

논문

차량측정 기반 서울시 암모니아 공간분포 분석

Spatial Analysis of Ammonia from Vehicle Measurement in Seoul

김민성, 임용재¹⁾, 송인호¹⁾, 김문수, 송명기, 오세호, 이태형²⁾, 송미정³⁾, 배민석*

국립목포대학교 환경공학과, ¹⁾국립환경과학원 대기환경연구과

²⁾한국외국어대학교 환경학과, ³⁾전북대학교 지구환경과학과

Minsung Kim, Yongjae Lim¹⁾, Inho Song¹⁾, Moonsoo Kim, Myoungki Song,
Sea-Ho Oh, Taehyoung Lee²⁾, Mijung Song³⁾, Min-Suk Bae*

Department of Environmental Engineering, Mokpo National University, Muan, Republic of Korea

¹⁾Climate & Air Quality Research Department, National Institute of Environmental Research,

Incheon, Republic of Korea

²⁾Department of Environmental Science, Hankuk University of Foreign Studies, Gyeonggi, Republic of Korea

³⁾Department of Earth and Environmental Sciences, Jeonbuk National University, Jeonju, Republic of Korea

접수일 2021년 6월 14일

수정일 2021년 7월 31일

채택일 2021년 8월 18일

Received 14 June 2021

Revised 31 July 2021

Accepted 18 August 2021

*Corresponding author

Tel : +82-(0)61-450-2485

E-mail : minsbae@mokpo.ac.kr

Abstract Ammonia (NH₃) emissions contribute significantly to the formation of fine particulate matter (PM_{2.5}) in the atmosphere and nitrogen deposition in ecosystems. In addition, NH₃ plays a central role in the impact of air pollution on human health and the environment, and efforts to better understand and control NH₃ emissions are essential. In order to understand the spatial NH₃ concentrations in Seoul, vehicle measurement were conducted in the springtime and wintertime in 2020. As a result, overall concentration of NH₃ show about 50 ppb in Seoul, Republic of Korea. Gangbyeonbukro (110.12 ppb) has the highest level of ammonia due to car emissions in this study. In addition, ammonia concentration in Spring presented about twice higher than wintertime due to ambient temperature and number of vehicles. This study can apply on the control strategies contributing substantially to the compilation of NH₃ emission and prediction of future motor vehicle emissions in Seoul.

Key words: NH₃, Car emission, Precursor

1. 서론

최근 SO₂ 및 NO₂ 등의 산성 물질에 대한 중화 전구 성분인 암모니아(NH₃) 중요성이 대두되고 있다. 1차 및 2차 입자로 분류되는 초미세먼지는 SO₂, NO₂, NH₃ 등의 전구성분에 의해 질산암모늄(NH₄NO₃) 및 황산암모늄((NH₄)₂SO₄)과 같은 새로운 입자를 생성한다. 이렇게 생성된 입자는 전체 미세먼지 중 약 30~40%를 차지한다(Song *et al.*, 2020). 농촌지역 및 축산지역에서 대부분의 NH₃가 발생하는 것으로 알려져 있지만, 하수처리시설, 폐기물처리에 따른 NH₃ 발생이 크게 부각하고 있다(Song *et al.*, 2020). 해외 선행 연구에 의하면 뉴욕 주 Queens College, City of

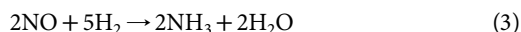
Rochester, Village of Potsdam 및 교외지역 Pinnacle State Park에서 측정된 NH₃ 농도는 각각 3.22 ± 2.23 (평균±표준편차), 2.84 ± 1.91 , 1.29 ± 1.12 및 0.82 ± 0.64 ppb로 나타났다(Zhou *et al.*, 2019).

정부는 대기환경정책 수립 및 정책성과평가를 위하여 대기오염물질 배출목록(Air Pollutants Emission Inventory)에 근거한 청정대기정책지원시스템(CAPSS, Clean Air Policy Support System)을 운영하고 있다. 2016년 기준 CAPSS에 의하면 대기오염물질 배출원을 에너지산업 연소, 비산업 연소, 제조업 연소 등 13개 대분류로 구분하고 있으며, 차량 배출과 관련이 있는 ‘도로이동 오염원’이 배출량에서 차지하는 비율은 16.7%로 나타나 다른 배출항목에 비해 높은 수준이다

(Kim *et al.*, 2020). 2020년 말 기준, 국토교통부 전국 차량등록대수 (<https://www.molit.go.kr>)를 살펴보면 총 24,365,979대이다. 토지 면적 대비 차량등록대수는 서울시 3,157,278대 (12.96%)가 경기도 5,737,503대 (23.55%), 경상남도 1,715,314대 (7.04%)에 비해 매우 높게 나타났다. 2020년 차종별 차량등록 비율을 보면, 승용차가 81.5%로 가장 많고, 화물차, 승합차, 특수차 순으로 나타났다. 연료별 등록현황은 휘발유, 경유, liquefied petroleum gas (LPG), 하이브리드 순이다. 서울시의 초미세먼지 발생 원인은 차량 등의 도로이동 오염원을 포함한 인위적 발생원이 자연 발생원보다 많다. 선행 연구 결과를 보면 자연적 발생원이 5% 미만으로 매우 적은 반면, 인위적 오염원이 60%로 분석되었으며, 인위적 오염원 중 차량 배출원과 식생 연소의 기여율이 40% 정도이다(Moon *et al.*, 2011). 최근 연구에 의하면, 서울시 초미세먼지 발생의 차량 배출가스 기여율이 23.3%이며, 특히 국외 요인이 없을 때 기여율은 32.7%까지 증가한다(Park *et al.*, 2020). 휘발유차량보다 경유차량에서 많은 초미세먼지가 발생하며(Yang *et al.*, 2019), 차량에 의한 대기오염은 한강 하류나 북한산 인근 지역을 제외하고는 서울시 전체에 전반적으로 영향을 미치고 있다(Oh and Park., 2020). 이에, 현 정부는 미세먼지관리 종합대책의 일환으로 노후경유차 등의 제한을 크게 확대하고 있다. 따라서, 교통환경정책으로 인한 대기환경 개선 효과는 통행량 및 오염발생량에 직접적인 영향을 받는 도로이동 오염원의 배출에 영향을 받을 것으로 예상된다. 그럼에도 불구하고, 차량에서 배출되는 모든 성분을 규제하고 있지 않는다. 즉, 차량에서 배출된 대기오염물질은 법적규제대상 성분에 한해 배출 규제를 받는다. 차량에서 배출되는 법적규제대상성분에는 탄화수소(HC), 일산화탄소(CO), 질소산화물(NOx) 등이 있으며, 세라믹 담체에 백금(Pt), 팔라듐(Pd), 로듐(Rd)과 같은 촉매를 이용하여 3가지 성분을 동시에 저감시키는 삼원촉매장치를 모든 휘발유차량 및 LPG 차량에 법적으로 장착하고 있다.

하지만, 최근 연구에 의하면, 삼원촉매장치가 부착

된 휘발유차량 및 LPG 차량에서 다량의 NH₃가 배출되는 것으로 보고되고 있다(Suarez-Bertoa *et al.*, 2014; Livingston *et al.*, 2009). 밀의 화학식은 휘발유차량 및 LPG 차량에 부착된 삼원촉매장치에서 NH₃ 발생 메커니즘을 나타낸다(Wang *et al.*, 2019).



위 반응식으로부터, CO가 CO₂로 변환되는 과정에서 발생된 H₂가 NO와 결합하여 NH₃를 생성한다. 이렇게 생성된 NH₃는 SO₂, NO₂의 전구성분에 의해 질산암모늄 및 황산암모늄을 생성한다. 선행 연구를 살펴보면, 대도시 도로변에서 차량 배출되는 NH₃ 농도가 높게 측정되고 있다고 보고되고 있다. 중국 상하이에 도로변에서 측정된 값은 85.51 ppb로 나타났으며, 스위스에서는 차량 배출의 원인을 직접적으로 받는 터널 관측결과를 살펴보면 터널 출구에서 약 200 ppb 이상까지 분석되었다(Chang *et al.*, 2016; Emmenegger *et al.*, 2004).

국내 대기는 암모늄이 풍부한 상태(ammonium rich)로 전환되고 있다는 선행 연구가 있으며, 이를 바탕으로 NH₃에 의해 2차 성분 생성 잠재력이 높아질 것으로 판단된다. 하지만, NH₃ 측정의 한계 등으로 차량 배출에 대한 넓은 공간의 NH₃ 농도에 대한 보고는 매우 미비하다. 이에, 본 연구에서는 이동 차량을 이용하여 서울시 내 광범위한 지역에서 두 계절별로 차량 배출에 의한 도로변 NH₃를 측정하였다. 본 연구는 이동 오염원 NH₃ 농도 측정을 통해 차량 배출에 따른 도로변 NH₃ 농도를 산출함과 동시에 향후 이동오염원 미세먼지 기여도에 활용하고자 한다.

2. 방 법

2.1 이동차량측정

그림 1(a)은 이동 차량에 설치된 장비 모식도를 나

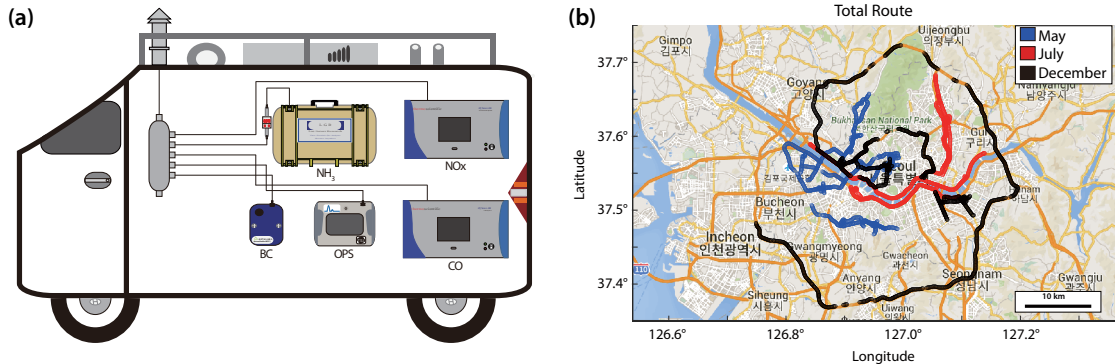


Fig. 1. Schematic diagram of monitoring instruments using moving vehicle and navigation route.

타낸 것이다. 차량 지붕에서 공기가 유입되어 내부에 설치된 분배기(manifold)를 통해 각 측정기(NH₃, CO, NO_x, black carbon(BC))에 의해 실시간 분석되었다. 본 연구에 사용한 NH₃ 측정장비는 실시간 측정 장비(Los Gatos Research(LGR), ABB Inc., Quebec, Canada)로, 레이저의 지속적인 왕복운동에 의해 흡수 강도의 감쇄율을 교정값에 반영하여 실시간 NH₃ 농도를 산정하였다. 본 연구에 사용된 NH₃ 측정기는 측정 전 전해 연마(electroic polishing, EP) 처리된 희석기에 의해 검교정하였다(Song *et al.*, 2020). NH₃ 측정과 더불어, 일산화탄소(CO)를 비분산 정필터형 적외선 가스 분석계(48iQ Carbon Monoxide Analyzer - Thermo Fisher Scientific, USA)를 적용한 선택성 검출기를 이용하여 실시간 분석하였다. 또한, 화학발광법을 이용하여 NO_x(42iQ NO-NO₂-NO_x Analyzer - Thermo Fisher Scientific, USA)를 분석하였다. 모든 실시간 장비는 매회 측정전 바탕값 및 교정을 진행하였다. 또한, BC를 측정하고자 BC 분석 장비(micro-Aeth/AE51, AethLabs, USA)를 사용하였다. AE51의 BC 농도는 필터에 포집된 미세먼지의 빛투과도(880 nm)를 측정하고, 투과에 따른 감쇄 변화를 질량농도로 변환하여 산출된다. 본 연구에서는 서울시에 총 14개의 지역을 선정하여 이동차량을 이용해 도로위에서 평균차량 속도를 유지하며 NH₃를 포함한 가스상 전구성분을 측정하였다. 모든 측정값은 초당 측정자료

를 바탕으로 이상치를 제거한 후 구간별 및 시간별 자료로 통계처리하여 최종 산출하였다.

2.2 측정시간 및 공간분포

본 연구의 도로변 이동 측정은 서울지역 도로변 NH₃를 포함한 대기질 농도를 측정하는 것이다. 이를 위해 서울시 시료 채취 지점을 14개 지점으로 분류하여 NH₃, CO, NO, BC 등을 측정하여 농도를 분석하였다. 간략히, 서울시 도로변 대기질 측정은 총 3회에 걸쳐 125시간을 측정하였다. 14개 지점은 서울특별시 8개 구에 대한 도로변 측정, 강변북로, 올림픽대로, 내부순환로 및 수도권제1순환고속도로로 대변되는 4개의 주요 교통망 지점, 강서구와 성동구에 위치한 2개의 하수처리장 주변 지역이다. 1차 측정은 2020년 5월(은평구, 종로구, 중구, 관악구, 양천구, 강서구), 2차 측정은 7~8월 중(노원구, 송파구, 강남구, 강변북로, 올림픽대로), 마지막으로 12월(순환도로, 중구, 성동구)에 걸쳐 총 3번의 측정 기간을 선정하여 측정을 수행하였다(그림 1(b)). 서울시 도로변 대기질 농도에 대한 시간적 특성을 분석하기 위해 차량 통행이 적은 새벽시간(04:00~06:00), 차량 이동이 많은 출근시간(07:00~09:00), 2차 생성 미세먼지가 활발하게 생성되는 광화학반응시간(13:00~15:00), 차량 통행이 일평균에 가깝고 광화학반응을 배제한 저녁시간(20:00~22:00)으로 구분하여 분석하였다. 또한, 서울시 도로

변 대기질에 대한 계절 특성을 확인하기 위하여 측정 지점 중 서울시 중구의 1개 지점을 특정하여 5월과 12월을 비교하였으며 측정 시기에 따른 NH_3 농도를 분석하였다.

3. 결 과

대기 중에 존재하는 NH_3 는 질소산화물 및 황산화물과 반응하여 2차 생성물을 만들어 내는 중요한 전구체이다(Lee and Park, 2019). 삼원촉매장치가 부착된 휘발유 및 LPG 차량에 의해 NH_3 가 배출될 경우 도시 면적 대비 차량 유동량이 많은 서울시는 차량 발생 NH_3 에 의해 생성되는 미세먼지 영향이 매우 높을 것으로 예상된다. 이에 본 연구에서는 이동측정 차량을 이용하여 서울시 도로변 NH_3 농도를 측정하였다. 또한 서울시 도로변 대기 환경을 분석하기 위해 NH_3 뿐만 아니라 CO, NO 및 BC 농도를 함께 측정하여 도로변에서 발생하는 주요 환경인자를 평가하였다.

도로변 NH_3 측정은 서울시 14개 지점에서 3계절에 대해 125시간 측정하였으며, 1회 측정 시 1~2시간을 연속측정하였다. 그 결과 서울시 도로변 NH_3 농도 분포는 그림 2와 같이 나타났으며, 3계절에 대한 서울시 NH_3 농도는 평균 49.71 ppb로 분석되었다. 서울시 NH_3 농도를 측정한 선행 연구에서 서울시의 NH_3 농도는 6.9 ppb로 확인되었으며, 본 연구의 측정 결과는 이보다 약 7배 이상 높았다(Shon *et al.*, 2013). 선행 연구에서는 2010년 서울시 광진구에서 측정한 결과로 측정 지점과 도로변이 이격되어 있으나 본 연구는 이동차량을 이용하여 도로에서 NH_3 농도를 측정하였다. 따라서 본 연구에서 제시한 NH_3 농도는 서울시 전체를 대변하는 것이 아닌 도로변 NH_3 농도를 제시하는 것이며, 선행 연구와 본 연구의 NH_3 농도 차이를 바탕으로 서울시 도로변 NH_3 농도는 이외 지역에 비해 고농도의 NH_3 가 발생됨을 알 수 있다.

측정 지점별 NH_3 농도는 표 2에서와 같이 강변북로(110.12 ppb), 올림픽대로(68.14 ppb), 중구(평균

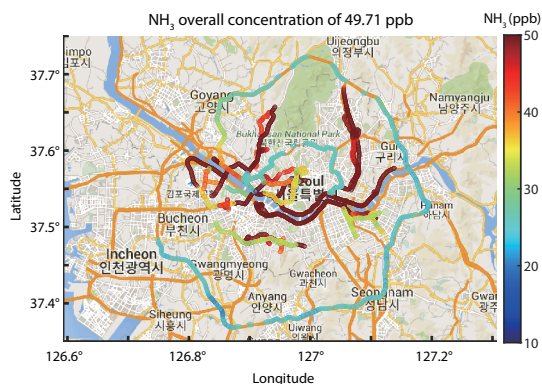


Fig. 2. Spatial NH_3 concentrations from moving vehicle in Seoul.

41.35 ppb), 노원구(58.71 ppb), 은평구(51.12 ppb), 관악구(46.7 ppb), 성동구(41.3 ppb), 송파구(38.44 ppb), 강남구(37.23 ppb), 양천구(36.81 ppb), 강서구(36.74 ppb), 종로구(31.62 ppb), 내부순환로(25.42 ppb), 수도권제1순환고속도로(25.13 ppb) 순으로 나타났다. 지점별 NH_3 농도에 차이가 나타나는 이유는 차량 유동량 차이에 기인한 것으로 판단한다. 이는 선행 연구에서 제시한 서울시 NH_3 농도보다 도로변 NH_3 농도가 높기 때문이며 도로변 NH_3 의 주요 배출원은 삼원촉매장치가 부착된 휘발유 및 LPG 차량의 운행이 큰 영향을 미치기 때문이다(Wang *et al.*, 2019).

교통량과 NH_3 농도의 관계를 확인하기 위해 ‘2018 서울특별시 교통량 조사자료’ 기준 지점별 방향별 월별 시간대별 교통량 자료를 조사하였다(TOPIS, 2018). 본 연구 기간은 2020년이므로 2018년 교통량 조사 결과와 차이가 있을 수는 있다. 하지만 서울시 교통량 변화는 연간 5% 이내로 보고되고 있어, 2018년에 조사된 교통량이 연구 결과 해석에 유의미한 변화를 미치지 않을 것을 가정하였다. 교통량과 NH_3 농도의 관계는 온도 등의 기후 요인을 배제하여 측정 시기가 비슷한 지점을 비교하는 것으로 하였다. 그 결과 연구 지점의 2018년 교통량은 평균 2,264 대/시간으로 나타났으며, 여름철(7월, 8월) 기준 NH_3 농도가 높은 강변북로와 올림픽대로는 각각 6,723 대/시간,

Table 1. Seasonal NH₃, CO, NO, and BC concentrations in the Junggu area.

Season	NH ₃ (ppb)		CO (ppb)		NO (ppb)		BC (μg/m ³)	
	Avg	Std	Avg	Std	Avg	Std	Avg	Std
Spring (Junggu)	50.8	20.9	699	468	77.9	91.3	1.34	1.14
Winter (Junggu)	31.9	4.3	552	261	134.5	108.0	1.99	0.76
Avg	41.3	12.6	625	364	106.2	99.7	1.66	0.95

Table 2. Overall average of NH₃, CO, NO, and BC concentrations from vehicle measurement in Seoul.

Measurement area		NH ₃ (ppb)		Sampling days (hours)	Hourly traffic (#/hour)	Average temperature (°C)
		Avg	Std			
May	Eunpyeong	51.1	4.08	2 (12)	1,771	19.1
	Jongno	31.6	2.94	2 (12)	2,209	13.7
	Junggu	50.8	20.9	3 (12)	1,795	18.7
	Gwanak	46.7	3.47	2 (12)	2,509	16.4
	Yangcheon	36.8	3.87	2 (12)	1,828	18.1
	Gangseo	36.7	3.06	1 (6)	1,121	20.7
Jul	Nowon	58.7	4.21	2 (12)	2,832	25.8
	Gangbyeonbukro	110.1	34.99	0.5 (3)	6,723	23.7
	Olympicdaero	68.1	11.42	0.5 (3)	6,674	23.7
Aug	Songpa	38.4	3.72	2 (12)	930	25.0
	Gangnam	37.2	3.13	2 (12)	3,110	26.8
Dec	1 Sunhwan Expressway	25.1	3.64	0.5 (3)	5,650	-1.0
	Naebu Expressway	25.4	1.99	0.5 (3)	3,803	-1.0
	Junggu	31.9	4.27	1 (6)	1,733	2.0
	Seongdong	41.3	4.86	1 (5)	2,716	4.5

6,674 대/시간이었으며, 노원구는 2,832 대/시간, 송파구는 930 대/시간으로 나타났다. 즉, 동일 기간에 측정 한 도로변 NH₃ 농도는 지점별 차량 유동량에 비례하여 높게 나타났다. 따라서 서울시 도로변 NH₃의 주요 배출원은 차량 유동과 높은 상관성이 있을 것으로 판단한다.

하지만 측정 시기의 차이를 바탕으로 살펴볼 경우 차량 유동량이 높은 내부순환로(3,803 대/시간)와 수도권제1순환고속도로(5,650 대/시간)의 NH₃ 농도는 각각 25.4, 25.1 ppb로 노원구는 58.7 ppb (2,832 대/시간) 및 송파구는 38.4 ppb (930 대/시간)보다 낮은 수준이었다. 이에 대한 원인을 확인하고자 계절 변이에 따른 도로변 NH₃ 농도를 분석하였다(표 1). 표 1은 중

구 측정 지점을 5월과 12월 동일한 장소 및 시간에 측정 한 결과이다. 표 1에서와 같이 중구 NH₃ 농도는 5월에 50.8 ppb, 12월에 31.9 ppb로 약 1.6배 차이가 나타났다. 일반적으로 NH₃는 강한 휘발력으로 온도에 매우 민감하게 대기 중으로 확산된다. 선행 연구에 의하면 20°C에서 30°C로 온도가 증가할 경우 NH₃ 휘발량은 1.4~1.8배 증가한다는 보고가 있다(Fan *et al.*, 2011). 본 연구의 5월 측정 온도는 평균 18.7°C였으며, 12월 측정 온도는 평균 2°C로 16.7°C의 차이가 있으며, NH₃ 농도는 약 1.6배 차이가 있다. 따라서 봄 및 겨울의 농도 변이는 온도에 의한 것으로 추정되며, 서울시 도로변 NH₃ 농도는 외부 온도에 큰 영향을 받고 있다.

도로변 NH_3 농도와 차량 유동량 및 온도와의 관계를 자세히 알아보기 위해 상관관계를 분석하였다(표 2). 그림 3은 (온도×차량유동량)과 NH_3 농도의 상관성을 분석한 결과이다. 상관성 분석 결과 그림 3에서와 같이 서울시 도로변 NH_3 농도는 (온도×차량유동량)과 상관관계 결정계수(R^2) 0.619로 높은 상관성을 나타냈다. 또한 그림 3에서 상관관계 결정계수에 큰 영향을 미치는 3개의 지점을 제외할 경우 (온도×차량유동량)과 NH_3 농도의 관계는 상관관계 결정계수 0.944로 매우 높게 나타났다. 상관관계 결정계수에 영향을 미치는 3개 지점은 올림픽대로, 강남구 및 중구이다. 이 중 올림픽대로와 강남구는 측정일에 각각 50.1 mm, 18.5 mm의 일별 강수량을 나타낸 날로 강수에 의해 NH_3 농도가 저평가된 날로 판단된다. 반면 중구는 (온도×차량유동량)에 비해 NH_3 농도가 높게 나타난 지역이다. 이는 2019년 12월부터 시행된 4대문 내 5등급, 6등급 노후 경유차 출입 금지와 관련이 있을 것으로 추정된다. 일반적으로 차량 유동에 의해 발생하는 NH_3 는 삼원촉매장치가 부착된 휘발유차량 및 LPG 차량에서 발생하는 것으로 보고되고 있다(Suarez-Bertoa *et al.*, 2014; Livingston *et al.*, 2009). 따라서 노후 경유차의 진입이 금지된 중구는 다른 측정 지점과 비교하여 휘발유 차량 및 LPG 차량의 비율이 높을 것으로 예상되며, 이는 차량 유동량 대비 높은 NH_3 농도의 발생에 영향을 미쳤을 것으로 예상된다. 결론적으로 서울시 도로변 NH_3 농도는 차량유동량과

온도에 의해 결정된다. 즉, 도로변 NH_3 는 차량유동에 의해 배출되며, 배출된 NH_3 의 농도는 외부 온도에 의한 영향으로 결정된다.

서울시 14개 지점, 3계절에 대한 도로변 CO, NO, BC 농도를 측정하였다(그림 4). 그 결과 서울시 도로변 CO의 평균농도는 802 ppb로 나타났으며, NO와 BC는 76 ppb와 $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 으로 측정되었다. 측정 지점별 CO, NO 및 분량 BC 농도를 살펴보면, CO의 고농도 측정 지점은 올림픽대로와 강변북로로 나타나 NH_3 와 동일하였다. 하지만 NH_3 가 비교적 높은 농도를 보인 중구는 CO 농도가 낮은 것으로 분석되었다. 또한 NO 농도가 비교적 높게 측정된 지점은 NH_3 , CO와 동일하게 올림픽대로와 강변북로로 나타났지만, NO의 최고농도는 NH_3 농도가 가장 낮은 지점인 수도권제1순환고속도로로 나타났다. BC의 경우 NO와 동일하게 수도권제1순환고속도로에서 비교적 높게 관측되었으며, 추가적으로 내부순환로와 성동구에서 높게 나타났다. 그림 4에서와 같이 측정 지점별 CO, NO 및 BC의 농도는 NH_3 와 큰 차이가 있었다. 이는 도로변 NH_3 농도를 결정하는 온도 및 차량유동량 외의 환경 요인과 NH_3 와 차별되는 생성 메커니즘에 의한 영향 때문인 것으로 판단된다.

서울시 도로변 CO, NO, BC 농도의 특성을 확인하기 위해 계절별, 시간별 농도를 확인하였다(표 3). CO의 평균 농도는 봄 608.8 ppb, 여름 1,026.7 ppb, 겨울 399.1 ppb로 나타났다. 일반적으로 자연상태의 CO 농도는 약 200 ppb이며, 대기 중 CO 배출원, 식물 호흡 등에 의해 농도 변화가 있는 것으로 알려져 있다(Ghaffari *et al.*, 2008). 한편 선행 연구에서 확인된 부산지역 도로변 CO 농도는 평균 800 ppb로 나타났으며(Do *et al.*, 2013), 해외 선행 연구 결과 중국과 인도에서의 도로변 CO 농도는 평균 2.27 ppm, 1.22 ppm로 보고된 사례가 있다(Li *et al.*, 2017; Lawrence *et al.*, 2005). 이를 기준으로 판단했을 때 서울시 도로변 CO 농도는 자연상태의 CO 농도보다는 높은 수준이며, 도로변에 배출원이 있는 것으로 추정되지만 선행 연구에서 확인된 도로변 CO 농도와 유사하거나 낮은 수

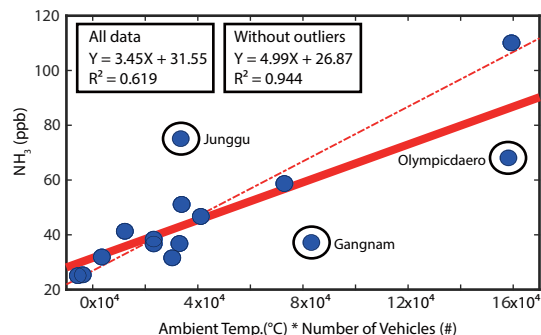


Fig. 3. Pairwise correlation scatterplots between ammonia and ambient temperature & number of vehicles.

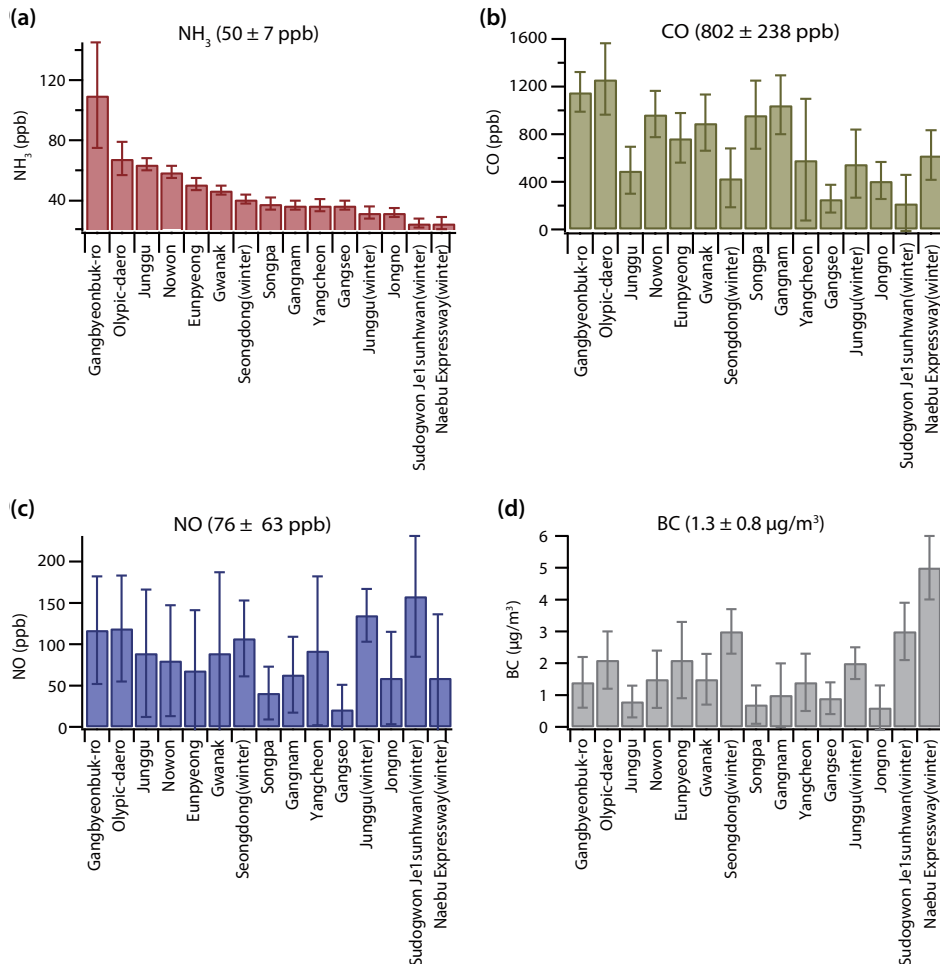


Fig. 4. Local NH_3 concentrations from moving vehicle in Seoul.

준으로 확인되었다. 시간별 CO 농도는 계절에 상관 없이 13~15시에 가장 낮은 수치를 보였다. 이는 광화 학반응시간의 OH 라디칼과 CO가 반응하여 CO_2 를 형성하기 때문인 것으로 추정된다 (Rozante *et al.*, 2017; Wofsy *et al.*, 1972). 일반적으로 차량 배출에 의 한 CO는 겨울철에 높은 농도를 나타낸다. 엔진과 차 량 배기가스 제어 장비는 저온에서 비효율적인 작동 을 하며, 공연비 비율이 낮고, 연료의 불완전 연소를 유발하기 때문이다 (Rozante *et al.*, 2017). 하지만 본 연구 결과 여름철이 겨울철에 비해 높은 CO 농도를 보였다. 여기에는, 탄화수소 증발 비율이 고온인 여름

철이 겨울철보다 높고 (Rozante *et al.*, 2017), 겨울철 난기류 등의 영향 (De Oliveira *et al.*, 2002; Sailor and Fan, 2002) 및 여름철 측정 지점과 겨울철 측정 지점 의 차이 등이 복합적으로 반영된 결과로 해석된다.

본 연구의 NO 농도는 평균 76 ppb로 나타났으며, 연구 결과를 선행 연구와 비교하면 서울 도심에서 측 정한 NO의 농도는 평균 4.95 ppb, 최대 57.4 ppb였으 며 (Kim *et al.*, 2016), 신촌 일대와 대흥동 일대의 NO 농도는 평균 127 ppb로 나타났다 (Pandey *et al.*, 2008). 본 연구 결과에서 나타난 NO 농도는 서울 도심과 비 슷한 수준으로 평가되며, 도로변 NO 농도가 이외 지

Table 3. Time of Day of CO, NO, BC concentrations in Season.

Season	Time	CO	NO	BC
Spring	4~6	691.3	72.3	1.4
	7~9	754.4	102.3	1.5
	13~15	493.2	60.8	1.1
	20~22	496.3	53.5	1.1
Spring Avg		608.8	72.2	1.3
Summer	4~6	1021.9	21.0	0.8
	7~9	1104.1	120.3	1.8
	13~15	825.5	67.6	1.3
	20~22	1155.3	99.6	1.7
Summer Avg		1026.7	77.1	1.4
Winter	7~9	528.0	262.8	3.7
	13~15	266.1	66.7	1.3
	20~22	403.3	150.0	2.5
Winter Avg		399.1	159.8	2.5

역에 비해 높은 농도를 나타내지 않았다. 하지만 계절별 NO 농도를 살펴보면 봄 및 여름의 농도는 각각 72.2 ppb, 77.1 ppb인 데 반해 겨울철 NO 농도는 159.8 ppb로 높게 나타났다. 이는 외부 온도가 낮아지고, 습도가 증가할 경우 차량의 NO 배출량이 증가한다는 선행 연구 결과와 동일한 결과이다 (Suarez-Bertoa and Astorga, 2018). 따라서 NO 배출은 차량 이동과 상관성이 있다. 시간 변화에 따른 NO 농도를 살펴보면 NO는 CO와 비슷하게 광화학반응시간에 감소한다. 이는 NO₂의 전구물질로서 광화학반응시간에 NO와 O₃가 반응하기 때문이다.

본 연구의 BC 농도는 평균 1.3 µg/m³이며, 계절별 BC 농도는 봄 1.3 µg/m³, 여름 1.4 µg/m³, 겨울 2.5 µg/m³으로 측정되었다. BC는 화석연료의 연소에 의해 배출되기 때문에 화석 연료를 사용하는 차량, 난방에 의해 배출된다 (Park *et al.*, 2018). 이를 바탕으로 겨울철 BC 농도를 살펴보면 출근시간의 농도는 3.7 µg/m³, 저녁시간 2.5 µg/m³으로 광화학반응시간 1.3 µg/m³보다 높다. 또한 겨울철 BC 농도는 봄 및 여름에 비해 약 80% 이상 높은 결과를 나타내고 있다. 이는 봄 및 여름과 다르게 겨울철 BC 농도는 차량뿐만 아니라 난방의 영향도 받는다는 것을 나타낸다.

본 연구의 NH₃, CO, NO, BC 농도를 살펴본 결과 4개의 측정 항목은 모두 차량 이동과 관련이 있다. 하지만 CO, NO 및 BC의 농도는 도로변과 이외 지역의 농도 차이가 크지 않았으며, 차량 배출 외의 영향이 있는 것으로 분석된다. 반면 서울시 도로변 NH₃ 농도는 차량 이동량과 온도 증가에 높은 상관관계를 나타냈다. 이는 NH₃가 서울시 도로변 차량이동에 대한 오염물질의 배출을 대변할 수 있는 지표로 작용할 수 있다.

4. 결 론

본 연구는 서울시 도로변 NH₃ 농도를 측정하는 데 있다. 이를 위해서, 서울특별시 8개 구에 대한 도로변 측정, 강변북로, 올림픽대로, 내부순환로 및 수도권제1순환고속도로로 대변되는 4개의 주요 교통망 지점, 강서구와 성동구에 위치한 2개의 하수처리장 주변 지점 등 총 14개 지점의 NH₃ 농도를 측정하였다. 연구 결과 서울시 도로변 NH₃ 평균 농도는 약 50 ppb로 나타났다. 지점별 NH₃ 농도는 차량 이동량 및 온도에 높은 상관관계를 나타냈다. 또한 연구 지점의 NH₃ 농도는 (차량이동량×온도)와의 상관관계 결정계수가 0.9 이상으로 매우 높게 나타났다. 반면 도로변 CO, NO, BC는 차량 이동과 관련성이 있지만, 도로변과 이외 지역의 농도 차이가 크지 않았으며, 난방 등 주변 환경에 영향을 받는 것으로 나타났다. 본 연구 결과는 (1) 차량 배출량 자료 및 환경 측정망 자료를 기반으로 공간분석기법이 적용된 NH₃의 지역적 분포를 확인하는 데 더욱 가치적인 정보를 제공한다. (2) 서울시 차량 배출에 따른 도로변 NH₃ 농도의 공간분포 통해, 차량 배출에 2차 미세먼지 발생 잠재력 및 예측 모델링 입력자료로 활용가능하며, (3) 지역별 차량 배출 성분 관측 및 모델링의 통합 분석자료를 활용하여 과학적이고 종합적인 대기환경관리를 수립할 수 있다. 마지막으로, 미세먼지의 감축을 위해 도로이동 오염원에 대한 휘발유 또는 LPG 차량 NH₃ 추가적인 배출 저감장치의 부착 등에 대한 기초자료를 제공한다.

감사의 글

본 연구는 2020년 국립환경과학원 (NIER번호: NIER-SP2020-279) 연구용역 결과입니다. 본 연구 수행을 위해 참여하신 국립환경과학원, 목포대학교 모든 연구원님께 깊은 감사드립니다.

References

- Chang, Y.-H., Zou, Z., Deng, C., Huang, K., Collett, J.L., Lin, J., Zhuang, G. (2016) The importance of vehicle emissions as a source of atmospheric ammonia in the megacity of Shanghai, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16(5), 3577-3594. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3577-2016>
- De Oliveira, A., Machado, A., Escobedo, J.F., Soares, J. (2002) Diurnal evolution of solar radiation at the surface in the city of Sao Paulo: Seasonal variation and modeling, *Theoretical and Applied Climatology*, 71(3), 231-249. <https://doi.org/10.1007/s007040200007>
- Do, W.-G., Jung, W.-S., Yoo, E.-C., Kwak, J. (2013) An Investigation into Air Quality of Main Roads in Busan using Mobile Platform Measurement, *Journal of Environmental Science International*, 22(9), 1199-1211. <https://doi.org/10.5322/JESI.2013.22.9.1199>
- Emmenegger, L., Mohn, J., Sigrist, M., Marinov, D., Steinemann, U., Zumsteg, F., Meier, M. (2004) Measurement of ammonia emissions using various techniques in a comparative tunnel study, *International Journal of Environment and Pollution*, 22(3), 326-341. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.005547>
- Fan, X., Li, Y., Alva, A. (2011) Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow-release nitrogen fertilizers, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42(10), 1111-1122. <https://doi.org/10.1080/00103624.2011.566957>
- Ghaffari, A., Shamekhi, A.H., Saki, A., Kamrani, E. (2008) Adaptive fuzzy control for air-fuel ratio of automobile spark ignition engine, *World Academy of Science, Engineering and Technology*, 48, 284-292. <https://doi.org/10.5281/zenodo.1075256>
- Kim, D.-S., Jeong, J.-S., Ahn, J.-Y. (2016) Characteristics in Atmospheric Chemistry between NO, NO₂ and O₃ at an Urban Site during MAPS (Megacity Air Pollution Study)-Seoul, Korea, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 32(4), 422-423, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2016.32.4.422>
- Kim, O.-G., Bae, M.-A., Kim, S.-T. (2020) Evaluation on Provincial NO_x and SO₂ Emissions in CAPSS 2016 Based on Photochemical Model Simulation, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(1), 64-83, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.1.064>
- Lawrence, A.-J., Masih, A., Taneja, A. (2005) Indoor/outdoor relationships of carbon monoxide and oxides of nitrogen in domestic homes with roadside, urban and rural locations in a central Indian region, *Indoor Air*, 15(2), 76-82. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0668.2004.00311.x>
- Lee, S.-R., Park, J.-W. (2019) Interpretation of Ammonia Absorption Behavior in Water Turbulent Flow, *Journal of the Korea Organic Resources Recycling Association*, 27(3), 75-80, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.17137/korae.2019.27.3.75>
- Li, B., Ho, S.-S.-H., Xue, Y.-G., Huang, Y., Wang, L., Cheng, Y., Dai, W., Zhong, H.-B., Cao, J.-J., Lee, S.-C. (2017) Characterizations of volatile organic compounds (VOCs) from vehicular emissions at roadside environment: The first comprehensive study in Northwestern China, *Atmospheric Environment*, 161, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.04.029>
- Livingston, C., Rieger, P., Winer, A. (2009) Ammonia emissions from a representative in-use fleet of light and medium-duty vehicles in the California South Coast Air Basin, *Atmospheric Environment*, 43(21), 3326-3333. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.009>
- Moon, K.-J., Park, S.-M., Park, J.-S., Song, I.-H., Jang, S.-K., Kim, J.-C., Lee, S.-J. (2011) Chemical Characteristics and Source Apportionment of PM_{2.5} in Seoul Metropolitan Area in 2010, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 27(6), 711-722, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2011.27.6.711>
- Oh, M.-S., Park, C.-K. (2020) Regional source apportionment of PM_{2.5} in Seoul using Bayesian multivariate receptor model, *Journal of Applied Statistics*, 1-14. <https://doi.org/10.1080/02664763.2020.1822305>
- Pandey, S.-K., Kim, K.-H., Chung, S.-Y., Cho, S.-J., Kim, M.-Y., Shon, Z.-H. (2008) Long-term study of NO_x behavior at urban roadside and background locations in Seoul, Korea, *Atmospheric Environment*, 42(4), 607-622. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.015>
- Park, E.-H., Heo, J.-B., Kim, H., Yi, S.-M. (2020) Long term trends of chemical constituents and source contributions of

- PM_{2.5} in Seoul, *Chemosphere*, 251, 126371. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126371>
- Park, S.-S., Yu, G.-H., Lee, S.-I., Bae, M.-S. (2018) Aethalometer-based Estimate of Mass Absorption Cross Section of Black Carbon Particles at an Urban Site of Gwangju, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 34(5), 727-734, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.5.727>
- Rozante, J.-R., Rozante, V., Souza Alvim, D., Ocimar Manzi, A., Barboza Chiquetto, J., Siqueira DAmelio, M.T., Moreira, D.S. (2017) Variations of Carbon Monoxide Concentrations in the Megacity of Sao Paulo from 2000 to 2015 in Different Time Scales, *Atmosphere*, 8(5), 81. <https://doi.org/10.3390/atmos8050081>
- Sailor, D.J., Fan, H. (2002) Modeling the diurnal variability of effective albedo for cities, *Atmospheric Environment*, 36(4), 713-725. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00452-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00452-6)
- Seoul Metropolitan Transportation Information System (TOPIS) (2018) Seoul Metropolitan Government Traffic Survey Data. <https://news.seoul.go.kr/traffic/files/2019/04/2018.pdf> (accessed on Apr. 2019).
- Shon, Z.-H., Ghosh, S., Kim, K.-H., Song, S.-K., Jung, K., Kim, N.-J. (2013) Analysis of water-soluble ions and their precursor gases over diurnal cycle, *Atmospheric Research*, 132-133, 309-321. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.06.003>
- Song, M.-K., Kim, M.-S., Kim, M.-W., Lee, K.-H., Bae, M.-S. (2020) Relationship between Long-range Transport of Ammonia and Ammonium in Wintertime in Suburban Area, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 36(4), 543-557, (in Korean with English abstract). <https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.4.543>
- Suarez-Bertoa, R., Zardini, A.-A., Astorga, C. (2014) Ammonia exhaust emissions from spark ignition vehicles over the New European Driving Cycle, *Atmospheric Environment*, 97, 43-53. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.050>
- Suarez-Bertoa, R., Astorga, C. (2018) Impact of cold temperature on Euro 6 passenger car emissions, *Environmental Pollution*, 234, 318-329. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.096>
- Wang, C., Tan, J., Harle, G., Gong, H., Xia, W., Zheng, T., Yang, D., Ge, Y., Zhao, Y. (2019) Ammonia Formation over Pd/Rh Three-Way Catalysts during Lean-to-Rich Fluctuations: The Effect of the Catalyst Aging, Exhaust Temperature, Lambda, and Duration in Rich Conditions, *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12621-12628. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03893>
- Wofsy, S.-C., McConnell, J.-C., McElroy, M.-B. (1972) Atmospheric CH₄, CO, and CO₂, *Journal of Geophysical Research*, 77(24), 4477-4493. <https://doi.org/10.1029/JC077i024p04477>
- Yang, H.-H., Dhital, N.-B., Wang, L.-C., Hsieh, Y.-S., Lee, K.-T., Hsu, Y.-T., Huang, S.-C. (2019) Chemical Characterization of Fine Particulate Matter in Gasoline and Diesel Vehicle Exhaust, *Aerosol and Air Quality Research*, 19(6), 1439-1449. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2019.04.0191>
- Zhou, C., Zhou, H., Holsen, T.-M., Hopke, P.-K., Edgerton, E.-S., Schwab, J.-J. (2019) Ambient Ammonia Concentrations Across New York State, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 124(14), 8287-8302. <https://doi.org/10.1029/2019JD030380>

Authors Information

김민성 (국립목포대학교 환경공학과 연구원)
 임용재 (국립환경과학원 대기환경연구과 연구사)
 송인호 (국립환경과학원 대기환경연구과 전문위원)
 김문수 (국립목포대학교 환경공학과 연구원)
 송명기 (국립목포대학교 환경공학과 연구교수)
 오세호 (국립목포대학교 환경공학과 연구원)
 이태형 (한국외국어대학교 환경학과 교수)
 송미정 (전북대학교 지구환경과학과 교수)
 배민석 (국립목포대학교 환경공학과 교수)