

장기간 (1989 ~ 2012) 측정자료를 이용한 용인-수원지역에서의 PM₁₀ 및 PM_{2.5}의 오염특성 분석 (질량농도 중심)

PM₁₀ and PM_{2.5} Characterization based on Mass Concentration Long-term (1989 ~ 2012) Database in Yongin-Suwon Area

임 효 지 · 이 태 정 · 김 동 술*

경희대학교 공과대학 환경학 및 환경공학과 대기오염연구실,
경희대학교 환경연구센터

(2014년 11월 17일 접수, 2015년 4월 7일 수정, 2015년 4월 29일 채택)

Hyoji Lim, Tae-Jung Lee and Dong-Sool Kim*

*Department of Environmental Science and Engineering,
College of Engineering, Kyung Hee University, Global Campus
Center for Environmental Studies, Kyung Hee University, Global Campus*

(Received 17 November 2014, revised 7 April 2015, accepted 29 April 2015)

Abstract

Fine and coarse PM had been collected by LVCI (low volume cascade impactor) and HVAS (high volume air sampler) during January 1989 to April 2012 at Kyung Hee University, Global Campus located on the boarder of Yongin and Suwon. The database of PM mass concentration was constructed and then intensively and extensively investigated to understand monthly, seasonal, and annual patterns of each PM behavior. Especially the study separated all the PM data into the 5 Period Zones, which were classified on the basis of social, political, and environmental issues that might be influencing local ambient air quality during the monitoring period. The overall PM₁₀ level had been continuously decreased until 2005 and after then was staggering due to rapidly increasing PM_{2.5} level in PM₁₀. The annual average of PM_{2.5} concentration varied from 34.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ to 59.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, which were much higher than the 2015 ambient air quality standard. The PM_{2.5} level was strongly associated with haze events, while both PM₁₀ and PM_{2.5} levels were associated with Yellow storm events. Daily concentrations of PM_{2.5} were ranged 13.1 ~ 212.9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in haze days and 33.6 ~ 124.6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in Asian dust days. The study also intensively investigated annual and seasonal patterns of PM_{2.5}/PM₁₀ ratios.

Key words : PM_{2.5}, PM₁₀, PM_{2.5}/PM₁₀ ratio, Long-term Air Monitoring, Haze, Asian dust, Ambient air quality

*Corresponding author.

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

1. 서 론

우리나라는 1960년대 경제성장위주의 정책을 추진 하면서 현재까지 공업단지의 확대, 차량의 증가, 도시화 등으로 심각한 도시공해와 산업공해를 겪어 왔다. 1963년 공해방지법을 시작으로 지금의 대기환경보전법이 시행되기까지 지난 50여 년 동안 대기질 개선을 위하여 다양한 대기환경개선을 위한 규제정책이 도입되고 있다. 그 결과 일부 규제대기오염물질(criteria air pollutants)의 농도는 환경기준치 이하로 감소하였다(Kim, 2013). 그러나 이러한 노력에도 불구하고 최근 스모그(smog)의 빈번한 발생, 오존농도의 증가, 중국 및 몽골지역에서 유입되는 황사(Asian dust) 등의 영향으로 시민들이 느끼는 체감오염도는 증가하고 있다. 또한 NO_2 , O_3 , PM_{10} 등 소위 선진국형 오염물질은 과거에 비하여 다소 개선되었으나 여전히 환경기준을 만족시키지 못하고 있다. 실제로 전국 239개 측정소 중 PM_{10} 연평균 기준($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)을 달성한 경우는 55.6%에 불과하였으며, 24시간 기준($100 \mu\text{g}/\text{m}^3$)의 달성율은 1.7%에 그치는 등 우리나라의 대기오염 정도는 여전히 심각하다(MOE, 2012).

일반적으로 분진은 크기가 작을수록 태양광 산란도의 증가로 시정악화(visibility degradation)를 유발한다(Chan *et al.*, 1997). 또한 산업활동 및 자동차 등의 인위적 오염원에서 발생하는 분진은 보통 $10 \mu\text{m}$ 이하로서, 특히 $2.5 \mu\text{m}$ 이하의 미세분진(fine particle)은 대기 중 제거가 어려울 뿐 아니라 질량대비 비표면적이 증가하여 입자 표면에 각종 유해가스와 중금속 등의 흡착이 용이하다. 이러한 미세분진이 갖는 물리적 특성에 의해 유해 대기오염물질을 인체에의 전달 매개체로서의 역할을 하며 인체 폐포 깊숙이 침투하여 건강상에 위해를 주는 것으로 보고되고 있다(Dockery and Stone, 2007; Brunekreef and Holgate, 2002; Ozkaynak and Spengler, 1985). 이에 따라 건강 및 복지 손실과 산업체의 경제적 손실을 최소화시키고자 세계 각국은 $\text{PM}_{2.5}$ 의 대기환경기준(ambient air quality standard; AAQS)을 설정하고 있다. $\text{PM}_{2.5}$ 의 기준설정은 국민의 건강 및 시정보호 차원에서 또한 PM_{10} 의 기준을 보완하는 규제력이 강한 규제라고 할 수 있다. 참고로 우리나라는

1983년 TSP에 대한 대기환경기준을 설정하였고, 1995년에 PM_{10} 의 환경기준을 설정하고 TSP와 함께 운영하다가, 2001년에 TSP 기준을 폐지하고 PM_{10} 만을 규제해왔다(Kim, 2013). 선진국 대비 다소 늦었지만, 2011년 $\text{PM}_{2.5}$ 에 대한 기준(연평균 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 일평균 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$)을 마련하여 2015년 1월부터 시행하고 있으며, 이 수준은 WHO가 설정한 3단계(약·중·강) 목표수준의 중간단계에 해당한다(U.S. EPA, 2007). 한편, 환경부는 2010년도 $47 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었던 PM_{10} 의 대기개선 목표를 2024년까지 $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로, $\text{PM}_{2.5}$ 는 $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 설정하는 등 $\text{PM}_{2.5}$ 저감을 위해 노력하고 있다(MOE, 2014).

대기 중 입자상 물질의 오염특성을 인지하고 이에 대한 피해를 최소화하기 위해서는 무엇보다 장기간 모니터링을 통해 농도변화 양상을 정확히 파악하고, 지속적인 화학적 성분분석과 통계분석을 분진오염원의 거동을 파악하는 것이 중요하다. 현재와 과거의 오염패턴을 통해 미래의 대기질을 보다 효율적으로 관리할 수 있기 때문이다. 이에 본 연구는 경희대학교 국제캠퍼스에서 1989년 이후 현재까지 지속되고 있는 수원지역 대기분진 모니터링 프로그램(SAMP: Suwon Aerosol Monitoring Program)의 일환으로, 1989년부터 저용량 다단분진채취기와 고용량 채취기를 이용하여 장기간 채취한 PM_{10} 과 $\text{PM}_{2.5}$ 의 측정자료를 종합하고 통계분석을 수행한 후, 장기간에 걸친 농도변화 특성을 파악하고자 하였다. 본 연구의 결과는 특히 $\text{PM}_{2.5}$ 에 대한 연구가 미진한 국내의 대기환경 관리 및 향후 대기환경 정책수립에 유용한 기초 정보로 사용될 수 있을 것이다.

2. 실험 및 분석 방법

2.1 연구지역의 일반현황

일반적으로 시료채취 지점은 연구대상지역의 대기질을 대표할 수 있어야 하며, 주변의 장애물이나 기타 물리적 환경에 의한 영향을 최소화할 수 있는 지점이어야 한다. 이러한 점을 고려하여 본 연구에 필요한 시료의 채취는 1989년 1월부터 2003년 5월까지 경희대학교 국제캠퍼스 내 자연과학대학 옥상에서, 그리고 2005년 9월 이후부터는 공과대학 옥상(각 지상 20 m

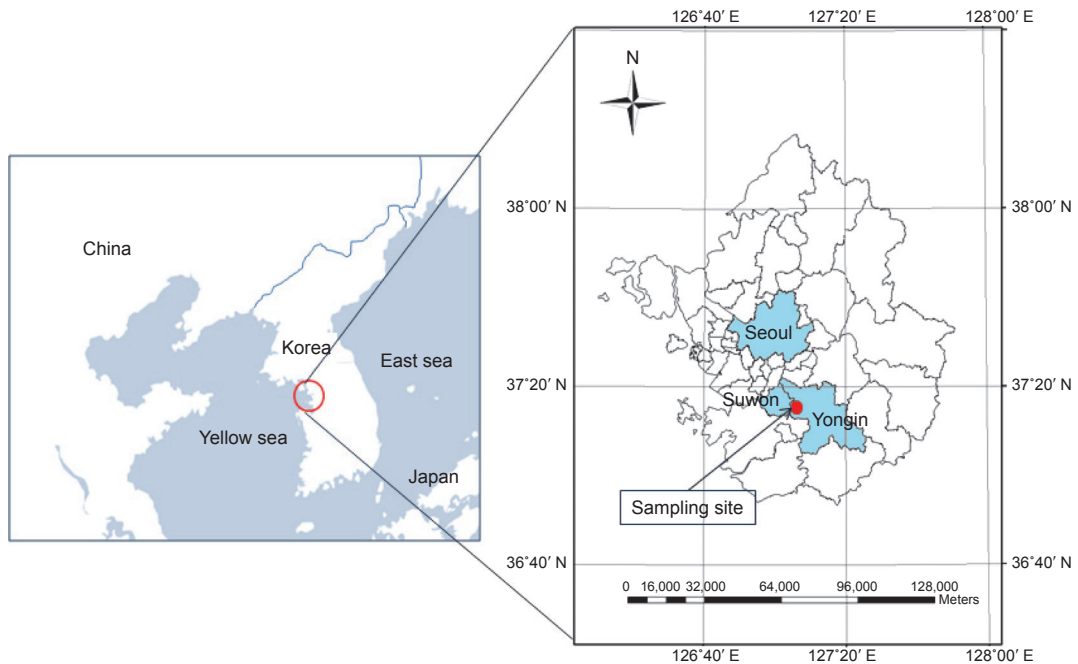


Fig. 1. Location of the study area and the sampling site.

높이)에서 진행되었다. 측정지점은 그림 1과 같이 경기도 중남부의 용인시와 수원시의 경계에 위치하고 있다. 수원시로부터 동쪽으로 약 10km, 경부고속도로 신갈 나들목에서 서남쪽으로 5 km의 거리에 자리하며, 인근의 231 ha에 달하는 신갈호수 주변에는 중소 규모의 산업시설들이 산재하고 있다. 또한 연구지역 주변은 주로 상업지역과 주거지역이 혼합된 형태로, 1992년 시작된 영통택지 조성사업이 현재까지 계속 진행 중이며, 유동인구가 많고 도로의 신설 및 확장으로 교통량이 상당히 많은 편이다. 경기도 남부 일대의 급격한 도시화로 상습적인 정체를 보이는 경부고속도로를 보완하기 위하여, 경기도 용인시를 기점으로 서울시 강남구를 종점으로 하는 용인-서울고속도로(노선번호 171번, 총 연장 22.9km)가 2009년 7월 1일부터 개통되어 운영되고 있다.

2.2 시료의 채취

전체 연구기간은 1989년 1월부터 2012년 4월까지(23년 3개월)이며, 경희대학교 국제캠퍼스에서 대기 중 분진시료를 채취하였다. 채취기간 동안 측정지점의 위

치가 변경되거나 채취기의 노후로 교체되는 등의 변화가 있었다. 표 1에 시료채취에 관한 정보를 요약 정리하였다. 특히 본 연구는 장기간에 걸쳐 측정이 이루어졌기 때문에, 기간에 따라 시료채취 유형이 다른 채취기를 교체·이용하였다. 본 연구에서 고용량채취기(high volume air sampler, HVAS)와 저용량 다단채취기(low volume cascade impactor: LVCI)가 동시 가동된 기간에는 표준채취법인 HVAS의 자료를 우선적으로 적용하고 분석하였다.

우선 대기 중 공기역학직경(aerodynamic diameter) $2.5 \mu m$ 이하인 미세분진($PM_{2.5}$)을 채취하기 위하여, 1989년부터 2010년 3월까지 2대의 LVCI를 이용하였다. 즉, 1989년 1월부터 1999년 12월까지의 9년의 다단채취기(Cascade Impactor; Model KA-200)를 이용했는데, 이 채취기의 각단 유효절단직경(efficient cutoff diameter, D_p)은 각각 11, 7.0, 4.7, 3.3, 2.1, 1.1, 0.65, 0.43, $0.08 \mu m$ 이다. 2000년 1월부터 2010년 3월까지의 8년의 다단채취기(Anderson, Series 20-800)를 사용하였고, 각 단의 유효절단직경은 9.0, 5.8, 4.7, 3.3, 2.1, 1.1, 0.7, $0.4 \mu m$ 이다. 따라서 본 연구논문에서 LVCI로 측정

Table 1. Summary of the aerosol monitoring program in Yongin-Suwon area during 1989.1 ~ 2012.4.

Period	Particle cutoff size (dp≤μm)	Sampling site	Sampling duration	Sampler type	Sampler model	Flow rate	Filter type	Number of samples
Sep. 1990 ~ Aug. 2005	PM ₁₀	Science BD	24 hr	High Volume Air Sampler	General Metal Works, Model IP10, USA	1.13 m ³ /min	Quartz fiber	1,833
Jan. 1989 ~ Dec. 1999	PM _{2.5} PM ₁₁	Science BD	7 ~ 30 days	Low Volume Cascade Impactor	Andersen sampler: Model KA-200	28.3 L/min	Membrane	182
Jan. 2000 ~ Sep. 2003	PM _{2.5} PM ₉	Science BD	7 ~ 30 days	Low Volume Cascade Impactor	Anderson Series 20 ~ 800	28.3 L/min	Membrane	30
Sep. 2005 ~ Mar. 2010	PM _{2.5} PM ₉	Engineering BD	7 ~ 30 days	Low Volume Cascade Impactor	Anderson Series 20 ~ 800	28.3 L/min	Membrane	52
Sep. 2005 ~ Apr. 2012	PM _{2.5}	Engineering BD	24 hr	High Volume Air Sampler	Thermo Electron Corp. Model GV2360, USA	1.13 m ³ /min	Quartz fiber	331
Sep. 2005 ~ Apr. 2012	PM ₁₀	Engineering BD	24 hr	High Volume Air Sampler	General Metal Works, Model IP10, USA	1.13 m ³ /min	Quartz fiber	338

References: Kim *et al.*, 2012, Lee *et al.*, 2009, Oh *et al.*, 2009, Lee *et al.*, 2008, Cha *et al.*, 2005, Hwang *et al.*, 2001, Kim *et al.*, 2001, Kim and Kim, 2000, Lee and Kim, 1997, Kim *et al.*, 1996

된 자료의 경우, PM_{2.1}은 미세분진 PM_{2.5}로 간주했으며, PM₉ 또는 PM₁₁은 PM₁₀으로 간주하고 통계분석을 수행하였으며, 이와 같은 사실은 각 표와 그림에 뚜렷하게 명시하였다. 반면, 고용량 PM₁₀ 시료채취의 경우, 측정 초기인 1990년 9월부터 현재까지 계속하여 PM₁₀ HVAS (General Metal Works, Model IP10, USA)를 이용하여 분진을 채취하였다. 이에 따라 본 논문에서는 특정 명시가 없는 한, PM₁₀ 대표 자료는 LVCI PM₉ 또는 PM₁₁이 아닌 HVAS PM₁₀ 자료만을 사용하였다. 한편, 고용량 PM_{2.5} 시료채취의 경우, 2005년 9월 이후부터 PM_{2.5} HVAS (Thermo Electron Corp., Model GV2360)를 사용하여 측정을 수행하였다.

PM₁₀과 PM_{2.5} HVAS의 경우, 평균 1.13 m³/min의 유량으로 24시간을 기준으로 채취하였다. SAMP 초기연도에는 HVAS를 3~6일 간격으로 가동하였으며, 후기연도에는 재료비의 상승으로 8~10일 간격으로 가동하였다. 무작위 시료채취를 지향했으며, 특히 주말·주중 효과를 피하기 위하여 7일 간격의 시료채취는 피하였다. 또한 HVAS의 정확한 흡입유량 산정을 위하여 유량보정을 보통 30일에 1회 정도 실시하였다. 보정을 위해, 먼저 axial blower의 carbon brushes를 교체한 후 Slack-Tube® Manometers와 high volume orifice fit (USA, Grasby/GMW)을 이용하여 EPA Method TO-13의 시료채취 보정시스템 (calibration of sampling system) 조항에 따라 보정을 수행하였다. 시료채취에는 수정섬유여지 (quartz microfiber filter, QM-A, 8"×10", Whatman)를 사용하였다. 한편, LVCI에 사용된 여지는 직경 80 mm, pore size 0.43 μm의 membrane filter (Gelman Science Co., Model GN-6, USA)이었으며, 평균 흡입유속 28.3 L/min으로 시료채취기간 중 매일 유속의 변화를 측정하였다. 여지의 교체는 화학분석에 충분한 분진량을 얻기 위하여, 7~30일 사이 (대개의 경우 2~3주)에 흡입유속이 25.0 L/min 이하로 급격히 떨어지는 시점에서 여지를 교체하였다.

분진채취에 사용된 모든 여지는 시료채취 전후 3일 동안 항온·항습상태의 전자 데시게이터 (Sanplatec Corp., Model Oyin 09678BN) 내에 보관하고 항량시킨 후, 0.01 mg 감도 (sensitivity)의 전자저울 (A&D Co., Model HM-202)로 칭량하였다. 시료채취 전후에 칭량한 무게차를 채취기 각각의 총유량으로 나누어 분진농도를 계산하였다.

3. 결과 및 고찰

3.1 입자상물질의 전반적인 오염추이

본 연구는 1989년 이후 현재까지 지속되고 있는 수원지역 대기분진 모니터링 프로그램(SAMP)의 일환으로 채취된 분진농도 자료를 활용하고, 장기간 대기 중 입자상물질의 오염특성을 파악하고자 하였다. 본 연구에 이용된 전체시료의 채취기간은 1989년 1월부터 2012년 4월까지이지만, LVCi 채취기의 노후화로 인한 교체가 진행됨에 따라 2003년 6월부터 2005년 8월까지 미세분진(PM_{2.1})의 측정이 이루어지지 않았다. 해당 기간을 제외하고 본 연구에 이용된 분진의 크기, 채취 장소, 채취기 종류, 채취기간, 유량, 여지의 종류 및 유효자료수를 다음 표 1에 제시하였다. 시료채취 특성상 LVCi의 시료수는 HVAS와 비교하여 상대적으로 많지 않았다. 총 시료수는 PM_{2.1}과 PM₁₁ (2000년 이후부터는 채취기 교체로 PM₉ 측정)는 각각 264개 set와 257개 set였다. HVAS를 이용한 PM₁₀과 PM_{2.5} 시료의 수는 각각 총 2,171개와 총 355개였다.

연도별 유효 시료개수, 산술평균과 표준편차, 최소 및 최대 농도는 표 2와 같다. PM₁₀의 연평균 농도는 2001년에 144.3 µg/m³으로 최고치를 보인 후 다시 감소하다가 2009년 97.7 µg/m³로 다시 크게 상승하였다. LVCi로 7~30일간 측정을 기초로 한 PM₁₁ (이하 LVCi-PM₁₁)은 1999년까지 비교적 높은 농도를 보였으나, 2000년 이후 채취기의 교체로 최대 절단입경이 PM₉으로 바뀌면서 농도가 다소 감소하였다. 한편, HVAS로 24시간 측정을 기초로 한 PM₁₀의 (이하 HVAS-PM₁₀) 연도별 산술평균 농도범위는 2007년 이후 56.4~97.7 µg/m³로, PM₁₀의 연평균 대기환경기준인 50 µg/m³을 크게 초과하는 수준으로 본 연구지역의 분진오염도가 심각함을 알 수 있었다. HVAS-PM_{2.5}는 2005년 9월 측정을 시작한 이래, 지속적인 증감을 반복하였다. 2011년의 연평균은 34.3 µg/m³로 전년도 연평균인 53.2 µg/m³과 비교하여 감소하였으나, 2012년 4월까지의 평균 농도는 42.8 µg/m³로 다시 증가하였다. 하지만 2012년의 경우, 이 수치는 연평균치가 아니라, 실제 측정이 진행된 2012년 1월부터 4월까지 4개월간의 평균치이다. 특히 이 기간 중에는 헤이즈(haze)의 발생횟수가 급증하였다. 일반적으로 haze의 발생횟수는 PM_{2.5} 농도증가의 중요한 원인 중 하나로 판단되고 있다. 참고로 이 4

개월간 haze의 발생횟수는 총 50회로 전년도 동기간 발생횟수 20회의 2.5배 이었다(표 3의 연도별 haze 발생일 수 참조). 2007년 이후 HVAS-PM_{2.5}의 연도별 산술평균 농도는 34.3~59.0 µg/m³을 보였으며, 2015년 시행될 PM_{2.5} 연평균 환경기준 25 µg/m³를 크게 초과하였다. PM₁₀과 마찬가지로 연구지역의 PM_{2.5} 오염도는 매우 심각한 수준이었다.

표 2에서 흥미로운 점은 HVAS와 LVCi로 측정한 연평균 수치가 커다란 차이를 보이는데, HVAS로 채취한 단기측정(24시간) 자료의 평균치가 LVCi로 채취한 장기측정(보통 2~3주) 자료의 평균치보다 전반적으로 높은 값을 갖는다는 점이다. 이러한 주원인으로는 첫째, 두 채취기의 측정시간과 기간이 상이하며, 둘째, 두 채취기의 유량속도(28.3 L/min vs. 1,130 L/min)가 크게 다르기 때문으로 사료된다. 일반적으로, 중량채취법에서 유량속도가 빠를수록 높은 값을 가지며(Yanosky and Macintosh, 2001), 특히 도시분진 중에는 NH₄NO₃와 반휘발성 성분이 풍부한데, 여지채취법은 휘발성분의 손실로 실시간(real-time) 측정값보다 낮은 값을 보인다. 즉 시료채취기간이 길수록 분진농도는 과소평가될 수 있다는 의미이다(Pang *et al.*, 2001).

1989년 1월부터 2012년 4월까지 HVAS-PM₁₀, LVCi-PM₁₁ 및 LVCi-PM₉의 질량농도 변화추이를 그림 2에 제시하였으며, 이 호흡성분진(respirable particle, R: 본 연구에서는 PM₉, PM₁₀, PM₁₁을 통칭함)을 미세분진(fine particle, F: 본 연구에서는 PM_{2.1}과 PM_{2.5}를 통칭함)인 HVAS-PM_{2.5} 및 LVCi-PM_{2.1}의 변화추이로 그림 3에 함께 제시하였다. 전체기간 중 2003년 10월부터 2005년 8월까지 미세분진(PM_{2.5})의 시료채취는 수행되지 않았다. 그림 2와 그림 3에서 보는 바와 같이, 2001년과 2002년 봄철에는 황사의 영향으로 일부 고농도 PM₁₀이 확인된 것을 제외하면, 평균적으로 PM₁₀과 PM_{2.5} 모두 측정 초기부터 2000년대 중반까지 지속적인 감소추세를 보였다. 그러나 2000년대 후반부터 PM₁₀에 비해 PM_{2.5}는 뚜렷한 증가추세가 관찰되었고, 2015년부터 적용되는 대기환경기준(일평균 50 µg/m³, 연평균 25 µg/m³)을 크게 초과하는 고농도 사례가 자주 발생하여 심각한 추세를 보였다. 이러한 고농도 PM_{2.5}의 발생의 원인으로는 장거리운송, haze, 이동오염원, 산업체 활동, 생활상 연소활동, 불법소각 등에 의한 영향 등으로 사료된다.

Table 2. Statistical summary for PM collected by low-volume cascade impactors (LVCI) and high-volume air samplers (HVAS) during 1989 ~ 2012.

Year	LVCI-PM _{2.1}					HVAS-PM _{2.5}					HVAS-PM ₁₀					LVCI-PM ₉ or LVCI-PM ₁₁ [§]				
	No of sample	Mean	S.D.	Min.	Max.	No of sample	Mean	S.D.	Min.	Max.	No of sample	Mean	S.D.	Min.	Max.	No of sample	Mean	S.D.	Min.	Max.
1989	39	70.0	38.5	14.5	195.0	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	39	138.5 [§]	88.0	22.5	354.5
1990	11	52.2	21.5	31.3	103.0	—	—	—	—	—	36	77.7	30.5	24.0	140.0	11	100.5 [§]	33.7	63.3	151.4
1991	21	59.1	13.6	31.7	82.3	—	—	—	—	—	196	89.1	49.4	16.6	248.4	16	110.2 [§]	24.9	58.5	147.2
1992	21	50.1	18.1	6.4	84.5	—	—	—	—	—	210	94.5	46.5	17.1	263.3	20	78.7 [§]	27.0	11.6	120.8
1993	18	55.9	27.0	8.2	135.4	—	—	—	—	—	184	110.6	49.1	20.9	261.0	18	93.9 [§]	46.0	12.2	221.3
1994	10	54.5	18.9	34.6	84.3	—	—	—	—	—	82	89.7	37.1	29.5	201.0	10	102.1 [§]	45.0	54.7	197.6
1995	13	48.2	16.4	27.2	79.1	—	—	—	—	—	286	93.8	45.7	17.8	269.3	12	87.6 [§]	32.9	40.9	142.8
1996	9	42.6	8.9	31.7	58.2	—	—	—	—	—	157	93.8	39.6	18.1	224.5	9	74.5 [§]	13.9	53.3	101.5
1997	13	31.6	12.6	9.1	48.9	—	—	—	—	—	204	67.9	37.5	7.1	304.8	13	50.9 [§]	21.4	10.5	78.6
1998	15	32.2	10.9	9.4	49.4	—	—	—	—	—	140	71.4	37.3	6.5	238.5	15	56.1 [§]	19.5	13.0	86.1
1999	12	34.4	11.9	13.6	48.2	—	—	—	—	—	55	70.9	41.6	12.2	291.0	12	52.5 [§]	18.1	22.4	77.5
2000	9	30.4	11.7	7.1	43.9	—	—	—	—	—	45	80.9	50.6	16.5	243.1	9	55.1 [†]	19.4	14.1	79.7
2001	9	31.5	10.7	14.4	51.7	—	—	—	—	—	47	144.3	107.4	15.4	456.7	8	62.9 [†]	21.3	32.7	90.3
2002	9	30.6	10.6	14.7	46.0	—	—	—	—	—	90	74.0	48.4	11.6	416.1	9	55.7 [†]	19.1	27.4	84.9
2003	3	10.7	8.6	4.3	20.4	—	—	—	—	—	43	86.4	41.7	19.0	225.0	3	21.6 [†]	19.2	8.3	43.7
2004	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	33	59.9	37.8	2.8	158.9	—	—	—	—	—
2005	5	26.9	6.8	18.4	34.0	42	44.5	25.4	0.3	143.9	43	56.9	31.2	14.7	168.3	4	41.2 [†]	11.4	28.8	51.6
2006	9	24.2	12.6	10.4	46.1	31	51.6	30.9	8.8	169.1	32	83.0	42.6	4.6	198.2	11	46.9 [†]	26.1	19.7	87.8
2007	13	37.6	13.4	16.6	59.3	81	47.7	26.5	6.6	131.9	84	70.4	40.6	15.1	206.5	13	60.9 [†]	22.0	30.2	92.5
2008	11	31.7	9.4	14.0	47.8	54	54.2	34.1	11.7	171.3	56	74.5	43.9	18.5	249.1	11	52.7 [†]	20.1	26.2	86.8
2009	12	27.4	13.6	5.6	50.1	35	59.0	41.7	14.1	212.9	33	97.7	61.6	28.4	298.9	12	43.9 [†]	21.0	12.8	80.0
2010	2	16.8	7.4	11.5	22.0	24	53.2	28.9	8.3	113.0	26	76.9	44.9	17.8	230.2	2	34.3 [†]	4.0	31.5	37.2
2011	—	—	—	—	—	57	34.3	22.7	9.3	113.1	68	56.4	29.4	14.3	151.7	—	—	—	—	—
2012 ¹⁾	—	—	—	—	—	20	42.8	13.9	28.5	82.7	21	86.3	33.6	46.0	204.8	—	—	—	—	—
Total	264	45.0	25.2	4.3	195.0	355	47.7	29.6	0.3	212.9	2,171	85.7	48.4	2.8	456.7	257	80.2	52.6	8.3	354.5

[§]denotes statistics based on LVCI-PM₁₁.[†]denotes statistics based on LVCI-PM₉.¹⁾samples were collected until April 2012. Then each corresponding statistics in 2012 denotes a 4-month arithmetic mean.

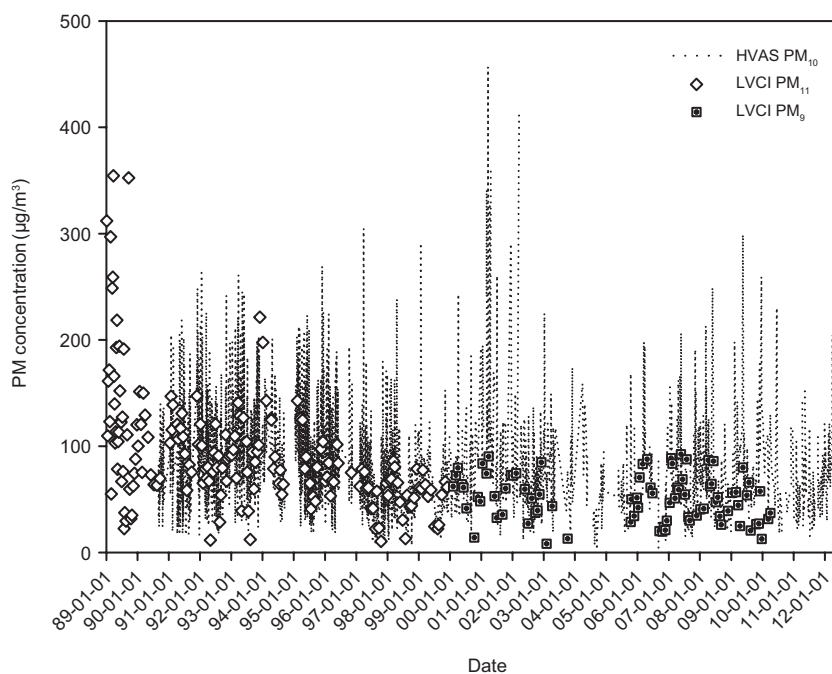


Fig. 2. Long-term trend of LVCi- PM_{11} (LVCi- PM_9 since 2000) and HVA5- PM_{10} concentrations monitored at the Kyung Hee University-Global Campus from 1989 to 2012.

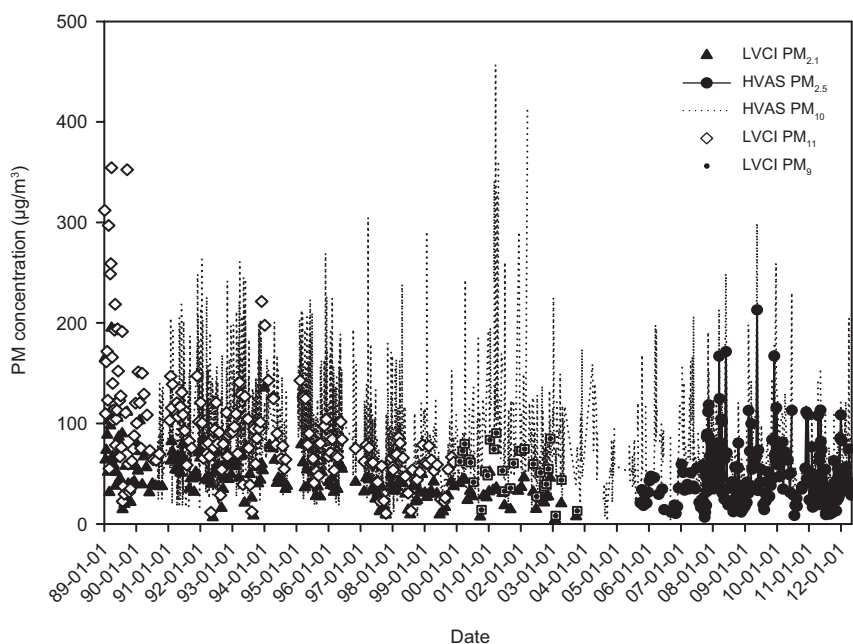


Fig. 3. Long-term trend of PM concentrations monitored by various LVCi and HVA5 samplers at the Kyung Hee University-Global Campus from 1989 to 2012.

Table 3. Classification of PM sampling periods on the basis of local and regional socio-environmental issues occurred from 1989 to 2012.

Period zone	Period duration	Socio-environmental issues
I	1989 ~ 1994	- Unleaded gasoline supplied in 1987 - Mandatory use of LNG started and Seoul Olympic Games held in 1988 - Housing Development Project at Youngtong, Suwon started in 1992
II	1995 ~ 1998	- The Pay-per-Waste Regulation enforced in 1995 (illegal open burning increased) - Youngtong Housing Development Project ended in 1997 - IMF economic crisis occurred in 1998
III	1999 ~ 2004	- The worst Asian Dust events occurred 27 times in 2001 (the highest concentration of $456.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 6 out of 27 events were over $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$) - Again 16 events of Asian dust storms occurred (the highest concentration of $416.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$) in 2002 - The Korea-Japan World Cup Games held in 2002 (at the Suwon Stadium)
IV	2005 ~ 2007	- The Special Act on Metropolitan Air Quality Improvement enforced in 2005 - The sampling site was moved from the Science building to the Engineering building in 2005
V	2008 ~ 2012	- Global financial crisis occurred in 2008 - Frequency of haze events increased rapidly from 2008 [80 times in 2008, 88 times in 2009, 62 times in 2010, 2011: 64 times in 2011, 110 times in 2012 (however; 50 times from Jan. to April in 2012), 148 times in 2013] - The Youngin-Seoul Highway was opened in 2009, thus traffic volume increased quickly.

3.2 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도의 기간별 고찰

장기간에 걸친 대기 중 PM₁₀과 PM_{2.5}의 농도분포 경향은 당시의 경제적, 사회적 및 환경정책적 요소의 변화에 따라 민감하게 변화한다 (Kim, 2013). 따라서 본 연구에서는 이러한 요소를 고려하여 전체 측정기간을 Period-I부터 Period-V까지 5개의 기간영역 (period zone)으로 나누고 기간별로 그 농도경향을 분석하고자 하였다. 표 3은 기간별로 연구주변지역의 대기환경에 영향을 줄 수 있는 사회·환경적 요소를 나열한 것이다.

연구지역에서 1989년 1월부터 2012년 4월까지 LVCI와 HVAIS로 채취한 PM₁₀과 PM_{2.5}에 대하여 Period-I부터 Period-V 동안의 연평균 농도분포는 그림 4와 같다. 측정 초기부터 2003년까지는 LVCI로 채취한 PM_{2.1}과 PM₁₁ (2000년 이후 PM₉)의 농도이고, 그 이후 기간에는 HVAIS를 이용하여 PM₁₀과 PM_{2.5}을 채취하였다. PM₁₀과 PM_{2.5} 모두 Period-III까지 농도가 서서히 감소하였고, 특히 Period-I과 Period-II 사이에는 분진농도가 큰 폭으로 감소하였다. 이는 1988년 서울올림픽 개최 이후, 국가경제가 탄력을 받게 되면서 교통량 증가와 함께 각종 산업활동이 활발해지면서 Period-I (1989년 ~ 1994년) 기간 동안 농도가 높았을 것으로 사료된다. 서울올림픽 직후인 Period-I 동안, 미세먼진 (PM_{2.1})의 평균농도는 $54.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 연구기간 중 높았다. PM₁₀

경우 역시, 평균농도가 $95.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 당시의 연평균 기준인 $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 초과하였으나, 1985년 고체연료 사용 규제, 1988년 LNG 사용의무화 제도의 본격 시행 등의 영향으로 그 이후 서서히 감소하는 경향을 보였다. Period-III 동안 PM₁₀은 3월에 가장 높았고 4월 역시 농도가 높았는데, 2001년과 2002년에 유례없이 심한 봄철 황사의 영향을 받아 일시적으로 농도가 증가하였다. 특히 PM_{2.5}의 경우, HVAIS로 측정을 시작한 Period-IV 및 Period-V 동안에는 이전 기간과 비교하여 농도가 꾸준히 증가하고 있다. 일반적으로 대기질을 좌우하는 오염원과 관련하여, 봄철 황사에 의한 영향과 겨울철 난방용 화석연료의 연소행위의 증가, 불법소각 등 비산배출에 의한 영향과 겨울철 나타나는 기온역전현상 등을 언급하고 있다 (Lim *et al.*, 2013; Lim *et al.*, 2012; Marcazzan *et al.*, 2001; Giuliaci, 1988).

3.3 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도의 월별 및 계절별 농도 경향

장기간 모니터링을 통해 채취된 시료들은 측정시기에 따라서 매우 다른 농도분포를 보이므로, 앞서 3.2절의 내용과 동일한 기간영역 (period zone)의 설정기준을 적용하고 각 기간영역의 계절별 평균농도를 그림 5에 도식하였다. PM₁₀의 경우, Period-I부터 V까지 전 기간

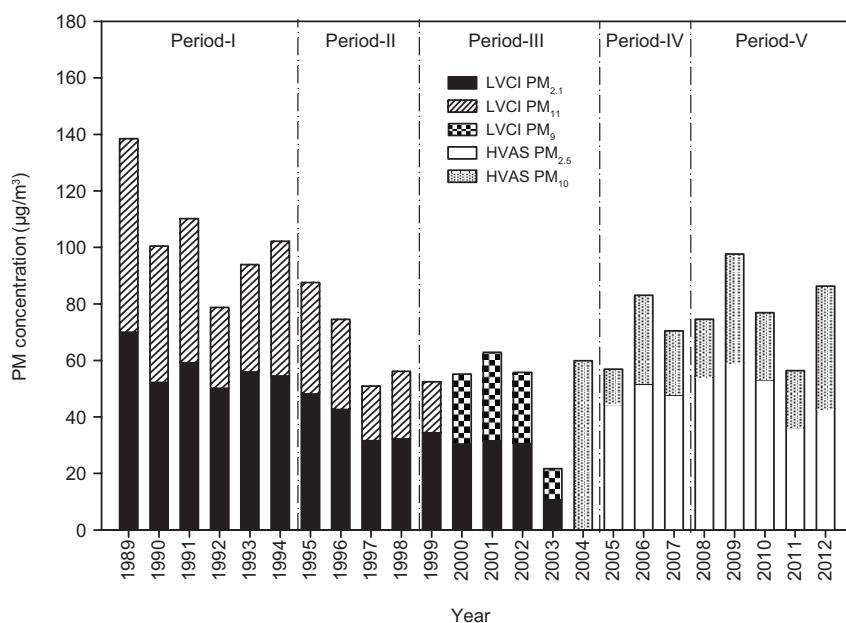


Fig. 4. Annual variations of fine and coarse particle concentration by various LVCI and HVAS samplers at the Kyung Hee University-Global Campus.

을 HVAS로 측정하였다. 반면 PM_{2.5}의 경우, Period-I부터 III까지는 LVCI로 측정하였으며, Period IV와 V는 HVAS로 측정하였다. 전반적으로 PM₁₀과 PM_{2.5}의 월평균 농도는 매우 유사한 증감 분포경향을 보였다. 즉 겨울 및 봄의 높은 농도경향이 4월 이후로 감소하고 강수량이 많은 6월부터 9월까지는 낮은 수준을 보였다. 또한 8월에 최저 농도를 보인 후 12월까지 다시 증가하는 통일된 형태를 보였다. 특히 PM₁₀의 경우 이러한 농도경향은 더욱 뚜렷하게 관측되었다. 이와 같이 그림 5의 PM₁₀과 PM_{2.5} 농도분포도에서 볼 수 있는 공통적 특징으로, 7~8월 여름철에 농도가 큰 폭으로 감소한 이유는 장마기간 중 강수량의 증가로 인한 세정효과(washout effect) 때문이다. 우리나라에서 강수에 의한 대기오염물질(PM₁₀ 및 NO₂)의 세정현상을 정량적으로 추정한 연구에 따르면(Lim *et al.*, 2012), PM₁₀과 NO₂의 총괄세정기여율은 각각 22.3%와 15.7%를 보였으며, 특히 강수량이 많은 여름철 세정기여율은 매우 높았다.

우선, PM₁₀ 경향부터 살펴보면, 월평균 최대값은 Period-I과 III의 3월과 4월 중 150.8~456.7 µg/m³의

범위를 보여 황사의 영향을 크게 받았던 것으로 판단된다(그림 5 하단). 또한 Period-I에서 최고 수준의 농도경향을 보였고, Period-V에서 가장 낮은 경향을 보였다. Period-V에서 낮은 경향을 보였던 이유는 2008년 국제금융위기로 인한 산업활동의 침체와 더불어 2005년 이후 시행된 수특법(수도권 대기환경개선을 위한 특별법)의 1차기본계획의 개선효과로 사료된다.

한편, Period-III 중 3월에 농도가 급격히 상승한 이유는 2001년 27회에 걸친 황사의 영향으로 판단된다. 전반적으로 PM₁₀ 오염도는 20여년 전 초기보다는 크게 개선되었지만, Period-III 이후의 개선 속도는 매우 더딘 것을 알 수 있었다. 특히, Period-II에서 IV 동안(즉, 1995년 이후), 모든 기간에 걸쳐 PM₁₀ 연평균 환경기준치 50 µg/m³를 초과하였지만, 봄철을 제외한 대부분의 기간의 농도 변동폭이 약 10 µg/m³으로 매우 좁게 조사되었다. 즉, PM₁₀ 오염저감에 대한 기존 오염원 규제정책의 한계상황으로 사료되며 새로운 규제제도의 도입이 필요하다고 판단된다.

반면, PM_{2.5} 경향을 살펴보면, 월평균 최대값은 3~5월중에 Period-I, IV 및 V에서 관측되었고, 83.6~212.9

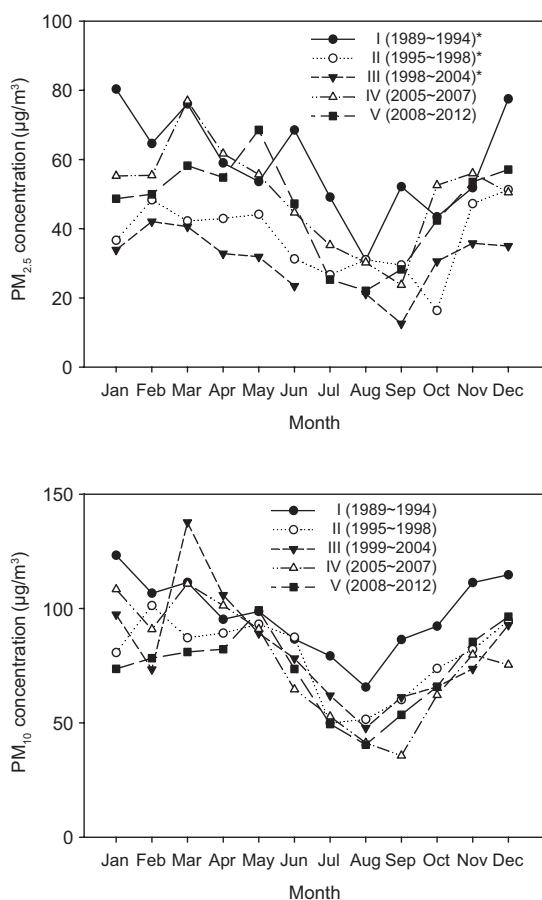


Fig. 5. Monthly variations for $PM_{2.5}$ (upper) and PM_{10} (lower) concentrations for each Period-zone [* : the samples on the upper box were collected by LVCI- $PM_{2.5}$].

$\mu g/m^3$ 의 범위를 보였다(그림 5 상단). 또한, Period I에서는 최고 수준의 농도경향을 보였고, Period-IV, Period-V, Period-II, Period-III 순서로 높은 경향을 보여, 기간별 오염순위는 PM_{10} 순위와는 차이가 있었다. 이와 같이 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 의 기간별 오염저동이 다르다는 의미는, 비록 이들이 같은 입자상오염물질의 범주에 속해 있지만, 서로 다른 생성원과 소멸원을 갖는다는 의미이다. 일반적으로 $PM_{2.5}$ 의 농도증가를 유발할 수 있는 요인으로는 우선 중국의 경제발전으로 인한 인위적 배출량 증가 및 장거리운송량 증가, 지역의 교통량 증가와 각종 산업체로부터의 배출 등 경제활동의 증가, 지구기후변화에 의한 지역 기상변화의 심화, 생활주변

에서의 각종 연소행위 증가, 특히 Period-V에서 국제금융위기의 여파로 산업활동은 위축되었지만, 고체연료를 비롯한 저급연료의 사용확대와 2008년 이후 급속히 증가한 haze 발생 횟수의 증가가 주요 원인으로 사료된다. 참고로, Period-V 기간 동안 고체연료의 소비량 증가율은 25%였으며, 액체연료는 6.9%만 증가하였다(KEEI, 2015). 2015년에 시행되는 수목법 2차기본계획에는 1차계획에 없었던 $PM_{2.5}$ 가 주요 개선대상물질로 선정되었다(MOE, 2014). 전술한 바와 같이 $PM_{2.5}$ 의 발생원이 PM_{10} 과 다른 만큼, $PM_{2.5}$ 제어를 위한 2차기본계획은 1차계획과는 국가의 경제수준을 고려한 차별화된 규제정책을 설정할 필요가 있다. $PM_{2.5}$ 에 대한 합리적인 제어전략이 수립될 때 PM_{10} 의 오염개선도는 $PM_{2.5}$ 와 더불어 크게 향상될 것으로 판단된다. 한편, Period-III이 가장 낮은 농도경향을 보였던 이유는 1998년 이후 침체된 경제활동의 영향 때문으로 사료된다. 실제 모든 분야의 에너지 사용량은 실질적으로 감소하였다(MOE, 2012).

한편, 전체 측정기간 동안에 확보된 모든 자료를 이용하여 PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 에 대한 계절별 농도 경향을 파악하고자 하였다. 그림 6은 $PM_{2.5}$ 질량농도에 대한 계절별 분포를 확률밀도 함수로 나타낸 것으로, 하단에는 비교를 위해 PM_{10} 의 분포를 함께 제시하였다. 먼저 측정자료를 확률변수로 변환하여 분산분포형태로 도식하였고, 이를 Gaussian 분포함수로 최적화하였다. 그 결과 PM_{10} 은 봄철 발생하는 황사의 영향으로 농도의 변화폭이 크게 나타났지만, $PM_{2.5}$ 의 변화폭은 작게 나타났다. 이는 봄철의 황사 입자가 주로 PM_{10} 영역에 속하는 거대입자들로 구성되었기 때문이다. 또한, 평균농도(중앙값: median)는 봄>겨울>가을>여름철 순으로 높았으며, PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 모두 그림에 표시한 연평균 환경기준선을 크게 초과하였다. 그림에서 보듯이, PM_{10} 과 $PM_{2.5}$ 의 계절적 분포와 확률밀도는 서로 차이가 있었으며 이는 전술한 바와 같이 이들 분진은 크기별로 오염원과 생성원이 다를 수 있음을 의미한다(Lee *et al.*, 2009; Oh *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2008; Hwang *et al.*, 2001; Lee and Kim, 1997).

3.4 F/R (Fine particle/Respirable particle) 비율의 기간별 변화

전체 측정기간 동안 LVCI와 HVAS로 채취한 미세

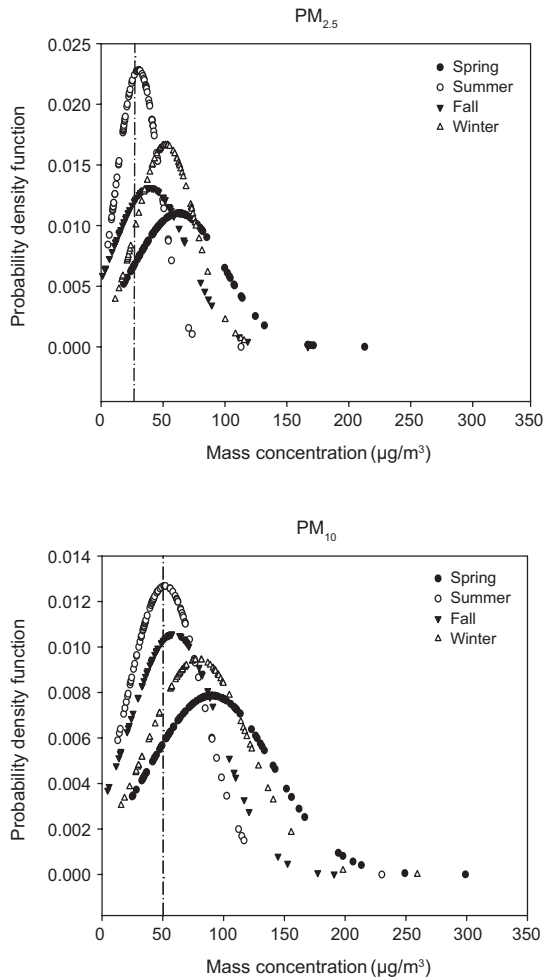


Fig. 6. Seasonal distribution of fine and coarse particles in Yongin-Suwon area during 1989~2012 [a dashed line in each box indicates the annual ambient air quality standard of PM_{2.5} (upper) and PM₁₀ (lower), respectively].

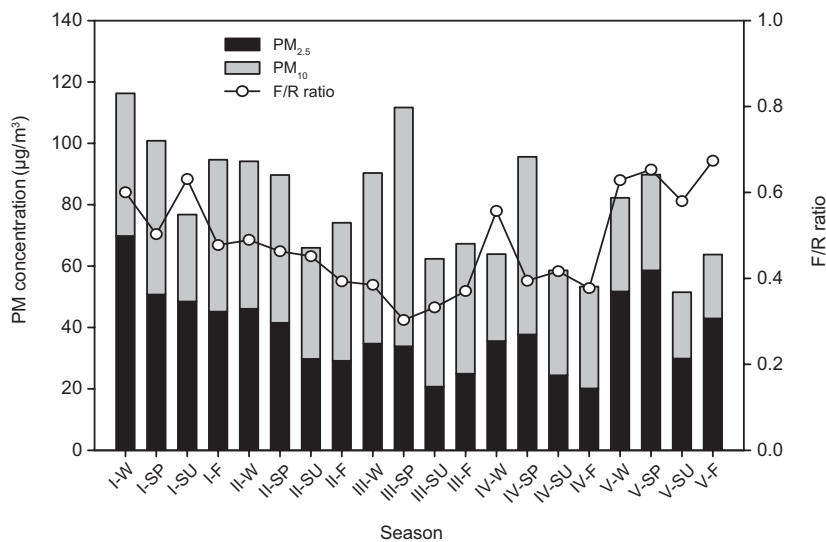
분진(F: fine particle)과 호흡성분진(R: respirable particle)에 대하여 연평균 F/R 비율(F/R ratio)을 계산하였다(표 4). 이때 비율은 연평균 농도를 기준으로 산출하였다. 표에서와 같이 연평균 F/R 비율은 연도별로 차이가 있었으며, 0.49(2003년)부터 0.78(2005년)까지의 범위로 분포하며 2005년 이후 그 비율이 크게 증가하였다. 특히 2001년에는 고농도 황사의 유입으로 비율이 0.50으로 낮았지만, 2008년 이후에는 비율이 증가하였는데 이는 발생빈도가 급증한 haze의 영향이 컸을

것으로 판단한다.

한편, PM₁₀과 PM_{2.5}의 기간별 계절 평균농도와 F/R 비율은 그림 7과 같다. Period-I부터 III까지는 LVCI로 측정된 결과이며, Period IV와 V는 HVAS로 측정된 결과이다. 우선 PM₁₀의 기간평균 농도치는 측정기간 내 내 여름~가을에는 낮게, 겨울~봄에는 높은 수준으로 증감을 거듭하였다. 황사현상이 있는 봄철을 배제하고 살펴보면, 전반적으로 하향 추세를 볼 수 있다. 반면 PM_{2.5}의 경우, 기간평균 농도치는 Period-IV 가을철의 최저점까지 하향 추세를 보이다가, 2008년 이후인 Period-V의 겨울과 여름철에 급상승함을 볼 수 있다. 한편, Period-III까지 우리나라 겨울철이 항상 최고 PM_{2.5} 농도를 보이는 계절이었으나, Period-IV부터는 봄철에 가장 높았다. 전술한 바와 같이 겨울~봄철에 높은 PM_{2.5} 농도를 보일 때 haze의 잦은 출현과 정체된 기상조건이 관측되었다. 구체적으로 기간별 F/R의 계절 평균비율은 같은 연구지역임에도 불구하고 연평균 비율과는 차이를 보였다. 전체기간에 대해 0.30~0.67의 범위를 보여 연평균 범위 보다는 낮은 비율수준에서 변화의 폭이 컸다. 우선, F/R 비율이 0.30으로 가장 낮았던 Period-III 봄철의 경우, 2001년과 2002년 황사의 영향으로 거대분진의 농도가 증가하여 그 비율이 상대적으로 매우 낮게 조사되었다. 반면, Period-V 동안의 가을과 겨울에는 F/R의 평균비율이 각각 0.67, 0.63으로 높게 조사되었다. 이는 동일 기간 중 미세분진인 haze 발생이 빈번하였으며, 또한 인근 영통지구의 택지 조성사업 결과 신규주택 입주로 인한 인구의 유입, 교통량 및 상업시설이 늘어남 따라 인위적 오염원에서 주로 배출되는 미세분진의 농도가 거대분진의 농도보다 상대적으로 증가하였기 때문으로 판단된다. 참고로 미국의 경우 PM_{2.5}/PM₁₀의 비율을 시공간적으로 도식한 바 있는데 (Lall *et al.*, 2004), 미국 전역의 비율은 0.54 ± 0.14 였으며, 미국 북동부, 중서 공업지역은 0.6~0.8, 중부는 0.3~0.5의 범위를 보였다. PM_{2.5}/PM₁₀ 비율은 자료가 부족했던 과거의 PM_{2.5} 농도와 배출량을 추정할 때 중요한 정보로서, 일반적으로 도시화된 지역일수록 높은 값을 보인다. 따라서 F/R 비율은 특정 지역의 도시화 또는 공업화의 정도를 간접적으로 평가하는 지표로도 활용될 수 있으며, PM_{2.5}의 측정역사가 짧은 우리나라의 경우, 과거의 PM₁₀ 농도를 바탕으로 과거의 PM_{2.5} 농도와 배출량을 추정할 수 있는 환산계

Table 4. Summary of annual F/R ratio at the sampling area.

Period	Year	Fine particle (F)		Respirable particle (R)		F/R ratio
		LVCI-PM _{2.5}	HVAS-PM _{2.5}	LVCI-PM ₁₁ or PM ₉	HVAS-PM ₁₀	
I	1989	70.0		138.5 [§]		0.51
	1990	52.2		100.5 [§]		0.52
	1991	59.1		110.2 [§]		0.54
	1992	50.1		78.7 [§]		0.64
	1993	55.9		93.9 [§]		0.60
	1994	54.5		102.1 [§]		0.53
II	1995	48.2		87.6 [§]		0.55
	1996	42.6		74.5 [§]		0.57
	1997	31.6		50.9 [§]		0.62
	1998	32.2		56.1 [§]		0.57
III	1999	34.4		52.5 [§]		0.66
	2000	30.4		55.1 [†]		0.55
	2001	31.5		62.9 [†]		0.50
	2002	30.6		55.7 [†]		0.55
	2003	10.7		21.6 [†]		0.49
	2004		—		59.9	
IV	2005		44.5		56.9	0.78
	2006		51.6		83.0	0.62
	2007		47.7		70.4	0.68
V	2008		54.2		74.5	0.73
	2009		59.0		97.7	0.60
	2010		53.2		76.9	0.69
	2011		36.3		56.4	0.64
	2012		42.8		86.3	0.50

[§] denotes statistics measured based on LVCI-PM₁₁.[†] denotes statistics measured based on LVCI-PM₉.**Fig. 7. Seasonal variations of PM_{2.5} and PM₁₀ concentration with F/R ratios for each Period-zone. The aerosol samples during Period-I, II, and III were collected by LVCI samplers and the corresponding information on PM effective cutting size must refer to Table 4.**

수로 사용될 수 있을 것으로 사료된다. 만약 획일적인 특정 비율 값을 사용한다면 각종 대기질 평가와 분석 시 커다란 오류를 범할 수 있다.

4. 결 론

본 연구에서는 경기도 용인시와 수원시의 경계지역에 위치한 연구대상지역에서, 장기간 (1989년~2012년) 저용량 다단채취기(LVCI)와 고용량 채취기(HVAS)를 이용하여 채취한 대기 중 PM₁₀과 PM_{2.5}의 중량농도 자료를 연도별 및 계절별로 변화추이를 분석하였다. 특히 본 연구에서는 사회적, 환경적, 정책적 요소를 고려하여 전체 측정기간을 5개의 기간영역별로 나누고 각 기간별 PM₁₀과 PM_{2.5}의 오염거동을 파악하고 분석하였다. Period-I은 측정기간 중 PM₁₀과 PM_{2.5} 연평균농도가 가장 높은 시기였으나 이후 적극적인 환경정책 시행으로 Period-II에 이어 Period-III까지 농도가 지속적으로 감소하였다. 특히 Period-III 동안에는 당시 황사발생 회수의 급증으로 PM₁₀의 농도가 높았다. 이후 Period-V는 세계금융위기와 haze의 빈도가 급증한 시기로서, 비록 PM₁₀의 농도변화는 거의 없었지만 PM_{2.5}의 농도가 급증하는 시기였으며, 이에 따라 인위적 오염원의 1차적 발생지표인 F/R 비율 역시 급증하는 경향을 보였 다.

본 연구의 장기간 자료의 분석결과, PM₁₀과 PM_{2.5}의 오염거동은 계절별, 연도별, 기간별로 차이가 매우 컸다. 비록 이들이 같은 입자상오염물질의 범주에 속해 있지만, 서로 다른 생성원과 소멸원을 갖는다는 의미로서, 우리나라가 추후 설정할 PM_{2.5} 제어를 위한 기본계획은 기존의 PM₁₀ 제어를 위한 기본계획과는 달라야 한다. 즉, 기존의 계획과는 달리 국가의 경제수준을 고려한 차별화된 규제정책을 설정할 필요가 있다. PM_{2.5}에 대한 합리적인 제어전략이 수립될 때 최근들어 오염개선도가 더딘 PM₁₀도 PM_{2.5}와 더불어 크게 향상될 것으로 판단된다. PM₁₀과 PM_{2.5}의 농도증가를 유발할 수 있는 주요 요인은 중국에서의 장거리 운송량 증가, 경제활동 증가로 인한 교통량 증가와 각종 산업체로부터의 배출량 증가, 지구기후변화에 의한 기상변화의 심화 등으로 사료되지만, 무엇보다 대기오염도 개선을 고려한 각종 에너지 공급조절(고체연료를 비롯한 저급연

료의 사용확대 금지 포함)과 시민의식 홍보를 통한 생활주변에서의 각종 오염행위의 저감 등을 위한 정책개발과 수립이 중요하다.

SAMP(Suwon Aerosol Monitoring Program)의 일환인 본 연구의 결과는 PM_{2.5}의 측정역사와 연구가 짧은 우리나라의 대기환경 관리와 정책개발 시 유용할 것으로 사료된다. 마지막으로 우리나라 PM₁₀과 PM_{2.5}의 오염도 개선을 위한 정책을 개발하기 위해서는 장기간 비공개인 국가 측정망의 자료를 정밀 통계분석하고, 수송모델을 통해 그 오염원을 정량적으로 파악하는 연구가 선행되어야 한다.

References

- Brunekreef, B. and S. Holgate (2002) Air pollution and health, *Lancet*, 360, 1233-1242.
- Chan, Y.C., R.W. Simpson, G.H. McTainsh, and P.D. Vowles (1997) Characterization of chemical species in PM_{2.5} and PM₁₀ aerosols in Brisbane, Australia, *Atmos. Environ.*, 31, 3773-3785.
- Dockery, D.W. and P.H. Stone (2007) Cardiovascular risks from fine particulate air pollution, *N. Engl. J. Me.*, 356, 511-513.
- Giuliacchi, M. (1988) *Physical and Dynamical Climatology of the Po Valley*, Regional Meteorological Service, Bologna.
- Hwang, I.J., T.O. Kim, and D.S. Kim (2001) Sources identification of PM-10 in Suwon using the method of positive matrix factorization, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 17(2), 133-145. (in Korean with English Abstract)
- KEEI (2015) 2014 Yearbook of energy statistic.
- Kim, B.H. and D.S. Kim (2000) Studies on the Environmental Behaviors of Ambient PM_{2.5} and PM₁₀ in Suwon Area, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 16(2), 89-101. (in Korean with English Abstract)
- Kim, D.K., T.J. Lee, and D.S. Kim (2012) Sources apportionment estimation of ambient PM_{2.5} and identification of combustion sources by using concentration ratios of PAHs, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 28(5), 538-555. (in Korean with English Abstract)
- Kim, D.S. (2013) Air pollution history, regulatory changes, and remedial measures of the current regulatory regimes in Korea, *J. Korean Soc. Atmos. Environ.*, 29(4), 353-368. (in Korean with English Abstract)

- Kim, K.S., I.J. Hwang, and D.S. Kim (2001) Development of a receptor methodology for quantitative assessment of ambient PM₁₀ sources in Suwon area, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 17(2), 119-131. (in Korean with English Abstract)
- Kim, S.C., T.J. Lee, and D.S. Kim (1996) Trends in concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons of PM₁₀ in Suwon area, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 12(3), 341-350. (in Korean with English Abstract)
- Lall, R., M. Kendall, K. Ito, and G.D. Thurston (2004) Estimation of historical annual PM_{2.5} exposures for health effects assessment, Atmos. Environ., 38, 5217-5226.
- Lee, H.W., T.J. Lee, S.S. Yang, and D.S. Kim (2008) Identification of atmospheric PM₁₀ 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, H.W., T.J. Lee, and D.S. Kim (2009) Identifying ambient PM_{2.5} sources and estimating their contributions by using PMF : Separation of gasoline and diesel automobile sources by analyzing ECs and OCs, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 25(1), 75-89. (in Korean with English Abstract)
- Lee, T.J. and D.S. Kim (1997) Estimation of source contribution for ambient particulate matter in Suwon area, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 13(4), 285-296. (in Korean with English Abstract)
- Lim, D.Y., T.J. Lee, and D.S. Kim (2012) Quantitative estimation of precipitation scavenging and wind dispersion contributions for PM₁₀ and NO₂ using long-term air and weather monitoring database during 2000 ~ 2009 in Korea, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 28(3), 325-347. (in Korean with English Abstract)
- Lim, D.Y., T.J. Lee, and D.S. Kim (2013) Development and validation test of effective wet scavenging contribution regression models using long-term air monitoring and weather database, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 29(3), 297-306. (in Korean with English Abstract)
- Marcazzan G.M., S. Vaccaro, G. Valli, and R. Vecchi (2001) Characterisation of PM₁₀ and PM_{2.5} particulate matter in the ambient air of Milan (Italy), Atmos. Environ., 35, 4639-4650.
- MOE (2012) *2012 White Paper of Environment*.
- MOE (2014) *The 2nd Metropolitan Air Quality Management Master Plan*.
- 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, J. Korean Soc. Atmos. Environ., 25(2), 108-121. (in Korean with English Abstract)
- Ozkaynak, H. and J.D. Spengler (1985) Analysis of health effect resulting from population exposures to acid precipitation precursors, Environ. Health Perspect., 63, 45-55.
- Pang, Y., Y. Ren, F. Obeidi, R. Hastings, D.J. Eatough, and W.E. Wilson (2001) Semi-volatile species in PM_{2.5}: Comparison of integrated and continuous samplers for PM_{2.5} research or monitoring, J. Air & Waste Manage. Assoc., 51, 25-36.
- Yanosky, J.D. and D.L. Macintosh (2001) A comparison of four gravimetric fine particle sampling methods, J. Air & Waste Manage. Assoc., 51, 878-884.
- U.S. EPA (2007) *National Ambient Air Quality Standards For Particulate Matter; Final Rule*, Federal Register, Part II EPA, Vol. 72, No. 79.