

논문

2019~2020년 전주지역 대기 중 암모니아 농도 분포와 기원 추적 Origins and Distributions of Atmospheric Ammonia in Jeonju during 2019~2020

박준수¹⁾, 유재연²⁾, 지준범³⁾, 송미정^{1,4),*}

¹⁾전북대학교 지구환경과학과, ²⁾전라북도 보건환경연구원 미세먼지분석과,

³⁾한국외국어대학교 대기환경연구센터, ⁴⁾전북대학교 지구환경시스템연구소

접수일 2020년 3월 20일

수정일 2020년 4월 10일

채택일 2020년 4월 14일

Received 20 March 2020

Revised 10 April 2020

Accepted 14 April 2020

*Corresponding author

Tel : +82-(0)63-270-3394

E-mail : mijung.song@jbnu.ac.kr

Junsu Park¹⁾, Jaeyoun Ryoo²⁾, Joonbum Jee³⁾, Mijung Song^{1,4),*}

¹⁾Department of Earth and Environmental Sciences, Jeonbuk National University,

Jeollabuk-do Jeonju-si, Republic of Korea

²⁾Department of Fine Dust Analysis, Jeonbuk Institute of Health and Environment Research,

Jeollabuk-do, Republic of Korea

³⁾Research Center for Atmospheric Environment, Hankuk University of Foreign Studies,

Seoul, Republic of Korea

⁴⁾The Earth and Environmental Science System Research Center, Jeonbuk National University, Jeollabuk-do,

Republic of Korea

Abstract Atmospheric ammonia (NH_3) plays an important role in secondary particle formation and air quality. Herein, we conducted real-time measurements of NH_3 at Samcheon-dong in Jeonju from May 2019 to January 2020. During the measurement periods, the average concentration of atmospheric NH_3 was 10.5 ± 5.1 ppb. NH_3 monthly variations were dependent on its source and meteorological conditions. The highest monthly average value of NH_3 was 17.1 ± 5.4 ppb in June, which was approximately 2 times higher than in wintertime, with peak concentrations from late afternoon to midnight. The increased NH_3 level was influenced by agricultural activities and regional transport, coincided with the prevailing meteorological conditions of extended planetary boundary layer. However, the concentration of NH_3 was decreased remarkably after the rainy season and the concentration was maintained over the wintertime. When the NH_3 level dropped down to below 10 ppb, significantly different diurnal variation was monitored with two peaks in the morning and late afternoon. The diurnal cycle of the NH_3 level in the period was dependent on the traffic emissions nearby.

Key words: Ammonia, Origin, Real-time monitoring, PSCF, Jeonju

1. 서론

암모니아(NH_3)는 염기성의 가스상 물질로서 비료 사용, 토양, 가축분뇨 등의 주로 농업활동에서 발생하고, 배출가스와 산업활동에서도 발생하는 것으로 보고되고 있다(Li *et al.*, 2017a; Paulot *et al.*, 2014; Zhao *et al.*, 2012; Huang *et al.*, 2012; Lee and Park, 2002; Sutton *et al.*, 2000a). 대기 중 NH_3 는 황산(H_2SO_4), 질

산(HNO_3)과 반응하여 암모늄(NH_4^+)과 같은 이차 무기 에어로졸을 생성한다(Updyke *et al.*, 2012; Behera and Sharma, 2010; Sharma *et al.*, 2007; Erisman and Schaap, 2004; Adams *et al.*, 1999). 최근 이러한 이차무기 에어로졸은 시정을 감소시킬 뿐만 아니라 대기 복사 에너지에도 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다(Zou *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2016; Yuan *et al.*, 2006; Tsai and Cheng, 1999).

전 세계적으로 NH_3 배출량은 아시아 전역에서 높은 수준을 보이고 있다(Warner *et al.*, 2017; Kurokawa *et al.*, 2013). 2006년 중국의 총 NH_3 배출량은 16.1 Tg으로 추정되었고, 비료사용과 농업으로부터 발생된 것이 각각 50%, 38%로 조사되었다(Dong *et al.*, 2010; Streets *et al.*, 2003). 2008년도 인도의 총 NH_3 배출량은 9.8 Tg으로 추정되었다(Kurokawa *et al.*, 2013). 한국의 총 NH_3 배출량은 2014년 292 Gg, 2015년 297 Gg, 2016년 301 Gg으로 추정되었고, 2014~2016년 3년간 증가 추세를 보였다(NIER, 2016). 2016년 한국 NH_3 총 배출량에서 농축산업은 전체의 약 79% (237 Gg)로 가장 높은 비중을 차지하였고, 주로 가축 분뇨 (217 Gg)에 의한 것으로 나타났다.

대기 중 NH_3 의 농도는 지역별, 계절별로 다르게 나타났다. 2015년 5~9월 동안 미국 콜로라도 북부 Greeley의 교외지역과, Kersey의 시골지역에서 측정된 대기 중 NH_3 농도는 각각 11.6 (7.0~13.8), 55.1 (47.3~64.2) ppb로 나타났다(Li *et al.*, 2017b). 2013~2015년 동안 인도 뉴델리 대기 중 NH_3 농도는 19.6 ± 3.5 (2.9~123.6) ppb로 나타났다(Saraswati *et al.*, 2019). 2013년 5~9월 동안 North China Plain의 시골지역 Gucheng NH_3 농도는 36.2 ± 56.4 (0.1~862.9) ppb였다(Meng *et al.*, 2018). 2013~2014년 동안 중국 상하이의 도심지역(Fudan University) 대기 중 NH_3 농도는 6.2 ± 4.6 (1~54.5) ppb, 시골지역(Dianshan Lake)에서의 NH_3 농도는 12.4 ± 9.1 (1~79.4) ppb, 산업지역(Jinshan fine chemical industry park)에서의 NH_3 농도는 17.6 ± 9 (1~79.3) ppb로 측정되었다(Wang *et al.*, 2015). 다양한 환경에서 대기 중 NH_3 는 입자상의 암모늄(NH_4^+)으로 전환되어 미세먼지 농도 변화와 대기질에 영향을 미치는 것으로 보고되고 있다(Wang *et al.*, 2019; Saraswati *et al.*, 2019; Ge *et al.*, 2019; Meng *et al.*, 2018, 2017; Huy *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2015). 그러나 현재까지 국내 국가대기 오염측정망 측정물질에는 NH_3 가 포함되어 있지 않으며, 국내에서 측정된 대기 중 NH_3 농도, 특히 장기간의 관측에 관한 연구 결과는 거의 보고된 바 없다.

전라북도는 행정구역 면적 8,069.1 km^2 (KOSTAT, 2020)으로 14개 시·군으로 구성되어 있다. 특히 전라북도에서 전주시는 2020년 1월 기준 인구 654,963명 (KOSTAT, 2020)으로 가장 인구가 밀집되어 있는 지역이다. 2016년 NH_3 배출량은 1.1 Gg이며, 그중 0.8 Gg, 약 75%가 농축산업에서 배출되는 것으로 나타났다(NIER, 2016). 또한 주변에 농축산업이 발달된 익산, 김제, 완주로 둘러싸여 있다. 본 연구에서는 2019년 5월부터 2020년 1월까지 전라북도 전주 삼천동에서 대기 중 NH_3 농도를 측정하여 시간별, 월별, 계절별 농도 분포의 특징을 알아보고자 한다. 또한 전주 지역에서 측정된 NH_3 의 기원을 추적하고자 한다.

2. 실험 방법

2.1 측정지역

본 연구는 2019년 5월 4일~2020년 1월 31일까지 전라북도 전주시 삼천도서관 옥상에 위치한 삼천동 도시대기 측정소 (35.799°N, 127.122°E)에서 진행하였다(그림 1). 삼천동 도시대기 측정소는 전주시에서도 남쪽에 위치하고 있으며, 측정소 기준으로 반경 1 km로 주거단지가 밀집하고 있으며, 북서쪽으로 약 7 km 이격된 거리에 소규모 산업단지가 있다. 측정소 서쪽으로 약 20~30 km 이격된 거리에 익산, 김제, 정읍이 위치하고 있으며, 이 지역들은 국내 대표적인 농축산업 지역이다(KOSTAT, 2018).

2.2 측정 방법

대기 중 NH_3 농도는 Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS) (model G-2103, Picarro, USA)를 이용하여 1초 단위로 측정하였고, 1시간 평균 자료를 분석에 이용하였다. 분석기의 측정 범위는 0~500 ppb, 최소 검출 한계는 0.09 ppb이며, 72시간, 한 달간 연속 측정 시 0 ppb에서 각각 ± 0.15 , ± 0.5 ppb의 오차를 갖는다(G2103 Analyzer Datasheet, Picarro). 이론적으로, 본 NH_3 분석 장비는 NH_3 공명 파장에서 NH_3 를 추적하

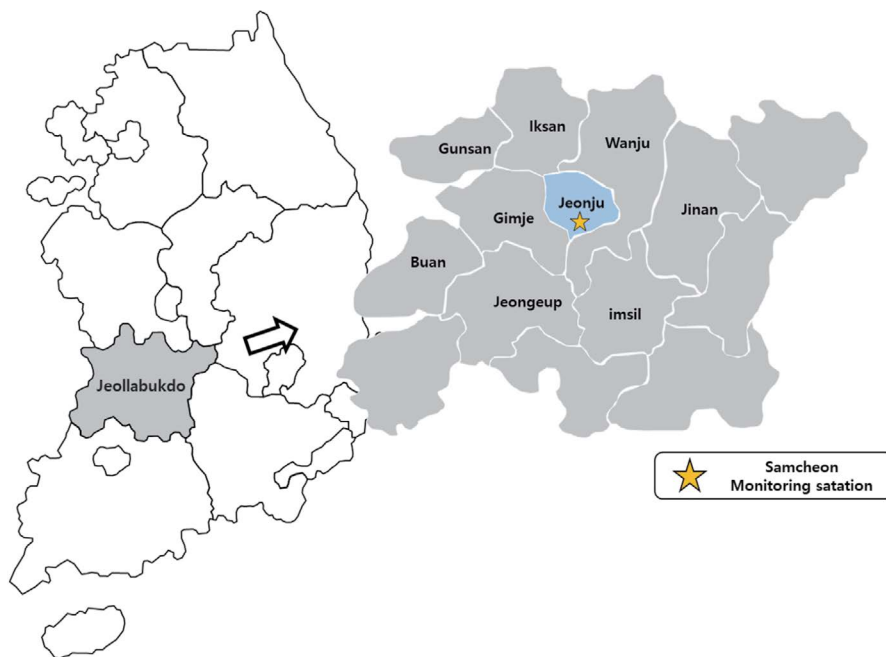


Fig. 1. Location of the monitoring station at Samcheon-dong in Jeonju.

고, 레이저를 쏜 후 빛이 사라지는 감쇠곡선으로 측정을 진행하기 때문에 외부교정이 필요하지 않다(manual of CRDS analyzer, model G-2103, Picarro, USA, Pogány *et al.*, 2016). 그러나 본 연구에서는 NH_3 11.9 ppm 표준가스(Airkorea(주), Korea, 오차율 10%)와 초고순도 zero air(Airkorea(주), Korea, 99.999%)를 혼합하여 25, 20, 15, 5 ppb로 희석하였다. 200 ppb를 30분간 노출시킨 후, 25 ppb에서 10분, 20 ppb에서 10분, 15 ppb에서 10분, 5 ppb에서 10분간 진행하였다. 분석은 총 3회 반복 수행하였으며, 그 결과 4개의 기준점 농도와 측정값의 R^2 값은 0.9967로 나타났다. 표준시료 측정 시에는 분석기와 가스가 직접 연결되어 있어 외부영향을 받지 않기 때문에 외부 $\text{PM}_{2.5}$ 필터를 사용하지 않고, 내부 필터만을 사용하였다. 또한 추가적으로 전체 측정기간 동안 측정지점에서 NH_3 패시브샘플러(RAD168, Radiello, USA)를 이용하여 6회 NH_3 분석기와 일평균 농도를 비교하였고, 이때 두 측정장비의 오차는 $18 \pm 10\%$ 로 나타났다.

NH_3 분석기의 인렛은 선행연구에서 가장 많이 이용하고 있는 테플론 튜빙(내부 직경 4 mm)을 이용하였고(Pogány *et al.*, 2016), residence time을 1초 미만으로 하기 위해 인렛 길이는 1.5 m로 최소화하여 이용하였다. 또한 외부 입자상 물질의 영향을 줄이기 위해 인렛 부분에 필터를 설치하여 매 1주 간격으로 교체하였다. 뿐만 아니라 NH_3 분석기 내부에는 2장의 필터가 장착되어 있으며, 본 에어로졸 필터는 측정기간 전반부와 후반부에 교체하였다.

2019년 5월 4일~2020년 1월 31일 동안 장마(7월)와 시간당 강수량이 5 mm 이상인 시간의 자료는 강수의 영향이 있다고 판단하여 분석에서 제외하였다. 전체 측정기간 동안 NH_3 는 2019년 5월 100%, 6월 73%, 8월 87%, 9월 87%, 10월 97%, 11월 97%, 12월 100%, 2020년 1월 100%의 자료를 확보하였다. 또한 삼천동 대기측정소에서 가스상 물질 SO_2 , NO_2 , O_3 , CO와 $\text{PM}_{2.5}$, 온도, 상대습도, 풍향, 풍속의 1시간 평균 농도를 수집하여 분석하였다.

2.3 혼합고 추정

전지구예보모델(Global Data Assimilation and Prediction System, GDAPS; 공간해상도 10 km × 10 km, 연직 70층, 4회/일, 12일 예측)은 가장 기본이 되는 모델로서 특정한 경계가 없이 지구 전체를 대상으로 예측을 수행한다(Park *et al.*, 2017). 한반도 지역을 대상으로 하는 모델은 GDAPS로부터 지역 경계조건을 받아서 수행되며, 한반도 영역의 단기 위험기상을 예측하는 국지예보모델(Local Data Assimilation and Prediction System, LDAPS; 공간해상도 1.5 km × 1.5 km, 연직 70층, 4회/일, 48시간 예측)을 이용한다. 혼합고도(Boutle *et al.*, 2015)는 매 6시간마다 예측된(00, 06, 12, 18 UTC) LDAPS 예보자료에서 6시간 예보자료(00~05 forecast time) 중 삼천동 도시대기 측정소와 가장 가까운 격자점의 자료를 추출하여 연속적인 시간별 자료로 생성하였다.

2.4 오염원 추적 모델

2019년 5월 4일부터 2020년 1월 31일까지 측정일 동안 NOAA의 HYSPLIT4 (Hybrid Single Particle Lagrangian Trajectory) 모델을 이용하여 역궤적 분석을 수행하였다. 삼천동 도시대기 측정소(35.799°N, 127.122°E)에 도달한 72시간 역궤적을 6시간 간격으로 계산하였다. 수용지점의 공기궤의 높이는 100 m로 설정하였다(Liu *et al.*, 2016; Byčenkienė *et al.*, 2014).

PSCF (Potential Source Contribution Function) 모델은 대기오염 물질의 농도와 역궤적 분석자료를 이용하여 역궤적의 공기덩어리가 통과하는 격자에서 발생된 오염물질들을 수용점으로 이송한다는 원리로 잠재적 오염원의 위치를 파악할 수 있다(Nicolás *et al.*, 2011). PSCF는 다음과 같은 방법으로 계산된다.

$$PSCF_{ij} = \frac{m_{ij}}{n_{ij}}$$

여기에서 ij 는 각각 위도와 경도를, n_{ij} 는 역궤적의 공기덩어리가 ij 격자(1.0° × 1.0°)를 지나가는 횟수이며, m_{ij} 는 NH₃의 농도가 높은(90 백분위수, 17.1 ppb 이

상) 공기덩어리가 ij 격자(40개 × 60개)를 지나가는 횟수이다.

PSCF는 격자 내 오염수준보다는 격자 내 오염 궤적의 비율 반영하므로 높은 농도를 갖는 역궤적에 대해 과소평가될 수 있다. 이를 보완하기 위해 본 연구에서는 전체 연구기간 중 역궤적을 수용지점 농도와 결합하는 CWT (concentration-weighted trajectory) 모델을 함께 수행하였다. (Hsu *et al.*, 2003). CWT는 다음과 같은 방법으로 계산된다.

$$C_{ij} = \frac{\sum_{l=1}^M C_l \times \tau_{ijl}}{\sum_{l=1}^M \tau_{ijl}}$$

여기에서 C_{ij} 는 ij 격자(1.0° × 1.0°) 셀 내부의 역궤적 C_l 의 가중평균 농도, C_l 은 ij 격자를 지나는 NH₃의 농도, τ_{ijl} 는 수용지점에서의 C_l 농도와 관련되는 궤적점들의 수를 나타낸다.

또한 국지적인 기원 파악하기 위해 풍향 및 풍속에 기반한 CPF (Conditional Probability Function) 모델을 이용하여 분석을 수행하였다. 삼천동에서 측정된 NH₃ 농도와 동시간 풍향, 풍속을 고려하여 오염원의 기원을 추정한다(Pekney *et al.*, 2006). CPF는 다음과 같은 방법으로 계산된다.

$$CPF = \frac{m_{\Delta\theta}}{n_{\Delta\theta}}$$

여기에서 $n_{\Delta\theta}$ 는 전체 측정기간 동안 $\Delta\theta$ 의 풍향에서 불어오는 바람의 총 횟수, $m_{\Delta\theta}$ 는 NH₃ 농도가 일정 수준(90 백분위수, 17.1 ppb)보다 높을 때의 발생하는 바람의 횟수를 나타낸다. CPF 결과 값이 1에 가까울수록 오염원이 해당 방향과 풍속에 의존하는 것을 의미한다.

3. 결 과

3.1 2019~2020년 전주지역 NH₃ 농도 분포

2019년 5월 4일부터 2020년 1월 31일까지의 전주 삼천동 대기 중 NH₃ 평균 농도는 10.5 ± 5.1 ppb, 농도

범위는 2.0~54.5 ppb 측정되었다. 그림 2는 전체 측정 기간 월별, 계절별 대기 중 NH_3 의 평균 농도를 보여 준다. 전주지역에서 대기 중 NH_3 는 월 경향성이 뚜렷하게 나타났다(그림 2a). 2019년 5월에서 2020년 1월 측정기간 동안 NH_3 농도는 6월(17.1 ± 5.4 ppb) > 5월(14.1 ± 6.4 ppb) > 1월(9.9 ± 5.2 ppb) > 8월(9.8 ± 3.6

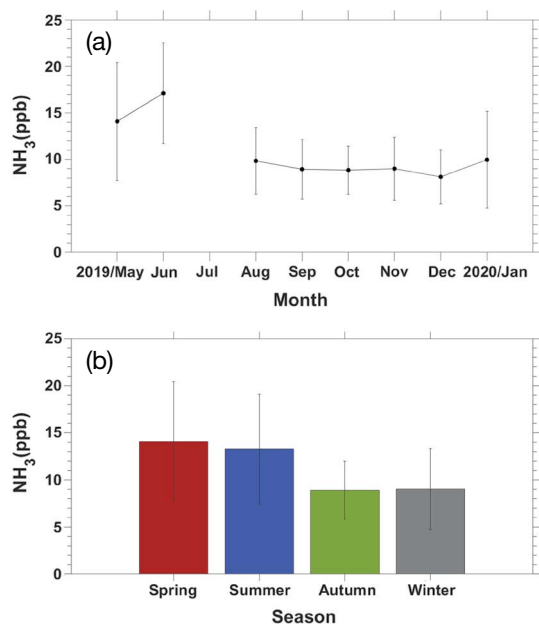


Fig. 2. Concentrations of atmospheric ammonia in Jeonju from May 2019 to January 2020: (a) Monthly variations, and (b) seasonal variations.

ppb) > 11월(9.0 ± 3.4 ppb) > 9월(8.9 ± 3.2 ppb) > 10월(8.8 ± 2.6 ppb) > 12월(8.1 ± 2.9 ppb) 순으로 높게 나타났다. 7월의 경우 장마로 인해 측정하지 않았다. 최고 농도를 보인 6월과 최저 농도를 보인 12월은 2배 이상의 농도 차이를 보였다. 계절별로는 봄(14.1 ± 6.4 ppb) > 여름(13.3 ± 5.8 ppb) > 겨울(9.0 ± 4.3 ppb) > 가을(8.9 ± 3.1 ppb) 순으로 나타났다(그림 2b). 봄과 여름의 농도 수준이 매우 유사하고, 가을과 겨울의 농도 수준이 매우 유사하였다. 하지만 봄의 경우 5월의 한 달 치 자료이며, 추후 3~4월의 NH_3 농도 자료를 확보해 좀더 정확한 봄철 계절분석이 필요하다.

NH_3 농도는 온도에 영향을 받는 것으로 알려져 있다(Chang *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2018; Meng *et al.*, 2018; Huy *et al.*, 2017; Wang *et al.*, 2015). 본 연구기간 동안 NH_3 와 온도의 상관성을 알아보기 위해 시간 평균 NH_3 농도와 온도를 그림 3a에 도식하였다. 그림 3a에서 보여주듯이 대기 중 NH_3 와 온도는 R^2 값이 0.91로 강한 상관성을 보이며, 온도가 상승함에 따라 그 농도가 증가하는 것을 볼 수 있다. 그러나, 온도가 29°C 이상부터는 오히려 대기 중 NH_3 농도가 낮아지는 것으로 나타났다. 이는 여름철 장마로 인해 대기 질이 깨끗해져 NH_3 농도에도 영향을 미친 것으로 판단된다. 이러한 세정효과에 의한 NH_3 농도 저하 현상은 선행연구에서도 관측되었다(Saraswati *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2015). 반면에 상대습도와 NH_3 는 상관성

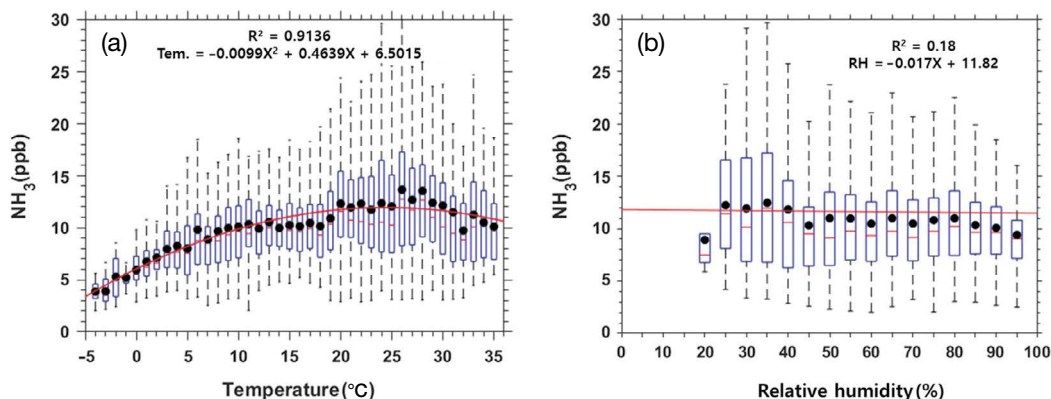


Fig. 3. Correlation of hourly averaged NH_3 concentrations with (a) temperature, and (b) relative humidity in Jeonju.

이 거의 없는 것으로 분석되었다($R^2=0.18$, 그림 3b).

그림 4는 2019년 5월에서 2020년 1월까지 전주 삼천동 대기 중 NH_3 의 월별 일변화를 보여준다. 전주 지역에서는 5월과 6월에 NH_3 의 농도가 각각 14.1, 17.1 ppb로 다른 월에 비해 약 2배 높은 농도를 유지하였으며, 특징적으로 일변화 패턴도 매우 다르게 나타났다. 5~6월에는 NH_3 의 농도가 오전 시간에도 10 ppb 이상으로 높게 유지되다가 정오부터 급증하기 시작하여 자정까지 높은 농도를 유지하였다(그림 4). NH_3 농도가 가장 높은 6월의 풍향을 살펴보면, 서풍 계열이 우세하였다. 이러한 풍향을 고려할 때, 전주 지역 5~6월 정오 이후 고농도 NH_3 는 서쪽에 위치한 인근 지역(예: 익산, 김제, 정읍)의 농경지에서 이동되어 영향을 받은 것으로 판단된다.

NH_3 의 오후 농도 증가 현상은 다양한 선행연구에서도 보고되었다(Dammers *et al.*, 2017; Zöll *et al.*, 2016; Wolff *et al.*, 2010; Sutton *et al.*, 2000b). 본 연구에서 전주 지역 5~6월 NH_3 의 정오 이후 농도 증가는 주로 인근 농업지역의 농업활동에 의해 영향을 받은 것으로 추정된다. 전주 서쪽 20~30 km 인근에는 농축산업이 활발한 김제, 익산, 정읍이 위치한다(그림 1). 이러한 지역은 전라북도 내에서 NH_3 의 배출량이 가장 높은 지역이다(NIER, 2016). 특히 5~6월에는 논, 밭의

파종, 비료시비가 활발한 시기이다(Jang *et al.*, 2016). 오전에 농경지에 비료를 시비한 뒤, 낮 동안 온도가 올라감에 따라 NH_3 는 대기 중으로 휘발되고(Park *et al.*, 2015; Chu *et al.*, 2006), 휘발된 NH_3 는 이동하여 인근에 위치한 전주지역까지 영향을 미친 것으로 보인다. 두 번째로, 5~6월 전주 지역 NH_3 의 정오 이후 증가 현상은 혼합고의 영향을 받은 것으로 판단된다. 늦은 밤 이후에 안정된 대기경계층(planetary boundary layer)에 의해 NH_3 가 침착되면, 대기 중 농도가 감소될 수 있다(Zöll *et al.*, 2016). 반면, 일출 이후 온도가 상승하게 되면서 대기경계층이 확장되고 혼합층이 두꺼워지면, 상층 공기와 수직혼합이 이루어지면서 NH_3 의 농도는 점차 상승할 수 있다(Shephard *et al.*, 2019; Zöll *et al.*, 2016).

LDAPS 자료를 이용하여 NH_3 의 농도가 가장 높았던 2019년 6월과 가장 낮았던 12월의 전주 지역 대기 경계층의 높이를 계산하였다(그림 5). 늦은 저녁 시간 이후 안정된 대기경계층을 보이다가 일출 이후 오전부터 경계층의 높이가 확장되었다. 특히 6월의 대기경계층은 오후 2시경에 최고 약 1,145 m까지 확장되었고, 12월의 대기경계층 높이와 비교하였을 때 그 차이가 뚜렷하다.

7월 장마기간이 지나고 난 뒤, 8월부터의 NH_3 농도

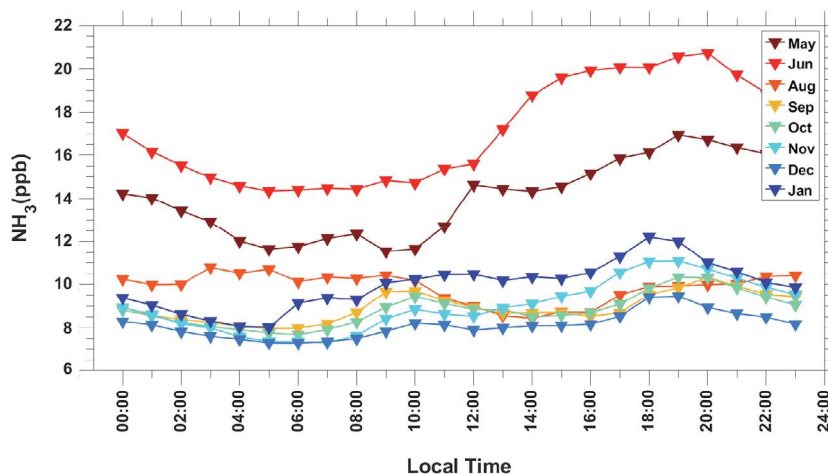


Fig. 4. Monthly diurnal variations of NH_3 in Jeonju from May 2019 to January 2020.

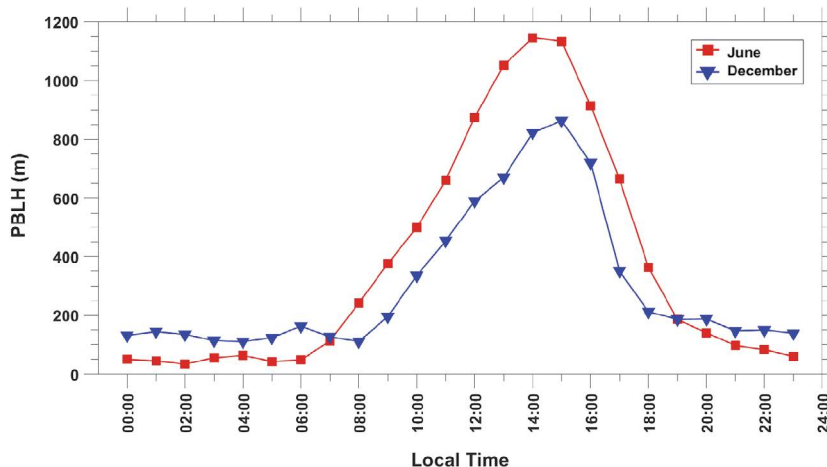


Fig. 5. Calculated height for the planetary boundary layer (PBL) by local data assimilation and prediction system (LDAPS) at the Samcheon monitoring station in June and December 2019.

는 약 9.1 ± 3.6 ppb 정도로 급감하였으며, NH_3 농도 일변화는 5~6월과는 상이한 패턴을 보였다(그림 4). 이 기간 동안에는 약 오전 9시와 오후 7시에 두번의 피크를 보였다. 이것은 전형적인 출퇴근 시간의 영향이며, 전주지역 삼천동 인구밀집 지역에서 나타나는 자동차의 영향이라고 판단된다(Wang *et al.*, 2018; Phan *et al.*, 2013).

표 1은 국내외 다양한 환경에서의 대기 중 NH_3 농도를 보여준다. 전반적으로 북미와 유럽의 도심지역과 시골지역에서는 대기 중 NH_3 의 농도가 비교적 낮게 나타났다(You *et al.*, 2014; Gong *et al.*, 2011; Zbieranowski and Aherne, 2013; Pandolfi *et al.*, 2012; Bari *et al.*, 2003). 반면 아시아 지역의 대기 중 NH_3 농도 수준은 상당히 다르게 나타났다. 2013년 5월~9월 중국 North plain 시골지역의 대기 중 NH_3 평균 농도는 약 36.2 ppb로 매우 높은 수준을 보였다(Meng *et al.*, 2018). 2010~2011년 서울 광진구의 NH_3 평균 농도는 약 10.9 ppb, 강서구는 약 12.3 ppb로 나타났다(Phan *et al.*, 2013). 2019년 5월~2020년 1월의 전주지역 NH_3 평균 농도는 약 10.5 ppb로 2010~2011년 측정된 서울의 광진구와 비슷한 농도로 나타났다.

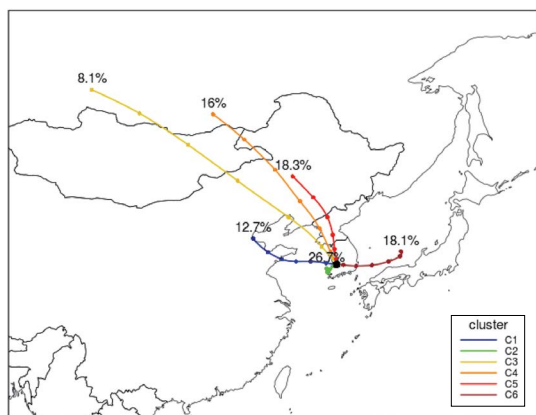
3.2 NH_3 기원 추적

2019년 5월~2020년 1월의 공기 기원을 추적하기 위해 72시간 100 m 역궤적 군집분석을 수행하였다(그림 6). 군집은 총 6개로 분류하였으며, 1번 군집(12.7%)은 중국의 톈진 상공에서 발원하였으며, 칭다오시를 지나 황해를 거쳐 전주로 도달하였다. 2번 군집(26.7%)은 국내에서 발원하였으며, 정체하는 공기 궤가 전주로 도달하였다. 3번 군집(8.1%)은 러시아 남부지역에서 발원하였으며, 몽골의 북부, 중국의 만주지역을 지나 황해를 거쳐 전주로 매우 빠르게 장거리 이동하였다. 4번 군집(16.0%)은 러시아 남부와 몽골 동북부 국경 사이에 인접한 부근에서 발원하였으며, 중국의 만주지역을 지나 북한의 평양을 거쳐 전주로 빠르게 도달하였다. 5번 군집(18.3%)은 중국의 하얼빈시 서부 상공에서 발원하였으며, 북한을 거쳐 한반도를 가로질러 전주로 도달하였다. 마지막 6번 군집(18.1%)은 동해에서 발원하였으며, 국내로 천천히 유입되어 전주로 도달하였다. 6개의 군집 중에서 2번 군집은 26.7%로 가장 높은 비율을 차지하였으며, 측정기간 동안 국내에서 정체되어 aged된 공기궤가 영향을 미친 것으로 분석되었다. 각 군집별 가스상물질과 $\text{PM}_{2.5}$, 기상자료를 종합하였다(표 2). 군집분석

Table 1. List of observed atmospheric NH₃ concentrations at different locations.

Location	Period	Type	NH ₃ (ppb ± Std ¹⁾)	Reference
Jeonju	2019.5~2020.1	Suburban	10.5 ± 5.1	This study
Brent	2013.6~2013.7	Urban	1~2	You <i>et al.</i> (2014)
Kent	2013.8~2013.9	Rural	Up to 6	
Houston, TX	2010.2~2010.3 2010.8~2010.9	Urban	2.4 ± 1.2 3.1 ± 2.9	Gong <i>et al.</i> (2011)
Ontario	2010.3~2011.3	Rural	4.7	Zbieranowski & Aherne (2013)
Osaka	2015.2~3 2015.7~9	Urban	1.98 ± 0.93 4.21 ± 2.30	Huy <i>et al.</i> (2017)
Barcelona	2011.5~2011.9 2011.5~2011.6	Urban UB Urban CC	2.9 ± 1.3 7.5 ± 2.8	Pandolfi <i>et al.</i> (2012)
New York (Manhattan, Bronx)	2000.4~2000.6	Urban	5.9 ± 3.4 ²⁾ 4.2 ± 2.6 ³⁾	Bari <i>et al.</i> (2003)
Ho Chi Minh	2015.5~2015.6	Urban	8.34 ± 2.47	Huy <i>et al.</i> (2017)
Seoul (GJ, GS)	2010.9~2011.10	Urban	10.9 ± 4.3 ⁴⁾ 12.3 ± 4.2 ⁵⁾	Phan <i>et al.</i> (2013)
Shanghai	2013.7~2014.9	Urban Rural Industrial	6.2 ± 4.6 12.4 ± 9.1 17.6 ± 9	Wang <i>et al.</i> (2015)
New Delhi	2013.1~2015.12	Urban	19.6 ± 3.5	Saraswati <i>et al.</i> (2019)
Beijing	2008.2~2010.7 2007.1~2010.7	Urban Rural	22.8 ± 16.3 10.2 ± 10.8	Meng <i>et al.</i> (2011)
North Plain	2013.5~2013.9	Rural	36.2 ± 56.4	Meng <i>et al.</i> (2018)

¹⁾Standard deviation, ²⁾Manhattan, ³⁾Bronx, ⁴⁾Gwangjin-gu, ⁵⁾Gangseo-gu

**Fig. 6.** Cluster analysis for 72 h backward trajectories at the Samcheon-dong monitoring site from May 2019 to January 2020.

에서 가장 높은 비율을 보인 2번 군집에서 NH₃의 농도가 13.6 ppb로 가장 높게 나타났다. 이로부터 국내 고농도 NH₃는 장거리 이동되는 것보다는 정체된 공기권에 의해 주로 영향을 받은 것으로 분석되었다.

역궤적 결과와 전주지역 시간평균 NH₃ 농도를 이용하여 계절별 PSCF와 CWT 모델에 적용하여 배출원을 추정하였다(그림 7, 8). PSCF 모델 값은 시간 평균 NH₃ 농도가 17.1 ppb (90% 백분위수) 이상인 경우로 적용하여, 고농도시 전주지역에 영향을 미치는 배출원에 대해 추정하였다. PSCF 분석에서 평균 NH₃ 농도가 17.1 ppb 이상인 경우, 봄철(5월)에 NH₃는 중국의 상하이와 서해상에 주요 잠재적인 배출원이 존재하는 것으로 추정되었다. 반면, 여름철(6~8월)에는

Table 2. Statistics for hourly NH_3 , other gaseous species, $\text{PM}_{2.5}$, and meteorological parameters for each type of air masses arriving in Jeonju from May 2019 to January 2020.

	Cluster 1	Cluster 2	Cluster 3	Cluster 4	Cluster 5	Cluster 6
Ratio (%)	12.7	26.7	8.1	16.0	18.3	18.1
NH_3 (ppb)	11.4	13.6	6.7	7.9	10.1	10.0
$\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	30.9	25.2	23.7	24.9	28.1	17.2
O_3 (ppb)	37.5	36.4	22.9	22.7	21.8	29.6
NO_2 (ppb)	16.3	13.0	17.1	17.8	17.4	10.9
CO (ppb)	406.1	377.8	291.7	306.6	343.3	320.1
SO_2 (ppb)	3.1	2.9	2.7	2.8	2.8	2.7
Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	13.6	19.3	7.0	7.9	11.9	20.2
RH (%)	65.6	71.0	62.3	63.8	70.5	74.7
Wind speed (m/s)	1.5	1.4	1.7	1.5	1.3	1.4

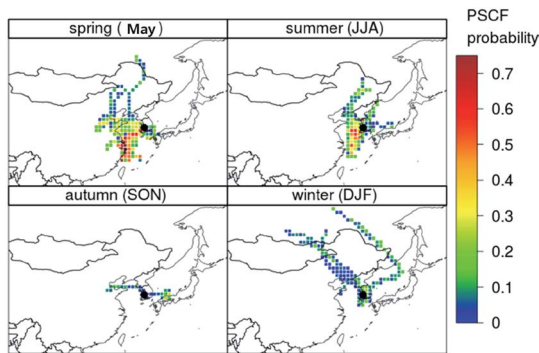
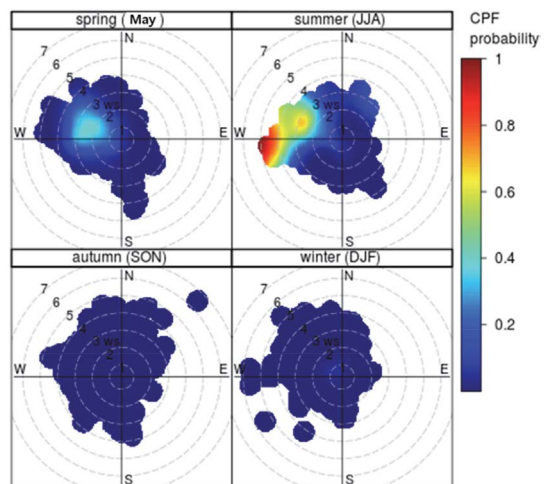


Fig. 7. Results of PSCF for spring, summer, autumn, and winter at Samcheon-dong in Jeonju. Red color represents high potential sources-areas affecting NH_3 concentrations.



CPF at the 90th percentile (= 17)

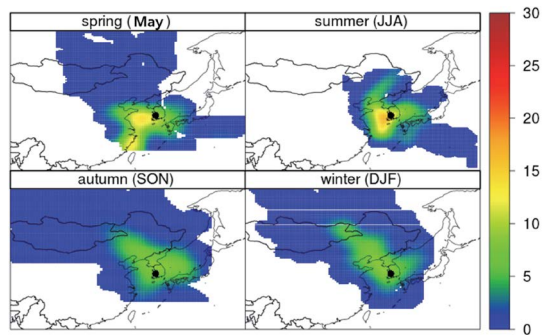


Fig. 8. Results of CWT for spring, summer, autumn, and winter at Samcheon-dong in Jeonju. The color bar indicates NH_3 concentrations (unit: ppb).

PSCF, CWT 모두 서해상과 국내에 높은 NH_3 배출원이 존재하는 것으로 분석되었다. 서해상에 실제 배출

Fig. 9. Results of CPF for spring, summer, autumn, and winter at Samcheon-dong in Jeonju. Red color represents high potential sources-areas affecting NH_3 concentrations.

원이 존재하는 것인지 장거리 이동 혹은 국내 NH_3 의 확산에 의한 것인지에 관해서는 추가적인 측정연구가 이루어져야 한다. 가을과 겨울철에는 NH_3 의 농도가 낮아져 PSCE, CWT 결과가 모두 비교적 낮은 배출 잠재력과 농도분포를 보였으며, 국내에서 다소 높은 NH_3 배출 잠재력을 나타냈다.

국지적인 영향을 파악하기 위해 풍향, 풍속과 전주 지역 시간평균 NH_3 농도를 이용하여 계절별 CPF 모델을 수행하였다(그림 9). CPF는 PSCE 모델과 동일한 NH_3 농도를 적용하였으며, 고농도시 전주지역에

영향을 미치는 배출원에 대해 추정하였다. 봄철(5월)에는 평균 2~3 m/s 바람일 때 북서쪽에서 고농도의 NH_3 가 높은 확률로 유입되는 것으로 나타났다. 여름철에는 풍속이 높아질수록 서쪽과 북서쪽에서 고농도의 NH_3 가 매우 높은 확률로 유입되는 것으로 나타났다. 반면 가을과 겨울철에는 모든 풍속과 풍향을 고려하였을 때, 고농도의 NH_3 가 유입될 가능성이 없는 것으로 나타났다. 5~6월 전주의 대기 중 NH_3 농도는 전주 기준 북서쪽에 위치한 농축산업 지역의 영향을 많이 받는 것으로 다시 한번 확인되었다.

4. 결 론

본 연구에서는 2019년 5월~2020년 1월 전주시 삼천동의 대기 중 NH_3 농도 분포를 초단위 NH_3 분석기를 이용하여 측정하였다. 전체 측정기간 동안 전주시 대기 중 NH_3 평균 농도는 10.5 ± 5.1 ppb였다. 전주지역 월별 NH_3 의 농도는 배출 특성과 기상요인의 영향을 많이 받는 것으로 분석되었다. 전체 측정기간 동안, 대기 중 NH_3 평균 농도는 6월(17.1 ± 5.4 ppb) > 5월(14.1 ± 6.4 ppb) > 1월(9.9 ± 5.2 ppb) > 8월(9.8 ± 3.6 ppb) > 11월(9.0 ± 3.4 ppb) > 9월(8.9 ± 3.2 ppb) > 10월(8.8 ± 2.6 ppb) > 12월(8.1 ± 2.9 ppb) 순으로 6월과 5월이 다른 월에 비해 2배 이상의 높은 농도를 보였다. 또한 5~6월의 NH_3 일변화를 정오 이후에 높은 농도를 지속적으로 유지하는 특징을 보였다. 이러한 고농도의 NH_3 는 전주 인근의 농축산업의 활동과 대기경계층의 높이가 높아지면서 주변지역의 영향에서 기인한 것으로 분석되었다. 장마 이후 대기 중 NH_3 의 농도는 현저히 줄어들어 8월에는 평균 약 9.8 ppb로 측정되었다. 이러한 농도는 이듬해 겨울철까지 지속되었고, 이 기간 동안에는 오전과 오후에 NH_3 의 농도가 높아지는 전형적인 출퇴근 시간대의 자동차의 영향을 보여 주었다. 역계적 군집분석과 PSCE, CWT, CPF 분석 결과, 고농도 NH_3 는 주로 국내와 서해상 인근에서 기인된 NH_3 배출원에 의한 것으로 분석되었다. NH_3 는 대

기 중에서 악취를 발생하고, 인체에도 악영향을 미치는 것으로 보고되고 있다. 그러나 현재까지 국내 대기 중 NH_3 농도 분포 및 특성에 관한 측정자료와 연구 결과는 매우 부족하다. 따라서, NH_3 측정자료를 구축하는 것이 필요하고, 나아가 대기 중 NH_3 가 이차 미세먼지의 생성에 어떠한 영향을 미치는지에 관해 규명하여 이를 바탕으로 미세먼지 저감 정책에도 활용되어야 할 것이다.

감사의 글

본 연구는 과학기술정보통신부, 환경부, 보건복지부의 재원으로 한국연구재단 미세먼지 국가전략프로젝트사업(2017M3D8A1092015)과 농촌진흥청 농업과학기술 연구개발사업 - 농축산 미세먼지 발생실태 및 저감기술 개발의(PJ014248022020) 지원을 받아 수행되었습니다.

References

- Adams, P.J., Seinfeld, J.H., Koch, D.M. (1999) Global concentrations of tropospheric sulphate, nitrate and ammonium aerosol simulated in a general circulation model, *Journal of Geophysical Research*, 104, 13791-13823, <https://doi.org/10.1029/1999JD900083>
- Bari, A., Ferraro, V., Wilson, L.R., Luttinger, D., Husain, L. (2003) Measurements of gaseous HONO, HNO₃, SO₂, HCl, NH₃, particulate sulfate and PM_{2.5} in New York, NY, *Atmospheric Environment*, 37, 2825-2835, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00199-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00199-7)
- Behera, S.N., Sharma, M. (2010) Investigating the potential role of ammonia in ion chemistry of fine particulate matter formation for an urban environment, *Science of the Total Environment*, 408, 3569-3575, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.04.017>
- Boutle, I., Lock, A., Edwards, J. (2015) The parameterization of boundary Layer Processes, Unified Model Documentation Paper 024 [A available online at <http://cms.ncas.ac.uk/wiki/Docs/MetOfficeDocs>].
- Byčenkienė, S., Dudoitis, V., Ulevicius, V. (2014) The use of trajec-

- tory cluster analysis to evaluate the long-range transport of black carbon aerosol in the south-eastern Baltic region, *Advances in Meteorology*, 2014, 1-11, <https://doi.org/10.1155/2014/137694>
- Chang, Y., Zou, Z., Zhang, Y., Deng, C., Hu, J., Shi, Z., Dore, A.J., Collett, J.L. (2019) Assessing Contributions of Agricultural and Nonagricultural Emissions to Atmospheric Ammonia in a Chinese Megacity, *Environmental Science & Technology*, 53, 1822-1833, <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05984>
- Chu, K., Yuk, H., Chon, H., Song, H. (2006) Rearing managements of pig farms and survey on pneumonia of slaughtered pigs, *Korean Journal of Veterinary Service*, 29(1), 27-36, (in Korean with English abstract), <http://www.kosves.re.kr>
- Dammers, E., Schaap, M., Haaime, M., Palm, M., Kruit, R.J.W., Volten, H., Hensen, A., Swart, D., Erisman, J.W. (2017) Measuring atmospheric ammonia with remote sensing campaign: Part 1-Characterisation of vertical ammonia concentration profile in the centre of The Netherlands, *Atmospheric Environment*, 169, 97-112, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.067>
- Dong, W.X., Xing, J., Wang, S.X. (2010) Temporal and Spatial Distribution of Anthropogenic Ammonia Emissions in China: 1994-2006, *Chinese Journal of Environmental Science*, 31(7), 1457-1463, <https://doi.org/10.13227/j.hjks.2010.07.008>
- Erisman, J.W., Schaap, M. (2004) The need for ammonia abatement with respect to secondary PM reductions in Europe, *Environmental Pollution*, 129, 159-163, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.08.042>
- Ge, B., Xu, X., Ma, Z., Pan, X., Wang, Z., Lin, W., Ouyang, B., Xu, D., Lee, J., Zheng, M., Ji, D., Sun, Y., Dong, H., Squires, F.A., Fu, P., Wang, Z. (2019) Role of Ammonia on the Feedback Between AWC and Inorganic Aerosol Formation During Heavy Pollution in the North China Plain, *Earth and Space Science*, 6, 1675-1693, <https://doi.org/10.1029/2019EA000799>
- Gong, L., Lewicki, R., Griffin, R.J., Flynn, J.H., Lefer, B.L., Tittel, F.K. (2011) Atmospheric ammonia measurements in Houston, TX using an external-cavity quantum cascade laser-based sensor, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 9721-9733, <https://doi.org/10.5194/acp-11-9721-2011>
- Hsu, Y., Holsen, T.M., Hopke, P.K. (2003) Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago, *Atmospheric Environment*, 37, 545-562, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00886-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00886-5)
- Huang, X., Song, Y., Li, M., Li, J., Huo, Q., Cai, X., Zhu, T., Hu, M., Zhang, H. (2012) A high-resolution ammonia emission inventory in China, *Global Biogeochemical Cycles*, 26, GB1030, <https://doi.org/10.1029/2011GB004161>
- Huy, D.H., Thanh, L.T., Hien, T.H., Noro, K., Takenaka, N. (2017) Characteristic of ammonia gas and fine particulate ammonium from two distinct urban areas: Osaka, Japan, and Ho Chi Minh City, Vietnam, *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 8147-8163, <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8496-5>
- Jang, Y., Jung, S., Han, G., Park, D. (2016) Urban Agricultural Information, Rural Development Administration, <https://doi.org/10.978.89480/42962>
- Korea National Institute of Environmental Research (NIER). (2018) 2016 Korea National Air Pollutants Emission, NIER-GP2018-131, <https://airemiss.nier.go.kr>
- Kurokawa, J., Ohara, T., Morikawa, T., Hanayama, S., Janssens-Maenhout, G., Fukui, T., Kawashima, K., Akimoto, H. (2013) Emissions of air pollutants and greenhouse gases over Asian regions during 2000-2008: Regional Emission inventory in Asia (REAS) version 2, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(21), 11019-11058, <https://doi.org/10.5194/acp-13-11019-2013>
- Lee, Y.-H., Park, S.-U. (2002) Estimation of ammonia emission in South Korea, *Water, Air, & Soil Pollution*, 135, 23-37, <https://doi.org/10.1023/A:1014771314751>
- Li, M., Zhang, Q., Kurokawa, J.-I., Woo, J.-H., He, K., Lu, Z., Ohara, T., Song, Y., Streets, D.G., Carmichael, G.R., Cheng, Y., Hong, C., Huo, H., Jiang, X., Kang, S., Liu, F., Su, H., Zheng, B. (2017a) MIX: a mosaic Asian anthropogenic emission inventory under the international collaboration framework of the MICS-Asia and HTAP, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17, 935-963, <https://doi.org/10.5194/acp-17-935-2017>
- Li, Y., Thompson, T.M., Van Damme, M., Chen, X., Benedict, K.B., Shao, Y., Day, D., Boris, A., Sullivan, A.P., Ham, J., Whitburn, S., Clarisse, L., Coheur, P.F., Collett, J.L., Jr. (2017b) Temporal and spatial variability of ammonia in urban and agricultural regions of northern Colorado, United States, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(10), 6197-6213, <https://doi.org/10.5194/acp-17-6197-2017>
- Liu, B., Song, N., Dai, Q., Mei, R., Sui, B., Bi, X., Feng, Y. (2016) Chemical composition and source apportionment of ambient PM_{2.5} during the non-heating period in Tai'an, China, *Atmospheric Research*, 170, 23-33, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2015.11.002>
- Meng, Z.Y., Lin, W.L., Jiang, X.M., Yan, P., Wang, Y., Zhang, Y.M., Jia, X.F., Yu, X.L. (2011) Characteristics of atmospheric

- ammonia over Beijing, China, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, 6139-6151, <https://doi.org/10.5194/acp-11-6139-2011>
- Meng, Z., Lin, W., Zhang, R., Han, Z., Jia, X. (2017) Summertime ambient ammonia and its effects on ammonium aerosol in urban Beijing, China, *Science of The Total Environment*, 579, 1521-1530, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.159>
- Meng, Z., Xu, X., Lin, W., Ge, B., Xie, Y., Song, B., Jia, S., Zhang, R., Peng, W., Wang, Y., Cheng, H., Yang, W., Zhao, H. (2018) Role of ambient ammonia in particulate ammonium formation at a rural site in the North China Plain, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18, 167-184, <https://doi.org/10.5194/acp-18-167-2018>
- Nicolás, J., Chiari, M., Crespo, J., Galindo, N., Lucarelli, F., Nava, S., Yubero, E. (2011) Assessment of potential source regions of PM_{2.5} components at a southwestern Mediterranean site, *Tellus B*, 63, 96-106, <https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2010.00510.x>
- Pandolfi, M., Amato, F., Reche, C., Alastuey, A., Otjes, R.P., Blom, M.J., Querol, X. (2012) Summer ammonia measurements in a densely populated Mediterranean city, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 7557-7575, <https://doi.org/10.5194/acp-12-7557-2012>
- Park, J., Seok, J., Lee, S., Kwon, O., Lee, K., Heo, Y., Yoon, C. (2015) Ammonia and Hydrogen Sulfide Monitoring in Broiler Barns and Cattle Barns, *Korean Journal of Environmental Health Sciences*, 41(5), 277-288, (in Korean with English abstract), <https://doi.org/10.5668/JEHS.2015.41.5.277>
- Park, S., Kim, D.J., Lee, S.W., Lee, K.W., Kim, J., Song, E.J., Seo, K.H. (2017) Comparison of extended medium-range forecast skill between KMA ensemble, ocean coupled ensemble, and GloSea5, *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences*, 53, 393-401, <https://doi.org/10.1007/s13143-017-0035-2>
- Paulot, F., Jacob, D.J., Pinder, R.W., Bash, J.O., Travis, K., Henze, D.K. (2014) Ammonia emissions in the United States, European Union, and China derived by high-resolution inversion of ammonium wet deposition data: Interpretation with a new agricultural emissions inventory (MASAGE_NH₃), *Journal of Geophysical Research*, 119, 4343-4364, <https://doi.org/10.1002/2013JD021130>
- Pekney, N.J., Davidson, C.I., Zhou, L., Hopke, P.K. (2006) Application of PSCF and CPF to PMF-Modeled Sources of PM_{2.5} in Pittsburgh, *Aerosol Science and Technology*, 40, 952-961, <https://doi.org/10.1080/02786820500543324>
- Phan, N.-T., Kim, K.-H., Shon, Z.-H., Jeon, E.-C., Jung, K., Kim, N.-J. (2013) Analysis of ammonia variation in the urban atmosphere, *Atmospheric Environment*, 65, 177-185, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.10.049>
- Pogány, A., Balslev-Harder, D., Braban, C.F., Cassidy, N., Ebert, V., Ferracci, V., Hieta, T., Leuenberger, D., Martin, N.A., Pascale, C., Peltola, J., Persijn, S., Tiebe, C., Twigg, M.M., Vaittinen, O., van Wijk, J., Wirtz, K., Niederhauser, B. (2016) A metrological approach to improve accuracy and reliability of ammonia measurements in ambient air, *Measurement Science and Technology*, 27, 115012, <https://doi.org/10.1088/0957-0233/27/11/115012>
- Saraswati, Sharma, S.K., Saxena, M., Mandal, T.K. (2019) Characteristics of gaseous and particulate ammonia and their role in the formation of secondary inorganic particulate matter at Delhi, India, *Atmospheric Research*, 218, 34-49, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.11.010>
- Sharma, M., Kishore, S., Tripathi, S.N., Behera, S.N. (2007) Role of atmospheric ammonia in the formation of inorganic secondary particulate matter: a study at Kanpur, India, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 58, 1-17, <https://doi.org/10.1007/s10874-007-9074-x>
- Shephard, M.W., Damers, E., Cady-Pereira, K.E., Kharol, S.K., Thompson, J., Gainariu-Matz, Y., Zhang, J., McLinden, C.A., Kovachik, A., Moran, M., Bittman, S., Sioris, C.E., Griffin, D., Alvarado, M.J., Lonsdale, C., Savic-Jovicic, V., Zheng, Q. (2019) Ammonia measurements from space with the Cross-track Infrared Sounder: characteristics and applications, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20, 2277-2302, <https://doi.org/10.5194/acp-20-2277-2020>
- Statistics Korea (KOSTAT). (2020) Korean Statistical Information Service, <http://kosis.kr> (accessed 03.02.2020)
- Streets, D.G., Bond, T.C., Carmichael, G.R., Fernandes, S.D., Fu, Q., He, D., Klimont, Z., Nelson, S.M., Tsai, N.Y., Wang, M.Q., Woo, J.-H., Yarber, K.F. (2003) An inventory of gaseous and primary aerosol emissions in Asia in the year 2000, *Journal of Geophysical Research*, 108(21), 8809, <https://doi.org/10.1029/2002JD003093>
- Sutton, M.A., Dragosits, U., Tang, Y.S., Fowler, D. (2000a) Ammonia emissions from non-agricultural sources in the UK, *Atmospheric Environment*, 34(6), 855-869, [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00362-3](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00362-3)
- Sutton, M.A., Nemitz, E., Milford, C., Fowler, D., Moreno, J., San José, R., Wyers, G.P., Otjes, R.P., Harrison, R., Husted, S., Schjoerring, J.K. (2000b) Micrometeorological measurements of net ammonia fluxes over oilseed rape

- during two vegetation periods, *Agricultural and Forest Meteorology*, 105, 351-369, [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(00\)00203-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(00)00203-3)
- Tsai, Y.I., Cheng, M.T. (1999) Visibility and aerosol chemical compositions near the coastal area in central Taiwan, *Science of The Total Environment*, 231, 37-51, [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00093-5](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00093-5)
- Updyke, K.M., Nguyen, T.B., Nizkorodov, S.A. (2012) Formation of brown carbon via reactions of ammonia with secondary organic aerosols from biogenic and anthropogenic precursors, *Atmospheric Environment*, 63, 22-31, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.09.012>
- Wang, Q., Zhang, Q., Ma, Z., Ge, B., Xie, C., Zhou, W., Zhao, J., Xu, W., Du, W., Fu, P., Lee, J., Nemitz, E., Cowan, N., Mullinger, N., Cheng, X., Zhou, L., Yue, S., Wang, Z., Sun, Y. (2019) Temporal characteristics and vertical distribution of atmospheric ammonia and ammonium in winter in Beijing, *Science of the Total Environment*, 681, 226-234, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.137>
- Wang, R., Ye, X., Liu, Y., Li, H., Yang, X., Chen, J., Gao, W., Yin, Z. (2018) Characteristics of atmospheric ammonia and its relationship with vehicle emissions in a megacity in China, *Atmospheric Environment*, 182, 97-104, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.047>
- Wang, S., Nan, J., Shi, C., Fu, Q., Gao, S., Wang, D., Cui, H., Saiz-Lopez, A., Zhou, B. (2015) Atmospheric ammonia and its impacts on regional air quality over the megacity of Shanghai, China, *Scientific Reports*, 5, 15842, <https://doi.org/10.1038/srep15842>
- Warner, J.X., Dickerson, R.R., Wei, Z., Strow, L.L., Wang, Y., Liang, Q. (2017) Increased atmospheric ammonia over the world's major agricultural areas detected from space, *Geophysical Research Letters*, 44, 2875-2884, <https://doi.org/10.1002/2016GL072305>
- Wolff, V., Trebs, I., Ammann, C., Meixner, F.X. (2010) Aerodynamic gradient measurements of the NH_3 - HNO_3 - NH_4NO_3 triad using a wet chemical instrument: an analysis of precision requirements and flux errors, *Atmospheric Measurement Techniques*, 3, 187-208, <https://doi.org/10.5194/amt-3-187-2010>
- Xu, W., Wu, Q., Liu, X., Tang, A., Dore, A.J., Heal, M.R. (2016) Characteristics of ammonia, acid gases, and $\text{PM}_{2.5}$ for three typical land-use types in the North China Plain, *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 1158-1172, <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5648-3>
- You, Y., Kanawade, V.P., de Gouw, J.A., Guenther, A.B., Madronich, S., Sierra-Hernández, M.R., Lawler, M., Smith, J.N., Takahama, S., Ruggeri, G., Koss, A., Olson, K., Baumann, K., Weber, R.J., Nenes, A., Guo, H., Edgerton, E.S., Porcelli, L., Brune, W.H., Goldstein, A.H., Lee, S.-H. (2014) Atmospheric amines and ammonia measured with a chemical ionization mass spectrometer (CIMS), *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14, 12181-12194, <https://doi.org/10.5194/acp-14-12181-2014>
- Yuan, C.S., Lee, C.G., Liu, S.H., Chang, J.C., Yuan, C., Yang, H.Y. (2006) Correlation of atmospheric visibility with chemical composition of Kaohsiung aerosols, *Atmospheric Research*, 82, 663-679, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2006.02.027>
- Zbieranowski, A.L., Aherne, J. (2013) Ambient concentrations of atmospheric ammonia, nitrogen dioxide and nitric acid in an intensive agricultural region, *Atmospheric Environment*, 70, 289-299, <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.023>
- Zhao, B., Wang, P., Ma, J.Z., Zhu, S., Pozzer, A., Li, W. (2012) A high-resolution emission inventory of primary pollutants for the Huabei region, China, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 481-501, <https://doi.org/10.5194/acp-12-481-2012>
- Zöll, U., Brümmer, C., Schrader, F., Ammann, C., Ibrom, A., Flechard, C.R., Nelson, D.D., Zahniser, M., Kutsch, W.L. (2016) Surface-atmosphere exchange of ammonia over peatland using QCL-based eddy-covariance measurements and inferential modelling, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16, 11283-11299, <https://doi.org/10.5194/acp-16-11283-2016>
- Zou, J., Liu, Z., Hu, B., Huang, X., Wen, T., Ji, D., Liu, J., Yang, Y., Yao, Q., Wang, Y. (2018) Aerosol chemical compositions in the North China Plain and the impact on the visibility in Beijing and Tianjin, *Atmospheric Research*, 201, 235-246, <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.09.014>

Authors Information

박준수 (전북대학교 지구환경과학과 석사과정)
 유재연 (전라북도 보건환경연구원 미세먼지분석과 과장)
 지준범 (한국외국어대학교 대기환경연구센터 연구교수)
 송미정 (전북대학교 지구환경과학과 교수)