

몽골 울란바토르 게르 내 PM_{2.5} 농도에 대한 실내 활동과 개량 석탄 정책의 영향

김차훈¹, 강민수¹, 김재욱¹, 박성진¹, 손민경¹, 오주신¹, 이가영¹, 이진성¹, 주솔비¹, 팽은지¹,

강소현¹, Dambadarjaa Davaalkham², 이기영^{1,3*}

¹서울대학교 보건대학원 환경보건학과,

²*School of Public Health, Mongolian National University of Medical Sciences, Ulaanbaatar, Mongolia,*

³서울대학교 보건환경연구소

The Influence of Indoor Activities and Processed Coal Policy on PM_{2.5} Concentrations in Ger Ulaanbaatar, Mongolia

Chahun Kim¹, Minsoo Kang¹, Jaeuk Kim¹, Sungjin Park¹, Minkyong Sohn¹, JuShin Oh¹, Gayoung Lee¹,

Jinsung Lee¹, Solbi Joo¹, Eun-Ji Paeng¹, Sohyun Kang¹, Dambadarjaa Davaalkham², Kiyoun Lee^{1,3*}

¹*Department of Environmental Health Sciences, Graduate School of Public Health, Seoul National*

University, Seoul, Korea

²*School of Public Health, Mongolian National University of Medical Sciences, Ulaanbaatar, Mongolia*

³*Institute of Health and Environment, Seoul National University, Seoul, Korea*

Abstract

Objectives: Ulaanbaatar's ger district lacks central heating, and most residents rely on coal for winter warmth. This reliance on coal combustion increased indoor PM_{2.5} concentrations. This study aimed to identify how indoor activities influenced PM_{2.5} concentrations in gers and evaluated impact of processed coal policy on outdoor and indoor PM_{2.5} concentrations.

Methods: Indoor PM_{2.5} concentrations were measured by a real-time monitor in 39 gers in January 2025. A survey collected information on indoor activities. The influence of indoor activities was analyzed using non-parametric tests and simple linear regression. Outdoor PM_{2.5} concentrations were obtained from the U.S. Embassy in Mongolia in January from 2016 to 2025. Indoor PM_{2.5} concentrations in 2019 and 2020 were obtained from previous studies. To assess the policy's impact, Dunn's test was performed for outdoor and indoor PM_{2.5} concentrations.

Results: In 2025, the average PM_{2.5} concentration in 39 gers was 102.8±92.1 µg/m³. No significant factors were identified in relation to indoor activities, except frequency of indoor cleaning. High indoor PM_{2.5} concentrations were observed with more frequent cleaning. This may be influenced by high outdoor concentration. Outdoor PM_{2.5} concentrations decreased over time from 2016 to 2025, showing a significant reduction after 2019. Indoor PM_{2.5} concentrations in 2019 were significantly higher than those in 2020 but not significantly different in 2025.

Conclusion: Cleaning was associated with indoor PM_{2.5} concentrations, due to high outdoor concentration. While the processed coal policy led to decrease in outdoor PM_{2.5} concentrations, its impact on indoor PM_{2.5} concentrations appeared to diminish over time compared to its initial effect.

Keywords: Mongolia, Ger, Indoor activity, Processed coal, PM_{2.5}

* Corresponding author: Kiyoun Lee (cleanair@snu.ac.kr, 02-880-2735)

Department of Environmental Health Sciences, Graduate School of Public Health, Seoul National University, 1 Gwanak-ro, Gwanak-gu, Seoul 08826, Republic of Korea

Introduction

게르는 몽골의 전통적인 주거 형태로, 주로 목재와 펠트로 구성된 둥근 움막 구조이다. 방이 따로 구분되지 않은 하나의 공간으로, 중앙에는 난로가 설치되어 있고 지붕의 중앙에는 굴뚝이 연결되어 있다. 2020년 기준, 몽골의 수도 울란바토르 (Ulaanbaatar)에는 1,597,300 명이 거주하며, 이는 몽골 전체 인구의 47.5%에 해당한다 [1]. 이들 중 391,698 가구 (51.3%)는 울란바토르의 외곽인 게르촌에 거주한다 [2]. 게르촌은 중앙 난방 시스템이 부족하여 주민들이 겨울철 생활 에너지원으로 주로 석탄을 사용한다 [3]. 스토브를 이용해 실내에서 석탄을 직접 연소하여 난방을 하며, 이 과정에서 발생한 연소 생성 물질은 굴뚝을 통해 외부로 배출되지만, 스토브가 완전히 밀폐되지 않아 일부는 실내로 유입될 수 있다. 더욱이 대부분의 게르는 창문이 없어 환기가 원활하지 않아 다른 주거 형태보다 실내 공기질이 더욱 악화될 수 있다.

울란바토르는 겨울철에 극심한 대기오염을 겪는 도시이다. 울란바토르의 게르촌에서 겨울철 (12월~2월) 24시간 평균 초미세먼지 ($PM_{2.5}$) 농도는 $147.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 보고되었으며, 이는 몽골 대기 환경 기준의 24시간 평균 허용치인 $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 약 3배에 달하는 수준이다 [4]. 이러한 대기 중 높은 $PM_{2.5}$ 농도는 실내로 유입되면서 사람들이 장시간 머무르는 게르 내부 공기질에도 부정적인 영향을 미친다. 선행 연구에서 외기 $PM_{2.5}$ 농도가 $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가할 때, 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도가 $0.20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가하여 유의미한 영향을 주는 요인으로 확인되었다 [5]. 또한, 울란바토르 Bayankhongor주의 게르 183가구를 대상으로 한 모니터링 연구에서 실내 $PM_{2.5}$ 농도는 외기 $PM_{2.5}$ 농도를 1-2시간 지연 후 변화하는 현상이 관찰되었으며, 실내외 $PM_{2.5}$ 농도 간 높은 상관관계 (0.51)가 확인되었다 [6]. 울란바토르의 겨울은 외기 $PM_{2.5}$ 농도가 높고, 게르 특성상 환기가 제한적이기 때문에 외기 $PM_{2.5}$ 가 실내 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 영향이 더욱 커질 수 있다.

게르 내 $PM_{2.5}$ 농도는 실외에서 유입된 $PM_{2.5}$ 뿐만 아니라 실내 활동의 영향을 받는다. 외기 $PM_{2.5}$ 농도 외에도 실내 흡연, 난방 연료 추가, 환기, 조리과 같은 실내 활동이 $PM_{2.5}$ 농도를 증가시키는 현상이 여러 연구에서 관찰되었다. 실

내 흡연 시 $241.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 난방 연료 추가 시 $56.26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 만큼 각각 $PM_{2.5}$ 농도를 증가시켰고, 환기를 한 경우에는 $58.31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 만큼 $PM_{2.5}$ 농도를 감소시켰다 [5]. 또한, 2020년 겨울 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도를 측정하였던 연구에서는 난방 연료 추가, 조리, 실내 흡연이 $PM_{2.5}$ 농도의 급격한 상승을 유발하며, 특히 난방 연료 추가 시 스토브 개방 과정에서 연소 중이던 석탄으로부터 다량의 오염물질이 실내로 유입되고, 양초 사용 시 $PM_{2.5}$ 농도가 $1.25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 만큼 유의미하게 증가하는 것으로 보고되었다 [7]. 이렇듯 거주자들의 다양한 행동이 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 영향을 고려할 때, 실내 활동은 외기 농도의 변화만큼 중요한 요소이다.

$PM_{2.5}$ 는 공기질을 저하시킬 뿐만 아니라, 장기간 노출될 경우 폐암이나 호흡기 질환과 같은 심각한 건강 문제를 유발할 수 있다 [8, 9]. 2019년 기준, 실내 $PM_{2.5}$ 오염으로 인한 장애보정손실년수 (DALY)는 9,200만 년에 달하여 전 세계 질병 부담의 3.6%를 차지하며, 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가할 때마다 전체 사망률이 8% 증가, 심혈관 질환 사망률이 12% 증가하는 것으로 보고되었다 [10]. 또한, $PM_{2.5}$ 노출은 만성폐쇄성 폐질환 (COPD), 허혈성 심장질환 (IHD), 뇌졸중, 폐암 등과 같은 질환을 유발하며, 특히 5세 미만 어린이에게는 급성 하기도 감염 (ALRI)의 위험을 증가시킨다 [11]. WHO 및 질병부담연구 (GBD)에서 제시한 농도-반응 함수 (CRF)를 기반으로 계산한 결과, 하루 4시간의 스토브 연소 노출 시 52~63분의 기대수명 단축 등의 건강 손실을 초래할 수 있다 [12]. 게르와 같이 밀폐된 환경에서 $PM_{2.5}$ 는 실내 공기질과 거주자의 건강에 직접적인 영향을 미치는 만큼, 연소 및 난방 방식 개선과 대체 연료 도입이 시급한 과제로 떠오르고 있다.

몽골 정부는 2019년 5월부터 울란바토르 일부 지역에서 원탄 (Raw coal) 사용을 법적으로 금지하고, 개량 석탄 (Processed coal)만을 사용하도록 의무화하였다 [13]. 이 정책은 겨울철 실외 대기오염 문제를 해결하기 위해 시행되었다. 당시 울란바토르는 난방용 연료로 사용되던 원탄의 불완전 연소로 인해 발생한 $PM_{2.5}$ 가 대기 오염의 주된 원인으로 보고되었으며, 특히 게르촌에서의 연료 사용이 주요 배출원으로 작용하

였다 [14]. 이에 따라 해당 정책은 울란바토르 내 6개 구 (Bayangol, Bayanzurkh, Chingeltei, Khan-Uul, Songinokharikhan, Sykhbaatar)의 모든 가정과 사업장을 대상으로 적용되었으며, 정부가 인증한 개량 석탄만을 난방용 연료로 사용할 수 있도록 규정하였다. 이 조치는 단순한 권고 수준이 아닌 강제성이 부여된 규제 조치로, 위반 시 벌금 부과 등 행정 처분이 가능하도록 명시되었다 [13].

개량 석탄 정책 시행 이후 울란바토르시 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도는 감소하는 경향이 관찰되었으나, 그 효과가 장기적으로 지속되었는지를 확인한 연구는 부족하다. 과거 원탄을 사용하던 시기의 실내 공기질 연구에 따르면, 2016년 원탄을 사용하는 28가구의 게르에서 $PM_{2.5}$ 의 평균 농도는 $208 \pm 173 \mu g/m^3$ 로 보고되었다 [15]. 2019년 1월 35가구를 대상으로 한 연구에서도 평균 $174.5 \pm 175.8 \mu g/m^3$, 30분 평균 농도는 최대 $786.3 \mu g/m^3$ 에 이르렀다 [5]. 개량 석탄 사용 정책이 시행된 2020년에는 46가구의 평균 농도가 $41.2 \pm 25.7 \mu g/m^3$ 로 나타났으며, 이는 정책 시행 전 (2019년)보다 유의미하게 감소하였다 ($p < 0.001$) [7]. 그러나 해당 농도는 WHO의 24시간 평균 $PM_{2.5}$ 기준($15 \mu g/m^3$)과 미국 환경보호청 (EPA)의 기준($35 \mu g/m^3$)을 여전히 초과하였다 [16, 17]. 중국의 연구에서는 원탄에서 반성 코크스 석탄 (Semi-coke briquette)으로 연료로 전환할 경우 $PM_{2.5}$ 배출량이 $13.23 \pm 3.16 mg/g$ 에서 $0.49 \pm 0.18 mg/g$ 로 감소한 것으로 나타났다 [18]. 또한, 역청탄 원탄 (bituminous chunk)와 역청탄 벌집탄 (bituminous briquette)의 비교에서도 개량 석탄의 배추 계수가 약 41% 낮은 것으로 보고되었다 [19]. 이처럼 개량 석탄의 사용은 실내 $PM_{2.5}$ 농도와 배출량을 감소시킨다는 결과가 보고되어 있으나, 울란바토르에서 정책 시행 이후 그 효과가 유지되었는지 실증적으로 분석한 연구는 부족하다. 이에 따라, 정책 시행 이후 5년이 경과한 현재 시점에서 개량 석탄 사용으로 인한 실내 공기질 변화 양상을 분석할 필요가 있다.

이에 본 연구의 목적은 2025년 겨울철 게르 실내 $PM_{2.5}$ 농도를 측정하고, 실내 공기질에 영향을 주는 요인들을 분석하는 것이다. 이를 위해 39개의 게르에서 실내 $PM_{2.5}$ 농도를 측정하

고, 거주자 설문조사를 통해 실내 활동과 관련된 자료를 수집하였다. 또한, 개량 석탄 정책이 실외 및 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도에 미친 영향을 평가하기 위해, 정책 시행 이전 농도 과 시행 직후 농도와 비교하였다.

Methods

1. 연구대상

2025년 1월 7일부터 10일까지 총 4일간 울란바토르시 Chingeltei구에 위치한 게르촌 내 게르를 방문하여 실내 공기질 측정 및 설문조사를 진행하였다. 한 게르당 한국인 연구원 1명과 현지 연구원 1명으로 구성된 조사팀이 함께 방문하였다. 4일에 걸쳐 매일 10개의 게르를 조사하여 총 40가구를 대상으로 측정 및 설문을 수행하였다. 조사 대상 가구는 Chingeltei구 내 게르 밀집 지역 2곳에서 해당 지역 보건소로부터 제공받은 명단을 기반으로 구성하였으며, 현지 협력기관의 지원을 통해 조사 참여에 동의한 가구로 선정하였다. 한 가구에서는 측정기 오류가 발생하여 해당 데이터를 제외하였고, 최종적으로 39가구의 데이터를 분석에 활용하였다. 거주지 연구에 있어 몽골국립의과대학(Mongolian National University of Medical Science)의 윤리심의위원회로부터 연구윤리 승인(MNUMS IRB 24-25/03-01)을 받은 후, 모든 거주민에게 사전 설명과 동의를 얻어 조사를 진행하였다.

2. 자료 수집과 보정

게르 거주민을 대상으로 실내 공기질과 관련된 실내 행동 요인 설문과 난방 연료 및 난방비 지원 정책 관련 조사를 진행하였다. 또한, 게르의 구조 및 스토브의 특징을 조사하였다. 실내 공기질 측정은 9시부터 17시 사이에 최소 4시간에서 최대 6시간 동안 진행되었다. 게르 내 $PM_{2.5}$, 온도, 습도는 실시간 측정기기인 Aircok indoor air monitor (Aircok, Seoul, Korea)를 사용하여 5분 간격으로 측정하였다.

Aircok은 센서를 탑재한 저가형 실시간 공기질 측정기로서, 이를 보정하기 위해 일반적으로 사용되는 광학입자계수기인 Grimm Aerosol Spectrometer 1.109 (Grimm Aerosol Technik, Fridersdorf, Germany)와 동시 측정 (co-location test) 수행 후, 측정 결과를 비교하였

다. 동시 측정은 10대의 Aircok과 1대의 Grimm Aerosol Spectrometer를 이용하여 10분 간격으로 24시간 이상 수행하였다. 이때 Grimm Aerosol Spectrometer의 $PM_{2.5}$ 측정값 범위는 13.25~125.3 $\mu g/m^3$ 이었다. Grimm 측정값과 각 Aircok 기기의 측정값 간 결정 계수 (coefficient of determination, R^2)는 기기별로 0.86~0.96 범위로 나타났으며, 보정 계수 (correction coefficient)는 0.92~1.31로 나타났다. 각 Aircok 기기의 보정 계수를 이용하여 측정값을 변환한 후, 결과 분석에 활용하였다.

본 연구는 2019년과 2020년도에 진행된 선행 연구의 울란바토르시 게르에서 측정된 $PM_{2.5}$ 농도 원자료를 활용하였으며, 이를 개량 석탄 도입 이전과 직후의 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도로 활용하였다 [5, 7]. 측정이 진행된 4일간 울란바토르시의 실외 $PM_{2.5}$ 농도는 몽골 내 미국 대사관 홈페이지 공개자료를 활용하였다 [20]. 실내 $PM_{2.5}$ 농도를 측정한 게르촌과 외기 농도 측정 지점 간 거리는 약 1.9~3.5 km이다. 미국 대사관에서 제공한 $PM_{2.5}$ 자료는 1시간 간격으로 측정된 자료이다. 따라서, 실외 농도와 비교를 위해 본 연구에서는 9시부터 17시 사이에 측정된 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도를 1시간 평균으로 환산하여 활용하였다.

3. 자료 처리 및 통계 분석

1) 실내 행동과 $PM_{2.5}$ 상관성 분석

본 연구는 2019년과 2020년도에 진행된 선행 연구의 울란바토르시 게르에서 측정된 본 연구의 주요 변수는 실내 행동이며, 이와 관련된 요인은 다양한 항목으로 세분화된다. 예를 들어, 일주일 내 게르에서의 실내 흡연 여부는 ‘예’와 ‘아니오’로 구분하였다. 게르의 실내 청소와 환기 빈도는 ‘주 4회 이하’와 ‘주 5회 이상’으로 나누었다. 또한 보조금 관련 정책의 영향도 함께 확인하기 위해 난방 연료 및 전기 관련 보조금 수령 여부를 ‘예’와 ‘아니오’로 구분하였다. 난방 연료 월평균 지출액은 몽골의 화폐 단위인 투그릭 (MNT)로 기록하였다.

위에서 언급한 설문조사 항목에 따라 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도 차이를 비교하였다. 정규성 검정을 위해 Shapiro-Wilk 검정을 수행한 결과, 모든 변수에서 정규성을 만족하지 않는 것으로 나타났다. 이에 따라, 두 그룹 간의 차이를 비교하

기 위해 Wilcoxon Rank-Sum Test를 적용하였다. 또한, 난방 연료 월평균 지출액과 $PM_{2.5}$ 농도 간의 관계를 분석하기 위해 단순 회귀 분석을 수행하였다.

2) 연료 추가와 농도 관계

게르 내 $PM_{2.5}$ 농도에 영향을 미치는 요인을 분석하기 위해, 개별 게르에서 측정된 $PM_{2.5}$ 농도의 시간에 따른 변화를 그래프로 확인하고, 게르 내에서 사용하는 스토브에 연료 투입 시점과 비교하여 분석하였다. 스토브는 실내에서 연료를 투입하는 구조로 되어 있어, 연료 투입구 개폐 시 스토브 내부의 미세먼지가 실내로 확산될 수 있다. 이에 따라, 연료 투입이 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도 변화에 미치는 영향을 정량적으로 평가하기 위해, 연료 투입 시점을 기준으로 투입 전후 15분간의 평균 $PM_{2.5}$ 농도 차이를 산출하였으며, 이 차이가 10 $\mu g/m^3$ 이상일 경우 농도가 증가한 것으로 간주하였다. 해당 분석은 Igor Pro 9.01을 활용하여 진행되었으며, 시계열상의 시점 정렬과 평균값 계산을 통해 게르별 변화 추이를 해석하였다. 분석을 수행하였다.

3) 개량 석탄 정책에 따른 울란바토르시 외기 및 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도의 영향

(1) 개량 석탄 정책 시행에 따른 외기 $PM_{2.5}$ 농도의 변화

2019년 5월 시행된 개량 석탄 정책이 외기 $PM_{2.5}$ 농도에 미치는 영향을 확인하기 위해서 2016년 1월부터 2025년 1월까지의 $PM_{2.5}$ 농도 변화를 확인하였다. 외기 $PM_{2.5}$ 농도는 몽골 미국 대사관에서 제공한 각 연도의 1월 전체 $PM_{2.5}$ 농도를 사용하였다 [20]. 데이터의 정규성을 확인하기 위해 Shapiro-Wilk 검정을 수행한 결과, 2016년부터 2025년의 데이터 모두 정규성을 만족하지 않았다. 따라서 Kruskal-Wallis 검정을 활용하여 그룹 간 중앙값 차이를 비교하였으며, Dunn's test를 활용하여 사후 검정을 진행하였다.

(2) 개량 석탄 정책 시행에 따른 실내 $PM_{2.5}$ 농도의 변화

개량 석탄 정책 시행 이전인 2019년, 시행 직후인 2020년, 시행 5년 후인 2025년의 외기 $PM_{2.5}$ 농도와 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도의 변화를 각각

비교하여 정책의 영향을 확인하고자 통계적 검정을 시행하였다. 데이터의 정규성을 확인하기 위해 Shapiro-Wilk 검정을 수행한 결과, 2019, 2020, 2025년의 데이터 모두 정규성을 만족하지 않았다. 따라서 Kruskal-Wallis 검정을 활용하여 그룹 간 중앙값 차이를 비교하였으며, Dunn's test를 활용하여 사후 검정을 진행하였다.

Results

1. 2025년 겨울철 게르 실내외 PM_{2.5} 농도

39개의 게르에서 5분 단위로 측정한 PM_{2.5} 농도의 평균값과 최소값, 최대값은 Table 1에 제시하였다. 39 게르의 PM_{2.5} 농도 평균값은 $104.6 \pm 57.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($24.4 \mu\text{g}/\text{m}^3 \sim 268.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$)로 나타났다. 날짜별 실내 PM_{2.5} 농도를 살펴보면, 1월 7일 (n=10)의 평균 실내 PM_{2.5} 농도는 $96.2 \pm 65.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($24.4 \sim 240.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 1월 8일 (n=9)의 평균 실내 PM_{2.5} 농도 $113.5 \pm 62.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($42.5 \sim 231.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$)로 측정되었다. 1월 9일 (n=10)의 평균 실내 PM_{2.5} 농도는 $92.0 \pm 25.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($43.1 \sim 128.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$), 1월 10일 (n=10)의 평균 PM_{2.5} 농도는 $117.8 \pm 59.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($64.6 \sim 268.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$)로 측정되었다. 한편, 외기 PM_{2.5} 농도는 1월 7일 $8.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 1월 8일 $138.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 1월 9일 $155.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 1월 10일 $66.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 였다.

2. 게르 내 활동과 PM_{2.5} 농도의 상관관계

1) 실내 행동과 PM_{2.5} 상관성 분석

본 연구는 설문조사로 구한 실내 행동들이 실내 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향을 분석하였다. 주요 분석 요인은 실내 흡연 여부, 실내 청소 빈도, 실내 환기 빈도, 난방 연료 및 전기 보조금 수령 여부, 그리고 난방 연료 월평균 지출액이었다. Table 2에 실내 행동 요인에 따른 PM_{2.5} 농도의 변수 별 평균값과 Wilcoxon Rank-Sum Test 및 단순 선형 회귀 분석 결과를 제시하였다. 실내 흡연 여부에 따른 실내 PM_{2.5} 농도의 비교에서 통계적으로 유의한 차이는 없었으나 (p=0.16), 흡연 가구에서 $118.8 \pm 56.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 비흡연 가구에서 $95.8 \pm 57.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 나타나 흡연 가구의 농도가 약간 높았다. 실내 청소 빈도가 주 5회 이상인 가구에서의 PM_{2.5} 농도는 평균

$114.0 \pm 60.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로, 주 4회 이하로 청소하는 가구의 평균 $73.6 \pm 32.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 에 비해 유의하게 높았다 (p=0.04). 한편 실내 환기 빈도의 경우, 주 5회 이상 환기하는 가구에서 평균 $112.1 \pm 62.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 의 PM_{2.5} 농도가 관찰되어 주 4회 이하로 환기하는 가구의 평균 $83.2 \pm 34.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 보다 높게 나타났으나, 통계적으로 유의한 차이는 없었다 (p=0.28).

2) 스토브 연료 투입이 게르 내 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향

총 39개의 게르 중 15개 게르가 측정 시간 동안 연료를 투입했다고 응답하였고, 이는 Figure 1에 제시하였다. 이 중 10개 게르에서 연료 투입 전후 15분 간 평균 농도 차이가 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 이상으로 확인되어, PM_{2.5} 농도가 증가한 것으로 판단되었다(L02, L03, L05, L06, L10, L14, L18, L35, L36, L40). 연료 투입 전후 15분 간 평균 PM_{2.5} 농도 차이는 최소 $12.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 에서 최대 $676.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 까지 증가한 것으로 나타났다. 반면, L23, L25, L28, L30, L34의 5개 게르에서는 $-0.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 부터 $-35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 수준까지 농도가 감소하는 사례도 확인되었다.

3. 개량 석탄 정책에 따른 울란바토르 시 외기 및 게르 내 PM_{2.5} 농도의 영향

1) 개량 석탄 정책 시행에 따른 외기 PM_{2.5} 농도의 변화

2016년부터 2025년까지 울란바토르 시의 1월 평균 외기 1일 PM_{2.5} 농도는 Figure 2에 제시하였다. 2016년의 평균 농도는 $171.5 \pm 86.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 였으며, 2017년에는 $145.3 \pm 54.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2018년에는 $141.2 \pm 69.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 점진적으로 감소하였다. 2019년에는 $222.2 \pm 109.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 증가하여 해당 기간 중 가장 높은 평균 농도를 보였다. 2019년 5월 개량 석탄 정책이 시행된 이후, 2020년에는 $173.0 \pm 57.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 감소하였으며, 2021년 $140.4 \pm 71.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2022년 $162.3 \pm 76.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2023년 $132.5 \pm 59.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$, 2024년 $135.7 \pm 53.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 비교적 일정한 범위 내에서 유지되었다. 2025년에는 $105.5 \pm 45.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 낮은 평균 농도를 보였다. 정책을 실시하기 전인 2019년과 비교했을 때 정책이 시행된 2020년부터 2025년까지 평균 농도는 모두 유의하게 감소하였다 (p<0.001).

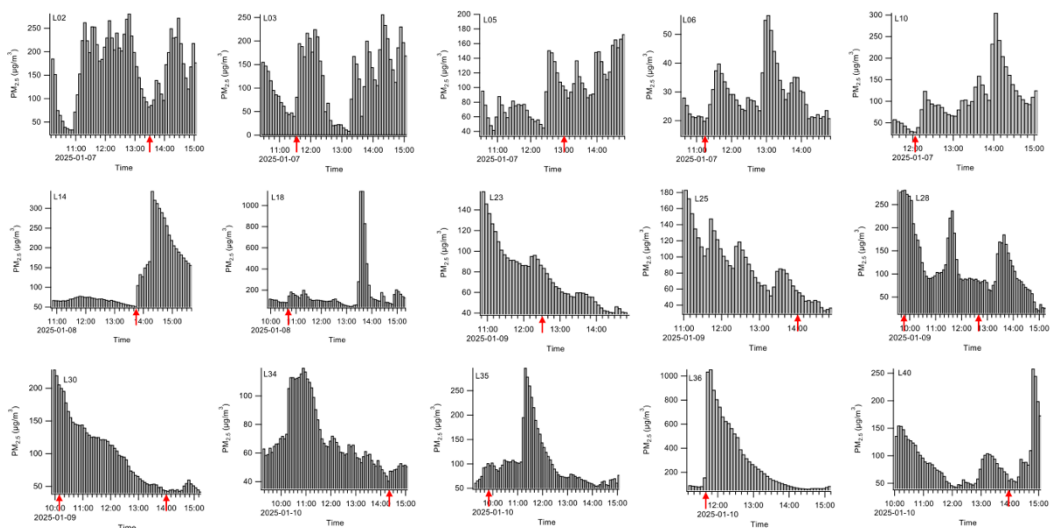
Table 1. Indoor PM_{2.5} concentration by ger

Location	Mean* $\pm$ std [†] ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Min ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Max ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
L01	24.4 $\pm$ 16.2	10.2	91.8
L02	169.0 $\pm$ 69.8	34.3	281.4
L03	122.9 $\pm$ 69.3	9.3	256.8
L04	70.9 $\pm$ 49.6	17.9	226.9
L05	100.4 $\pm$ 39.3	42.1	217.5
L06	29.2 $\pm$ 8.7	19.9	56.7
L07	61.1 $\pm$ 49.0	17.5	241.6
L08	34.7 $\pm$ 23.9	13.7	116.5
L09	240.5 $\pm$ 65.0	124.8	367.2
L10	108.7 $\pm$ 57.2	29.4	305.1
L11	58.9 $\pm$ 52.0	15.7	216.2
L12	71.5 $\pm$ 23.7	37.4	138.7
L13	231.9 $\pm$ 86.9	95.8	414
L14	124.7 $\pm$ 81.9	52.4	344.7
L15	42.5 $\pm$ 13.9	24.3	92.4
L16	Error	-	-
L17	65.7 $\pm$ 23.3	28.6	99.7
L18	167.0 $\pm$ 203.2	50.5	1139.6
L19	75.9 $\pm$ 40.0	40	148.4
L20	183.4 $\pm$ 64.0	71.4	320.9
L21	128.6 $\pm$ 47.0	45	251.6
L22	86.9 $\pm$ 51.7	20.1	239.2
L23	74.5 $\pm$ 29.5	38.9	158.2
L24	69.6 $\pm$ 26.1	34	128.1
L25	85.2 $\pm$ 37.4	33.8	183.4
L26	127.9 $\pm$ 76.4	34.1	265.1
L27	43.1 $\pm$ 34.2	6.6	161.9
L28	119.5 $\pm$ 67.5	19.9	282.4
L29	88.8 $\pm$ 61.8	18.4	239
L30	96.0 $\pm$ 51.3	40.5	228.5
L31	82.2 $\pm$ 27.7	52.2	135.3
L32	101.6 $\pm$ 46.5	50.1	345.5
L33	92.3 $\pm$ 41.8	50.3	193.9
L34	69.7 $\pm$ 21.9	40.7	119.6
L35	101.2 $\pm$ 53.3	55.2	297
L36	268.8 $\pm$ 276.4	62.1	1054.9
L37	121.2 $\pm$ 108.4	42.3	471.2
L38	183.0 $\pm$ 142.6	73	540.7
L39	64.6 $\pm$ 21.0	45.9	113.6
L40	93.5 $\pm$ 46.2	43.5	258.5

* Mean: arithmetic mean, [†] std: standard deviation

Table 2. Comparison of PM_{2.5} concentrations based on household characteristics

Variable	n	Mean [†] ± std [‡] (μg/m ³)	p-value
Indoor smoking within past week			
Yes	15	118.8±56.6	0.1615
No	24	95.8±57.0	
Indoor smoking during the measurement			
Yes	10	121.5±58.3	0.2813
No	29	98.8±57.7	
Frequency of indoor cleaning			
4 times per week or less	9	73.6±32.8	0.04036*
5 times per week or more	30	114.0±60.1	
Frequency of ventilation during winter			
4 times per week or less	10	83.2 ± 34.5	0.2813
5 times per week or more	29	112.1 ± 62.0	
Receiving heating fuel and electricity subsidies			
Yes	14	107.1. ± 74.0	0.7197
No	25	103.1 ± 50.8	
Monthly average expenditure on heating fuel			0.8473

* p<0.05, [†] Mean: arithmetic mean, [‡] std: standard deviation**Figure 1.** PM_{2.5} concentration inside the ger and fuel input timing (red arrows)

2) 개량 석탄 정책 시행에 따른 실내 PM_{2.5} 농도의 변화

Figure 3는 2019년, 2020년, 2025년 연도별 실내 PM_{2.5} 농도를 비교하여, 연료 종류의 변화 및 정책 시행 후 시간 경과에 따른 실내 공기질 변화를 나타낸다. 연구기간 동안 사용된 연료는 2019년 원탄, 2020년과 2025년 개량 석탄이었다. 실내 PM_{2.5} 농도의 분석 결과, 2019년 원탄을 사

용한 경우 평균 $174.5 \pm 175.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 가장 높았으며, 2020년 개량 석탄 사용 시에는 $41.2 \pm 25.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 크게 감소하였다. 그러나 2025년에도 개량 석탄을 사용하였음에도 불구하고 실내 PM_{2.5} 농도는 $104.6 \pm 57.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 로 다시 증가하는 경향을 나타냈다. 2019, 2020, 2025년 세 그룹 간 실내 PM_{2.5} 농도에 유의한 차이가 확인되었다 ($p < 0.001$). 그룹간 차이를 Dunn's 사

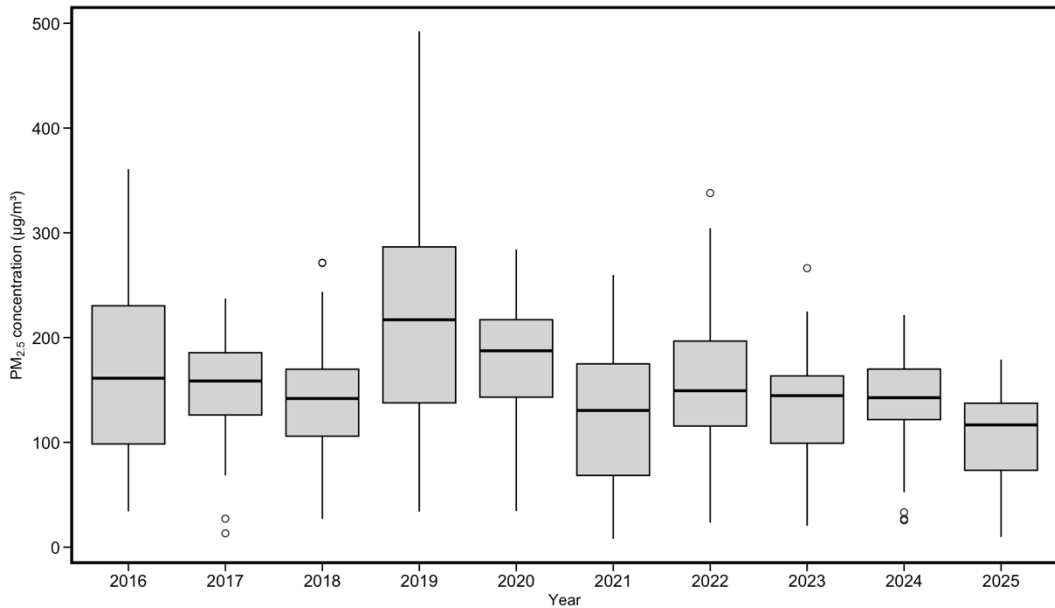


Figure 2. Variation of daily outdoor PM_{2.5} concentration by processed coal policy in January from 2016 to 2025

후 검정으로 확인한 결과, 2019년이 2020년보다 유의하게 높은 값을 보였다 ($p<0.001$). 2019년과 2025년 사이에는 유의한 차이가 없었으며 ($p=0.11$), 2025년이 2020년보다 유의하게 높은 값을 보였다 ($p<0.001$).

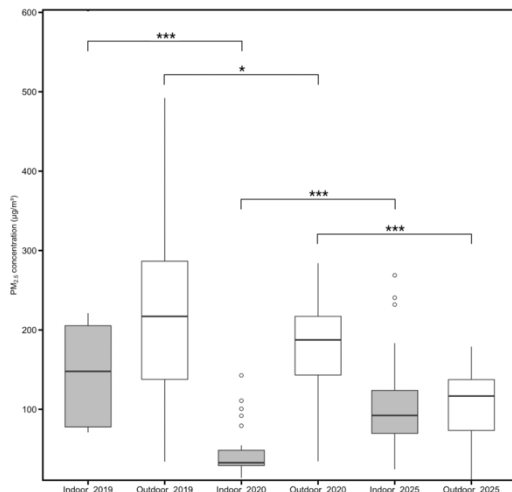


Figure 3. Comparison of PM_{2.5} concentration by processed coal policy in 2019, 2020, and 2025 (* $p<0.05$, *** $p<0.001$)

Discussion

1. 게르 내 활동과 PM_{2.5} 농도의 상관관계

본 연구에서는 설문조사를 통해 몽골 울란바토르 게르에서 일주일 내 실내 흡연 여부, 실내 청소 빈도, 실내 환기 빈도, 난방 연료 및 전기 관련 보조금 수령 여부, 그리고 난방 연료 월평균 지출액이 실내 PM_{2.5} 농도에 미치는 영향을 분석하였다. 일주일 내 실내 흡연 여부에 따른 평균 PM_{2.5} 농도 차이는 흡연 가구에서 더 높았으나, 두 그룹 간 차이는 통계적으로 유의하지 않았다. 실내 흡연은 PM_{2.5} 농도의 주요 증가 요인으로 게르에서 진행된 선행 연구에 따르면, 실내 흡연 직후 PM_{2.5} 농도가 평균 407.7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 증가했으며, 이는 실내 PM_{2.5} 농도를 증가시키는 주요 요인으로 분석되었다 [7]. 그러나 본 연구에서는 측정하는 동안 게르에 머무르며 관찰을 통해 흡연의 여부와 정확한 흡연 시각을 알 수 없었기 때문에 실내 흡연이 게르 내 PM_{2.5}에 미친 영향을 정확하게 파악할 수 없었다. 따라서, 향후 연구에서는 측정 중 흡연 여부와 횟수의 기록 및 관찰을 통해서 보다 정밀한 분석이 필요하다.

실내 청소 빈도가 높은 가구에서 실내 PM_{2.5} 농도가 유의하게 증가했다, 환기 빈도가 높은 가구에서도 증가하는 경향을 보였으나 통계적으로 유의한 수준은 아니었다. 이는 청소 과정에서 실내의 먼지가 재부유되었기 때문으로 해석

된다. 밀폐된 공간에서 청소할 경우 실내 먼지가 재부유되어 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 증가하는 현상이 보고된 바 있다 [21]. 청소 중 일반적으로 환기가 동시에 이루어진다는 점을 고려할 때, 이 과정에서 실외 오염물질이 실내로 유입되었을 가능성이 높다. 특히, 인도 New Delhi에서 진행된 연구에 따르면, 외부 $PM_{2.5}$ 농도가 높은 환경에서는 자연 환기로 유입된 실외 공기가 실내 $PM_{2.5}$ 농도를 감소시키기보다는 증가시키는 경향이 관찰되었다 [22]. 또한, 중국 Xi'an에서 진행된 연구는 실외 오염도가 높은 지역에서 창문을 통한 자연 환기 시 실내 공기질을 반드시 개선하지 않았을 수도 있음을 보여주었다 [23]. 따라서 실내 공기질 개선을 위해서는 외기 오염도를 고려한 적절한 환기 전략이 필요하다.

연료 투입 이후 15개 게르 중 10개 게르에서는 연료 투입 전후 15분간 평균 실내 $PM_{2.5}$ 농도 차이가 $10 \mu g/m^3$ 이상으로 확인되어 $PM_{2.5}$ 농도 증가로 해석된 반면, 5개의 게르에서는 증가하는 경향이 나타나지 않았다. 이러한 차이는 각 게르의 실내 공기질 상태 및 스토브의 구조적 특성에 기인했을 가능성이 있다. 농도가 증가하지 않은 5개 게르 중 3개 게르는 이미 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 $100 \mu g/m^3$ 이상으로 높은 상태를 유지하고 있었으며, 이 경우 추가적인 농도 상승이 제한되었을 수 있다. 이는 기존 연구에서도 유사한 경향이 보고된 바 있으며, $PM_{2.5}$ 농도가 이미 높은 상태에서는 추가적인 오염원이 유입되더라도 농도 증가가 뚜렷하지 않을 수 있다 [24]. 한편, 2개 게르에서는 연료 투입 후에도 $PM_{2.5}$ 농도가 낮은 상태를 유지하였으며, 이는 스토브의 구조적 특성이 $PM_{2.5}$ 배출 감소에 영향을 미쳤을 가능성이 있다. 관련 연구에서 신형 스토브를 사용하는 게르가 전통 스토브를 사용하는 게르보다 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 낮게 유지되는 경향이 확인된 바 있다 [25]. 또한, 연료 투입이 이루어지지 않은 시간대에도 $PM_{2.5}$ 농도의 변동이 확인되었으며, 이는 기타 실내 활동의 영향을 반영했을 가능성도 있다.

2. 개량 석탄 정책에 따른 울란바토르 시 외기 및 게르 내 $PM_{2.5}$ 농도의 영향

몽골 정부는 울란바토르의 실외 대기 오염 문제를 해결하기 위해 2019년 5월부터 원탄 사용

을 금지하고, 개량 석탄을 도입하는 정책을 시행하였다. 이에 따라 울란바토르 내 6개 구(Bayangol, Bayanzurkh, Chingeltei, Khan-Uul, Songinokhairkhan, Sukhbaatar)에 거주하는 주민과 업체들은 원탄 사용이 금지되었다. 2016년부터 2025년까지의 1월 평균 외기 $PM_{2.5}$ 농도 변화를 분석한 결과, 2016년부터 2018년까지 점진적으로 감소하던 1월 평균 외기 $PM_{2.5}$ 농도는 2019년에 최고치 ($222.2 \mu g/m^3$)를 기록한 후, 개량 석탄 정책이 시행된 2020년부터 2025년의 1월 평균 외기 $PM_{2.5}$ 농도는 2019년 1월 대비 모두 유의하게 감소하였다 ($p < 0.001$). 기존 연구에서 정책 시행 전 (2016년 5월~2019년 4월)과 시행 후 (2019년 5월~2021년 12월)의 외기 미세먼지 (PM_{10}) 농도를 비교한 결과, 시행 후 평균 $34.3 \mu g/m^3$ 감소 ($p = 0.02$), $PM_{2.5}$ 농도는 평균 $17.1 \mu g/m^3$ 감소 ($p < 0.01$)한 것으로 보고되었다 [26]. 또한, 2019~2020년 겨울 (11월~2월)의 $PM_{2.5}$ 농도는 2014~2019년 겨울 평균보다 낮았으며, 특히 2018~2019년 겨울 ($138.4 \mu g/m^3$) 대비 2019~2020년 겨울 ($87.6 \mu g/m^3$)에는 36.7% 감소하였다 [27]. 본 연구 결과와 기존 연구에서 보고된 정책 효과는 유사한 경향을 보이며, 개량 석탄 정책이 장기적으로 외기 $PM_{2.5}$ 농도를 감소시키는 데 기여했음을 시사한다.

본 연구는 2019년, 2020년, 2025년 동안의 실내 $PM_{2.5}$ 농도를 비교하여 연료 변화 및 정책 시행 후 경과 시간에 따른 영향을 분석하였다. 2019년에는 원탄 사용으로 인해 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 가장 높았으나, 2019년 5월 개량 석탄 도입 이후 측정된 2020년 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 크게 감소하였다. 그러나 2025년에는 동일한 개량 석탄을 사용했음에도 불구하고 실내 $PM_{2.5}$ 농도가 다시 증가하는 경향을 보였다. 이러한 결과는 실외 공기질이 개선되었음에도 불구하고 실내 공기질은 기대만큼 향상되지 않았음을 시사한다. 특히, 거주자들은 실내에서 대부분의 시간을 보내기 때문에 실내 공기질의 악화는 건강에 부정적인 영향을 미칠 수 있다. 실내 $PM_{2.5}$ 농도의 증가 원인으로는 연소 기기의 관리 부족, 연료 품질 변화, 사용 방식의 차이 등이 고려될 수 있으며, 효과적인 실내 공기질 개선 대책 마련이 필요하다.

3. 한계점

본 연구는 실내 PM_{2.5} 농도에 영향을 미치는 거주자의 행동 요인을 파악하기 위해 설문조사와 연료 투입 기록을 활용하였으나, 관찰 조사를 수행한 선행 연구와 차이가 있었다. 선행 연구에서는 연구원이 게르에서 직접 상주하며 실내 활동의 발생 시간, 횟수, 지속 시간 등을 기록하여, 실내 활동과 PM_{2.5} 농도 변화를 동시간대에 분석할 수 있었다 [5, 7]. 그러나 본 연구에서는 몽골 연구 윤리 승인 과정에서의 제한으로 인해, 연구자가 게르 내에 장시간 상주하며 관찰 조사를 수행하는 방식은 허용되지 않았다. 이에 따라 거주자의 자가보고 방식으로 수집된 설문조사 데이터를 활용하였다. 특히, 실내 활동의 발생 시점과 실내 PM_{2.5} 농도 변화의 시점이 정확히 대응하지 않아, 실내 활동과 농도 간 인과관계 해석에는 구조적인 한계가 있었다. 향후 연구는 실내 PM_{2.5} 농도에 영향을 미치는 요인을 보다 정밀하게 분석하기 위해 관찰 조사를 병행하고, 보다 정교한 통계 모델을 활용한 다변량 분석을 수행해야 한다.

본 연구는 울란바토르 Chingeltei구의 39개 게르를 대상으로 실내 PM_{2.5} 농도를 측정하고 설문조사를 수행하였으나, 이 표본이 몽골 전체 게르의 실내 공기질을 대표하기에는 한계가 있다. 연구 대상이 울란바토르 내 특정 지역의 게르촌에 국한되어 있어, 다양한 실내 활동, 연료 사용 방식, 난방 조건 등의 지역 간 차이를 충분히 반영하기 어려웠다. 또한, 표본 수가 제한적이어서 일부 변수의 분포가 정규성 가정을 충족하지 않았고, 이에 따라 다변량 분석 대신 비모수 검정(Wilcoxon Rank-Sum Test)을 사용하여 그룹 간 실내 PM_{2.5} 농도 차이를 분석하였다. 이러한 분석 방식은 주요 요인 간의 복합적인 영향을 정밀하게 해석하는 데 한계를 지닐 수 있다. 따라서 향후 연구에서는 표본 수를 확대하고, 다양한 지역 및 사회경제적 특성을 균형 있게 반영하여 연구 결과의 대표성과 일반화를 높일 필요가 있다.

Conclusion

본 연구를 통해 몽골 울란바토르 게르촌에서 실내 활동과 개량 석탄 정책이 실내 PM_{2.5} 농도에 얼마나 영향을 미치는지를 확인하였다. 설문조사 기반 분석 결과, 실내 청소 빈도를 제외한 실내 활동은 실내 PM_{2.5} 농도와 유의한 연관성을

보이지 않았다. 실내 청소 빈도가 높을수록 실내 PM_{2.5} 농도도 유의하게 증가하였으며, 이는 높은 실외 PM_{2.5} 농도의 영향일 가능성이 있다. 한편, 몽골 울란바토르의 실외 대기질 개선을 위해 시행된 개량 석탄 정책은 실외 PM_{2.5} 농도를 유의하게 감소시켰다. 그러나 게르 내 PM_{2.5} 농도는 개량 석탄 정책 시행 직후인 2020년에 시행 전보다 감소했으나, 시행 5년 후인 2025년에는 재차 증가하는 양상을 보였다. 이는 개량 석탄 정책이 초기에는 실내 PM_{2.5} 농도를 낮추는 효과를 보였으나, 장기적으로 그 효과가 지속되지 않았음을 시사한다.

Acknowledgements

이 논문은 2024년 대한민국 교육부와 한국연구재단의 지원 (BK21 FOUR 5199990214126)과 2024년도 서울대학교 글로벌사회공헌단 사회공헌형 교과목으로 지원을 받아 수행되었습니다. 연구에 참여하여 많은 도움을 준 몽골국립의과대학 연구원 및 학생들에게 감사의 인사를 전합니다.

References

1. National Statistics Office. Census 2020. Ulaanbaatar. 2020. Available online: <https://www.1212.mn/mn/statistic/statcate/573051/table-view/DT NSO 0300 071V3> [accessed on 1 February 2025].
2. National Statistics Office. Icon News, 70% of households in Mongolia live in fuel-burning dwellings. 2019. Available online: <https://ikon.mn/n/1hus> [accessed on 2 February 2025].
3. Purev, U. U., & Hagishima, A. (2020). A field survey of traditional nomadic dwelling gers used as urban habitats in ulaanbaatar, mongolia.
4. Allen, R. W., Gombojav, E., Barkhasragchaa, B., Byambaa, T., Lkhasuren, O., Amram, O., ... & Janes, C. R. (2013). An assessment of air pollution and its attributable mortality in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6, 137-150.
5. Ahn, J. Y., Song, L., Shin, H., Jung, W., Ochir, C., & Lee, K. (2018). Determinants of Indoor PM_{2.5} Concentrations in Ger, a Traditional Residence, in Mongolia. *Korean Journal of Public Health*, 55(2), 22-30.

6. Braham, W. W., Hakkarainen, M., Buyan, M., Janjindorj, G., Turner, J., & Erdenekhuyag, S. (2022). Cooking, Heating, Insulating Products and Services (CHIPS) for Mongolian ger: Reducing energy, cost, and indoor air pollution. *Energy for Sustainable Development*, 71, 462-479.
7. Song, S., Kim, D., Kim, M., Kim, M., Lee, N., Lee, M., ... & Lee, K. (2020). Changes in Concentrations of PM_{2.5} and CO in Gers by Fuel Change in Ulaanbaatar, Mongolia. *Korean Journal of Public Health*, 57(2), 9-16. (Korean)
8. International Agency for Research on Cancer (IARC), Household use of solid fuels and high-temperature frying. International Agency for Research on Cancer, 2010. Available at: <http://monographs.iarc.fr/ENG/Monographs/vol9/5/> [accessed on 2 February 2025].
9. Vicente, E. D., Calvo, A. I., Sainnokhoi, T. A., Kováts, N., de la Campa, A. S., de la Rosa, J., ... & Alves, C. A. (2024). Indoor PM from residential coal combustion: Levels, chemical composition, and toxicity. *Science of the Total Environment*, 918, 170598.
10. Collaborators, G. B. D., & Ärmlöv, J. (2020). Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet*, 396(10258), 1223-1249.
11. Burnett R. T., Pope C. A., Ezzati M., ... & Aaron Cohen. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*, 122(4), 397–403.
12. Rachna Bhoonah., Alice Maury-Micolie., Olivier Jolliet., and Peter Fantke. (2023). Fine Particulate Matter Exposure and Health Impacts from Indoor Activities. *Indoor Air*, 2023(1), 8857446.
13. Government of Mongolia. (2018). Resolution No. 62 on banning the use of raw coal in Ulaanbaatar. Ulaanbaatar. Available at: <https://legalinfo.mn/mn/detail/15415> [accessed on 11 May 2025]
14. Allen, R. W., Gombojav, E., Barkhasragchaa, B., Byambaa, T., Lkhasuren, O., Amram, O., ... & Janes, C. R. (2013). An assessment of air pollution and its attributable mortality in Ulaanbaatar, Mongolia. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6, 137-150.
15. Ban, H., Hwang, Y., Lim, M., Ochir, C., & Lee, K. (2017). Daytime profile of residential PM_{2.5} concentrations in a ger, a traditional residence in Mongolia. *Korean Journal of Public Health*, 54(1), 23-30.
16. World Health Organization (WHO), WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide, 2021. Available at: https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228?utm_source=chatgpt.com [accessed on 2 February 2025].
17. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) for Particulate Matter. Available at: <https://www.epa.gov/pm-pollution/national-ambient-air-quality-standards-naaqs-pm> [accessed on 2 February 2025].
18. Li, Q., Li, X., Jiang, J., Duan, L., Ge, S., Zhang, Q., ... & Hao, J. (2016). Semi-coke briquettes: Towards reducing emissions of primary PM_{2.5}, particulate carbon and carbon monoxide from household coal combustion in China. *Scientific reports*, 6(1), 19306.
19. Shen, G. (2016). Changes from traditional solid fuels to clean household energies—opportunities in emission reduction of primary PM_{2.5} from residential cookstoves in China. *Biomass and Bioenergy*, 86, 28-35.
20. US Embassy Ulaanbaatar Mongolia. Available at: [https://www.airnow.gov/international/us-embassies-and-consulates/#Mongolia\\$Ulaanbaatar](https://www.airnow.gov/international/us-embassies-and-consulates/#Mongolia$Ulaanbaatar) [accessed 10 February 2025].
21. Shinohara, N., & Yoshida-Ohuchi, H. (2021). Resuspension and deposition of PM_{2.5} and PM₁₀ containing radiocesium during and after indoor cleaning of uninhabited houses in Fukushima, Japan. *Chemosphere*, 272, 129934.
22. Nihar, K., Nutkiewicz, A., & Jain, R. K. (2023). Natural ventilation versus air pollution: assessing the impact of outdoor pollution on natural ventilation potential in informal settlements in India. *Environmental Research: Infrastructure and Sustainability*, 3(2), 025002.

23. Yin, H., Li, Z., Zhai, X., Ning, Y., Gao, L., Cui, H., ... & Li, A. (2023). Field measurement of the impact of natural ventilation and portable air cleaners on indoor air quality in three occupant states. *Energy and Built Environment*, 4(5), 601-613.
24. Shim, I. K., Won, S. R., Lee, Y. M., Hwang, E. H., Ji, H. A., Ryu, J. M., Lee, J. S., Lee, J. W., Cho, Y. S., Kang, Y. K., Kim, A. R., Kwon, Y. S., Kwon, M. H., & Jung, H. M. (2018). *A study on the management of indoor PM_{2.5} in public facilities*. National Institute of Environmental Research. <https://doi.org/10.23000/TRKO201900003810> (Korean)
25. Lim, M., Myagmarchuluun, S., Ban, H., Hwang, Y., Ochir, C., Lodoisamba, D., & Lee, K. (2018). Characteristics of indoor PM_{2.5} concentration in Gers using coal stoves in Ulaanbaatar, Mongolia. *International journal of environmental research and public health*, 15(11), 2524.
26. Dickinson-Craig, E., Turbat, T., Hemming, K., Pope, F. D., Bartington, S. E., Anjaa, S., ... & Manaseki-Holland, S. (2025). Improving Air Quality and Childhood Respiratory Health in Mongolia: The Impact of the Raw Coal Ban and COVID-19 Restrictions—An Interrupted Time-Series Analysis. *Atmosphere*, 16(1), 46.
27. Ganbat, G., Soyol-Erdene, T. O., & Jadamba, B. (2020). Recent improvement in particulate matter (PM) pollution in Ulaanbaatar, Mongolia. *Aerosol and Air Quality Research*, 20(10), 2280-2288.