

봄철 서울 도로변의 검댕 오염 특성

Black Carbon Pollution Level at a Roadside of Seoul in Spring

이승복 · 배귀남* · 박수미 · 정상근¹⁾

한국과학기술연구원 환경기술연구단, ¹⁾한국남동발전(주) 영홍화력본부

(2007년 4월 1일 접수, 2007년 7월 16일 채택)

Seung-Bok Lee, Gwi-Nam Bae*, Su-Mi Park and Sang-Geun Jung¹⁾

Center for Environmental Technology Research, Korea Institute of Science and Technology

¹⁾Younghung Thermal Power Site Division, Korea South-east Power Co.

(Received 1 April 2007, accepted 16 July 2007)

Abstract

To understand particle pollution phenomena caused by vehicles, black carbon (BC) concentrations were continuously monitored using an aethalometer at a roadside in Seoul during the period of May 19 to 25, 2005. The BC concentration was highly fluctuated for a short duration, responding to the traffic situation on the road. The lowest BC concentration was observed between 2 and 5 a.m. The local highest BC concentrations were observed during the periods of both morning and evening rush hours. Change in traffic volume accounts for the trend of hourly averaged BC concentrations from the late evening to the morning. Particularly, the slower increase of BC concentration on Sunday seems to respond directly the lower traffic volume in the morning rush hours. From the comparison with a previous work, it is concluded that the BC concentration around midday hours might be dependent on the distance from a road.

Key words : Black carbon, PM₁₀, Aethalometer, Roadside, Urban air

1. 서 론

자동차에서 배출되고 있는 대기오염물질, 특히 미세입자가 대도시 대기오염에 미치는 영향에 대하여 많은 연구가 수행되어 왔다. 실험실에서 차대 동력계 또는 엔진 동력계를 이용한 연구에서 자동차의 운전

조건에 따른 미세입자의 배출 특성이 밝혀지고 있다 (Shi *et al.*, 1999; Kittelson, 1998). 주행하는 자동차에서 대기로 배출되는 미세입자의 배출 특성은 실험실에서 얻은 결과와 다를 수 있기 때문에 터널 내부에서 미세입자를 측정하는 연구도 수행되고 있다(Kristensson *et al.*, 2004; Sturm *et al.*, 2003; Weingartner *et al.*, 1997). 최근에는 자동차에 측정실을 구축하거나 입자 측정기를 설치하여 실제 도로 주행 시 자동차의 미세입자 배출 특성을 연구한 결과도 보고되고 있다

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)2-958-5676, E-mail : gnbao@kist.re.kr

(Kittelson *et al.*, 2006a, b; Gouriou *et al.*, 2004; Bokowiecki *et al.*, 2002). 이러한 자동차의 미세입자 배출 특성뿐만 아니라 배기관에서 배출된 미세입자가 확산 및 이동 현상을 통하여 도로 근처 대기질에 미치는 영향을 규명하기 위하여 교통량이 많은 주요 간선도로 및 고속도로의 가장자리(도로변)에서 미세입자를 측정하는 연구도 꾸준히 수행되고 있다(Charron and Harrison, 2003; Ketzel *et al.*, 2003; Hitchins *et al.*, 2000). Hitchins *et al.* (2000)에 의하면, 도로로부터 직각 방향의 거리가 15 m에서 375 m로 증가함에 따라 서브마이크론 입자의 수 농도는 급격히 감소하는 반면에, $PM_{2.5}$ 의 질량 농도는 도로에서 바람이 불어오는 경우에만 완만히 감소하였다. 도로변에서 입자의 수 농도를 실시간으로 측정한 연구뿐만 아니라 도로상 또는 도로변에서 검댕(black carbon, BC)의 질량 농도를 실시간으로 측정하여 자동차에서 배출된 입자가 승용차의 실내 또는 도로변에 미치는 영향을 살펴본 연구도 보고되고 있다(Fruin *et al.*, 2004; Ruellan and Cachier, 2001). Cao *et al.* (2006)은 홍콩의 도로변에서 $PM_{2.5}$ 의 질량 농도, 원소탄소(elemental carbon, EC) 및 유기탄소(organic carbon, OC)의 농도가 도시 배경 농도에 비하여 각각 1.2, 3.6, 1.7배 높다고 보고하였고, 자동차의 사용 연료에 따른 탄소입자의 배출 특성을 제시하였다.

국내의 경우 대도시 도로변에서 자동차 오염이 $PM_{2.5}$ 또는 PM_1 과 같은 미세입자의 질량 농도에 미치는 영향을 조사한 연구가 거의 알려져 있지 않다. 대도시 도로변에서 기체상 물질의 확산 현상 또는 농도 분포에 관한 연구가 있었고(김미현 등, 2002; 박성규 등, 1998), 도로변에서 채취한 $PM_{2.5}$ 의 농도 수준(신동천 등, 1996) 또는 PM_{10} 질량 농도의 시공간적 농도 분포에 대한 연구가 보고된 정도이다(권오열과 안영상, 2006). 최근 자동차 오염에 대한 관심이 높아짐에 따라 도로를 주행하는 자동차 실내의 BC 농도를 측정한 연구결과도 발표되고 있다(이승복과 배귀남, 2006). 일반적으로 도로에서 멀리 떨어진 주거지역에 비하여 도로변의 대기 오염도가 높을 것이라고 예상할 수 있다. 환경부에서는 이러한 자동차 인접 대기오염을 모니터링하기 위하여 1997년부터 도로변 대기 측정망을 따로 운영하고 있는데(환경부, 2005), 현재 서울시에 서대문구 측정소를 포함한 27개의 도시대기 측정소와 함께 신촌 측정소를

포함한 7개의 도로변 대기 측정소가 있다.

본 연구에서는 도로를 주행하는 자동차에서 배출된 미세입자가 도로변 대기질에 미치는 영향을 파악하기 위하여 봄철에 교통량이 많은 서울시 간선도로의 도로변에서 실시간으로 검댕(BC) 농도를 측정하여 오염 특성을 분석하였다. 또한, 인근 도시대기 측정소 및 도로변 대기 측정소의 PM_{10} 농도와 BC 농도를 비교하였다. BC는 경유 자동차에서 배출되는 입자상 물질의 약 70%를 차지하는 원소탄소(EC)의 지표로 사용될 수 있다(McDonald *et al.*, 2004; Fraser *et al.*, 2002). 일반적으로 EC는 석영 필터에 채취한 대기 입자를 열적인 산화법에 의해 유기탄소(OC)의 산화점보다 더 높은 온도에서 산화되어 CO_2 로 변환되는 성분을 의미하므로, 석영 필터에 채취한 입자에 의한 광학적인 감쇄(흡수)에 기초하여 빛을 흡수하는 모든 성분을 실시간으로 측정하는 Aethalometer의 결과인 BC와 염밀한 의미에서 다르다(McMurry *et al.*, 2004; Park *et al.*, 2002). 그런데 Park *et al.* (2002)이 서울과 광주의 동일 지점에서 함께 측정한 BC와 EC 농도의 결정계수가 각각 0.99, 0.92이었으며, 그 상관관계가 각각 $BC=0.93 \times EC$, $BC=1.02 \times EC$ 로 잘 일치하였으므로, 본 연구에서 Aethalometer로 측정한 BC의 대부분은 EC인 것으로 추정된다. 봄철이므로 주변 지역에서 사용하는 난방용 화석연료의 연소가 도로변 BC 농도에 미치는 영향은 적었을 것으로 추정된다.

2. 측 정

그림 1에 나타낸 서울시 서대문구 신촌동에 위치한 연세대학교 정문 앞 8차선 도로(성산로)의 정문 쪽 차선에서 약 10 m 떨어진 도로변에서 2005년 5월 19일(목) 14시부터 5월 25일(수) 14시까지 주말을 포함한 7일 동안 BC 농도를 측정하였다. 이 성산로는 매일 7~11만 대의 많은 차량이 통행하는 서울시 주요 간선도로 중 하나이다. 측정지점 주위의 모습을 사진으로 배귀남 등(2007)에 나타내었다. 측정지점에서 약 500 m 떨어진 연세대학교 이과대학 옥상(높이 55 m)에 설치된 기상청 무인자동기상관측장비(automatic weather station, AWS)의 관측자료에 의하면, 측정기간 중 평균 풍속은 1.3 m/s (0~3.6 m/s), 평

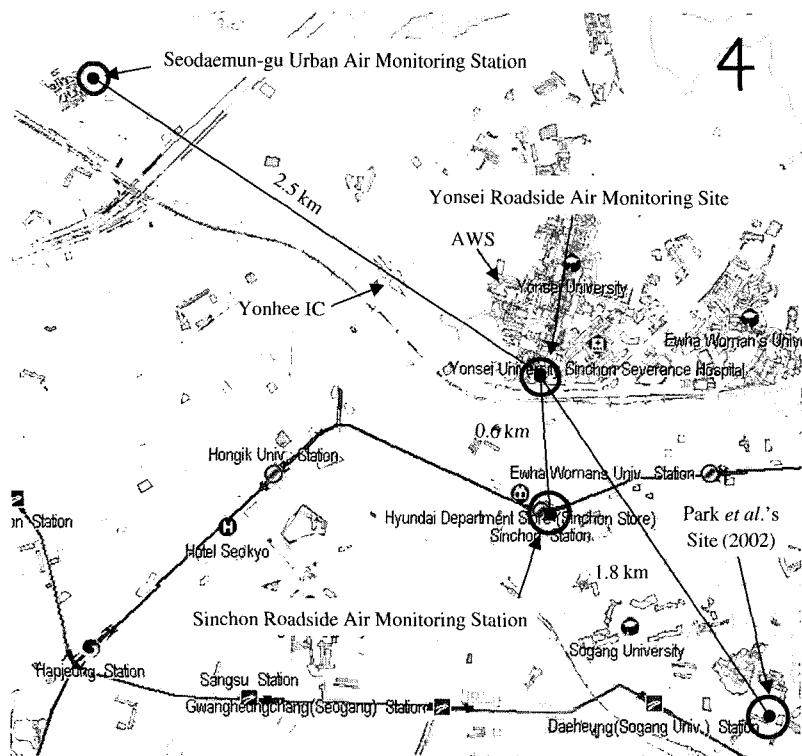


Fig. 1. Air monitoring locations related with roadside measurement.

균 기온은 16.7°C ($10.0\sim25.8^{\circ}\text{C}$)이었다. 측정기간 중 5월 22일(일) 15시와 16시에 각각 시간당 0.5 mm의 약한 비가 내렸다.

7개 파장($370, 470, 520, 590, 660, 880, 950\text{ nm}$)의 빛이 석영 필터에 채취된 입자에 의해 검색되는 정도를 각 파장별 질량 농도로 변환하는 휴대용 Aethalometer (model AE42-7-ER-MC, Magee Scientific)를 이용하여 BC 농도를 측정하였다. 휴대용 Aethalometer는 흡입구, 유량계, 흡입 실린더, 진공펌프, 발광부, 수광부, 검출 보드, 메모리 드라이브 등으로 구성되어 있다. 흡입 실린더의 옆쪽으로 흡입된 샘플 공기는 흡입 실린더 아래 면의 구멍을 통해 지면과 수직 방향으로 석영 필터를 통과한 후 지면과 수평 방향으로 배출된다(Hansen, 2003). 흡입 실린더 윗면에 있는 발광 램프에서 방출된 빛이 흡입 실린더 아래쪽에 있는 석영 필터를 통과하면서 채취된 입자에 의해 일부 소멸되고 나머지가 맨 아래쪽에 있는 수광부에서 검출된다. 이전 모델의 Aethalometer에서

단일 파장으로 사용하고 있는 880 nm 파장을 표준 파장이라고 부르며, 일반적으로 이 표준 파장대 빛에 의해 측정한 농도를 BC 농도로 사용한다. 표준 파장 이외의 파장대 측정값은 입자의 조성에 대한 추가적인 정보로 활용하는데, 예를 들어 370 nm 와 같은 자외선(UV) 파장의 빛은 방향족 화합물과 같은 유기물이나 Fe_2O_3 의 입자에 많이 흡수되는 것으로 알려져 있다(Weingartner *et al.*, 2003). 자외선 파장대인 370 nm 와 표준 파장대인 880 nm 의 차이가 UV를 흡수하는 방향족 유기물의 농도를 나타낸다고 매뉴얼에 기술되어 있지만(Hansen, 2003), 이와 관련하여 아직 연구가 진행 중이다. 그러므로 본 연구에서는 표준 파장대의 BC 농도를 사용하여 데이터를 해석하였다.

Aethalometer의 샘플링 유량은 $2\text{ L}/\text{min}$ 이었고, 5분 동안의 평균 농도를 연속적으로 측정하였다. 이 조건에서 기기의 검출한계는 약 $0.3\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 본 연구에서도 기존 연구와 동일하게 Aethalometer 제작

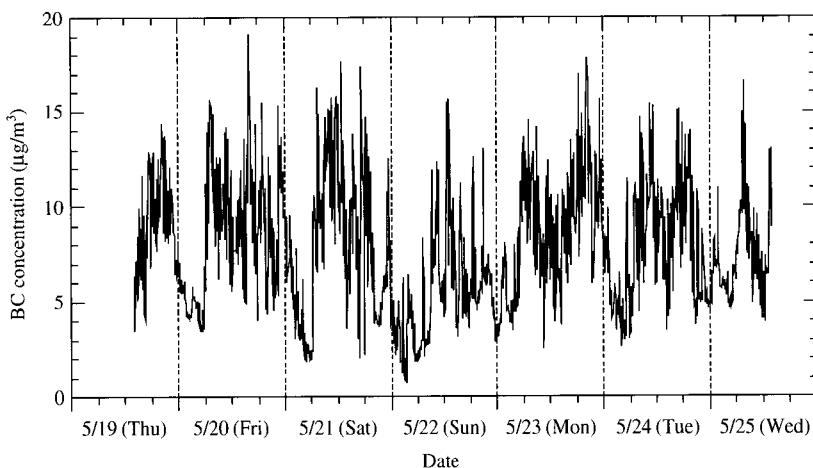


Fig. 2. The variation of BC concentrations at a roadside from May 19 to 25, 2005.

사의 교정 결과를 이용하였는데 (Fruin *et al.*, 2004; Saathoff *et al.*, 2003; Park *et al.*, 2002), 본 연구에서 880 nm의 경우 BC의 비감쇄단면적 (specific attenuation cross section) 값으로 $16.6 \text{ m}^2/\text{g}$ 을 적용하였다. 또한, Aethalometer 측정값의 신뢰성을 확보하기 위하여 광학 시험 시편(optical test strip)을 이용하여 램프 성능을 주기적으로 확인하였다(Kim *et al.*, 2004). Aethalometer의 샘플링 투브 입구에 $1\text{ }\mu\text{m}$ 이상의 입자를 제거하는 PM₁ 싸이클론을 장착하여 지면에서 약 2 m 높이에 설치하였다. 석영 필터의 동일 위치(spot)에 채취된 입자의 양이 증가하여 빛의 감쇄가 75%를 초과하면, 석영 필터가 자동으로 전진한 후 초기 광원 신호를 측정하는 약 20분 동안 BC 농도를 얻지 못하는데, 본 측정에서는 이러한 필터 전진이 약 4시간마다 이루어졌다. 이러한 필터 전진 때문에 측정 자료가 누락된 경우에도 데이터 처리시 5분 평균 BC 농도가 6개, 즉 50% 이상 있으면 그 시간대의 1시간 평균을 계산하였다.

3. 결과 및 고찰

3. 1 도로변 BC 농도의 특성

측정기간 동안 검댕(BC) 농도의 변화를 그림 2에 나타냈다. BC 농도가 짧은 시간 동안 매우 큰 폭으로 변하였는데, 이것은 BC의 주 배출원인 자동차에

인접한 도로변의 특성을 잘 반영하는 것이라고 생각된다. 동일한 위치에서 2005년 3월 중순에 측정한 초미세 입자($20\sim100\text{ nm}$)의 수 농도도 이와 유사하게 급격한 농도 변화를 나타냈다(배귀남 등, 2007). BC를 포함한 자동차에서 배출되는 대부분의 입자가 300 nm 이하이므로(Kittelson *et al.*, 2006a), 도로변에서 초미세 입자의 수 농도와 BC의 질량 농도가 서로 비슷한 변화 특성을 나타내는 것으로 생각된다.

새벽을 제외한 시간대의 BC 농도의 변동이 매우 심하므로, 측정기간 동안 1시간 평균 BC 농도의 일변화를 그림 3에 나타냈다. 1시간 평균 및 통계값은 시작 시각을 대표 시간으로 표시하였다. 즉, 0시 자료는 0시부터 1시 이전까지의 BC 농도에 대한 평균 및 통계값을 의미한다.

그림 3에서 보듯이 새벽 2~5시 사이에 가장 낮은 BC 농도(평균 약 $4.4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$)를 나타내었고 농도의 변동 폭도 적었다. 새벽 5시부터 농도의 변동 폭이 커지면서 BC 농도가 증가하기 시작하여 7~8시 사이에 아침 최고값에 도달하였다. 아침 출근 시간대에 해당하는 7시부터 11시까지 BC 농도가 $9.2\sim9.7\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 높았고, 14~15시 사이를 제외한 11시부터 18시까지 농도는 $8.5\sim8.9\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 약간 낮아졌다. 14~15시 사이의 BC 농도는 $7.1\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 낮 시간 중 상대적으로 낮았다. 저녁 퇴근 시간대에 해당하는 18~19시 사이의 BC 농도가 다시 증가하여 하루 중 최고값인 $9.9\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ 을 나타내었고, 19시부터

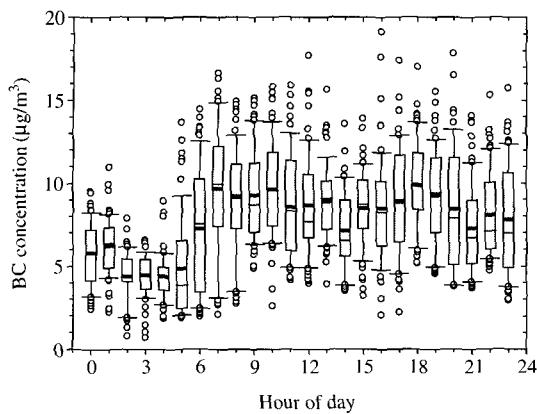


Fig. 3. Box-whisker plot for diurnal variation of BC concentration at a roadside from May 19 to 25, 2005. Upper and lower boundaries of the box indicate the 25th and 75th percentiles, respectively. Thin and thick lines within the box mark median and mean values, respectively. Whiskers above and below the box indicate the 90th and 10th percentiles, respectively and outliers are shown as symbols.

다음날 새벽 2시까지 전체적으로 점차 낮아지는 경향을 나타내었다. 낮 시간대의 BC 농도가 낮아진 것은 혼합고 및 풍속의 증가와 관련이 있는 것으로 생각되며, 이에 대하여 3.2에 설명하였다. 동일한 위치에서 2005년 3월 중순에 측정한 초미세 입자($20\text{~}100\text{ nm}$)의 농도도 이와 유사한 일변화 경향을 나타내었다(배귀남 등, 2007). 자동차의 초미세 입자와 검댕의 배출 특성이 매우 비슷할 것으로 추정되므로, 향후 이에 대하여 상세하게 분석할 예정이다.

3. 2 도로변 BC 농도와 교통량의 관계

측정위치가 도로변이므로 BC 농도의 일변화 특성과 자동차 통행량의 관계를 살펴보기 위하여 BC 측정위치에서 약 850 m 떨어져 있는 연희 IC(성산로 방향)에서 관측한 교통량(시간별 양방향 자동차 통행량) 자료를 서울지방경찰청으로부터 제공받아 분석하였다. 본 연구의 측정기간(5월 19~25일) 동안 교통량의 일변화는 5월 한 달 동안의 경향과 잘 일치하였으므로, 5월 전체 교통량의 평균 일변화를 평일(월~금), 토요일 및 일요일로 구분하여 그림 4에 나타내었다. 그림 4에서 보듯이 평일의 교통량은 밤 23시부터 거의 선형적으로 감소하여 다음 날 새벽

4~5시 사이에 최소값(1,400 vehicles/hr)을 나타내었다. 새벽 5시부터 교통량이 급격히 증가하여 아침 7~8시 사이에 낮 시간대의 교통량 수준에 도달하였다. 15시까지 비슷한 수준을 유지하다가 교통량이 서서히 증가하여 저녁 퇴근 시간대인 18~19시 사이에 최대값(5,400 vehicles/hr)을 나타낸 후 다음 날 새벽까지 서서히 감소하는 경향을 나타내었다. 토요일의 경우 아침 출근 시간대(6~8시 사이)와 오후 15~24시 사이의 교통량이 평일에 비해 약간 적었다. 그러나 새벽 0~6시 사이의 교통량은 오히려 약간 더 많았는데, 이것은 주 5일제 근무가 보편화 되면서 금요일 밤부터 토요일 새벽 사이의 유동 인구가 증가하고 있는 것을 반영하는 것이라고 생각된다. 일요일의 경우 아침 5~11시 및 오후 14~24시 사이의 교통량이 평일에 비해 뚜렷하게 적었지만, 새벽 0~5시 및 낮 11~15시 사이의 교통량은 평일과 비슷하였다.

이러한 주중과 주말 교통량의 일변화 차이가 BC 농도에서 관찰되는지 살펴보기 위하여 평일, 토요일 및 일요일의 BC 농도의 일변화를 비교하여 그림 5에 나타냈다. 평일의 경우 아침 출근 시간대(5~8시 사이)의 급격한 교통량의 증가로 인하여 BC 농도의 증가가 뚜렷하였지만, 낮 및 저녁 시간대의 상관관계는 뚜렷하게 나타나지 않았다.

Ruellan and Cachier (2001)는 프랑스 파리의 교통량이 많은 도로변에서 Aethalometer를 이용하여 BC 농도를 측정하였는데, 최소값을 나타내는 새벽 시간부터 오전 피크 시간 동안 BC 농도와 교통량의 변화가 서로 잘 일치하였다. 반면에 낮 시간에 교통량이 증가하거나 비슷하였는데도 BC 농도가 감소하였는데, 이것은 혼합고 및 풍속이 증가하여 희석 효과가 커졌기 때문이라고 설명하였다. 여름철에 밤부터 다음날 이른 아침 사이의 대기 혼합고는 약 0.5 km 수준이지만, 11시 이후에 급격히 높아져 피크를 나타내는 13~15시 사이에는 약 1.3 km까지 증가한 후 18시 이후에 급격히 감소한다(Park et al., 2002). 그러므로 그림 4 및 5에서와 같이 평일 14~15시 사이의 교통량이 아침 출근 시간대와 유사하였는데도 BC 농도의 평균값이 36%($4\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$) 가량 낮았던 것은 낮 시간 동안 혼합고가 증가하여 검댕이 잘 확산되었기 때문이라고 생각된다. AWS의 풍속 자료를 살펴보면, 11~18시 사이의 평균 풍속이 1.9 m/s로 그 이외

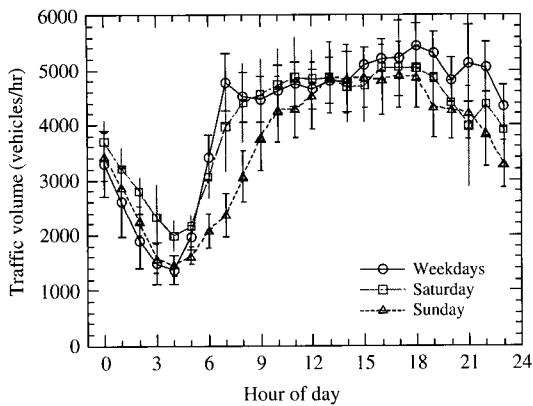


Fig. 4. The diurnal variation of traffic volume at the Yonhee IC for the Sungsan Road in May of 2005.

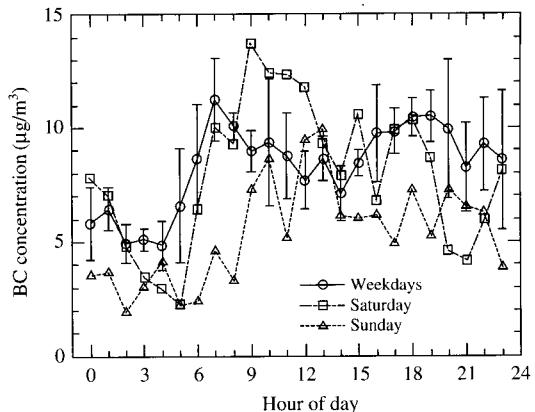


Fig. 5. Comparison of diurnal variation of BC concentrations among weekdays, Saturday, and Sunday.

시간의 평균 풍속인 1.1 m/s 에 비하여 높아 검댕이 잘 확산되어 풍속도 낮 시간 동안의 BC 농도의 감소에 어느 정도 기여했을 것으로 생각된다.

교통량의 영향을 최소화시키기 위하여 일정 교통량 이상인 시간대에 대하여 AWS의 풍향 자료를 이용하여 8방위로 구분하여 풍향별 BC 농도 분포를 살펴보았다. 즉, 그럼 4에서 보는 바와 같이 교통량이 약 4,000 vehicles/hr 이하였던 평일과 토요일의 0~6시와 일요일의 0~9시 및 23시의 자료를 제외하였다. 측정지점에서 성산로가 동서 방향으로 지나가므로, 풍향별 평균 BC 농도는 도로에서 측정지점 쪽으로 바람이 불어오는 경우인 남동풍, 남풍, 남서풍일 때 각각 8.5 ± 2.5 , 9.8 ± 3.1 , $10.0 \pm 3.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었고, 측정지점에서 도로 쪽으로 바람이 부는 경우인 북서풍, 북풍, 북동풍일 때 각각 9.5 ± 2.8 , 7.4 ± 2.8 , $6.5 \pm 2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이었다. 그럼 1에서 보는 바와 같이 성산로가 측정지점에서는 동서 방향으로 지나가지만, 서쪽으로 조금 진행하면 연희 IC 쪽 도로가 북서 방향으로 지나가므로, 북서풍일 때 서쪽 도로로부터 자동차 배출 BC가 측정지점 방향으로 이동하여 BC 농도가 높아진 것으로 추정된다. 따라서 풍향별 평균 BC 농도는 바람이 도로로부터 불어오는 경우에 약간 더 높았던 것으로 판단된다.

그림 4에서 평일 교통량은 밤 22시부터 거의 선형적으로 감소하는데 비해 BC 농도는 24시 근처에서 급격하게 감소한 것이 특이하다. 이와 비슷한 사례가 2005년 3월 중순 초미세 입자의 일변화에서도 나타

났다(배귀남 등, 2007). 이것은 휘발유 자동차에 비해 입자를 많이 배출하는 경유 자동차의 교통량이 급격히 감소하여 생긴 것으로 추정된다. Cao *et al.* (2006)은 홍콩의 도로변에서 1m 떨어진 지점에서 측정한 EC 농도와 자동차 연료별 교통량의 상관성을 조사하였다. 선형 상관계수(r)가 LPG와 휘발유 자동차의 경우 각각 0.17, 0.55로 낮았으나, 경유 자동차의 경우 0.94로 높았다. 2005년 서울의 연료별 자동차 등록대수를 살펴보면, 휘발유와 가스 차량이 약 71%, 경유 차량이 약 29%를 차지하였다(서울특별시, 2007). 본 연구의 측정지점과 가까운 '성산1 성산2교 앞' 지점에서 2000년 6월과 7월에 조사한 서대문-성산교 양방향 교통량 자료에 따르면, 승용차가 52%, 택시가 12%, 승합차가 18%, 버스가 14%, 트럭이 5%를 차지하는 것으로 조사된 바 있다(국가교통 DB센터, 2007). 향후 연구에서는 측정지점 근처의 도로를 지나는 자동차의 연료별 교통량 자료를 확보하여 BC 농도와 교통량의 관계를 좀 더 상세하게 규명할 필요가 있다.

토요일의 경우 새벽 3~6시 사이의 교통량이 평일에 비해 많았지만 BC 농도가 더 낮았고, 9~13시 사이의 교통량은 서로 비슷하였는데 BC 농도는 평일에 비해 더 높았다. 19~24시 사이의 토요일 교통량이 평일에 비해 적었고, 이에 부합하여 BC 농도도 낮았다. 일요일의 경우 새벽 0~5시 사이의 교통량이 평일과 비슷하였지만 BC 농도가 더 낮았다. 5~10시 사이의 토요일 교통량은 평일에 비해 적었고 이

Table 1. Relationships among traffic volume, BC and PM₁₀ concentrations.

Relation parameters	Period of the day	Regression equation	Coefficient of determination (r^2)
BC and traffic volume	0 to 5 a.m.	$y=0.00064x+3.69$	0.13
	5 to 10 a.m.	$y=0.00227x+0.78$	0.58
	24 hrs	$y=0.00138x+2.61$	0.39
Roadside PM ₁₀ and BC	0 to 5 a.m.	$y=6.2x+22.7$	0.49
	5 to 10 a.m.	$y=1.9x+37.3$	0.21
	24 hrs	$y=1.2x+44.5$	0.05
Ambient PM ₁₀ and BC	0 to 5 a.m.	$y=5.5x+23.3$	0.14
	5 to 10 a.m.	$y=2.8x+22.8$	0.30
	24 hrs	$y=0.5x+40.6$	0.007
Ambient PM ₁₀ and roadside PM ₁₀	0 to 5 a.m.	$y=1.01x-5.5$	0.38
	5 to 10 a.m.	$y=0.70x+8.5$	0.36
	24 hrs	$y=0.67x+7.9$	0.33

에 부합하여 BC 농도도 낮았으며, 15~24시 사이의 교통량이 평일에 비해 적었고 이에 부합하여 BC 농도도 낮았다. 그럼 4에서 보는 바와 같이 일요일 아침의 교통량은 평일과 토요일에 비해 완만하게 증가하는 추세를 나타내는데, BC 농도도 이와 유사한 증가 경향을 나타내고 있다.

모든 측정일에 대해 1시간 교통량과 1시간 평균 BC 농도의 상관관계를 3가지 시간대(0~5시, 5~10시, 24시간)로 구분하여 표 1에 나타냈다. 하루 24시간 전체 데이터의 상관관계를 살펴보면, 대체로 교통량이 많아짐에 따라 도로변 BC 농도도 증가한다. 교통량이 4000 vehicles/hr 이상으로 많아지면 BC 농도가 상당히 넓게 분포하여 교통량과 BC 농도 사이의 결정계수(r^2)가 0.39로 낮다. 교통량이 급격히 감소하는 새벽 0~5시 사이의 결정계수는 0.13으로 상관성이 매우 낮다. 이것으로부터 새벽 시간대의 교통량 변화는 검댕 농도에 별로 영향을 미치지 않는 휘발유 자동차 등에 주로 기인된 것으로 추정된다. 교통량이 급격히 증가하는 아침 5~10시 사이의 상관관계를 나타낸 그림 6을 보면, 결정계수가 0.58로 높다. 이것은 교통량이 증가함에 따라 검댕을 배출하는 것으로 알려진 경유 자동차도 증가하여 생긴 결과로 추정된다. 도로변 BC 농도는 교통량에 많은 영향을 받는 것으로 판단되지만, 자동차의 종류별 구성비에 대한 상세한 자료를 확보하여 일부 경향이 다른 이유를 추가로 규명할 필요가 있다.

본 측정기간 중 시간당 0.5 mm의 매우 약한 비가

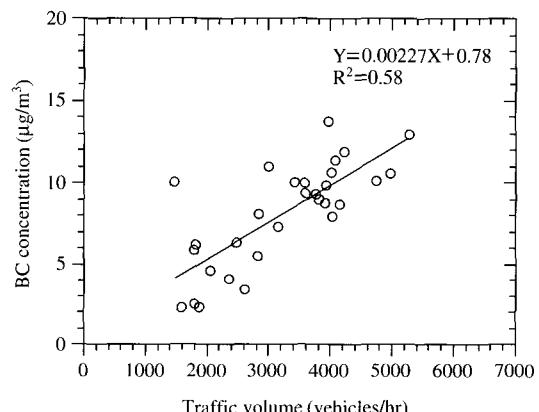


Fig. 6. Correlation between 1-hr traffic volume and 1-hr average BC concentration between 5 and 10 a.m.

내렸던 일요일(5월 22일) 15시와 16시의 BC 농도를 그림 5에서 살펴보면, 비가 내린 시간대의 BC 농도가 비가 내리기 직전의 농도와 비슷하였다. 교통량이 비슷한 수준으로 유지되었고 강수량이 적어 BC 농도가 비에 거의 영향을 받지 않은 것으로 생각된다.

3.3 도로변 대기와 도시대기의 입자 오염 특성 비교

도로변과 일반 도시대기의 오염 특성의 차이를 파악하기 위하여 본 측정기간 동안 시간 평균 BC 농도의 일변화와 Park *et al.* (2002)이 서울시 마포구에 소재한 중학교 옥상(1999년 당시 마포구 도시대기 측

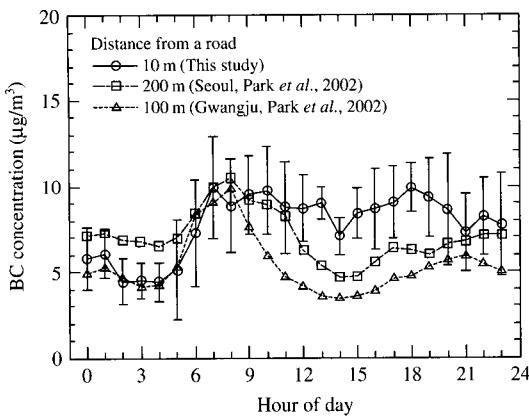


Fig. 7. Comparison of diurnal variations of BC concentrations between roadside and urban sites away from an arterial road.

정소의 위치)에서 1999년 11월 27일부터 12월 9일 까지 Aethalometer (model AE-16U, Magee Scientific)를 이용하여 측정한 BC 농도의 일변화를 비교하여 그림 7에 나타내었다. 본 연구의 측정위치는 도로변에서 약 10m 떨어져 있고 지면으로부터 약 2m 높이 이었으며, 이곳으로부터 약 1.8km 떨어진 Park *et al.*의 측정위치는 교통량이 많은 간선도로에서 약 200m 떨어져 있고 지면으로부터 약 18m 높이이었다(그림 1). 도로에서 200m 떨어진 중학교 옥상에서 측정한 BC 농도는 저녁 20시부터 새벽 6시까지 거의 비슷한 수준을 나타내었으며, 아침 출근 시간대에 빠르게 증가하여 9~10시 사이에 가장 높았고, 그 이후로 계속 감소하여 낮 14~16시 사이의 농도(약 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)가 새벽 시간대의 농도보다 낮아 하루 종가장 낮았으며, 16시 이후 농도가 다시 증가하였다.

그림 7에 나타낸 바와 같이 Park *et al.* (2002)이 2000년 6월에 광주시 간선도로로부터 약 100m 떨어지고 지면으로부터 약 20m 높이에서 측정한 BC 농도의 일변화에서도 낮 시간대의 BC 농도가 새벽 시간대의 농도보다 낮았다. 새벽 시간대의 농도 감소, 아침 시간대의 급격한 농도 증가, 저녁 시간대의 뚜렷한 농도 증가 및 새벽 시간대와 낮 시간대 농도 차이의 감소는 도로변 BC 농도의 일변화 경향에 보다 유사하므로, 도로에 가까울수록 자동차의 영향을 더 받는다는 것을 반영하는 측정결과라고 판단된다.

한편, 낮 시간대에 비하여 새벽 시간대에 BC 농도

가 더 낮았던 도로변(10m 떨어진 곳)의 특징은 홍콩의 도로변(1m 떨어진 곳)에서 측정한 EC 농도의 일변화와 파리의 도로변(5m 떨어진 곳)에서 측정한 BC 농도의 일변화에서도 관찰되었다(Cao *et al.*, 2006; Ruellan and Cachier, 2001).

측정년도 및 계절적 차이로 인해 직접적인 비교가 어렵지만, 도로에서 어느 정도 떨어진 주거지역의 경우 자동차는 아침 출근 시간대의 BC 농도에 크게 영향을 미치나 낮 시간대에는 그 영향이 뚜렷하지 않아 새벽 시간대에 비해 BC 농도가 더 낮았다. 낮 시간 동안 혼합고 및 풍속의 증가와 같은 기상 요인도 이러한 경향을 심화시켰을 것으로 생각된다. 도로변의 경우 자동차의 영향을 크게 받아 아침 출근 시간대 및 저녁 퇴근 시간대의 BC 농도의 증가가 뚜렷하였고, 낮 시간대의 BC 농도는 거의 일정한 통행량의 영향으로 거의 비슷한 수준을 유지하여 새벽 시간대에 농도가 가장 낮았다. 향후 도로로부터의 거리에 따른 BC 농도의 일변화를 측정하여 도로변과 도로에서 떨어진 주거지역의 BC 오염 현상의 차이를 분명하게 밝혀 낼 필요가 있다.

지방자치단체에서는 도시대기 오염의 주된 배출원인 자동차로 인한 오염을 모니터링하기 위하여 1997년부터 도로변 대기 측정망을 운영하고 있다. 서울시에도 7개의 측정소가 설치되어 운영되고 있으며, 본 연구의 측정위치로부터 약 600m 떨어진 신촌 로터리에 신촌 도로변 대기 측정소가 위치하고 있다. 이 측정소는 도로에 인접하여 있고, 샘플링 입구가 지상으로부터 약 3.6m 높이에 설치되어 있다. 이곳에서는 대기오염공정시험방법의 하나인 베타선 흡수법으로 1시간 평균 PM_{10} 농도를 측정하고 있다.

본 연구에서 측정한 BC 농도와 도로변 대기 측정소의 PM_{10} 질량 농도의 관계를 살펴보기 위하여 1시간 평균 BC 농도를 구하여 신촌 도로변 대기 측정소의 PM_{10} 질량 농도와 함께 그림 8에 나타냈다. 또한, 측정위치로부터 직선거리로 약 2.5km 떨어져 있는 서대문구 도시대기 측정소에서 관측된 PM_{10} 질량 농도를 그림 8에 함께 나타냈다(그림 1). 경유 자동차에서 배출되는 입자상 물질의 질량 농도 중 1 μm 이하인 입자의 기여가 지배적인 것으로 알려져 있으므로(Kittelson *et al.*, 2004), 본 연구에서 측정한 도로변 PM_1 중 BC 농도와 경유 자동차에서 배출되는 입자상 물질의 질량 농도 사이에 상관관계가 있을 것으

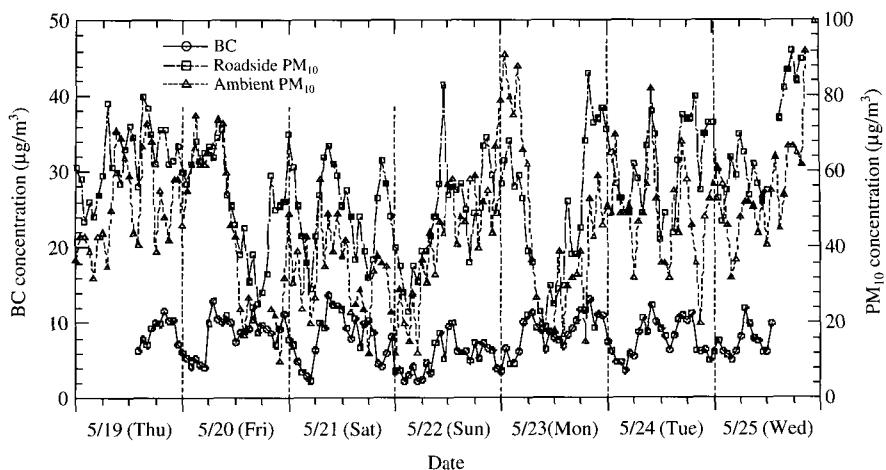


Fig. 8. Comparison of BC concentration with PM₁₀ concentrations at roadside and urban air monitoring stations.

로 추정된다. 또한, 충남지역의 7개 도시대기 중 PM₁ 질량 농도가 PM₁₀ 질량 농도에서 차지하는 비율이 58~64%로 꽤 높은 것으로 보고되었으므로(오세원, 2007), 자동차 오염이 도로변 대기와 도시대기에 미치는 영향을 살펴보기 위하여 BC와 PM₁₀ 질량 농도 사이의 상관성을 분석하였다.

본 연구에서 측정한 도로변 BC 농도와 신촌 도로변 대기 측정소의 PM₁₀ 농도의 상관관계를 3가지 시간대로 구분하여 표 1에 나타냈다. 하루 24시간 전체 데이터의 상관관계를 살펴보면, 결정계수(r^2)는 0.05로 매우 낮다. 이것은 주로 BC 농도가 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상으로 높아지면 도로변 대기 PM₁₀ 농도가 상당히 넓게 분포하기 때문이다. 그럼 9를 보면, 교통량이 급격히 감소하여 BC 농도가 낮은 0~5시 사이의 결정계수는 0.49로 높은 편이다. 그런데 교통량이 급격히 증가하는 아침 5~10시 사이의 결정계수는 0.21로 낮다. 한편, 도로변 BC 농도와 서대문구 도시대기 측정소의 PM₁₀ 농도의 결정계수는 24시간 전체 데이터의 경우 0.007, 0~5시 데이터의 경우 0.14, 아침 5~10시 데이터의 경우 0.30으로 낮다.

그림 8을 보면, 도로변 대기 측정소의 PM₁₀ 농도가 도시대기 측정소의 PM₁₀ 농도보다 대부분 높았고, 일변화 경향도 비슷하였다. 즉, 신촌 도로변 대기의 평균 PM₁₀ 농도가 서대문구 도시대기의 평균 PM₁₀ 농도에 비하여 약 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 높았다. 기상청 예보에 의하면, 5월 22일 21시경 서울 지역에 박무가 발생하

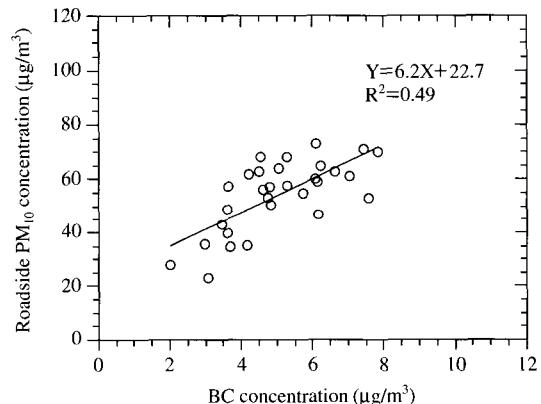


Fig. 9. Correlation between BC concentration and roadside PM₁₀ concentration between 0 and 5 a.m.

였다가 23일 아침 7시에 겉히었는데, 이 기간 동안 도시대기 측정소의 PM₁₀ 농도가 도로변 대기 측정소의 농도보다 높았다.

도로변 대기 측정소의 PM₁₀ 농도와 도시대기 측정소의 PM₁₀ 농도의 상관관계를 3가지 시간대로 구분하여 표 1에 나타냈다. 하루 24시간 전체 데이터의 상관관계를 살펴보면, 대체로 도로변 대기 PM₁₀ 농도가 증가하면 도시대기 PM₁₀ 농도도 증가하는 경향을 나타내지만 결정계수는 0.33으로 높지 않다. 그럼 10을 보면, 교통량이 급격히 감소하는 0~5시 사이의 결정계수는 0.38로 약간 높았지만, 기울기가 약 1.0

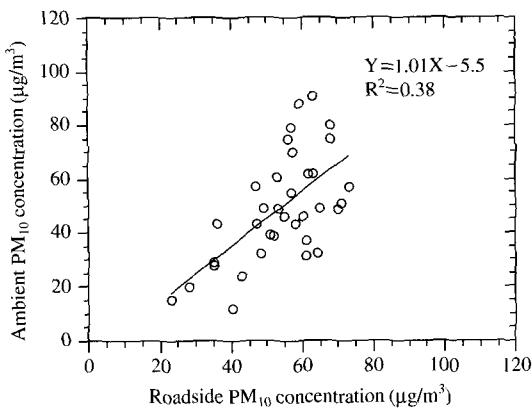


Fig. 10. Correlation between roadside and ambient PM₁₀ concentrations between 0 to 5 a.m.

이다. 이것은 하루 시간대에 따라 도로변 대기와 도시대기의 입자 오염 특성이 상당히 다를 수 있음을 의미하며, 향후 이러한 차이를 체계적으로 밝혀내는 연구가 필요하다고 생각된다.

4. 결 론

본 연구에서는 자동차에서 배출되는 미세입자가 대도시 대기질에 미치는 영향을 파악하기 위하여 서울시 간선도로의 도로변에서 2005년 5월 하순에 7일 동안 Aethalometer를 이용하여 검댕(BC) 농도를 실시간으로 측정하였다. 이러한 관측자료를 기준 국내외 자료와 비교하여 봄철 도로변 대기의 검댕 오염 특성을 밝혀냈으며, 다음과 같은 결론을 얻었다.

첫째, 도로변은 자동차 배출가스의 영향을 직접적으로 받는 지역이므로, 도로변에서 BC 농도가 짧은 시간 동안 매우 큰 폭으로 변하였는데, 같은 위치에서 2005년 3월 중순에 관측한 초미세 입자의 수 농도도 이와 유사하게 급격한 농도 변화를 나타냈다.

둘째, 도로의 교통량이 적은 새벽 2~5시 사이에 도로변의 BC 농도가 하루 중 가장 낮았고, 농도의 변동 폭도 상대적으로 적었다. 새벽 5시부터 BC 농도가 변동 폭이 커지면서 증가하기 시작하여 7~8시에 아침 최고값에 도달하였다. 아침 출근 시간대에 해당하는 7시부터 10시까지 BC 농도가 9.2~9.7 µg/m³으로 높았고, 저녁 퇴근 시간대에 해당하는

18~19시 사이의 BC 농도가 하루 중 최고값인 9.9 µg/m³을 나타내었고, 19시부터 다음날 새벽 2시까지 전체적으로 점차 낮아지는 경향을 나타내었다. 가장 낮은 BC 농도의 시간대, 아침 출근 시간대 BC 농도의 급격한 증가, 저녁 퇴근 시간대 BC 농도의 증가, 아침 출근 시간대 주중과 일요일 BC 농도의 차이 등이 교통량과 밀접한 관련이 있었다. 특히, 오전 5~10시 사이에 교통량과 BC 농도의 상관성이 상대적으로 커다.

셋째, 도로에서 어느 정도 떨어진 주거지역의 경우 자동차는 아침 출근 시간대의 BC 농도에 크게 영향을 미치나 낮 시간대에는 그 영향이 뚜렷하지 않아 새벽 시간대에 비해 BC 농도가 더 낮았다. 도로변의 경우 자동차의 영향을 크게 받아 아침 출근 시간대 및 저녁 퇴근 시간대의 BC 농도의 증가가 뚜렷하였고, 낮 시간대의 BC 농도는 거의 일정한 통행량의 영향으로 거의 비슷한 수준을 유지하여 새벽 시간대에 농도가 가장 낮았다.

본 연구에서 제시된 봄철 도로변 BC 농도 자료는 자동차로 인한 대도시 대기오염 현상을 이해하는데 기여할 것으로 생각되며, 향후 계절에 따른 변화 추이를 파악할 필요가 있다. 또한, 자동차로부터 배출되는 초미세 입자, 질소산화물 등과 BC의 관계도 규명하여 도로변에서 미세입자 오염 현상을 상세하게 밝혀내면, 일반인의 미세입자 노출을 저감시킬 수 있는 정책 수립의 과학적 자료로 활용할 수 있을 것이다.

감사의 글

이 연구는 환경부 Eco-STAR project (무·저공해 자동차사업단)의 지원으로 수행되었으며, 이에 감사드립니다.

참 고 문 헌

- 국가교통DB센터(2007) 스크린라인(수도권) 시간대별 교통량, www.ktdb.go.kr.
- 권오열, 안영상(2006) 도로 주변의 PM₁₀, NO_x 및 O₃의 시공간적 농도 분포 연구, 한국대기환경학회지, 22(4), 440-450.
- 김미현, 박상곤, 백성옥(2002) 대도시 교통밀집지역 도로변

- 대기 중 휘발성유기화합물의 농도분포 특성, 한국대기환경학회지, 18(2), 113-126.
- 박성규, 김신도, 김종호(1998) 자동차 대기오염물질이 고속 도로 인접지역에 미치는 농도 예측에 관한 연구, 한국대기환경학회지, 14(6), 607-620.
- 배귀남, 허선영, 이승복, 안민하, 박동호, 황정호(2007) 봄철 서울 도로변의 초미세 입자 오염 특성, Particle and Aerosol Research, 3(1), 29-40.
- 서울특별시(2007) 서울의 환경 2006: 서울환경백서, 보고서 번호 51-610000-000222-10.
- 신동천, 임영욱, 박성은, 정 용(1996) 교통 혼잡지역의 대기 부유분진 중 유기혼합물에 의한 발암위해성 평가, 한국대기환경학회지, 12(5), 567-576.
- 오세원(2007) 충남지역 대기 중 미세입자 오염 현황, 한국 대기환경학회지, 23(1), 132-140.
- 이승복, 배귀남(2006) 환기모드에 따른 주행 승용차 내 검댕 농도 특성, 한국실내환경학회지, 3(3), 260-272.
- 환경부(2005) 대기환경연보(2004), 행정간행물등록번호 11-1480000-000532-10. Available from http://www.men.go.kr/kor/info/info_10_01.jsp.
- Bukowiecki, N., J. Dommen, A.S.H. Prévôt, R. Richter, E. Weingartner, and U. Baltensperger (2002) A mobile pollutant measurement laboratory-Measuring gas phase and aerosol ambient concentrations with high spatial and temporal resolution, Atmospheric Environment, 36, 5569-5579.
- Cao, J.J., S.C. Lee, K.F. Ho, K. Fung, J.C. Chow, and J.G. Watson (2006) Characterization of roadside fine particulate carbon and its eight fractions in Hong Kong, Aerosol and Air Quality Research, 6(2), 106-122.
- Charron, A. and M. Harrison (2003) Primary particle formation from vehicle emissions during exhaust dilution in the roadside atmosphere, Atmospheric Environment, 33, 4109-4119.
- Fraser, M.P., K. Lakshmanan, S.G. Fritz, and B. Ubanwa (2002) Variation in composition of fine particulate emissions from heavy-duty diesel vehicles, Journal of Geophysical Research, 107(D21), 8346, doi:10.1029/2001JD000558.
- Fruin, S.A., A.M. Winer, and C.E. Rodes (2004) Black carbon concentrations in California vehicles and estimation of in-vehicle diesel exhaust particulate matter exposures, Atmospheric Environment, 38, 4123-4133.
- Gouriou, F., J.-P. Morin, and M.-E. Weill (2004) On-road measurements of particle number concentrations and size distributions in urban and tunnel environments, Atmospheric Environment, 38, 2831-2840.
- Hansen, A.D.A. (2003) The Aethalometer, Magee Scientific, pp. 24-32.
- Hitchens, J., L. Morawska, R. Wolff, and D. Gilbert (2000) Concentrations of submicrometre particles from vehicle emissions near a major road, Atmospheric Environment, 34, 51-59.
- Ketzel, M., P. Wohlm, R. Berkowicz, and F. Palmgren (2003) Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof-level observations, Atmospheric Environment, 37, 2735-2749.
- Kim, K.W., Z. He, and Y.J. Kim (2004) Physicochemical characteristics and radiative properties of Asian dust particles observed at Kwangju, Korea, during the 2001 ACE-Asia intensive observation period, Journal of Geophysical Research, 109, D19S02, doi:10.1029/2003JD03693.
- Kittelson, D.B. (1998) Engines and nanoparticles: A review, Journal of Aerosol Science, 29(5/6), 575-588.
- Kittelson, D.B., W.F. Watts, and J.P. Johnson (2004) Nanoparticle emissions on Minnesota highways, Atmospheric Environment, 38, 9-19.
- Kittelson, D.B., W.F. Watts, and J.P. Johnson (2006a) On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols-Part 1: Summary of diesel engine results, Journal of Aerosol Science, 37, 913-930.
- Kittelson, D.B., W.F. Watts, J.P. Johnson, J.J. Schauer, and D.R. Lawson (2006b) On-road and laboratory evaluation of combustion aerosols-Part 2: Summary of spark ignition engine results, Journal of Aerosol Science, 37, 931-949.
- Kristensson, A., C. Johansson, R. Westerholm, E. Swietlicki, L. Gidhagen, U. Wideqvist, and V. Vesely (2004) Real-world traffic emission factors of gases and particles measured in a road tunnel in Stockholm, Sweden, Atmospheric Environment, 38, 657-673.
- McDonald, J.D., E.B. Barr, and R.K. White (2004) Design, characterization, and evaluation of a small-scale diesel exhaust exposure system, Aerosol Science and Technology, 38, 62-78.
- McMurry, P., M. Shepherd, and J. Vickery (2004) Particulate Matter Science for Policy Makers-A NARSTO Assessment, Cambridge University Press, USA, 58 pp.
- Park, S.S., Y.J. Kim, and K. Fung (2002) PM_{2.5} carbon measurements in two urban areas: Seoul and Kwangju, Korea, Atmospheric Environment, 36, 1287-1297.

- Ruellan, S. and H. Cachier (2001) Characterisation of fresh particulate vehicular exhausts near a Paris high flow road, *Atmospheric Environment*, 35, 453-468.
- Saathoff, H., K.-H. Naumann, M. Schnaiter, W. Schöck, E. Weingartner, U. Baltensperger, L. Krämer, Z. Bozoki, U. Pöschl, R. Niessner, and U. Schurath (2003) Carbon mass determinations during the AIDA soot aerosol campaign 1999, *Journal of Aerosol Science*, 34, 1399-1420.
- Shi, J.P., R.M. Harrison, and F. Brear (1999) Particle size distribution from a modern heavy duty diesel engine, *The Science of the Total Environment*, 235, 305-317.
- Sturm, P.J., U. Baltensperger, M. Bacher, B. Lechner, S. Hausberger, B. Heiden, D. Imhof, E. Weingartner, A.S.H. Prevot, R. Kurtenbach, and P. Wiesen (2003) Road-side measurements of particulate matter size distribution, *Atmospheric Environment*, 37, 5273-5281.
- Weingartner, E., C. Keller, W.A. Stahel, H. Burtscher, and U. Baltensperger (1997) Aerosol emission in a road tunnel, *Atmospheric Environment*, 31(3), 451-462, 1997.
- Weingartner, E., H. Saathoff, M. Schnaiter, N. Streit, B. Bitnar, and U. Baltensperger (2003) Absorption of light by soot particles: Determination of the absorption coefficient by means of aethalometers, *Journal of Aerosol Science*, 34, 1445-1463.