Journal of Korean Society for Atmospheric Environment Vol. 36, No. 1, February 2020, pp. 108-118 https://doi.org/10.5572/KOSAE.2020.36.1.108 p-ISSN 1598-7132, e-ISSN 2383-5346

논 문



노천소각 발생 시 드론을 이용한 대기 안정도에 따른 연직 PM_{2.5} 분포 비교

Comparison of the Vertical PM_{2.5} Distributions according to Atmospheric Stability Using a Drone during Open Burning Events

오효숙, 이승협¹⁾, 최동원¹⁾, 곽경환* 강원대학교 환경융합학부, ¹⁾강원대학교 환경학과

Hyo-Sook Oh, Seung-Hyeop Lee¹⁾, **Dong-Won Choi**¹⁾, **Kyung-Hwan Kwak*** School of Natural Resources and Environmental Science, Kangwon National University, *Chuncheon-si, Gangwon-do, Republic of Korea*

¹⁾Department of Environmental Science, Kangwon National University, Chuncheon-si, Gangwon-do, Republic of Korea 접수일 2020년 1월 20일 수정일 2020년 2월 2일 채택일 2020년 2월 4일

Received 20 January 2020 Revised 2 February 2020 Accepted 4 February 2020

*Corresponding author Tel : +82-(0)33-250-8575 E-mail : khkwak@kangwon.ac.kr

Abstract Biomass burning in rural areas is one of the major particulate matter (PM) emission sources. Open burning events frequently occur during post- and pre-agricultural activities in early and late winter, resulting in high $PM_{2.5}$ concentration episodes immediately near emission sources. We have investigated the wintertime vertical $PM_{2.5}$ distribution on three open burning days and three non burning days in the morning in the lower atmospheric boundary layer according to atmospheric stabilities. A drone has been utilized to measure the vertical distributions of air temperature, $PM_{2.5}$, BC (black carbon), and O_3 concentrations at 40, 80, 120, 160, 200, and 250 m heights in a rural area near an industrial complex. On open burning days, ground $PM_{2.5}$ concentrations increased up to 169 µg m⁻³ at 9 AM while the closest urban $PM_{2.5}$ concentration was only 33 µg m⁻³. On non burning days, the difference in ground $PM_{2.5}$ concentrations at most 23 µg m⁻³. The $PM_{2.5}$ on open burning days was accumulated in the stable boundary layer (below 80 m above ground level) at 8 and 9 AM in the morning due to the suppressed vertical mixing of emitted $PM_{2.5}$. The vertical gradients of $PM_{2.5}$ concentration, then, became reduced after solar heating on ground activates atmospheric mixing. Consequently, the atmospheric stability in the early morning plays an important role in vertical mixing of emitted $PM_{2.5}$ and increasing ground $PM_{2.5}$ concentrations during open burning events.

Key words: PM_{2.5}, Open burning, Atmospheric stability, Vertical distribution, Drone

1. 서 론

대기 중의 미세먼지는 인체 내 심혈관계 질병을 유 발하는 오염물질이면서 고농도 현상 발생 시 시정거 리가 감소하는 등 우리 생활에 크고 작은 영향을 미친 다. 공기역학적 직경이 2.5 μm 이하인 PM_{2.5}를 비롯한 대기환경기준 물질들은 전국적으로 구축된 배경 대 기, 도시 대기, 도로변 대기 측정망을 통하여 실시간 감시되고 있으며, 이와 함께 권역별 대기오염 집중측 정소에서 각 성분을 포함한 종합적인 측정·분석을 수 행하고 있다 (Kim et al., 2018). 대기 중에서 2차적인 반응에 의해 주로 생성되는 PM_{2.5}는 광역적인 고농도 현상을 동반하는 한편, 생물성연소, 노천소각 등 배출 원에서 직접적으로 배출되는 PM_{2.5}는 배출원 주변 지 역에 국지적인 고농도 현상을 발생시키기도 한다. 우 리나라에서는 2000년대 이후 연평균 미세먼지 농도 가 꾸준히 감소하는 추세를 보이고 있으나, 고농도 사 례 연속 일수는 비슷하거나 지역적으로 증가하는 추 세를 보인다고 보고되었다 (Yeo and Kim, 2019; Lee and Kwak, 2018). 교외 지역에서 늦가을부터 초봄 사이에 주로 이루 어지는 노천소각은 농작물을 수확한 후 농업 부산물 또는 생활 폐기물을 처리하는 활동으로, 그 과정에서 일시적으로 기체상 및 입자상 대기오염물질이 다량 배출된다(Hays et al., 2005). 정해진 장소가 없고 개별 적으로 이루어지는 특성 때문에 대기질 관리의 사각 지대에 놓여 있고 배출량 산정도 쉽지 않다. 생물성연 소 기원 PM_{2.5}는 주로 화목 난로의 사용, 산불, 농업 부산물 연소 등에 의해 발생하며, 이 중에서 노천소각 이 차지하는 비율이 적지 않다(Kim et al., 2016; Park et al., 2015; Jung et al., 2014). 한 예로, 춘천시의 일평 균 PM₁₀ 및 PM_{2.5}의 농도는 서울을 포함한 수도권의 농도와 유사하거나 더 높으며, 이는 기존에 파악된 배 출원 이외에도 알려지지 않은 배출원의 영향이 크다 는 것을 의미한다(Cho et al., 2016).

노천소각은 주로 동절기 이른 아침에 발생한다. 그 시각 대기는 대부분 안정한 조건에 해당하며, 구름이 없는 맑은 날에 야간의 지표 냉각이 활발할수록 이른 아침의 대기 안정도는 더욱 커진다(Hyun et al., 2003). 대기 안정도를 산정하는 방법으로는 크게 정적 안정 도와 동적 안정도가 있다(Kim et al., 1996). 정적 안정 도는 연직 기온 분포로부터 기온 감소율을 계산하여 판정한다. 연직적인 기온 분포만으로도 구할 수 있다 는 장점이 있지만, 대기 확산을 결정하는 바람의 영향 이 배제된다는 단점이 있다. 반면, 동적 안정도는 연직 적인 기온와 풍속 분포로부터 기온와 풍속의 연직 기 울기를 계산하여 판정한다. 대표적으로는 리차드슨 수(Ri)가 있으며, 기온 차에 의한 열적 난류 생성과 연 직 풍속 차에 의한 기계적 난류 생성을 함께 고려할 수 있다는 장점이 있다. Kim et al. (2005)은 지표에서 의 1차 오염물질 배출 감소에 따른 농도 저감 효과가 종관 강제력이 약하고 대기가 안정한 야간에 가장 뚜 렷하게 나타났음을 보인 바 있다.

대기 연직 분포를 파악하기 위해 가장 널리 사용되는 방법은 라디오존데를 이용한 관측이다(Li et al., 2019; Kang et al., 2016). 직접 대기 중으로 관측 센서를 띄워서 관측하는 방법으로 신뢰도가 가장 높지만,

비용적인 부담이 커서 원하는 장소와 시간마다 이용 하는 데 한계가 있으며, 상승 속도가 빨라서 지표 부 근의 경계층 구조보다는 대류권 내의 연직 구조를 파 악하는 데 주로 이용한다. 이 밖에 기상 관측 타워를 설치하여 관측하는 방법과 원격탐사 장비인 라디오미 터, 도플러 윈드 라이다 등을 이용한 관측도 수행되고 있다 (Nam *et al.*, 2016). 기상 관측 타워와 원격탐사 장비를 이용한 방법은 시설이 갖춰진 곳에서만 가능 하며, 운영상 많은 인력과 장비가 필요하다는 한계가 따른다.

대기 연직 분포를 파악하기 위한 대안으로 최근 국 내외에서 드론을 이용한 오염물질 농도 측정이 시도 되고 있다(Lee, 2018; Kim and Yoon, 2010). 드론은 연 속 비행 시간이 짧고 기상 조건에 의한 영향을 받는다 는 단점이 있지만, 큰 비용 부담 없이 짧은 시간 간격 으로 원하는 지점과 고도에서 반복적인 관측을 수행 할 수 있다는 장점을 지닌다. 특히, 겨울철 이른 아침 의 안정한 대기에서 발생하는 국지적인 배출에 의한 고농도 현상은 안정 경계층인 지표로부터 수백 미터 고도 이내에 국한된다. 따라서 대류권 전체를 관측하 는 라디오존데나 연직 해상도가 충분하지 않은 원격 탐사 장비와 비교할 때, 대기 중 오염물질 분포를 측 정하고, 대기 안정도를 산정하는 데 보다 적합하다 (Liu *et al.*, 2020; Kim and Kwon, 2019; Lu *et al.*, 2017).

본 연구에서는 노천소각이 빈번하게 발생하는 지점 에서 드론을 이용하여 기상 요소와 대기 중 오염물질 의 연직 분포를 측정하고, 이를 노천소각 발생 유무와 대기 안정도에 따라 구분하여 국지적인 배출에 의한 PM_{2.5} 고농도 현상의 발생 원인을 규명하고자 한다.

2. 방 법

2.1 대상 지역 및 기간

측정 대상 지역은 내륙 분지 지형이고 농업과 소규 모 제조업이 혼재된 강원도 춘천시 동산면 봉명리 동

109



Fig. 1. A satellite image showing the drone measurement site near Dongchuncheon general industrial park in Chuncheon.

춘천 일반산업단지 인근 지역이다(그림 1). 측정 지 점은 2019년 현재 건축이 이루어지지 않은 공터이며, 남서쪽으로 약 330 m 거리에 LNG 열병합 발전소와 북동쪽으로 약 300 m 거리에 왕복 4차선의 중앙고속 도로가 지난다. 반경 5 km 이내 북동쪽, 동쪽, 남서쪽 에 각각 연엽산(해발 850 m), 구절산(해발 750 m), 수 리봉(해발 470 m)으로 둘러싸인 해발 약 250 m 고도 에 위치하였다. 동춘천 일반산업단지는 주로 소규모 제조업으로 이루어져 있으며, 이와 함께 동쪽과 남쪽 으로 몇몇 농가와 목장이 산재해 있다. 해당 지역의 주민센터에 문의해 보니, 농번기가 끝난 12월에서 2 월까지 자체적으로 소각일을 지정하여 지역 주민이 지정된 날짜에 자율적으로 소각하도록 지도하고 있 었다. 다만, 지정된 소각일이 아닌 날짜에도 소규모 공장과 일반 농가에서 화석연료 사용, 농업잔재물 소 각 등에 의한 연소 배출물질이 불규칙적으로 발생하 고 있었다.

측정일은 2018년 12월 02일, 15일, 22일, 26일, 27일 과 2019년 02월 23일로 총 6일이다. 매 측정일에 오전 8시, 9시, 10시, 11시 정각마다 드론을 이용한 오염물 질 연직 분포 측정을 총 24회 수행하였다. 측정 기간 중 이른 오전 시간대에 주변 공장과 농가에서 화석연 료 사용, 농업잔재물과 생활폐기물 소각, 재래식 농가 의 땔감 사용 등의 형태로 때때로 대기오염물질이 배 출되었다. 육안으로 확인하였을 때, 측정 기간 중 노 천소각이 주로 일어난 시각은 일출 직후인 오전 7시 40분부터 오전 9시까지였다. 특히 해당 지역의 지정 소각일이었던 2018년 12월 02일은 시정을 제한할 정 도로 다량의 대기오염물질이 배출된 사례이며, 수십 m 고도 이내에서 연기 띠가 수평적으로 퍼지는 모습 을 육안으로도 확인하였다(그림 2a). 반면, 2018년 12 월 27일과 같이 대기오염물질 배출 영향이 적었던 일 시에는 오전 8시와 9시에도 육안으로 맑은 하늘을 관 찰하였다(그림 2b). 해당 측정일에 인근 LNG 열병합 발전소 가동과 중앙고속도로 교통량에는 큰 변화가 없어 이에 대한 영향은 본 연구의 논의에서 배제하였 다.

2.2 측정 방법

드론 측정에 이용한 탑재체는 옥타콥터형 회전의 드론(S1000, DJI)으로 폭은 105 cm, 높이는 50 cm 크 기이며, 약 2 kg의 적재물을 싣고 최대 12분 정도 비 행이 가능하다(그림 3). 드론으로 측정한 요소는 기 온/상대습도/기압 등 기상요소(XQ2, InterMet systems), PM_{2.5} (personal aerosol monitor, AM520, TSI), BC (mini aethalometer, MA200, AethLabs), O₃ (porta-

111



Fig. 2. Photos at the measurement site on (a) 02 Dec 2018 (open burning day) and (b) 27 Dec 2018 (non burning day).



Fig. 3. Octocopter rotary-wing drone and equipped (a) air temperature and relative humidity (RH), (b) PM_{2.5}, (c) BC, and (d) O₃ sensors.

ble air quality monitor, Model 500 series, Aeroqual)이 다. 기상요소 측정 센서의 무게는 60 g이며, 기온과 상 대습도 측정 정확도는 각각 $\pm 0.3^{\circ}$ C와 $\pm 5\%$ 다. PM_{2.5}, BC, O₃ 측정 센서의 무게는 각각 620 g, 420 g, 460 g이며, 총 4종 센서 중량의 합이 약 1.5 kg에 불과 하여 드론 측정에 적합하다. PM_{2.5}와 BC 측정 센서의 유량은 각각 1.8 L min⁻¹과 150 mL min⁻¹로 설정하였 으며, 측정 센서에서 자료 수집 간격은 각각 기온/상 대습도/기압 1초, PM_{2.5} 1초, BC 5초, O₃ 1분으로 설정 하였다. 측정 센서는 모두 드론 본체 아래에 장착하 였으며, 이 중에서 입자상 물질인 PM_{2.5}와 BC 측정 센서의 유입구에 연결한 튜브는 각각 드론 본체에서 약 20 cm 정도 위로 연결하여 프로펠러에서 발생하 는 하강류의 영향을 최소화하였다(Brady *et al.*, 2016). Villa *et al.* (2016)은 프로펠러가 6개인 회전익 드론을 이용하여 대기오염물질 농도 측정 시 유입구 위치에 대한 민감도를 비교하였으며, 드론 본체 위쪽 방향 전 범위와 아래 방향 약 20 cm 이내 범위에서는 프로 펠러에 의한 하강류 속도가 최대 2 m s⁻¹ 이하로 가스 상 및 입자상 대기오염물질 측정에 지장이 없음을 확 인하였다. BC 측정 센서에는 별도로 습기 제거 장치 (diffusion dryer)를 추가하여 수분에 의한 영향을 최 소화하였다. 측정 센서를 장착한 드론을 이용하여 사 전에 정지 상태와 비행 상태의 PM_{2.5}와 BC 농도 측정 결과를 비교한 실험에서 유의미한 농도 차이가 없음 을 확인하였다.

드론은 매 정시에 이륙하여 40 m, 80 m, 120 m, 160 m, 200 m, 250 m 고도마다 40초 정지 비행 후 다시 이 륙하는 방식으로 비행하였고, 회당 비행 시간은 약 7 분이다. 측정 당시 세 명이 한 조가 되어 드론 조종, 모니터 확인, 측정 기록을 담당하였다. 측정 자료 분 석을 위해 몇 가지 후처리 과정을 수행하였다. 드론 에서 측정한 BC 농도는 제작사에서 제공하는 프로그 램을 이용하여 평활화(smoothing) 과정을 거쳤으며, 기온, 상대습도, PM2.5 농도는 각 정지 비행 고도에서 처음 20초의 측정값을 제외하고, 이후 20초의 측정값 만을 평균하여 사용하였다. 또한, 드론 측정과 함께 측정 지점 지상에 자동 기상 관측 장비(Automatic weather station, AWS)와 광학 입자 계수기(Optical particle counter, Model 1.109, Grimm)를 설치하여 측 정 일시의 지상 기온, 상대습도, 풍향, 풍속 등 기상 요소와 PM25 농도를 측정하였다. 드론에서 측정한 기온은 후처리 과정에서 0 m 고도의 드론 측정 기온 과 지상 AWS 측정 기온의 편차가 0이 되도록 모든 고도에서 보정해 주었다. 또한 그림 4와 같이 0 m 고



Fig. 4. Scatter plots between $PM_{2.5}$ concentrations measured on the drone at 0-m height and by OPC at the ground.

도의 드론 측정 PM_{2.5} 농도와 지상 OPC에서 측정한 PM_{2.5} 농도를 비교하고, 회귀식을 구하여 드론에서 측정한 PM_{2.5} 농도를 보정해 주었다. 회귀식은 드론 측정 PM_{2.5} 농도가 200 µg m⁻³ 이하인 구간 (PM_{2.5,} OPC=0.57×PM_{2.5, drone}+1.7, R²=0.95)과 200 µg m⁻³ 이상인 구간 (PM_{2.5, OPC}=0.32×PM_{2.5, drone}+30.7, R²=0.99)에서 각각 구하여 해당 농도 구간의 드론 측정 PM_{2.5} 농도에 적용하였다.

2.3 대기 안정도

대기 안정도를 구분하기 위해 상층과 하층 두 고도 의 온위(θ)과 풍속(u)의 차이를 이용하는 벌크 리차 드슨 수(*Ri*)를 아래와 같이 계산하였다(Kim *et al.*, 1996).

$$Ri = \frac{g(\Delta\theta/\Delta z)}{T(\Delta u/\Delta z)^2}$$
(1)

이 식에서 z는 고도 (m), g는 중력가속도 (=9.8 m s⁻²), T는 두 고도 사이의 평균 기온(K)이다. 이때 온 위 차는 드론에서 측정한 200 m와 40 m의 측정값을 사용하였으며, 풍속 차는 지상 2 m의 AWS 측정값만 을 사용하였다. AWS의 3컵 풍속계에서 관측 가능한 최소 풍속은 약 0.5 m s⁻¹이며, 이에 따라 풍속 차의 최 솟값을 0.5 m s⁻¹로 설정하였다. 드론에서 풍속을 함 께 측정하지 않았기 때문에 대안으로 사용한 위의 방 식은 정확한 *Ri를* 계산하기 어렵다는 한계가 있다. 본 연구에서는 계산한 *Ri를* 기준으로 측정 일시의 상대 적인 대기 안정도를 안정(stable)과 약한 안정(weakly stable) 두 분류로 구분하는 데에 한해 사용하였으며, 사전 연구의 *Ri*와는 정량적인 비교가 어렵다는 점을 미리 밝힌다.

3. 결과 및 논의

3.1 시간대별 대기 연직 분포

측정 지점의 겨울철 시간대별 대기 연직 분포를 살 펴보기 위해 오전 8시, 9시, 10시, 11시의 고도에 따른 평균 온위, PM_{2.5} 농도, BC 농도, O₃ 농도 그래프를 비 교하였다(그림 5). 연직 온위 그래프는 대기 안정도의 시간적 변화 추이를 나타낸다. 일출 직후인 오전 8시 는 아직 지표가 거의 가열되지 않은 시각으로 야간의 지표 냉각에 의한 영향으로 대기가 안정하며, 이때 온위는 가장 높은 고도 (250 m)보다 지상(0 m)에서 5.9 K 낮았다. 이 시각 연직 온위 기울기는 23.6 K km⁻¹로 매우 안정에 해당한다. 이후 시간이 지남에 따라 지표가 점차 가열되고 250 m 고도와 지상 간 연 직 온위 차는 3시간 후인 오전 11시에 1.6 K로 감소하 였다.

한편, 지상에서 배출되는 대기오염물질인 PM_{2.5}와 BC의 농도는 오전 8시와 9시에 지상 부근에서 높고, 고도가 높을수록 낮아지는 분포를 나타내었다. 오전 9 시 이후 대기 안정도가 감소하면서 확산으로 지상 부 근의 PM_{2.5}와 BC 농도가 점차 감소하였고, 결과적으 로 지상과 상층의 농도 차가 크게 감소하였다. PM_{2.5} 와 BC 농도의 연직 분포는 대기 안정도와 함께 지상 에서의 배출량에 의해 결정된다. 앞서 2.1절에서 측정 지역에서 노천소각 활동은 오전 7시 40분에서 오전 9 시 사이에 발생했음을 확인한 바 있다. 따라서 오전 8 시는 노천소각 등에 의해 지상에서 대기오염물질 배 출되기 시작한 시각이며, 그림 2a와 같이 배출된 대기 오염물질이 플룸과 같이 특정 고도에 갇힌 모습을 보 였다. 오전 8시에 고도 80 m의 PM_{2.5}와 BC 농도가 지 상 및 상층보다도 높은 결과는 배출된 입자상 물질이 약 고도 80 m 내외에서 플룸을 형성하였다는 명확한 근거가 된다. 오전 9시에는 대기 안정도가 감소하고 지상에서의 배출은 유지되면서 입자상 물질이 지상 부근 안정층에 점차 확산하였고 그 결과, 지상에서의 PM_{2.5}와 BC 농도가 오전 9시에 가장 높았다. 오전 9시 이후, 지상의 노천소각에 의한 배출이 중단되면서 대 기 확산에 따라 농도가 뚜렷하게 감소하였다.

O₃은 햇빛에 의한 광화학 반응으로 생성되면서, 동 시에 지상 부근에서 주로 배출되는 NO와의 화학 반 응으로 소멸한다. 따라서, O₃ 농도의 연직 분포를 통 해 지상 부근에서 PM_{2.5}, BC 등과 함께 NO_x가 얼마 나 배출되었으며, 연직적으로 어느 고도까지 확산하 였는지를 추정할 수 있다. 전반적으로 O₃ 농도는 지 상 부근에서 낮고 고도가 높아질수록 높아지는 경향 을 보였다. 지상 부근 (고도 40 m 이하)의 O₃ 농도는 시간이 지남에 따라 14 ppb (오전 8시, 0 m)에서 46 ppb (오전 11시, 0 m)까지 크게 증가한 반면, 상층(고 도 200 m 이상)에서는 시간에 따른 증가 폭이 상대적 으로 작았다. 이는 겨울철 대기경계층 내 O₃ 농도 분 포의 일반적인 양상을 잘 따른다 (Klein *et al.*, 2014). 오전 9시 이전에는 지상에서 노천소각, 화석 연료 연 소 등으로 배출된 NO_x가 안정층 내에서 정체하면서



Fig. 5. Vertical distributions of (a) potential temperature (PT) and (b) PM_{2.5}, (c) BC, and (d) O₃ concentrations at 8, 9, 10, and 11 AM averaged over all measurement days.

지상 부근의 O₃과 반응하여 O₃을 소멸시킨다. 이후 대기 확산이 원활해지면서 지상 부근 NO_x와 상층의 O₃의 연직적인 혼합과 더불어 광화학 반응에 의한 생성으로 O₃ 농도가 증가한다. 한 가지 주목할 점은 고도 200 m 이상에서는 겨울철 이른 아침에도 대기 중 O₃ 농도가 40 ppb 이상을 유지한다는 점이며, 이는 겨울철 대기 안정층 형성 시 지상 측정의 한계를 보 완하는 연직 분포 측정의 필요성을 잘 보여주는 좋은 예시다.

3.2 소각일과 비 소각일의 연직 PM_{2.5} 농도 분포 비교

소각일과 비 소각일의 시간대별 연직 PM_{2.5} 농도 분포를 비교하기 위해, 먼저 소각일과 비 소각일을 구분하는 기준을 정하였다. 지상에 설치한 OPC에서 측정한 오전 8시와 9시의 평균 PM_{2.5} 농도가 인근에 위치한 춘천시 석사동 AQMS 측정소의 같은 시각 PM_{2.5} 농도보다 40 μg m⁻³ 이상 높았던 날을 소각일 로, 농도 차가 40 μg m⁻³ 이하인 날을 비 소각일로 구 분하였다. 이 기준을 적용한 결과, 소각일은 2018년 12월 02일, 12월 26일, 2019년 2월 23일이며, 비 소각 일은 2018년 12월 15일, 12월 22일, 12월 27일이다.



Fig. 6. Vertical distributions of $PM_{2.5}$ concentrations at 8, 9, 10, and 11 AM averaged over (a) open burning days and (b) non burning days.

그림 6은 소각일과 비 소각일의 시간대별 연직 PM25 농도 분포를 보여준다. 앞서 그림 5에서 확인한 시간대별 6일 평균 PM2.5 농도 분포의 특징이 소각일 의 연직 PM25 농도 분포에서 명확히 나타난다. 오전 8시에는 고도 80 m에서 오염물질 배출 시작 직후 형 성된 플룸에 의한 고농도가 나타났으며, 오전 9시에 는 지속적인 배출과 지상 부근 안정층 내 확산에 의 해 지상 PM25 농도가 가장 높았다. 오전 9시 이후, 대 기 확산이 원활해지면서 지상에서 80m 고도까지의 PM25 농도는 점차 낮아졌다. 이러한 농도 분포의 변 화는 고도 80 m 이내에서 제한적으로 나타났으며, 고 도 120 m 이상에서는 시간에 따른 농도 변화를 뚜렷 하게 확인할 수 없었다. 이러한 시간대별 연직 PM2.5 농도 분포 변화는 비 소각일과 비교하였을 때 더욱 명확하다. 비 소각일에는 모든 고도와 모든 시간대에 서 PM_{2.5} 농도가 30~50 µg m⁻³ 범위 내에 있어 국지 적인 배출에 의한 PM25 농도 변화가 크지 않았다. 비 소각일의 오전 8시와 9시에 PM2.5 농도가 고도에 따 라 다소 낮아지는 분포를 보였으나, 그 감소 폭은 소 각일에 비해 현저하게 작았다.

지상에서 OPC로 측정한 일별 및 시간별 PM_{2.5} 농 도를 표 1에 나타내었다. 소각일인 2018년 12월 02일, 26일과 2019년 02월 23일에는 PM_{2.5} 농도가 오전 9시 에서 오전 11시까지 지속적으로 크게 감소하였으나, 비 소각일인 2018년 12월 15일, 22일, 27일 중에서는 22일에만 PM_{2.5} 농도가 오전 9시 이후 지속적으로 감

Table 1. Comparison of $PM_{2.5}$ concentrations measured by OPC at the measurement site on open burning days and non burning days.

Ground OPC PM _{2.5} (μm ⁻³)		8 AM	9 AM	10 AM	11 AM
Open burning days	02 Dec 2018	180	361	124	77
	26 Dec 2018	74	83	62	61
	23 Feb 2019	103	64	52	29
	Ave.	119	169	79	56
Non burning days	15 Dec 2018	69	46	49	43
	22 Dec 2018	58	77	58	57
	27 Dec 2018	7	8	8	9
	Ave.	45	44	38	36

소하였다. 각 3일의 시간대별 PM_{2.5} 농도를 평균한 결 과, 소각일에는 PM_{2.5} 농도가 오전 9시 대비 오전 11시 에 67% 감소하였으나, 비 소각일에는 같은 시간 동안 25% 감소하는 데 불과하였다. 소각일과 비 소각일 모 두 겨울철 일출 직후부터 지표가 가열되면서 대기 안 정도가 강한 안정에서 약한 안정으로 바뀌었을 것이 므로, 상대적으로 대기 안정도가 높은 오전 9시 이전 의 노천소각 등 국지적인 대기오염물질 배출은 지상 부근의 고농도 PM_{2.5} 현상으로 이어짐을 확인하였다.

지상 부근에서 측정한 PM25 농도는 주변 지역의 배출에 의한 영향과 함께 배경 대기의 농도에도 크게 영향을 받는다. 이를 확인하기 위해, 측정 지점에 인 접한 강원 춘천시 석사동 도시대기 측정망(AQMS) 의 PM₂₅ 농도를 표 2에 나타내었다. 소각일로 구분한 3일의 시간대별 평균 PM₂₅ 농도는 최소 32 μg m⁻³ (오전 8시)와 최대 41 µg m⁻³ (오전 11시)였으며, 비 소각일로 구분한 3일의 시간대별 평균 PM2.5 농도는 최소 22 µg m⁻³ (오전 8시)와 최대 24 µg m⁻³ (오전 10 시, 11시)였다. 소각일의 평균 PM25 농도는 비 소각 일의 평균 PM2.5 농도보다 높았으며, 기상 조건 등 배 경 대기 영향에 의한 PM2.5 농도 증가가 춘천시 석사 동 AQMS 측정 자료에 어느 정도 반영되었음을 확인 하였다. 그러나, 드론 측정 지역의 소각일 평균 PM25 농도는 춘천시 석사동 AQMS의 소각일 평균 PM25 농도보다 크게 높고, 춘천시 석사동 AQMS 측정 자료 에서는 오전 8시부터 오전 11시까지 시간이 지날수

Table 2. Comparison of $PM_{2.5}$ concentrations measured at the Chuncheon air quality monitoring station (AQMS) on open burning days and non burning days.

Chuncheon AQMS PM _{2.5} (µm ⁻³)		8 AM	9 AM	10 AM	11 AM
Open burning days	02 Dec 2018	29	31	39	44
	26 Dec 2018	27	29	32	35
	23 Feb 2019	40	40	46	45
	Ave.	32	33	39	41
Non burning days	15 Dec 2018	23	22	25	24
	22 Dec 2018	36	38	40	42
	27 Dec 2018	7	8	7	6
	Ave.	22	23	24	24

록 PM_{2.5} 농도가 증가하는 경향을 보인다는 점에서 차이가 있다. 또한, 춘천시 석사동 AQMS에서 측정한 PM_{2.5} 농도 또한 배경 대기와 주변 지역의 국지적인 배출의 영향을 함께 포함하고 있다. 따라서, 그림 6에 서 확인한 시간대별 연직 대기 분포는 주로 주변 지 역의 노천소각 등에 의한 오염물질 배출 영향을 받은 결과로 해석하는 것이 타당하다. 특히, 그림 6에서 고 도 120 m 이상의 PM_{2.5} 농도가 시간대에 따라 거의 일정한 모습은 고도 80 m 이하의 PM_{2.5} 농도 변화가 국지적인 배출과 대기 안정도 변화에 따른 결과임을 잘 뒷받침해 준다.

3.3 대기 안정도에 따른 연직 PM_{2.5} 분포 비교

대기 안정도에 따라 대기 연직 분포를 구분하기 위 해 시간대별 벌크 리차드슨 수를 산정하여 표 3에 나 타내었으며, 값이 0.01보다 큰 시간대를 안정으로, 값 이 0.01보다 작은 시간대를 약한 안정으로 구분하였 다. 그에 따라 안정 대기로 구분된 일시는 소각일인 2018년 12월 2일 8시, 9시, 10시, 2019년 2월 23일 9시 로 총 4개 시간대와 비 소각일인 2018년 12월 15일 9 시, 2018년 12월 22일 8시, 10시로 총 3개 시간대였다. 정적 안정도와는 달리 동적 안정도를 의미하는 벌크 리차드슨 수는 연직 온위 기울기와 함께 연직 풍속 기울기가 주요 변수로 작용한다. 일반적으로 일출 직 후인 오전 8시에 연직 온위 기울기가 가장 컸고 시간 이 지남에 따라 기울기가 작아졌으나, 측정 지점의 AWS에서 관측한 풍속은 대부분 오전 9시에 0.5 m s⁻¹

Table 3. Comparison of bulk Richardson number (Ri) estimated at the measurement site on open burning days and non burning days. The values with bold font correspond to stable atmosphere (Ri > 0.01).

	Ri	8 AM	9 AM	10 AM	11 AM
Open burning days	02 Dec 2018	0.024	0.019	0.014	0.005
	26 Dec 2018	0.001	0.009	< 0.001	< 0.001
	23 Feb 2019	0.005	0.021	0.008	< 0.001
Non Burning days	15 Dec 2018	0.004	0.019	0.003	0.002
	22 Dec 2018	0.020	0.006	0.011	0.004
	27 Dec 2018	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001



Fig. 7. Classification of vertical PM_{2.5} distributions on open burning and non burning days for (a) stable atmosphere and (b) weakly stable atmosphere.

보다 작았다. 따라서 2018년 12월 15일, 26일과 2019 년 2월 23일에는 오전 9시의 대기 안정도가 오전 8시 보다 더 컸다. 한편, 2018년 12월 27일에는 AWS로 관 측한 풍속이 대부분 3 m s⁻¹보다 크게 기록되었으며, 따라서 *Ri*가 0.001보다 작게 산정되었다.

그림 7은 안정 대기와 약한 안정 대기에서 소각일 과 비 소각일로 구분한 연직 PM_{2.5} 분포다. 안정 대기 에서는 지표 부근의 기온은 상층보다 낮고, 지상 풍 속도 낮아 열적 확산과 기계적 확산이 모두 원활하지 않은 대기 상태에 해당한다. 안정 대기에서 비 소각 일의 연직 PM_{2.5} 분포는 지상의 농도가 상층보다 다 소 높거나 비슷한 정도인 반면, 소각일의 연직 PM_{2.5} 분포는 지상의 농도가 고도 120 m 이상보다 최소 130 µg m⁻³ 이상 높고 지상에서 고도 120 m까지 급격히 농도가 감소함을 보여준다. 따라서 노천소각은 대기 확산이 약한 안정 대기에서 고도 80 m 이하의 PM_{2.5} 농도를 급격히 증가시킨 것으로 확인하였다.

약한 안정 대기에서는 안정 대기보다 상대적으로 대기 확산이 원활하게 이루어진다. 약한 안정 대기에 서 비 소각일의 연직 PM_{2.5} 분포는 안정 대기에서와 유사하게 고도에 따라 PM_{2.5} 농도가 완만히 감소하는 경향을 보인다. 한편, 약한 안정 대기에서 소각일의 연직 PM_{2.5} 분포는 지상에서 고도 250 m인 최상층까 지 PM_{2.5} 농도가 비교적 일정하게 감소하는 경향을 보인다. 이는 안정 대기에서 소각일의 연직 PM_{2.5} 분 포가 고도 80 m 이내의 급격한 PM_{2.5} 농도 증가를 보 여준 것과 대조적이다. 약한 안정 대기에서는 상대적 으로 대기 확산이 원활해지면서 소각일에 배출된 오 염물질이 상층까지 지속적으로 확산되고, 그 결과 지 상과 최상층의 PM_{2.5} 농도 차가 불과 22 μg m⁻³에 머 무는 것을 확인하였다.

4. 결 론

드론을 이용하여 교외 지역의 연직 PM25 분포를 측 정하였으며, 대기 안정도와 해당 지점 인근의 노천소 각 발생 여부에 따라 시간대별 변화 경향을 구분하였 다. 노천소각은 소각일로 구분한 날의 오전 7시 40분 부터 오전 9시까지 대부분 발생하였으며, 그에 따라 오전 9시까지 지상 PM25 농도가 상층에 비해 크게 증 가하였다. 오전 9시 이후 노천소각 행위가 중단되고 대기 확산이 원활해짐에 따라 지상 PM2.5 농도도 함께 감소하였다. PM2.5의 구성 성분 중 하나인 BC 농도가 오전 8시에 고도 80 m에서 급격히 증가하였고, 연소 배출 물질인 NO_x에 의해 오전 8시에 지상 부근의 O₃ 농도가 상층에 비해 크게 낮았던 결과가 이를 뒷받침 해 준다. 노천소각 발생 시 상대적으로 안정한 대기에 서는 PM2.5 농도가 고도 80 m 이내에 국한하여 크게 증가했던 반면, 상대적으로 덜 안정한 대기에서는 지 상 PM₂₅ 농도 증가 폭이 적었고 고도에 따라 PM₂₅ 농 도가 일정하게 감소하였다. 이 밖에도 최상층 250 m 고도와 인근 춘천 AQMS에서 측정된 PM, 5 농도를 비 교함으로써 비 소각일보다 소각일의 배경 농도가 다 소 높았던 영향도 함께 확인하였다.

겨울철 교외 지역의 미세먼지 주 배출원 중 하나인 노천소각 등 생물성연소는 국지적인 고농도 PM₂₅ 현 상을 유발하는 원인으로, 특히 대기가 안정한 겨울철 이른 오전 시간대에 집중적으로 발생한다. 측정 대상 지역에서는 소각일 당시 고도 80 m 이내에서 PM_{2.5} 농도가 크게 증가하였으며, 공간적으로는 계곡 지형 을 따라서 반경 1~2 km 내외에 영향을 미쳤을 것으 로 판단된다. 광역적인 PM_{2.5} 고농도 현상과 함께 이 러한 국지적인 PM_{2.5} 고농도 현상에도 적극적으로 대 응하기 위해서는 노천소각 등 생물성연소에 의한 PM_{2.5} 배출이 대기 확산이 상대적으로 원활한 낮 시 간대에 이루어질 수 있도록 유도하고, 각 지자체에서 는 농업잔재물과 생활폐기물이 소각장 등 방지 시설 이 갖추어진 곳에서 처리되도록 관리할 필요가 있다.

감사의 글

본 연구는 2017년도 강원대학교 대학회계 학술연 구조성비 및 2019년 대학혁신지원사업 도전 연구비 지원 프로그램과 과학기술정보통신부의 재원으로 한 국연구재단(NRF-2017R1C1B2010509)의 지원을 받 아 수행되었습니다.

References

- Brady, J.M., Stokes, M.D., Bonnardel, J., Bertram, T.H. (2016) Characterization of a quadrotor unmanned aircraft system for aerosol-particle-concentration measurements, Environmental Science & Technology, 50(3), 1376-1383, https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05320.
- Cho, S.-H., Kim, H.-W., Han, Y.-J., Kim, W.-J. (2016) Characteristics of fine particles measured in two different functional areas and identification of factors enhancing their concentrations, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 32(1), 100-113, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE. 2016.32.1.100.
- Hays, M.D., Fine, P.M., Geron, C.D., Kleeman, M.J., Gullett, B.K. (2005) Open burning of agricultural biomass: Physical and chemical properties of particle-phase emissions, Atmospheric Environment, 39(36), 6747-6764, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.072.
- Hyun, Y.-K., Kim, K.-E., Ha, K.-J. (2003) Estimation of the depth of atmospheric stable boundary layer by thermal struc-

ture and analysis of wind characteristics, Asia-Pacific Journal of Atmospheric Sciences, 39(2), 187-206, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.10 16/j.agrformet.2005.03.010.

- Jung, N.-E., Heo, S.-H., Jo, M.-R., Kim, H.-C., Jang, S.-K., Hong, J.-H., Dong, J.-I., Lee, S.-B. (2014) The characterization of incomplete combustion products in open burning, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 30(1), 48-58, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE.2014.30.1.048.
- Kang, M., Lim, Y.-K., Cho, C., Kim, K.R., Park, J.S., Kim, B.-J. (2016) Accuracy assessment of planetary boundary layer height for the WRF model using temporal high resolution radio-sonde observations, Atmosphere, 26(4), 673-686, (in Korean with English abstract), https:// doi.org/10.14191/Atmos.2016.26.4.673.
- Kim, C.-H., Park, I.-S., Lee, S.-J., Kim, J.-S., Hong, Y.-D., Han, J.-S., Jin, H.-A. (2005) Evaluation of the effect of traffic control program on the ambient air quality in Seoul metropolitan area using the lower level stability index of atmosphere, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 21(2), 243-257 (in Korean with English abstract).
- Kim, D.Y., Choi, M.-A., Han, Y.-H., Park, S.-K. (2016) A study on estimation of air pollutants emission from agricultural waste burning, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 32(2), 167-175, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE. 2016.32.2.167.
- Kim, J., Ghim, Y.S., Han, J.-S., Park, S.-M., Shin, H.-J., Lee, S.-B., Kim, J., Lee, G. (2018) Long-term trend analysis of Korean air quality and its implication to current air quality policy on ozone and PM₁₀, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(1), 1-15, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE. 2018.34.1.001.
- Kim, J.-S., Choi, D.-I., Choi, K.-D., Park, I.-S. (1996) Evaluation of atmospheric stability classification methods for practical use, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 12(4), 369-376 (in Korean with English abstract).
- Kim, M.-S., Kwon, B.H. (2019) Estimation of sensible heat flux and atmospheric boundary layer height using an unmanned aerial vehicle, Atmosphere, 10(7), 363, https:// doi.org/10.3390/atmos10070363.
- Kim, S.-W., Yoon, S.-C. (2010) Using unmanned aerial vehicles (UAVs) to study on the climate impacts of the atmospheric brown clouds, Atmosphere, 20(4), 519-530 (in Korean with English abstract).

- Klein, P.M., Hu, X.-M., Xue, M. (2014) Impacts of mixing processes in nocturnal atmospheric boundary layer on urban ozone concentrations, Boundary-Layer Meteorology, 150, 107-130, https://doi.org/10.1007/s10546-013-9864-4.
- Lee, J. (2018) Black carbon measurement using a drone, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(3), 486-492, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018.34.3.486.
- Lee, Y.-H., Kwak, K.-H. (2018) Using visibility to estimate PM_{2.5} concentration trends in Seoul and Chuncheon from 1982 to 2014, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 34(1), 156-165, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE.2018. 34.1.156.
- Li, X., Ma, Y., Wang, Y., Wei, W., Zhang, Y., Liu, N., Hong, Y. (2019) Vertical distribution of particulate matter and its relationship with planetary boundary layer structure in Shenyang, Northeast China, Aerosol and Air Quality Research, 19, 2464-2476, https://doi.org/10.4209/ aaqr.2019.06.0311.
- Liu, C., Huang, J., Wang, Y., Tao, X., Hu, C., Deng, L., Xu, J., Xiao, H.-W., Luo, L., Xiao, H.-Y., Xiao, W. (2020) Vertical distribution of PM_{2.5} and interactions with the atmospheric boundary layer during the development stage of a heavy haze pollution event, Science of the Total Environment, 704, 135329, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135329.
- Lu, S.-J., Wang, D., Wang, Z., Li, B., Peng, Z.-R., Li, X.-B., Gao, Y. (2019) Investigating the role of meteorological factors in the vertical variation in PM_{2.5} by unmanned aerial vehicle measurement, Aerosol and Air Quality Research, 19, 1493-1507, https://doi.org/10.4209/ aaqr.2018.07.0266.

Nam, H.-G., Choi, W., Kim, Y.-J., Shim, J.-K., Choi, B.-C., Kim, B.-G.

(2016) Estimate and analysis of planetary boundary layer height (PBLH) using a mobile lidar vehicle system, Korean Journal of Remote Sensing, 32(3), 307-321, (in Korean with English abstract), https://doi. org/10.7780/kjrs.2016.32.3.9.

- Park, S.-K., Hong, Y.-S., Kim, D., Kim, D.Y., Jang, Y.K. (2015) Emission of air pollutants from agricultural crop residues burning, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 31(1), 63-71, (in Korean with English abstract), https://doi.org/10.5572/KOSAE.2015.31.1.063.
- Villa, T.F., Salimi, F., Morton, K., Morawska, L., Gonzalez, F. (2016) Development and validation of a UAV based system for air pollution measurements, Sensors, 16(12), 2202, https://doi.org/10.3390/s16122202.
- Villa, T.F., Jayaratne, E.R., Gonzalez, L.F., Morawska, L. (2017) Determination of the vertical profile of particle number concentration adjacent to a motorway using an unmanned aerial vehicle, Environmental Pollution, 230, 134-142, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017. 06.033.
- Yeo, M.J., Kim, Y.P. (2019) Trends of the PM₁₀ concentrations and high PM₁₀ concentration cases in Korea, Journal of Korean Society for Atmospheric Environment, 35(2), 249-264, (in Korean with English abstract), https://doi. org/10.5572/KOSAE.2019.35.2.249.

Authors Information

오효숙(강원대학교 환경융합학부 학사과정) 이승협(강원대학교 환경학과 석사과정) 최동원(강원대학교 환경학과 학사과정) 곽경환(강원대학교 환경융합학부 조교수)