钢铁行业超低排放政策实施的费用效益预评估研究

张静[1,2]，薛英岚[1,2,3]，张伟[1,2]，赵静[1,2]，卢亚灵[1,2]，蒋洪强[1,2*]

（1. 生态环境部环境规划院国家环境规划与政策模拟重点实验室，北京 100012；2. 生态环境部环境规划院京津冀区域环境研究中心，北京 100012；3. 中国科学院科技战略咨询研究院，北京 100190）

【摘　要】 对钢铁行业超低排放政策进行费用效益分析研究，可为政策的优化调整提供科学支撑。本文对“十四五”期间钢铁行业超低排放改造政策实施的费用、效益进行了预评估，建立了费用、效益与经济社会影响计量模型方法，对全国、重点区域及31个省（区、市）进行了计算分析。结果显示，2021—2025年实施钢铁行业超低排放改造投入的费用约为3392亿元，由于环境改善带来的健康效益约为10 043亿元，净效益为6651亿元，费效比为3.0，具有显著的外部经济性和可行性。政策实施预计可分别增加GDP、税收、居民收入约4206亿元、740亿元、1698亿元。建议对钢铁行业超低排放施行分区域、分工艺、分污染源差异化管理，对超低排放改造措施实行全周期综合评估其减排效益，建立健全钢铁行业超低排放改造技术方案更新机制。

【关键词】 钢铁行业；超低排放；大气环境质量；费用效益分析

【中图分类号】X196；F113.3；F124.5　　【文章编号】1674-6252（2022）05-0037-07

【文献标识码】A　　【DOI】10.16868/j.cnki.1674-6252.2022.05.037

引言

钢铁行业是我国大气污染的重要来源。2020 年全国粗钢产量 10.65 亿吨，占世界粗钢总产量的 56.5%。钢铁行业二氧化硫、氮氧化物和颗粒物排放量分别占全国排放总量的 7%、10%、20% 左右[1]，已超过电力行业成为工业最大的污染排放来源。“十一五”时期以来，钢铁行业逐步开展了烟气脱硫、除尘改造等工作，在一定程度上降低了有组织颗粒物和二氧化硫的排放（分别降低 60% 和 70% 以上）[2]，钢铁行业的大气污染治理取得阶段性进展，但仍然有很多问题未得到解决[3]。一方面，钢铁行业目前的污染治理主要集中于烧结机头排放，对氮氧化物治理、无组织排放和运输环节排放关注较低[4]；另一方面，我国钢铁产能布局与区域环境承载力之间的矛盾突出，钢铁产能密集的京津冀及周边地区[5]、长三角地区、汾渭平原是我国大气污染相对严重的区域，三个重点区域的钢铁产能占全国总产能的一半以上，平均 $PM_{2.5}$ 浓度也比全国平均浓度高 38% 左右[1]。这些问题对我国钢铁行业可持续发展造成了严重制约。

为进一步治理我国钢铁行业的大气环境污染，2019 年生态环境部等五部委联合发布《关于推进实施钢铁行业超低排放的意见》[6]，并出台《钢铁行业超低排放改造实施方案》（以下统称为“钢铁超低排放政策”），从顶层设计、工艺改造、监督管理等方面对钢铁行业超低排放改造进行了全面要求。钢铁超低排放政策的实施，将全面带动我国钢铁行业升级和转型，推动重点区域大气环境质量的改善。根据政策要求，到 2020 年底前，重点区域钢铁行业超低排放改造力争完成 60% 产能，2025 年全国钢铁行业超低排放改造将达到总产能的 80%。“十三五”期间，我国已完成 6.2 亿吨粗钢产能超低排放改造，“十四五”期间将持续推进钢铁企业超低排放改造。这样一个复杂艰巨工程需要多少投入，投入后带来多大的环境改善效益，对经济社会影响有多大，需要做出科学回答。

环境政策的费用效益分析是对环境政策制定和实施后对经济社会发展和生态环境等方面所产生的费用及效益进行科学评判的一种行为[7,8]，被广泛应用于各种项目和政策的评价之中。美国、欧盟、日本等国家和地区已形成了全面、系统的费用效益分析技术指南和工作规程，应用领域十分广泛[9]。我国关于环境费用效益分析的研究起步较晚，但国内研究机构已经开始了一些研究[10,11]。20 世纪 80 年代，我国开始开展

资助项目：能源基金会项目“建立中国环境政策的费用效益分析机制”（G-2006-31830）；国家自然科学基金（91846301）。

作者简介：张静（1986—），女，博士，副研究员，研究方向为环境规划与政策模拟，E-mail: zhangjing@caep.org.cn。

*** 责任作者：**蒋洪强（1975—），男，研究员，研究方向为环境规划与政策模拟，E-mail: jianghq@caep.org.cn。

关于环境破坏的经济损失的计量研究，研究对象主要是企业污染、流域污染等造成的经济损失 [10,11]。20 世纪 90 年代，我国开始强调对环境污染的社会经济活动等环境影响进行费用效益分析评估 [12]，同时关于环境污染造成的健康影响的经济量化研究也开始在我国逐渐起步 [13]。对污染减排效益估算、环境质量改善效益、人群健康效益的估算和治理成本的研究，逐渐成为环境费用效益分析的重要环节。近年来，随着环境治理政策的调整，环境效益分析研究逐步应用到治理方案的优化、环境政策评价、环保投资决策等领域。Zhang 等对全国“大气十条”的费用效益进行了分析，得出由于空气质量改善带来的公众健康效益是“大气十条”实施总成本的 1.5 倍 [14]。

本文以“十四五”期间钢铁行业超低排放政策为研究对象，从费用、效益以及经济社会影响来评估钢铁行业超低排放政策实施的效果。其中，费用主要包括钢铁行业超低排放政策的实施过程中全社会资金的投入，效益主要是通过测算质量改善避免公众健康危害的货币化收益，社会经济影响主要指的是投入带动的经济、就业等宏观指标的变化。对比分析政策实施产生的效益和投入的成本，可以为未来我国钢铁行业污染治理政策优化调整提供支撑，并为其他行业实施超低排放提供参考。

2 数据与方法

本文以 2020 年为基准年，核算时间范围为 2021—2025 年（2025 年为钢铁超低排放政策规定的达标年），由于大气污染治理投入有些资产是固定资产，有些效益是长期效益，在计算费用效益时还考虑了不同固定资产的折旧和效益的折现，都统一到 2021—2025 年范围之中。评估尺度为省级，并对大气污染的重点区域（包括京津冀、长三角、汾渭平原）加以分析，研究方法框架如图 1 所示。

2.1 费用计算方法

钢铁行业实施超低排放改造，主要包括烧结机头烟气超低排放改造、全厂除尘系统提标改造、无组织排放治理、其他煤气精脱硫等四部分工程，钢铁行业超低排放投入的费用，即指这些工程改造所需的总费用。基于单位成本系数法 [14]，钢铁行业超低排放投入

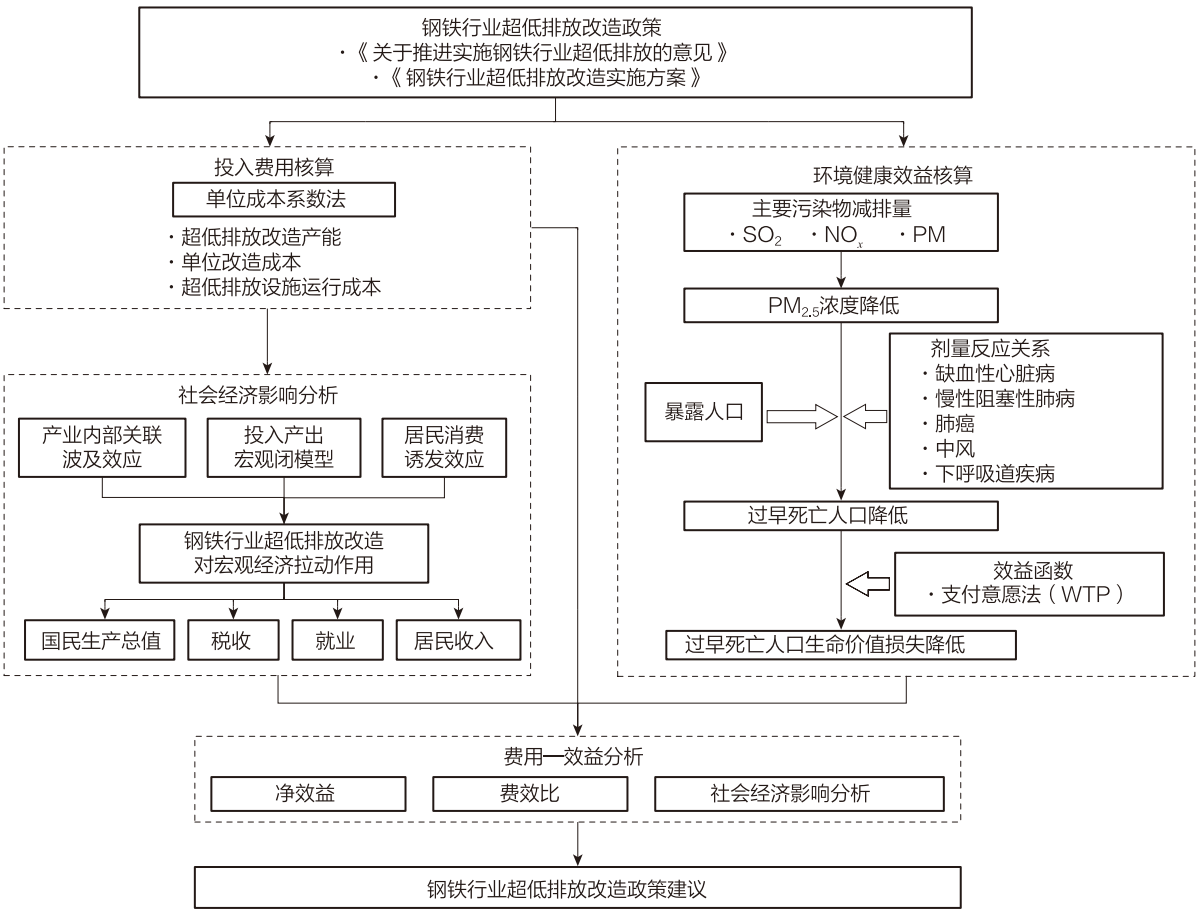

图 1　钢铁超低排放改造费效评估研究框架

费用（TOC）核算方法如下所示：

$$\mathrm{TCO} = \mathrm{COS} + \mathrm{COP} \tag{1}$$

$$\mathrm{COS} = \mathrm{NCAP} \bullet \mathrm{INV} \bullet Y_p / Y_d \tag{2}$$

$$\mathrm{COP} = \mathrm{TCAP} \bullet \mathrm{IOP} \bullet Y_p \tag{3}$$

式中，COS 为钢铁行业超低排放投入总费用（亿元）；NCAP 为实施超低排放的钢铁产能（亿吨）；INV 为单位产能的平均超低排放改造成本，根据杨柳的研究成果[15]，改造成本取 190 元 / 吨粗钢产能；Y_p 表示运行年限，根据本文的核算时间范围（2021—2025 年），按 1～5 年计算；Y_d 表示折旧年限，本文按照 8 年计算；TCAP 为治理设施的钢铁实际产量（亿吨）；IOP 为治理设施的单位运行成本（元 / 吨钢）；不同资料显示超低排放吨钢运行成本增加 40～300 元，本文选用 150 元 / 吨钢。假设各地区粗钢产量为产能的 80%，得到各省（区、市）钢铁产能。各省（区、市）粗钢产量数据来源于《中国统计年鉴 2020 年》。

2.2 健康效益计算方法

钢铁行业实施超低排放改造的效益，主要包括超低排放带来的大气污染物排放减少、空气质量改善，进而为居民健康带来效益。针对钢铁行业污染物排放量采用排放强度法分别计算 SO_2、NO_x、PM 排放量，计算方法如下：

$$E_j = \mathrm{TCAP} \bullet D_j \tag{4}$$

式中，E_j 为 2025 年钢铁超低排放改造排放污染物量，j=SO_2、NO_x、颗粒物；D_j 为超低排放改造后比改造前单位吨钢减少的污染物排放量。根据减排量与改善幅度历史数据采用多项式模型回归训练得到相关参数后，结合未来减排量进一步得到空气质量改善浓度。

健康效益是判断大气环境污染治理成效的重要指标。本文的环境健康效益通过各年度之间大气环境污染损失的减少量来表征。主要采用 $PM_{2.5}$ 作为大气污染因子进行人体健康影响评价，根据钢铁行业未实施超低排放改造措施情景下的大气污染损害与改造后大气污染损害之差进行核算，即以 2020 年为基准年分别测算钢铁超低排放未改造和改造情景下的大气污染损害。钢铁超低排放改造的健康效益如式（5）：

$$\mathrm{BEC_a} = \mathrm{EC}_a^{2025} - \mathrm{EC}_a^{2020} \tag{5}$$

其中，BEC_a 为钢铁行业超低排放改造的环境健康效益；EC_a^{2025} 和 EC_a^{2020} 分别为达标年（2025 年）和基准年（2020 年）钢铁行业超低排放改造的大气污染健康危害损失。

研究应用全球暴露死亡模型（Global Exposure Mortality Model，GEMM）来计算由于室外 $PM_{2.5}$ 暴露而造成的过早死亡（即 $PM_{2.5}$ 归因死亡）人数，并由此进一步核算出过早死亡导致的大气环境退化损失。GEMM 模型由 Burnett 等创建[16]，通过纳入清洁地区（如欧洲和北美）和污染地区（如中国）的环境 $PM_{2.5}$ 暴露队列研究结果，为大范围的室外环境 $PM_{2.5}$ 浓度分布提供了更为准确的浓度响应（concentration-response，C-R）关系。由于中国的 $PM_{2.5}$ 暴露浓度较高，而 GEMM 模型在高浓度下的结果更为可靠。GEMM 模型选取 5 种典型的循环系统和呼吸系统疾病的过早死亡作为健康结局，包括缺血性心脏病、慢性阻塞性肺病、肺癌、中风和下呼吸道疾病[17]。

GEMM 模型的过早死亡风险可表示如式（6）所示：

$$\mathrm{RR}_{i,j}(c) = \exp\left[\frac{\theta_{i,j} \bullet \lg\left(\frac{z}{\propto}+1\right)}{1+\exp\left(-\frac{z-\mu_{i,j}}{v_{i,j}}\right)}\right], z = \max(0, c-2.4) \tag{6}$$

式中，$\mathrm{RR}_{i,j}(c)$ 表示在浓度 c 下，年龄组 j、健康结局 i 的相对风险。当浓度低于阈值浓度时，相对风险为 1，意味着人群不遭受健康损失；当浓度高于阈值浓度时，相对风险随浓度升高而增大；$PM_{2.5}$ 阈值浓度为 2.4μg/m³；θ、$\propto$、μ 和 v 分别为描述不同疾病的 C-R 曲线形状分布的参数；z 为产生健康损失的浓度，单位为 μg/m³。

基于过早死亡风险，采用式（7）核算过早死亡人数：

$$\begin{cases} M_{i,j} = P_j \bullet \overline{I_{i,j}} \bullet \left[\mathrm{RR}_{i,j}(c) - 1\right] \\ \overline{I_{i,j}} = I_{i,j} \Big/ \overline{\mathrm{RR}_{i,j}} \\ \overline{\mathrm{RR}_{i,j}} = \sum_{i=1}^{N} P_j \bullet \mathrm{RR}_{i,j}(c) \Big/ \sum_{i=1}^{N} P_j \end{cases} \tag{7}$$

式中，$M_{i,j}$ 为年龄组 j、健康结局 i 的 $PM_{2.5}$ 归因死亡；$I_{i,j}$ 为基准死亡率；P_j 为年龄组 j 的人口数量；其他参数含义同前文。

在确定归因 $PM_{2.5}$ 的过早死亡人数后，本研究采用统计生命价值（VSL）将归因死亡进行货币化，表示健康效应的经济损失。本研究人口统计生命价值取 100 万美元 / 人，约合 650 万元 / 人[18]。

2.3 经济影响测算方法

实施的经济社会影响主要为政策实施过程中对宏观经济、产业结构、税收及就业等方面产生的直接和

间接影响。本文将钢铁行业超低排放改造的环保投入和运行费用作为核算对象，以 2018 年中国 153 个部门投入产出表为基础，构建了包含产业内部关联波及效应和居民消费诱发效应的投入产出宏观闭模型，评估钢铁超低排放政策投入对 GDP 增长的直接和间接拉动作用，根据增加值系数、税收系数、居民收入系数、劳动力占用系数，进一步核算超低排放投入对国民经济不同行业其他方面的贡献作用。当最终产出发生变化时，所引起的国民经济总产出增量（ΔX）计算公式如下[19]：

$$\Delta X = (\boldsymbol{I} - \boldsymbol{A})^{-1} \bullet \left[\boldsymbol{I} - C(1-t)\hat{\boldsymbol{h}}\boldsymbol{F}\boldsymbol{i}'\hat{\boldsymbol{V}}(\boldsymbol{I} - A)^{-1} \right]^{-1} \bullet \Delta \boldsymbol{Y_e} \quad (8)$$

式中，$(\boldsymbol{I} - \boldsymbol{A})^{-1}$ 为列昂惕夫逆矩阵，$\boldsymbol{I}$ 为单位对角矩阵；C 为边际消费倾向；t 为边际税收倾向；$\hat{\boldsymbol{h}}$ 为最终产品国内满足率对角矩阵，指各行业最终产品中由本国生产的产品所占比例；$\boldsymbol{F}$ 为居民直接消费系数列向量，指投入产出表中各行业的居民消费占总居民消费的比重；$\boldsymbol{i}'$ 为单位行向量；$\hat{\boldsymbol{V}}$ 为劳动报酬系数的对角矩阵，指由投入产出表中各行业劳动报酬除以总产出得到的系数；A 为直接消耗系数；$\Delta \boldsymbol{Y_e}$ 为固定资产形成或商品服务消费变动的列向量。

3 计算结果与讨论

3.1 投入费用

我国钢铁产能布局主要集中于大气污染相对严重的地区，京津冀及周边地区、长三角地区、汾渭平原等重点区域的钢铁产能占全国总产能的 55%[1]，2020 年黑色金属冶炼和压延加工业产能利用率约为 80%。《“十四五”节能减排综合工作方案》提出，到 2025 年完成 5.3 亿吨钢铁产能超低排放改造。根据各地区钢铁产能和改造成本系数估算，得到计算结果。

2021—2025 年，全国钢铁超低排放的实施费用预计约为 3392 亿元，包括投资 1007 亿元、运行成本 2385 亿元。其中，京津冀地区的费用为 356 亿元，长三角地区的费用为 832 亿元，汾渭平原地区的费用为 154 亿元，其他区域为 2050 亿元，如图 2 所示。三大重点区域因“十三五”期间已完成部分超低排放改造任务，钢铁超低排放费用为 1342 亿元，占全国总费用的 40%，其他区域的费用占全国总费用的 60%。

分省份来看，江苏是我国钢铁产量第二大省，相当于世界第二产钢大国的钢产量。“十四五”时期，江苏超低排放改造的费用远高于其他省份，需 492 亿元。辽宁需 319 亿元，山东需 274 亿元、安徽需 238 亿元，河北需 193 亿元，天津、湖北、河南、广东分别需要 162 亿元、155 亿元、142 亿元、139 亿元。四川、广西、内蒙古、江西、陕西、福建、湖南、云南超低排放改造费用介于 90 亿～120 亿元，吉林、浙江、新疆、山西、上海、黑龙江、甘肃、重庆介于 35 亿～60 亿元，贵州、宁夏、青海在 7 亿～20 亿元。

3.2 健康效益

政策实施将显著降低钢铁行业大气污染物排放量，带来可观环境健康效益。到 2025 年政策目标全面实现时，将带来钢铁行业 SO_2、NO_x 和颗粒物排放量比 2019 年分别削减 51%、50% 和 75%，全国 SO_2、NO_x、$PM_{2.5}$ 年均浓度将在现状基础上分别下降 1.25μg/m^3、0.82μg/m^3 和 3.2μg/m^3，如图 3 所示。

根据环境质量改善效应，健康效益测算结果显示，预计“十四五”期间实施钢铁超低排放改造工程后，我国大气污染导致的过早死亡人数将减少 15.45 万人。基于支付意愿法，“十四五”期间，我国实施钢铁超低排放改造工程预计带来的健康效益合计为 10 043 亿元，是钢铁超低排放改造费用的 2.96 倍。

分区域来看，京津冀及周边地区、长三角地区、汾渭平原、其他区域可带来的健康效益分别为 840 亿元、2722 亿元、285 亿元、6195 亿元，其中京津冀及周边、长三角、汾渭平原和其他区域过早死亡人数分别减少 1.29 万人、4.19 万人、0.44 万人和 9.53 万人。分省份来看，江苏省健康效益最高，达到 1640 亿元，其次为广东 1206 亿元，安徽、河北、河南、辽宁、四川、山东在 566 亿～807 亿元。高值主要集中在京津冀及周边地区、长三角地区这些超低排放改造的重点区域。湖北、湖南、广西、福建、云南、江西、浙江、陕西在

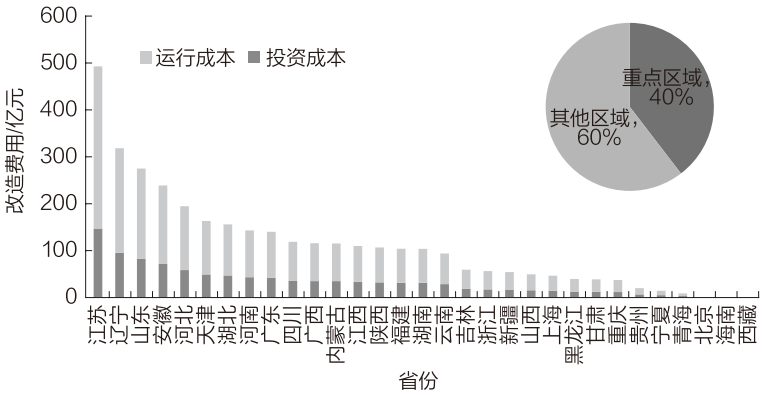

图 2　各省份实施钢铁超低排放政策投入费用

209 亿～489 亿元，内蒙古、天津分别为 168 亿元、108 亿元，其余省份均在 100 亿元以下，如图 3 所示。

3.3 经济社会影响

根据环境经济投入产出模型核算的钢铁行业超低排放改造的经济社会影响如图 4 所示，从结果可以看到，钢铁超低排放政策的实施将带动我国 GDP 增长 4206 亿元，对 GDP 的投入产出比为 1.24，即钢铁超低排放政策实施每投入 1 万元将带动 GDP 新增 1.24 万元。同时，政策的实施将增加税收 740 亿元、居民收入 1698 亿元，带来 92 万个就业岗位的增加。

分行业看，钢铁超低排放政策资金投入主要带动了化工产品、矿采选业、设备制造等行业的增长，其中化工产品主要增长集中于化学产品。矿采选业中 GDP 增长主要为煤炭采选、石油和天然气开采等行业，金属和非金属产品中 GDP 增长的主要为金属冶炼和压延加工品业，占金属和非金属产品 GDP 增长的 61% 左右。设备制造业 GDP 增长的主要为专用设备制造。其他行业主要包括除设备产品、电力、矿采选业、金属和非金属产品、金融、房地产、化工产品、交通运输、农业、轻工业、建筑外的其他工业行业和服务业，占比较大的原因在于钢铁超低排放政策资金投入同时带动了信息技术服务、综合技术服务、租赁和商务服务、其他制造产品和废品废料、批发零售等行业的增长。

除了上述影响，还减少了停限产损失、减免了环境税、享受差别化电价政策等 [20]。在重污染天气预警期间，国家对钢铁企业实施差别化应急减排措施。A 级超低排放钢铁企业在重污染天气期间不停产、不限产，使得企业的生产得以保持稳顺，减少了因停产限产带来的损失，提升了产品的综合竞争力。国家给予超低排放条件的钢铁企业一定的税收优惠待遇。应税大气污染物排放浓度低于污染物排放标准 30% 的，减按 75% 征收环境保护税；低于 50% 的，减按 50% 征收环境保护税。

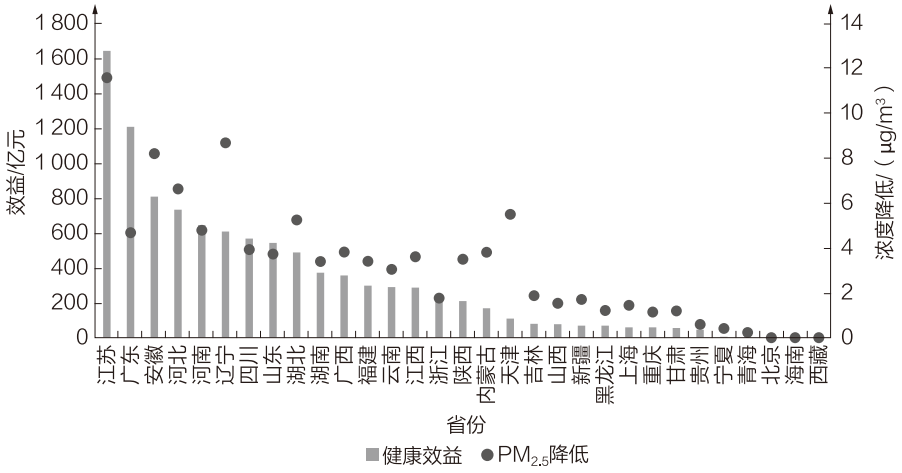

图 3　各省份钢铁超低排放政策实施五年期间空气质量改善及其带来的效益

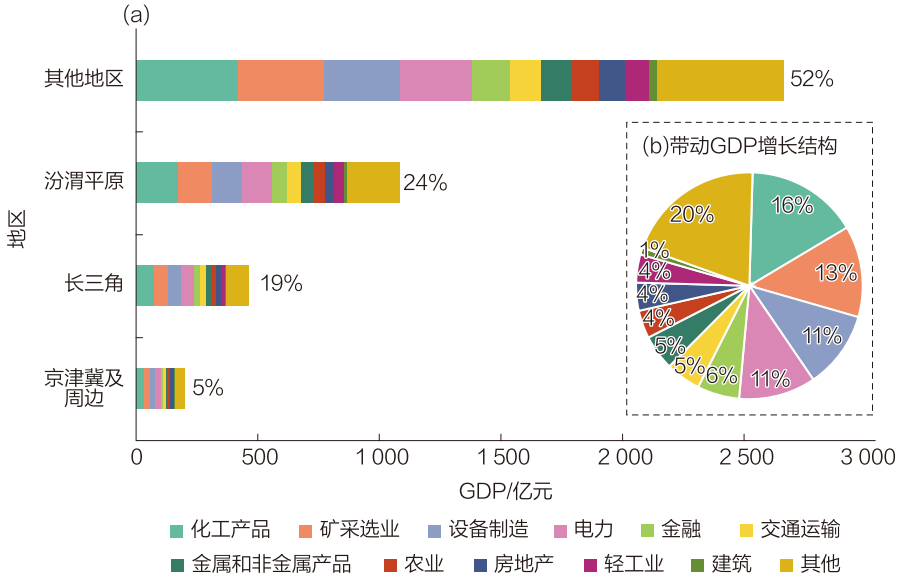

图 4　钢铁超低排放政策实施带动 2021—2025 年 GDP 增长额及比例

3.4 费用—效益综合分析

钢铁行业超低排放改造的费用效益综合分析包括净效益和费效比分析。净效益等于总效益减去总投入，费效比等于费用除以效益。根据以上的核算结果可知，总净效益为 6651 亿元，即钢铁超低排放政策实施产生的效益远大于投入的费用成本。三个重点区域中，长三角区域的净效益最高（1891 亿元，占比 28.4%），其次为京津冀及周边地区（484 亿元，占比 7.3%），汾渭平原在重点区域中最低（131 亿元，占比 2.0%），其他区域为 4146 亿元，占比 62.3%。分省份来看，绝大部分省份净效益均为正值，即大部分省份钢铁行业超低排放改造实施所带来的环境质量

改善健康总收益是高于总资金投入的。可以看到，净效益较高省份中经济发达地区较多，而净效益较低的省份中经济欠发达地区较多。比如，青海、宁夏都是负值，因为它们在钢铁超低排放花费的成本虽然带来了环境质量的改善，但产生的健康效益仍小于成本。

总效益除以总费用即得到“十四五”期间钢铁超低排放改造的费效比。整体而言，三大重点区域的效益与费用的比为 2.9，即所产生的效益是费用的 2.9 倍。其他区域效益与费用的比为 3.0，稍高于重点区域。分区域来看，费效比最高的是长三角，政策实施预计得到的效益是成本的 3.3 倍，政策实施效果显著。京津冀地区费效比为 2.8，汾渭平原费效比 1.9。分省份来看，广东费效比最高，达到 8.6，其次为四川 4.8、河南 4.5、浙江 3.9、河北 3.8、湖南 3.6，如图 5 所示。

由于数据的可获取性、不确定性等原因，本研究在参数选取、成本范围、效益范围等方面的计算结果仍存在一定局限性，需要在未来研究中进一步加强。健康效益货币化时采用的系数与结果直接相关，采用不同的人口统计生命价值，得到的结果会有很大差异。同时，大气污染防治政策所产生的效益不仅包含了健康效益，超低排放改造的投资将拉动全国相关上下游产业的增加，改造后企业减少了重污染天气停限产损失，减免了环境税等差别化政策，提升了产品的综合竞争力，除此之外，还包括清洁成本的减少、农作物损害成本的减少、碳排放协同减排、人民幸福感提升等社会效益，未来可进一步评估计算。

4 结论和建议

4.1 主要结论

我国“十四五”期间实施“钢铁超低排放政策”的环境经济效益显著。预计 2021—2025 年投入费用总额为 3392 亿元，由于环境改善带来的健康效益为 10 043 亿元，净效益为 6651 亿元，费效比为 3.0，具有显著的外部经济性和可行性。经济社会影响方面，政策实施可对三大重点区域合计增加 GDP 4206 亿元，即对重点区域每投入 1 万元将带动 GDP 新增 1.24 万元，同时增加税收 740 亿元，增加居民收入 1698 亿元，增加就业岗位 92 万个。

分区域看，长三角地区费效比最高，实施效果最显著。京津冀及周边地区、长三角地区和汾渭平原三个重点区域 2021—2025 年实施钢铁超低排放政策投入费用分别为 356 亿元、832 亿元和 154 亿元，带来的环境健康效益分别为 840 亿元、2722 亿元和 285 亿元，费效比分别为 2.8、3.3、1.9；其他区域费效比 3.0，略高于重点区域。分省份看，江苏、辽宁、山东、安徽、河北是超低排放改造费用最高的 5 个省份，江苏、广东、安徽、河北、河南是超低排放改造健康效益最高的 5 个省份，广东、四川、河南、浙江、河北是超低排放改造费效比最高的 5 个省份。

4.2 政策建议

（1）对钢铁行业超低排放改造施行分区域、分工艺、分污染源差异化管理。根据预评估结果，钢铁行业超低排放改造带来的健康效益大于投入的费用，可持续推进超低排放改造。下一阶段，可根据不同区域钢铁行业实施超低排放改造的费用—效益特征，实现精细化和差别化管理，将超低排放改造的具体措施（具体限值、时间范围、企业范围等）与区域空气质量状况相关联。根据不同工艺特点规定不同的排放限值，并在重污染天气应对期间对重点钢铁企业排放实行从严限值标准。

（2）对钢铁超低排放改造措施实行全周期评估其效益。不强制要求企业限期达到超低排放要求，而是基于“少排少限、多排多限”原则的差异化政策进行引导。在超低排放改造全周期的费用—效益评估时，应从全社会、全系统、全周期的视角对企业、行业和区域进行综合评估，从而全面量化改造带来的社会经济和环境效益。

（3）建立健全钢铁行业超低排放改造技术方案

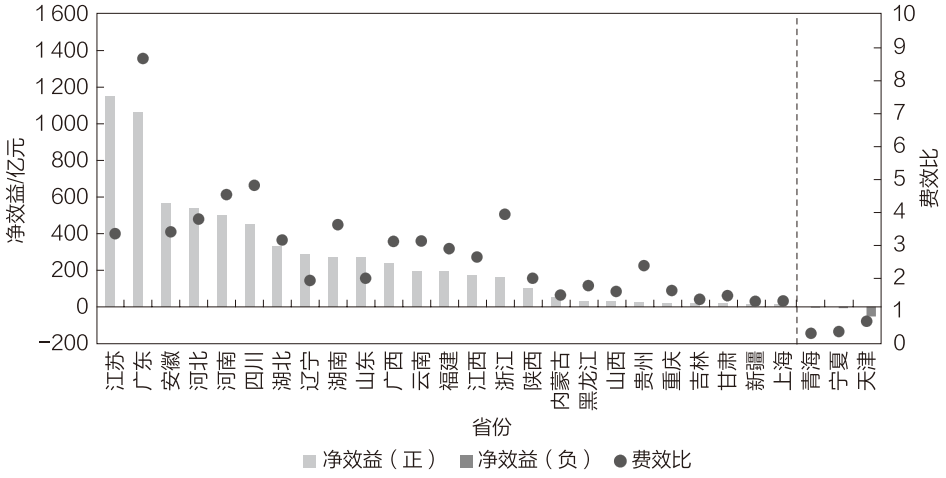

图 5　各省份钢铁超低排放改造的费效综合分析

更新机制。在超低排放设备研发周期内，定期对政策中推荐的超低排放技术的减排效率、适用性、基建成本、运行成本等进行评估，对超低排放的新技术、新标准进行全面考察，及时更新改造政策和相关技术指南中的技术和标准。针对现实需求，积极改进和研发新型超低排放技术，构建钢铁行业超低排放产学研一体化体系。

参考文献

[1] 贺克斌 . 打赢蓝天保卫战需要加快钢铁行业超低排放改造 [N]. 中国环境报 , 2019-05-06(003).

[2] 于春霞 . 钢铁行业节能减排生态经济研究 [D]. 济南 : 山东大学 , 2010.

[3] 中国金属学会 . 关于钢铁企业烧结、焦化烟气超低排放情况的调研报告 [J]. 中国冶金 , 2018, 28(11): 84-87.

[4] 孙仁超 . 钢铁企业烧结烟气超低排放改造技术浅析 [J]. 南方金属 , 2018(6): 21-23.

[5] 张伟 , 张杰 , 汪峰 , 等 . 京津冀工业源大气污染排放空间集聚特征分析 [J]. 城市发展研究 , 2017, 24(9): 81-87.

[6] 生态环境部 , 国家发展和改革委员会 , 工业和信息化部 , 等 . 关于推进实施钢铁行业超低排放的意见 [EB/OL]. (2019-04-28). http://www.mee.gov.cn/xxgk2018/xxgk/xxgk03/201904/t20190429_701463.html.

[7] GAUVIN C, UCHIDA E, ROZELLE S, et al. Cost-effectiveness of payments for ecosystem services with dual goals of environment and poverty alleviation[J]. Environmental management, 2010, 45(3): 488-501.

[8] KRONBAK L G, VESTERGAARD N. Environmental cost-effectiveness analysis in intertemporal natural resource policy: evaluation of selective fishing gear[J]. Journal of environmental management, 2013, 131: 270-279.

[9] United States Environmental Protection Agency. Final Plan for Periodic Retrospective Reviews of Existing Regulations[R]. Washington: United States Environmental Protection Agency, 2011.

[10] 周琪 , 许津铭 , 刘苗苗 , 等 . 我国环境费效分析方法的特点与应用潜力研究 [J]. 中国环境管理 , 2018, 10(1): 20-24.

[11] LIU Y M, LIU T T, YE S D, et al. Cost-benefit analysis for energy efficiency retrofit of existing buildings: a case study in China[J]. Journal of cleaner production, 2018, 177: 493-506.

[12] 汪俊三 , 张更生 . 中国典型生态区生态破坏经济损失分析和分区 [J]. 环境科学 , 1996, 17(6): 5-8.

[13] 王金南 . 环境污染对人体健康的损失分析 [J]. 环境科学与技术 , 1988, (2): 40-43.

[14] ZHANG J, JIANG H Q, ZHANG W, et al. Cost-benefit analysis of China's action plan for air pollution prevention and control[J]. Frontiers of engineering management, 2019, 6(4): 524-537.

[15] 杨柳 . 钢铁行业烟气超低排放技术分析 [J]. 冶金设备 , 2019(S1): 121-123.

[16] BURNETT R, COHEN A. Relative risk functions for estimating excess mortality attributable to outdoor $PM_{2.5}$ air pollution: evolution and state-of-the-art[J]. Atmosphere, 2020, 11(6): 589.

[17] TANG R, ZHAO J, LIU Y F, et al. Air quality and health co-benefits of China's carbon dioxide emissions peaking before 2030[J]. Nature communications, 2022, 13(1): 1008.

[18] 中国工程院 .《打赢蓝天保卫战三年行动计划》实施情况评估报告 [R]. 2021.

[19] 张伟 . 中国贸易隐含大气污染转移与环境不公平研究 [D]. 南京 : 南京大学 , 2018.

[20] 朱晓波 . 钢铁行业超低排放改造到底“值不值”?——有 2 个问题必须说清楚 [N]. 中国冶金报 , 2021-03-28.

Cost-Benefits Pre-assessment of Ultra-low Emission Policies Implementation in the Steel Industry in China

ZHANG Jing[1,2], XUE Yinglan[1,2,3], ZHANG Wei[1,2], ZHAO Jing[1,2], LU Yaling[1,2], JIANG Hongqiang[1,2]*

(1. State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Planning and Policy Simulation, Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100012, China; 2. Center for Beijing-Tianjin-Hebei Regional Environment, Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100012, China; 3. Institutes of Science and Development, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100190, China)

Abstract: The cost-benefit analysis of the ultra-low emissions policies in the steel industry can provide support scientific support for policy optimization and adjustment. This paper pre-assesses the costs and benefits of the implementation of the ultra-low emission transformation policy in the steel industry during the "14th Five-Year Plan" period, establishes a cost, benefit and economic and social impact measurement model approach, and calculates and analyzes the whole country, key regions and 31 provinces and municipalities. The results show that the cost in the implementation of ultra-low emission transformation of the steel industry from 2021 to 2025 is about 339.2 billion yuan, with environmental health benefits of about 1004.3 billion yuan. The environmental and economic benefits of implementing the "Iron and Steel Low Emissions Policy" in China are significant, with a net benefit of 665.1 billion yuan and a cost-effectiveness ratio of 3.0, indicating significant economic externality and feasibility of the policy. In terms of economic and social impact, GDP, tax revenue, resident income and job opportunities are predicted to rise by 420.6 billion yuan, 74 billion yuan, 169.8 billion yuan and 92,0000 additional jobs, respectively, as a result of the policy implementation. It is recommended to implement differentiated management of ultra-low emissions in the steel industry by region, process, and pollution source, implement a full-cycle comprehensive assessment of the emission reduction benefits of ultra-low emission transformation measures, and establish and improve the ultra-low emission transformation technology program update mechanism for the steel industry.

Keywords: steel industry; ultra-low emission; air quality; cost-benefits analysis