



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/eng](http://www.elsevier.com/locate/eng)



Research  
Air Pollution Control—Article

## 中国碳减排与空气质量改善及相关健康效益之间的协同效应

王洁<sup>a</sup>, 鲁玺<sup>a,b,c,d,\*</sup>, 杜鹏飞<sup>a</sup>, 郑昊天<sup>a,d</sup>, 董赵鑫<sup>a,d</sup>, 尹自华<sup>a</sup>, 邢佳<sup>a,d</sup>, 王书肖<sup>a,d</sup>, 郝吉明<sup>a,c,d,\*</sup>

<sup>a</sup> State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of the Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

<sup>b</sup> Institute for Carbon Neutrality, Tsinghua University, Beijing 100084, China

<sup>c</sup> Beijing Laboratory of Environmental Frontier Technologies, Tsinghua University, Beijing 100084, China

<sup>d</sup> State Environmental Protection Key Laboratory of the Sources and Control of Air Pollution Complex, Beijing 100084, China

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 8 November 2021

Revised 28 April 2022

Accepted 14 June 2022

Available online 5 July 2022

#### 关键词

协同效应

指标

碳减排

空气污染控制

时空差异

### 摘要

协同治理被认为是中国应对气候变化和大气污染防治双重挑战的关键措施。但是,目前仍然没有一个指标能够全面评估协同效应,现有的研究缺乏一个一致的框架用于比较各研究间结果。为此,本研究对协同指标进行了定义,指标意义为单位GDP的污染物产生量变化所带来的减排效应。通过耦合迪氏指数分解分析方法(LMDI)、排放-浓度响应曲面模型(RSM)和全球暴露反应关系模型(GEMM)构建综合分析框架,用于评估中国碳减排对大气污染物减排和公众健康的协同效应。研究表明,协同效应对SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和PM<sub>2.5</sub>(空气动力学直径不大于2.5 μm的主要颗粒物)的减排作用越来越重要。具体而言,协同控制对SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和PM<sub>2.5</sub>的减排量从“十一五”时期(2006—2010年)的3.1 Mt、1.4 Mt和0.3 Mt增加到“十二五”时期(2011—2015年)的5.6 Mt、3.7 Mt和1.9 Mt。与无控情景相比,协同效应使得PM<sub>2.5</sub>年均浓度降低了15%,从而在2015年避免了29万例(95%置信区间:28~30)由PM<sub>2.5</sub>引起的额外死亡。协同控制对于空气质量改善和公众健康保护的效应在人口密集的中国东部省市更加显著。未来随着城市化和碳中和进程的推进,协同效应有望继续增强。发达地区提前实现气候目标将同时为空气质量和公众健康带来更大的协同效益。

© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## 1. 引言

过去几十年中国经济的快速增长基本依赖于化石燃料的使用,造成了大量的二氧化碳(CO<sub>2</sub>)和空气污染物排放[1]。2007年,中国超过美国成为全球最大的CO<sub>2</sub>排放国,贡献了全球碳排放总量的28.8% [2]。中国承诺在2030年之前实现碳达峰,在2060年左右实现碳中和,这需要中国在2030—2060年期间平均每年减少3.3 Mt CO<sub>2</sub>排放量[3]。尽管从2013年《大气污染防治行动计划》(简

称“行动计划”)颁布以来,中国空气质量有了显著的提高,然而,2019年在全国337个地级以上城市中,仍有180个城市的PM<sub>2.5</sub>(空气动力学直径不大于2.5 μm的主要颗粒物)年平均浓度仍超过国家标准(35 μg·m<sup>-3</sup>) [4]。对于中国所有城市到2035年实现美丽中国目标所要求的空气质量标准(35 μg·m<sup>-3</sup>)仍存在巨大挑战,更不用说世界卫生组织要求的空气质量标准(5 μg·m<sup>-3</sup>) [5–6]。当前,气候变化和大气污染问题相互交织,寻求协同发展路径具有重要现实意义。

\* Corresponding authors.

E-mail addresses: [xilu@tsinghua.edu.cn](mailto:xilu@tsinghua.edu.cn) (X. Lu), [hjm-den@tsinghua.edu.cn](mailto:hjm-den@tsinghua.edu.cn) (J. Hao).

2095-8099/© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

英文原文: *Engineering* 2023, 20(1): 103–111

引用本文: Jie Wang, Xi Lu, Pengfei Du, Haotian Zheng, Zhaoxin Dong, Zihua Yin, Jia Xing, Shuxiao Wang, Jiming Hao. The Increasing Role of Synergistic Effects in Carbon Mitigation and Air Quality Improvement, and Its Associated Health Benefits in China. *Engineering*, <https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.06.004>

CO<sub>2</sub>和空气污染物主要来自同一个来源，即燃料燃烧过程，这意味着对其中一种排放物的控制措施可以同时导致另一种排放物的减少，这就是通常所定义的“协同效应”[7]。虽然2013—2017年中国空气质量的改善主要是通过末端控制实现的，但是Zhang等[8]的研究表明，来自能源结构和产业结构调整协同效应也发挥了不可忽视的作用。他们的研究还指出，未来强化的低碳政策将进一步发挥在中国大气污染防治方面的协同效应，而通过末端控制降低空气污染的潜力将变得有限。Xing等[9]的研究指出在国家自主贡献目标（NDC）下的低碳路径基础上，即使再加上最大程度的末端控制措施，也无法确保到2035年在城市水平完全达到美丽中国目标所要求的空气质量标准。这一研究结果表明，要实现国家空气质量目标，需要来自更有力碳排放政策的协同效应发挥作用。采用统一的指标全面评估大气污染防治和CO<sub>2</sub>减排之间的历史协同效应，对于未来选择具有多重环境效益的协同路径至关重要。

以往关于协同效应的研究大多仅单独考虑能源结构变化[10–22]、能源效率提高[9,23–32]、产业结构转型[33–34]和交通结构调整[35–36]对空气质量的协同效应。Ma等[10]的研究指出风力发电在2006—2010年使得新疆地区SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和PM<sub>2.5</sub>的协同减排比例分别达到4.31%、8.23%和4.23%。Li等[11]的研究表明在低于2℃情景下，2050年中国能源结构中核能和可再生能源的比重将高达62%，这将在同年避免51.3%的SO<sub>2</sub>、38.3%的NO<sub>x</sub>和31.6%的PM<sub>2.5</sub>排放。Tong等[21]指出在1.5℃情景下，随着燃煤电厂的战略性淘汰，2050年电力行业CO<sub>2</sub>年排放量和PM<sub>2.5</sub>相关的死亡人数将分别较2005年减少77%和66%。上文提到的Xing等[9]的研究也认为无论是能源结构的变化还是能源效率的提高，都将为2035年PM<sub>2.5</sub>达到国家标准做出不可替代的贡献。

先进技术部署带来的能效提高和产业结构调整产生的协同效应在过往的研究中也得到了评估。Ma等[25]分析了29种能效提高技术在中国钢铁行业产生的协同效应，研究结果表明到2030年，这些技术选择将减少0.11 Mt SO<sub>2</sub>、0.09 Mt NO<sub>x</sub>和0.03 Mt PM<sub>2.5</sub>排放。Jiang等[33]的研究估计，搬离或关闭高能耗企业使得沈阳市铁西区CO<sub>2</sub>和空气污染物排放减少了约90%。此外，苏州在2020年产业结构的调整协同减少了39.2%的CO<sub>2</sub>排放和35%的PM<sub>2.5</sub>排放[34]。在交通结构调整产生的协同效应方面，Duan等[35]的研究发现，到2035年，重庆货运和客运由公路转向铁路将使得CO<sub>2</sub>、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和PM<sub>2.5</sub>排放量分别协同减少29.8%、32.3%、31.9%和26.7%。尽管这些研究

详细阐述了单一具体措施的协同效应，但其结果无法反映全社会的综合协同效应，与此同时，过往的研究也缺乏一致的比较框架。

为了解决现有研究框架不一致的问题，研究旨在引入一个新的协同指标，并建立一个综合框架以量化碳减排与空气质量改善及相关公众健康之间的协同效应。基于指数分解分析、空气质量模型和暴露-响应模型相结合的分析框架，本研究评估了中国2006—2010年至2011—2015年的历史协同效应，并研究了协同效应的时间变化。在此基础上，进一步将本文提出的框架应用于省级层面的分析，评估了协同效应在经济发展水平和资源禀赋存在差异的不同省份间的空间差异。研究结果可以为未来协同控制政策的制定提供参考。

## 2. 方法和数据

### 2.1. 分析框架

在研究中，引入了一个新的协同指标，定义为单位GDP的污染物产生量，用公式（1）中的C/G表示，用来全面评估协同控制对CO<sub>2</sub>及大气污染物的减排效应，以区别与末端控制带来的减排效应。基于拓展的Kaya恒等式[37–38]，与生产相关的排放（E）可以分解为：

$$E = \frac{E}{C} \times \frac{C}{G} \times \frac{G}{P} \times P = EC \times CG \times GP \times P \quad (1)$$

式中，C、G和P分别表示污染物产生量、GDP和人口；EC（E/C）和CG（C/G）分别代表末端控制指标和协同控制指标；GP（G/P）和P均为社会经济指标。在本研究中，基于自主构建的综合分析框架（图1）评估了协同效应对减少空气污染物和保护公众健康的效益，该框架耦合了迪氏指数分解分析方法（LMDI）、排放-浓度响应曲面模型（RSM）和全球暴露反应关系模型（GEMM）。LMDI用来评价协同效应对污染物减排的贡献，RSM用于评价协同效应对空气质量改善的影响，GEMM用于评估健康效益。本研究对2005—2015年期间的历史协同效应进行了评估，这段时间涵盖了中国“十一五”和“十二五”两个五年计划。在此期间，我国陆续执行了减少SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>排放总量控制计划。CO<sub>2</sub>和空气污染物排放数据分别来自最新版本的碳排放数据库（CEAD）和中国空气污染控制成本效益与达标评估系统（ABaCAS），排放数据包括8个主要行业和177个子行业[39–40]。

### 2.2. LMDI方法

作为指数分解分析方法之一，LMDI已被广泛用于识

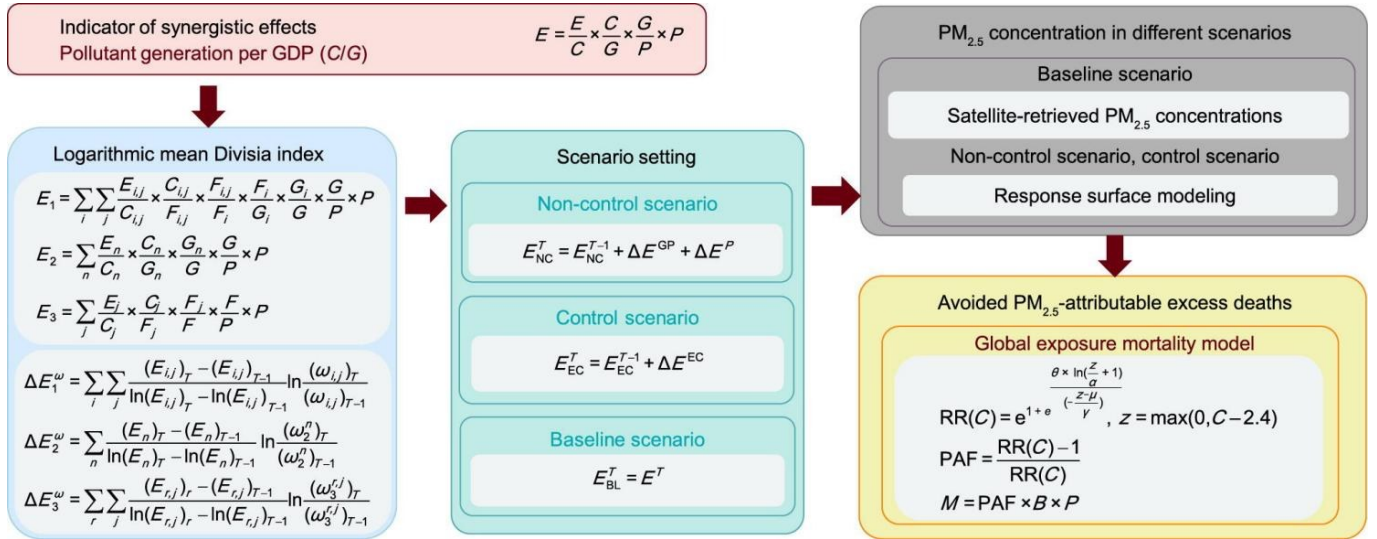


图1. 综合分析框架。图中每个参数的说明将在下面的2.2~2.5节中详细介绍。PAF：人群归因系数。

别能源消耗、CO<sub>2</sub>和大气污染物排放的关键驱动因素[41–43]。本文采用此方法来量化末端控制、协同效应和社会经济发展对大气污染物和CO<sub>2</sub>减排的影响。

根据公式(1)，将协同效应进一步分解为多个具体的驱动因素。与生产相关的排放( $E_1$ )来自农业、工业燃烧、电力、建筑、交通和服务业六大行业。 $E_1$ 分解如下：

$$E_1 = \frac{E_1}{C} \times \frac{C}{G} \times \frac{G}{P} \times P$$

$$= \sum_i \sum_j \frac{E_{ij}}{C_{ij}} \times \frac{C_{ij}}{F_{ij}} \times \frac{F_{ij}}{F_i} \times \frac{F_i}{G_i} \times \frac{G_i}{G} \times \frac{G}{P} \times P$$

$$= \sum_i \sum_j EC_{ij} \times CF_{ij} \times FS_{ij} \times FG_i \times GS_i \times GP \times P \quad (2)$$

式中， $F$ 表示能源消费量； $i$ 和 $j$ 分别表示排放部门 $i$ 和能源类型 $j$ 。本研究中的能源类型包括煤、原油、汽油、柴油、燃料油、天然气和电力，能源消费数据来源于国家能源统计年鉴。如前面提到的公式(1)所述，用EC、CG和GP分别表示末端控制、协同效应和人均GDP。这里，CF、FS、FG、GS为具有协同效应的驱动因素，分别表示能源相关的排放因子(单位能源的污染物产生量)、能源结构(各类型能源消费量占总耗能的比重)、能源强度(单位GDP的能源消费量)和产业结构(各产业占GDP的比重)。

由于一些驱动因素并不适用于所有排放源(例如，能源消费不包含在工业过程排放源中，经济活动不包含在居民消费排放源中)，单一的分解公式不足以覆盖所有的排放源，需要使用不同的恒等公式进行分解分析。工业过程源( $E_2$ )和居民消费源( $E_3$ )的排放可以分解为：

$$E_2 = \frac{E_2}{C} \times \frac{C}{G} \times \frac{G}{P} \times P = \sum_n \frac{E_n}{C_n} \times \frac{C_n}{G_n} \times \frac{G_n}{G} \times \frac{G}{P} \times P$$

$$= \sum_n EC_n \times EP_n \times GS_n \times GP \times P \quad (3)$$

$$E_3 = \frac{E_3}{C} \times \frac{C}{P} \times P = \sum_j \frac{E_j}{C_j} \times \frac{C_j}{F_j} \times \frac{F_j}{F} \times \frac{F}{P} \times P$$

$$= \sum_j EC_j \times CF_j \times FS_j \times FP \times P \quad (4)$$

式中， $n$ 指 $E_2$ 中的排放部门；EP和FP分别代表过程源的排放因子和家庭用能水平。

$T-1$ 年与 $T$ 年之间的总排放变化( $\Delta E$ )为各部分排放变化之和，如下所示：

$$\Delta E = \Delta E_1 + \Delta E_2 + \Delta E_3 = (E_1)_T - (E_1)_{T-1} + (E_2)_T - (E_2)_{T-1} + (E_3)_T - (E_3)_{T-1} \quad (5)$$

各部分排放变化以LMDI方法的加法形式表示，即排放变化量为各因子分别引起的变化量之和。以 $\Delta E_1$ 为例，排放变化量可以按下面公式进行计算：

$$\Delta E_1 = \Delta E_1^{EC} + \Delta E_1^{CF} + \Delta E_1^{FS} + \Delta E_1^{FG} + \Delta E_1^{GS} + \Delta E_1^{GP} + \Delta E_1^P \quad (6)$$

将各驱动因素用 $\omega$ 表示，包括EC、CF、FS、FG、GS、GP和P。 $\Delta E_1^\omega$ 表示由因素 $\omega$ 引起的排放 $E_1$ 的变化量， $\Delta E_1^\omega$ 可以用如下公式(7)进行计算：

$$\Delta E_1^\omega = \sum_i \sum_j \frac{(E_{ij})_T - (E_{ij})_{T-1}}{\ln(E_{ij})_T - \ln(E_{ij})_{T-1}} \ln \left( \frac{(\omega_{ij})_T}{(\omega_{ij})_{T-1}} \right) \quad (7)$$

进一步用 $\Delta E^\omega$ 表示由因素 $\omega$ 引起的排放总量 $E$ 的变化量。 $\Delta E^\omega$ 可以按下式进行计算：

$$\Delta E^\omega = \sum_k \Delta E_k^\omega \quad (8)$$

式中， $k$ 表示第 $k$ 部分排放。如果第 $k$ 部分排放不受某一因素 $\omega$ 的影响，则 $\Delta E_k^\omega$ 的值为0。

协同效应贡献的总排放量变化( $\Delta E^{CG}$ )可由下式(9)进行计算：

$$\Delta E^{CG} = \Delta E^{CF} + \Delta E^{FS} + \Delta E^{FG} + \Delta E^{GS} + \Delta E^{EP} + \Delta E^{FP} \quad (9)$$

### 2.3. 情景设置

为了量化协同效应，设置了三种情景：无控情景、控制情景和基准情景。无控情景假设自2005年以来没有增加进一步的排放控制措施，排放量随着经济水平和人口的增长而增加。在 $T$ 年无控情景下的排放量 $E_{\text{NC}}^T$ 可以用公式(10)进行计算：

$$E_{\text{NC}}^T = E_{\text{NC}}^{T-1} + \Delta E^{\text{GP}} + \Delta E^P \quad (10)$$

控制情景是在无控情景的基础上考虑了额外的末端控制。在 $T$ 年控制情景下的排放量 $E_{\text{EC}}^T$ 可以用下式进行计算：

$$E_{\text{EC}}^T = E_{\text{EC}}^{T-1} + \Delta E^{\text{GP}} + \Delta E^P + \Delta E^{\text{EC}} \quad (11)$$

在基准情景中，排放受到实际控制措施的限制。基准情景在控制情景的基础上进一步考虑了额外的协同控制。在 $T$ 年基准情景下的排放量 $E_{\text{BL}}^T$ 与实际排放量 $E^T$ 一致， $E_{\text{BL}}^T$ 可以表示为：

$$E_{\text{BL}}^T = E_{\text{BL}}^{T-1} + \Delta E^{\text{GP}} + \Delta E^P + \Delta E^{\text{CG}} + \Delta E^{\text{EC}} \quad (12)$$

三种不同情景下的排在基准年2005年相等。

$$E_{\text{NC}}^{2005} = E_{\text{EC}}^{2005} = E_{\text{BL}}^{2005} = E^{2005} \quad (13)$$

### 2.4. 协同效应带来的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度降低

基于多尺度空气质量模型(CMAQ)开发的RSM用来模拟基准情景和其他两种情景下 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度比，空间分辨率为 $27 \text{ km} \times 27 \text{ km}$ 。RSM和CMAQ模型模拟过程的详细描述见附录A。

$$R_1 = \frac{C_{\text{mNC}}}{C_{\text{mBL}}} \quad (14)$$

$$R_2 = \frac{C_{\text{mEC}}}{C_{\text{mBL}}} \quad (15)$$

式中， $R_1$ 和 $R_2$ 分别为基准情景 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度相对于其他两种情景的空间变化率； $C_{\text{mNC}}$ 、 $C_{\text{mEC}}$ 和 $C_{\text{mBL}}$ 分别为无控情景、控制情景和基准情景下的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度。

来自于van Donkelaar等[44]的卫星反演 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度( $C_{\text{sat}}$ )作为基准情景下的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度( $C_{\text{BL}}$ )，这个数据已经广泛应用于之前的研究，包括全球疾病负担(GBD)项目[45]。

$$C_{\text{BL}} = C_{\text{sat}} \quad (16)$$

将模拟的空间变化率与卫星反演的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度相乘，计算出无控情景( $C_{\text{NC}}$ )和控制情景( $C_{\text{EC}}$ )下的实际 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度。

$$C_{\text{NC}} = C_{\text{sat}} \times R_1 \quad (17)$$

$$C_{\text{EC}} = C_{\text{sat}} \times R_2 \quad (18)$$

控制情景与无控情景之间的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度差异是由末端控制带来的，而协同效应的贡献体现在基准情景与控制情景之间的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度差异。由末端控制和协同效应带来的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度降低量分别用公式(19)和公式(20)表示：

$$\Delta C_{\text{EC}} = C_{\text{NC}} - C_{\text{EC}} \quad (19)$$

$$\Delta C_{\text{SC}} = C_{\text{EC}} - C_{\text{BL}} \quad (20)$$

由末端控制( $\Delta \text{PC}_{\text{EC}}$ )和协同效应( $\Delta \text{PC}_{\text{SC}}$ )贡献的人口加权 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度降低量分别用如下公式估算：

$$\Delta \text{PC}_{\text{EC}} = \frac{1}{P} \sum_t P_t \times \Delta C_{\text{EC}_t} \quad (21)$$

$$\Delta \text{PC}_{\text{SC}} = \frac{1}{P} \sum_t P_t \times \Delta C_{\text{SC}_t} \quad (22)$$

式中， $P$ 为总人口； $t$ 为地理单位，分辨率为 $27 \text{ km} \times 27 \text{ km}$ 。 $\Delta C_{\text{EC}_t}$ 和 $\Delta C_{\text{SC}_t}$ 分别表示由末端控制和协同作用引起地理单元 $t$ 内的 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的降低量。

### 2.5. 协同效应带来的健康效益

基于Burnett等[46]开发的GEMM模型对 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露造成的额外死亡进行估算，该模型在以前的研究[8,47]中已被广泛采用。该模型在高污染水平下提供了高可信度的 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露-死亡率关系[46]，因此应用于对中国的研究。

考虑几乎所有与 $\text{PM}_{2.5}$ 相关的非意外死亡都可归因于非传染性疾病(NCD)和下呼吸道感染(LRI)，GEMM模型将由 $\text{PM}_{2.5}$ 引起的额外死亡估计限定在这一疾病亚组，表示为GEMM NCD + LRI。在GEMM NCD + LRI中，对于给定 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度 $C$ ，相对风险(RR)可由公式(23)表示：

$$\text{RR}(C) = \begin{cases} e^{\frac{\theta \times \ln(\frac{C-C_0}{\alpha} + 1)}{1 + e^{\frac{C-C_0}{\nu}}} } & \text{for } C \geq C_0 \\ 1 & \text{for } C < C_0 \end{cases} \quad (23)$$

式中， $C_0$ 是反事实 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度，低于这个浓度时不会造成额外的暴露风险。这里， $C_0$ 为 $2.4 \mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$  [46]。 $\theta$ 、 $\alpha$ 、 $\mu$ 和 $\nu$ 分别为描述暴露-响应曲线形状的参数。这些参数的具体数值见附录A。

根据GBD项目，网格单元 $o$ 中由 $\text{PM}_{2.5}$ 暴露导致的死亡数( $M_o$ )计算公式如下：

$$M_o = \sum_m P_{\alpha,m} \times B_m \times \frac{\text{RR}(C_{\alpha,m}) - 1}{\text{RR}(C_{\alpha,m})} \quad (24)$$

式中， $M_o$ 通过分年龄段进行计算，从25岁到85岁，每5年为一年龄间隔； $m$ 表示第 $m$ 个年龄段； $P$ 代表人口； $B$ 代表NCD + LRI的基准死亡率。本研究从Landscan数据库获得了2015年分辨率为 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 的网格化人口分布数据，并基于中国国家统计局2015年总人口统计数据数据进行缩放。基准死亡率( $B$ )数据来自于2015年GBD项目在中国国家层面的研究[48]。由 $\text{PM}_{2.5}$ 导致的死亡人数的95%置信区间(CI)是根据Burnett等[46]提供的 $\theta$ 值的点估计分布计算出来的。

无控情景下的过早死亡数与基准情景下的过早死亡数

之差反映了协同效应和末端控制的综合健康效益。根据现有的研究经验[8,49], 假设每一单位浓度降低所避免的过早死亡人数相等。也就是说, 无论是末端控制还是协同效应, 避免的过早死亡人数与其带来的 $PM_{2.5}$ 浓度降低量成正比。对于避免的过早死亡人数, 在省级层面也进行了计算。

### 3. 结果

#### 3.1. 协同效应的减排作用不断增加

如图2所示, 协同效应(紫色区域)对减少大气污染做出了重要贡献, 在2005—2015年期间, 协同效应所减少的 $SO_2$ 、一次 $PM_{2.5}$ 、 $NO_x$ 和 $CO_2$ 的排放量分别为8.7 Mt、2.2 Mt、5.1 Mt和2.8 Gt。末端控制(图2中的深绿色区域)也在减少空气污染方面发挥了重要作用, 与无控情景相比, 减少了25.2 Mt  $SO_2$ 、9.7 Mt 一次 $PM_{2.5}$ 和14.0 Mt  $NO_x$ 的排放。在无控情景中, 2005—2015年间,  $SO_2$ 、一次 $PM_{2.5}$ 和 $NO_x$ 排放量分别比2005年增加了75.9%、51.8%和106.8%, 协同效应和末端控制的结合则在2005—

2015年间使得这三种污染物排放量分别减少了115.2%、90.9%和99.7%。

2005—2015年间协同减排效应持续增加, 其中在“十二五”期间协同效应产生的减排作用增加更快。从“十一五”到“十二五”时期, 协同效应对 $SO_2$ 、一次 $PM_{2.5}$ 和 $NO_x$ 的减排作用几乎翻了一番, 减排量分别从3.1 Mt、0.3 Mt和1.4 Mt增加到5.6 Mt、1.9 Mt和3.7 Mt。与协同效应不同, 末端控制对不同的空气污染物的减排作用呈现出差异。末端控制贡献的 $SO_2$ 和 $PM_{2.5}$ 减排量分别从“十一五”时期的14.3 Mt和5.6 Mt下降到“十二五”时期的11.0 Mt和4.1 Mt, 而贡献的 $NO_x$ 减排量则从“十一五”时期的3.1 Mt增加到“十二五”时期的10.9 Mt。这是由于在“十一五”期间, 受 $SO_2$ 总量控制计划、政治问责制、 $SO_2$ 排放核查和财政激励等一系列政策的推动[5, 50], 约86%的燃煤电厂安装并有效运行了烟气脱硫设施(FGD), 即从烟气中去除 $SO_2$ 的末端控制设备。因此, 在“十二五”期间通过末端控制进一步减少 $SO_2$ 排放的空间减小。此外, “十一五”期间 $SO_2$ 排放控制取得的成功, 促进了“十二五”期间对 $NO_x$ 排放实施类似的强制性规定, 为控制 $SO_2$ 排放而采取的许多措施也应用于 $NO_x$ 排放

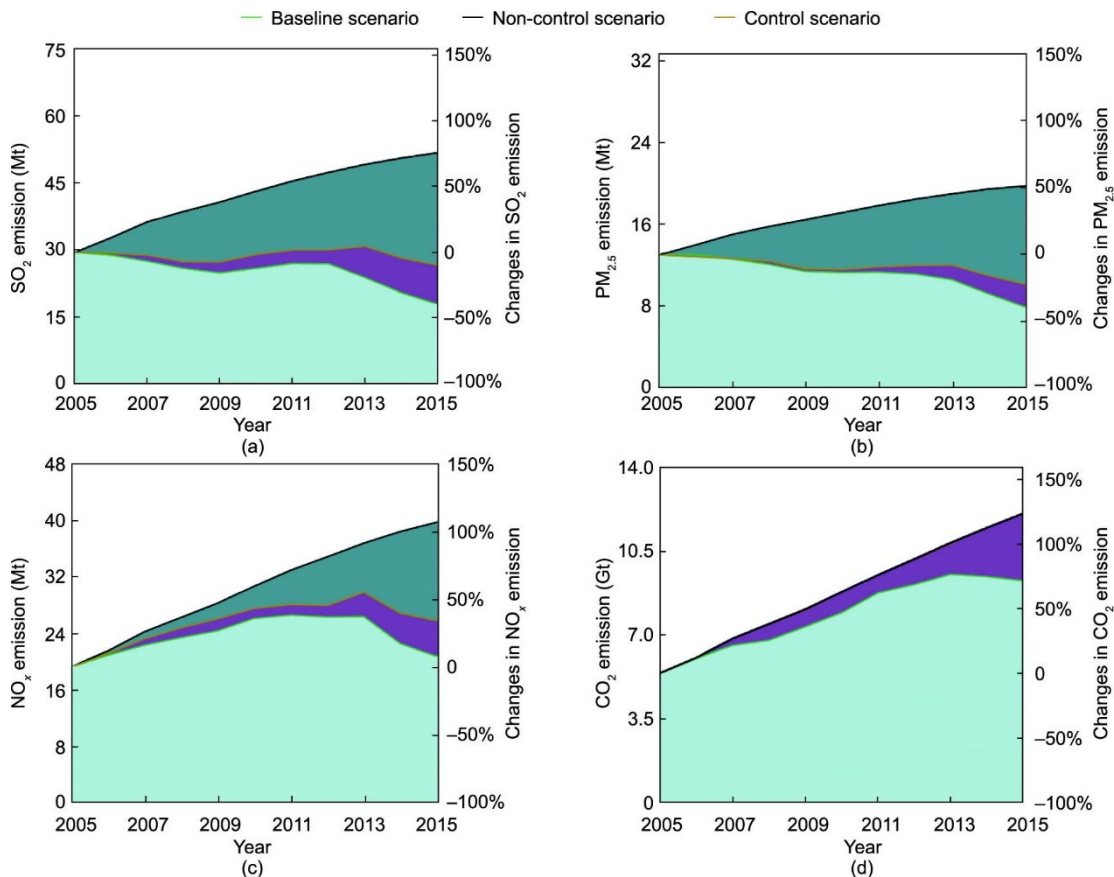


图2. 2005—2015年不同情景下中国大气污染物和 $CO_2$ 排放量的变化, 假设基准年2005年排放变化为0, 无控情景与控制情景之间的排放差是受末端控制影响引起的, 而控制情景与基准情景之间的排放差是受协同效应影响引起的。(a)  $SO_2$ ; (b)  $PM_{2.5}$ ; (c)  $NO_x$ ; (d)  $CO_2$ 。

的控制上。在“十二五”期间，超过80%的火电厂安装了选择性催化还原脱硝设备（SCR），用于去除NO<sub>x</sub>排放的末端控制设备，在此期间NO<sub>x</sub>排放实现了显著减少[5,51]。

2005—2015年间协同效应增加主要是由产业结构、能源结构、能源强度和排放因子4个影响因素变化引起的（图3）。最重要的推动因素之一是产业结构的调整，即产业结构从高耗能产业转向服务业和商业。2005—2015年间，重工业的比重下降了6.3%，服务业比重增加了10.7% [52]，使得“十一五”期间SO<sub>2</sub>、一次PM<sub>2.5</sub>和NO<sub>x</sub>排放量分别下降了12.8%、4.4%和20.0%，“十二五”期间则分别下降了11.3%、8.1%和13.2%。由于很大一部分一次PM<sub>2.5</sub>排放来自居民消费，产业结构调整对一次PM<sub>2.5</sub>的减排效应相对于SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>的减排作用较小。同样地，由于交通部门逐渐取代工业部门成为NO<sub>x</sub>排放的最大来源（见附录A中的图S1），产业结构调整对NO<sub>x</sub>的减排效果在“十二五”期间有所下降。此外，通过产业结构调整，在“十一五”和“十二五”期间使得CO<sub>2</sub>排放量分别减少了17.3%和18.0%。

能源结构调整是应对气候变化的重要举措，《能源发展“十二五”规划》[53]中也强调了这一点。《大气污染防治行动计划》的出台进一步推动了能源结构转型[54]。在2011—2015年期间，非化石燃料的比重增加了2.6%，煤炭的使用量下降了5.2% [55]。更清洁的能源结构有助于减少“十二五”期间的排放，使SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>排放量分别减少了3.3%和2.4%。此外，考虑农村地区散煤燃烧会排放出大量有害大气污染物，尤其是高浓度的PM<sub>2.5</sub>，农村地区实施了禁止家庭散煤燃烧并且推动供暖向清洁能源转型[56]。由于家庭用能结构的转变，一次PM<sub>2.5</sub>的排放进一步减少。“十二五”期间，能源结构调整对一次PM<sub>2.5</sub>减排的贡献率超过19%，远高于其对NO<sub>x</sub>和SO<sub>2</sub>减排的贡献率。

能源利用效率的提高反映了能源强度的下降，这主要与技术改进有关[57]。在“十一五”和“十二五”能源强度分别降低20%和16%的目标驱动下，节能技术渗透率显著提高。例如，干熄焦技术在钢铁行业的渗透率在“十一五”时期从不足30%提高到80%以上，低温余热发电技术的渗透率在“十一五”时期从接近零提高到55%，在“十二五”时期进一步提高到70% [58]。能源利用效率提高使得“十一五”期间SO<sub>2</sub>、一次PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>x</sub>和CO<sub>2</sub>排放量分别下降3.7%、2.1%、1.2%和6.1%，在“十二五”期间则分别下降3.7%、1.8%、1.3%和4.0%。

此外，能源质量得到了显著改善，如低硫煤的使用实

现了能源相关的SO<sub>2</sub>排放因子的下降，使得“十二五”期间SO<sub>2</sub>排放量减少8.7%。相比之下，能源相关的PM<sub>2.5</sub>的排放因子略有增加，这是因为2006—2015期间煤炭中的灰分含量有所增加[59]，而灰分是形成颗粒物的主要成分。由于能源相关的排放因子增加，“十一五”和“十二五”期间一次PM<sub>2.5</sub>排放分别增加了1.53%和0.03%。

### 3.2. 协同效应带来PM<sub>2.5</sub>浓度降低和健康效益的空间差异

协同效应和末端控制对降低年均PM<sub>2.5</sub>浓度均存在明显的空间差异。除西北地区外，大部分地区PM<sub>2.5</sub>浓度下降明显[见附录A中的图S3（a）和（b）]。在国家层面，2005—2015年间，协同效应单独使PM<sub>2.5</sub>浓度下降了15.0%，而近一半的PM<sub>2.5</sub>浓度（36.8%）降低是通过末端控制实现的。协同效应在北京、上海等城市和浙江、广东等沿海发达省份发挥了更重要的作用，在同期使得PM<sub>2.5</sub>浓度分别下降了47.6%、33.5%、25.3%和21.1% [见附录A中的图S4（a）]。其中，产业结构调整是拉动经济增长的主要因素。在这些直辖市及省份，工业占比分别下降了9.8%、16.8%、7.4%和5.9%，而服务业和商业占比分别增加了约10.6%、17.3%、9.8%和7.7%（见附录A中的图S5）。在北京，协同效应对PM<sub>2.5</sub>浓度降低的贡献甚至超过了末端控制（47.6% vs 35.0%）[见附录A中的表S1和图S4（b）]。这一结果反映出尽管FGD和SCR等末端控制设备得到了广泛应用，但是北京的煤炭密集型行业和电厂较少，末端控制的作用有限[60]。

相比之下，在山西、陕西和内蒙古等拥有大量煤炭开采和能源密集型制造业的地区，协同效应对PM<sub>2.5</sub>浓度降低的贡献相对较小（10%）[见附录A中的图S4（a）]。这些地区仍主要依靠末端控制来降低PM<sub>2.5</sub>浓度。如附录A中图S4（b）所示，山西、陕西、内蒙古三地协同效应与末端控制的贡献比值分别低至0.21、0.36和0.21。尽管2005—2015年，这些能源密集型地区的协同效应略有增加，但末端控制仍然是减少一次PM<sub>2.5</sub>和二次PM<sub>2.5</sub>前体的主导措施（见附录A中的图S6）。从短期来看，这些地区PM<sub>2.5</sub>浓度的进一步降低可能仍依赖于转型期间更严格的末端控制。从长远来看，随着经济和能源体系向零碳转型，将不可避免地对这些地区的PM<sub>2.5</sub>浓度降低产生协同效应。

协同效应在2015年避免了29万例（95%置信区间：0.28~0.30）由PM<sub>2.5</sub>引起的额外死亡。协同效应带来的健康效益的区域分布大致遵循人口加权PM<sub>2.5</sub>浓度降低的分布模式[见附录A中的图S4（c）、（d）]。发达地区从协同效应带来的PM<sub>2.5</sub>浓度降低中受益更多。由于这些地区人

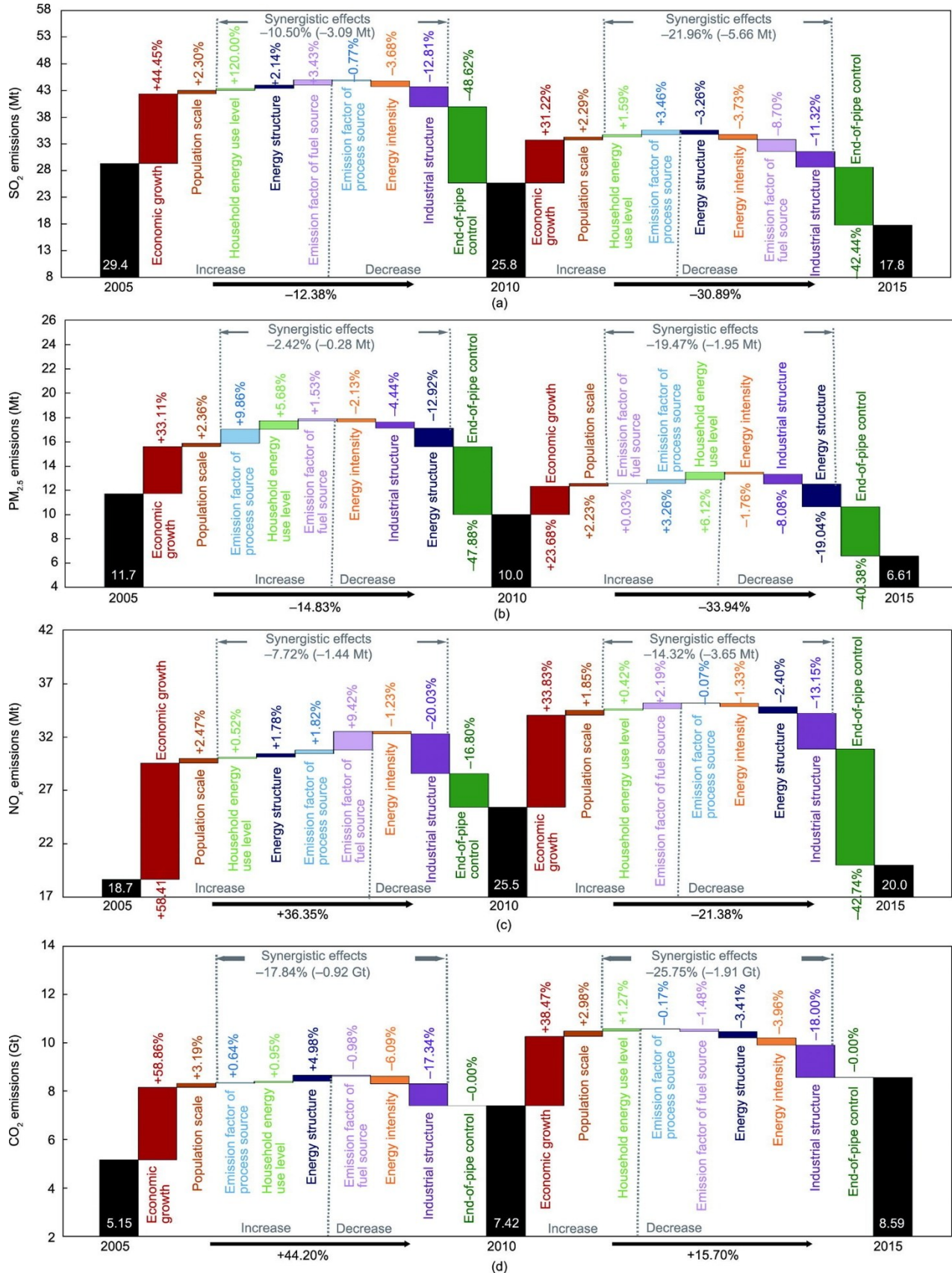


图3. 各驱动因素对“十一五”和“十二五”期间中国SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>、NO<sub>x</sub>和CO<sub>2</sub>排放变化的贡献。每个柱形的长度反映了每个驱动因素的贡献大小。协同效应对排放变化的贡献等于产业结构、能源结构、能源强度、能源相关的排放因子、过程源排放因子和居民用能水平6个因素贡献的总和。

口密度高，协同效应对健康的效益被进一步扩大。例如，协同效应帮助上海和北京每100平方公里避免的死亡人数分别为120人和100人，远高于全国平均水平每100平方公里3人的死亡数[见附录A中的图S4(d)]。相比之下，在人口密度低的欠发达地区，健康效益较少。在内蒙古和宁夏，协同效应避免的PM<sub>2.5</sub>相关的死亡人数均小于每100平方公里1人。随着未来城市化水平的提高，更多的人口将聚集在发达地区。届时协同效应将会对地区公众健康保护产生更大的意义。

#### 4. 结论和政策建议

本研究在引入新的指标（单位GDP的污染物产生量）定义协同效应的基础上，建立了一个综合分析框架以评估碳减排对空气质量改善和公众健康保护的协同效应。研究表明，2005—2015年间，协同效应对SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>和一次PM<sub>2.5</sub>等大气污染物的减排作用越来越重要。协同效应在较发达的省份或直辖市对空气质量和公众健康的影响更加显著。

本研究得到的协同效应在空间上存在差异的结论将对我国“十四五”（2021—2025年）期间空气污染防治的三个重点区域（京津冀及其周边地区、长三角和汾渭平原）的未来发展提供重要的政策指导意义。长三角（包括上海、浙江、江苏和安徽）作为中国最发达的地区之一，拥有相对低碳的经济和能源系统，并制定了在2030年全国碳达峰之前实现达峰的目标[61–62]。在这种情况下，长三角地区现有产业和能源结构进一步脱碳的协同效应将显著推动空气质量的改善。相比之下，主要覆盖了山西和陕西两省的汾渭平原拥有大量的能源密集型产业，目前其PM<sub>2.5</sub>浓度仍超过国家二级标准[63]。在这种情况下，要在短期内达到空气质量标准，不仅需要更严格的末端控制措施，还需要协同加速经济和能源体系的低碳转型。

长期来看，在碳中和目标驱动下，能源系统的低碳转型将为协同实现空气质量达标起到至关重要的作用。据预测，中国实现碳中和目标需要将非化石能源在一次能源消费中的比重提高到84%，并且煤炭消费占比不超过7%[64]。随着化石燃料燃烧这一重要排放源减少，深刻的能源系统转型产生的协同效应将显著改善空气质量。此外，考虑发达地区是城市化进程中人口迁移的主要目的地[65]，如果这些地区率先实现碳中和，将持续享受由于空气质量改善带来的公众健康协同效益。

本研究有一定的局限性。末端控制设备本身消耗能源，因而产生额外的排放。本研究使用的排放清单中没有

单独考虑这些排放，这可能会使得末端控制的减排效果被高估。此外，在研究中，在碳减排协同产生的健康效益的估算中仅考虑了与PM<sub>2.5</sub>暴露相关的额外死亡人数。臭氧污染作为中国的另一种主要空气污染，碳减排可能也会协同带来臭氧污染的减少，这个问题需要在未来做进一步分析。

#### 致谢

本研究得到国家自然科学基金(72025401、71974108、72140003)和清华大学-INDITEX可持续发展基金的资助。

#### Compliance with ethics guidelines

Jie Wang, Xi Lu, Pengfei Du, Haotian Zheng, Zhaoxin Dong, Zihua Yin, Jia Xing, Shuxiao Wang, and Jiming Hao declare that they have no conflicts of interest or financial conflicts to disclose.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.06.004>.

#### References

- [1] Liu J, Diamond J. China's environment in a globalizing world. *Nature* 2005; 435(7046):1179–86.
- [2] Petroleum British. BP statistical review of world energy. London: British Petroleum Co.; 2020.
- [3] Institute of Climate Change and Sustainable Development of Tsinghua University (ICCGD). China's long-term low-carbon development strategy and pathway. Report. Heidelberg: Springer; 2020.
- [4] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. 2019 report on the state of the ecology and environment in China [Internet]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China; 2020 Jun 2 [cited 2021 Mar 17]. Available from: <https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/zghjzkgb/202006/P020200602509464172096.pdf> Chinese.
- [5] Lu X, Zhang S, Xing J, Wang Y, Chen W, Ding D, et al. Progress of air pollution control in China and its challenges and opportunities in the ecological civilization era. *Engineering* 2020;6(12):1423–31.
- [6] World Health Organization. WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Report. Geneva: World Health Organization; 2021.
- [7] Li M, Zhang D, Li CT, Mulvaney KM, Selin NE, Karplus VJ. Air quality co-benefits of carbon pricing in China. *Nat Clim Chang* 2018;8(5):398–403.
- [8] Zhang Q, Zheng Y, Tong D, Shao M, Wang S, Zhang Y, et al. Drivers of improved PM<sub>2.5</sub> air quality in China from 2013 to 2017. *Proc Natl Acad Sci USA* 2019;116(49):24463–9.
- [9] Xing J, Lu X, Wang S, Wang T, Ding D, Yu S, et al. The quest for improved air quality may push China to continue its CO<sub>2</sub> reduction beyond the Paris Commitment. *Proc Natl Acad Sci USA* 2020;117(47):29535–42.
- [10] Ma Z, Xue B, Geng Y, Ren W, Fujita T, Zhang Z, et al. Co-benefits analysis on



- climate change and environmental effects of wind-power: a case study from Xinjiang. *China Renew Energy* 2013;57:35–42.
- [11] Li N, Chen W, Rafaj P, Kiesewetter G, Schöpp W, Wang H, et al. Air quality improvement co-benefits of low-carbon pathways toward well below the 2 °C climate target in China. *Environ Sci Technol* 2019;53(10):5576–84.
- [12] Jiang P, Khishgee S, Alimujiang A, Dong H. Cost-effective approaches for reducing carbon and air pollution emissions in the power industry in China. *J Environ Manage* 2020;264:110452.
- [13] Lua Z, Huang L, Liu J, Zhou Y, Chen M, Hua J. Carbon dioxide mitigation co-benefit analysis of energy-related measures in the Air Pollution Prevention and Control Action Plan in the Jing–Jin–Ji region of China. *Resour Conserv Recycl* 2019;X1:100006.
- [14] Jiang P, Alimujiang A, Dong H, Yan X. Detecting and understanding synergies and co-benefits of low carbon development in the electric power industry in China. *Sustainability* 2020;12(1):297.
- [15] Dong H, Dai H, Dong L, Fujita T, Geng Y, Klimont Z, et al. Pursuing air pollutant co-benefits of CO<sub>2</sub> mitigation in China: a provincial leveled analysis. *Appl Energy* 2015;144:165–74.
- [16] Takeshita T. Assessing the co-benefits of CO<sub>2</sub> mitigation on air pollutants emissions from road vehicles. *Appl Energy* 2012;97:225–37.
- [17] Chen H, Wang Z, Xu S, Zhao Y, Cheng Q, Zhang B. Energy demand, emission reduction and health co-benefits evaluated in transitional China in a 2 °C warming world. *J Clean Prod* 2020;264:121773.
- [18] Ou Y, West JJ, Smith SJ, Nolte CG, Loughlin DH. Air pollution control strategies directly limiting national health damages in the US. *Nat Commun* 2020;11(1):957.
- [19] Dimanchev GE, Paltsev S, Yuan M, Rothenberg D, Tessum WC, Marshall DJ, et al. Health co-benefits of sub-national renewable energy policy in the US. *Environ Res Lett* 2019;14:085012.
- [20] Yang J, Song D, Wu F. Regional variations of environmental co-benefits of wind power generation in China. *Appl Energy* 2017;206:1267–81.
- [21] Tong D, Geng G, Zhang Q, Cheng J, Qin X, Hong C, et al. Health co-benefits of climate change mitigation depend on strategic power plant retirements and pollution controls. *Nat Clim Chang* 2021;11:1077–83.
- [22] Wang P, Lin CK, Wang Y, Liu D, Song D, Wu T. Location-specific co-benefits of carbon emissions reduction from coal-fired power plants in China. *Nat Commun* 2021;12(1):6948.
- [23] Zhang S, Ren H, Zhou W, Yu Y, Chen C. Assessing air pollution abatement co-benefits of energy efficiency improvement in cement industry: a city level analysis. *J Clean Prod* 2018;185:761–77.
- [24] Zhang S, Xie Y, Sander R, Yue H, Shu Y. Potentials of energy efficiency improvement and energy–emission–health nexus in Jing–Jin–Ji’s cement industry. *J Clean Prod* 2021;278:123335.
- [25] Ma D, Chen W, Yin X, Wang L. Quantifying the co-benefits of decarbonisation in China’s steel sector: an integrated assessment approach. *Appl Energy* 2016;162:1225–37.
- [26] Levy IJ, Wool MK, Penn LS, Omary M, Tambouret Y, Kim SC, et al. Carbon reductions and health co-benefits from US residential energy efficiency measures. *Environ Res Lett* 2016;11:034017.
- [27] Yang X, Teng F, Wang G. Incorporating environmental co-benefits into climate policies: a regional study of the cement industry in China. *Appl Energy* 2013;112:1446–53.
- [28] Driscoll TC, Buonocore JJ, Levy IJ, Lambert FK, Burtraw D, Reid BS, et al. US power plant carbon standards and clean air and health co-benefits. *Nat Clim Chang* 2015;5:535–40.
- [29] Abel DW, Holloway T, Martinez-Santos J, Harkey M, Tao M, Kubes C, et al. Air quality-related health benefits of energy efficiency in the United States. *Environ Sci Technol* 2019;53(7):3987–98.
- [30] Hasanbeigi A, Lobscheid A, Lu H, Price L, Dai Y. Quantifying the co-benefits of energy-efficiency policies: a case study of the cement industry in Shandong province, China. *Sci Total Environ* 2013;458–460:624–36.
- [31] Peng W, Yang J, Wagner F, Mauzerall DL. Substantial air quality and climate co-benefits achievable now with sectoral mitigation strategies in China. *Sci Total Environ* 2017;598:1076–84.
- [32] Zhang S, Worrell E, Crijns-Graus W. Synergy of air pollutants and greenhouse gas emissions of Chinese industries: a critical assessment of energy models. *Energy* 2015;93:2436–50.
- [33] Jiang P, Chen Y, Geng Y, Dong W, Xue B, Xu B, et al. Analysis of the co-benefits of climate change mitigation and air pollution reduction in China. *J Clean Prod* 2013;58:130–7.
- [34] Liu M, Huang Y, Jin Z, Liu X, Bi J, Jantunen MJ. Estimating health co-benefits of greenhouse gas reduction strategies with a simplified energy balance based model: the Suzhou city case. *J Clean Prod* 2017;142:3332–42.
- [35] Duan L, Hu W, Deng D, Fang W, Xiong M, Lu P, et al. Impacts of reducing air pollutants and CO<sub>2</sub> emissions in urban road transport through 2035 in Chongqing, China. *Environ Sci Ecotechnol* 2021;8:100125.
- [36] Jiao J, Huang Y, Liao C. Co-benefits of reducing CO<sub>2</sub> and air pollutant emissions in the urban transport sector: a case of Guangzhou. *Energy Sustain Dev* 2020;59:131–43.
- [37] Kaya Y. The role of CO<sub>2</sub> removal and disposal. *Energy Convers Manage* 1995;36(6–9):375–80.
- [38] Kaya Y. Impact of carbon dioxide emission control on GNP growth: interpretation of proposed scenarios. Paris: Intergovernmental Panel on Climate Change/Response Strategies Working Group; 1989.
- [39] Shan Y, Guan D, Zheng H, Ou J, Li Y, Meng J, et al. China CO<sub>2</sub> emission accounts 1997–2015. *Sci Data* 2018;5:170201.
- [40] Zheng H, Zhao B, Wang S, Wang T, Ding D, Chang X, et al. Transition in source contributions of PM<sub>2.5</sub> exposure and associated premature mortality in China during 2005–2015. *Environ Int* 2019;132:105111.
- [41] Dai Y, Zhu J, Song H. Using LMDI approach to analyze changes in carbon dioxide emissions of China’s logistics industry. *J Ind Eng Manag* 2015;8(3):840–60.
- [42] Lu X, McElroy MB, Peng W, Liu S, Nielsen CP, Wang H. Challenges faced by China compared with the US in developing wind power. *Nat Energy* 2016;1(6):16061.
- [43] Yang X, Wang S, Zhang W, Li J, Zou Y. Impacts of energy consumption, energy structure, and treatment technology on SO<sub>2</sub> emissions: a multi-scale LMDI decomposition analysis in China. *Appl Energy* 2016;184:714–26.
- [44] van Donkelaar A, Martin RV, Li C, Burnett RT. Regional estimates of chemical composition of fine particulate matter using a combined geoscience-statistical method with information from satellites, models, and monitors. *Environ Sci Technol* 2019;53(5):2595–611.
- [45] Apte JS, Marshall JD, Cohen AJ, Brauer M. Addressing global mortality from ambient PM<sub>2.5</sub>. *Environ Sci Technol* 2015;49(13):8057–66.
- [46] Burnett R, Chen H, Szyszkowicz M, Fann N, Hubbell B, Pope III CA, et al. Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter. *Proc Natl Acad Sci USA* 2018;115(38):9592–7.
- [47] Wu W, Yao M, Yang X, Hopke PK, Choi H, Qiao X, et al. Mortality burden attributable to long-term ambient PM<sub>2.5</sub> exposure in China: using novel exposure-response functions with multiple exposure windows. *Atmos Environ* 2021;246(1):118098.
- [48] Global Burden of Disease Collaborative Network. Global burden of disease study 2015 (GBD 2015) risk factor results 1990–2015. Seattle: Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME); 2016.
- [49] Wang H, Zhang Y, Zhao H, Lu X, Zhang Y, Zhu W, et al. Trade-driven relocation of air pollution and health impacts in China. *Nat Commun* 2017;8(1):738.
- [50] Jin Y, Andersson H, Zhang S. Air pollution control policies in China: a retrospective and prospects. *Int J Environ Res Public Health* 2016;13(12):1219.
- [51] Liu F, Zhang Q, Ronald VDA, Zheng B, Tong D, Yan L, et al. Recent reduction in NO<sub>x</sub> emissions over China: synthesis of satellite observations and emission inventories. *Environ Res Lett* 2016;11(11):114002.
- [52] Lin B, Liu K. Using LMDI to analyze the decoupling of carbon dioxide emissions from China’s heavy industry. *Sustainability* 2017;9(7):1198.
- [53] National Energy Administration of the People’s Republic of China. The twelve five-year plan for energy development [Internet]. Beijing: National Energy Administration of the People’s Republic of China; 2013 Jan 1 [cited 2021 Mar 17]. Available from: [http://www.nea.gov.cn/2013-01/28/c\\_132132808.htm](http://www.nea.gov.cn/2013-01/28/c_132132808.htm). Chinese.
- [54] The State Council of the People’s Republic of China. Air pollution prevention and control action plan [Internet]. Beijing: The State Council of the People’s Republic of China; 2018 Aug 20 [cited 2021 Mar 17]. Available from: [http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content\\_4561.html](http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-09/13/content_4561.html). Chinese.
- [55] National Development and Reform Commission of the People’s Republic of China. The development of renewable energy in the 13th FYP in China [Internet]. Beijing: National Development and Reform Commission of the People’s Republic of China; 2017 Jun 14 [cited 2021 Mar 17]. Available from: [https://www.ndrc.gov.cn/xxgk/zcfb/ghwb/201612/t20161216\\_962211.html?code=&state=123](https://www.ndrc.gov.cn/xxgk/zcfb/ghwb/201612/t20161216_962211.html?code=&state=123).
- [56] Barrington-Leigh C, Baumgartner J, Carter E, Robinson BE, Tao S, Zhang Y. An evaluation of air quality, home heating and well-being under Beijing’s programme to eliminate household coal use. *Nat Energy* 2019;4(5):416–23 Chinese.
- [57] Tan R, Lin B. What factors lead to the decline of energy intensity in China’s energy intensive industries? *Energy Econ* 2018;71:213–21.

- [58] The Central People's Government of the People's Republic of China. The 12th five-year plan for energy conservation and emission reduction in China [Internet]. Beijing: The Central People's Government of the People's Republic of China; 2012 Aug 6 [cited 2021 Mar 17]. Available from: [http://www.gov.cn/zwzk/2012-08/21/content\\_2207867.htm](http://www.gov.cn/zwzk/2012-08/21/content_2207867.htm). Chinese.
- [59] Thriveni T, Ramakrishna CH, Seong YN, Ahn JW. Monitoring of PM<sub>2.5</sub> in coal ash samples and heavy metals stabilization by carbonization method. In: Proceedings of 2017 World of Coal Ash (WOCA) Conference; 2017 May 8–11; Lexington, KY, USA; 2017.
- [60] Wang J, Xiong Y, Tian X, Liu S, Li J, Tanikawa H. Stagnating CO<sub>2</sub> emissions with in-depth socioeconomic transition in Beijing. *Appl Energy* 2018; 228: 1714–25.
- [61] Shanghai Municipal Development & Reform Commission. The 14th FYP for the development of Shanghai [Internet]. Shanghai: Shanghai Municipal Development & Reform Commission; 2021 Jan 30 [cited 2021 Mar 17]. Available from: <http://fgw.sh.gov.cn/shssswghgy/index.html>. Chinese.
- [62] Jiangsu Provincial Department of Ecology and Environment. The work plan for promoting carbon peaking and carbon neutrality in 2021 [Internet]. Nanjing: Jiangsu Provincial Department of Ecology and Environment; 2022 Mar 18 [cited 2021 Mar 17]. Available from: [http://sthjt.jiangsu.gov.cn/art/2022/3/18/art\\_83554\\_10383055.html](http://sthjt.jiangsu.gov.cn/art/2022/3/18/art_83554_10383055.html). Chinese.
- [63] The Ministry of Ecology and Environment. The regular press conference for February in 2021 [Internet]. Beijing: The Ministry of Ecology and Environment; 2021 Feb 25 [cited 2021 Mar 17]. Available from: <http://www.scio.gov.cn/xwfbh/gbwxwfbh/xwfbh/hjbhb/Document/1699298/1699298.htm>. Chinese.
- [64] Zhang X, Huang X, Zhang D, Geng Y, Tian L, Fan Y, et al. Research on the pathway and policies for China's energy and economy transformation toward carbon neutrality. *Manage World* 2022;38(01):35–66.
- [65] Shi G, Lu X, Deng Y, Urpelainen J, Liu LC, Zhang Z, et al. Air pollutant emissions induced by population migration in China. *Environ Sci Technol* 2020; 54(10):6308–18.