宗文婧,杨须艳,张 笛,等.京津冀水泥行业 $PM_{2.5}$ 技术减排及健康影响评价 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):568-578.
Zong W J, Yang X Y, Zhang D, et al. $PM_{2.5}$ technological emission reduction from the cement industry and associated evaluation health impacts in Beijing-Tianjin-Hebei [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):568-578.

京津冀水泥行业 $PM_{2.5}$ 技术减排及健康影响评价

宗文婧,杨须艳,张 笛,张岳玲* (华北电力大学环境科学与工程学院,资源与环境系统优化教育部重点实验室,北京 102206)

摘要：以京津冀地区 68 家全流程水泥企业 2020 年度排放清单为基础,结合 37 项减排技术构建三种实施情景,选取 CALPUFF 模型、IER 和 GEMM 两种暴露风险模型以及三种经济评估手段(生命统计价值法(VSL)、年龄调整生命统计价值法(A_VSL)、修正劳动力资本损失法(AHC)),针对京津冀地区水泥行业 $PM_{2.5}$ 排放进行了减排潜力、浓度响应及健康影响评价.结果表明,技术减排情景 S1 和 S2 的 $PM_{2.5}$ 一次污染物技术减排量及浓度下降幅度分别达 2.17‰~5.50‰与 3.20%~12.10%.三种情景下京津冀三地 IER 可避免早逝人数约占 GEMM 可避免早逝人数 60%,各市 S1 和 S2 的可避免早逝人数分别约占 S0 可避免早逝人数 4%~5%和 9%~10%.寿命延长年的主要受益群体集中在 65+和 70+年龄组,石家庄、保定和唐山三市的寿命延长年总量约占全省的 57%.S1 的可避免经济损失约为 S2 的 50%,仅为水泥行业实现“零排放”为理想情景(S0)的约 5%.VSL 方法估值最大,A_VSL 次之,AHC 最低.GEMM 结果为例,三情景下三地可避免经济损失北京最大,除 VSL、AHC 方法的 S0 河北反超北京(44.89 亿元 vs 38.73 亿元,0.36 亿元 vs 0.34 亿元).

关键词：京津冀；水泥行业；$PM_{2.5}$；技术减排；健康影响评价
中图分类号：X513 **文献标识码**：A 文章编号：1000-6923(2026)01-0568-11

$PM_{2.5}$ technological emission reduction from the cement industry and associated evaluation health impacts in Beijing-Tianjin-Hebei. ZONG Wen-jing, YANG Xu-yan, ZHANG Di, ZHANG Yue-ling* (MOE Key Laboratory of Resources and Environmental Systems Optimization, College of Environmental Science and Engineering, North China Electric Power University, Beijing 102206, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：568~578

Abstract：Based on the 2020 emission inventory of 68 integrated cement plants in the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) region, three emission reduction scenarios were developed using 37 technologies and the CALPUFF model, two exposure-response functions (IER and GEMM), and three economic valuation methods (Value of statistical life(VSL), Age-adjusted value of statistical life(A_VSL), Amended human capital(AHC))were employed to assess the $PM_{2.5}$ reduction potential, concentration changes, and health impacts. The result demonstrated that under the technology-based reduction scenarios S1 and S2, the primary $PM_{2.5}$ emissions from reduction technologies and the total $PM_{2.5}$ concentration declined by 2.17‰~5.50‰ and 3.20%~12.10%, respectively. Under each scenario in three provinces, the avoidable deaths estimated by IER were about 60% of the result estimated by GEMM. Moreover, the avoided deaths under S1 and S2 in each city were 4%~5% and 9%~10% of the data under S0. The main beneficiary group of life extension years was concentrated in the 65+ and 70+ age groups, and the life extension years in Shijiazhuang, Baoding, and Tangshan contributed 57% of the total years in Hebei. Avoidable economic losses under S1were about 50% of those under S2 and only 5% of those under S0 (ideal scenario) which meant “zero emission”was realized in the cement industry. The value evaluated by VSL was highest, followed by the value evaluated by A_VSL and AHC. Taking the estimation of GEMM as an example, the avoidable economic loss in Beijing was the highest among the three provinces under three scenarios, whereas the avoidable economic loss evaluated by VSL and AHC in Hebei was higher than that in Beijing under S0 (4.489 billion yuan vs. 3.873 billion yuan; 0.36 billion yuan vs. 0.34 billion yuan).

Key words：Beijing-Tianjin-Hebei；cement industry；$PM_{2.5}$；technical emission reduction；health impact assessment

水泥生产消耗大量的煤炭资源,也是颗粒物的重要排放源[1].一次 $PM_{2.5}$ 主要来源于燃煤等化石燃料的直接燃烧,二次 $PM_{2.5}$ 则由 SO_2、NO_x 等前体污染物在大气中发生化学反应生成[2].长期暴露于 $PM_{2.5}$ 可显著增加多种致死性疾病[3]的风险,因此其治理及其健康风险评估近年来备受关注.$PM_{2.5}$ 防治路径不仅涵盖一次颗粒污染物的控制,还需兼顾前体污染物的减排.近年来,节能或末端治理成为水泥企业减排的重要策略.Zhang 等[4]发现包括水泥行业

收稿日期：2025-08-30
基金项目：总理基金—大气重污染成因与治理攻关项目(DQGG0209-13)
* 责任作者, 副教授, zhangyueling@ncepu.edu.cn

在内的 56 种末端控制技术和 5 种可再生能源具有较大的排潜力.Hou 等[5]评估表明水泥行业实施超低排放改造后 PM、SO_2、NO_x 均显著减少.然而末端治理效果趋于减弱[6],亟需转向减少能源消耗为核心的源头减排路径.Liang 等[7]研究表明,采用垃圾衍生燃料(RDF)替代部分煤炭可降低多种污染物排放.与此同时,水泥行业排放对人类健康的影响也逐渐引起关注,Zorzeno 等[8]估算了水泥厂 $PM_{2.5}$ 排放对周围居民造成的寿命损失及经济成本.Guo 等[9]量化了水泥行业去产能政策下减少 $PM_{2.5}$ 带来的环境与健康协同效益.

京津冀地区 95%以上的水泥生产由河北省承担,为京津冀一体化发展以及雄安新区建设提供了重要建设物资,然而关于该地区水泥行业 $PM_{2.5}$ 技术减排及其健康影响评估的研究较为稀少,尽管 Zhang 等[10]量化了能源效率提升后的减排效果对京津冀公共健康的潜在益处,但其仅采用排放因子法估算污染物浓度,未引入空气质量模型模拟其输运过程.Zhang 等[11]分析了中国水泥行业通过节能减排措施对 $PM_{2.5}$ 减排以及健康的影响, 但其健康效益评估采用了统一的 VSL 估值方法, 未考虑不同年龄群体在寿命损失、收入水平和经济价值等方面的差异.因此本文选取该地区 68 家全流程水泥企业 2020 年的大气污染物排放清单,从技术节能角度考察减排效果,结合国家政策及相关文献,筛选出 37 项减排技术,通过综合考虑技术的减排潜力和推广潜力,确定分阶段节能情景下的减排清单,运用融合 $PM_{2.5}$ 化学转化的 CALPUFF 模型及多元健康影响评价方法,科学量化水泥行业减排对区域 $PM_{2.5}$ 浓度改善、居民健康效益提升与经济损失降低的协同影响.

1　研究方法与数据

1.1　WRF-CALPUFF 耦合模型

将 2020 年京津冀地区 68 个全流程水泥企业以能源消耗及排放因子确定的排放清单[11]作为点源,根据《环境影响评价技术导则大气环境(HJ 2.2-2018)》[13]推荐,选用三捷环境工程咨询(杭州)有限公司的 BREEZE CALPUFF 模型,并采用 MESOPUFFII 化学机制模拟 SO_2、NO_x 等前体物向二次 $PM_{2.5}$ 的转化.CALPUFF 所需气象场由 WRF 模型提供.WRF 模拟区域采用兰伯特正形圆锥投影,采用二重嵌套,以 116.8°E,39.33°N 为中心点坐标,外层和内层水平格距与格点数分别为 24km 和 130×130、8km 和 106×136,垂直方向设置 40 层.CALPUFF 模型中 CALPUFF 模块采用 UTM 投影坐标进行网格设置,设置模拟范围西南角经纬度为 (113.463°E, 35.715°N),网格分辨率为 60×80,网格间距为 10km,垂直方向设置 10 层,对区域大气环境按照年时间尺度进行模拟.

水泥厂的平均实际运行时间为 365d 刨除错峰停产天数,依据河北省建筑材料工业协会和全国排污许可证数据(含重污染天气停工),最终确定为 263d/a.WRF-CALPUFF 模型所需点源参数、模型运行设置、敏感点等设置详见表 1.

表 1　模型参数设置

Table 1　Settings of model parameter

类别	详细参数	数据来源
点源排放源信息	排放源位置坐标(m)、烟囱高度(m)、烟囱内径(m)、烟囱排放速率(m/s)、烟囱排放温度(K)、烟气量(t/a)	[14]、[15]
化学机制	MESOPUFF Ⅱ化学机制	中国环境监测总站
气象数据	地形及土地利用数据	国家基础地理信息中心 LAND30 数据
	地面气象数据	美国地质勘探局(USGS)
	高空气象数据	美国环境预报中心(NCEP)
敏感源选取*	1011A、1027A、1034A、1038A、1044A、1047A、1055A、1059A、1066A、1069A、1073A、1075A、1080A	中国环境监测总站

注:*2020年京津冀各市正常运行的空气质量国控站点,每市1个.

1.2　减排技术

本研究系统梳理了水泥生产全流程的减排技术,主要包括生料制备(10 项)、熟料煅烧(21 项)和水泥粉磨(6 项)三大应用场景,共计 37 项技术.各项技术的名称(应用场景、减排机制)、节标煤量、投资成本等信息详见表 2,并将其按照减排机制进一步归

纳为四类:节能优化(E)通过工艺与设备升级、余热利用等提高能效、减少燃料消耗与污染物排放;原料/熟料替代(S)以粉煤灰、矿渣等替代部分原料或熟料以降低煅烧过程的能源需求与排放强度;燃料替代(F)使用替代燃料或固废衍生燃料等低碳燃料替代煤炭,减少化石燃烧排放;智能控制(I)利用自动化与数据优化实现精细化管理,从而减少能源浪费与异常排放.

表 2 水泥行业减排技术概况

Table 2 Overview of energy-saving and emission reduction technologies in the cement industry

技术名称	节标煤量[16] (kgce/tcl)	类别	投资成本 (元/tcl)	平均投资成本
新型干法水泥窑生产运行节能监测与优化系统技术(C、I)	0.11	<1kgce/tcl (普及率权重 50%)	7.35[17]	9.35 元/tcl
生料配料智能控制(R、I)	0.14		3.12[18]	
高压力料床粉碎技术(R、E)	0.26		2.17[19]	
高热值危险废物替代水泥窑燃料综合技术(C、F)	0.51		0.14[20]	
生料均化(R、E)	0.57		33.05[10]	
新型球磨机直驱永磁同步电机系统(G、E)	0.61		6.86[19]	
高效优化粉磨节能技术(G、E)	0.79		12.77[21]	
高效分级机/分离机(G、E)	1.08	1~10kgce/tcl (普及率权重 30%)	23.54[22]	11.79 元/tcl
用煤矸石代替熟料生产水泥(R、S)	1.1		2.40[19]	
新型水泥预粉磨系统节能技术(G、E)	1.48		6.50[23]	
带中间断辊的在线冷却器(C、E)	2		11.12[17]	
水泥窑协同处置生活垃圾智能控制(C、F+I)	2.21		1.57[24]	
高炉矿渣制成的水泥熟料(R、S)	2.3		3.79[17]	
水泥粉磨智能优化控制系统(G、I)	2.3		3.21[17]	
水泥颗粒级配优化(G、E)	2.46		21.40[25]	
水泥生产脱硝智能预测技术(C、I)	2.85		3.96[26]	
低碱水泥(R、S)	3.16		0.00	
集成模块化窑炉衬节能技术(C、E)	3.19		2.46[19]	
大推力多通道燃烧节能技术(C、E)	3.6		0.39[17]	
能源管理和过程控制系统(C、I)	3.62		2.70[22]	
水泥窑大温差横流预热预分解系统技术(C、E)	3.7		7.89[27]	
水泥窑低温余热发电(C、E)	3.9		57.83[17]	
带分级燃烧高效低阻预热器系统(C、E)	4.18		12.90[19]	
高压(液压)辊压机(R、E)	5		53.50[29]	
改进的耐火度和燃烧系统(C、E)	5.06		4.00[22]	
转换为往复式篦冷机(C、E)	5.08		18.95[18]	
立式辊磨机(R、E)	6.72		31.14[18]	
用粉煤灰代替熟料制造水泥(R、S)	7.2		4.65[17]	
水泥熟料烧成系统优化技术(C、E)	7.2		10.41[17]	
石灰石波特兰水泥(R、S)	7.25		1.41[18]	
优化热回收/升级熟料冷却机(C、E)	7.86		1.72[25]	
水泥熟料节能减氮烧成技术(C、E)	8.55		7.20[19]	
回转窑人工智能专家系统(C、I)	10		NA[30]	
高固气比水泥悬浮液预热分解技术(C、E)	14.2	>10kgce/tcl (普及率权重 20%)	27.27[23]	73.31 元/tcl
使用废物衍生燃料(C、F)	16.72		7.45[18]	
用预热器/预分解炉代替立窑(C、E)	23.48		123.12[29]	
将长干燥窑改造为预热器/预分解窑(C、E)	25.21		135.39[18]	

注:括号内第一个字母代表主要生产阶段:C—熟料煅烧,R—生料制备,G—水泥粉磨,第二个字母代表减排机制:E—节能优化,S—原料/熟料替代,F—燃料替代,I—智能控制.

1.3 减排技术实施情景

表 2 中的各项技术的节标煤量和投资成本可分别反映不同减排技术的减排潜力和推广潜力,从减排潜力角度将全部技术划分为三个层次:第一类节

标煤量小于 1kgce/tcl,为“低减排潜力技术”;第二类节标煤量在1~10kgce/tcl之间,为“中减排潜力技术”;第三类大于 10kgce/tcl,为“高减排潜力技术”.这三类技术的平均投资成本分别为9.35元/tcl、11.79元/tcl、73.31 元/tcl,即减排潜力越大的技术,其投资成本一般越高,推广潜力越小[31].据国家相关政策[19,23,27]及朱淑瑛等[32]的预计,近十几年水泥行业技术普及率一般位于 11.49%~48.43%区间内,因此在构建分阶段减排技术实施情景时,设定各类技术在所有企业的普及率权重分别为:第一类技术为 50%,第二类技术为 30%,第三类技术为 20%.综合考虑技术减排潜力、投资成本和技术普及率,加权汇总三类技术的综合节能量,计算公式如(1).减排情景分两个阶段进行:第一阶段(S1)为温和减排,即各水泥企业通过技术实施完成一半的节能量,第二阶段(S2)为强化减排,即各水泥企业通过技术实施完成全部的节能量,并形成两个相应的减排清单,然后运用CALPUFF空气质量模型进行 $PM_{2.5}$ 的大气扩散模拟,以评估企业实施减排技术的影响.

$$T_t=\sum_{i=1}^{n_1}50\%T_{1i}+\sum_{i=1}^{n_2}30\%T_{2i}+\sum_{i=1}^{n_3}20\%T_{3i} \quad (1)$$

式中:T_t 为综合节能量,T_{1i},T_{2i},T_{3i} 分别代表第一类技术、第二类技术和第三类技术的具体节标煤量,kgce/tcl.

1.4　健康影响评价

以京津冀地区 2020 年 25 岁及以上人群为研究对象,85 岁及以上均归类为 85+,以 5 岁年龄组的形式,评估与 $PM_{2.5}$ 暴露相关的四类主要健康终点,即缺血性心脏病(IHD)、中风(Stroke)、慢性阻塞性肺病(COPD)和肺癌(LC)相关的健康影响.除技术减排情景 S1 和 S2 的 $PM_{2.5}$ 浓度,设定水泥行业实现“零排放”为理想情景(S0)以评估最大可能的健康收益.

1.4.1　可避免早逝人数(APD)

定义为 2020 年早逝人数与减排情景下早逝人数之差(式(2)).

$$APD_{i,j}=\Delta Mort_{i,j,2020}-\Delta Mort_{i,j,scenario} \quad (2)$$

式中:$\Delta Mort_{i,j,2020}$ 和 $\Delta Mort_{i,j,scenario}$ 分别表示 j 年龄组健康终点 i 的 2020 年和减排情景下早逝人数,人.

$\Delta Mort_{i,j}$ 由健康风险代入健康影响函数(HIF),如式(3)所示获得.

$$\Delta Mort_{i,j}=B_{i,j}\times Pop_j\times(1-1/RR_{i,j}) \quad (3)$$

式中:$\Delta Mort_{i,j}$ 为 $PM_{2.5}$ 暴露导致的 j 年龄组健康终点 i 早逝人数,2020 年结果如表 3 第 3 列所示,人;$B_{i,j}$ 为 j 年龄组健康终点 i 的基线死亡率(/10 万人),数据来源于《中国死因监测数据集 2020》,Pop_j 京津冀地区 j 年龄组暴露人口,数据来源于《中国统计年鉴 2020》以及《中国城市统计年鉴 2020》,以及其他研究学者预测的京津冀各市各年龄人口[33],本研究关注对京津冀地区 2020 年 25 岁以上男女人群;$RR_{i,j}$ 为 $PM_{2.5}$ 暴露引起的 j 年龄组健康终点 i 的相对风险,为提高评估结果的稳健性和政策解释力,本文采用 IER 模型和 GEMM 模型分别计算,前者侧重于高浓度暴露区间的流行病学,如吸烟、职业粉尘暴露、室内污染等诱因,后者侧重室外空气污染暴露诱因,且更加适用于发展中地区.

IER 和 GEMM 计算方法见式(4)和式(5).

$$RR_{i,j}(IER)=1+\alpha_{i,j}(1-\exp(-\gamma_{i,j}z^{\delta_{i,j}})) \quad (4)$$

式中:z 取 $\max(0,C-C_0)$,C 为市级 $PM_{2.5}$ 年均浓度,μg/m^3;C_0 为 $PM_{2.5}$ 的浓度阈值,2.4μg/m^3[28],当 $C<C_0$ 时默认无健康风险;$\alpha_{i,j}$、$\gamma_{i,j}$、$\delta_{i,j}$ 均为健康终点拟合参数,j 代表年龄组,i 代表健康终点,采用 IER 模型表达式对 IHD 和 Stroke 基于不同年龄组 $PM_{2.5}$ 暴露风险数据[28]进行非线性曲线拟合获得,COPD 和 LC 不区分年龄组拟合获得.

$$RR_{i,j}(GEMM)=\exp\left\{\theta_{i,j}\ln(1+z/\omega_i)/(1+\exp(-(z-\mu_i)/\nu_i))\right\} \quad (5)$$

式中:$\theta_{i,j}$、ω_i、μ_i、ν_i 为 GEMM 模型的健康终点拟合参数[34],j 代表年龄组,i 代表健康终点;z 同式(4).

1.4.2　寿命延长年

将各年龄组可避免早逝人数与相应的预期寿命[35]相乘,即得因 $PM_{2.5}$ 减排所带来的寿命延长年(式(6)).

$$LYG_{i,j}=\sum_{i=1}^{13}APD_{i,j}\times LE_{i,j} \quad (6)$$

式中:$LYG_{i,j}$ 为因 $PM_{2.5}$ 减排所带来的 j 年龄组健康终点 i 的寿命延长量,年;$APD_{i,j}$ 为 j 年龄组健康终点 i 可避免的早逝人数.LE_j 为 j 年龄组的预期寿命(表 3 第 2 列).

1.4.3　可避免经济损失

不同减排情景下可避免经济损失,定义为某市相较于2020年减少的因 $PM_{2.5}$ 暴露导致的经济损失(式(7)).

$$\Delta Loss_k=(\Delta Mort_{k,2020}-\Delta Mort_{k,scenario})\times V_k \quad (7)$$

式中:$\Delta Loss_k$ 为 k 市可避免经济损失,亿元;$\Delta Mort_{k,2020}$ 为 k 市 2020 年的早逝人数总数,涵盖四种健康终点;

$\Delta Mort_{k,scensrio}$ 为 k 市减排情景下的早逝人数总数,涵盖四种健康终点.V_k 为 k 市人均经济损失.

V_k 可通过生命统计价值法(VSL)和修正劳动力资本损失法(AHC)分别评估,VSL 反映公众为降低死亡风险的支付意愿,衡量个体生命的经济价值,适用于全面体现健康风险所引发的社会经济损失;而 AHC 则侧重于反映因过早死亡或健康损害导致的劳动力损失,从而导致的经济损失[36].

表 3 预期寿命表和早逝平均寿命损失年

Table 3 Life expectancy and average life loss years due to premature death

年龄		预期寿命	早逝人数 (95%CI)	寿命损失 (年)
IER	25+	53.45	199(187~231)	10654
	30+	48.61	706(525~826)	34334
	35+	43.80	1050(851~1226)	45979
	40+	39.06	1463(1173~1717)	57140
	45+	34.42	2469(2000~2893)	84986
	50+	29.83	4793(3893~5647)	142972
	55+	25.40	6998(5592~8218)	177719
	60+	21.10	9382(7449~11121)	198008
	65+	17.06	15321(12217~18250)	261319
	70+	13.26	17557(13940~21114)	232873
	75+	9.96	16554(13452~19836)	164793
	80+	7.05	18286(14309~22159)	128834
	85+	4.71	26562(20722~32374)	125187
合计			121340.2(96309~145613)	1664798.80
人均寿命损失 t			13.72	
GEMM	25+	53.45	214(170~246)	11412
	30+	48.61	780(612~903)	37891
	35+	43.80	1152(881~1355)	50448
	40+	39.06	1593(1189~1901)	62239
	45+	34.42	2685(1952~3253)	92411
	50+	29.83	5260(3754~6445)	156908
	55+	25.40	7669(5367~6445)	194750
	60+	21.10	10408(7175~13027)	219660
	65+	17.06	16982(11603~21388)	289664
	70+	13.26	19666(13413~24849)	260843
	75+	9.96	18871(13041~23792)	187866
	80+	7.05	21279(15014~26664)	149923
	85+	4.71	30563(21943~38150)	144041
合计			137121(96114~171482)	1858055.85
人均寿命损失 t			13.55	

VSL 分为年龄不变 VSL(式(8))和年龄调整 VSL(式(9)).

$$VSL_k = VSL_{base} \times (\frac{G_k}{G_{base}})^{\beta} \times (1 + \%\Delta P_k + \%\Delta G_k)^{\beta} \quad (8)$$

式中:VSL_k 为 k 市 2020 年 VSL 值;VSL_{base} 为 2019 年 VSL 值[37],108.8×10^4 美元;G_k 是 k 市 2019 年人均 GDP[38],元;G_{base} 是 2019 年人均 GDP,70078 元[39];β 为健康成本的收入弹性[40],0.8;$\%\Delta P_k$ 表示 k 市在 2019 至 2020 年消费者价格指数(CPI)变化;$\%\Delta G_k$ 表示 k 市在 2019 至 2020 年人均 GDP 变化率.

年龄调整 VSL 在年龄不变 VSL 基础上,反映年龄组差异.

$$Age_VSL_{k,j} = Age_VSL_{k,j,base} \times (\frac{G_k}{G_l})^{\beta} \times (1 + \%\Delta P_k + \%\Delta G_k)^{\beta} \quad (9)$$

式中:$Age_VSL_{k,j}$ 为 k 市 2020 年年龄组 j 调整 VSL 值;$Age_VSL_{k,j,base}$ 来自 Yin 等[37]人计算的中国 2019 年 Age_VSL 值,美元;G_k 为 2020 年 k 市的人均 GDP[42],元;G_l 为 2020 年全国人均 GDP,71828 元[41].

AHC 如式(10)所示.

$$AHC = \sum_{y=1}^{t} GDP_y^{dv} = GDP_0 \cdot \sum_{y=1}^{t} \frac{(1+\eta)^y}{(1+\chi)^y} \quad (10)$$

式中:GDP_0 为 k 市 2020 年人均 GDP;η、χ 为人均 GDP 增长率和社会折现率,分别取 0.07 和 0.08[43];t 为人均寿命损失,计算结果见表 3,计算式见式(11).

$$t = \frac{\sum_{i}^{13} \Delta Mort_j \times LE_j}{\sum_{i}^{13} \Delta Mort_j} \quad (11)$$

2 结果与讨论

2.1 京津冀水泥行业不同情景下 $PM_{2.5}$ 排放量及浓度变化

图 1a 为京津冀地区 2020 年各城市水泥行业的 $PM_{2.5}$ 年排放量和浓度及 S1 和 S2 的变化.浓度模拟综合考虑一次 $PM_{2.5}$ 减排和 SO_2、NO_x 等前体物向二次 $PM_{2.5}$ 的转化过程.图 a(左)为排放量,唐山、石家庄、邢台、承德、保定等市排放强度较大,S1 的减排幅度为 2.17‰~2.75‰,S2 的减排幅度为 4.33‰~5.50‰.图 a(右)图为基于 CALPUFF 模型模拟的浓度结果,显然石家庄、唐山、保定、邢台等城市浓度较高.左右图对比可发现,排放量排序与浓度排序并不完全一致,如唐山排放量虽最高,但其浓度低于石家庄,保定浓度亦高于排放量较高的邢台,这反映出排放量并非决定浓度的唯一因素,京津冀地区的主导风向与地形如图 1b 所示,其主导风向为

西风和西南风,唐山位于河北东北部沿海区域,地处平原且地形开阔,受风向影响,其排放的污染物较易输送至下风向地区,而石家庄地处太行山东麓,受山前地形阻隔影响,局地环流较弱,区域通风条件较差,污染物易滞留,因而更易在地表聚集形成高浓度.这与 CALPUFF 模拟结果相符,表明地形与气象的综合作用是影响区域空气质量的重要因素.此外,S1 的各市由水泥行业排放贡献的 $PM_{2.5}$ 浓度较减排前下降约 3.20%~6.06%,多数城市浓度显著下降达 4%以上,S2 的各市浓度下降幅度提升至 6.39%~12.10%,这一结果相较 S1、S2 下水泥行业一次 $PM_{2.5}$ 排放量的下降幅度(2.17‰~5.50‰)偏大,主要原因是模拟中采用了 MESOPUFF Ⅱ 化学机制且节能减排技术使 SO_2 和 NO_x 同步减排,作为二次 $PM_{2.5}$ 的前体物,SO_2 和 NO_x 的削减使二次 $PM_{2.5}$ 浓度显著下降(24.83%~50.90%),从而带动最终 $PM_{2.5}$ 浓度的显著下降.张家口、沧州、衡水均表现出较高的减排响应,但其成因存在差异.张家口地处迎风坡,区域扩散条件较好,$PM_{2.5}$ 浓度下降幅度最大;衡水和沧州位于西南风下风向,尽管两市本地水泥行业排放量较低,但由于源区减排减少了上游输送负荷,加之本地排放降低,最终呈现出较为显著的 $PM_{2.5}$ 浓度下降.因此,采用空气质量模型对于准确评估区域行业技术减排下的空气质量响应具有重要意义,相较于静态排放清单,模拟结果能够动态反映污染物在时空维度上的迁移及区域污染负荷.

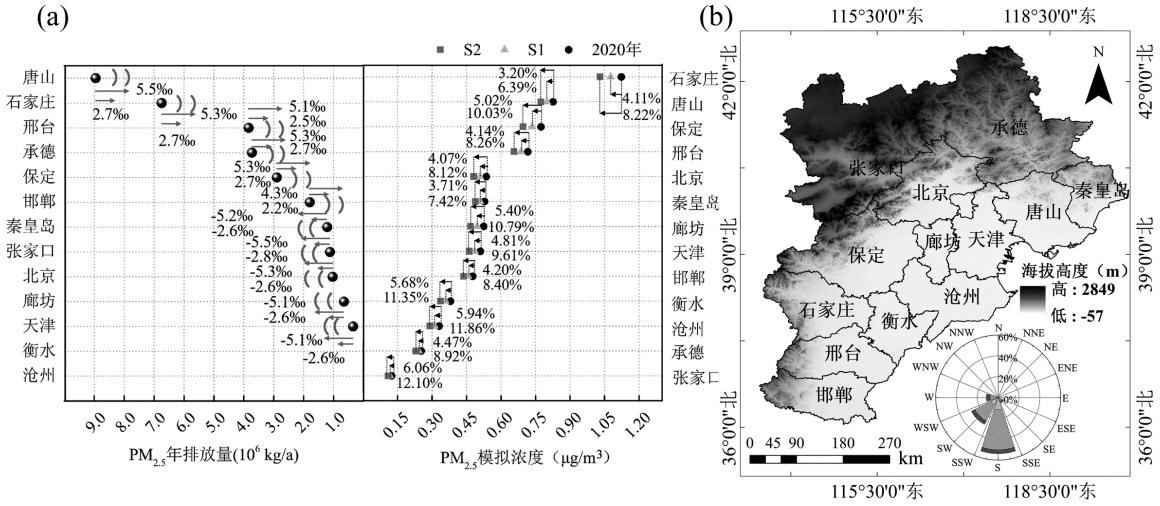


图 1　2020 年京津冀各市水泥行业 $PM_{2.5}$ 排放量 a(左)与浓度响应 a(右)对比及京津冀地形图(b)

Fig.1　Comparison of $PM_{2.5}$ emissions (a, left) and concentration response (a, right) from the cement industry in each city of the Beijing−Tianjin−Hebei region in 2020, and regional topography map (b)

审图号:GS(2016)1610 号

2.2　可避免早逝人数

图 2 为 IER(a)与 GEMM(b)中 S1、S2 和 S0 的可避免的早逝人数,两种模型对比可发现 GEMM 评估结果普遍高于 IER 评估结果.以 S0 的可避免早逝人数为例,京津冀三地 GEMM 结果合计为 1090.8 人,而 IER 的对应值为 689.8 人.S0、S1 与 S2 的 IER 结果均约为 GEMM 结果的 60%,造成差异的主要原因可能在于以下几个方面.首先,在结构特征上,IER 模型纳入了吸烟与室内污染等额外暴露数据,并假设不同来源 $PM_{2.5}$ 的毒性等效,而 GEMM 则基于大规模室外污染队列研究数据构建,更贴近真实环境暴露情境.其次,在数据基础上,IER 依赖于室外与室内污染及吸烟等多来源混合数据,而 GEMM 完全基于多国室外空气污染的长期队列研究,减少了跨来源数据的不确定性;另外,在暴露反应关系上,IER 在高浓度区间呈现趋于平缓的曲线形态,可能低估高污染水平下的健康风险,而 GEMM 在整个浓度区间保持更陡峭的斜率[50],对高浓度暴露的健康影响更为敏感,从而在重污染地区给出更高的健康效益评估结果.因此,在制定区域污染防控政策或评估减排措施健康收益时,应优先考虑模型对本地污染特征的适配性,GEMM 可能提供更敏感且更符合现实的估

算结果.此外,IER 和 GEMM 的京津冀地区 S1 可避免早逝人数,约占 S0 可避免人数 4%~5%,S2 可避免早逝人数约占 S0 可避免人数的 9%~10%,这说明尽管 $PM_{2.5}$ 的健康危害在分阶段技术减排后有明显的降低,但与 S0 相比差距仍然相当大,当前技术减排路径在减少健康负担方面虽有成效,但整体改善空间有限,若想实现实质性健康协同效益放大,需在现有节能技术基础上,设计融合“源头防控—过程管理—末端治理”的全过程减排情景,依据国家关于推进水泥行业绿色低碳转型的总体规划[51].就疾病类型而言,Stroke 和 IHD 在两模型下均有较高的可避免早逝人数,可能与这两种疾病更高的基础死亡率、$PM_{2.5}$ 敏感性以及广泛的患病人群有关.

三种情景下各城市可避免早逝人数差异显著,北京、石家庄、天津、保定为可避免早逝人数最多的城市,如 S0 的可避免早逝人数分别为 90~169 人(IER)和 134~245 人(GEMM),相比之下,衡水、承德、张家口可避免早逝人数则始终处于较低水平,S0 的数值尚不足 30 人.整体上,京津冀地区健康效益分布呈现“中心高、边缘低”特征.

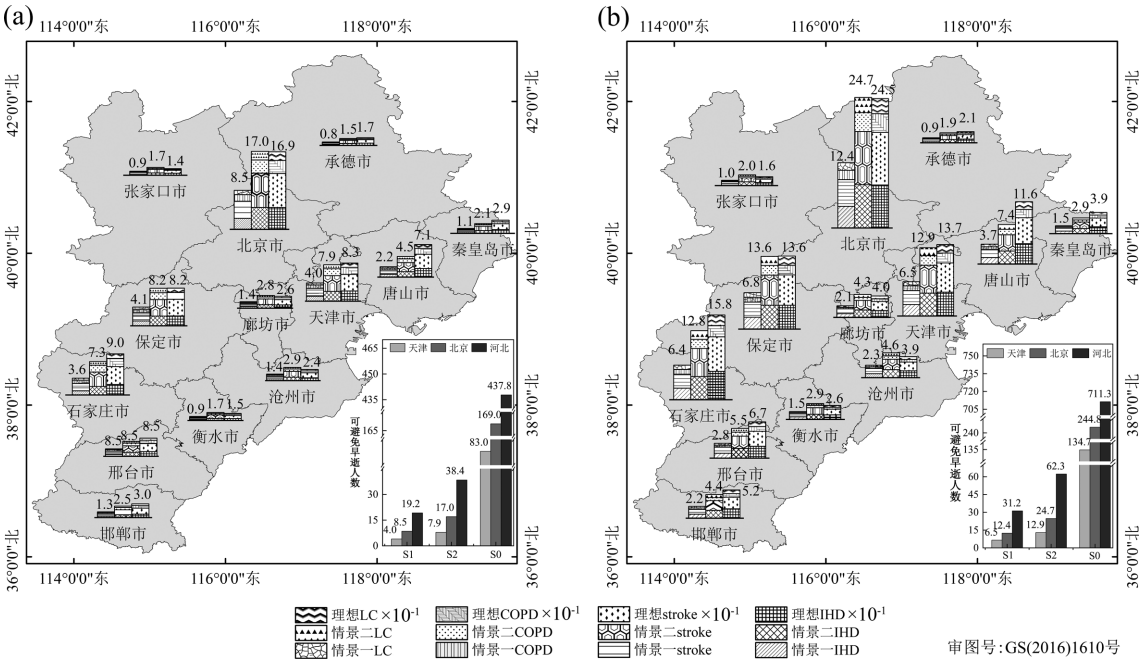


图 2 IER(a)和 GEMM(b)中各市四种疾病可避免早逝人数及各省可避免早逝总人数(右下)

Fig.2 Avoidable premature deaths from four diseases in each city under the IER model (a) and the GEMM model (b), and total avoidable deaths by province (bottom right)

左柱:S1,中柱:S2,右柱:S0×10^{-1}

2.3 寿命延长年

图 3a~3c 为北京、天津和河北省采用 IER 和 GEMM 在 S1、S2 和 S0 下的各年龄组寿命延长结果.在 S1 下,依据 IER 评估结果得到的北京、天津与河北寿命延长年为 0.39~15.04 年、0.18~7.7 年与 1.26~41.53 年,依据 GEMM 评估结果三地相应数值分别为 0.61~22.09 年、0.31~12.7 年和 2.16~68.08 年,显然后者仍然远高于前者,这与 2.2 中 GEMM 评估结果比 IER 评估结果高相一致.与 S1 相比,依据 GEMM 评估结果以及 IER 评估结果的 S2 和 S0 的寿命延长年,其峰值及上升和下降趋势均相似,即随着年龄逐渐上升,寿命延长年呈现出先增后降的趋势,在 65+和 70+两个年龄组达到峰值.北京、天津、河北虽有数值差别,但也显示出相似的峰值分布形态,体现出三地的老年群体(65 岁以上)均是水泥行业减排措施带来健康效益的主要受益者.与图 3a 和图 3b 比较,图 3c 表明 S0 的主要受益群体相同(65+、70+),但峰值却可高达 1556.39 年和 1465.66 年.因此减排达到 S0 时,对健康的改善效果更为明显,从而带来更高的可延长寿命量.

综合图 3a~3c 的结果,可发现依据 GEMM 评估结果与 S0 下的健康效益最为显著,且河北省在区域

寿命延长总量中占比最高,图 3d 进一步对河北省各市的年龄组差异进行分析.所有城市普遍呈现“上升—峰值—下降”的趋势,40+~65+年龄组的寿命延长年随年龄快速增长,说明中年人群对 $PM_{2.5}$ 暴露降低更为敏感,峰值主要集中于 65＋、70＋年龄组,表明老年群体的健康收益最为显著.河北省 2020 年 65 岁及以上人群比例达 18.7%[33],根据我国统计局数据[48],该比例远超 7%的基准线,达到中度老龄化的标准,可见河北省的老年人口数目相当可观,另外,叠加老年群体自身基线死亡率高的事实,所以 $PM_{2.5}$ 减排对其健康影响更为显著.按峰值大小可将城市划分为三类:高效益型(>250 年,石家庄、保定、唐山)、中效益型(100−250 年,邢台、邯郸)与低效益型(<100 年,如张家口、承德等 6 市),其中石家庄、保定和唐山三市的寿命延长年总量约占全省的 57%,远高于其他城市.

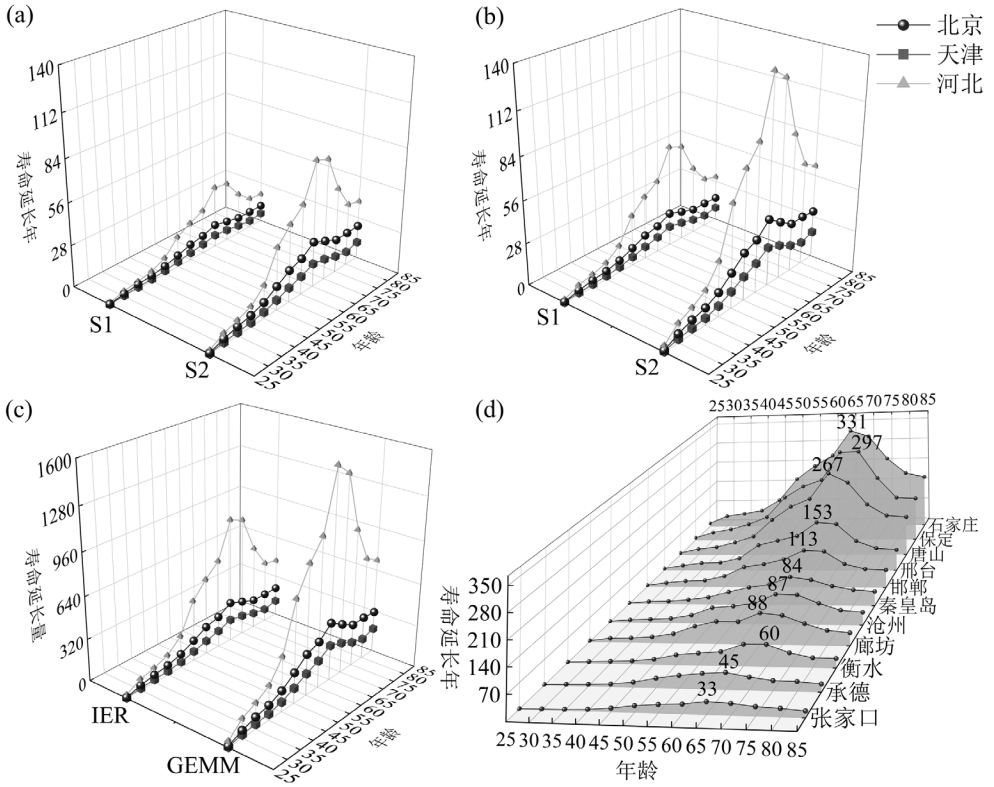


图 3　不同模型各情景各年龄组的寿命延长年

Fig.3　Life extension years by age group under different scenarios and models

(a)IER 评估结果,(b)GEMM 评估结果,(c)S0 的 GEMM 评估结果与其 IER 评估结果,(d)河北省各市寿命延长 GEMM 评估结果

2.4　可避免经济损失

表 4 为基于 IER 和 GEMM 评估结果,结合三种经济评估方法(VSL、A_VSL 和 AHC)的京津冀地区水泥行业 $PM_{2.5}$ 减排可避免经济损失.结果表明,由于 GEMM 评估结果对长期暴露风险更敏感,此处估算的可避免经济损失显著高于依据 IER 评估结果的数值,与可避免早逝人数两模型评估结果的差异一致.从不同情景来看,S1 可避免经济损失约为 S2 的 50%,但仅占 S0 的 5%.从经济评估方法来看,京津冀各省的 VSL 可避免经济损失最高,其次为 A_VSL 可避免经济损失,AHC 结果最低.相比 VSL,A_VSL 引入年龄调整系数,导致只有在 45+群体超过 VSL,其他年龄组均小于 VSL,尤其是 65 岁以上年龄组 A_ VSL 随年龄显著下降,这显然更贴近实际生命价值分布情况,且明显降低通过其评估获得的总体可避免经济损失.AHC 方法则仅考虑因过早死亡所造成的劳动力损失,因此结果最低.各省相比,VSL 和 AHC 方法下 S1、S2 的可避免经济损失为北京>河北>天津,S0 的可避免经济损失为河北>北京>天津,即 S0 的河北和北京顺序发生了反转,主要原因在于北京具有更高的人均 GDP 和高支付意愿人群比例,提升了其人均死亡经济损失,而河北 S0 的可避免早逝人数大幅增加,

影响力超过北京相关经济参数,从而使其可避免经济损失反超北京.A_VSL 方法下任何情景的可避免经济损失均为北京>河北>天津,进一步表明年龄调整在一定程度上削弱了河北人口规模对结果的主导作用,凸显了北京在价值评估中的优势地位.

表 4 各情景下京津冀地区水泥行业 $PM_{2.5}$ 减排可避免经济损失(亿元)

Table 4 Avoidable economic losses from $PM_{2.5}$ emissions in the cement industry under different scenarios in the Beijing−Tianjin−Hebei region

项目		VSL			A_VSL			AHC		
		S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0
IER	北京	1.35	2.69	26.73	0.67	1.34	13.33	0.12	0.25	2.45
	河北	1.17	2.34	27.65	0.50	0.99	11.83	0.10	0.21	2.48
	天津	0.42	0.84	8.84	0.19	0.39	4.05	0.04	0.07	0.76
GEMM	北京	1.96	3.90	38.73	0.99	1.97	19.53	0.18	0.36	3.55
	河北	1.90	3.79	44.89	0.81	1.62	19.36	0.17	0.34	4.02
	天津	0.69	1.37	14.36	0.32	0.64	6.64	0.06	0.12	1.23

图 4(a)为 VSL 与 A_VSL 各年龄组与各城市的可避免经济损失.VSL 数据流呈现明显的年龄递增特征,高龄组的数据流(55.1%)显著大于其他年龄组,相比之下,由于 A_VSL 引入预期寿命比值和年龄段财富比值[37],调整了不同年龄段的生命价值,使得 VSL 与年龄之间通常呈现“倒 U 型”关系[49],即高龄群体的生命价值较低,而传统 VSL 在估算生命价值时,没有考虑年龄因素对生命价值的影响,导致在高龄群体中被高估.应用 A_VSL 后,数据流分布呈现出“中间宽两端窄”形态,壮年(6.9%)、中年人(31.9%)、老年(32.4%)群体的估值均明显提高,更准确反映其剩余寿命和社会产出潜力,同时高龄人群的损失估计(由 VSL 的 55.1%降至 28.2%)大幅下降,避免了 VSL 在该人群中存在的价值高估问题,体现了 A_VSL 在价值分配中的公平性与科学性.图(b)为 AHC 的各城市可避免经济损失.结果显示,河北省整体可避免经济损失最高(4.02 亿元),其中唐山市(1.19 亿元)和石家庄市(0.89 亿元)贡献最大.北京市可避免损失为 3.55 亿元,天津市可避免损失为 1.23 亿元.河北省各市差异明显,除唐山、石家庄外,保定市(0.54 亿元)和廊坊市(0.25 亿元)等环京城市也较为突出,而张家口市(0.07 亿元)和承德市(0.10 亿元)等北部城市数值相对较小.整体来看,区域内可避免经济损失呈现明显的空间不均衡分布,提示应针对不同城市特点制定差异化减排策略.

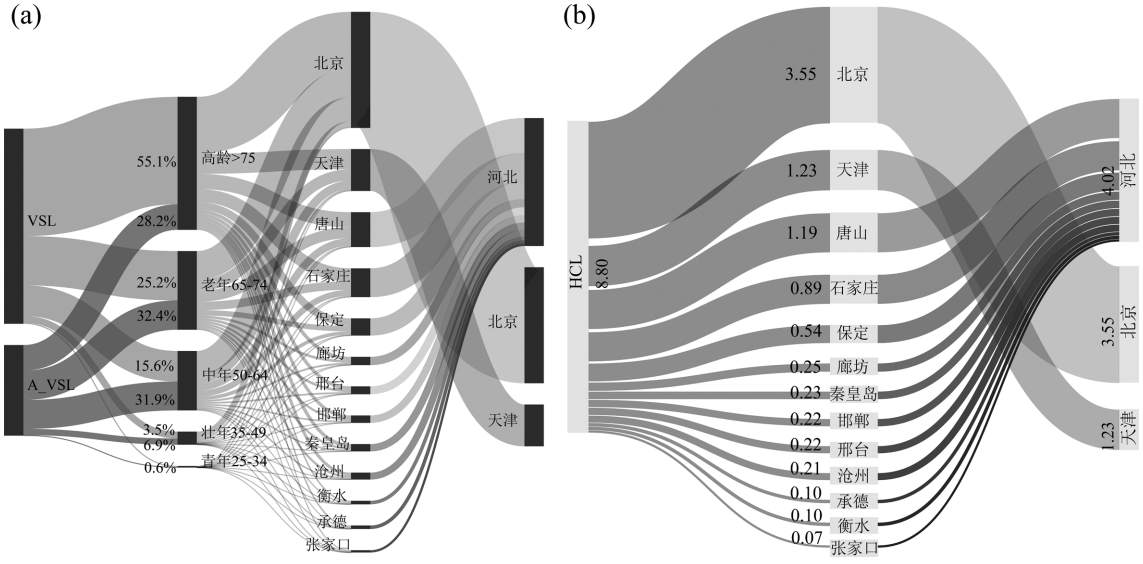


图 4 京津冀地区水泥行业 S0 的可避免的经济损失

Fig.4 Avoidable economic losses from the cement industry under the S0scenario in the Beijing−Tianjin−Hebei region

(a)VSL 方法,(b)AHC 方法,数据单位为亿元

3 结论

3.1 S1 和 S2 的 $PM_{2.5}$ 技术减排及浓度下降幅度分别达 2.2‰~5.5‰与 3.2%~12.1%.石家庄、唐山、保定、邢台等城市浓度高,不仅源于本地排放,也受到区域传输的显著影响,因此这些城市须被优先纳入重点治理范围,采取严格的减排措施,同时考虑到 SO_2 和 NO_x 在二次 $PM_{2.5}$ 形成中的关键作用,应加强

其协同削减,以有效抑制二次 $PM_{2.5}$ 的形成.

3.2　可避免早逝人数随减排阶段推进显著增加,GEMM 模型结果更为敏感.S1 可避免早逝人数,约占 S0 可避免人数的 4%~5%,S2 可避免早逝人数约占 S0 可避免人数的 9%~10%,表明技术减排虽具成效但距 $PM_{2.5}$ 超低排放仍有较大空间.北京、石家庄、天津与保定为主要受益城市.

3.3　寿命延长年在 65+与 70+年龄组达到峰值,表明水泥行业减排对老年人群健康改善作用尤为突出.河北的寿命延长总量最高,尤其是石家庄、保定与唐山三市合计占比超过 57%.

3.4　GEMM 的可避免经济损失普遍高于 IER 结果,VSL 可避免经济损失最大,A_VSL 可避免经济损失次之,AHC 可避免经济损失最小.北京因高人均 GDP 和支付意愿人群比例,S1 和 S2 的可避免经济损失在三地中最高,而河北 S0 的可避免早逝人数大幅增加,其可避免经济损失反超北京.

参考文献：

[1] Tang L, Ruan J H, Bo X, et al. Plant-level real-time monitoring data reveal substantial abatement potential of air pollution and CO_2 in China's cement sector [J]. One Earth, 2022,5(8):892-906.

[2] Zhang Q, Yin Z, Lu X, et al. Synergetic roadmap of carbon neutrality and clean air for China [J]. Environmental Science and Ecotechnology, 2023,16:100280-100280.

[3] Zheng, H, Li S, Jiang Y, et al. Unpacking the factors contributing to changes in $PM_{2.5}$-associated mortality in China from 2013 to 2019 [J]. Environment International, 2024,184:108470-108470.

[4] Zhang F F, Xing J, Zhou Y, et al. Estimation of abatement potentials and costs of air pollution emissions in China [J]. Journal of Environmental Management, 2020,260:110069.

[5] Hou S, Wang Y, Ning M, et al. Full life cycle emission reduction potential of ultra-low emission transformation in China's cement industry [J]. Journal of Cleaner Production, 2024,447:141644.

[6] 刘　润,邵　敏,陆克定,等.我国大气环境问题系统治理的构思 [J]. 中国工程科学, 2025,27(3):164-174.
Liu R, Shao M, Lu K D, et al. Conceptual framework for the systematic governance of atmospheric environmental issues in China [J]. Chinese Journal of Engineering Science, 2025,27(3):164-174

[7] Liang X M, Dang W L, Yang G L, et al. Environmental feasibility evaluation of cement co-production using classified domestic waste as alternative raw material and fuel: A life cycle perspective [J]. Journal of Environmental Management, 2023,326:116726-116726.

[8] Zorzenão S D C P, Silva S D C J, Moreira B A C, et al. Impacts of $PM_{2.5}$ exposure near cement facilities on human health and years of life lost: A case study in Brazil [J]. Journal of Environmental Management, 2024,370:122975.

[9] Guo J W, Dong H J, Farzaneh H, et al. Uncovering the overcapacity feature of China's industry and the environmental & health co-benefits from de-capacity [J]. Journal of Environmental Management, 2022, 308:114645.

[10] Zhang S H, Xie Y, Sander R, et al. Potentials of energy efficiency improvement and energy–emission–health nexus in Jing-Jin-Ji's cement industry [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,278:123335.

[11] Zhang S H,Worrell E, Crijns-Graus W, et al. Modeling energy efficiency to improve air quality and health effects of China's cement industry [J]. Applied Energy, 2016,184:574-593.

[12] Dang W L, Jing Z Y, Zong W J, et al. Emission of CO_2 and air pollutants from cement industry in Beijing-Tianjin-Hebei (2018~2020) and its reduction forecast [J]. International Journal of Environment and Pollution, 2023,72(2-4):178-197.

[13] HJ 2.2-2018　环境影响评价技术导则 大气环境 [S].
HJ 2.2-2018　Technical guidelines for environmental impact assessment—Atmospheric environment [S].

[14] 耿子婷.陕西省水泥行业污染物排放清单编制及污染特征分析 [D]. 西安:西安建筑科技大学, 2021.
Geng Z T. Compilation of pollutant emission inventory and analysis of pollution characteristics in Shaanxi Province's cement industry [D]. Xi'an:Xi'an University of Architecture and Technology, 2021.

[15] 中华人民共和国生态环境部.全国排污许可证信息管理平台 [EB/OL]. [202505-11].https://permit.mee.gov.cn/permitExt/defaults/default-index!getInformation.action.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. National pollutant discharge permit information management platform [EB/OL]. https://permit.mee.gov.cn/permitExt/defaults/default-index!getInformation.action.

[16] Wang Y H, Xu M, Lv X J, et al. The eco-efficiency evaluation in China's cement industry: A city-level study [J]. Science of the Total Environment, 2023,865:161132.

[17] 巩洋洋.水泥行业碳排放与大气污染物协同效应研究 [D]. 济南:齐鲁工业大学, 2023.
Gong Y Y. Study on the synergistic effect of carbon emissions and air pollutants in the cement industry [D]. Jinan: Qilu University of Technology, 2023.

[18] Hasanbeigi A, Menke C, Therdyothin A. The use of conservation supply curves in energy policy and economic analysis: the case study of Thai cement industry [J]. Energy Policy, 2009,38(1):392-405.

[19] 工业和信息化部.国家工业节能技术装备推荐目录(2019) [R]. 北京, 2020.
Ministry of Industry and Information Technology. Recommended catalogue of national industrial energy-saving technologies and equipment (2019) [R]. Beijing, 2020.

[20] 机械工业技术发展基金会,机械工业节能与资源利用中心.国家工业节能技术应用指南 [M]. 北京:机械工业出版社, 2022:1-200.
China Machinery Industry Technology Development Foundation, China Machinery Industry Energy Conservation and Resource Utilization Center. Application guide for national industrial energy-saving technologies [M]. Beijing: China Machine Press, 2022:1-200.

[21] Liu X W, Yuan Z W, Xu Y, et al. Greening cement in China: A cost-effective roadmap [J]. Applied Energy, 2017,189:233-244.

[22] Zhang S H, Worrell E, Crijns-Graus W. Evaluating co-benefits of energy efficiency and air pollution abatement in China's cement industry [J]. Applied Energy, 2015,147:192-213.

[23] 工业和信息化部.国家工业节能技术装备推荐目录(2017) [R]. 北京, 2018.
Ministry of Industry and Information Technology. Recommended catalogue of national industrial energy-saving technologies and equipment (2017) [R]. Beijing, 2018.

[24] 龚 越.中国水泥行业大气污染物和 CO_2 排放清单及减排成本研究 [D]. 杭州:浙江大学, 2022.
Gong Y. Research on the emission inventory of air pollutants and CO_2 in China's cement industry and the cost of emission reduction [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2022.

[25] 田璐璐.河南省工业能源消费及碳排放预测分析 [D]. 郑州:郑州大学, 2016.
Tian L L. Forecasting analysis of industrial energy consumption and carbon emissions in Henan Province [D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2016.

[26] Zhang C Y, Yu B Y, Chen J M, et al. Green transition pathways for cement industry in China [J]. Resources Conservation and Recycling, 2021,166(1):105355.

[27] 工业和信息化部.国家工业节能技术装备推荐目录(2018) [R]. 北京, 2019.
Ministry of Industry and Information Technology. Recommended catalogue of national industrial energy-saving technologies and equipment (2018) [R]. Beijing, 2019.

[28] IHME|GHDx.Global Health Data Exchange [EB/OL] (2021) [2025-03-07]. https://ghdx.healthdata.org/search/site/GBD2021..

[29] Hasanbeigi A, Price L, Lu H Y, et al. Analysis of energy-efficiency opportunities for the cement industry in Shandong Province, China: A case study of 16cement plants [J]. Energy, 2010,35(8):3461-3473.

[30] Ahmed M, Bashar I, Alam S T, et al. An overview of Asian cement industry: Environmental impacts, research methodologies and mitigation measures [J]. Sustainable Production and Consumption, 2021,28:1018-1039.

[31] 王记涛,邹 昕,刘起霞.水泥生产绿色低碳技术性减排路径研究 [J]. 水泥, 2025,(5): 16-18.
Wang J T, Zou X, Liu Q X. Research on the technical reduction path of green and low-carbon cement production [J]. Cement, 2025,(5):16-18.

[32] 朱淑瑛.中国水泥行业低碳技术减排潜力及成本研究 [D]. 北京:北京化工大学, 2023.
Zhu S Y. Research on the emission reduction potential and cost of low-carbon technologies in China's cement industry [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2023.

[33] Zhang S C, Zhao M Z, Liu Z, et al. City-level population projection for China under different pathways from 2010 to 2100 [J]. Scientific Data, 2023,10(1):809-809.

[34] Burnett R, Chen H, Szyszkowicz M, et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2018,115(38):9592-9597.

[35] United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (2024) [Z]. World Population Prospects 2024, Online Edition.https://population.un.org/wpp/.

[36] Yao M H, Wu G H, Zhao X, et al. Estimating health burden and economic loss attributable to short-term exposure to multiple air pollutants in China [J]. Environmental Research, 2020,183:109184.

[37] Yin H, Mcduffie E E, Prof R V M, et al. Global health costs of ambient $PM_{2.5}$ from combustion sources: a modelling study supporting air pollution control strategies [J]. The Lancet Planetary Health, 2024, 8(7):e476-e488.

[38] 国家统计局.中国城市统计年鉴 [M]. 北京:中国统计出版社, 2020.
National Bureau of Statistics in China. China city statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2020.

[39] 国家统计局.中国统计年鉴 [M]. 北京:中国统计出版社, 2020.
National Bureau of Statistics in China. China statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2020.

[40] OECD, 2014. The cost of air pollution: Health impacts of road transport [J]. OECD, Paris Cedex, France.http://dx.doi.org/10.1787/9789264210448-en.

[41] 国家统计局.中国统计年鉴 [M]. 北京:中国统计出版社, 2021.
National Bureau of Statistics in China. China statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2021.

[42] 国家统计局.中国城市统计年鉴 [M]. 北京:中国统计出版社, 2021.
National Bureau of Statistics in China. China city statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2021.

[43] Yin H, Pizzol M, Xu L Y, et al. External costs of $PM_{2.5}$ pollution in Beijing, China: Uncertainty analysis of multiple health impacts and costs [J]. Environmental Pollution, 2017:356-369.

[44] Burnett R T, Spadaro J V, Garcia G R, et al. Designing health impact functions to assess marginal changes in outdoor fine particulate matter [J]. Environmental Research, 2021,204:112245.

[45] Maji K J. Substantial changes in $PM_{2.5}$ pollution and corresponding premature deaths across China during 2015~2019: A model prospective [J]. Science of the Total Environment, 2020,729:138838.

[46] 程 茜,杨建辉,陈 鸥.燃煤电厂烟气污染物近零排放技术及应用 [J]. 能源科技, 2025,23(1):33-36.
Cheng Q, Yang J H, Chen O. Near-zero emission technology and application of flue gas pollutants in coal-fired power plants [J]. Energy Technology, 2025,23(1):33-36.

[47] 颜 洋,王琼真,顾震宇,等.基于水泥超低排放的全厂环境管控平台政策分析及案例研究 [J]. 水泥, 2025,(1):22-26.
Yan Y, Wang Q Z, Gu Z Y, et al. Policy analysis and case study of the whole-plant environmental management platform based on ultra-low emissions in the cement industry [J]. Cement, 2025,(1):22-26.

[48] 国家统计局.人口老龄化及其衡量标准是什么 [EB/OL].(2025-04-09)[2025.4.25]. https://www.stats.gov.cn/zs/tjws/tjbz/202301/t20230101_1903949.html.
National Bureau of Statistics. What is population aging and its measurement criteria [EB/OL]. (2025-04-09) [2025-04-25]. https://www.stats.gov.cn/zs/tjws/tjbz/202301/t20230101_1903949.html.

[49] Herrera-Araujo D, Rochaix L. Does the value per statistical life vary with age or baseline health? Evidence from a compensating wage study in France [J]. Journal of Environmental Economics and Management, 2020,103:102338.

[50] 高 雅,郭昌胜,徐 建.基于文献计量学的环境健康效益评估研究热点及趋势分析 [J]. 环境科学研究, 2023,36(9):1813-1823.
Gao Y, Guo C S, Xu J. Analysis of research hotspots and trends in environmental health benefits assessment based on bibliometrics [J]. Journal of Environmental Science Research, 2023,36(9):1813-1823.

[51] 中华人民共和国生态环境部.关于印发《关于推进实施水泥行业超低排放的意见》《关于推进实施焦化行业超低排放的意见》的通知 [EB/OL] [2024-01-19]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202401/t20240119_1064243.html.
Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Notice on Issuing the "Opinions on Promoting Ultra-Low Emissions in the Cement Industry" and the "Opinions on Promoting Ultra-Low Emissions in the Coke Industry" [EB/OL]. [2024-01-19]. https://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/202401/t20240119_1064243.html.

作者简介：宗文婧(2000-),女,河北保定人,华北电力大学硕士研究生,主要从事能源利用与环境影响评估.发表论文 3 篇.zongwenjing123321@163.com.