

중국 초미세먼지 현황 및 정책 동향

Review on the Current Status and Policy on PM_{2.5} in China

문광주* · 채혁기¹⁾ · 전권호 · Yang Xiaoyang²⁾ · Meng Fan²⁾

김대곤 · 박현주 · 김정수

국립환경과학원 기후대기연구부 한 · 중 대기질공동연구단,

¹⁾중국 인민대학교 공공관리학원 공공정책 · 재정과

²⁾중국환경과학연구원 대기환경연구소 중 · 한 대기질공동연구단

(2018년 2월 13일 접수, 2018년 3월 14일 수정, 2018년 4월 23일 채택)

Kwang-Joo Moon*, Cheo Hyeok-gi¹⁾, Kwon-ho Jeon, Xiaoyang Yang²⁾, Fan Meng²⁾,
Dai-gon Kim, Hyun-Ju Park and Jeong-soo Kim

*Korea-China Air Quality Joint Research Team, Climate and Air Quality Research Division,
National Institute of Environmental Research, Environmental Research Complex*

¹⁾*Department of Public Administration, School of Public Administration and Policy,*

Lenmin University of China

²⁾*China-Korea Air Quality Joint Research Team, Atmospheric Environmental Research Laboratory,
Chinese Research Academy of Environmental Sciences*

(Received 13 February 2018, revised 14 March 2018, accepted 23 April 2018)

Abstract

The emission of air pollutants in China has increased rapidly as its economy expanded over the last decades. The Chinese government has recently acknowledged the seriousness of the resulting air pollution and is trying to improve air quality in many ways. Here, we review the air quality control and management policies in China, one of our closest neighbors, because these policies may also influence the air quality in Korea. This study examined the recent policies on PM_{2.5} reduction and analyzed the variation in air quality and air pollutant emissions in China. The ambient air quality and emission standards in China have been strengthened, based on China's Air Pollution Prevention and Control Action Plan of 2013. As a result, the annual mean concentration of PM_{2.5} in 2015 in 74 large Chinese cities declined by 23.6% compared with 2013 values. Coal consumption in China also has been reduced by more than 10% per year since 2013. Furthermore, the laws controlling atmospheric emissions were revised again in 2016, and an air pollution forecasting and warning system was implemented to help manage air pollution problems. At present, the Chinese government is trying to evaluate its policies on PM_{2.5} and find a new paradigm to mitigate ongoing PM_{2.5} pollution. In this context, a joint study between Korea and China has been initiated to investigate the characteristics and sources of ambient PM_{2.5} and to identify factors contributing to the

*Corresponding author.

Tel : +82-(0)32-560-7723, E-mail : iamian@korea.kr

high PM_{2.5} concentrations in northeast China. We expect that this academic collaboration will benefit both countries in their search for new policies for PM_{2.5} reduction.

Key words : China, PM_{2.5}, Air Pollution Prevention and Control Action Plan, Korea-China Joint Study

1. 서 론

국내 미세먼지 오염도는 2000년대 이후 지속적으로 개선되었으나, 2013년 전후로 정체 추세에 있다. 또한 최근 들어 고농도 미세먼지 사례가 빈발하면서 국민들의 체감 오염도는 오히려 증가하였고, 이에 따라 고농도 미세먼지 문제 해결을 위한 새로운 대책 수립의 필요성이 대두되었다. 환경부에서는 2016년 6월 관계부처 장관회의를 통해 친환경차 보급 확대, 경유차 배기가스 관리 강화, 경유버스 단계적 대체, 석탄발전소 미세먼지 저감, 신산업 육성 등을 골자로 한 “미세먼지 관리 특별대책”을 수립하였다. 또한 새정부 출범과 함께 최우선 과제로 선정된 미세먼지 문제해결을 위해 2017년 9월에는 국내 미세먼지 배출량 감축목표를 강화한 “미세먼지 관리 종합대책”을 발표하였다(MOE, 2017). 이번 대책에서는 대도시와 일반 대기오염물질을 대상으로 수행된 기존 정책과 달리 도심 지역과 인체 위해성을 중심으로 한 실질적인 저감을 추진하고 이를 위해 오염물질 관리 및 연구를 통합적, 체계적으로 수행하도록 정책의 패러다임을 전환하였다. 특히, 동북아시아 지역은 오염원이 밀집된 지역으로 상시적으로 주변국과 오염물질의 영향을 주고 받을 수 있음을 고려하여 중장기적으로 실질적인 미세먼지 저감에 기여할 수 있는 다양한 국제협력 사업을 수행하는 등 국내 미세먼지 농도 개선 및 목표 달성을 위해 주변국들과의 협력을 강화해 나갈 예정이다(Kim *et al.*, 2016).

환경부에서는 90년대부터 EANET(The Acid Deposition Monitoring Network in East Asia), LTP(Long-range Transported Pollutants Project)와 같은 국제 공동연구를 통해 동북아 지역 대기질 모니터링 및 분석을 꾸준히 수행해 왔다. 또한 2013년부터 동북아시아 지역 미세먼지 등 대기관련 현안 문제를 해결하기 위해 한국, 중국, 일본을 중심으로 대기오염 정책대화를 신설하였다. 이를 통해 3국간 대기오염 방지 및 관리, 대기질 감시 및 예측 분야 실무자 교류와 함께 각국의 대기오염

개선정책 수행방향에 대한 정보를 적극적으로 공유하고 있다. 특히 중국과는 2014년 7월 한·중 정상회담 시 한·중 환경협력 양해각서를 개정하면서 대기오염 예보 및 원인규명을 위한 공동연구를 추진하기로 합의하였고, 이에 따라 2015년 6월 한·중 대기질공동연구단 협력 양해각서를 체결하였다. 현재까지 양국은 한·중 대기질공동연구단을 통해 중국 내 미세먼지 오염원인 규명 및 대책마련을 위한 공동연구를 수행하고 있으며, 한·중 간 비상체널을 구축하여 중국 적색경보 발령 시 중국 오염상황을 실시간을 확보하여 국내 대기질 예보 및 대책 수립 시 활용하고자 노력하고 있다.

중국을 최근 십여 년간 빠른 경제성장과 도시화 진행으로 인하여 다양한 대기오염문제에 직면하고 있다. 특히 최근 들어 광범위한 지역에 걸쳐 오래 지속되는 고농도 미세먼지 현상이 자주 발생함에 따라 내부적으로 대기오염 개선 요구의 목소리가 높아지고 있다. 이에 따라 이러한 오염 현상의 원인과 특성, 대책 등에 대한 연구가 많은 민간 연구자와 중국과학원 등을 중심으로 수행되고 있으며, 중국 정부에서는 미세먼지 오염이 가장 심각했던 2013년 이후로 대기오염방지행동계획을 수립하고, 관련 법령 개정에 따른 강력한 대기오염 저감정책을 시행하고 있다(Kim *et al.*, 2015). 이러한 시점에 한·중 대기질공동연구단을 통한 중국과의 국제 공조 강화 및 중국 내 미세먼지 저감 지원은 중장기적으로 국내 대기질 개선을 위해서도 매우 중요하다고 판단된다. 또한 향후 실현 가능한 미세먼지 저감 목표 설정 및 달성을 위해서는 중국을 포함한 주변국의 대기질 현황 및 개선 대책에 대한 지속적인 모니터링을 통해 동북아 지역 대기질의 향후 변화 가능성을 예측하고 대응해야 할 것이다. 본 연구에서는 한·중 대기질공동연구단을 통해 수집한 중국 내 대기질 개선을 위한 주요 정책 추진 현황과 그 효과를 초미세먼지를 포함한 대기오염물질의 농도 및 배출량 변화 경향과 함께 분석하였고, 이를 통해 향후 동북아 지역 대기질 개선 가능성을 타진하고자 하였다.

2. 환경법 및 정책 동향

2000년대 들어 경제성장과 함께 대기질이 급격히 악화됨에 따라 중국 내부적으로 대기오염의 심각성을 인지하고, 이를 개선하기 위해 다방면으로 노력하고 있다. 중국 생태환경부에서는 2012년 10월 PM_{2.5} 환경대기질 기준(GB 3095-2012)을 마련하고, 중앙정부 차원의 PM_{2.5} 모니터링 네트워크를 추가적으로 구축하였다. 또한 효과적인 배출원 관리를 위해 대규모 산업시설에 대한 배출가스 중 대기오염물질 모니터링과 함께 주요 배출원인 석탄연소, 철강산업을 비롯한 산업배출원, 자동차 배출원, 노천 소각 등에 대한 공식적인 배출원 인벤토리를 구축 중에 있다. 중국 국무원에서는 심각한 스모그로 인해 일반인들의 건강상 피해가 우려됨에 따라 2013년 9월 “대기오염방지 행동계획(‘13~’17)”을 배포하여 현재까지 시행 중에 있다. 이는 2017년까지 2급 행정구역 단위인 지급 이상 전국 285개 도시의 PM_{2.5} 농도를 2012년 대비 10% 이상 감축하는 것을 목표로 하며, 표 1의 “대기오염방지 행동계획에 대한 국무원의 통지(국발 [2013] 37호)”, 일명 “대기10조”를 골자로 한 다양한 대기오염개선대책 및 오염물질 배출 저감방안을 각 성시별로 마련·시행하도록 하고 있다(MEP, 2013a). 또한 중국 재정부에서는 2013년부터 “대기오염방지 전용자금”을 마련하여 2016년까지 총 304억 위안을 각 지방 성시별 대기오염 자체규정을 제정하고 이행하는 데 투입하였다(MOFCOM, 2015).

본격적인 대기오염 관리를 위한 환경법령 강화는 2015년부터 추진되었다. 2015년 1월에는 1989년 시행 이후 처음으로 환경보호법을 개정하였으며, 기존 47개 조항에 위법 행위 제재 강화 등의 내용을 추가하여 70개 조항으로 확대하였다(CSC, 2014). 2015년 12월에

는 석탄화력발전소에 대한 대기 초저배출 기준적용과 에너지 절약 개조사업의 전면시행을 공표하여, 2020년까지 중국 내 모든 석탄화력발전소에 초저배출 방지시설을 적용하도록 하였다(MEP, 2015). 2016년 1월에는 대기오염방지법을 15년 만에 개정하면서, 각 지방정부에 새롭게 강화된 대기환경기준 및 배출기준을 달성하도록 강제할 수 있는 근거를 마련하였다. 개정된 법에는 대규모 산업시설에 대기오염 방지설비 설치를 의무화하는 공업오염방지 조항과 비산먼지 및 농업활동에 대한 오염방지 조항이 추가되었고, 중대대기오염 대응규정을 신설하여 심각한 고농도 오염사태에 대비해 대기오염 관측 및 예경보, 비상대응 체계를 정부 차원에서 마련하도록 하였다. 이를 근거로 현재 배출량 총량 억제, 자동차 관리 및 석탄연료 사용량 감축, 위법행위에 대한 처벌 강화 등이 엄격히 시행되고 있다(Jeon *et al.*, 2016).

베이징의 PM_{2.5} 농도는 2013년 이후 2015년까지 매년 감소하고 있고 대기오염물질 배출총량도 함께 감소하였으나, 대규모 산업시설들이 밀집해 있는 허베이, 텐진 지역과 함께 SO₂, NO_x, 먼지 배출량이 전국 평균의 각각 3.5배, 4.3배, 5.1배 수준으로 여전히 대기오염이 심각하다(MEP, 2000-2016). 중국 생태환경부에서는 2012년 베이징, 텐진, 허베이 등 13개 도시를 포함한 징진지(BTH, Beijing-Tianjin-Hebei) 지역을 대기오염 중점 관리 대상 지역으로 선정하여 2016년부터 2017년까지 더욱 강력한 오염 관리 대책을 시행 중에 있다. “BTH 지역 대기오염방지 강화조치(‘16~’17)”는 이 지역 PM_{2.5} 농도를 2012년 기준으로 25% 감축, 특히 베이징 연평균 농도를 60 µg/m³ 수준까지 억제하는 것을 목표로 하고 있다. 이를 위해 표 2와 같은 10대 계획을 마련하였으며, 이는 석탄 연료사용 개선, 산업시설 규제

Table 1. Ten actions in China's Air Pollution Prevention and Control Action Plan (MEP, 2013a).

Items	Contents
1	Increase effort of comprehensive control and reduce emission of multi-pollutants
2	Optimize the industrial structure and promote industrial restructure
3	Accelerate the technology transformation and improve the innovation capability
4	Adjust the energy structure and increase the clean energy supply
5	Strengthen environmental thresholds and optimize industrial layout
6	Emphasize the role of market mechanism and improve environmental economic policies
7	Improve law and regulation system and enhance the supervision
8	Establish the regional coordination mechanism and the integrated region environmental management
9	Establish monitoring and warning system. Cope with heavy pollution weather
10	Clarify the responsibilities of the government, enterprise and society. Mobilize public to participate

Table 2. Strengthened air pollution prevention and control measures in Beijing-Tianjin-Hebei Region (2016-2017) (MEP, 2016a).

Items	Contents
1	Replace coal to clean energy in rural areas by Oct 2017
2	Eliminate the coal-fired boilers under 1/10
3	Design areas not allowed for coal burning and set up coal quality standards
4	Close the outdated, heavy-polluted factories
5	Control the fugitive dust from construction sites, forbid the open-air BBQ, fireworks and biomass open burning
6	Eliminate 200,000 old vehicles and implement EU VI emission standards
7	Control VOC emissions from solvent use, petrochemical industry, gas stations, coating, and printings.
8	Control emissions from coal-fired power plants, iron and steel plants.
9	All large point sources need to apply for emission permit.
10	Limit the production of key industries located in the transport pathways.

강화, 자동차 배출가스 규제 강화, VOCs 관리 강화 방안 등을 포함한다(MEP, 2016a). 특히 이 지역 주요 대기오염 원인으로 추정되고 있는 석탄연소 배출량 저감을 위해 교외지역 석탄연료 품질개선, 노후 석탄 보일러 및 소각로 퇴출, 소형 석탄보일러 퇴출, 청정에너지 보급을 통한 석탄에너지 사용 비중 65% 이하로 감축, 석탄 품질관리 구역 설정 등을 추진하고 있으며, 영세 사업자의 점진적 퇴출, 에너지·철강 산업의 배출규제 강화, 난방철 산업시설 가동 제한 등 산업시설 규제를 포함해 5년간 총 1.7조 위안을 투자하여 해당 내용을 차질 없이 추진하고 있다. 또한 BTH 지역 외에도 중국 주요 대도시인 상하이, 광저우를 중심으로 한 양쯔강 삼각주(YRD, Yangtze River Delta) 지역, 주강 삼각주(PRD, Pearl River Delta) 지역은 대기오염물질 배출량 집중도가 높다. 이에 따라 중국 정부에서는 이 두 지역을 BTH 지역과 함께 3대 중점 대기오염 관리 지역으로 선정하여 2017년까지 PM_{2.5} 농도를 각각 20%, 15% 감축하는 것을 목표로 다른 지역에 비해 강력한 대기오염 규제 정책을 수행하고 있다(MEP, 2013b). 그 결과, 2016년에 BTH 지역 전체 석탄발전소 발전용량의 47%에 해당하는 425백만 kW를 대기오염물질 초저배출 시스템으로 전환하였고, 이 지역에 산재되어 있는 80만 가구의 난방연료를 청정연료로 대체하여 2백만 톤의 석탄소비량을 감축하였다. 또한 3.9백만 대의 노후화된 차량을 폐기하고 강화된 자동차 배출기준 적용을 공포하는 등 자동차 배출량 저감 대책도 함께 추진하고 있다(Zang, 2017).

중국 정부는 2020년까지 각 성시별 대기질 “좋은” 수준 일수 비율을 80% 이상, 성시별 PM_{2.5} 환경기준 달

성률 18%를 목표로 하는 “13차 5개년 경제계획(‘16~’20)”을 2016년부터 추진하고 있으며, “13.5 생태환경 보호계획”에 따라 에너지·환경보호에 총 17조 위안을 투자할 예정이다(MOFCOM, 2015). 그 외에도 중국 제조업 활성화를 위한 “중국제조 2025”의 5대 중점 프로젝트에 에너지 절감, CO₂ 배출량 감축 등을 포함하는 친환경 성장을 포함시켜 환경개선을 위한 투자를 지속적으로 확대해 나가고 있다(MOA, 2015). 2017년 정책대화를 통해 발표한 중국 정부의 향후 대기질 개선 정책 방향은 다음의 네 가지로 요약된다. 첫째 BTH 지역 산재된 석탄 보일러 및 화로 사용을 줄이고, 석탄 연료를 청정연료로 대체하는 등 북부 지역난방 청정화 프로젝트를 지속적으로 수행한다. 둘째 중점 관리 도시들의 철강, 제강 등 주요 산업시설들에 대해 배출허가제를 도입하고, 산업 전 과정에 대한 오염물질 배출을 관리하는 등 산업시설 배출기준 상향 및 방지설비 성능개선 프로젝트를 추진한다. 셋째 BTH 지역 도로망을 과학적으로 구성·계획하고, 대형 디젤 차량에 대한 규제 강화, 배출기준 초과에 대한 처벌 강화, 연료의 품질 개선 등 디젤 자동차에 대한 종합적인 관리대책을 마련한다. 마지막으로 현재 정부 규제의 사각지대에 있는 영세 산업시설들에 대한 종합적인 관리대책을 마련해 나갈 예정이다(Zhang, 2017a).

3. 미세먼지 배출 현황

3.1 미세먼지 주요 배출원

중국은 현재 중앙정부 차원의 체계적인 배출원 인센

토리 구축이 미비한 실정이다. 이로 인해 중국 정부는 대기 중 미세먼지 성분조성으로부터 배출원을 추정하는 수용모델을 미세먼지의 주요 배출원을 추정하는 과학적 평가 수단으로 활용하고 있다. 직할시 및 각 성시별 주요 도시의 대기 중 PM_{2.5}의 주요 배출원과 1차 배출원별 기여율 추정 결과는 각 지방정부의 홈페이지를 통해 공개되고 있다. 이 중 베이징, 톈진, 석가장, 난징, 상하이, 항저우, 닝보, 광저우, 선전, 지난, 우한, 양저우, 랑팡의 13개 도시에서 발표된 배출원 추정결과는 그림 1과 같다(Zhang *et al.*, 2017b; Zheng *et al.*, 2016). 각 도시에서 최대 9개 배출원의 영향이 관찰되었으며, 이 중 자동차 배출원, 도로 재비산먼지, 산업 배출원의 영향은 각각 12~41%, 9~30%, 12~47% 기여율 범위에서 모든 도시에서 공통적으로 관찰되었다. 석탄연소 배출원은 닝보를 제외한 12개 도시에서 8~50% 수준으로 나타났으며, 그 외 생물성 연소, 선박 배출원, 해양 입자, 주거용 연소, 농업용 연소배출원의 영향이 관찰되었다. 도로 재비산먼지의 영향은 화북지역 도시에

서 14~30% 수준으로 화남지역 도시의 9~12%보다 다소 높은 반면, 자동차 배출원의 기여율은 북부 도시보다 남부 도시에서 평균 9%, 최대 29% 가량 높게 나타났다. 석탄연소 배출원은 BTH 지역에서 평균 기여율이 31%로 가장 높고, 산업배출원의 영향은 상하이를 포함한 중국 중부 도시들에서 26%로 가장 크게 나타났다. 특히 BTH 지역에서 석탄연소, 자동차 배출원, 산업배출원, 비산먼지가 대기 중 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향은 평균 91%로 나타나 이 지역 대기 중 미세먼지 농도 저감을 위해서는 이들 배출원에 대한 관리가 우선적으로 필요함을 보여준다.

그 외에도 수용모델 기반의 다양한 연구 결과를 통해 중국 내 미세먼지의 주요 발생원이 계절별로 달라지는 경향을 확인할 수 있다. 심각한 고농도 미세먼지 사례가 자주 발생하는 겨울철에는 난방에 따른 석탄연소 증가가 주요 발생원인이고, 가을철과 여름철 고농도 미세먼지 현상은 노천에서의 쪼 소각 등 생물성 연소와 농업 연소가 주요 발생원으로 추정되었다(Sun *et*

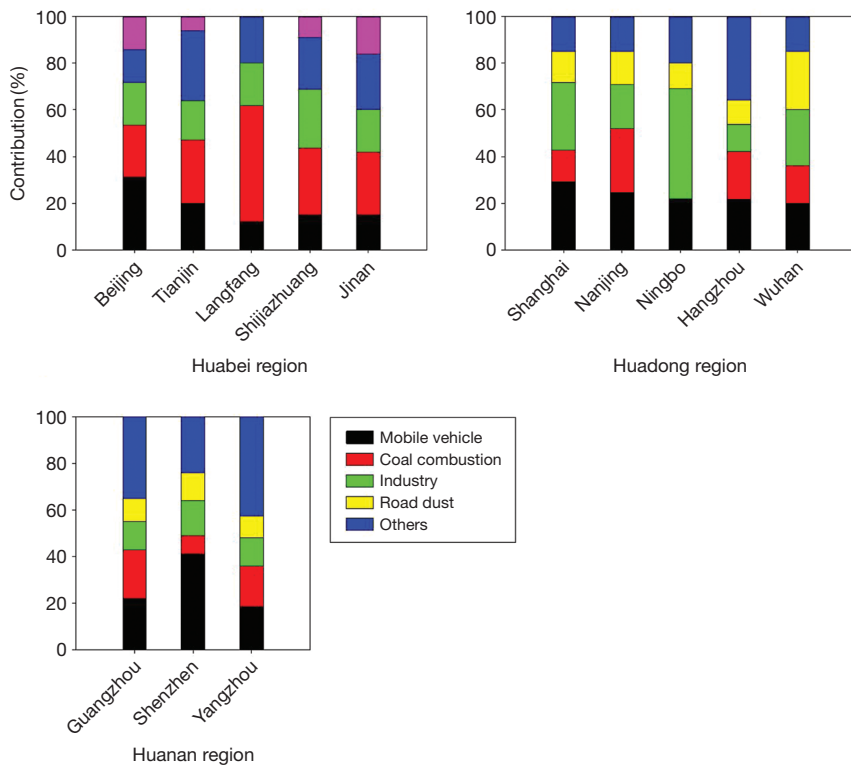


Fig. 1. Source apportionments of PM_{2.5} at 13 cities in China (Zheng *et al.*, 2016).

al., 2014, 2012; Huang, 2012; Li et al., 2010). 특히, 상하이로 중심으로 한 YRD 지역에서는 가을철 $PM_{2.5}$ 평균농도의 37%가 이러한 생물성 연소가 기인한 것으로 추정되었다(Cheng et al., 2014).

중국은 2014년 기준 전세계 석탄 소비량의 49%를 소비한 세계 최대 규모의 연료자원 소비국으로, 중국 내 에너지 소비량의 71%가 석탄연료로부터 생성되는 것으로 알려져 있다(Fridley et al., 2016). 2014년 중국의 SO_2 , NO_x 및 먼지 배출량은 각각 1,974만 톤, 2,078만 톤, 1,741만 톤으로 SO_2 전체 배출량의 88.2%, NO_x 의 67.6%, 먼지의 83.7%가 화력발전, 철강, 시멘트 등 주요 에너지 사용업체에서 배출된 것으로 나타났고, 이 중 석탄연소가 이 지역 대기오염을 발생시키는 주요 원인으로 추정되었다(NBS, 2015a). 이러한 중국의 에너지 소비구조는 단기간 내에 큰 변화가 없을 것으로 예상되는 가운데 고유황, 고회분의 저품질 석탄사용이 전체 소비량의 40% 차지하고, 가동 중인 보일러의 운전성능도 불안정하여 석탄연소 오염원이 중국 내 대기질 악화에 지속적으로 기여할 것으로 예상된다. 특히 BTH, YRD, PRD 지역과 같은 대기질 중점 관리 지역의 경우, 석탄을 포함한 석유, 천연가스 등 1차 화석에너지 소비강도가 전국 평균치의 5배 이상 높아 이들 지역의 대기질 기준 달성을 위해서는 엄격한 배출 기준 적용 및 고성능 방지기술의 도입이 필요한 상황이다(NBS, 2016b). 북경의 경우 2000년부터 2014년까지 대기 중 $PM_{2.5}$ 의 7.7~22%가 석탄연소 배출원에 기인하는 것으로 나타났다(Lv et al., 2016; Tian et al., 2016; Wang et al., 2015a, b; Yang et al., 2015). 특히 다양한 대기 개선 정책에도 불구하고 베이징 주변 교외 지역에서의 가정 난방용 품질이 낮은 석탄연소 연소에 대한 관리가 제대로 이루어지고 있지 않아 석탄연소는 이 지역 $PM_{2.5}$ 농도 증가에 여전히 크게 기여하고 있다.

최근 들어 중국 내 대도시를 중심으로 자동차 등록대수는 급격히 증가하여 2015년 기준 중국 자동차 등록대수는 약 163백만 대이고, 이 중 5.38백만 대가 북경시에서 운행 중이다(NBS, 2016c). 자동차 배출가스는 중국 내 대기오염의 주요 원인으로 알려져 있고, 특히 북경시 $PM_{2.5}$ 의 주요 발생원인으로 주목받고 있다. 2000년부터 2013년까지 베이징에서 수행된 수용모델 연구에서 밝혀진 자동차 배출원의 기여율은 3.6~31%

의 범위를 나타냈다(Zheng et al., 2016). 이러한 높은 기여율은 자동차 배출가스의 경우, 미세먼지의 직접 배출뿐만 아니라 대기 중 광화학 반응에 의한 이차 생성물질로도 대기 중 $PM_{2.5}$ 농도에 영향을 주기 때문으로 판단된다. 이러한 이유로 베이징에서는 자동차 등록대수에 대한 총량 규제와 같은 강력한 억제 정책을 시행 중에 있다(MEP, 2013a).

$PM_{2.5}$ 의 경우 대기오염물질의 직접배출과 함께 대기 중 2차 생성으로 인한 오염이 복합적으로 대기질 악화에 영향을 준다. 중국 내 $PM_{2.5}$ 의 일차 배출 및 가스상 전구물질인 이산화황(SO_2), 질소산화물(NO_x), 메탄을 제외한 휘발성유기화합물(NMVO)의 배출 경향을 살펴보면, 2005년부터 2010년까지 SO_2 와 $PM_{2.5}$ 배출량은 중국 내 석탄화력발전소 및 대규모 산업 시설에 대한 고효율 방지시설 설치의 영향으로 각각 15%, 12% 감소한 반면, NO_x 와 NMVOC 배출량은 각각 25%, 15% 증가하였다. 대기 중 NO_2 농도는 2013년 이후 감소 추세이나, 여전히 동아시아 지역 전체 배출량의 80% 이상 기여하고 있어 향후 중국의 $PM_{2.5}$ 농도 변화를 예측하고 우리나라 대기질 및 미세먼지 농도 변화에 선제적으로 대응하기 위해서는 이러한 가스상 전구물질의 배출량 변화에도 관심을 가져야 할 것이다(Wang et al., 2015c, 2014b).

이러한 오염물질 배출 외에도 기상인자가 중국 내 고농도 미세먼지 오염현상을 유발하는데 기여한 것으로 보고되고 있다. 중국 내 지표 부근 풍속의 중장기적 변화 경향을 살펴본 결과, 최근 수십 년간 연평균 풍속이 감소하였다(Guo et al., 2010). 이러한 경향은 BTH 지역을 포함한 중국 북부지역에서 뚜렷이 나타나 지표 풍속 감소와 기후 온난화에 따른 대기 중 습도 증가가 이 지역 대기질 악화에 기여한 것으로 분석되었다(Wang et al., 2014a)

3.2 배출기준 강화

최근 중국 정부는 고농도 미세먼지의 가장 큰 원인으로 추정되는 석탄연소, 자동차 배출원, 산업 배출원, 비산먼지에 대한 중점관리대책을 추진 중에 있다. 그 중 석탄연소를 규제하기 위해 석탄화력발전소에 대한 초저배출 기준을 도입하여 표 3과 같이 대기오염물질 배출 기준을 강화하였다(MEP, 2016b; NDRC, 2014). 이 기준은 동일한 표준산소함유량을 적용하는 우리나

라의 2015년 이후 설치된 석탄화력발전시설에 대한 배출허용기준과 유사하나 2017년 1월 강화된 SO_x 25 ppm, NO_x 15 ppm, PM 5 mg/m³보다 1.4~3.3배 높은 수준이다. 중국은 2000년대 초부터 강화된 배출기준을 달성하기 위해 석탄화력발전소를 포함한 대규모 대기 오염물질 배출시설에 방지시설 설치를 추진해 왔다. 그 결과, 2014년 말까지 전국 석탄화력발전소 발전기 기용량의 91.5% 가량 탈황설비 설치를 완료하였고, 탈질설비는 80%, 집진장치는 100% 설치 완료하였다. 또한 석탄 연소와 관련하여 공업보일러(GB13271-2014) 및 석탄사용 발전소 보일러(GB13223-2011)에 대해서도 강화된 기준 달성을 위해 방지설비의 성능을 개선해 가고 있다. 그러나 중국에서는 대형배출시설보다 규제 대상이 아닌 소규모 보일러의 사용이 많고 이러한 미규제 석탄연소 오염원에서의 오염물질 배출량이 관리되는 오염원의 10배에서 100배 수준으로 파악되고 있다(Qiu *et al.*, 2016a). 또한 이러한 오염원들은 산재되어 있어 관리 및 통제가 어렵기 때문에 중국 정부는 소규모 보일러 사용연료를 청정연료로 대체하고, 석탄연료 사용의 집중화, 청정화, 고효율화를 위해 노

력하고 있다.

석탄연소와 함께 자동차 배출원은 중국 내 자동차 등록대수의 급격한 증가와 함께 중국 내 주요 미세먼지 발생원으로 추정되고 있다. 이에 따라 중국 정부에서는 2000년대 들어 자동차 및 이동오염원에 대한 기준의 배출기준을 유럽의 국제 기준에 맞춰 점차 강화해 나가고 있다. 최근 개정된 다양한 이동오염원의 배출가스 측정방법 및 배출기준 목록(GB 14761.1~14761.7-93)에 따르면 2000년 가솔린 차량, 2001년 경유차에 대한 배출기준이 처음 적용된 이후 2005년부터 이륜차 및 삼륜차에 대한 배출기준이 새롭게 도입되었고, 차량의 엔진 타입에 따라 세분화하여 배출기준을 적용하기 시작하였다. 표 4는 중국 내 가솔린 및 디젤 차량에 대한 배출허용기준의 도입 및 단계별 강화시기를 보여준다. 현재 중국은 Euro 6 기준을 적용하는 유럽이나 한국에 비해 2단계 낮은 배출기준을 적용하고 있으며, 2017년 7월부터 Euro 5에 해당하는 5단계 배출기준(GB 18352.5-2013)을 중국 내 신규 제조, 수입, 판매 차량에 적용하여 기준을 만족하지 못하는 차량에 대한 판매 및 등록을 금지하고 있다. 또한 2018년부터 Euro 5 배출기준을 중국 내 모든 차량에 대해 적용할 계획이다(MIIT, 2016).

중국과 국내 자동차 배출가스 관리의 가장 큰 차이점은 경유차 점유율 및 관리 정책에 있다. 국내 경유차 점유율은 2015년 44.7%로 노후 경유차 배출가스가 서울 등 수도권 지역 대기오염의 주요 원인으로 분석됨에 따라 경유차 배출가스 저감사업을 적극적으로 추진하고 있다. 반면, 중국에서는 경유를 국가전략물자로 지정하여 관리함에 따라 일반 공급이 부족하고, 소비

Table 3. Tightened emission standards on coal-fired power plants (MEP, 2016b; NDRC, 2014).

Items	(Unit: mg/m ³)				
	1996	2003	2011	2014*	2015
SO ₂	1,200~2,100	400~1,200	200	50	35
NO _x	650~1,000	450~1,000	100~200	100	50
PM	200	50	30	20	5
Hg	-	-	0.03	0.03	0.03

*Standard oxygen content is 6% for coal-fired power plants and boiler

*Emission standard for industrial coal-fired boiler

Table 4. Progress in implementing emission standards for vehicles in China (MIIT, 2016).

Tier	Date				CO	HC + NO _x	NO _x	PM
	Europe	China		Korea (Diesel)				
		Gasoline	Diesel					
Euro 1	1992.7	2000.1	2001.4	-	2.72/2.72*	0.97/0.97	-/-	-/0.14
Euro 2	1996.1	2004.7	2003.9	-	2.2/1	0.5/0.7	-/-	-/0.08
Euro 3	2000.1	2007.7	2007.7	2005.1	2.3/0.64	-/0.56	0.15/0.5	-/0.05
Euro 4	2005.1	2014.1	2015.1	2008.1	1/0.5	-/0.3	0.08/0.25	-/0.025
Euro 5	2009.9	2018.1	-	2011.1	1/0.5	-/0.23	0.06/0.18	0.005 ^{a,b} /0.005 ^a
Euro 6	2014.9	-	-	2015.9	1/0.5	-/0.17	0.06/0.08	0.005 ^{a,b} /0.005 ^a

*Values are emission limits for gasoline/diesel vehicle

^aapplicable only to vehicles using DI(Direct Injection) engines

^bproposed to be changed to 0.003 g/km using the PMP(Particle Measurement Program)

자들의 선호도가 낮아 중국 내 경유차 보급율은 2015년 기준 0.45%로 하이브리드 및 전기차량 점유율인 0.47%보다도 낮은 수준이다(Wangyi, 2015). 또한 북경 등 일부 지역에서는 대기오염개선을 위해 경유차의 차량 등록을 전면 금지하고 있고, “에너지 절감 및 신에너지 자동차산업 발전계획(2012~2020)”에 따라 전기자동차를 차세대 자동차 산업으로 육성함에 따라 앞으로 중국 내 경유차 점유율은 더 감소할 것으로 예상된다(NEA, 2012). 단, 전체 자동차의 98.8%를 차지하는 휘발유 차량의 경우, 미세먼지의 직접배출은 거의 없으나 배기가스 중 NO_x와 같은 가스상 오염물질이 대기 중 광화학 반응을 통해 이차 에어로솔의 형태로 미세먼지 농도 증가에 기여할 것으로 판단된다.

그 외에도 1996년에 제정된 철강산업에 대한 배출기준(GB 16171-1996, GB 9078-1996)을 코크스제련(GB 16171-2012), 철합금(GB 28666-2012), 압연(GB 28665-2012), 제련(GB 28664-2012), 소결(GB 28662-2012), 채선(GB 28661-2012) 등 공정별로 세분화 시켜 배출기준을 강화하고, 2004년 만들어진 시멘트산업에 대한 배출기준(GB 4915-2004)을 강화(GB 4915-2013)하는 등 오염물질 배출량이 많은 대규모 산업시설에 대한 배출기준을 점차적으로 강화해 나가고 있다.

이러한 중국 내 대형 배출시설에 대한 배출기준 강화 외에도 “중금속오염 종합방지 12.5 계획”, “철강공업 오염 방지기술 정책”, “석탄발전 배출감축 상향 및 개선 행동계획(2014-2020)” 등 철강산업, 석탄발전과 같은 미세먼지 주요 배출원의 배출량을 저감하기 위한 다양한 정책들이 함께 수행되고 있다(MEP, 2014, 2013c, 2012). 그러나 이러한 중국 내 배출량 규제는

각종 산업시설 및 주거환경에서 실제로 배출되는 오염물질 양에 대한 정확한 조사 없이 이루어지고 있어 실현가능성이 적다는 전문가들의 의견이 있다. 이에 따라 중국 정부에서는 중앙정부 차원에서 과학적인 고해상도 국가 배출량 인벤토리를 구축하기 위한 다양한 연구를 추진하고 있다(Qui *et al.*, 2017, 2016; Zhao *et al.*, 2012, 2011; Cao *et al.*, 2011). 이는 2017년 2월에 있었던 제 4차 한·중·일 대기분야 정책대화 실무 그룹 회의의 주요 안건 중 하나였으며, 현재 중국 내 대기오염물질 배출량 인벤토리 구축을 위한 산정 방법 연구 및 주변국과의 기술교류를 적극적으로 추진하고 있다.

3.3 배출량 변화

중국통계연보에 따르면 SO₂ 배출량 통계는 1900년대 후반부터 산출되기 시작되었고, 그 외 검댕(Soot)과 먼지(Dust)의 배출량 통계는 2004년, NO₂ 배출량 통계는 2011년부터 공식적으로 발표되었다. 그림 2는 중국 내 SO₂, NO₂, 검댕을 포함한 분진의 연간 총 배출량 변화 추세를 보여준다. 2014년에 분진 배출량이 일부 증가하였으나, 전반적으로 2000년대 초반에 비해 연간배출량은 감소하는 추세에 있다(NBS, 2004c-2016c). 이때 전체 배출량을 공업부문, 생활부문, 자동차, 집중오염관리시설로 크게 구분하여 비교한 결과, SO₂와 분진의 연간배출량은 공업부문의 비중이 80% 이상, 나머지는 대부분 생활부문이 차지하였으며, NO₂의 경우 공업부문이 63~72%, 기타 배출원이 27~33% 가량 기여하는 것으로 나타났다(NBS, 2016a). 특히, 중국 내 대형 배출시설에 대한 강력한 배출규제 정책으로 공업부문

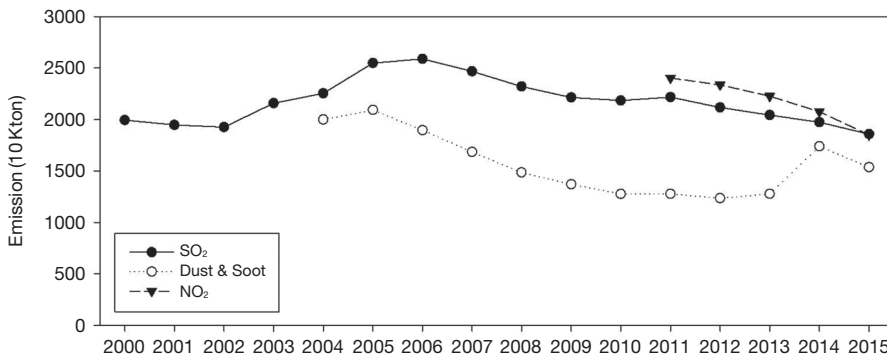


Fig. 2. Annual variation of the emission of (a) SO₂, (b) dust and soot, (c) NO₂ in China (NBS, 2004c-2016c).

의 배출량 기여율은 점차 감소하는 추세인 반면, 최근 중국 내 자동차 등록대수의 기하급수적인 증가의 영향으로 NO_x에 대한 자동차 배출가스의 기여율과 분진에 대한 비산먼지와 같은 생활배출원의 기여율은 점차 증가하고 있다(Huo *et al.*, 2015).

중국은 현재 미세먼지를 비롯한 대기오염물질의 배출저감을 위해 다양한 산업배출원에서의 배출기준 강화와 함께 “에너지 절감 및 감축 12.5 계획”을 통해 중국 내 총 에너지 생산에 대한 석탄 발전 비율을 감소시켜 나가고 있다(NDRC, 2012). 그 결과, 그림 3과 같이 중국 내 에너지 소비량 증가 추세에도 불구하고 석탄 발전 비율은 2013년 이후 매년 감소하고 있다(NBS, 2016c). 그림 4의 에너지 산업을 포함한 산업부문별 석탄 소비량의 연변화 경향을 살펴보면, 2013년 중국 내 산업용 석탄 소모량 42.4억 톤의 45%로 가장 큰 비중

을 차지하던 석탄화력 발전이 2015년에는 41.8%로 감소하여 전반적인 산업용 석탄 소비량의 감소를 주도하였다. 반면, 제조업에서의 석탄 소비량은 점차 증가하여 2015년에는 전체 산업용 석탄 소비량의 45.2%로 석탄 발전보다 큰 비중을 차지한 것으로 나타났다(NBS, 2016b; Mathews and Tan, 2015).

중국통계연보에 따르면 제조업을 세분화한 산업 유형별 오염물질 배출량 변화는 그림 5와 같다(NBS, 2004c-2016c). SO₂는 전력 및 열에너지 생산업에서의 배출 비중이 약 50% 전후로 나타났으며, 2007년 이후 관찰된 SO₂ 연간배출량 감소는 이러한 에너지 생산업에서의 SO₂ 배출량 감소에 기인한 것으로 나타났다. 이러한 결과는 2000년대 초 중국 내 석탄화력발전소를 중심으로 대기오염물질 방지시설 설치를 추진한 성과로 판단된다. 분진 배출량의 경우, 철강을 포함한 금속

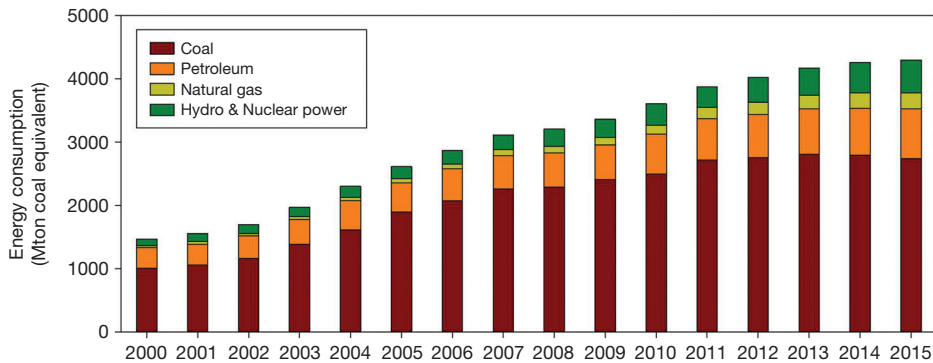


Fig. 3. Trend of energy consumption and composition in China from 2000 to 2015 (NBS, 2016c).

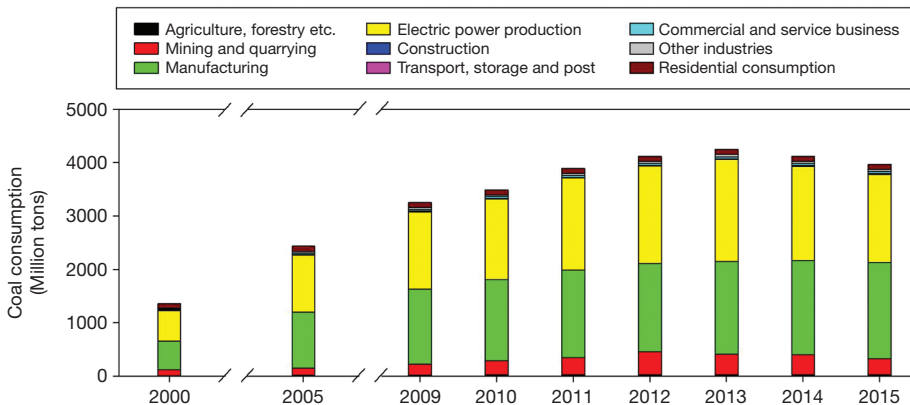


Fig. 4. Annual variation of coal consumption by the type of business from 2000 to 2015 (NBS, 2016b).

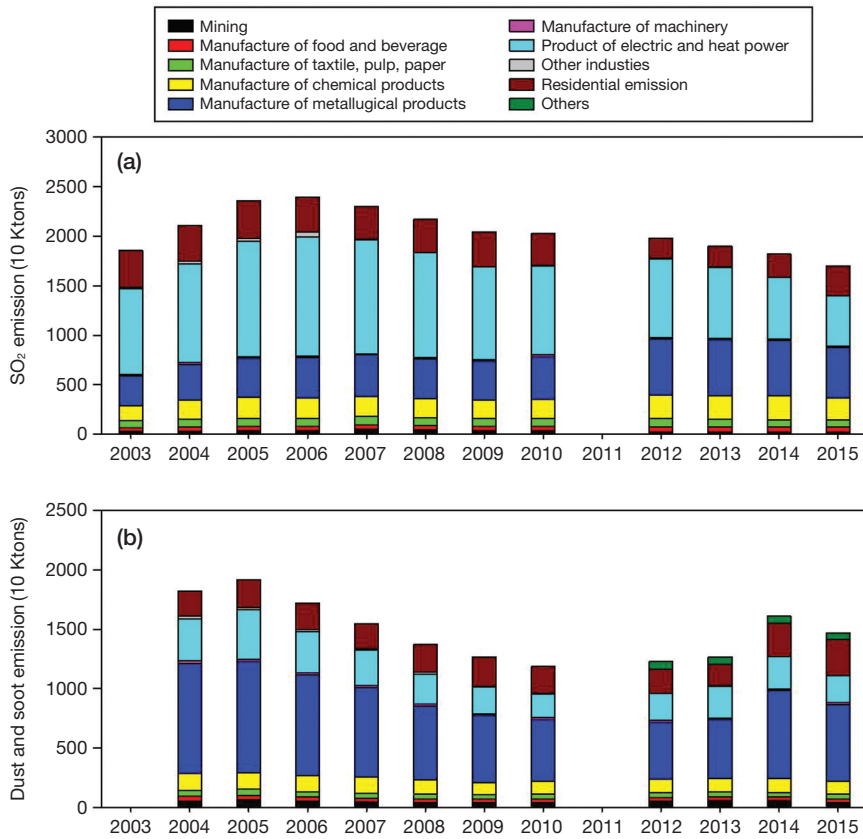


Fig. 5. Emission of (a) SO₂, (b) dust and soot by industrial and residential sectors (NBS, 2004c-2016c).

산업 배출원의 영향이 약 50%, 전력 및 열에너지 생산업이 약 20% 가량 기여하는 것으로 나타났다. 2006년 이후 관찰된 분진의 연간배출량 감소는 이 두 배출원에서의 배출량 감소와 함께 나타나 석탄화력 발전뿐만 아니라 철강 및 금속산업시설과 같은 대규모 배출시설에 대한 고효율 방진시설 설치의 결과로 추정된다 (Wang *et al.*, 2014b). 그러나 2014년 이후 산업 생산규모 확대, 산업구조 변화 등의 영향으로 분진 배출량이 다시 증가한 것으로 판단된다.

최근 중국 정부는 1단계 대기오염방지 행동계획을 마무리 하면서 그 성과에 대한 중간평가를 실시하였다. 그 결과, PM_{2.5} 연평균 농도는 크게 감소하였으나 농도 목표 달성은 어려울 것이라는 전망과 함께 목표 달성을 위해 배출량 감축 목표를 상향 조정할 것을 제안하였다. 또한 향후 효과적인 대기오염 관리를 위해서는 현재의 농도 목표를 배출량 관리목표로 전환하고

실현 가능한 배출감축 계획을 수립하여 추진할 필요가 있음을 시사하였다(NADS, 2017). 그러나 과학적 근거에 기반한 배출량 관리 목표 설정 및 저감 대책 마련을 위해서는 정확한 배출량 통계자료 구축이 반드시 필요하고, 이를 위해 산업 생산량과 에너지 소모량을 기반으로 한 기존 배출량 통계 방식을 개선하는 것이 반드시 필요하다. 현재 중국 정부는 2017년부터 “13.5 에너지 절감 및 배출감축 종합업무방안”에 따라 대기질 개선 목표를 달성하기 위한 오염물질 배출량 감축을 추진 중에 있다(CSC, 2017). 따라서 중국 내 대기오염물질 배출량은 점차 감소할 것으로 예상되나, 향후 이러한 정책을 효과적으로 수행하기 위해서는 실제 배출원에서의 오염물질 농도와 배출계수를 기반으로 한 배출량 산정방법의 도입과 중앙 정부 차원의 국가 배출량 인벤토리 구축 및 관리가 이루어져야 할 것이다.

4. 중국 내 대기질 변화 경향

4.1 대기환경기준 강화

2010년 전후로 심각한 미세먼지 오염이 빈번히 발생함에 따라 중국 생태환경부에서는 2012년 표 5와 같이 미세먼지를 포함한 환경기준물질들에 대한 환경대기질기준을 강화하였다(GB 3095-2012). 이때 환경보호구역을 자연보호구역, 유적지, 특수구역을 포함하는 1구역과, 거주, 상업, 문화, 공업, 농촌지역을 포함하는 2구역으로 구분하여, 1구역에는 1급 기준, 2구역에는 2급 기준을 각각 적용한다. 중국 내 일반 도시지역에 적용되는 PM₁₀, PM_{2.5}에 대한 2급 기준 농도는 WHO 권고기준보다 일평균은 3배, 연평균은 3.5배 높은 수준이다. 또한 우리나라의 2011년 개정된 PM₁₀ 대기환경기준에 비해 일평균은 1.5배, 연평균은 1.4배, 2018년 3월

시행된 PM_{2.5} 환경기준에 비해 일평균은 2.1배, 연평균은 2.3배로 여전히 국제 환경기준에 비해 높은 수준이다. 이와 같이 강화된 환경기준은 2012년부터 BTH, YRD, PRD 지역과 각 성별 중점도시를 포함한 74개 도시를 신기준 1단계 모니터링 실시도시로 선정하여 우선 적용하였다. 이후 2013년에는 113개 환경보호 중점도시 및 국가환경 모범도시, 2015년 지급이상 285개 도시, 2016년부터 중국 전역에 단계적으로 적용하였다(BMBOA, 2014).

환경기준 강화와 함께 중국 정부에서는 대기 중 미세먼지 저감을 위한 단기 목표 및 달성 기한을 설정하고 다양한 대기오염 저감 정책을 시행하고 있다. 가장 먼저 대기오염방지 행동계획을 통해 2017년까지 지급이상 도시의 PM₁₀ 농도를 2012년 대비 10% 이상 감축하는 단기 목표를 설정하여 10대 계획을 수행하였다.

Table 5. Enhanced national air quality standards in China (BMBOA, 2014).

Items	Mean	Concentration (µg/m ³)			
		Enforcement in Dec 6, 1996		Enforcement in Jan 1, 2016	
		1 st Grade	2 nd Grade	1 st Grade	2 nd Grade
TSP	Annual	80	200	80	200
	24 hours	120	300	120	300
PM ₁₀	Annual	40	100	40	70
	24 hours	50	150	50	150
PM _{2.5}	Annual	—	—	15	35
	24 hours	—	—	35	75
SO ₂	Annual	20	60	20	60
	24 hours	50	150	50	150
	1 hour	150	500	150	500
NO _x	Annual			50	
	24 hours			100	
	1 hour	150		250	
NO ₂	Annual	40	80	40	40
	24 hours	80	120	80	80
	1 hour	120	240	200	200
CO	24 hours			0.004	
	1 hour			0.01	
O ₃	8 hours	—	—	100	160
	1 hour	160	200	160	200
Pb	Seasonal	1.5	1.5	1	1
	Annual		1		0.5
BaP	Annual		—		0.001
	24 hours		0.01		0.0025

또한 BTH, YRD, PRD 지역을 중점 관리 구역으로 선정하고, 이 지역에 대해서는 PM_{2.5} 연평균 농도를 2017년까지 2012년 대비 15~25% 감축하는 것을 목표로 하였다(MEP, 2013a). 특히 베이징의 경우 2017년까지 연평균 PM_{2.5} 농도 60 µg/m³를 목표로 노력하였고, 그 결과 2017년 연평균 PM_{2.5} 농도 58 µg/m³로 대기질 개선목표를 달성하였음을 베이징 환경보호국에서 공식적으로 발표하였다(BMEPB, 2018).

4.2 대기 중 농도 변화

중국은 1989년부터 SO₂, NO_x, TSP에 대한 모니터링을 수행해 왔으며, 측정소도 60여개에서 2016년 338개로 꾸준히 확충해 왔다. 미세먼지의 경우, 환경기준항목인 입자상 물질의 크기가 변함에 따라 2002년부터 TSP 대신 PM₁₀에 대한 모니터링을 시작하였고, PM_{2.5} 기준이 추가되면서 2013년부터 대기 중 PM_{2.5} 농도를 파악하기 위한 국가적 차원의 장기 관측이 시작되었다(CNEMC, 2013). 그림 6은 4개 직할시를 포함한 30개 각 성별 주요 도시의 PM₁₀ 및 PM_{2.5}, SO₂, NO_x의 연평균 농도 변화를 보여준다(NBS, 2004c-2017c). 전반적으로 대기 중 미세먼지 농도가 가장 높았던 2013년도 이후로 매년 PM₁₀ 및 PM_{2.5} 연평균 농도가 감소하는 추세를 보여준다. 가스상 오염물질인 SO₂의 경우, 2000년대 초부터 서서히 감소하였으나 2013년 미세먼지와 함께 농도 증가가 관찰된 이후 뚜렷한 감소추세를 나타내고 있다.

중국환경상황공보에 따르면 2016년 74개 신기준 1단계 모니터링 실시도시들의 PM_{2.5} 연평균 농도는 50 µg/m³로서 2013년의 72 µg/m³ 대비 30.6% 감소하였고, 일 평균치의 환경기준 초과일수 비율은 2013년 33.2%에서 2015년 25.8%로 감소하였다. 또한 2016년 전국 PM₁₀ 연평균 농도는 82 µg/m³로 2013년 97 µg/m³ 대비 15.5% 감소하였다. 이와 같이 강력한 대기오염 저감정책의 영향으로 중국 내 미세먼지 농도는 점진적으로 개선되는 추세에 있다. 특히 2016년부터 대기오염방지 강화조치를 시행 중인 BTH, YRD, PRD 지역에서의 연평균 농도는 15년 대비 각각 7.8%, 13.2%, 5.9% 감소하여 전국 평균농도에 비해 큰 감소폭을 나타내었다(MEP, 2000-2016).

중국의 대기질 지수(AQI, Air Quality Index)는 식(1)과 같이 계산되고, AQI 지수 값에 따라 표 6과 같이

6개의 등급으로 나누어 대기질을 평가한다(HJ633-2012).

$$I_{\text{sum}} = \sum I_i (I_i = \frac{C_i}{S_i}) \quad (1)$$

이때, i 는 각각 SO₂, NO₂, PM₁₀, PM_{2.5}, CO, O₃을 의미하며, C_i 는 SO₂, NO₂, PM₁₀, PM_{2.5}의 월 평균 농도와, CO의 95% 백분위 일평균 농도, O₃의 90% 백분위 8시간 평균 농도이다. S_i 는 SO₂, NO₂, PM₁₀, PM_{2.5}의 연평균 2급 기준과 CO의 일평균 2급 기준, O₃의 8시간 평균 2급 기준을 적용한다. 2016년 AQI 지수 나쁨(Unhealthy) 이상의 오염일수는 2.0%이고, 그 중 주요 오염물질별 오염일수 비중은 PM_{2.5}, PM₁₀, O₃가 각각 80.3%, 20.4%, 0.9%이다. 지역별로는 형수이, 스자좡, 바오딩을 포함한 BTH 및 주변지역의 연평균 AQI 지수가 가장 높게 나타났다(MEP, 2016). 그림 7은 2013년 11월부터 2017년 3월까지 30개 주요 도시의 월별 PM₁₀, PM_{2.5} 농도변화를 보여준다. 난방 연료 연소가 증가하는 12월과 1월에 월평균 미세먼지 농도가 가장 높고, 몬순 기후의 영향으로 강우량이 증가하는 여름철에 농도가 낮아 국내 월별 농도변화와 유사한 변화경향을 나타낸다. 단, PM₁₀의 경우 봄철 황사의 영향으로 3~4월에 일부 농도가 증가하는 경향이 관찰되었다. 특히 북쪽 도시로 갈수록 가을 및 겨울의 미세먼지 농도 증가 경향이 뚜렷이 나타났다(CNEMC, 2013-2017).

중국의 수도인 북경의 대기 중 미세먼지 농도 변화에 대해서는 많은 연구가 수행되었다. 2007년 8월부터 2014년 7월까지 중국환경과학연구원에서 측정한 북경 지역 PM_{2.5} 농도 변화를 살펴보면, 북경지역 연평균 PM_{2.5} 농도는 2013년에 고농도 사례가 자주 발생함에 따라 일시적으로 증가하였으나 전반적으로 2008년 111.5 µg/m³에서 2012년 75.2 µg/m³으로 감소 추세에 있다. 그러나 농도 수준은 2015년 서울 연평균 PM_{2.5} 농도인 25 µg/m³보다 3배, WHO 권고기준 10 µg/m³의 7.5배로 여전히 높다(NIER, 2016). 계절별 농도 변화는 가을철인 11월에 가장 높고 여름철인 7월에 낮으며, 겨울철을 제외하고 매년 계절별 평균 PM_{2.5} 농도는 감소추세에 있다. 일변화 경향에서는 오전 출근 시간대와 오후 4시 이후에 PM_{2.5} 농도가 높아지는 전형적인 Bimodal 형태를 나타냈다(Yu *et al.*, 2004). 이때 북경 내 미세먼지 농도는 공기계가 텐진과 북경 남쪽 허

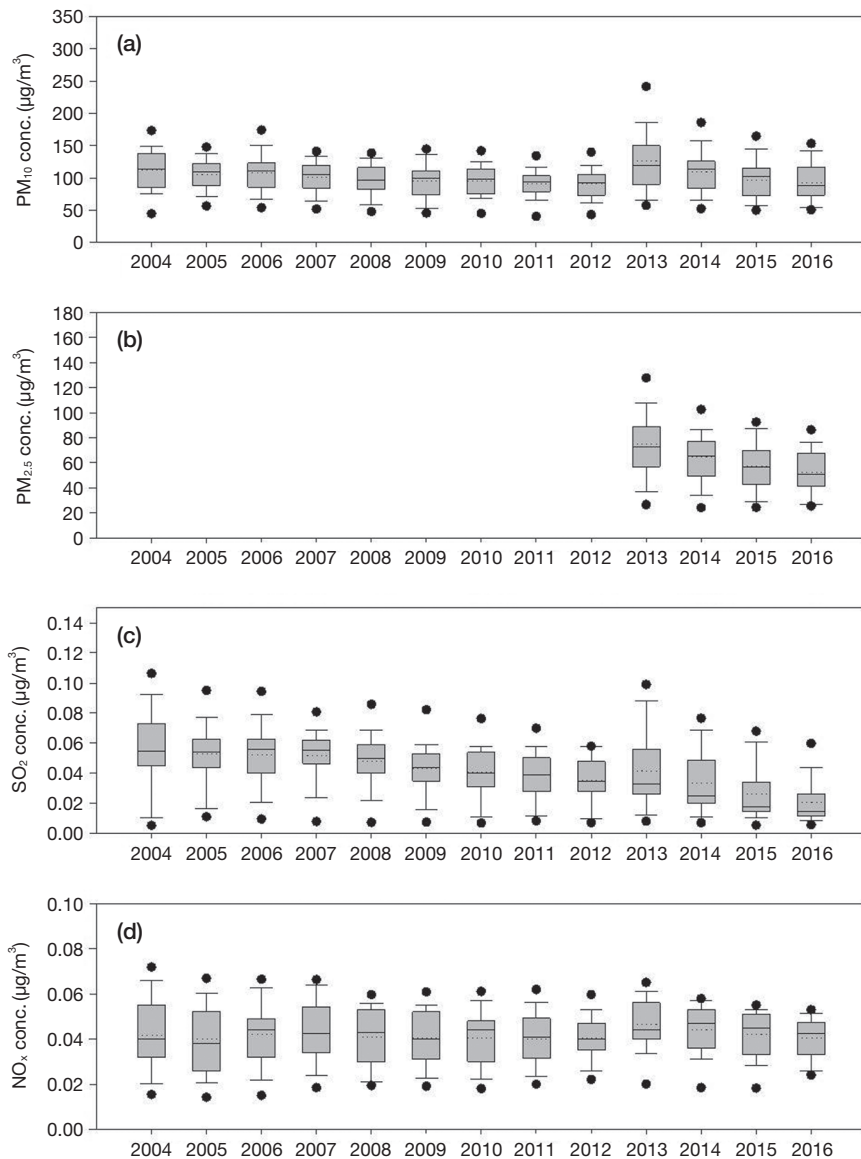


Fig. 6. Annual mean concentration of (a) PM₁₀, (b) PM_{2.5}, (c) SO₂, (d) NO_x from 2004 to 2016 (NBS, 2004c-2017c).

Table 6. Rating standards of Air Quality in China (HJ633-2012).

Grade	Good	Moderate	Unhealthy for sensitive groups	Unhealthy	Very unhealthy	Hazardous
AQI index	0~50	51~100	101~150	151~200	201~300	300~

베이 지역에서 유입될 때 높아지는 경향을 나타내어 북경 내 미세먼지 농도 개선을 위해서는 이들 주변지

역의 대기질 개선이 필요함을 보여준다(Wang *et al.*, 2016).

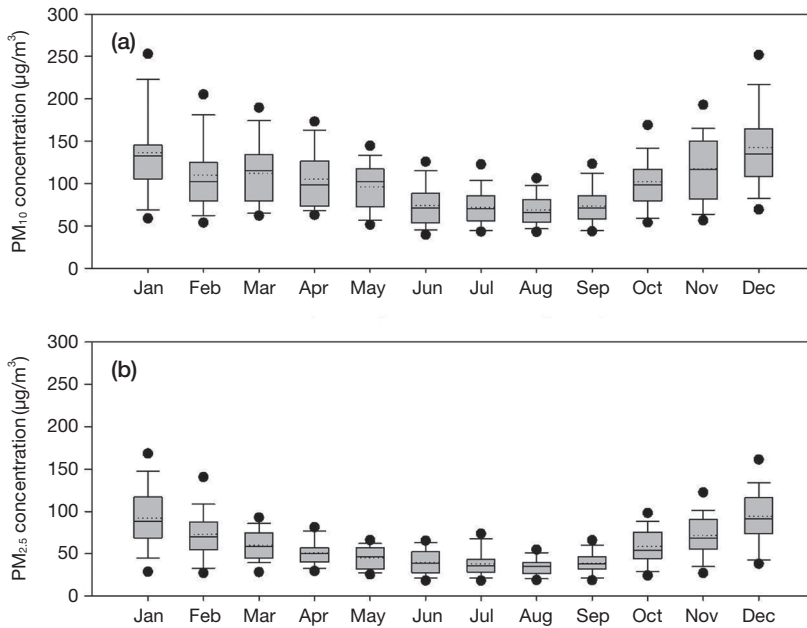


Fig. 7. Monthly variation of (a) PM₁₀ and (b) PM_{2.5} concentration at 30 cities in China (CNEMC, 2013-2017).

2013년부터 2016년까지 중국 각 성별 연평균 PM_{2.5} 농도의 공간분포는 그림 8과 같다(NBS, 2014a-2017a). 이때 2013년은 74개 주요 도시, 2014~2016년은 총 125개 주요 도시의 연평균 농도로부터 각 성별 평균 농도를 계산하였다. 전반적으로 농도는 매년 감소하는 가운데 중국 서부보다 동부 지역에 위치한 주요 도시의 PM_{2.5}의 농도가 높았고, 특히 BTH 지역과 허난성을 포함한 중북부 지역에서 다소 높았다.

5. 고농도 미세먼지 대응 현황

5.1 예·경보제 운영

중국 정부에서는 고농도 오염사태에 대한 신속한 대응체계 마련을 위해 2015년 대기오염방지법을 개정하면서 중대 대기오염 대응 항목을 새롭게 추가하였다. 이에 따라 중대 대기오염에 대한 조기 예·경보 등급 기준을 통일하고, 긴급 대응 시스템을 표준화하는 등 중대 대기오염의 관측 및 예·경보 체계를 수립하였다. 또한 현급 이상의 지방정부에서는 중앙정부기관인 생태환경부, 중앙기상대와 협력하여 중대 대기오염에

대한 예·경보를 발령하도록 의무화 하고 이에 대한 비상대응예안을 수립하여 가동하도록 권고하였다. 이때 중국의 대기질 예·경보는 사전 예보와 사후 경보의 개념으로 나누어진 국내 예·경보 시스템과는 다르게 대기질 악화가 예측될 경우 대기질 오염예상 정도 및 지속시간을 고려해 예보와 경보를 사전에 함께 발표한다. 생태환경부 산하 중국 국가환경모니터링센터에서는 24시간, 48시간, 72시간 AQI 지수 범위, 대기질 등급 등을 지방정부에 배포하고, 현급 이상의 지방정부에서는 이 정보를 바탕으로 예보 결과를 언론 및 인터넷, 메시지 등을 통해 대중에게 발표한다. 단, 중대 대기오염 발생이 예상될 경우에는 지역별 대기질 중요 오염 예·경보 등급기준에 따라 예·경보를 발령한다. 대표적인 예로 북경시에서는 생태환경부의 BTH 지역 대기질 중요오염 예·경보 등급기준 통일과 관련된 유관 규정에 따라 대기질 예측결과의 오염정도 및 지속시간을 고려하여 표 7과 같이 적색경보, 오렌지경보, 황색경보, 블루경보의 4개 등급으로 나누어 예·경보를 발표한다. 이 중 적색, 오렌지 예·경보는 원칙적으로 발생 24시간 이전에 발표하도록 규정하고 있다(EBeijing, 2016).

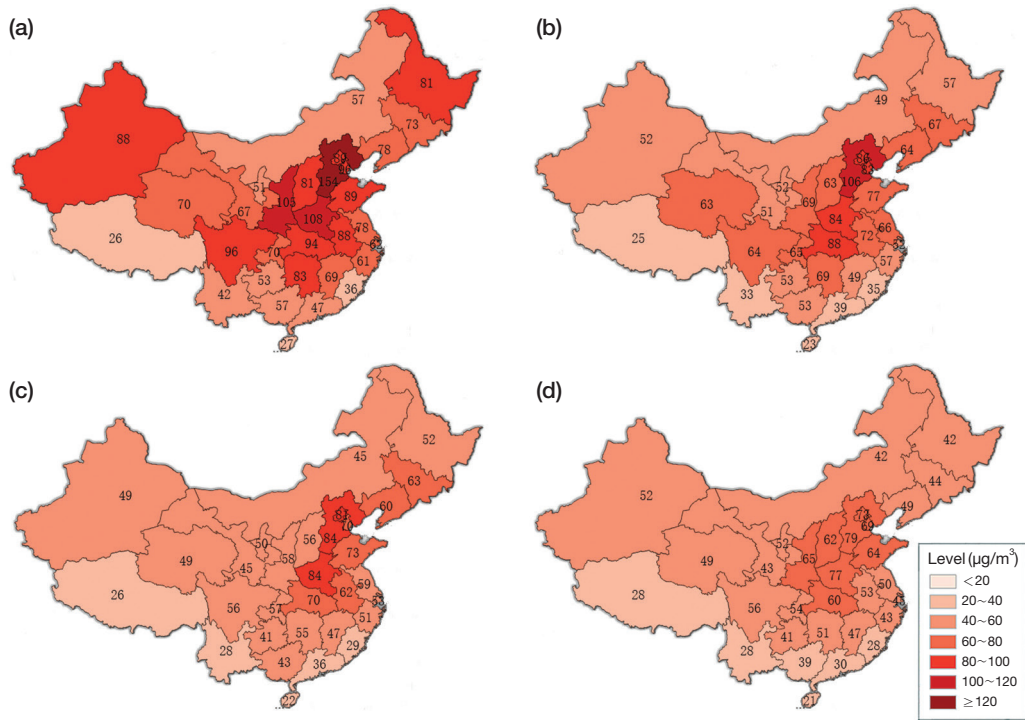


Fig. 8. Spatial distribution of $\text{PM}_{2.5}$ concentration in China in (a) 2013, (b) 2014, (c) 2015, and (d) 2016 (NBS, 2014a-2017a).

Table 7. Air quality warning criteria in Beijing (EBeijing, 2016).

Level	Official title	Prediction criteria
1	Red	Daily mean AQI ≥ 200 for more than 4 days or Daily mean AQI ≥ 300 for more than 2 days or Daily mean AQI ≥ 500 for more than 1 day
2	Orange	Daily mean AQI ≥ 200 for 3 days or Daily mean AQI ≥ 300 for 1 day
3	Yellow	Daily mean AQI ≥ 200 for 2 days
4	Blue	Daily mean AQI ≥ 200 for 1 day

5.2 중오염 긴급대응조치

중국 정부는 중대 대기오염을 돌발사건 비상관리 체계에 포함시켜 “중화인민공화국 돌발사건대응법”, “중화인민공화국 환경보호법”에 근거하여 현급 이상 지방 정부에 대기질 중오염에 긴급 대응하기 위한 시행령, 조례 등 유관법률규정을 마련하도록 하고 있다. 생태 환경부에서 제공하는 “도시 대기질 중오염 긴급대응

매뉴얼 제정 가이드라인”에 따르면 AQI 지수가 201 이상인 경우에 대해 긴급대응 조치를 의무화 하였으며, 각 지방정부에서는 대기오염 예·경보 등급에 근거하여 관련 기업의 생산 중지 또는 제한, 자동차 운행 제한, 폭죽 금지, 노천 소각 중지, 학교의 실외 활동 중지 등을 명령할 수 있다(MEP, 2013d).

대표적으로 2016년 제정된 “북경시 대기질 중오염 긴급대응매뉴얼”의 예·경보 등급에 상응하는 긴급대응 조치가 있다(Jeon *et al.*, 2017). 조치방법은 크게 건강보호 지도조치, 권유성 배출감축조치, 강제성 배출감축조치의 3가지로 구분된다. 건강보호 지도조치는 주로 아동과 노인, 호흡기 및 심혈관 질환자 등의 취약계층을 대상으로 하며, 유치원, 초·중학교의 탄력수업 및 휴교 조치, 의료기관의 의뢰지도 및 응급의료대응 강화 등을 포함하고 있다. 권유성 배출감축조치로는 대중들의 자가용 사용 자제, 대기오염 방지시설 효율 제고, 기업의 탄력근무, 휴일조절, 원격근무 등 업무방식 조정이 포함되어 있고, 강제성 배출감축 조치에는

자동차 2부제 시행, 산업시설의 생산제한 및 정지 조치, 외부 전력 협조를 통한 자체 발전량 감소, 비산먼지 발생 감축을 위한 도로청소강화, 건축 자재 및 폐기물 운송차량 도로주행 금지, 실외 건축시공 중지, 폭죽 및 노천소각 금지 등 보다 강력한 규제를 포함한다. 이러한 예·경보 등급에 따른 다양한 대응조치를 효율적으로 수행하기 위해 지방정부에서는 시장 및 부시장, 환경보호국 국장을 포함한 산하 유관기관장으로 구성된 중오염 긴급대응지휘부를 운영하며 이를 통해 중오염 예·경보의 배포, 대응업무 및 관리감독, 오염도 변화 및 최신예측결과에 기반한 예·경보 등급의 조정, 해제를 총괄한다.

6. 한·중 대기 연구 분야 협력

한·중 대기질공동연구단은 2014년 한·중 정상회담 시 환경협력 양해각서 개정을 계기로 발족되었으며, 2015년 6월부터 국립환경과학원과 중국환경과학연구원원의 대기분야 전문 연구진으로 연구팀을 구성하여 운영하고 있다. 양국은 연구단을 통해 고농도 미세먼지 사례 시 대기질 상황에 대한 실시간 공유, 공동 시료채취 및 분석을 통한 고농도 오염 사례의 원인 및 특성 분석을 수행하였으며, 양국의 대기질 예보 기법, 배출량 현황, 대기분야 정책 추진 현황 등에 대한 정보를 공유해 왔다. 또한 2016년 11월 중국측이 대규모 대기질 공동관측을 제안함에 따라 2017년 5월부터 기존 기술교류 수준의 연구방식을 보완할 새로운 대기질 공동연구과제인 “청천(晴天) 프로젝트”를 추진하고 있다. 이 프로젝트는 우리나라의 풍상 측에 위치한 중국 북부지역 고농도 미세먼지의 주요 발생원인과 대기 중 화학변화 및 이동특성을 파악하여, 이 지역 중장기 미세먼지 저감 대책 마련에 필요한 과학적 근거를 제시하는 것을 목적으로 한다. 이를 위해 3년에 걸쳐 각 분야 민간 전문가와 함께 BTH 지역을 포함한 중국 북부지역 6개 도시에 대한 지상관측을 수행하고, 항공관측 및 모델링 분석을 통해 오염물질의 수직분포 및 이동특성을 파악하는 등 다각적 분석을 시도할 예정이다. 이러한 연구는 중국 국무원 리커창 총리가 2017년 3월 양회폐막식 기자회견에서 중국 내 미세먼지 문제 해결을 위한 현안으로 언급한 중국 북방 지역 미세먼지 발

생 원인 규명과 밀접한 연관이 있다. 실제로 양국의 공동연구는 중국 정부가 징진지 및 주변지역을 대상으로 수행하고 있는 “2+26개 도시 대기오염방지조치”의 일환으로 2017년 9월 시작한 “대기 중오염 원인 및 처리 대응 실시방안” 마련을 위한 총리기금 연구 프로젝트와 연계하여 수행되고 있다. 또한 2017년 12월 양국 장관이 향후 5년간 추진할 한·중 환경협력계획에 서명을 함으로써 앞으로 양국간 환경 협력이 본격화 될 것으로 예상되며, 특히 미세먼지를 포함한 대기오염문제를 해결하기 위해 양국이 긴밀히 협력해 나갈 예정이다(MOE, 2018, 2017).

7. 요약 및 제언

중국의 대기오염 관리는 “대기오염방지 행동계획” 및 “대기오염방지법”에 따라 각 지방 정부가 대기오염 관리 목표와 계획을 수립·실행한 후, 중앙 정부의 엄격한 책임 및 성과 평가를 통해 지역별로 예산지원에 차등을 두는 등 상벌 하도록 체계화 되어 있다. 2017년은 이러한 1단계 대기오염방지 행동계획을 마무리하고, 제13차 5개년 경제계획(‘16~’20)을 통해 더욱 강화된 대기환경개선 목표를 수립하여 새로운 투자를 시작하는 해이다. 이에 따라 중국 정부는 대기오염관리 목표 달성 현황 및 핵심 관리사업에 대한 성과 평가를 통해 기존 대책의 문제점을 파악하고 이를 해결하기 위한 새로운 패러다임의 도입을 고민 중에 있다. 2017년 1월 발표된 BTH 지역 “대기오염방지 행동계획” 추진성과에 대한 중간평가에서는 PM_{2.5} 관리정책의 목표 달성 및 통제 가능성을 높이기 위해 농도 목표를 배출량 관리목표로 전환하는 방안이 제안되었다. 또한 산업구조의 전환과 배출량 감축을 동시에 추진하고, 고농도 대기오염이 주로 발생하는 동절기 오염물질 배출량의 효과적인 통제 체계를 구축하는 등 실현 가능한 배출감축 정책의 도입이 고려되고 있다. 이러한 변화의 시기에 한국과 중국은 한·중 대기질공동연구단을 통해 중국 내 고농도 미세먼지의 발생원인 및 생성과정 규명을 위한 연구를 수행하고 있으며, 그 결과는 향후 중국 내 효과적인 대기오염 저감정책을 마련하는데 과학적 근거를 제공할 수 있을 것으로 기대된다.

동북아시아 지역은 각국의 대기오염문제가 서로 밀

접한 연관이 있는 하나의 대기 공동체이다. 특히 우리나라는 지리적으로 동북아시아의 중앙에 위치하여 주변국들과 대기오염 영향을 주고받는 중간자적에 위치에 있다. 따라서 중장기적으로 국내 대기질 변화를 예측하고 개선해 나가기 위해서는 내부적인 대기오염 저감대책 수행과 함께 주변국의 대기오염 개선 노력에 관심을 가지고 상호 효과적인 대기오염 개선 정책을 마련할 수 있도록 함께 고민해 나가는 것이 필요하다.

References

- Beijing Municipal Bureau Of Agriculture (BMBOA) (2014) Interpretation <<Environmental Air Quality Standards>> (GB3095-2012), <http://www.bjny.gov.cn/eportal/ui?pageId=232594&articleKey=5567758&columnId=604923> (accessed Mar. 3, 2017). (in Chinese)
- Beijing Municipal Environmental Protection Bureau (BMEPB) (2018) Completion of the China's Air Protection and Control Action Plan with PM_{2.5} annual mean 58 µg/m³ at Beijing in 2017, <http://www.bjepb.gov.cn/bjhrb/xxgk/jgzj/jgsz/jjgigszjz/xcyj/xwfb/827457/index.html> (accessed Jan. 10, 2018). (in Chinese)
- Cao, G., Zhang, X., Gong, S., An, X., Wang, Y. (2011) Emission inventories of primary particles and pollutant gases for China, *Chinese Science Bulletin*, 56(8), 781-788.
- China's State Council (CSC) (2014) The Environmental Protection Law of People's Republic of China, http://www.gov.cn/xinwen/2014-04/25/content_2666328.htm (accessed Mar. 20, 2017). (in Chinese)
- China's State Council (CSC) (2017) 13th Five Year Energy Conservation and Emission Reduction Work Program, http://www.gov.cn/zhengce/content/2017-01/05/content_5156789.htm (accessed on Dec. 11, 2017). (in Chinese)
- Chinese National Environmental Monitoring Center (CNEMC) (2013-2017) 74 urban air quality monthly reports from Jan 2013 to Mar 2017, http://www.cnemc.cn/publish/totalWebSite/news/news_33891.html (accessed Jul. 8, 2017). (in Chinese)
- Fridley, D., Lu, H., Liu, X. (2016) Key China Energy Statistics 2016, Lawrence Berkley National Laboratory Press, Berkley, U.S.A., 5-18 pp.
- Guo, H., Xu, M., Hu, Q. (2010) Changes in near-surface wind speed in China: 1969-2005, *International Journal of Climatology*, 31(3), 349-358.
- Huang, L. (2012) Typical types and formation mechanisms of haze in an Eastern Asia megacity, Shanghai, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12, 105-124.
- Huo, H., Zheng, B., Wang, M., Zhang, Q., He, K. (2015) Vehicular air pollutant emissions in China: evaluation of past control policies and future perspectives, *Mitigation & Adaptation Strategies for Global Change*, 20(5), 719-733.
- Jeon, K.H., Park, H.J., Kim, D.G., Chae, H.G. (2016) The new Air Pollution Control Act in China and a case study, National Institute of Environmental Research, Korea, 3-12 pp. (in Korean)
- Jeon, K., Moon, K., Chae, H., Kim, M., Kim, J., Jang, I., Park, H. (2017) 2017 Current status and measure on PM_{2.5} in China, National Institute of Environmental Research, Korea, 46-53 pp. (in Korean)
- Kim, J., Choi, D., Koo, Y., Lee, J., Park, H. (2016) Analysis of Domestic and Foreign Contributions using DDM in CMAQ during Particulate Matter Episode Period of February 2014 in Seoul, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 32(1), 82-99. (in Korean with English abstract)
- Kim, Y.M., Kim, J.Y., Lee, S.B., Moon, K.C., Bae, G.N. (2015) Review on the Recent PM_{2.5} Studies in China, *Journal of Korean Society for Atmospheric Environment*, 31(5), 411-429. (in Korean with English abstract)
- Li, W.J., Shao, L.Y., Buseck, P.R. (2010) Haze types in Beijing and the influence of agricultural biomass burning, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 10, 8119-8130.
- Lv, B.L., Zhang, B., Bai, Y.Q. (2016) A systematic analysis of PM_{2.5} in Beijing and its sources from 2000 to 2012, *Atmospheric Environment*, 124, 98-108.
- Mathews, J., Tan, H. (2015) The Revision of China's Energy and Coal Consumption Data: A preliminary analysis, *The Asia-Pacific Journal*, 13(46) 2, 1-9.
- Ministry of Agriculture China (MOA) (2015) The Announcement of the State Council on Chinese manufacture 2025, http://www.agri.cn/V20/SC/jjps/201505/t20150520_4605792.htm (accessed Mar. 9, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Commerce China (MOFCOM) (2015) The vice minister' remark in the 9th Green Energy Conservation Forum, <http://www.mofcom.gov.cn/article/ae/ai/201512/20151201198312.shtml> (accessed Mar. 25, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environment Korea (MOE) (2017) Comprehen-

- sive control measures on PM_{2.5}, <http://www.me.go.kr/issue/finedust4/> (accessed Dec. 19, 2017). (in Korean)
- Ministry of Environment Korea (MOE) (2018) Operational plan of Ministry of Environment, <http://www.me.go.kr/briefing/2018/index.html> (accessed Feb. 20, 2018). (in Korean)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2000-2016) Chinese environmental status bulletin (various issues), <http://www.mep.gov.cn/hjzl/zghjzkgb/lnzghjzkgb/> (accessed Jun. 11, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2012) 12.5 Heavy metal pollution control plan, <http://gcs.mep.gov.cn/hjgh/zxgh/zxshierwu/201409/P020140903541942699572.pdf> (accessed Apr. 21, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2013a) The Announcement of the State Council on the Action Plan of Air Pollution Prevention and Control, http://www.gov.cn/zw/gk/2013-09/12/content_2486773.htm (accessed Apr. 13, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2013b) 12.5 Air Pollution Prevention and Control in Priority control areas, <http://dqhj.mep.gov.cn/zcfg/201212/W020121205566730379412.pdf> (accessed Apr. 13, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2013c) Clean the Steel Industry and Technology Policy, http://kjs.mep.gov.cn/hjbhbz/bzwb/wrfzjzsc/201306/t20130603_253123.htm (accessed Apr. 21, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2013d) Guideline for the establishment of emergency response on urban heavy air pollution, <http://www.mep.gov.cn/gkml/hbb/bgth/201305/W020130510562145263688.pdf> (accessed Apr. 28, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2014) The action plan on the improvement and reduction of the emission from coal-fired power plant, http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/gwy/201409/t20140925_289556.htm (accessed Apr. 13, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2015) Overall execution of the low emission standards on coal-fired power plants and the energy saving renovations, http://www.zhb.gov.cn/gkml/hbb/bwj/201512/t20151215_319170.htm?_sm_au_=iVVR2PCFSksVLj6H (accessed Mar. 15, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2016a) Strengthened air pollution prevention and control measures in Beijing-Tianjin-Hebei Region (2016-2017), <http://www.envsc.net/file/201609301225182778.pdf> (accessed Mar. 5, 2018). (in Chinese)
- Ministry of Environmental Protection China (MEP) (2016b) Air pollution emission standards and air quality standards in 2016, <http://auto.sohu.com/20160605/n453095708.shtml> (accessed Apr. 13, 2017). (in Chinese)
- Ministry of Industry and Information Technology China (MIIT) (2016) 5 stage car emission standard and regulatory announcement, <http://www.miit.gov.cn/newweb/n1146290/n4388791/c4603090/content.html> (accessed Jun. 2, 2017). (in Chinese)
- National Academy of Development and Strategy in Renmin University of China (NADS) (2017) An Interim Evaluation Report on the Action Plan of Air Pollution Prevention and Control, <http://nads.ruc.edu.cn/displaynews.php?id=4488> (accessed Dec. 15, 2017). (in Chinese)
- National Bureau of Statistics (NBS) (2004c-2017c) China Statistical Yearbook (various issues), China Statistics Press, Beijing, China.
- National Bureau of Statistics (NBS) (2014a-2017a) China Statistical Yearbook of Environment (various issues), China Statistics Press, Beijing, China.
- National Bureau of Statistics (NBS) (2016b) China Energy Statistical Yearbook 2016, China Statistics Press, Beijing, China, 58-93 pp.
- National Development and Reform Commission (NDRC) (2012) 12.5 Energy conservation and greenhouse gas emission report, http://www.sdpc.gov.cn/rdzt/jsjyxsh/201208/t20120822_500736.html (accessed Apr. 13, 2017). (in Chinese)
- National Development and Reform Commission (NDRC) (2014) The action plan for the energy saving and upgraded emission reduction of coal-fired power plant, http://www.ndrc.gov.cn/gzdt/201409/t20140919_626240.html (accessed Mar. 5, 2018). (in Chinese)
- National Energy Administration (NEA) (2012) The energy saving and new energy vehicles industry development planning (2012-2020), http://www.nea.gov.cn/2012-07/10/c_131705726.htm (accessed Dec. 15, 2017). (in Chinese)
- National Institute of Environmental Research (NIER) (2016) 2015 Annual report of air quality, <http://webbook.>

- me.go.kr/DLI-File/NIER/09/5618423.pdf (assessed Aug. 12, 2017). (in Korean)
- Qui, X., Duan, L., Cai, S., Yu, Q., Wang, S., Chai, F., Gao, J., Li, Y., Xu, Z. (2017) Effect of current emission abatement strategies on air quality improvement in China: A case study of Baotou, a typical industrial city in Inner Mongolia, *Journal of Environmental Sciences*, 57, 383-390.
- Qui, Z., Duan, L., Chai, F., Wang, S., Yu, Q., Wang, S. (2016) Deriving High-Resolution Emission Inventory of Open Biomass Burning in China based on Satellite Observation, *Environmental Science & Technology*, 50(21), 11779-11786.
- Sun, X., Hu, M., Guo, S., Liu, K., Zhou, L. (2012) ¹⁴C-Based source assessment of carbonaceous aerosol at a rural site, *Atmospheric Environment*, 50, 36-40.
- Sun, Y., Jiang, Q., Wang, Z., Fu, P., Li, J., Yang, T., Yin, Y. (2014) Investigation of the sources and evolution processes of severe haze pollution in Beijing in January 2013, *Journal of Geophysical Research Atmosphere*, 119(7), 4380-4398.
- The official website of the Beijing Government (EBeijing) (2016) Emergency Response Manual on Heavy air pollution in Beijing (2016 edition), <http://zhengce.beijing.gov.cn/library/192/33/50/200/806828/96701/index.html> (accessed Mar. 15, 2017). (in Chinese)
- Tian, S.L., Pan, Y.P., Wang, Y.S. (2016) Size-resolved source apportionment of particulate matter in urban Beijing during haze and non-haze episodes, *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions*, 16(1), 9405-9443.
- Wang, H., Gao, J., Li, H., Wang, H., Li, Y., Wang, S., Chai, F. (2016) Variation of PM_{2.5} mass concentration in Beijing area during 2007-2014, *Research of Environmental Sciences*, 29(6), 783-790. (in Chinese with English abstract)
- Wang, L.L., Zhang, N., Liu, Z.R., Sun, Y., Ji, D.S., Wang, Y.S. (2014a) The influence of climate factors, meteorological conditions, and boundary layer structure on severe haze pollution in the Beijing-Tianjin-Hebei region during January 2013, *Advances in Meteorology*, 2014(7), 1-14.
- Wang, L.L., Liu, Z.R., Sun, Y., Ji, D.S., Wang, Y.S. (2015a) Long-range transport and regional sources of PM_{2.5} in Beijing based on long-term observations from 2005-2010, *Atmospheric Research*, 157, 37-48.
- Wang, Q., Zhang, D.W., Liu, B.X., Chen, T., Wei, Q., Li, J.X., Liang, Y.P. (2015b) Spatial and temporal variations of ambient PM_{2.5} source contributions using positive matrix factorization, *China Environmental Science*, 35, 2917-2924. (in Chinese with English abstract)
- Wang, S.X., Zhao, B., Cai, S.Y., Klimont, Z., Nielsen, C., McElroy, M.B., Morikawa, T., Woo, J.H., Kim, Y., Fu, X., Xu, J.Y., Hao, J.M., He, K.B. (2014b) Emission trends and mitigation options for air pollutants in East Asia, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(13), 2601-2674.
- Wang, T., Wang, P.C., Handrick, F., Yu, H., Van Roozendaal, M. (2015c) The spatial and temporal variability of tropospheric NO₂ during 2005-14 over China observed by the OMI, *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 8(6), 392-396.
- Wangyi news (2015) Four reasons on the low market share of diesel vehicle in China, <http://auto.163.com/15/1009/20/B5GT21K1000851HE.html> (accessed Jul. 13, 2017). (in Chinese)
- Xinhuanet (2017) Chinese and foreign reporters interview of Prime Minister Li Keqiang, <http://www.xinhuanet.com/politics/2017lh/premier/wzsl.htm> (accessed Jun. 3, 2017). (in Chinese)
- Yang, Y.Y., Li, J.X., Liang, Y.P., Chen, T., Liu, B.X., Sun, F., Cheng, G., Su, J.P., Zhang, D.W. (2015) Source apportionment of PM_{2.5} in Beijing by the chemical mass balance, *Acta Science Circumstantiae*, 35, 2693-2700.
- Yu, J., Yu, T., Wei, Q. (2004) Characteristics of mass concentration variations of PM₁₀ and PM_{2.5} in Beijing area, *Research of Environmental Sciences*, 17(1), 45-47. (in Chinese with English abstract)
- Zhang, H. (2017a) China's Atmospheric Pollution and Prevention Policies and Effects, Presentation of the 4th Tripartite Policy Dialogue on Air Pollution, Feb. 22-24, 2017, Hangzhou, China.
- Zhang, Y., Cai, J., Wang, S., He, K., Zheng, M. (2017b) Review of receptor-based source apportionment research of fine particulate matter and its challenges in China, *Science of the Total Environment*, 586, 917-929.
- 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.
- Zhao, Y., Nielsen, C.P., Lei, Y., McElroy, M.B., Hao, J. (2011) Quantifying the uncertainties of a bottom-up emission inventory of anthropogenic atmospheric pollutants in China, *Atmospheric Chemistry and Phys-*

ics, 11, 2295-2308.
Zheng, M., Yan, C., Li, X. (2016) PM_{2.5} Source Apportionment
in China, in Airborne Particulate Matter: Sources,

Atmospheric Processes and Health, Edited by R.E.
Hester, R.M. Harrison and X. Querol, Royal Society of Chemistry, U.K., 293-308.