# 中国每日 $CO_2$ 排放量估算（2019—2025年）

Xiaoting Huang[1,2], Zhu Deng[3,4], Ling Ye[5], Peng Lu[6], Xuanren Song[1,2], Yuli Shan[7,8,9], Zhu Liu[1,2l] 水科学与工程国家重点实验室，清华大学，中国北京 100084

[2] 地球系统科学系、教育部地球系统模拟重点实验室、全球变化研究院，清华大学，中国北京 100084[3] 地理学系，香港大学，中国香港特别行政区[4] 气候与碳中和研究院，香港大学，中国香港特别行政区

[5] 地球探测科学与技术学院，吉林大学，中国长春 130026

[6] 大禹学院，河海大学，中国南京 210098

[7] 水污染控制与绿色资源循环利用国家重点实验室、环境学院，南京大学，中国南京 210023

[8] 环境与健康研究院，南京大学苏州校区，苏州 215163，中国

[9] 地理、地球与环境科学学院，伯明翰大学，

英国伯明翰 B15 2TT

**通讯作者：** Zhu Liu，**电子邮箱：** zhuliu@tsinghua.edu.cn

**摘要**

近实时 $CO_2$ 排放估算可及时追踪排放变化，但宽泛的部门分类限制了其揭示中国各省工业动态的能力。本研究更新了 Carbon Monitor，估算 2019—2025年中国大陆 31 个省份五个部门的每日 $CO_2$ 排放量，以及 30个省份 40 个工业和建筑业

子行业的月度排放量，并结合历史清单与工业生产指标。全国排放量从 2019 年的 10.83 Gt $CO_2$ 增加至 2023年的 12.15 Gt $CO_2$ ，随后略微下降，至 2025年的 12.08 Gt $CO_2$ 。2024—2025年全国排放量减少 0.23%，反映了相反的部门趋势：工业排放增加 48.8 Mt $CO_2$ ，而发电和地面交通排放分别减少 46.6 Mt $CO_2$ 和 27.7 Mt $CO_2$,。省级变化轨迹也各不相同，16 个省份排放上升，15 个省份排放下降。工业细分显示，2019—2024年有色金属冶炼和压延加工排放增加 102.3 Mt $CO_2$ ，非金属矿物制品排放减少 108.1 Mt $CO_2$ 。与历史省级清单的比较得出的绝对相对差异中位数为 9.4%。这些发现表明，全国排放稳定的表象掩盖了区域和工业排放变化的分化，凸显了采用及时更新的部门证据来评估持续减排进展并确定减排优先事项的必要性。

**关键词：各省 $CO_2$ 排放量、Carbon Monitor、中国、工业子部门、排放清单**

## 1 引言

根据《巴黎协定》[1,2]，必须迅速且持续地减少人为二氧化碳（$CO_2$）排放，以限制全球变暖。持续的化石燃料排放会压缩剩余碳预算，因此，减排的时机和持续性对于气候减缓至关重要[3–5]。中国承诺在2030年前实现$CO_2$ 排放达峰，并在2060年前实现碳中和，因此，追踪中国不断演变的排放轨迹愈发重要。评估进展需要掌握排放水平、近期变化的持续性，以及促成这些变化的部门和地区等信息[6–8]。传统排放清单依据能源统计和排放因子进行详细核算[9,10]，，但编制排放清单需要收集并协调活动数据，导致近期排放估算延迟发布。能源统计和排放因子中的不确定性也可能导致$CO_2$排放估算出现重大差异[11–13]。频繁更新的估算可作为这一统计基础的补充，在完整排放清单出炉前识别新出现的变化[14]。

省级层面的及时排放信息同样不可或缺。全国总量综合了不同的区域变化轨迹，可能掩盖各省和各部门中幅度显著、但在汇总时相互抵消的增量与减排[15]。中国各省在资源禀赋、工业专业化、电力供应、交通活动和供热需求方面各不相同[16–18]。以往研究记录了省级排放强度、区域排放模式和人均排放量的空间差异[19–22], ；部门排放清单、排放分解分析和能源系统建模则考察了发电、工业活动和区域能源结构的作用[18,23–26]。排放量较大的省份可能显著影响全国平衡，而较小省份的百分比快速增长，即使其绝对贡献不大，也可能预示着新出现的变化[18,20]。因此，需要结合部门贡献考察省级变化轨迹，以区分广泛共有的趋势与被较小全国净变化掩盖的相反变化，并确定这些变化发生在哪里。

现有排放清单为本评估奠定了基础。中国排放核算与数据集（CEADs）提供年度省级 $CO_2$ 核算数据，并详细划分燃料和排放源 [9,27,28]。这些核算数据涵盖 47 个社会经济部门的排放估算，使研究者能够详细评估不同经济活动的排放情况。其他排放清单也提供了补充数据，包括 MEIC-global-$CO_2$, 、全球大气研究排放数据库（EDGAR）、人类活动 $CO_2$开源数据清单（ODIAC）以及中国高分辨率排放数据库（CHRED）；这些数据集利用不同的统计数据、点源信息和空间分配方法，提供特定排放源且具有精细空间分辨率的排放估算 [29–34]。较新的数据集已将排放核算扩展至月度县级估算和核算边界更广的城市排放清单 [35,36]。然而，排放清单之间的比较显示，由于活动数据、排放因子、核算边界和空间分配方法各不相同，估算结果存在显著差异 [37–40]。尽管这些排放清单为历史和空间分析提供了宝贵信息，但许多清单依赖汇编的活动统计数据，因而难以及时评估近期排放变化 [10]。因此，需要一种排放估算方法，既能及时更新，又能提供足够详细的部门信息，从而支持对排放动态开展更细致的评估。

近实时框架通过结合排放基线和快速更新的活动指标，弥补了时间差距。Carbon Monitor 建立了主要排放部门的每日排放估算 [41,42], ；相关研究则将高频监测扩展至中国各省、全球城市和欧洲国家 [43–46]。研究人员还探索了基于卫星的方法，利用空气污染物的大气观测来约束每日人为 $CO_2$ 排放量 [47]。对新冠疫情时期开展的每日和省级分析表明，在完整能源统计数据发布之前，就能够检测到人员流动和生产活动的短期变化 [48,49]。随后，Huang 等人 [50] 开发了一种基于活动数据的省级框架，将国家部门排放基线与省级统计数据和时间代理指标联系起来。然而，省级 Carbon Monitor 框架仅报告五个宽泛部门的排放，难以区分工业子部门内部的异质性排放变化，也难以支持更有针对性的减排评估 [51]。既有研究已表明，不同工业子部门的排放特征和减排机会存在显著差异，能源密集型行业尤为如此，例如钢铁、铝和水泥行业 [52,53]。此外，固定的活动与排放关系可能无法充分反映燃料构成、能源效率和技术的变化 [10]。近实时方法旨在追踪近期排放动态，而非复现传统排放清单的全部部门细节；若将其时间优势与更详细的部门信息相结合，便能更好地了解近期工业排放变化。

在此，我们更新既有的省级框架，提供2019年1月1日至2025年12月31日期间中国大陆31个省级行政区的每日五部门 $CO_2$ 估算值。我们进一步将各省月度工业 $CO_2$ 排放细分至覆盖30个省份的40个工业和建筑业子行业，并在保留各省月度工业排放总量的同时，结合历史 CEADs 分行业排放清单与月度工业生产指标。我们考察全国及各部门的变化轨迹、省级排放水平和近期变化，以及排放在六次年度转变中的持续性。我们采用两个等长的三年时间窗口，即2019-2022年和2022-2025年，比较各省的增长率。我们还保留省份—部门矩阵，以量化总增加量、总减少量及其在全国平衡中的相互抵消，并利用重叠年份的数据对照 CEADs 评估这些估算值。综合这些分析，我们定位近期变化，区分

增长放缓与实际减排，并揭示较小的全国净变化所掩盖的情况。通过结合近实时排放跟踪与更细致的部门数据，本研究为理解区域和部门排放动态，以及支持更具针对性的减排评估与规划，提供了更全面的依据。

## 2 方法

我们估算了2019—2025年中国大陆化石燃料燃烧和工业过程产生的每日 $CO_2$ 排放。空间覆盖范围包括中国大陆31个省级行政区，不包括香港、澳门和台湾。我们估算了五大部门的 $CO_2$ 排放，包括发电、工业、地面交通、居民活动和国内航空。省级排放估算采用行业特定的能源与活动统计数据，并结合月度和每日活动指标。具体方法如下，数据来源和空间覆盖范围见**补充表 S1**。

### 2.1 省级近实时 $CO_2$ 排放

省级每日排放的构建遵循 Huang 等人 [50], 的方法，以《中国2021年国家温室气体清单（NGHGI）》中的全国部门排放作为参考基准 [54]。我们使用行业特定活动数据将全国排放分配到各省，并利用高频活动指标表征时间变化。其他年份的排放则根据行业特定活动指标的变化，对参考排放进行缩放估算，并假设排放与活动量之比保持不变：

$$E_{p,s,t} = E_{p,s,b} \times \frac{A_{p,s,t}}{A_{p,s,b}} \quad (1)$$

其中，$E$ 表示 $CO_2$ 排放，$A$ 表示部门特定活动指标，$p$ 和$s$ 分别表示省份和部门。索引$t$ 和$b$ 分别表示目标时期和参考时期，其中$b$ 对应2021年。在以下公式中，$N$ 表示全国总量，$q$表示省份索引，$y$ 表示年份，$m$ 表示月份，$d$ 和$k$ 则根据具体情况表示日或月索引。

这种基于活动数据的方法能够捕捉与所选指标相关的排放变化，但不会明确考虑排放因子随时间的变化。空间分配和时间分解采用可用时间尺度上的部门特定数据进行，归一化日分布曲线则保留相应的月度或年度排放总量。各部门的详细估算流程如下所述。

**发电**

对于发电，按照国家统计局（NBS）公布的火力发电量占比，将2021年全国基准值分配到各省份的各个月份。将基准年所有省份、所有月份的数据加总后，对分配结果进行归一化：

$$E_{p,pow,m} = E_{N,pow,b} \times \frac{TP_{p,m}}{\sum_q \sum_{k \in b} TP_{q,k}} \quad (2)$$

其中，$TP$ 表示火力发电量，分母表示2021年基准年全国发电总量。大型发电厂的日煤炭消费量用于确定月内分配：

$$E_{p,pow,d} = E_{p,pow,m} \times \frac{CC_{p,d}}{\sum_{k \in m} CC_{p,k}} \quad (3)$$

其中，$CC$ 表示大型发电厂的日动力煤消费量，该数据由中国煤炭运销协会（CCTD）公布，涵盖25个省份。其余六个省份采用这些省份的平均日分布曲线。每条曲线均在所属月份内进行归一化，从而保留根据火力发电量得出的月度总量。排放归属于发电所在省份。

火力发电月度序列决定地理分配和月度总量，而日煤炭消费量则决定月内分布曲线。对于没有直接煤炭观测数据的省份，采用平均归一化曲线，既保留了分配的月度总量，也使日变化的估算对当地实际情况的约束较弱。输送至其他省份的电力变化仍归属于发电所在地。

**工业**

工业排放估算采用粗钢和水泥生产作为工业排放时间演变的指标。NGHGI 采用

政府间气候变化专门委员会（IPCC）的源分类。其钢铁（1.A.2.a）和非金属矿物（1.A.2.f）的燃料燃烧类别为所提供框架中的相应基准值 [50,54]。国家统计局报告的省级月度产量决定了分配：

$$E_{p,i,m} = E_{N,i,b} \times \frac{P_{p,i,m}}{\sum_q \sum_{k \in b} P_{q,i,k}},\ i \in \{steel, cement\} \tag{4}$$

其中，$P$ 表示实物产量，$i$ 表示粗钢或水泥。分母为基准年产品$i$ 的全国总产量。我们使用 Kayrros工业活动监测器提供的日生产指标。该服务基于卫星，用于追踪工业生产，并据此将每月总量分配到每日：

$$E_{p,i,d} = E_{p,i,m} \times \frac{K_{p,i,d}}{\sum_{k \in m} K_{p,i,k}} \tag{5}$$

其中，$K$ 表示日生产指标。钢铁和水泥合计占基准年能源相关工业排放的 66%。将二者每日排放量之和除以这一占比，以估算工业排放总量：

$$E_{p,ind,d} = \frac{E_{p,steel,d} + E_{p,cement,d}}{r_{sc}},\ r_{sc} = 0.66 \tag{6}$$

这种外推假设其他工业源与钢铁和水泥的时间演变一致。对于没有直接日生产代理指标的省份，使用有观测数据省份的平均归一化曲线来分配月度总量。购入电力计入发电，而不在工业排放中重复计算。因此，工业排放估算反映了生产指标所隐含的总体变化轨迹，但无法区分产量变化、燃料结构变化与单位产出能耗变化。

**地面交通**

国家年度地面交通排放量按照国家统计局报告的民用车辆保有量分配至各省份。该统计数据确定各省份在年度总量中的占比，而下文的基于拥堵的指标则用于确定其每日分布：

$$E_{p,tr,y} = E_{N,tr,y} \times \frac{V_{p,y}}{\sum_q V_{q,y}} \tag{7}$$

其中，$V$ 表示民用车辆保有量，分母为所有省份的总和。每日交通变化由高德地图（高德地图）这一数字地图与导航平台提供的拥堵延误指数表示，该平台提供城市交通信息。拥堵指数$X$ 通过以下方式转换为交通流代理指标$F$

$$F_{c,d} = \alpha + \beta \frac{X_{c,d}{}^{\gamma}}{\delta^{\gamma} + X_{c,d}{}^{\gamma}} \tag{8}$$

其中，$c$ 表示一个监测城市区域，$\alpha = 11、089.30$、 $\beta = 23、460.82$、 $\gamma = 1.40$ 和 $\delta = 17.93$。这些参数根据北京的日交通流量和拥堵观测值，参照 Huang 等人 [50] 的方法进行校准。城市拥堵代理指标采用人口权重进行汇总：

$$F_{p,d} = \sum_{c \in p} POP_c F_{c,d} \tag{9}$$

其中，$POP_c$ 表示监测城市区域$c$的人口，总和包括省份$p$内的监测城市区域。通过对所得交通代理指标在日历年内进行归一化，得到省级日排放量：

$$E_{p,tr,d} = E_{p,tr,y} \times \frac{F_{p,d}}{\sum_{k \in y} F_{p,k}} \tag{10}$$

这种归一化保留了年度省级总计。对于没有拥堵观测值的省份，采用有观测值省份的平均归一化日变化曲线。车辆保有量和拥堵反映了交通活动的不同维度。车辆保有量决定空间分配，而拥堵则为监测城市区域提供时间变化曲线。人口加权使人口较多区域的观测值具有更大影响，但无法直接测量所有省份的客运和货运燃料消耗。归一化确保日变化曲线的不确定性与年度省级分配的不确定性相互独立。

**国内航空**

使用 VariFlight 提供的每周国内航班数量，将国内航空排放分配至出发省份。通过将2021年基准年的全国航空排放量除以相应的国内航班起飞总次数，计算出每次航班的固定排放因子：

$$EF_{avi} = \frac{E_{N,avi,b}}{\sum_{p,d \in b} FL_{p,d}} \tag{11}$$

随后，各省份的每日航空排放估算如下：

$$E_{p,avi,d} = EF_{avi} \times FL_{p,d} \tag{12}$$

其中，$FL$ 表示国内航班每日起飞次数。在将估算值延伸至基准年之后时，$EF_{avi}$ 保持不变，因此每日排放量随航班活动成比例变化。此方法未明确考虑飞机类型、航线长度、客载量或运营效率方面的差异。

**居民活动**

居民排放量按照 Huang 等人 [50] 的方法，分别计算烹饪和空间供暖排放。基准对应 IPCC“其他部门”类别（1.A.4），其中包括居民、商业和机构以及农业活动。液体和气体燃料主要归入烹饪和热水供应，固体燃料则归入空间供暖。国家统计局（NBS）提供的省级天然气（$NG$）、煤气（$CG$）和液化石油气（$LPG$）年度供应量合并后，用于构建烹饪分配指标：

$$G_{p,y} = NG_{p,y} + CG_{p,y} + LPG_{p,y} \tag{13}$$

全国年度烹饪排放估算值根据 $G$ 分配至各省。月度变化采用可见光红外成像辐射仪套件（VIIRS）的夜间灯光（NTL）人口加权值表示。根据有效像元数量筛选观测数据，并使用利用省际相关性的动态因子模型填补缺失值 [50] 。月度指标在每年内进行归一化：

$$E_{p,cook,m} = E_{N,cook,y} \times \frac{G_{p,y}}{\sum_q G_{q,y}} \times \frac{NTL_{p,m}}{\sum_{k \in y} NTL_{p,k}} \tag{14}$$

其中，$NTL_{p,m}$ 是每月的省级指标。烹饪排放量在每个日历月内均匀分布：

$$E_{p,cook,d} = \frac{E_{p,cook,m}}{D_m} \tag{15}$$

其中，$D_m$ 是月份 $m$的天数。空间供暖排放根据人口加权采暖度日（HDD）分配到各天，采暖度日根据

每日2米气温计算得出，气温数据来自欧洲中期天气预报中心的第五代大气再分析资料ERA5。人口加权采用基于中国第七次全国人口普查 $s$ [55] 的 100 米数据集。Hersbach等人 [56]介绍了 ERA5：

$$E_{p,heat,d} = E_{N,heat,y} \times \frac{HDD_{p,d}}{\sum_{q,k\in y} HDD_{q,k}} \tag{16}$$

分母对$HDD$ 年$y$各省份和各日的数值求和。每日烹饪和供暖估算合并如下：

$$E_{p,res,d} = E_{p,cook,d} + E_{p,heat,d} \tag{17}$$

烹饪和供暖受不同时间尺度的约束。烹饪曲线随夜间灯光指标按月变化，并在一个月内保持一致；而供暖则响应每日人口加权温度需求。因此，日分辨率对这两个组成部分所包含的信息量不同。居民类别标签保留了更广泛的NGHGI类别1.A.4覆盖范围，不应将其解读为单独测量的仅限家庭清单。

在2019—2025年期间，始终一致地采用相同的基于活动数据的缩放和归一化分配程序。将省级估算汇总为全国部门总量，然后再汇总五个部门：

$$E_{N,s,t} = \sum_{p=1}^{31} E_{p,s,t}; \quad E_{N,t} = \sum_{s\in S} E_{N,s,t} \tag{18}$$

### 2.2 Carbon Monitor $CO_2$ 排放的进一步部门细分

Carbon Monitor 的五部门框架能够对省级 $CO_2$排放进行近实时追踪，但其宽泛的部门分类限制了对具体排放源的识别以及对针对性减排优先事项的评估。CEADs 更为详细的部门分类为进一步细分 Carbon Monitor 的排放提供了基础，尽管两个排放清单的部门类别并不总能直接匹配。因此，进一步细分受到部门定义差异，以及相应年度排放数据和月度活动指标可用性的限制。例如，CEADs 将不同运输方式与仓储、邮政和电信服务合并为一个类别，而 Carbon Monitor 则区分了

地面交通和国内航空。如果没有额外的分配假设，这种不匹配会阻碍两个分类体系的直接对应。对于工业部门，CEADs 提供详细的年度分行业排放清单 [9,27,28], ，而月度工业生产统计数据则提供相应的活动指标。因此，我们将进一步细分限制在工业部门，同时保留 Carbon Monitor 其他四个部门的原有分类。

在遵循 CEADs 分类的基础上，将**第 2.1 节**估算的各省工业 $CO_2$ 排放细分为 2019—2025年 的 40 个工业和建筑业子行业，包括钢铁、非金属矿物制品、化学品、有色金属和建筑业。为避免与 Carbon Monitor 电力部门重复，未纳入电力、蒸汽和热水的生产与供应。细分工作将 CEADs 提供的年度子行业能源相关直接 $CO_2$ 排放数据与月度工业生产指标相结合，推导月度子行业排放分配权重，同时保留 Carbon Monitor 各省每月的工业排放总量。由于本研究使用的 CEADs 能源相关直接 $CO_2$ 排放数据仅截至 2022 年，因此对 2019–2022年 和 2023年—2025年 采用了不同方法。该细分工作在 30个省份 中实施。由于缺少所需的 CEADs 工业子行业排放数据，西藏未纳入细分；但其排放仍计入原始的 Carbon Monitor 五部门清单。CEADs 数据用于推导历史子行业分配权重，而非估算或调整 Carbon Monitor 的工业排放总量。作为数据来源说明，CEADs 排放清单所依据的燃料特定排放参数汇总于**补充表S2**；本研究开展基于活动数据的分配时，并未直接应用这些参数。

对于2019–2022年，年度基准权重根据相应的CEADs子行业$CO_2$ 排放清单得出。对于省份$p$ 中年份为$y$的子行业$i$ ，能源相关的直接$CO_2$ 排放量$C_{piy}$按17种化石燃料类别的排放量之和计算，不包括工业过程排放。随后，将这些排放量在保留的40个子行业中归一化，得出年度基准权重$w_{piy}$:

$$w_{piy} = \frac{C_{piy}}{\sum_{j=1}^{40} C_{pjy}} \tag{19}$$

对于2023—2024年，年度基准权重根据上一年度最终的分部门排放份额进行外推，并采用代表性工业产品年度产量的同比变化进行调整。更新后的权重在各省份的40个子行业中归一化：

$$w_{piy} = \frac{S_{pi,y-1} g_{piy}}{\sum_{j=1}^{40} S_{pj,y-1} g_{pjy}} \tag{20}$$

其中，$S_{pi,y-1}$ 表示前一年子行业$i$ 的最终年度排放份额，计算方法为：将其由月度估算值汇总得到的年度排放量，除以相应的省级年度工业排放量。增长因子$g_{piy}$ 表示年份 $y$ 的代表性产品产量与年份$y-1$的代表性产品产量之比。当无法获得可比的年度生产数据，或任一年度的产品序列在质量评估后被排除时，$g_{piy}$ 设为1。

对于2019—2024年，月度活动曲线根据代表性工业产品的标准化月度产量推算。当无法获得合适的产品数据或数据未通过质量检查时，则改用相应的Carbon Monitor省级工业排放曲线。各工业子行业对应的代表性产品列于**补充表S3**，数据质量控制流程详见**补充说明1**。月度活动曲线$a_{piym}$的计算方法如下：

$$a_{piym} = \frac{Q_{piym}}{\sum_{k=1}^{12} Q_{piyk}} \text{ or } \frac{E_{pym}^{ind}}{\sum_{k=1}^{12} E_{pyk}^{ind}} \tag{21}$$

其中，$Q_{piym}$ 表示代表性产品的月产量，$E_{pym}^{ind}$ 表示省级月度Carbon Monitor工业$CO_2$ 排放量。将年度基准权重与月度活动曲线相结合，并在40个分部门之间进行归一化，得到月度分配份额$s_{piym}$。随后，将这些份额乘以相应的省级Carbon Monitor工业排放量，计算各子行业的月度$CO_2$ 排放量$E_{piym}$，如下所示：

$$E_{piym} = E_{pym}^{ind} s_{piym},\ s_{piym} = \frac{w_{piy} a_{piym}}{\sum_{j=1}^{40} w_{pjy} a_{pjym}} \tag{22}$$

对于2025年，采用2024年对应月份的最终月度分配份额，对2025年省级 Carbon Monitor 工业排放进行分配，具体如下：

$$E_{pi,2025,m} = E^{ind}_{p,2025,m} s_{pi,2024,m} \quad (23)$$

这种方法保留了 Carbon Monitor 省级工业排放的月度总量。最终的年度子行业排放份额根据由此得到的月度估算值计算，不受年度基准权重必须重现的约束。对于2025年，月度分配份额固定为2024年的数值，但年度份额可能随省级工业排放的季节性分布而变化。这些估算值反映了根据工业活动指标推断的排放变化及所采用的分配假设，但未明确考虑燃料构成或单位产出排放强度的变化。在后续分析中，按照 Shan 等人 [9] 的原始分类，将40个工业和建筑业子行业进一步归并为五类，即能源生产、重型制造业、轻工业、高技术产业和建筑业。40个子行业与这五类的对应关系见**补充表 S4**。

### 2.3 排放轨迹与贡献分析

每日省级 $CO_2$ 排放量汇总为月度和年度总量，并通过对31个省和五个部门进行加总计算全国排放。我们分析了2019—2025年期间的年度排放水平、行业占比、同比变化和累计变化。对全国月度排放序列采用居中的12个月移动平均，以刻画长期趋势。

根据两个等长的三年时期（2019–2022年和2022–2025年）内年度变化的方向和年复合增长率（年复合增长率），评估省级排放轨迹。省份 $q$ 在年份 $y_0$ 和$y_1$ 之间的年复合增长率计算如下:

$$CAGR(q, y_0 - y_1) = \left(\frac{E(q, y_1)}{E(q, y_0)}\right)^{\frac{1}{y_1 - y_0}} - 1 \quad (24)$$

其中，$E(q, y)$表示省级年度 $CO_2$ 排放量。两个年复合增长率之差以每年的百分点表示，用于评估省级排放增长率的变化。差值为负表示后期增长率较低，这可能反映出增长放缓或转为下降。

为量化全国平衡背后的相互抵消的排放变化，我们计算了各省份—部门组合在2024年与2025年之间的排放差异。正向

变化加总后得到总排放增量，负向变化的绝对值加总后得到总减少量。总增加量与减排之间的差值代表全国净排放变化。

### 2.4 与独立清单的评估

为使全国排放估算更具背景意义，我们将 Carbon Monitor 的年度总量与六个现有排放清单进行了比较，包括 CEADs、MEIC、EDGAR、全球碳预算（GCB）、能源研究所（EI）和 NGHGI [29,54,57]。比较涵盖了 2019—2025年间的重叠年份。在可行的情况下，我们选取了能够近似匹配 Carbon Monitor 核算范围的排放数据；若无法实现一致的部门对齐，则保留已发布的总量。NGHGI 对 2020年和 2021年的估算是根据化石燃料燃烧和水泥生产过程的 $CO_2$ 排放得出的。解读比较结果时，我们考虑了部门和地理覆盖范围的差异。

我们还将省级 $CO_2$ 排放估算与 CEADs 在重叠时期 2019—2022 [9,27,28]年进行了比较。比较在省级年度层面开展，并确保化石燃料燃烧和水泥生产过程排放在时间覆盖范围、排放单位和核算边界方面保持一致。通过汇总各排放清单中相应部门的排放量，得出省级总量，未强行进行一一对应的部门映射。采用总量层面的比较，是因为 CEADs 和 Carbon Monitor 的部门分类并不直接对应，尤其是在交通运输和电力相关活动方面。由于 CEADs 覆盖中国大陆 30 个省份，两套数据均排除了西藏，最终得到 120 个省份—年份配对。

对于每个省份—年份组合，我们以 CEADs 为基准，计算了 Carbon Monitor 与 CEADs 排放量的比值，以及对应的有符号相对差异和绝对相对差异。我们使用中位数、四分位距，以及估算值处于 ±10% 和 ±20% 范围内的比例来刻画差异分布。我们还比较了重叠省份和年份的总体排放量，并计算皮尔逊相关系数和决定系数，以评估两份排放清单之间的一致性。

本评估针对原始的 Carbon Monitor五部门排放估算。尽管 CEADs 是单独编制的，但这两个排放清单可能共享官方活动数据。因此，比较

评估的是清单间一致性，而不是提供完全独立的观测验证。原始框架报告的不确定性假设和估算结果 [50] 总结于**第 3.4 节**。

## 3 结果

### 3.1 2019—2025年中国全国及各部门的 $CO_2$ 排放趋势

全国二氧化碳排放量从2019年的10.83十亿吨二氧化碳上升至2023年的峰值12.15十亿吨二氧化碳，随后略微下降至2024年的12.11十亿吨二氧化碳和2025年的12.08十亿吨二氧化碳（**图1**）。2025年的排放量比2024年低0.23%，但仍比2019年高11.6%。2025年月度排放量从4月的9.27亿吨二氧化碳到12月的11.20亿吨二氧化碳不等。

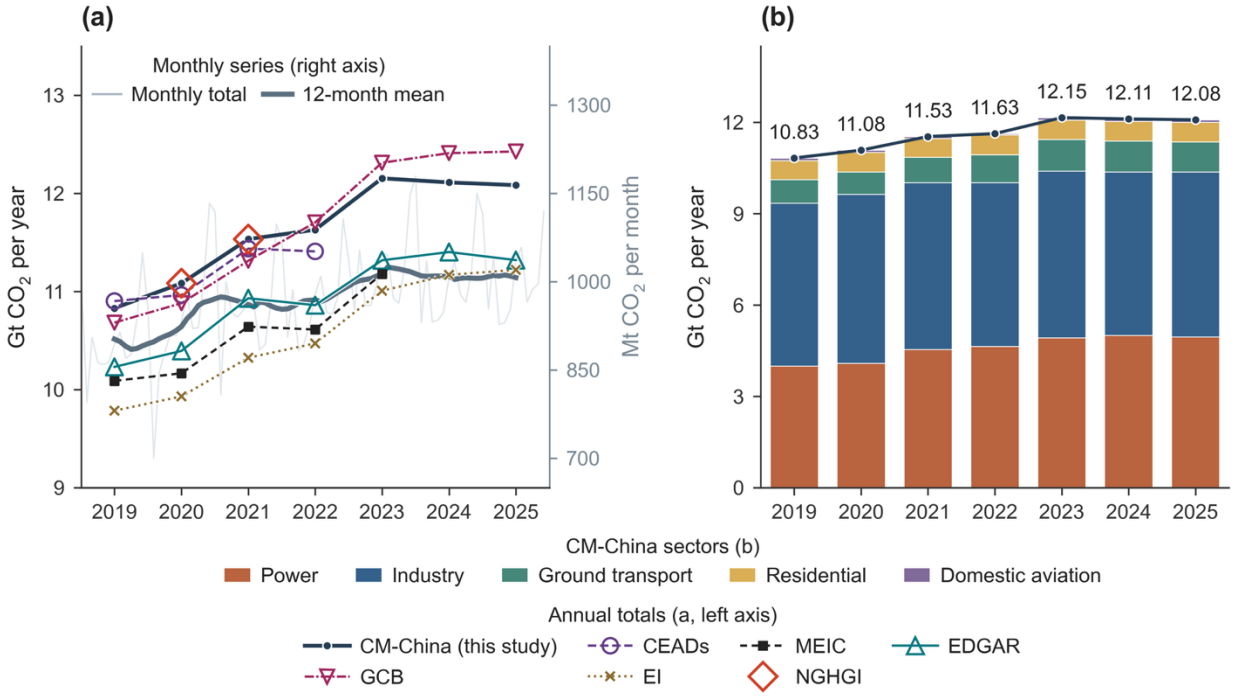


**图 1.** 2019—2025年中国的全国 $CO_2$ 排放。(a) CM-China 估算的月度 $CO_2$ 排放及其 12 个月移动平均值（右轴），以及 CM-China、CEADs、MEIC、EDGAR、全球碳预算（GCB）、能源研究所（EI）和 NGHGI 的年度排放估算（左轴）。(b) 按五大部门划分的 CM-China 年度 $CO_2$ 排放，以堆叠柱形图表示，每个柱形上方标示全国总量。CEADs 排放估算

覆盖30个省份，不包括西藏；而NGHGI对2020年和2021年的估算包括化石燃料燃烧和水泥生产产生的二氧化碳排放。

2025年，工业和发电在全国排放中占主导地位，分别排放5.42 Gt $CO_2$（44.8%）和4.95 Gt $CO_2$（41.0%）。地面交通占8.2%，其次是居民活动（5.3%）和国内航空（0.7%）。2024年至2025年间，工业排放增加了48.8 Mt $CO_2$, ，几乎抵消了发电排放减少的46.6 Mt。地面交通排放减少了27.7 Mt $CO_2$, ，居民排放减少了2.6 Mt，国内航空排放增加了0.35 Mt。工业排放的增加在很大程度上抵消了发电排放的减少，因此地面交通排放的下降成为全国净排放小幅减少27.7 Mt $CO_2$的主要原因。与现有排放清单的比较显示，2019–2022年间，在相同的30个省份范围内，CM-China排放量与CEADs相差−0.9%至+1.7%；2019—2025年间，与GCB相差−2.8%至+2.0%（**图1a**）。相比之下，2019–2023年间，CM-China的估算值比MEIC高7.3–9.6%；2019—2025年间，分别比EDGAR和EI高5.5–7.4%和7.7–11.7%。2024–2025年间，GCB和EI的排放量继续上升，而CM- China的排放量在2023年后略有下降。2021年NGHGI的估算值与本研究采用的基准一致。地理覆盖范围、部门边界和核算方法的差异限制了直接比较。

### 3.2 各省 $CO_2$ 排放模式及变化

2025年排放量最高的三个省份是山东（1.13 Gt $CO_2$）、江苏（1.00 Gt $CO_2$）和河北（0.94 Gt $CO_2$），三者合计占全国总量的25.4%（**图2a**）。然而，省级排放变化呈现出不同的空间分布格局。2024年至2025年，16个省份排放增加，15个省份排放减少（**图2b**）。河北的绝对减排量最大（−36.2 Mt $CO_2$），其中工业占减排量的82.3%；浙江的排放增幅最大（+23.1 Mt $CO_2$）。相比之下，甘肃的绝对增幅较小（+14.3 Mt $CO_2$），但相对增长率高于浙江（+7.9% 对比

+3.9%），凸显了各省对排放变化的贡献与其比例增长之间的差异（**图2b和图4a**）。

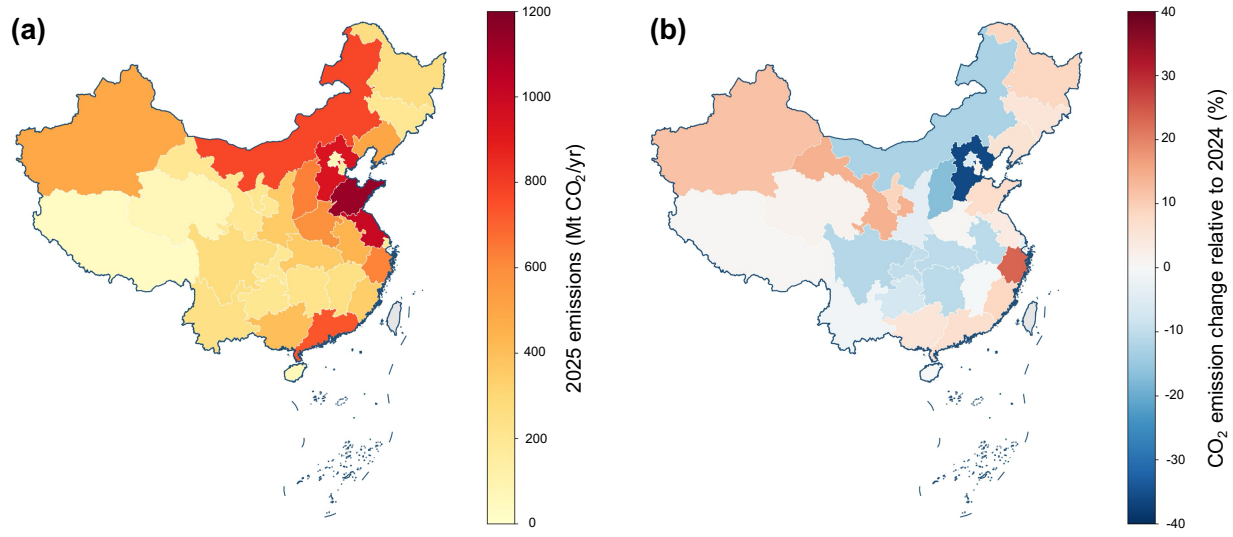


**图2**。$CO_2$ 排放的省级分布。(a) 2025年的排放总量。(b) 相较于2024年的百分比变化。灰色区域不属于核算范围。香港、澳门和台湾不在统计范围内。

2025年的部门构成揭示了各省排放总量来源存在显著差异（见**表1**）。工业是山东和河北最大的排放来源，分别占608.56 Mt $CO_2$ （53.7%）和513.01 Mt $CO_2$ （54.7%）；其中，重型制造业分别贡献451.68和460.23 Mt $CO_2$, 。相比之下，发电在内蒙古排放中占主导地位，排放量为562.18 Mt $CO_2$（72.9%）。北京则呈现不同的排放结构，地面交通占比最高，为26.77 Mt $CO_2$ （38.9%）。

**表1**。2025年各部门和工业类别的省级 $CO_2$ 排放量（Mt $CO_2$）。对于工业数据细分为 1 类的30个省份，工业总量等于五个工业类别之和。西藏的工业总量保留为未进行 2 子部门细分的数据。3

| 省份 | 总计 | 电力 | 地面交通运输 | 居民生活 | 国内航空 | 工业总计 | 《能源》生产活动 | 重型制造业 | 轻工业制造业 | 高-tech工业 | 建筑业 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 北京 | 68.86 | 19.64 | 26.77 | 7.72 | 5.12 | 9.60 | 0.78 | 4.16 | 1.81 | 0.95 | 1.90 |
| 天津 | 164.57 | 48.26 | 18.37 | 7.16 | 1.17 | 89.63 | 12.37 | 69.28 | 1.33 | 0.51 | 6.14 |
| 河北 | 937.99 | 265.39 | 85.63 | 73.18 | 0.78 | 513.01 | 46.50 | 460.23 | 5.13 | 0.78 | 0.38 |
| 山西 | 628.64 | 298.73 | 11.32 | 22.71 | 1.34 | 294.54 | 78.52 | 211.67 | 1.28 | 0.12 | 2.96 |
| 内蒙古 | 770.75 | 562.18 | 7.82 | 21.44 | 2.50 | 176.80 | 48.08 | 120.89 | 2.84 | 0.12 | 4.87 |
| 辽宁 | 503.60 | 174.42 | 23.60 | 30.45 | 3.00 | 272.12 | 40.85 | 227.39 | 1.91 | 1.68 | 0.30 |
| 吉林 | 195.83 | 102.58 | 12.49 | 19.69 | 1.39 | 59.68 | 7.11 | 48.77 | 2.13 | 0.04 | 1.63 |
| 黑龙江 | 262.05 | 145.40 | 14.39 | 31.72 | 2.08 | 68.45 | 23.09 | 40.38 | 4.40 | 0.12 | 0.46 |
| 上海 | 166.29 | 57.08 | 27.23 | 5.24 | 4.68 | 72.07 | 11.45 | 54.80 | 2.56 | 0.58 | 2.68 |
| 江苏 | 999.78 | 363.54 | 106.93 | 46.69 | 3.63 | 478.99 | 23.04 | 435.31 | 13.99 | 5.74 | 0.92 |
| 浙江 | 621.02 | 250.21 | 69.74 | 20.67 | 4.62 | 275.77 | 40.92 | 164.75 | 27.61 | 24.03 | 18.46 |
| 安徽 | 437.97 | 206.10 | 21.78 | 29.27 | 0.91 | 179.92 | 25.74 | 142.21 | 3.09 | 1.77 | 7.11 |
| 福建 | 345.35 | 143.02 | 35.43 | 8.03 | 3.04 | 155.82 | 14.33 | 127.23 | 5.33 | 3.17 | 5.76 |

| | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 江西 | 246.98 | 93.91 | 20.61 | 11.57 | 1.04 | 119.84 | 10.65 | 104.95 | 2.35 | 1.24 | 0.65 |
| 山东 | 1,134.18 | 351.37 | 94.19 | 76.29 | 3.77 | 608.56 | 119.11 | 451.68 | 28.43 | 3.59 | 5.75 |
| 河南 | 576.71 | 250.63 | 46.09 | 61.50 | 1.68 | 216.81 | 51.48 | 145.83 | 2.30 | 3.46 | 13.75 |
| 湖北 | 352.75 | 126.60 | 16.44 | 16.01 | 2.27 | 191.43 | 13.60 | 155.68 | 9.90 | 0.73 | 11.52 |
| 湖南 | 224.61 | 79.21 | 22.67 | 15.53 | 1.93 | 105.27 | 9.64 | 81.24 | 3.90 | 1.10 | 9.39 |
| 广东 | 732.78 | 283.51 | 128.08 | 16.44 | 8.55 | 296.19 | 48.51 | 220.57 | 14.82 | 7.62 | 4.67 |
| 广西 | 399.46 | 85.57 | 22.58 | 6.85 | 1.51 | 282.95 | 4.49 | 246.84 | 28.59 | 0.13 | 2.89 |
| 海南 | 58.54 | 21.15 | 4.63 | 1.64 | 2.98 | 28.14 | 11.42 | 7.87 | 4.90 | 0.02 | 3.93 |
| 重庆 | 189.58 | 59.91 | 42.54 | 4.68 | 2.72 | 79.73 | 12.85 | 57.75 | 3.91 | 0.87 | 4.35 |
| 四川 | 276.04 | 51.09 | 48.10 | 18.78 | 5.27 | 152.81 | 36.05 | 101.50 | 6.68 | 1.77 | 6.81 |
| 贵州 | 205.70 | 101.05 | 8.12 | 6.05 | 1.64 | 88.83 | 30.39 | 51.03 | 1.00 | 0.04 | 6.38 |
| 云南 | 239.31 | 69.94 | 11.52 | 9.19 | 4.48 | 144.19 | 34.75 | 102.16 | 2.27 | 0.46 | 4.56 |
| 西藏 | 37.18 | 0.35 | 19.32 | 7.98 | 0.63 | 8.90 | N/A | N/A | N/A | N/A | N/A |
| 陕西 | 352.77 | 184.92 | 23.12 | 20.52 | 2.99 | 121.21 | 74.96 | 42.94 | 0.82 | 0.37 | 2.12 |
| 甘肃 | 195.29 | 104.09 | 6.36 | 11.38 | 1.44 | 72.01 | 12.16 | 57.33 | 0.50 | 0.08 | 1.95 |
| 青海 | 66.99 | 10.50 | 3.55 | 6.00 | 0.67 | 46.27 | 11.11 | 33.25 | 0.20 | 0.01 | 1.70 |
| 宁夏 | 203.43 | 147.30 | 3.13 | 4.30 | 0.69 | 48.01 | 15.86 | 30.39 | 0.52 | 0.28 | 0.97 |
| 新疆 | 488.62 | 296.84 | 9.96 | 19.64 | 3.98 | 158.21 | 65.59 | 86.35 | 4.12 | 0.07 | 2.08 |

较长期的省级排放轨迹显示，各省在排放增长的持续性和速度方面均存在差异（**见图3**）。2019年至2025年，甘肃、江苏、新疆、西藏和浙江的排放量每年均有所增加，而湖南在六次年度转变中的五次出现下降（**补充图S1a**）。然而，持续的排放增长并不一定意味着增长速度加快。在31个省份中，包括浙江在内的19个省份，2022–2025年的复合年增长率（CAGR）低于2019–2022年；浙江的复合年增长率从5.44%降至3.63%（**补充图S1c**）。在整个期间，累计排放变化幅度从贵州的−12.0%到西藏的+35.0%不等（**补充图S1b**）。尽管西藏的相对增幅最高，但其对全国排放增量的贡献仅为9.6 Mt $CO_2$，相比之下，内蒙古的贡献为167.7 Mt $CO_2$，这说明初始排放水平对于决定绝对贡献具有重要作用。

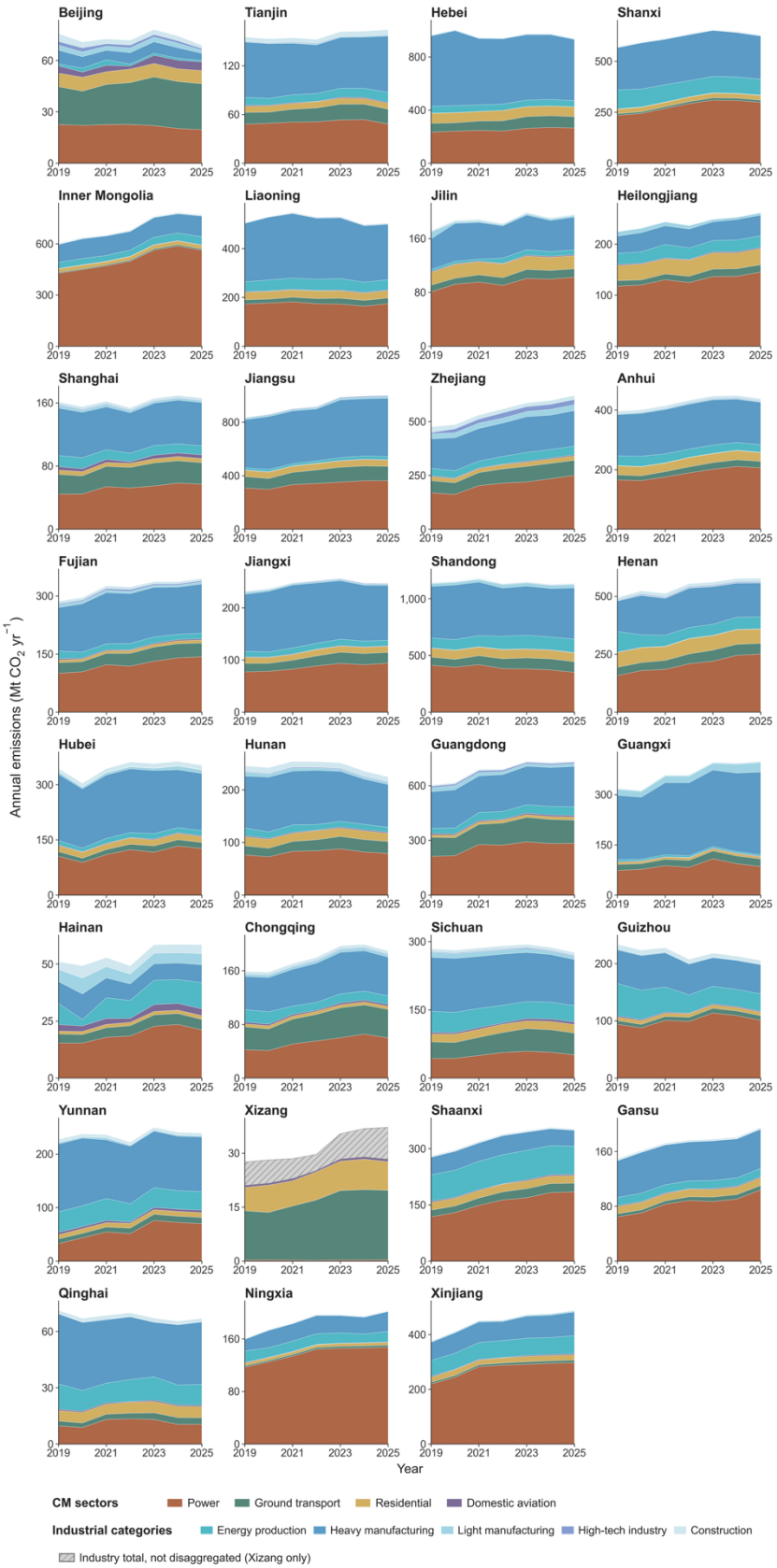
Beijing
Tianjin
Hebei
Shanxi
Inner Mongolia
Liaoning
Jilin
Heilongjiang
Shanghai
Jiangsu
Zhejiang
Anhui
Fujian
Jiangxi
Shandong
Henan
Hubei
Hunan
Guangdong
Guangxi
Hainan
Chongqing
Sichuan
Guizhou
Yunnan
Xizang
Shaanxi
Gansu
Qinghai
Ningxia
Xinjiang
Annual emissions (Mt CO2 yr−1)
Year
CM sectors
Power
Ground transport
Residential
Domestic aviation
Industrial categories
Energy production
Heavy manufacturing
Light manufacturing
High-tech industry
Construction
Industry total, not disaggregated (Xizang only)

**图3**。2019—2025年各省按部门和工业类别划分的年度 $CO_2$ 排放量。各面板采用独立的纵轴刻度。2025年工业类别排放量估算采用2024年对应的省份—月份占比。对于西藏，阴影线表示未细分工业总量。

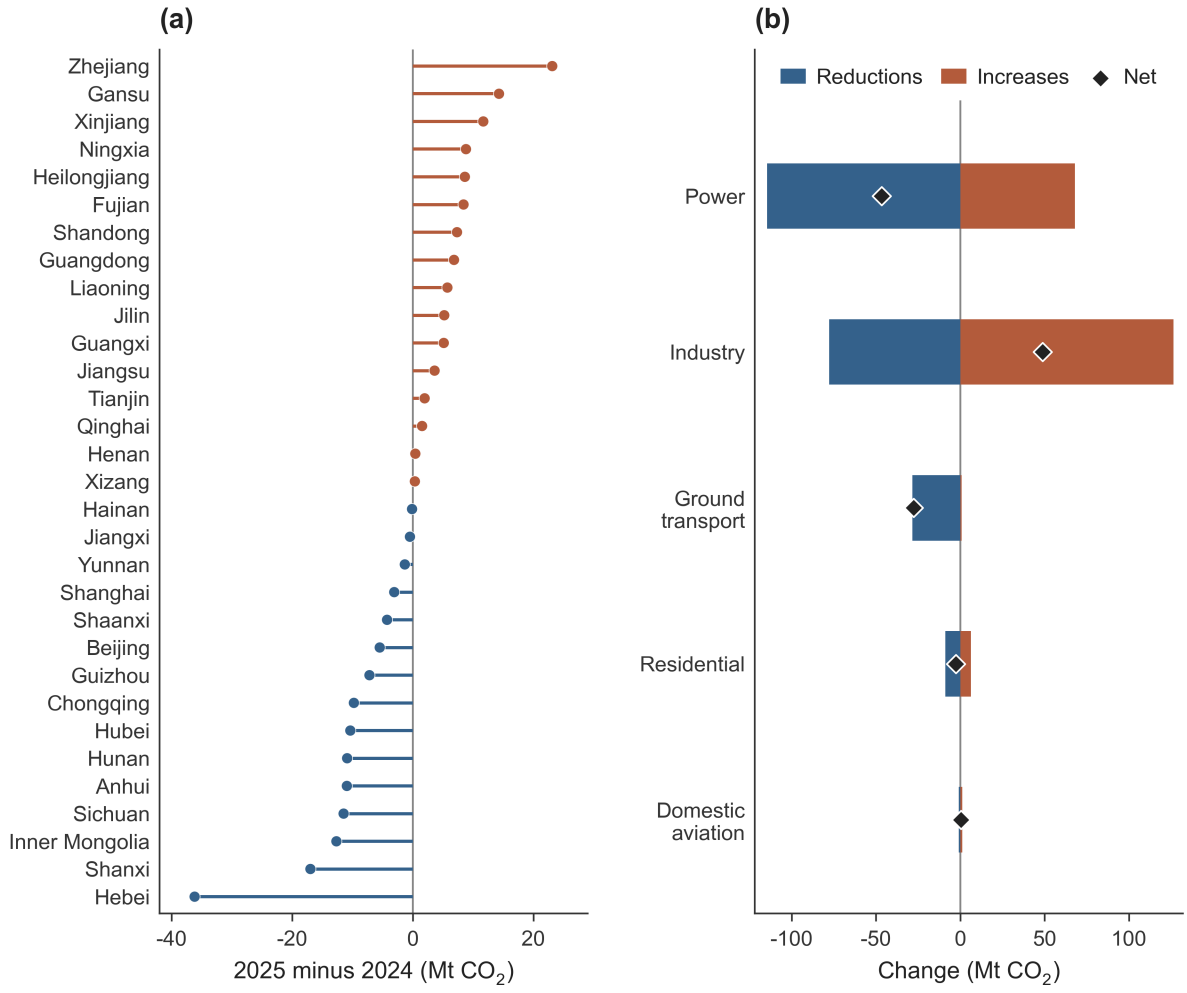


**图4**。2024年至2025年 $CO_2$ 排放量变化的省份和部门贡献。（a）各省五个部门的净变化。（b）分别汇总各省各部门的总减少量和增量。菱形标记表示各部门的全国净变化。

尽管全国 $CO_2$ 排放量在 2024年 至 2025年 期间仅下降了 27.7 Mt $CO_2$，但这一净变化反映出各省份和部门的总排放增量高达 203.0 Mt $CO_2$，同时总减少量达到 230.7 Mt $CO_2$（**图4b**）。部门贡献于

省级排放变化也呈现出显著的区域差异（**图4**）。在各个部门内，一些省份的排放增加与另一些省份的减排同时发生（**图4b**）。此外，部门变化方向相似，也可能导致截然不同的省级结果。在山东，工业排放增加了 32.7 Mt $CO_2$, ，超过了发电（−22.0 Mt $CO_2$）和其他三个部门（−3.3 Mt $CO_2$）的减排总量，导致全省排放净增加 7.3 Mt $CO_2$。在内蒙古，工业排放同样增加（+12.6 Mt $CO_2$），但发电减排幅度更大（−24.9 Mt $CO_2$），促使全省排放净减少 12.7 Mt $CO_2$。这两个对比案例表明，即使部门变化的方向相似，工业和发电的相对贡献差异也会影响省级排放变化。

### 3.3 工业子行业二氧化碳排放的时空格局

2024年，重型制造业在30个省份的工业二氧化碳排放中占主导地位，排放量为4.05 Gt $CO_2$ ，占总排放量5.36 Gt $CO_2$ 的75.6%（图5a）。能源生产排放量为0.93 Gt $CO_2$ ，占17.3%；其次是轻工业（3.4%）、建筑业（2.5%）和高技术产业（1.1%）。在子行业层面，仅黑色金属冶炼和压延的排放量就达2.78 Gt $CO_2$, ，占工业排放总量的51.9%。石油加工及炼焦、有色金属冶炼和压延加工以及非金属矿物制品各占工业排放总量的8%–9%。这些结果表明，工业排放集中在少数几个子行业，尤其是黑色金属冶炼和压延。

重型制造业占比相对稳定，但掩盖了其各子行业之间截然不同的排放趋势。2019年至2024年期间，其贡献率保持在74.9%至76.7%之间，而其绝对排放量增加了56.1 Mt $CO_2$（**图5a**）。同期，有色金属冶炼和压延加工的排放量增加了102.3 Mt $CO_2$ （31.0%），黑色金属冶炼和压延的排放量增加了92.4 Mt $CO_2$ （3.4%），而非金属矿物制品的排放量减少了108.1 Mt $CO_2$ （20.4%）。最近，在2023年和2024年期间，黑色金属冶炼和压延以及非金属矿物制品

的排放量分别减少了76.6 Mt $CO_2$ 和62.6 Mt $CO_2$, 。这些子行业之间的差异化趋势，无法从重型制造业相对稳定的总体占比中看出。2025年，30个省份的工业排放总量达到5.41 Gt $CO_2$, ，其中子行业估算基于2024年相应的省级月度分配比例。

2025年，各省份的省级工业排放在规模和构成上均存在显著差异（**图5b**）。河北的重型制造业排放量为460.2 Mt $CO_2$ ，江苏为435.3 Mt $CO_2$ ，分别占两省工业排放的89.7%和90.9%，而30省平均值为75.5%。相比之下，能源生产是陕西的主导工业类别，排放量为75.0 Mt $CO_2$ （61.8%），而重型制造业占42.9 Mt $CO_2$ （35.4%）。这些差异表明，尽管重型制造业在总体层面占主导地位，工业排放构成仍存在显著的空间异质性。

估算的月度排放特征进一步揭示了2024年不同工业类别之间的差异，即使考虑了日历月长度的变化（**图5c**）。2月在全部五个类别中的日均排放量均最低：能源生产比年度日均值低16%，而高技术产业低34%。然而，排放峰值出现在不同月份，且幅度各异。重型制造业在6月达到峰值，比其年度日均值高6%；而轻工业在12月达到峰值，比其年度日均值高46%。重型制造业内还呈现出明显不同的月度模式。黑色金属冶炼和压延在6月达到8.20 Mt $CO_2$ per day，而12月为7.10 Mt $CO_2$ per day。相比之下，非金属矿物制品在10月达到峰值，为1.33 Mt $CO_2$ per day；2月则降至最低值0.57 Mt $CO_2$ per day。这些月度模式反映了支撑子行业估算的工业活动指标和分配假设之间的差异。

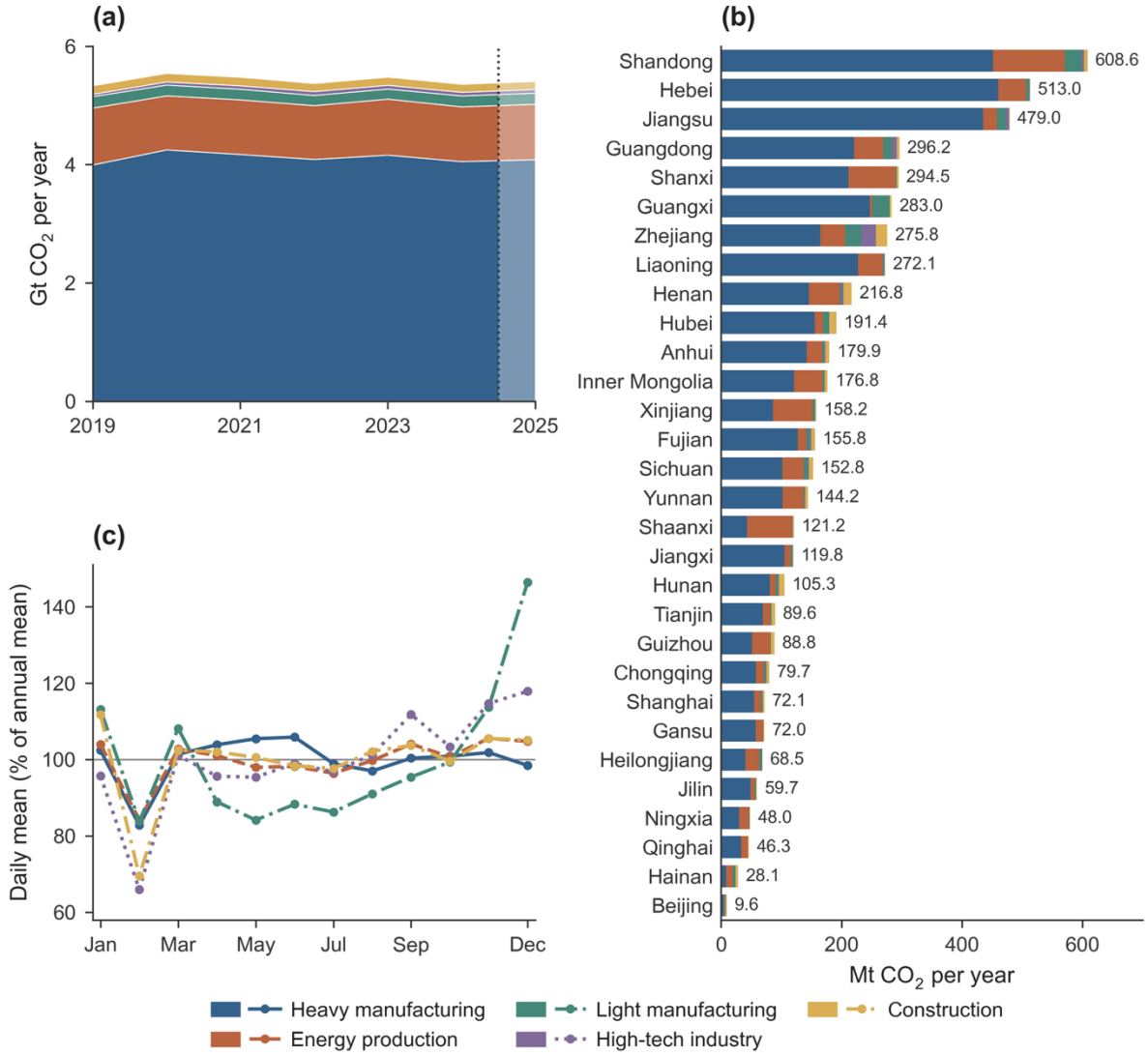


**图5**。不包括西藏在内的中国大陆30个省级地区的工业和建筑业$CO_2$ 排放。（a）2019—2025年按工业类别划分的年度$CO_2$ 排放。虚线和较浅的阴影用于区分2025年估算值，该估算值采用2024年相应的省份—月份分配份额计算。（b）2025年按类别划分的省级工业$CO_2$排放，以堆叠横条图表示，并按工业排放总量排序。每个条形末端的数值表示省级工业排放总量。（c）2024年按工业类别划分的月度日均$CO_2$ 排放，以相应年度日均值（100%）为基准表示。这五个类别采用改编自Shan 等人[9]的分类方法。能源生产不包括电力、蒸汽和热水供应。

### 3.4 排放估算的评估与不确定性

Carbon Monitor 的估算结果在总体层面与 CEADs 高度一致，但个别省份之间仍存在明显差异。在 2019–2022年期间的 120 个匹配省份—年份观测值中，Carbon Monitor 的总体排放量比 CEADs 报告值高 0.56%，皮尔逊相关系数为 0.971（决定系数 = 0.942，**图6a**）。绝对相对差异中位数为 9.4%，其中分别有 52.5% 和 80.0% 的观测值落在 CEADs 值的 ±10% 和 ±20% 以内。带符号差异的中位数为−1.9%，四分位距为 −10.0% 至 +8.7%。尽管总体差异较小，但省级偏差仍具有系统性。在四个年份中，Carbon Monitor 对内蒙古的估算值始终低于 CEADs（−24.2% 至 −22.7%），而对山东的估算值始终高于 CEADs（+21.7% 至+24.5%）（**图6b**）。这些结果表明，总体排放量高度一致并不一定意味着个别省份也同样一致。

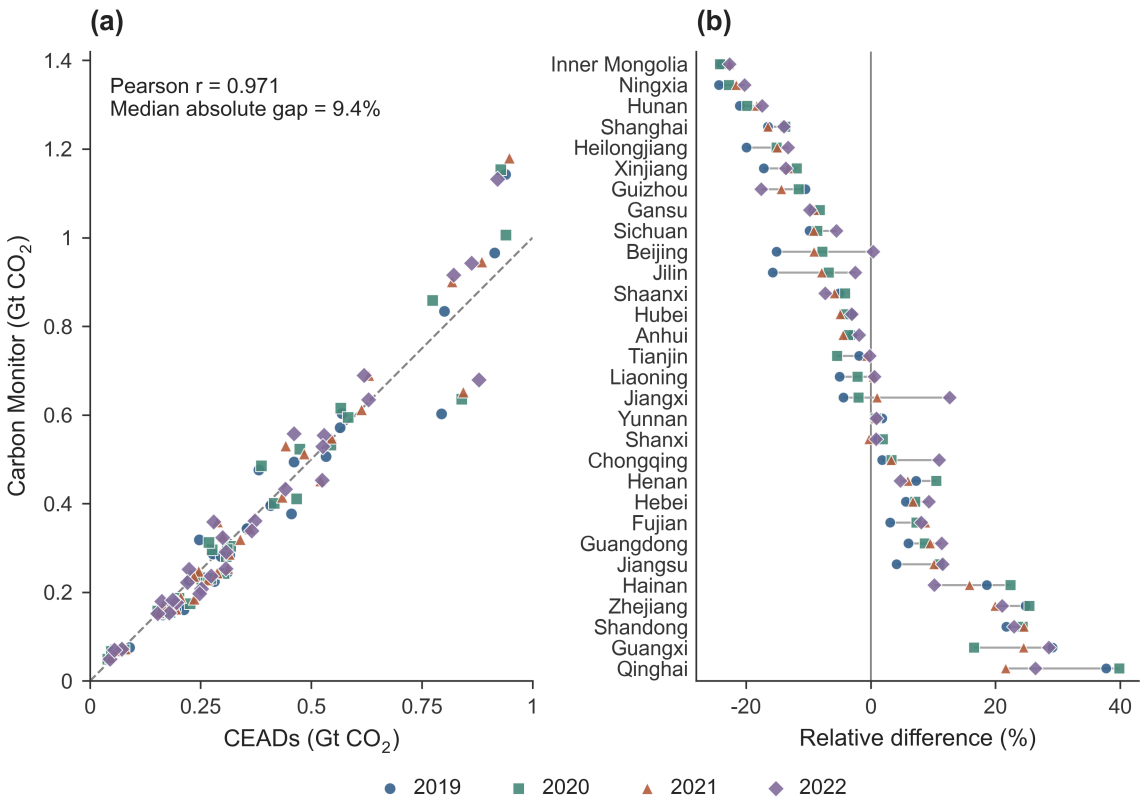


**图6**。 Carbon Monitor 与 CEADs 在 2019–2022年间估算的各省年度 $CO_2$ 排放量比较。(a) 两个排放清单的各省年度 $CO_2$ 排放量比较，虚线表示 1:1 关系。(b) Carbon Monitor 与 CEADs 各省年度 $CO_2$ 排放量的相对差异，以相对于 CEADs 的百分比表示，并按省级中位数排序。水平线段表示 2019–2022年间年度差异的范围。由于 CEADs 数据不可用，比较中不包括西藏。

原始省级排放框架报告的不确定性估计在各省份之间也存在较大差异（**补充表S5**）。省级总日均 $CO_2$ 排放量的相对不确定性范围为：海南的 ±12.9% 至甘肃的 ±38.6%。大多数省份的电力行业不确定性为 ±23.8%，但在北京、天津、青海、云南和甘肃上升至 ±73.3%；由于缺少可用的代理数据，这些省份使用了其他省份的日活动曲线进行替代。这些估计值反映了在以下假设下的不确定性：

原始框架，且不会直接量化近年来逐年排放变化或新近细分的月度工业子行业估算结果中的不确定性。

## 4 讨论

### 4.1 国家和省级排放特征

2023年之后全国 $CO_2$ 排放量的小幅下降，反映的是不同部门的变化，而非普遍性的减排。2025年，全国发电量增加了4.8%，而火力发电量下降了0.7%。风电和太阳能发电量分别增加了13.1%和39.8% [58]。火力发电量下降的同时，可再生能源发电持续增长，这表明中国的发电结构正在发生转变。同样，地面交通排放减少的同时，中国新能源汽车保有量从2024年底的3140万辆增加到2025 [58,59]年底的4400万辆。然而，利用当前估算结果无法区分车辆电气化、交通活动和燃油效率各自的贡献。这些变化共同为电力和交通运输部门截然不同的排放趋势提供了更广泛的背景。尽管如此，连续两年的小幅排放下降不足以确立持续性的全国排放峰值 [8,60]。

各省份存在差异的变化轨迹表明，全国排放的变化并不一定代表各区域取得了均衡进展。对这些变化的解读还取决于核算边界。具体而言，生产端核算方法将电力部门排放归因于电力生产所在的省份，而不是电力消费所在的省份 [61–63]。因此，在评估减排进展的地理分布时，应结合工业构成和电力生产方面的区域差异，对省级排放变化进行解读。

### 4.2 工业子部门排放特征及其影响

工业细分通过揭示广泛工业类别内部对比鲜明的排放轨迹，为五部门 Carbon Monitor 分配框架提供了额外信息。尽管重型制造业的估算占比在2019—2024年期间相对稳定，但有色金属冶炼和压延加工的排放有所增加，而

非金属矿物制品的排放则有所下降。这些差异表明，相对稳定的工业排放总量或类别占比，可能掩盖各个子行业之间的显著变化。先前研究已强调生产技术、能源和材料投入以及废料利用在决定中国钢铁工业排放和减排机会方面的重要性 [64–66]。尽管利用当前的分配框架无法分别量化这些因素，但子行业估算有助于识别需要开展更详细评估的工业活动。

省际工业构成差异和估算的月度排放特征，为评估区域工业排放动态提供了更多信息。工业排放总量相近的省份，其子行业结构可能存在显著差异，这意味着后续排放评估的重点也应有所不同。同样，估算的月度变化在时间和幅度上的差异表明，统一的工业时间变化曲线可能无法充分代表所有子行业。不过，这些估算受省级工业排放总量约束，并参考了历史分配比例和具有代表性的生产指标，而非独立的子行业排放测量。中国水泥工业的高频厂级监测 [67], 可提供补充证据，用于评估和改进这些估算。

### 4.3 局限性与不确定性

近实时省级排放估算的可靠性取决于行业特定活动指标的代表性，以及根据2021年基准外推排放时所采用的假设。燃料构成、能源效率和技术的变化可能改变活动指标与实际排放之间的关系，而对缺失的日活动指标进行替代，则会限制对省级时间变化的表征。与 CEADs 在2019–2022年期间的比较评估的是清单间一致性，而非完全独立的验证，因为两个排放清单可能共用底层活动数据。清单构建和空间分配方法的差异，是排放清单中其他不确定性来源 [68–71]。

工业子行业估算还存在与代表性产品指标和排放分配假设相关的额外不确定性。个别产品可能

无法充分反映整个子行业的活动变化；而在缺乏产品数据时采用省级工业概况，则限制了对细分行业特定月度变化的独立刻画。此外，2025年估算值沿用了2024年的相应月度分配份额，因此无法独立识别此后子行业构成的变化。因此，需要独立的细分行业层面活动和燃料消费数据来评估分解估算值。

## 5 结论

本研究提供了2019—2025年中国大陆31个省级行政区五大部门的近实时 $CO_2$ 排放估算。全国排放量在2023年达到12.15 Gt $CO_2$，随后略有下降，2025年为12.08 Gt $CO_2$。2024年至2025年，全国排放量减少27.7 Mt $CO_2$（0.23%），与此同时，16个省份的排放增加，15个省份的排放减少。这些截然不同的变化凸显了省级和部门信息对于解读全国排放趋势的重要性。

将工业排放进一步细分为30个省份的40个子行业，可更详细地了解工业排放构成及其时间演变。重型制造业占2024年工业排放的75.6%，但其相对稳定的占比掩盖了主要子行业之间的不同趋势。各省的工业构成也存在差异，不同类别则呈现出各异的月度排放特征。2025年的子行业估算沿用2024年相应的省级月度占比，因此无法独立反映此后的结构变化。总体而言，扩展数据集为追踪工业排放变化和确定独立评估的重点提供了更为详细的依据。

## 致谢

无。

## 作者贡献

Xiaoting Huang：概念化、方法学、可视化、撰写——初稿。Zhu Deng：概念化、方法学。Ling Ye：数据整理、可视化。Peng Lu：数据

整理。Xuanren Song：方法学。Yuli Shan：撰写——审阅与编辑。Zhu Liu：概念化、监督、撰写——审阅与编辑。

所有作者均已阅读并批准稿件的最终版本。

**数据可用性**

31个省级地区五个部门以及30个省份40个工业和建筑业子行业的月度 $CO_2$ 排放估算可在 Zenodo（https://doi.org/10.5281/zenodo.23998845）获取。

**利益冲突声明**

作者7是本期刊的 主编，但未参与本文的同行评审或决策。

**资助**

本研究得到水科学与工程国家重点实验室资助（项目编号：sklhse-TD-2025年-01）。

**人工智能使用声明**

在本研究的准备过程中，作者使用 ChatGPT 协助润色语言，并提升稿件的清晰度和可读性。作者根据需要审阅并编辑了相关内容，并对出版物的内容承担全部责任。

**参考文献**

[1] Calvin K、Dasgupta D、Krinner G、Mukherji A、Thorne PW、Trisos C 等。IPCC，2023年：《2023年气候变化：综合报告》。该报告是政府间气候变化专门委员会第六次评估报告中第一、第二和第三工作组的贡献报告 [核心写作团队：H. Lee 和 J. Romero（编）]。IPCC，瑞士日内瓦。第一版。政府间气候变化专门委员会（IPCC）；2023年。https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647。[2] 政府间气候变化专门委员会（IPCC），编。《2022年气候变化：减缓气候变化：第三工作组对第六次评估报告的贡献

政府间气候变化专门委员会报告。第1版。剑桥大学出版社；2023年。https://doi.org/10.1017/9781009157926。[3] Friedlingstein P、O'Sullivan M、Jones MW、Andrew RM、Hauck J、Landschützer P 等。2024年全球碳预算。《地球系统科学数据》2025年；17：965–1039。https://doi.org/10.5194/essd-17-965-2025。[4] Forster PM、Smith C、Walsh T、Lamb WF、Lamboll R、Cassou C 等。2024年全球气候变化指标：气候系统状态及人类影响关键指标年度更新。《地球系统科学数据》2025年；17：2641–80。https://doi.org/10.5194/essd- 17-2641-2025。[5] Friedlingstein P、O'Sullivan M、Jones MW、Andrew RM、Bakker DCE、Hauck J 等。2025年全球碳预算。《地球系统科学数据》2026年；18：3211–88。https://doi.org/10.5194/essd-18-3211-2026。[6] Guo X、Pang J。中国省级二氧化碳排放达峰分析：来自生产与消费的见解。《应用能源》2023年；331：120446。https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2022.120446。[7] Korsbakken JI、Peters GP、Andrew RM。中国煤炭使用量及二氧化碳排放减排的不确定性。《自然·气候变化》2016年；6：687–90。https://doi.org/10.1038/nclimate2963。[8] Zhang Y、Zheng X、Cai W、Liu Y、Luo H、Guo K 等。中国二氧化碳排放反弹趋势的关键驱动因素。《环境研究快报》2020年；15：104049。https://doi.org/10.1088/1748- 9326/aba1bf。[9] Shan Y、Guan D、Zheng H、Ou J、Li Y、Meng J 等。中国二氧化碳排放核算，1997–2015年。《Scientific Data》2018年；5。https://doi.org/10.1038/sdata.2017.201。[10] Hu H、Geng G、Xu R、Liu Y、Shi Q、Xiao Q 等。中国近实时二氧化碳排放估算存在显著不确定性。《npj气候与大气科学》2025年；8：108。https://doi.org/10.1038/s41612-025-00991-4。[11] Guan D、Liu Z、Geng Y、Lindner S、Hubacek K。中国二氧化碳清单中的十亿吨差距。《自然·气候变化》2012年；2：672–5。https://doi.org/10.1038/nclimate1560。[12] Liu Z、Guan D、Wei W、Davis SJ、Ciais P、Bai J 等。中国化石燃料燃烧和水泥生产的二氧化碳排放估算有所下调。《自然》2015年；524：335–8。https://doi.org/10.1038/nature14677。[13] Hong C、Zhang Q、He K、Guan D、Li M、Liu F 等。中国排放估算的差异：对能源统计不确定性的响应。《Atmos Chem Phys》2017年；17：1227–39。https://doi.org/10.5194/acp-17-1227-2017。

[14] Peters GP、Le Quéré C、Andrew RM、Canadell JG、Friedlingstein P、Ilyina T 等。二氧化碳排放的实时核查。《自然·气候变化》2017；7：848–50。https://doi.org/10.1038/s41558-017-0013-9。[15] Mi Z、Sun X。产业结构和能源结构发生转型的省份在中国气候变化减缓方面表现最佳。《Communications Earth & Environment》2021；2：182。https://doi.org/10.1038/s43247-021-00258-9。[16] Wu L、Sun L、Qi P、Ren X、Sun X。中国的能源禀赋、产业结构升级与二氧化碳排放：碳排放背景下对资源诅咒的再审视。《资源政策》2021；74：102329。https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2021.102329。[17] Liu R、Fang YR、Peng S、Benani N、Wu X、Chen Y 等。中国各省二氧化碳排放影响因素及碳达峰异质性路径研究。《环境管理杂志》2024；365：121667。https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121667。[18] Zhang H、Guo W、Wang S、Yao Z、Lv L、Teng Y 等。洞察2019年至2022年中国省级二氧化碳排放的时空异质性、部门贡献及驱动因素。《环境科学学报》2025；155：510–24。https://doi.org/10.1016/j.jes.2024.05.041。[19] Zhao X、Burnett JW、Fletcher JJ。中国省级二氧化碳排放强度的空间分析。《可再生能源与可持续能源评论》2014；33：1–10。https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.01.060。[20] Guan Y、Shan Y、Huang Q、Chen H、Wang D、Hubacek K。中国近期排放模式转变评估。《地球的未来》2021；9：e2021EF002241。https://doi.org/10.1029/2021EF002241。[21] Yang J、Hao Y、Feng C。中国人均二氧化碳排放不平等加剧。《Scientific Reports》2021；11：9358。https://doi.org/10.1038/s41598-021-88736-0。[22] Wu S、Chen Z-M。中国的碳不平等：中国城市层面数据的证据。《中国经济评论》2023；78：101940。https://doi.org/10.1016/j.chieco.2023.101940。[23] Liu F、Zhang Q、Tong D、Zheng B、Li M、Huo H 等。1990年至2010年中国燃煤电厂技术、活动及排放的高分辨率清单。《Atmos Chem Phys》2015；15：13299–317。https://doi.org/10.5194/acp-15-13299-2015。[24] Chen B、Gao M、Liu Y、An J、Zhang Z。2000年至2019年中国电力部门城市层面二氧化碳排放。《Scientific Data》2026；13：813。https://doi.org/10.1038/s41597-026- 07484-w。[25] Ma J、Wang N、Chen Z、Wang L、Xiong Q、Chen P 等。1981年至2021年中国二氧化碳排放的核算与分解。《应用能源》2024；375：124104。https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2024.124104。

[26] Zhang Q、Zhang S、Chen W。考虑跨省电力输送发展下中国碳中和能源系统的省级路径。《应用能源》2024；375：123953。https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2024.123953。[27] Xu J、Guan Y、Oldfield J、Guan D、Shan Y。中国碳排放核算2020-2021。《应用能源》2024；360：122837。https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2024.122837。[28] Shan Y、Huang Q、Guan D、Hubacek K。中国二氧化碳排放账户2016–2017。《Scientific Data》2020；7。https://doi.org/10.1038/s41597-020-0393-y。[29] Xu R、Tong D、Xiao Q、Qin X、Chen C、Yan L 等。MEIC-global-CO2：一种具有高分辨率排放源类别和国家以下层级信息的新型全球二氧化碳排放清单。《Science China Earth Sciences》2024；67：450–65。https://doi.org/10.1007/s11430-023-1230-3。[30] Crippa M、Guizzardi D、Pagani F、Schiavina M、Melchiorri M、Pisoni E 等。洞察全球、国家和国家以下层级温室气体排放在全球大气研究排放数据库（EDGAR v8.0）中的空间分布。《Earth System Science Data》2024；16：2811–30。https://doi.org/10.5194/essd-16-2811-2024。[31] Oda T、Maksyutov S、Andres RJ。人为二氧化碳开源数据清单2016版（ODIAC2016）：用于示踪剂输运模拟和地表通量反演的全球月度化石燃料二氧化碳网格化排放数据产品。《Earth System Science Data》2018；10：87–107。https://doi.org/10.5194/essd-10-87-2018。[32] Cai B、Liang S、Zhou J、Wang J、Cao L、Qu S 等。中国高分辨率排放数据库（CHRED）：包含点源排放、网格化排放数据和补充社会经济数据。《资源、保护与回收》2018；129：232–9。https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.036。[33] Liu M、Wang H、Wang H、Oda T、Zhao Y、Yang X 等。中国二氧化碳排放时空分布的精细估算。《Atmos Chem Phys》2013；13：10873–82。https://doi.org/10.5194/acp-13-10873-2013。2Hou X、Wang X、Cheng S、Wang C、Wang W。利用先进动态估算模型建立中国高分辨率二氧化碳排放清单并调查驱动因素。《资源、保护与回收》2025；215：108109。https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.108109。[34] Gao M、Tu C、Liu M、Chen J、Chen X、Zou H 等。中国2013–2021年县级月度二氧化碳排放。《Scientific Data》2025；12：1217。https://doi.org/10.1038/s41597-025- 05461-3。[35] Meng F、Hu H、Sun Y、Zhang L、Hou J、Zhang Z 等。2023年中国城市全范围二氧化碳排放数据集。《Scientific Data》2025；12：1672。https://doi.org/10.1038/s41597-025-05949-y。

[37] Han P, Zeng N, Oda T, Lin X, Crippa M, Guan D, 等. 基于涵盖九套排放清单的综合数据集评估中国化石燃料二氧化碳排放。《大气化学与物理》2020;20:11371–85. https://doi.org/10.5194/acp-20-11371-2020.[38] Yang H, Wu K, Shen H, Janssens-Maenhout G, Crippa M, Guizzardi D, 等. 中国人为二氧化碳排放（2000–2023）的比较分析：来自六套自下而上排放清单的见解及不确定性评估。Atmos Chem Phys 2025;25:18111– 27. https://doi.org/10.5194/acp-25-18111-2025.[39] Han P, Zeng N, Oda T, Zhang W, Lin X, Liu D, 等. 基于八套排放清单，对京津冀地区化石燃料及工业过程引起的二氧化碳排放进行城市层面比较。Carbon Balance Manage 2020;15:25. https://doi.org/10.1186/s13021-020-00163-2.[40] Zheng L, Li S, Hu X, Zheng F, Cai K, Li N, 等. 中国大陆三套碳排放清单的时空比较分析。《大气污染研究》2025;16:102417. https://doi.org/10.1016/j.apr.2025.102417.[41] Liu Z, Ciais P, Deng Z, Davis SJ, Zheng B, Wang Y, 等. Carbon Monitor：全球化石燃料和水泥生产二氧化碳排放的近实时每日数据集。Scientific Data 2020;7:392. https://doi.org/10.1038/s41597-020-00708-7.[42] Liu Z, Ciais P, Deng Z, Lei R, Davis SJ, Feng S, 等. 全球二氧化碳排放近实时监测揭示新冠肺炎疫情的影响。Nat Commun 2020;11:5172. https://doi.org/10.1038/s41467-020-18922-7.[43] Huo D, Liu K, Liu J, Huang Y, Sun T, Sun Y, 等. 中国主要高排放城市化石燃料二氧化碳排放的近实时每日估算。Scientific Data 2022;9:684. https://doi.org/10.1038/s41597-022-01796-3.[44] Huo D, Huang X, Dou X, Ciais P, Li Y, Deng Z, 等. Carbon Monitor Cities：全球1500座城市二氧化碳排放的近实时每日估算。Scientific Data 2022;9:533. https://doi.org/10.1038/s41597-022-01657-z.[45] Ke P, Deng Z, Zhu B, Zheng B, Wang Y, Boucher O, 等. Carbon Monitor Europe：欧盟27个国家和英国二氧化碳排放的近实时每日数据。Scientific Data 2023;10:374. https://doi.org/10.1038/s41597-023-02284-y.[46] Cui D, Liu Z, Duan C, Deng Z, Deng X, Song X, 等. 中国各省2019年和2020年的每日二氧化碳排放 2021. https://doi.org/10.5194/essd-2021-153.[47] Li H, Zheng B. 利用太空中的空气污染传感器监测每日人为二氧化碳排放。《一个地球》2024;7:1846–57. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2024.08.019.[48] Le Quéré C, Jackson RB, Jones MW, Smith AJP, Abernethy S, Andrew RM, 等. COVID-19强制封控期间全球每日二氧化碳排放暂时性减少

。Nat Clim Chang 2020;10:647–53. https://doi.org/10.1038/s41558-020-0797- x.
[49] Han P, Cai Q, Oda T, Zeng N, Shan Y, Lin X, 等. 利用国内经济数据评估COVID-19近期对中国碳排放的影响。《整体环境科学》2021;750:141688. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141688.[50] Huang X, Deng Z, Jin N, Cui D, Liu Z. 基于近实时数据的中国省级二氧化碳排放峰值及其驱动因素。《应用能源进展》2026;21:100260. https://doi.org/10.1016/j.adapen.2025.100260.[51] Yang J, Yu S, Sun Y-F. 工业结构和能源结构调整对中国部门二氧化碳排放峰值轨迹的影响。《iScience》2024;27:110541. https://doi.org/10.1016/j.isci.2024.110541.[52] Wen H, Chen Z, Yang Q, Liu J, Nie P. 中国二氧化碳排放的驱动因素与减缓策略：基于38个工业子部门的分解分析。《能源》2022;245:123262. https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.123262.[53] Yuan Y, Zhang L, Sun J, Yan S, Du T, Na H. 难减排行业脱碳：中国钢铁、铝和水泥行业的二氧化碳排放特征与减排路径。《资源、保护与回收》2026;224:108568. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108568.[54] 中华人民共和国政府。《中华人民共和国气候变化首次双年透明度报告》。中华人民共和国生态环境部；2024.[55] Chen Y, Xu C, Ge Y, Zhang X, Zhou Y. 利用集成学习和大规模地理空间数据构建的中国第七次人口普查100米网格人口数据集。Earth Syst Sci Data 2024;16:3705–18. https://doi.org/10.5194/essd-16-3705-2024.[56] Hersbach H, Bell B, Berrisford P, Hirahara S, Horányi A, Muñoz-Sabater J, 等. ERA5全球再分析。Quart J Royal Meteoro Soc 2020;146:1999–2049. https://doi.org/10.1002/qj.3803.[57] 欧盟委员会。联合研究中心，Crippa M, Guizzardi D, Pagani F, Banja M, Ciarlantini S, 等. 世界各国温室气体排放。卢森堡：欧盟出版局；2026. https://doi.org/10.2760/7717504.[58] 中国国家统计局。《中华人民共和国2025年国民经济和社会发展统计公报》。2026.[59] 中国国家统计局。《中华人民共和国2024年国民经济和社会发展统计公报》。2025。

[60] Huang H, Ma J, Liu H, Hong J. 分块达峰？解读中国城市的碳达峰动态。《可持续生产与消费》2025年;59:359–74. https://doi.org/10.1016/j.spc.2025.09.001.[61] Lu Z-L, Wang L-L, Guo X-P, Pang J, Huan J-J. 中国碳排放的脱钩效应及影响因素：基于生产、消费和收入责任。《气候变化研究进展》2024年;15:1177–88. https://doi.org/10.1016/j.accre.2024.10.001.[62] Xiong R, Fu C, Chang H, Li N, Qu S, Zhao D, et al. 2013至2020年中国电力生产和消费的省级二氧化碳排放因子及驱动因素。《环境管理杂志》2025年;377:124644. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124644.[63] Yang Y, Zhou P, Wang H. 中国省际电网电力消费产生的碳排放：电力扩展投入产出分析。《能源政策》2026年;208:114907. https://doi.org/10.1016/j.enpol.2025.114907.[64] Wu W, Tang Q, Xue W, Shi X, Zhao D, Liu Z, et al. 量化中国钢铁行业的二氧化碳排放和环境健康负担：迈向可持续转型的路径。《环境科学与生态技术》2024年;20:100367. https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100367.[65] Song X, Du S, Deng C, Shen P, Xie M, Zhao C, et al. 生命周期视角下中国钢铁行业的碳排放：碳足迹洞见。《环境科学学报》2025年;148:650–64. https://doi.org/10.1016/j.jes.2023.04.027.[66] Lin Z, Cai C, Zhang Y, Zhu X, Peng F, Guo R, et al. 协调省际废钢供应，通过技术转型最大限度降低中国钢铁行业的碳排放。《环境科学与技术》2025年;59:6004–15. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c12188.[67] Qu J, Lv S, Qian S, Qi S, Li J, Xu H, et al. 基于实时监测数据的中国水泥行业污染物与二氧化碳排放协同控制。《地球的未来》2025年;13:e2025EF006035. https://doi.org/10.1029/2025EF006035.[68] Liu H, Hu C, Xiao Q, Zhang J, Sun F, Shi X, et al. 长江三角洲地区城市尺度人为二氧化碳排放不确定性及影响因素分析：全球最大的排放热点之一。《大气污染研究》2024年;15:102281. https://doi.org/10.1016/j.apr.2024.102281.[69] Feng W, Tang X, Zhu J, Zhou X, Wang P, Wang W, et al. 人为排放清单的差异及其对江苏省高分辨率二氧化碳$_2$模拟的影响。《地球物理学研究杂志：大气》2026年;131:e2025JD046225. https://doi.org/10.1029/2025JD046225.

[70] Oda T, Bun R, Kinakh V, Topylko P, Halushchak M, Marland G, et al. 网格化二氧化碳排放清单中的误差和不确定性。《全球变化减缓与适应策略》2019年;24:1007–50. https://doi.org/10.1007/s11027-019-09877-2.[71] Andres RJ, Boden TA, Higdon DM. 化石燃料二氧化碳排放地图中的网格化不确定性：CDIAC案例。《大气化学与物理》2016年;16:14979–95. https://doi.org/10.5194/acp-16-14979-2016.

# 补充信息 1

中国每日 $CO_2$ 2025年 2 2019 排放估算 –

**表 S1**。省级估算框架的数据来源和空间覆盖范围。改编自 3

4 Huang 等人的补充信息表 2 [1]。

| 部门 | 数据来源和输入 | 所提供的补充信息中的可用性 |
|---|---|---|
| 电力 | 火力发电月度统计数据, https://data.stats.gov.cn/english/easyquery.htm?cn=E0101 [最后访问时间：十一月 10, 2025] | 31个省 |
| 电力 | 每日动力煤消耗量, https://www.cctd.com.cn/ [最后访问：十一月 10, 2025] | 25个省份：上海, 江苏、浙江、福建, 山东、广东, 广西、海南、河北, 山西、内蒙古, 辽宁、吉林、黑龙江, 安徽、江西、河南、湖北, 湖南、重庆、四川, 贵州、陕西、宁夏，以及新疆 |
| 工业 | 水泥生产和粗钢生产活动, https://data.stats.gov.cn/english/easyquery.htm?cn=E0101 [最近访问时间：十一月 10, 2025] | 31个省 |
| 工业 | 水泥和钢铁日产量, https://app.kayrros.com/ [最后访问时间：十一月 10, 2025] | 水泥和钢铁均覆盖27个省级行政区 和钢铁：安徽、重庆, 福建、广东、广西, 甘肃, 贵州、河北, 黑龙江、河南、湖北, 湖南、内蒙古, 江苏、江西、吉林、辽宁, 宁夏、青海、陕西, 山东、山西、四川, 西藏、新疆、云南, 浙江<br>仅统计水泥的1个省份：海南<br>仅统计钢铁的1个省份：上海 |
| 地面交通运输 | 省级民用车辆年度保有量, https://data.stats.gov.cn/english/easyquery.htm?cn=E0103 [最后访问时间：10, 2025]年十一月 | 31个省 |

| | | |
|---|---|---|
| 地面<br>交通运输 | 城市日拥堵指数,<br>https://report.amap.com/ [最后访问时间：十一月 10, 2025] | 30个省份的99个城市 |
| 航空 | 按出发省份统计的每周国内航班数量<br>，https://data.variflight.com/RouteAnalysis [最后访问时间：十一月 10, 2025] | 31个省 |
| 居民生活 | 年度天然气、煤气和液化<br>各省份的液化石油气（LPG），<br>https://data.stats.gov.cn/english/easyquery.htm?cn=E0103 [最后访问时间：10, 2025]年十一月 | 31个省 |
| 居民生活 | 月度加权夜间灯光,<br>https://eogdata.mines.edu/nighttime_light/monthly/v10/ [最后访问时间：十一月 10, 2025] | 全覆盖网格数据 |
| 居民生活 | 每日2米气温,<br>https://cds.climate.copernicus.eu/datasets/reanalysis-era5-single-levels [最后访问时间：十一月 10 日, 2025] | 全覆盖网格数据 |
| 居民生活 | 中国的100米网格人口数据集<br>第七次人口普查，Chen等人 [2] | 全覆盖网格数据 |

5

**表 S2.** CEADs 排放清单所依据的燃料特定排放参数。改编自 6Shan 等人的表1

7 . [3].

| No. | CEADs 燃料类别 | 中国能源统计中的燃料 | $NCV_i$ (PJ/ $10^4$ t 或 $10^8$ $m^3$) | $CC_i$ (t C $TJ^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|
| 1 | 原煤 | 原煤 | 0.21 | 26.32 |
| 2 | 洗选煤 | 洗选煤 | 0.26 | 26.32 |
| 3 | 其他洗煤 | 其他洗煤 | 0.15 | 26.32 |
| 4 | 型煤 | 型煤；煤矸石 | 0.18 | 26.32 |
| 5 | Coke | Coke | 0.28 | 31.38 |
| 6 | 焦炉煤气 | 焦炉煤气 | 1.61 | 21.49 |
| 7 | 其他煤气 | 高炉煤气；转炉煤气；其他 gas | 0.83 | 21.49 |
| 8 | 其他焦化产品 | 其他焦化产品 | 0.28 | 27.45 |
| 9 | 原油 | 原油 | 0.43 | 20.08 |
| 10 | 汽油 | 汽油 | 0.44 | 18.90 |
| 11 | 煤油 | 煤油 | 0.44 | 19.60 |
| 12 | 柴油 | 柴油 | 0.43 | 20.20 |
| 13 | 燃料油 | 燃料油 | 0.43 | 21.10 |
| 14 | 其他石油产品 产品 | 石脑油；润滑剂；石蜡；白电油；沥青；石油焦；其他石油产品 | 0.51 | 17.20 |
| 15 | LPG | 液化石油气（LPG） | 0.47 | 20.00 |
| 16 | 炼厂气 | 炼厂气 | 0.43 | 20.20 |
| 17 | 天然气 | 天然气 | 3.89 | 15.32 |

**注：** $NCV_i$ 为低位发热量，$CC_i$ 为碳含量。低位发热量以 PJ/$10^4$ t 表示，适用于固体8和液体燃料；气体燃料以 PJ/$10^8$ $m^3$ 表示；碳含量以 t C $TJ^{-1}$表示。燃料分组遵循9来源表格。这些参数记录了 CEADs 清单的基础信息，并未直接10应用于本研究进行的基于活动数据的分配。11

**表 S3.** 40 个工业和建筑业子行业的代表性生产指标。12

| ID | CEADs 子行业 | 代表性生产指标 |
|---|---|---|
| 1 | 煤炭开采和洗选 | 原煤 |
| 2 | 石油和天然气开采 | 天然气 |
| 3 | 黑色金属矿采选 | 铁矿石原矿 |
| 4 | 有色金属矿采选 | 未指定 |
| 5 | 非金属矿采选 | 磷矿石 |
| 6 | 其他矿产采选 | 未分配 |
| 7 | 木材和竹材采运 | 未分配 |
| 8 | 食品加工 | 成品糖 |
| 9 | 食品制造业 | 未分配 |
| 10 | 饮料制造业 | 饮料 |
| 11 | 烟草制品业 | 未分配 |
| 12 | 纺织业 | Yarn |
| 13 | 服装及其他纤维制品 | 未分配 |
| 14 | 皮革、毛皮、羽绒及相关制品 | 未分配 |
| 15 | 木材加工、竹、藤、棕榈及草制品 | 未分配 |
| 16 | 家具制造 | 未分配 |
| 17 | 造纸及纸制品 | 机制纸和纸板 |
| 18 | 印刷和记录媒介复制 | 未分配 |
| 19 | 文化、教育和体育用品 | 未分配 |
| 20 | 石油加工及炼焦 | 加工的原油 |
| 21 | 基础化学原料和化学制品 | 烧碱（100% 氢氧化钠当量） |
| 22 | 医药产品 | 未分配 |
| 23 | 化学纤维 | 化学纤维 |
| 24 | 橡胶制品 | 未分配 |
| 25 | 塑料制品 | 塑料制品 |
| 26 | 非金属矿物制品 | 水泥 |
| 27 | 黑色金属冶炼及压延加工 | 粗钢 |
| 28 | 有色金属冶炼及压延加工 | 十种有色金属 |
| 29 | 金属制品 | 未分配 |
| 30 | 普通机械 | 金属切削机床 |
| 31 | 专用设备 | 金属冶炼设备 |
| 32 | 交通运输设备 | 机动车辆 |
| 33 | 电气设备及机械 | 交流电动机 |
| 34 | 电子及通信设备 | 移动通信手持机 |
| 35 | 仪器仪表、文化办公用机械 | 电测量仪器 |
| 36 | 其他制造业 | 未分配 |
| 37 | 废料和废物 | 未分配 |
| 38 | 燃气生产与供应 | 未分配 |
| 39 | 自来水生产与供应 | 未分配 |

| | | |
|---|---|---|
| 40 | 建筑业 | 未分配 |

13

14 **表 S4.** 40 个保留的工业和建筑业子行业与五个报告

15 类别的对应关系，依据 Shan 等人的表 2 [3]

| **部门** | **类别** |
|---|---|
| 煤炭开采和洗选 | 能源生产 |
| 石油和天然气开采 | 能源生产 |
| 黑色金属矿采选 | 能源生产 |
| 有色金属矿采选 | 能源生产 |
| 非金属矿采选 | 能源生产 |
| 其他矿产采选 | 能源生产 |
| 木材和竹材采运 | 轻工业 |
| 食品加工 | 轻工业 |
| 食品制造业 | 轻工业 |
| 饮料制造业 | 轻工业 |
| 烟草制品业 | 轻工业 |
| 纺织业 | 轻工业 |
| 服装及其他纤维制品 | 轻工业 |
| 皮革、毛皮、羽绒及相关制品 | 轻工业 |
| 木材加工、竹藤棕草制品 & 秸秆制品 | 轻工业 |
| 家具制造 | 轻工业 |
| 造纸及纸制品 | 轻工业 |
| 印刷和记录媒介复制 | 轻工业 |
| 文化、教育和体育用品 | 轻工业 |
| 石油加工及炼焦 | 能源生产 |
| 基础化学原料和化学制品 | 重型制造业 |
| 医药产品 | 轻工业 |
| 化学纤维 | 重型制造业 |
| 橡胶制品 | 重型制造业 |
| 塑料制品 | 重型制造业 |
| 非金属矿物制品 | 重型制造业 |
| 黑色金属冶炼及压延加工 | 重型制造业 |
| 有色金属冶炼及压延加工 | 重型制造业 |
| 金属制品 | 重型制造业 |
| 普通机械 | 重型制造业 |
| 专用设备 | 重型制造业 |
| 交通运输设备制造业 | 重型制造业 |
| 电气设备及机械 | 高技术产业 |
| 电子及通信设备 | 高技术产业 |
| 仪器仪表、文化办公用机械 | 高技术产业 |
| 其他制造业 | 高技术产业 |
| 废料和废物 | 高技术产业 |

| | |
|---|---|
| 燃气生产与供应 | 能源生产 |
| 自来水生产与供应 | 重型制造业 |
| 建筑业 | 建筑业 |

16

17 **表 S5 .** 根据 **补充信息表** 重制的分行业及省级总不确定性估计 **3**

18 随 Huang 等人 [1] 提供

| **省份** | **电力** | **工业、地面交通运输, 航空 , 居民生活** | **总计** |
|---|---|---|---|
| 海南 | ±23.8% | | ±12.9% |
| 吉林 | ±23.8% | | ±13.0% |
| 上海 | ±23.8% | | ±13.4% |
| 黑龙江 | ±23.8% | | ±13.9% |
| 重庆 | ±23.8% | | ±14.0% |
| 湖南 | ±23.8% | | ±14.6% |
| 福建 | ±23.8% | | ±14.8% |
| 湖北 | ±23.8% | | ±14.8% |
| 辽宁 | ±23.8% | | ±14.8% |
| 河南 | ±23.8% | | ±14.9% |
| 四川 | ±23.8% | | ±14.9% |
| 江西 | ±23.8% | | ±15.0% |
| 浙江 | ±23.8% | | ±15.2% |
| 江苏 | ±23.8% | | ±15.3% |
| 广东 | ±23.8% | | ±15.4% |
| 广西 | ±23.8% | ±23.8% | ±15.5% |
| 安徽 | ±23.8% | | ±15.6% |
| 山东 | ±23.8% | | ±15.6% |
| 贵州 | ±23.8% | | ±15.7% |
| 山西 | ±23.8% | | ±15.9% |
| 陕西 | ±23.8% | | ±16.2% |
| 河北 | ±23.8% | | ±16.7% |
| 西藏 | ±73.3% | | ±16.7% |
| 宁夏 | ±23.8% | | ±18.0% |
| 新疆 | ±23.8% | | ±18.4% |
| 内蒙古 | ±23.8% | | ±18.8% |
| 青海 | ±73.3% | | ±20.8% |
| 云南 | ±73.3% | | ±21.6% |
| 北京 | ±73.3% | | ±29.5% |
| 天津 | ±73.3% | | ±30.4% |
| 甘肃 | ±73.3% | | ±38.6% |

19

**补充说明1**。工业生产指标的质量控制与分配核查。对月度工业生产数据进行处理，以获得一致的月度活动曲线。在有累计产量数据时，根据累计产量推算缺失的月度值。如果仅报告1—2月累计产量，则将总量平均分配至这两个月，除非另有某个月的单独产量数据。仅保留同时满足以下条件的产品序列：12个月的观测值齐全、数值非负、报告单位一致，且年产量为正。经逐项审查后，还额外剔除了9个生产活动异常集中于一两个月的产品序列。对于缺少有效代表性产品序列的子行业，月度排放分配采用归一化后的Carbon Monitor省级工业排放曲线。

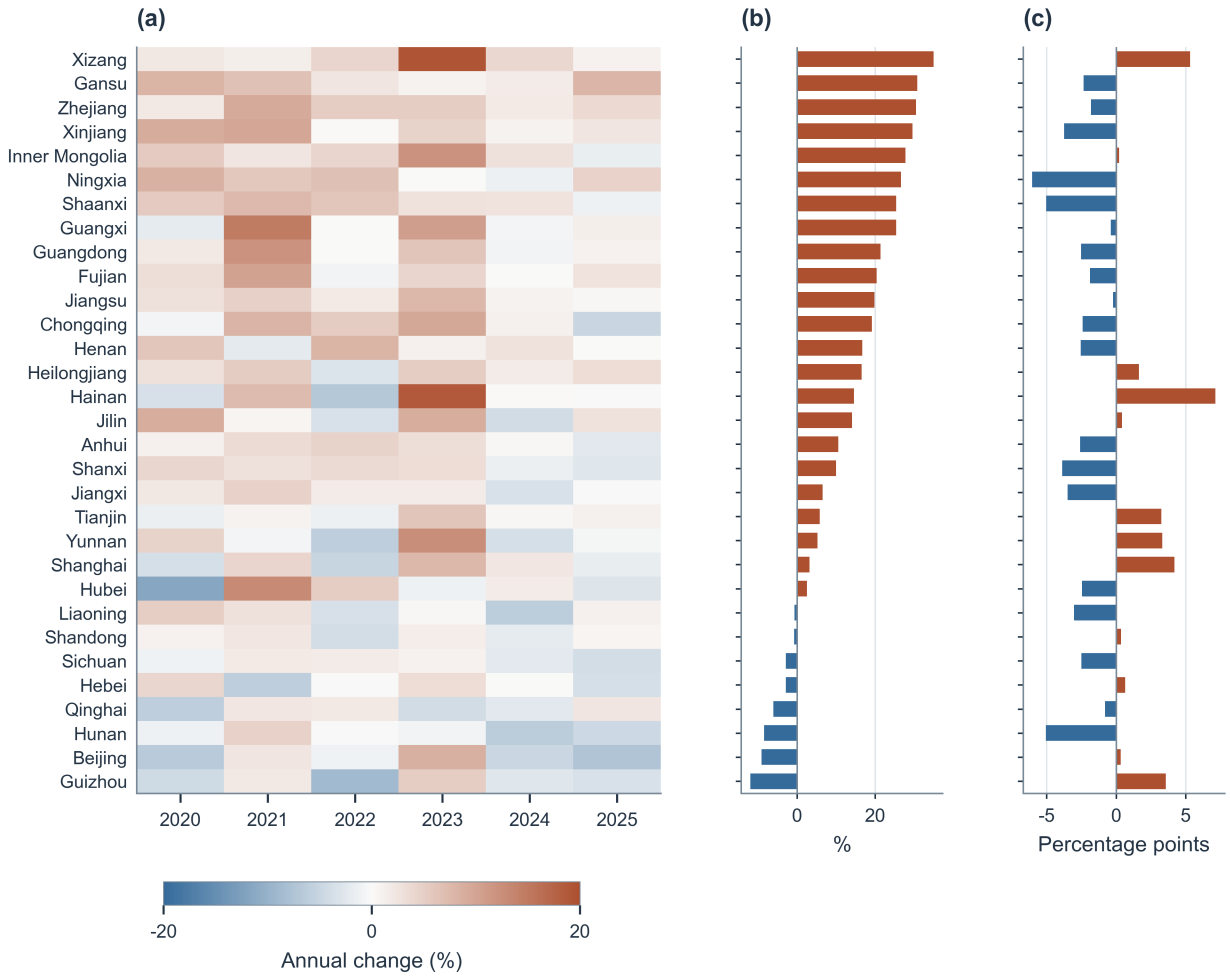


**图 S1**。31个省级行政单位的省级排放轨迹。（a）截至2020–2025年的六个转段的同比百分比变化。（b）2019年至2025年的百分比变化。（c）2022–2025年与2019–2022年的复合年增长率之差。省份按终点百分比变化排序。

## 参考文献

[1] Huang X、Deng Z、Jin N、Cui D、Liu Z。基于近实时数据的中国省级二氧化碳排放峰值及其驱动因素。《应用能源进展》2026；21：100260。https://doi.org/10.1016/j.adapen.2025.100260。[2] Chen Y、Xu C、Ge Y、Zhang X、Zhou Y。利用集成学习和大规模地理空间数据构建的中国第七次人口普查100米网格人口数据集。《地球系统科学数据》2024；16：3705–18。https://doi.org/10.5194/essd-16-3705-2024。

[3] Shan Y、Guan D、Zheng H、Ou J、Li Y、Meng J 等。中国二氧化碳排放核算 1997– 45 2015。《Scientific Data》2018;5。https://doi.org/10.1038/sdata.2017.201。46