *et al.*, 2009; Wilson *et al.*, 2005)을 제시한다. 본 연구에서는 각기 다른 측정소 쌍에 대해 계산한 1

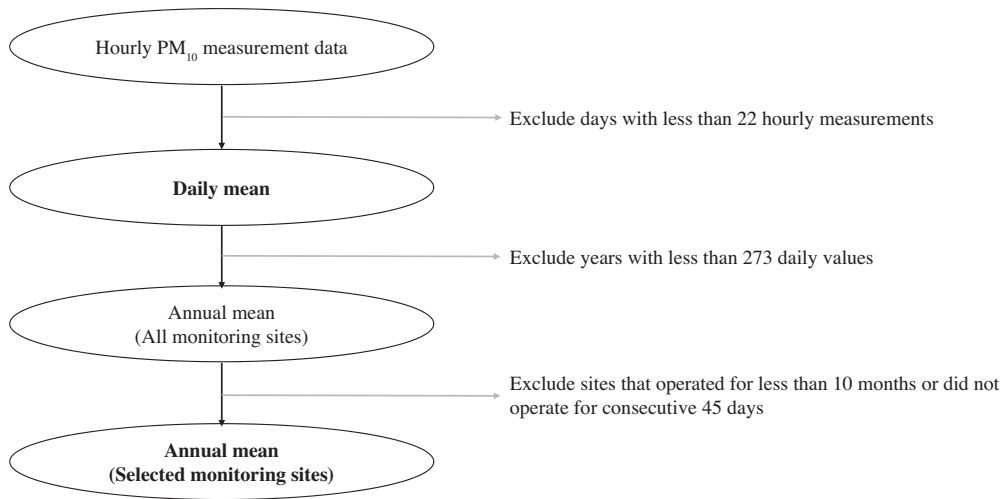


Fig. 1. The diagram of computation procedure of annual means using hourly PM₁₀ measurement data.

년 평균값들의 최대 차이를 반영하기 위해 최대값을 계산하였다. 변이계수와 발산계수는 황사발생일을 포함할 경우와 제외한 경우로 나누어 계산하였다.

또한, PM₁₀ 측정값의 공간적 변이를 연도별로 비교하기 위하여, 가장 최근 자료인 2012년 연평균과 2001, 2005, 2010년 각 연도별 측정소 간 연평균의 범위, 사분위범위, 그리고 상관계수를 산출하였다.

2.4 장기노출 대푯값 제안

본 연구에서는 앞서 검토된 측정소의 지리적 분포, 측정값의 시간적 변동, 측정값의 공간적 변동의 세 가지 측면을 종합적으로 고려하여 장기노출 예측모형에 사용할 대푯값을 제안하였다. 장기노출 대푯값은 기존 연구에서 주로 사용한 1년 평균과 다년평균의 범위에서 검토하였다.

시간적 변이에서 주기적 변동을 갖는 시간별 변동과 계절별 변동에 민감하지 않은 연평균(또는 다년평균)을 산출하기 위하여, 그림 1과 같은 자료 정제 기준을 적용하였다. 측정소별 연평균(또는 다년평균)은 일평균의 산술평균으로 계산하는데, 이때 시간별 변동에 민감하지 않은 일평균을 산출하기 위해, 하루 24시간 중 25% (6시간) 이상; 50% (12시간) 이상; 75% (18시간) 이상; 90% (22시간) 이상의 측정값을 갖는 자료의 양과 그 평균을 연도별로 검토하였다. 또한 계절별 변동에 민감하지 않은 연평균을 산출하기 위해, 일년 12

개월 중 10개월 이상이 측정되었는지 연도별로 검토하였다.

공간적 포괄성을 높이기 위해 연평균 산출기준을 적용한 후 가급적 많은 수의 측정소가 선정되는 기준을 제안하였다. 연평균은 하루 중 측정값이 22시간(90%) 이상인 날에 제한하여 관측값들의 산술평균으로 일평균을 계산한 후, 일평균이 273일(75%) 이하이거나 해당 연도에 신설/폐쇄 등의 사유로 10개월 미만 운영되었거나 운영상의 이유로 연속 45일 이상 측정을 중단한 측정소는 제외한 자료에서 계산하였다(그림 1).

3. 연구 결과

3.1 대기오염 측정소의 지리적 분포

2010년 12월 말을 기준으로 294개의 측정소가 설치되어 있었으며, 이 중 국가배경농도측정망 측정소는 인천, 경북, 제주의 3곳에만, 교외대기측정망 측정소는 9개 시도에 균일한 간격을 갖고 설치되어 있었다. 이들을 제외한 나머지 90% 이상의 측정소가 도시대기측정망(전체 측정소의 81%) 측정소와 도로변대기측정망(전체 측정소의 12%) 측정소이었다(그림 2). 다수의 측정소가 집중된 서울, 부산, 경기의 3개 시도에는 측정소가 전 지역에 고르게 설치되어 있었으나, 다른 시도에는 사람이 인구가 밀집된 지역을 중심으로 특정

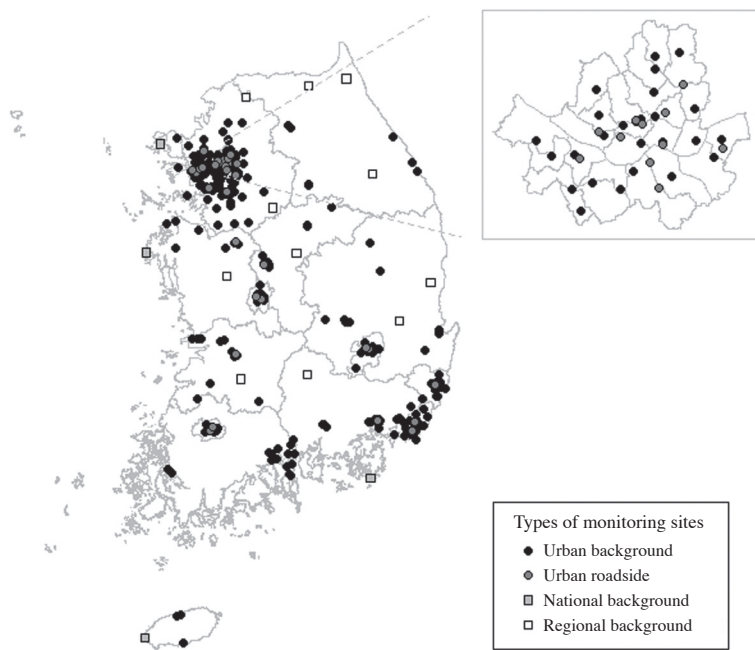


Fig. 2. The map of 294 monitoring sites by the four types of monitoring sites for 2010 in Korea.

Table 1. The number of national regulatory monitoring sites by four types and sixteen metropolitan cities and provinces in South Korea from 2001 to 2012.

	2001	2004	2006	2008	2010	2012
ALL	175 (100.0)	231 (100.0)	253 (100.0)	283 (100.0)	294 (100.0)	313 (100.0)
Urban background	148 (84.6)	195 (84.4)	215 (85.0)	234 (82.7)	241 (82.0)	254 (81.2)
Urban roadside	16 (9.1)	20 (8.7)	22 (8.7)	29 (10.2)	33 (11.2)	38 (12.1)
National background	2 (1.1)	2 (0.9)	2 (0.8)	2 (0.7)	2 (0.7)	3 (1.0)
Regional background	9 (5.1)	14 (6.1)	14 (5.5)	18 (6.4)	18 (6.1)	18 (5.8)
Seoul	34 (19.4)	34 (14.7)	34 (13.4)	36 (12.7)	37 (12.6)	40 (12.8)
Busan	11 (6.3)	18 (7.8)	19 (7.5)	19 (6.7)	19 (6.5)	20 (6.4)
Daegu	8 (4.6)	13 (5.6)	13 (5.1)	13 (4.6)	13 (4.4)	13 (4.2)
Incheon	12 (6.9)	14 (6.1)	16 (6.3)	20 (7.1)	20 (6.8)	22 (7.0)
Gwangju	6 (3.4)	6 (2.6)	8 (3.2)	9 (3.2)	9 (3.1)	9 (2.9)
Daejeon	4 (2.3)	7 (3.0)	8 (3.2)	9 (3.2)	9 (3.1)	10 (3.2)
Ulsan	13 (7.4)	14 (6.1)	14 (5.5)	14 (4.9)	14 (4.8)	14 (4.5)
Gyeonggi	35 (20.0)	58 (25.1)	67 (26.5)	73 (25.8)	77 (26.2)	82 (26.2)
Gangwon	4 (2.3)	6 (2.6)	6 (2.4)	8 (2.8)	8 (2.7)	8 (2.6)
Chungcheong (N*)	4 (2.3)	7 (3.0)	7 (2.8)	9 (3.2)	10 (3.4)	11 (3.5)
Chungcheong (S*)	4 (2.3)	7 (3.0)	7 (2.8)	10 (3.5)	10 (3.4)	10 (3.2)
Jeonlla (N)	8 (4.6)	10 (4.3)	12 (4.7)	12 (4.2)	13 (4.4)	14 (4.5)
Jeonlla (S)	8 (4.6)	10 (4.3)	10 (4.0)	13 (4.6)	15 (5.1)	17 (5.4)
Gyeongsang (N)	12 (6.9)	13 (5.6)	14 (5.5)	15 (5.3)	16 (5.4)	18 (5.8)
Gyeongsang (S)	10 (5.7)	11 (4.8)	15 (5.9)	19 (6.7)	20 (6.8)	21 (6.7)
Jeju	2 (1.1)	3 (1.3)	3 (1.2)	4 (1.4)	4 (1.4)	4 (1.3)

* N: North (buk), S: South (Nam)

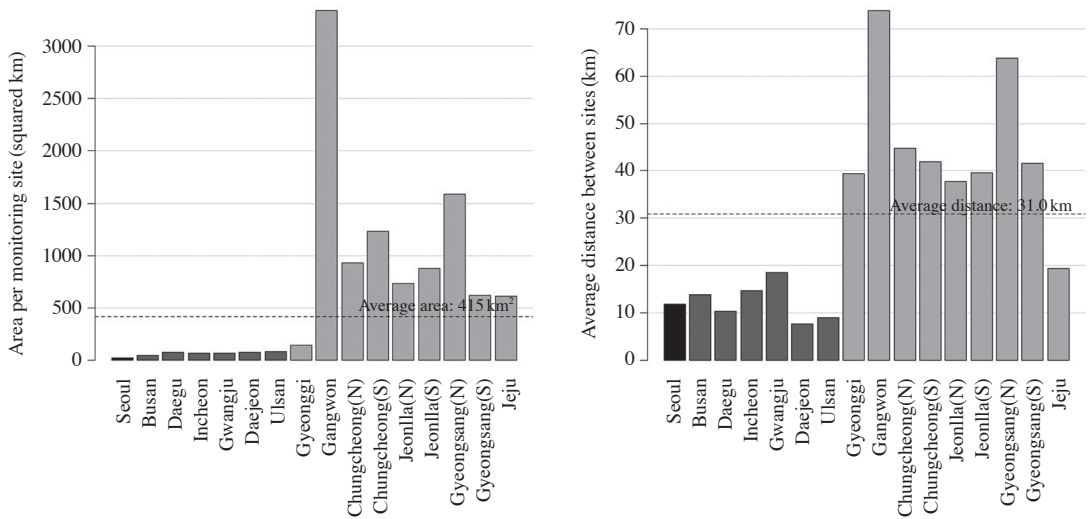


Fig. 3. The area (km²) per urban background monitoring site (left) and the average distance (km) between urban background monitoring sites (right) by 16 metropolitan cities and provinces in 2010 (N: North (buk), S: South (Nam)).

지역에 집중되어 있었다.

대기오염측정망 측정소는 2001년 188곳으로 운영되었으나 2012년에는 310곳으로 1.6배 확충되었고, 도시 대기측정망 측정소 161곳에서 250곳으로 1.6배 증가하였으며, 동기간 경기 지역은 45곳을 확충하여 16개 시도 중 가장 많은 측정소를 갖는 지역이 되었다. 특히 도로변대기측정망 측정소는 2001년 16곳이었으나 2008년 이후로 증설되어 38곳이 운영되고 있었다. 서울을 제외한 대부분의 지역이 2001년에 비해 2배 가까이 측정소를 확충했으나, 강원, 전남, 경북, 제주 등의 지역에는 도로변대기측정망 측정소가 2012년 12월 말 기준으로 아직 설치되어 있지 않았다. 기간 내에 일부 측정소가 폐쇄하거나 이전하였으나, 이로 인한 연도별 차이는 미미하였다(표 1).

한 도시대기측정망 측정소가 포괄하는 면적은 2010년 기준 측정소당 415.0km²였고, 특별시/광역시 지역에서 도 지역보다 적었다. 측정소 간 거리는 2010년 기준 평균 31.0km였고, 시도 간 차이가 비교적 적었다(그림 3). 가장 밀도가 높은 곳은 서울로 2010년 기준 측정소당 16.4km²였고, 가장 낮은 곳은 강원도로 측정소당 2086.6km²이었다. 2001년부터 2012년까지 측정소의 확충과 무관하게 측정소 간 평균 거리는 크게 변하지 않았다. 가장 평균 거리가 짧은 지역은 대전으로 7.8km

이었고, 가장 긴 지역은 강원도로 73.8km이었다.

3.2 PM₁₀ 측정값의 시간적 변이

도시대기측정망의 연평균 PM₁₀ 측정값은 매년 감소하여 지난 10여 년 동안 약 10 μg/m³이 감소하였다. 이 양상은 4개의 측정망 자료를 모두 이용한 경우에도 큰 차이가 없었으며, 도 지역에 비해 서울 등 7개 특별/광역시 지역의 감소가 두드러졌고, 황사일자를 포함한 경우에도 연평균의 감소 추세는 유지되었다(표 2).

계절적으로는 봄에 가장 농도가 높았고, 겨울, 가을, 여름 순으로 낮았다. 황사일을 제외했음에도 불구하고 황사의 영향이 있는 계절에 PM₁₀ 측정값이 증가했다. 이 양상은 매년 유사하여 봄에는 여름보다 평균적으로 35~45 μg/m³ 정도 농도가 높았고, 강한 봄철 황사가 있었던 2002년, 2006년, 2007년에는 계절 간 PM₁₀ 농도 차이가 증가하였다. 황사일자를 포함하는 경우에는 증가폭이 더 컸다.

도시대기측정망에서의 PM₁₀ 측정값의 시간대별 변동 양상은 대체로 일정하였다. 평일에는 오전 7~9시와 오후 6~8시의 하루 두 번 교통이 집중되는 시간 이후로 증가하는 경향이 매일 유사하게 관찰되었다. 주말과 공휴일에는 평일과 시간별 변동 양상은 비슷하나 월별 차이가 더 크게 나타났다. 또한 황사일자를 제외

Table 2. Means of annual and seasonal averages of PM₁₀ concentrations across urban background monitoring sites by metropolitan cities and provinces during non-Asian dust days from 2001 to 2012.

		Averaging period ^a	2001	2004	2006	2008	2010	2012
All urban background monitoring sites	Annual		55.6(5.1)	56.9(1.3)	54.4(3.8)	51.5(2.4)	47.6(3.2)	44.5(0.3)
	Spring		65.1(15.3)	64.7(4.2)	62.8(13.9)	61.4(4.7)	49.6(7.4)	54.4(0.0)
	Summer		49.9(0.0)	51.0(0.0)	47.0(0.0)	40.3(0.0)	40.8(0.0)	34.3(0.0)
	Fall		52.8(0.0)	53.0(0.0)	48.7(0.0)	50.4(0.0)	46.0(2.7)	39.4(0.9)
	Winter		57.9(2.7)	59.4(0.1)	59.8(0.0)	55.8(3.2)	54.4(1.9)	50.3(0.0)
7 Metropolitan cities	Annual		59.7(4.9)	58.9(1.3)	56.0(4.1)	52.4(2.4)	48.6(3.0)	44.8(0.3)
	Spring		69.2(14.7)	67.6(4.3)	65.4(15.4)	63.2(4.5)	50.2(7.2)	54.4(0.0)
	Summer		53.5(0.0)	51.8(0.0)	49.3(0.0)	41.2(0.0)	42.7(0.0)	35.4(0.0)
	Fall		57.4(0.0)	54.8(0.0)	49.8(0.0)	51.1(0.0)	47.1(2.2)	39.1(0.9)
	Winter		61.9(2.6)	62.2(0.1)	60.8(0.0)	56.0(3.4)	55.0(2.0)	50.3(-0.1)
9 Provinces	Annual		50.3(5.3)	54.1(1.2)	52.0(3.3)	50.3(2.3)	46.1(3.5)	44.2(0.3)
	Spring		59.8(16.0)	60.8(4.1)	59.2(11.7)	58.8(4.9)	48.8(7.7)	54.5(0.0)
	Summer		45.2(0.0)	50.0(0.0)	43.3(0.0)	39.1(0.0)	38.2(0.0)	32.8(0.0)
	Fall		46.9(0.0)	50.6(0.0)	47.0(0.0)	49.4(0.0)	44.5(3.4)	39.7(1.0)
	Winter		55.5(2.9)	53.7(1.9)	50.2(0.0)	55.5(2.9)	53.7(1.9)	50.2(0.0)

^aAnnual/seasonal averages excluding Asian-dust episode days (differences of annual averages between all and non-Asian dust episode days)

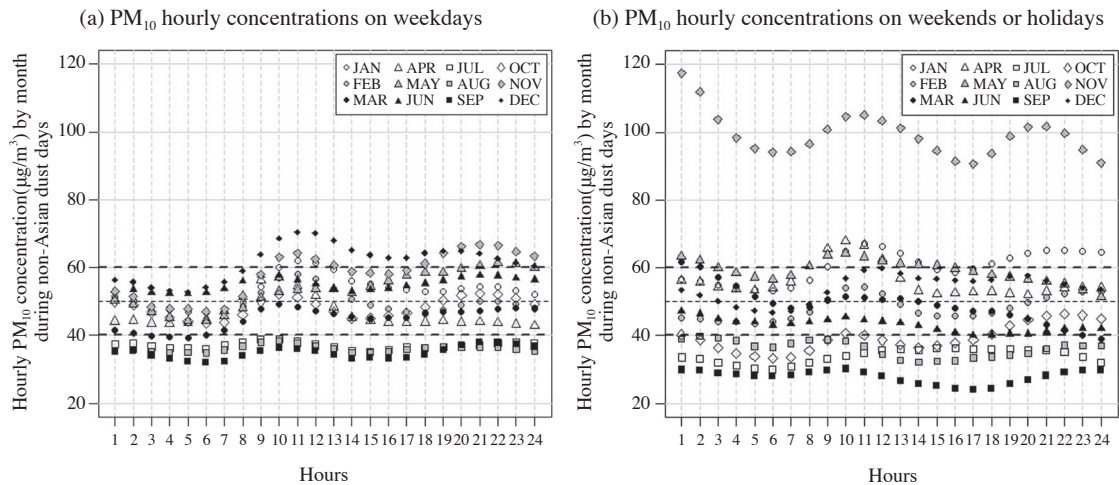


Fig. 4. Trends of 1-hour averages of PM₁₀ concentrations across urban background monitoring sites for each month during non-Asian dust days in 2010 by weekdays (left) and weekend/holidays (right).

하였음에도 불구하고, 황사의 영향이 있었던 2010년 11월에는 주말과 공휴일의 시간대별 변동 양상이 다른 달과 상이한 경향이 관찰되었다(그림 4).

3.3 PM₁₀ 측정값의 공간적 변이

2010년 기준 시도별 연평균 PM₁₀ 측정값의 최소값

과 최대값은 전남과 충북에서 각각 41.6, 60.0 µg/m³였다(표 3). 연평균 PM₁₀ 측정값의 변이계수는 2001년 24.3%에서 2010년 16.5%로 시간이 지남에 따라 감소하는 경향을 보였다. 2010년 연평균의 변이계수는 광역시도별로 0.06~0.20의 범위에었으며, 강원, 전남, 경북, 제주 등 도로변측정망이 설치되지 않은 4개 시도를

Table 3. Spatial variability indices (CV, max COD) of PM₁₀ annual average concentrations in 16 metropolitan cities and provinces by all and non – Asian dust episode days in 2010.

Region	No. of monitoring sites (% ^a)	All days			Non-Asian dust days		
		Annual average (Minimum~Maximum) (µg/m ³)	CV ^b	COD ^c	Annual average (Minimum~Maximum) (µg/m ³)	CV ^b	COD ^c
All	294 (0.11)	51.7 (30.2~81.5)	0.16		48.4 (26.3~77.9)	0.18	
Seoul	37 (0.32)	51.3 (40.8~64.9)	0.10	0.29	48.2 (38.5~61.8)	0.10	0.29
Busan	19 (0.11)	49.5 (31.3~67.8)	0.19	0.38	46.4 (28.7~63.7)	0.19	0.38
Daegu	13 (0.15)	52.3 (42.3~69.5)	0.16	0.29	48.1 (37.8~65.4)	0.17	0.30
Incheon	20 (0.15)	55.6 (44.9~66.1)	0.11	0.25	52.7 (41.4~63.2)	0.11	0.26
Gwangju	9 (0.22)	47.8 (37.8~56.6)	0.15	0.22	42.9 (33.6~51.6)	0.16	0.22
Daejeon	9 (0.22)	44.6 (38.6~50.5)	0.08	0.21	41.3 (35.2~46.6)	0.09	0.22
Ulsan	14 (0.07)	47.5 (41.3~54.8)	0.10	0.21	44.7 (39.0~52.2)	0.11	0.22
Gyeonggi	77 (0.06)	57.8 (40.8~81.5)	0.13	0.37	54.8 (37.3~77.9)	0.14	0.38
Gangwon	8 (0.00)	46.7 (32.6~62.5)	0.20	0.37	43.1 (29.5~58.8)	0.21	0.37
Chungcheong (N*)	10 (0.10)	60.0 (43.8~69.1)	0.15	0.25	56.4 (40.8~66.3)	0.16	0.26
Chungcheong (S*)	10 (0.10)	49.1 (38.8~60.0)	0.15	0.32	45.9 (35.0~57.3)	0.16	0.33
Jeonlla (N)	13 (0.08)	51.1 (39.9~59.6)	0.11	0.26	47.8 (35.6~56.1)	0.13	0.27
Jeonlla (S)	15 (0.00)	41.6 (30.2~60.6)	0.17	0.46	37.8 (26.3~57.0)	0.19	0.47
Gyeongsang (N)	16 (0.00)	46.0 (39.0~67.0)	0.15	0.36	42.6 (35.2~63.3)	0.17	0.37
Gyeongsang (S)	20 (0.05)	46.3 (35.8~53.8)	0.12	0.27	42.9 (32.8~50.1)	0.12	0.27
Jeju	4 (0.00)	48.5 (45.6~52.4)	0.06	0.22	43.4 (40.0~46.4)	0.07	0.22

^aProportion of urban roadside sites to all sites

^bCV (coefficient of spatial variation) = standard deviation divided by mean of annual averages across monitoring sites within a study area.

^cMaximum of COD (coefficient of divergence):
$$COD_{jk} = \sqrt{\frac{1}{p} \sum_{i=1}^p \left(\frac{X_{ij} - X_{ik}}{X_{ij} + X_{ik}} \right)^2}$$

p: number of days; X_{ij}, X_{ik}: daily average concentrations for ith day at sampling sites j and k within a study area.

*N: North (buk), S: South (nam)

제외한 12개 시도 중 서울 등 6개 시도에서는 도시대기 측정망 정보만 이용할 때보다 도로변측정망을 포함한 전체 측정소 정보를 이용할 때 변이계수가 더 크게 나타났고, 경기 등 4개 시도에서는 차이가 없었으며, 대구와 경남에서는 도시대기측정망 측정치만을 이용할 때 변이계수가 더 증가하였다. 지역별 발산계수 최대값은 0.08~0.27의 범위에었고, 황사일자를 제외한 경우 약간 증가하는 경향이 있었으며, 시도별 연중 최고값은 0.22~0.47의 범위에었다. 발산계수는 전남 (0.46)에서 특히 높게 나타났으며, 부산, 경기, 강원, 경북 등에서 높은 경향이 있었다.

황사일자를 제외한 경우에는 연평균이 전국적으로 3.3 µg/m³ 정도 감소하였고, 지역적으로는 2.8~5.1 µg/m³ 범위에서 감소하여 지역 간 차이는 크지 않았다. 변이계수와 발산계수는 황사일자를 제외한 경우 약간 높은 경향을 보였다.

2012년 연평균 PM₁₀ 측정값의 공간적 분포를 2001, 2005, 2010년과 비교한 결과, 연평균의 최소값-최대값은 2001년, 2005년, 2010년, 2012년에 각각 32.6~104.6 (사분위범위 = 21.7), 28.0~90.8 (16.6), 30.2~81.5 (11.4), 27.0~72.2 (9.8)로 공간변동이 점차 줄어드는 경향이 있었다. 2012년 연평균과 2001, 2005, 2010년 연평균과 비교한 결과, 각 연도별 측정소 간 연평균의 상관계수는 각각 0.261 (N=162), 0.440 (N=237), 0.747 (N=290)로서 기준연도로부터 멀어질수록 동일 측정소의 측정값 간의 연관성이 감소하는 경향이 있었다.

3.4 장기노출 대푯값 제한

일평균(24시간) PM₁₀ 농도 계산에 이용될 자료의 양을 파악한 결과, 2001년에는 전체자료의 20%가 24시간 중 18시간 미만(하루 중 75% 미만)의 측정값을 갖

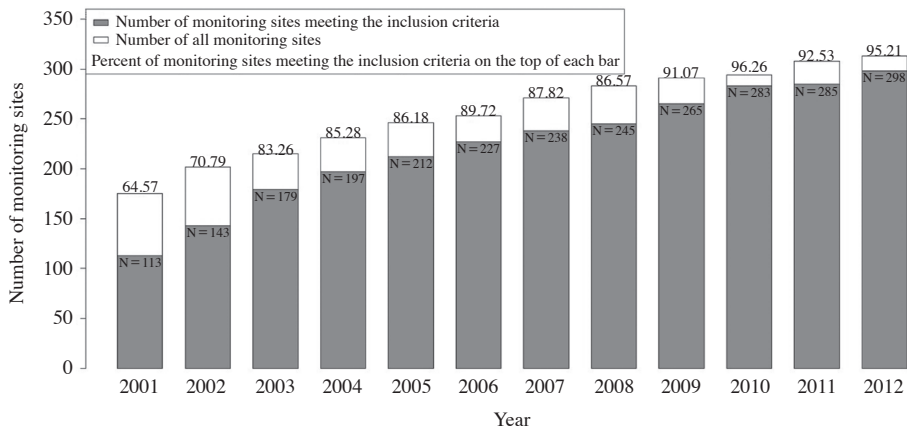


Fig. 5. The number of monitoring sites that meet the minimum inclusion criteria for computing annual average PM₁₀ concentrations.

고 있어 시간대별 변동을 포괄하기에 적절하지 않았다. 2008년부터는 95% 이상의 자료가 22시간 이상(하루 중 90% 이상)의 측정값을 갖고 있었다. 연평균 PM₁₀ 농도 계산에 이용될 자료의 양을 파악한 결과, 2001년에는 전체 측정소의 15% 정도가 10개월 미만의 측정값을 갖고 있었으나, 2009년 이후로는 95% 이상의 자료가 10개월 이상의 측정값을 갖고 있었다.

자료 충족 기준을 적용해 연평균을 계산한 결과, 2001년의 경우 약 40%가 누락되어 113개 측정소의 자료만을 활용할 수 있었다. 누락되는 비율은 점차 감소하여 2009년부터는 10% 미만이 되었다(그림 5). 2009~2012년까지의 4년 평균과 2010년 1년 평균을 비교하면 높은 상관관계(R=0.94)를 보여, 2009년 이후 자료로는 다년평균이나 단년평균 중 어떤 것을 활용하여도 무방함을 알 수 있었다.

2010년 측정값을 사례로 연평균 산출기준을 적용한 결과, 제외된 11개 측정소는 모두 도시대기측정소이었으며, 포함된 283개 측정소의 PM₁₀ 연평균은 51.7 μg/m³(표준편차 8.6)로서 연평균 환경기준인 50 μg/m³를 초과하였다. 황사가 관측된 26일을 제외하면 평균은 48.4 μg/m³(표준편차 8.6)이었다.

4. 고찰 및 결론

본 연구에서는 2001년부터 2012년까지 정부에서 운

영하는 대기오염측정망에서 측정된 자료를 이용하여 측정소의 지리적 분포와 PM₁₀ 측정값의 시간적, 공간적 분포를 탐색하고, 이를 기초로 개인의 대기오염 장기노출 예측에 이용할 PM₁₀ 장기평균 대포값을 제안하였다.

한국에서 2001년부터 현재까지 제공하고 있는 대기오염측정자료는 건강영향 분석을 위해 흔히 사용되는 중요한 자료이다(Lim *et al.*, 2012; Ha *et al.*, 2001; Lee *et al.*, 1999). 대기오염 측정자료는 장기노출 예측과 건강영향 추정에 직접적인 영향을 미치기 때문에, 그 특성을 이해하는 것이 중요하다(Kim *et al.*, 2015; Lee *et al.*, 2015; Diggle *et al.*, 2010). 그럼에도 불구하고 외국에서의 자료 탐색 연구(Li *et al.*, 2013; Eeftens *et al.*, 2012b; Fang and Chang, 2010; Querol *et al.*, 2008)에 비해 국내에서의 자료 자체에 대한 탐색은 상대적으로 드문 실정으로, 특히 다른 오염물질에 비해 PM₁₀의 전국적인 탐색 연구는 드물다(Nguyen and Kim, 2006a; Nguyen and Kim, 2006b). 따라서 국외에서 중요성이 증가하고 있는 대기오염의 장기노출에 대한 연구가 국내에서는 시작단계에 있어서, 이러한 연구를 위한 측정자료의 사용법이 탐색될 필요가 있었다.

2010년 연평균에 대한 공간적 변이를 탐색한 결과, 지역별 변이계수는 16개 시도 모두 0.20 미만이었고 발산계수의 최대값은 0.20보다 높은 값을 보였다. 선행 연구에서는 변이계수와 발산계수 등의 공간적 변이를 평가하는 지표들이 0.20 미만인 경우 지역 내의 측정

값이 비교적 동질적이라고 평가하고 있다(Pinto *et al.*, 2004; Blanchard *et al.*, 1999). 변이계수는 중국(Qu *et al.*, 2010) (평균 107.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 변이계수 0.32 (2000~2007)), 대만(Yang, 2002) (평균 57.8, 변이계수 0.43 (1994~1999)), 홍콩(Chan *et al.*, 2001) (도로변 평균 101.59, 변이계수 0.28 (1999)) 등 아시아국가의 도시에서 파악된 바에 비하면 비교적 낮은 수치이다. 반면 2010년 연평균을 통해 산출된 발산계수는 비교적 높은 값을 보여, 개인의 PM₁₀ 장기노출 모형을 개발하기에 어느 정도 적합한 공간적 변이를 제공할 것으로 기대된다.

본 연구에서는 가급적 많은 수의 측정자료를 통해 공간적인 포괄성을 높이기 위해 2009년 이후의 단년 평균 또는 다년평균을 장기노출 대푯값으로 제안했다. 시간별/계절별 변동에 민감하지 않은 연평균을 산출하기 위한 기준을 적용한 결과 2009년 이후에야 설치된 측정소의 90% 이상에서 이러한 조건을 만족하였다. 측정소의 지리적 분포는 2001년 이후 크게 변화하지 않았으나, 측정소의 수가 많아지고 도로변대기측정망이 확충될수록 전국적인 PM₁₀ 장기노출 대푯값의 공간적 변이를 높일 수 있으므로 가급적 최근의 자료를 사용하는 방안을 제안하는 바이다. 또한, 유효한 측정소 수가 2009년의 265개에 비해 2010년 283개로 증가하였고, 노출모형에 흔히 사용되는 지역의 사회경제적 변수를 집계구 단위로 파악할 수 있는 인구주택총조사가 5년마다 이루어진다는 점에서 2010년 연평균을 장기노출 대푯값으로 사용하는 장점이 크다고 할 수 있겠다.

다만, 현재 진행 중인 코호트 연구 중 상당수가 2010년 이전의 건강결과를 조사하였기 때문에, 미세먼지 노출의 인과관계를 파악하기 위해 2010년 평균을 사용하는 것은 다소 무리가 있을 수도 있다. 동일 측정소에서 2010년 연평균과 2001~2012년 연평균 사이의 상관관계를 본 결과, 2010년으로부터 2001년으로 갈수록 상관관계수가 감소하므로 초기 년도의 값을 예측하는 설령력이 낮아질 것이기 때문이다. 이를 보정하기 위해서는 시간적인 경향을 반영할 수 있는 모형 개발이 필요하다(Beelen *et al.*, 2014; Brauer *et al.*, 2012).

본 연구에서 사용된 PM₁₀ 측정자료는 베타선 흡수법에 의해 측정되었다. 베타선 흡수법은 중량법(gravimetric method)에 의해 측정된 자료에 비해 기후적인

요인에 영향을 민감하게 반응하기 때문에 시간적/계절적 변이를 파악하는 데 한계가 있을 수 있다(Shin *et al.*, 2011; Hauck *et al.*, 2004). 최근에는 한국에서도 중량법 사용이 증가하고 있어(Heo *et al.*, 2009), 추후 측정법에 따른 측정값의 시간적/공간적 변이를 탐색하는 것이 필요할 것이다.

본 연구는 12년간 축적된 PM₁₀ 측정자료를 가용한 전 기간에 걸쳐 전국적으로 분포를 탐색하고 개개인의 노출 정도를 예측하는 모형에 사용될 장기노출 대푯값을 산출하는 방법을 제안함으로써, 앞으로 진행될 미세먼지의 건강영향에 대한 역학연구에 기여할 것으로 기대된다. 후속 연구에서는 PM_{2.5} 및 다른 오염물질(오존, 질소산화물, 이산화황 등)들의 측정자료를 이용한 분포 및 역학연구에의 활용방법 탐구가 필요할 것이다.

감사의 글

이 논문은 2013년 교육부의 재원으로 한국연구재단의 지원을 받아 수행된 기초연구사업(과제 번호: 2013 R1A6A3A04059017)의 일환으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

References

- Beelen, R., O. Raaschou-Nielsen, M. Stafoggia, Z.J. Andersen, G. Weinmayr, B. Hoffmann, K. Wolf, E. Samoli, P. Fischer, M. Nieuwenhuijsen, P. Vineis, W.W. Xun, K. Katsouyanni, K. Dimakopoulou, A. Oudin, B. Forsberg, L. Modig, A.S. Havulinna, T. Lanki, A. Turunen, B. Oftedal, W. Nystad, P. Nafstad, U. De Faire, N.L. Pedersen, C.G. Ostenson, L. Fratiglioni, J. Penell, M. Korek, G. Pershagen, K.T. Eriksen, K. Overvad, T. Ellermann, M. Eeftens, P.H. Peeters, K. Meliefste, M. Wang, B. Bueno-de-Mesquita, D. Sugiri, U. Kramer, J. Heinrich, K. de Hoogh, T. Key, A. Peters, R. Hampel, H. Concin, G. Nagel, A. Ineichen, E. Schaffner, N. Probst-Hensch, N. Künzli, C. Schindler, T. Schikowski, M. Adam, H. Phuleria, A. Vilier, F. Clavel-Chapelon, C. Declercq, S. Grioni, V. Krogh, M.Y. Tsai, F. Ricceri, C. Sacerdote, C. Galassi, E. Migliore, A. Ranzi, G. Cesaroni, C. Badaloni, F. Forastiere, I. Tamayo, P. Amiano, M.

- Dorransoro, M. Katsoulis, A. Trichopoulou, B. Brunekreef, and G. Hoek (2014) Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project, *Lancet*, 383(9919), 785-795.
- Bell, M.L., K. Ebisu, and R.D. Peng (2011) Community-level spatial heterogeneity of chemical constituent levels of fine particulates and implications for epidemiological research, *J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol.*, 21(4), 372-384.
- Blanchard, C.L., E.L. Carr, J.F. Collins, T.B. Smith, D.E. Lehrman, and H.M. Michaels (1999) Spatial representativeness and scales of transport during the 1995 integrated monitoring study in California's San Joaquin Valley, *Atmos. Environ.*, 33(29), 4775-4786.
- Brauer, M., M. Amann, R.T. Burnett, A. Cohen, F. Dentener, M. Ezzati, S.B. Henderson, M. Krzyzanowski, R.V. Martin, R. Van Dingenen, A. van Donkelaar, and G.D. Thurston (2012) Exposure assessment for estimation of the global burden of disease attributable to outdoor air pollution, *Environ. Sci. Technol.*, 46(2), 652-660.
- Chan, L.Y., W.S. Kwok, S.C. Lee, and C.Y. Chan (2001) Spatial variation of mass concentration of roadside suspended particulate matter in metropolitan Hong Kong, *Atmos. Environ.*, 35(18), 3167-3176.
- Cyrus, J., M. Eeftens, J. Heinrich, C. Ampe, A. Armengaud, R. Beelen, T. Bellander, T. Beregszaszi, M. Birk, G. Cesaroni, M. Cirach, K. de Hoogh, A. De Nazelle, F. de Vocht, C. Declercq, A. Dedele, K. Dimakopoulou, K. Eriksen, C. Galassi, R. Graulevicene, G. Grivas, O. Gruzjeva, A.H. Gustafsson, B. Hoffmann, M. Iakovides, A. Ineichen, U. Krämer, T. Lanki, P. Lozano, C. Madsen, K. Meliefste, L. Modig, A. Mölter, G. Mosler, M. Nieuwenhuijsen, M. Nonnemacher, M. Oldenwening, A. Peters, S. Pontet, N. Probst-Hensch, U. Quass, O. Raaschou-Nielsen, A. Ranzi, D. Sugiri, E.G. Stephanou, P. Taimisto, M.Y. Tsai, É. Vaskövi, S. Villani, M. Wang, B. Brunekreef, and H. Hoek (2012) Variation of NO₂ and NO_x concentrations between and within 36 European study areas: results from the ESCAPE study, *Atmos. Environ.*, 62, 374-390.
- Cyrus, J., M. Pitz, J. Heinrich, H.E. Wichmann, and A. Peters (2008) Spatial and temporal variation of particle number concentration in Augsburg, Germany, *Sci. Total Environ.*, 401(1), 168-175.
- Diggle, P.J., R. Menezes, and T.L. Su (2010) Geostatistical inference under preferential sampling, *J. R. Stat. Soc. Ser. C Appl. Stat.*, 59(2), 191-232.
- Eeftens, M., M.Y. Tsai, C. Ampe, B. Anwander, R. Beelen, T. Bellander, G. Cesaroni, M. Cirach, J. Cyrus, K. de Hoogh, A. De Nazelle, F. de Vocht, C. Declercq, A. Dedele, K. Eriksen, C. Galassi, R. Grazulevicene, G. Grivas, J. Heinrich, B. Hoffmann, M. Iakovides, A. Ineichen, K. Katsouyanni, M. Korek, U. Krämer, T. Kuhlbusch, T. Lanki, C. Madsen, K. Meliefste, A. Mölter, G. Mosler, M. Nieuwenhuijsen, M. Oldenwening, A. Pennanen, N. Probst-Hensch, U. Quass, O. Raaschou-Nielsen, A. Ranzi, E. Stephanou, D. Sugiri, O. Udvardy, É. Vaskövi, G. Weinmayr, B. Brunekreef, and A. De Nazelle (2012a) Spatial variation of PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5} absorbance and PM coarse concentrations between and within 20 European study areas and the relationship with NO₂-Results of the ESCAPE project, *Atmos. Environ.*, 62, 303-317.
- Eeftens, M., R. Beelen, K. de Hoogh, T. Bellander, G. Cesaroni, M. Cirach, C. Declercq, E. Dons, A. de Nazelle, K. Dimakopoulou, K. Eriksen, G. Falq, P. Fischer, C. Galassi, R. Grazulevicene, J. Heinrich, B. Hoffmann, M. Jerrett, D. Keidel, M. Korek, T. Lanki, S. Lindley, C. Madsen, A. Mölter, G. Nádor, M. Nieuwenhuijsen, M. Nonnemacher, X. Pedeli, O. Raaschou-Nielsen, E. Patelarou, U. Quass, A. Ranzi, C. Schindler, M. Stempfelet, E. Stephanou, D. Sugiri, M.Y. Tsai, T. Yli-Tuomi, M.J. Varró, D. Vienneau, S.V. Klot, K. Wolf, B. Brunekreef, and G. Hoek (2012b) Development of land use regression models for PM_{2.5}, PM_{2.5} absorbance, PM₁₀ and PMcoarse in 20 European study areas; results of the ESCAPE project, *Environ. Sci. Technol.*, 46(20), 11195-11205.
- Fang, G.C. and S.C. Chang (2010) Atmospheric particulate (PM₁₀ and PM_{2.5}) mass concentration and seasonal variation study in the Taiwan area during 2000~2008, *Atmos. Res.*, 98(2), 368-377.
- Ha, E.H., Y.C. Hong, B.E. Lee, B.H. Woo, J. Schwartz, and D.C. Christiani (2001) Is air pollution a risk factor for low birth weight in Seoul?, *Epidemiology*, 12(6), 643-648.
- Hart, J.E., J.D. Yanosky, R.C. Puett, L. Ryan, D.W. Dockery, T.J. Smith, E. Garshick, and F. Laden (2009) Spatial modeling of PM₁₀ and NO₂ in the continental

- United States, 1985~2000, *Environ. Health Persp.*, 117(11), 1690-1696.
- Hauck, H., A. Berner, B. Gomiscek, S. Stopper, H. Puxbaum, M. Kundi, and O. Preining (2004) On the equivalence of gravimetric PM data with TEOM and beta-attenuation measurements, *J. Aerosol Sci.*, 35(9), 1135-1149.
- Heo, J.B., P.K. Hopke, and S.M. Yi (2009) Source apportionment of PM_{2.5} in Seoul, Korea, *Atmos. Chem. Phys.*, 9(14), 4957-4971.
- Hoek, G., R. Beelen, K. de Hoogh, D. Vienneau, J. Gulliver, P. Fischer, and D. Briggs (2008) A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution, *Atmos. Environ.*, 42(33), 7561-7578.
- Hoek, G., R.M. Krishnan, R. Beelen, A. Peters, B. Ostro, B. Brunekreef, and J.D. Kaufman (2013) Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review, *Environ. Health*, 12, 43.
- Hong, Y.C., J.T. Lee, H. Kim, E.H. Ha, J. Schwartz, and D.C. Christiani (2002) Effects of air pollutants on acute stroke mortality, *Environ. Health Persp.*, 110(2), 187-191.
- Jerrett, M., A. Arain, P. Kanaroglou, B. Beckerman, D. Potoglou, T. Sahuvaroglu, J. Morrison, and C. Giovis (2005) A review and evaluation of intra-urban air pollution exposure models, *J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol.*, 15(2), 185-204.
- Jones, N.C., C.A. Thornton, D. Mark, and R.M. Harrison (2000) Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with roadside, urban and rural locations, *Atmos. Environ.*, 34(16), 2603-2612.
- Kim, E., H. Park, Y.C. Hong, M. Ha, Y. Kim, B.N. Kim, Y. Kim, Y.M. Roh, B.E. Lee, J.M. Ryu, B.M. Kim, and E.H. Ha (2014) Prenatal exposure to PM₁₀ and NO₂ and children's neurodevelopment from birth to 24 months of age: Mothers and Children's Environmental Health (MOCEH) study, *Sci. Total Environ.*, 481, 439-445.
- Kim, S.Y., L. Sheppard, T.V. Larson, J.D. Kaufman, and S. Vedal (2015) Combining PM_{2.5} Component Data from Multiple Sources: Data Consistency and Characteristics Relevant to Epidemiological Analyses of Predicted Long-Term Exposures, *Environ. Health Persp.*, 123(7), 651-658.
- Krudysz, M., K. Moore, M. Geller, C. Sioutas, and J. Froines (2009) Intra-community spatial variability of particulate matter size distributions in Southern California/Los Angeles, *Atmos. Chem. Phys.*, 9(3), 1061-1075.
- Künzli, N. and I.B. Tager (1997) The semi-individual study in air pollution epidemiology: a valid design as compared to ecologic studies, *Environ. Health Persp.*, 105(10), 1078-1083.
- Lee, A., A. Szpiro, S.Y. Kim, and L. Sheppard (2015) Impact of preferential sampling on exposure prediction and health effect inference in the context of air pollution epidemiology, *Environmetrics*, 26 (4), 255-267.
- Lee, B.J., B. Kim, and K. Lee (2014) Air pollution exposure and cardiovascular disease, *Toxicol. Res.*, 30(2), 71-75.
- Lee, J.T., D. Shin, and Y. Chung (1999) Air pollution and daily mortality in Seoul and Ulsan, Korea, *Environ. Health Persp.*, 107(2), 149-154.
- Lee, J.T., H. Kim, H. Song, Y.C. Hong, Y.S. Cho, S.Y. Shin, Y.J. Hyun, and Y.S. Kim (2002) Air pollution and asthma among children in Seoul, Korea, *Epidemiology*, 13(4), 481-484.
- Li, R., C. Wiedinmyer, and M.P. Hannigan (2013) Contrast and correlations between coarse and fine particulate matter in the United States, *Sci. Total Environ.*, 456, 346-358.
- Lim, Y.H., H. Kim, J.H. Kim, S. Bae, H.Y. Park, and Y.C. Hong (2012) Air pollution and symptoms of depression in elderly adults, *Environ. Health Persp.*, 120(7), 1023-1028.
- Ministry of environment (MOE) (2011) Guidelines for installation and management of national air quality monitoring networks. (in Korean)
- National institute of environmental research and Ministry of environment (NIER) (2002~2013) Annual Report of Ambient Air Quality in Korea. (in Korean)
- Nguyen, H.T. and K.H. Kim (2006a) Evaluation of SO₂ pollution levels between four different types of air quality monitoring stations, *Atmos. Environ.*, 40(36), 7066-7081.
- Nguyen, H.T. and K.H. Kim (2006b) Comparison of spatio-temporal distribution patterns of NO₂ between four different types of air quality monitoring stations, *Chemosphere*, 65(2), 201-212.
- Ott, D.K., N. Kumar, and T.M. Peters (2008) Passive sampling to capture spatial variability in PM_{10-2.5}, *Atmos. Environ.*, 42(4), 746-756.
- Pinto, J.P., A.S. Lefohn, and D.S. Shadwick (2004) Spatial

- variability of $PM_{2.5}$ in urban areas in the United States, *J. Air. Waste Manage. Assoc.*, 54(4), 440-449.
- Pope III, C.A. and D.W. Dockery (2006) Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect, *J. Air. Waste. Manage. Assoc.*, 56(6), 709-742.
- Qu, W.J., R. Arimoto, X.Y. Zhang, C.H. Zhao, Y.Q. Wang, L.F. Sheng, and G. Fu (2010) Spatial distribution and interannual variation of surface PM_{10} concentrations over eighty-six Chinese cities, *Atmos. Chem. Phys.*, 10(12), 5641-5662.
- Querol, X., A. Alastuey, T. Moreno, M.M. Viana, S. Castillo, J. Pey, S. Rodríguez, B. Artiñano, P. Salvador, M. Sánchez, S. Garcia Dos Santos, M.D. Hecce Garaleta, R. Fernandez-Patier, S. Moreno-Grau, L. Negral, M.C. Minguillón, E. Monfort, M.J. Sanz, R. Palomo-Marín, E. Pinlla-Gil, E. Cuevas, J. De La Rosa, and A. Sánchez De La Campa (2008) Spatial and temporal variations in airborne particulate matter (PM_{10} and $PM_{2.5}$) across Spain 1999~2005, *Atmos. Environ.*, 42(17), 3964-3979.
- Shin, S.E., C.H. Jung, and Y.P. Kim (2011) Analysis of the measurement difference for the PM_{10} concentrations between Beta-ray absorption and gravimetric methods at Gosan, *Aerosol Air. Qual. Res.*, 11(7), 846-853.
- Son, J.Y., J.T. Lee, Y.H. Park, and M.L. Bell (2013) Short-term effects of air pollution on hospital admissions in Korea, *Epidemiology*, 24(4), 545-554.
- Son, J.Y., M.L. Bell, and J.T. Lee (2011) Survival analysis to estimate the association between long-term exposure to different sizes of airborne particulate matter and risk of infant mortality using a birth cohort in Seoul, Korea, *Environ. Health Persp.*, 119(5), 725-730.
- Wilson, J.G., S. Kingham, J. Pearce, and A.P. Sturman (2005) A review of intraurban variations in particulate air pollution: Implications for epidemiological research, *Atmos. Environ.*, 39(34), 6444-6462.
- Yang, K.L. (2002) Spatial and seasonal variation of PM_{10} mass concentrations in Taiwan, *Atmos. Environ.*, 36(21), 3403-3411.
- Yanosky, J.D., C.J. Paciorek, J. Schwartz, F. Laden, R. Puett, and H.H. Suh (2008) Spatio-temporal modeling of chronic PM_{10} exposure for the Nurses' Health Study, *Atmos. Environ.*, 42(18), 4047-4062.
- Yi, O., Y.C. Hong, and H. Kim (2010) Seasonal effect of PM_{10} concentrations on mortality and morbidity in Seoul, Korea: a temperature-matched case-crossover analysis, *Environ. Res.*, 110(1), 89-95.