



# 中国生活部门固体燃料消耗的排放贡献和健康风险的区域性差异

**Regional differences in emission contributions and health risks from solid fuel consumption in China's residential sector**

北京大学  
2024.01.30  
Peking University  
January 30, 2024

---

主要作者：陶 澍

作者： 沈国锋

沈惠中

孟文君

韵 潇

徐浩然

任宇昂

张 馨

梁旭阳

谢 栋

张津建

## 致谢

本研究由北京大学城市与环境学院地表过程分析与模拟实验室统筹撰写，由能源基金会提供资金支持。

我们衷心感谢每一位在问卷调查、模型开发、室内外监测以及模拟研究中做出贡献的团队成员。对于在监测、调查及分析过程中给予我们巨大帮助和热情指导的各位专家、教师 and 当地居民，我们表达最深的敬意和感激。此外，我们也要感谢能源基金会和中国国家自然科学基金委，他们的资助对本研究的成功起到了关键性的作用。

---

目录	
摘要 .....	1
1. 介绍.....	2
1.1 背景.....	2
1.2 项目目标.....	3
2. 民用固体燃料消耗量的空间分布.....	4
3. 民用固体燃料消耗产生的大气污染物排放空间分布 .....	7
3.1 煤炭消耗产生的大气污染物排放空间分布.....	7
3.1.1 煤炭消耗产生的 PM <sub>2.5</sub> 、PM <sub>10</sub> 和 TSP 排放空间分布 .....	7
3.1.2 煤炭消耗产生的 BC 和 OC 排放空间分布 .....	9
3.1.3 煤炭消耗产生的 SO <sub>2</sub> 和 NO <sub>x</sub> 排放空间分布 .....	11
3.1.4 煤炭消耗产生的棕碳 (BrC) 和 CO 排放空间分布.....	14
3.2 生物质消耗产生的大气污染物排放空间分布 .....	15
3.2.1 生物质消耗产生的 PM <sub>2.5</sub> 、PM <sub>10</sub> 和 TSP 排放空间分布 .....	16
3.2.2 生物质消耗产生的 BC 和 OC 排放空间分布.....	18
3.2.3 生物质消耗产生的 SO <sub>2</sub> 和 NO <sub>x</sub> 排放空间分布 .....	19
3.2.4 生物质消耗产生的 BrC 和 CO 排放空间分布 .....	21
4. 生活源固体燃料排放的环境影响及区域差异.....	22
4.1 农村生活源排放的环境影响及区域差异.....	23
4.1.1 农村生活源的排放和空间分布特征.....	23
4.1.2 农村生活源的排放贡献.....	24
4.2 城市生活源排放的环境影响及区域差异.....	26
4.3 环境影响的放大效应.....	29
5. 居民炊事和取暖能源使用的区域差异.....	32
5.1 能源消耗的人均变化趋势.....	32
5.2 区域经济与能耗变化.....	35
5.3 居民炊事和取暖的能源使用情况.....	38
5.4 回归分析.....	42
6. 生活源固体燃料排放的健康危害.....	44

---

6.1 生活源排放健康风险的影响.....	44
6.1.1 疾病负担.....	44
6.1.2 心理健康.....	47
6.2 燃煤排放引起的 PM <sub>2.5</sub> 暴露的空间分布及区域差异 .....	49
6.3 农村生活源排放对 PM <sub>2.5</sub> 暴露的影响 .....	52
7. 生活能源清洁转型过程及效应.....	56
7.1 农村生活能源清洁转型过程及效应.....	56
7.2 城市生活能源清洁转型过程及效应.....	60
7.3 生活能源清洁转型效应分析.....	63
8. 碳中和路径下区域生活源控制路径和政策意义.....	64
8.1 重点地区农村生活源排放的未来预测及潜在干预方案 .....	64
8.1.1 未来排放及 PM <sub>2.5</sub> 浓度预测 .....	65
8.1.2 生活源潜在干预方案与环境健康效益.....	66
8.1.3 潜在干预方案的成本效益分析.....	70
8.2 重点区域城市生活源燃煤控制分析.....	73
9. 政策与建议.....	76
免责声明.....	78
参考文献.....	78

---

## 摘要

中国农村居民取暖及炊事活动大量依赖于传统固体燃料（如煤炭、生物质）。然而，由于固体燃料燃烧效率低和缺乏末端控制措施，民用固体燃料燃烧会导致室内和室外环境中排放大量污染物，对PM<sub>2.5</sub>浓度、人群暴露和过早死亡的贡献较大，还会对居民的心理健康产生负面影响。多年来生活燃料的变化导致其对环境和健康效应的贡献发生了显著变化，评估其排放对环境及人群健康效应的影响以及量化干预措施及其它驱动因素的效益对于进一步降低生活燃料使用所带来的环境健康危害具有重要意义。

结合当前干预措施的进展情况，更新了1980年到2019年中国生活源排放清单，使用大气传输模型、室内浓度综合模型、生理与心理影响的量化模型等对中国生活源污染物排放、环境及健康影响进行计算，对当前主要的针对生活燃料排放的干预措施进行评估，并进行了驱动因素的分析。在此基础上，对未来生活燃料的使用进行了预测，并且评估重点地区生活源减排潜力及可能的干预方案的成本和效益。

报告探讨了2014、2019年不同燃料类型产生的大气污染物排放的空间分布特征，包括燃煤和生物质消耗产生的颗粒物、氮氧化物和二氧化硫等。居民生活燃煤消耗产生的大气污染物，主要排放集中于北方地区，而南方地区较少，这是由于南北方海拔、气候，对烹饪、取暖需求和能源转型过程差异所导致。生物质消耗产生的污染物主要排放均集中在中部地区，而东部沿海地区较低。

固体燃料的燃烧产生的污染物，不仅会排放到室外空气中，同时也会直接进入室内环境，导致室内空气质量恶化。研究表明，生活源在能源-排放-室内外浓度-暴露-过早死亡的路径上的贡献呈现显著的放大趋势。虽然近年来生活源排放引起的过早死亡贡献有了较为明显的下降，但从全国平均而言，生活源消耗了全国7%的能源，却依然贡献了27%的PM<sub>2.5</sub>排放，对室外PM<sub>2.5</sub>浓度贡献了23%，室内PM<sub>2.5</sub>浓度贡献了71%，在人群暴露和过早死亡的贡献分别为68%和67%。值得注意的是，在生活源能源消耗占比相对较高的地区，如西北、东北、华北地区，其生活源消耗对PM<sub>2.5</sub>排放和暴露的贡献更加显著。而经济发展较为快速的东部沿海地区过早死亡的下降趋势则更为明显。

此外，居民炊事和取暖能源使用也存在区域差异，多种能源并用的情况普遍存在。随着人均收入的增加和城市化进程的推进，能源消耗用量和能源转换效率发生了变化。从1980年至2019年，全国民用固体燃料人均消耗总体下降。在能源转型过程中，城市地区逐

---

渐采用清洁能源替代民用固体燃料，而农村地区仍然依赖于传统固体燃料。

本报告还对 1980-2014 年期间中国农村的炉灶改造、能源转型以及炉灶—能源的交互作用所带来的环境和健康效益进行了定量评估。政府政策干预的清洁能源转型主要在京津冀和汾渭平原，一系列环境政策（如煤改气、煤改电）后，这些地区取暖的清洁能源占比短期内大增。自发使用新型清洁能源主导东北和西部地区，原因是这些省份本身取暖需求大，缺乏政府政策这种强外部性力量驱动清洁能源转型，居民收入不如东部地区，清洁能源转型主动性不足，使得这些省份的清洁能源占比提升不大。此外，在技术进步和社会经济发展的推动下，国内炉具已经从以开放和传统炉具为主升级为节能、清洁炉具和燃气灶/电炉。炉灶改造显著减少了 PM<sub>2.5</sub> 排放（25%）、室外和室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度（49%和 28%）、人口暴露（31%）和生活源排放造成的过早死亡（37%）。炉灶—能源的交互作用使过早死亡人数额外减少 15%。在从排放到健康影响的因果路径上，生活源的影响以及炉灶改造和能源转换的有利影响被放大。

2014-2021 年间，中国北方农村居民能源转型主要来自清洁取暖规划的实施。这项干预措施有效降低了生活源对排放及室外浓度的贡献，同时还对室内污染带来了更大的效益，直接减少了居民 40%以上的 PM<sub>2.5</sub> 暴露，显著降低了人群健康风险。对于京津冀重点地区预测了至 2030 年的能源使用情况，对清洁取暖规划未覆盖的人群评估五种生活源干预方案的环境健康效益和成本。用电和燃气替代会更有利地减少空气污染和过早死亡；而压缩生物质颗粒及气化炉方案中，由于生物质大部分是碳中性，从而具有更强的碳减排效果。实施生物质颗粒替代方案由于其投资成本相对较低，在综合效益成本比方面具有最高价值，使其成为更可行的策略。

## 1. 介绍

### 1.1 背景

在全球范围内，有近 28 亿人依靠煤炭和生物质燃料等传统固体燃料进行日常烹饪、取暖等活动。在发展中国家（如中国、印度）和经济欠发达的农村和边远地区，这些传统固体燃料（煤、农作物秸秆、木材等）仍然是主要的民用能源类型（Bonjour et al., 2013）。由于固体燃料燃烧效率低和消耗量大，且缺乏工业部门常见的末端控制措施，住宅环境中的室内固体燃料燃烧会排放大量污染物，包括初级颗粒物 (PM)、黑碳 (BC) 和有机碳 (OC) 等

---

不完全燃烧的副产物。该污染源是区域空气污染的重要根源，也是室内空气污染的主要来源，它们对居民健康构成严重威胁。在中国，2014年生活源仅占总能源消耗的7.5%，但在一次PM<sub>2.5</sub>排放中的贡献率为27%，其中对室外环境和室内环境PM<sub>2.5</sub>浓度的贡献分别为23%和71%（Yun et al., 2020）。

而家庭能源从固体燃料到清洁能源（如用于烹饪和取暖的电力或天然气）的转型不仅涉及能源类型的转变，还包括能源消耗用量的变化，但居民使用方式和能源转换效率有所不同。无论是在城市还是农村地区，由于人均收入的增加，中国居民的生活条件和消费能力正在经历巨大的变化（Tao et al., 2018）。居民家庭中，单一燃料或炉灶用具难以满足所有需求，多种能源并用的现象非常普遍，特别是在中国北方等冬季需要供暖的地区。生物质和化石燃料的联合使用可能会导致额外的能源消耗（Zhu et al., 2018）。而城市化导致城市排放量显著增加，同时农村地区排放量下降也更为显著（Shen et al., 2017）。

在全国平均水平上，研究发现生物质燃料和煤炭对健康影响的贡献相似，在烹饪和取暖方面都很重要（Yun et al., 2020）。然而，全国的家庭能源结构却大相径庭。在北京、天津和华北地区26个市开展“清洁供暖”行动中，以电力或天然气替代民用固体燃料，显著加速了民用能源转型（Meng et al., 2019; 2020）。同时，中国农村的生活条件得到迅速改善，但中国西部和山区数百万农村居民仍然大量使用传统固体燃料（Shen G et al., 2022）。这种区域性差异表明，中国不同地区在能源消耗和改造方面面临着各自不同的挑战。

近年来，在国家“双碳”战略目标指引下，控制生活源部门的碳排放，特别是燃煤使用将是许多行动的重要组成部分。为了区分不同地区的控制策略在生态系统和人类健康的成本和效益方面的有效性，本项目旨在研究我国民用煤炭和生物质消耗的详细空间变化，确定高热点地区，评估民用固体燃料消耗、大气污染物排放和健康影响的空间异质性，为制定区域差异化的减排政策提供科学依据。

## 1.2 项目目标

- 以高空间分辨率（住宅排放1公里，非住宅排放10公里）模拟住宅和非住宅排放对环境空气质量的贡献。
- 以高空间分辨率评估与不同家庭组合相关的室内空气污染，并评估清洁能源转型的好处。
- 根据室内外暴露和时间活动计算整体暴露。

- 
- 与非住宅来源相比，估算因空气污染物暴露导致的过早死亡以及住宅煤炭和生物质燃料的相对贡献。
  - 对典型采暖和非采暖区域的贡献进行分析和区分，针对京津冀、长三角、珠三角、汾渭平原、成渝地区等重点区域进行具体的贡献区分。
  - 根据碳中和背景下变化减缓措施的情景，提出室内空气质量标准建议，以及不同地区对住宅用煤和生物质能的控制政策和行动。

## 2. 民用固体燃料消耗量的空间分布

由于中国不同地区的经济发展水平和地理位置气候条件存在差异，煤炭和生物质的使用情况在各地区呈现出不同的特征。为更好地了解这些差异特征，我们进行了深入的调查和研究。在城市地区，居民生活源燃料主要为非生物质燃料，如城市煤炭、液化石油气等。相比之下，在农村地区，居民生活源固体燃料的组成则包括农村煤炭和生物质燃料，如柴火、秸秆等。因此，在本项研究中，我们将城乡居民生活源固体燃料组成进行了分类，分别为农村煤炭、农村生物质和城市煤炭。这样的分类方式更加科学、合理，有助于深入了解不同地区居民生活源燃料的使用情况，为进一步探讨和解决能源与环境问题提供科学依据。

图 2-1 展示了 1980 - 2019 年全国城乡居民生活源固体燃料消耗组成及其年际变化。结果显示，在研究期间内，我国居民生活源固体燃料消耗量整体呈现下降趋势，由 1980 年的 93,806 万吨降低到 2019 年的 23,859 万吨，下降了 75%。虽然消耗量前期呈现缓慢增长趋势，但在 1990 年达到峰值（97,260 万吨）后，逐年降低。固体燃料的组成结构也发生了变化，其中农村生物质一直是固体燃料消耗量中最大的贡献者。1980 年，居民生活源固体燃料消耗量组成中，农村生物质、农村煤炭和城市煤炭的比例分别为 80%、10%和 10%。到 2019 年，其比例变化为 60%、32%和 8%。其中，农村生物质消耗量下降了 81%，由 1980 年的 74,966 万吨降低到 2019 年的 14,217 万吨。虽然农村煤炭在固体燃料组成中的比例有所提升，但单就消耗量而言，呈现下降趋势（17.8%），由 1980 年的 9,270 万吨降低到 2019 年的 7,617 万吨。城市煤炭消耗量下降了 78.8%，由 1980 年的 9,569 万吨降低到 2019 年的 2,025 万吨。同时，农村固体燃料消耗量也下降了 74%，由 1980 年的 84,237 万吨降低到 2019 年的 21,833 万吨。这些数据表明，我国居民生活源固体燃料消耗量有所下降，农村生物质仍然是固体燃料消耗量中最大的贡献者，需要加强控制以有效减少污染物的排放。

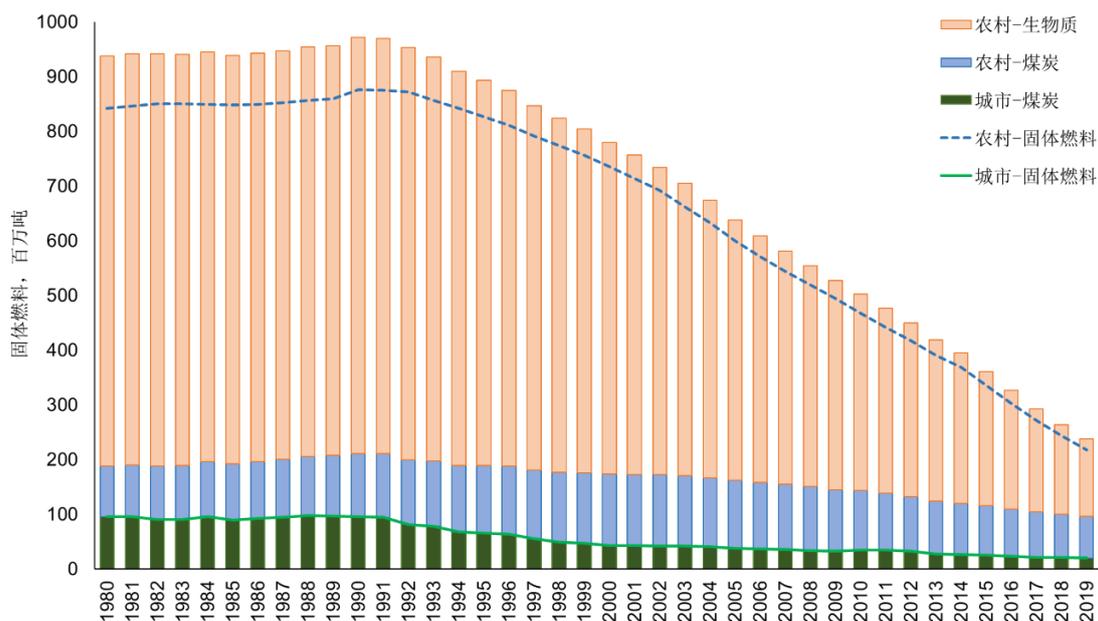


图 2-1 1980 - 2019 年全国城乡居民生活源固体燃料（煤和生物质）消耗情况

考虑到各地经济发展差异和资源禀赋的不同，各地对固体燃料的使用情况存在空间变异性。图 2-2 中展示了 1980 年、2014 年和 2019 年中国各省份城乡居民生活源煤耗量的空间分布情况（以 1980 年能源使用量降序排列）。自 1980 年到 2019 年，山东、河北、黑龙江、山西、辽宁五省的生活源煤耗量排名始终位居我国前列，但其在这期间均呈现不同程度的降低趋势。例如，山东省的煤耗量在 1980 年排名第一，但随着山东城市和农村地区煤耗量的降低，2019 年山东已经脱离我国煤耗大省前三位，成为我国第六位用煤大省。河北省的煤耗量在研究期间始终位居各省第二位，但其 2019 年总煤耗量较 1980 年降低了 26%（其中农村用煤增长 10%，城市用煤降低了 62%）。特别需要强调的是，河北省农村生活源煤耗量呈现先增后降的趋势，这是由于 2017 年我国实施了清洁取暖的政策，以京津冀地区为试点地区（**清洁取暖是指利用天然气、电、地热、生物质、太阳能、工业余热、清洁化燃煤（超低排放）、核能等清洁化能源，通过高效用能系统实现低排放、低能耗的取暖方式**）。此外，由于黑龙江和辽宁的农村地区煤耗量的增长，导致从 2014 年到 2019 年，两个省份各自的总煤耗量基本一致。显然，大多数地区生活源煤耗量呈现不同程度的降低趋势，但陕西、新疆、甘肃、青海和宁夏等地仍然出现了较为明显的上升趋势。在 2014 年，新疆总煤耗量排名第六，内蒙古和甘肃紧随其后。而 2019 年，甘肃省的总煤耗量已经跻身我国前三。这是由于上述地区的人均用煤量增加较为明显，且在能源转型过程中，部分生物质被转为煤炭。需要特别指出的是，1980 年数据是由 Tao 等人利用 2012 年的调查数据（1992

年至 2012 年) 插值外推得到, 因此存在一定的误差 (Tao et al., 2018; Zhu et al., 2018)。

图 2-3 展示了 1980 年、2014 年和 2019 年中国各省份农村居民生活源生物质使用量分布。从这三个年份的数据来看, 四川、河南和山东始终占据我国各省份居民生活生物质使用量前三位。在此期间, 各省份农村居民的生物质消耗量均呈现出显著的下降趋势。

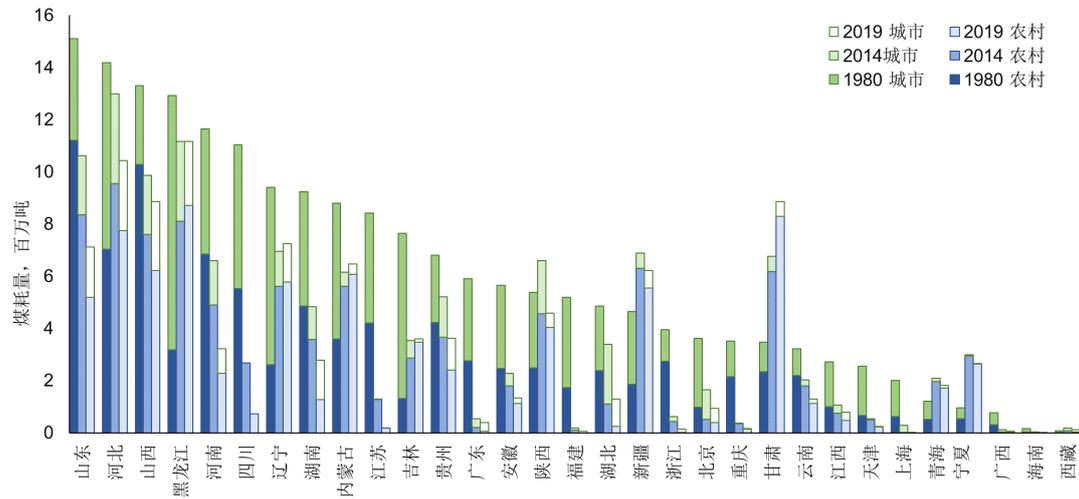


图 2-2 1980 年、2014 年和 2019 年中国各省份城市和农村居民生活用煤

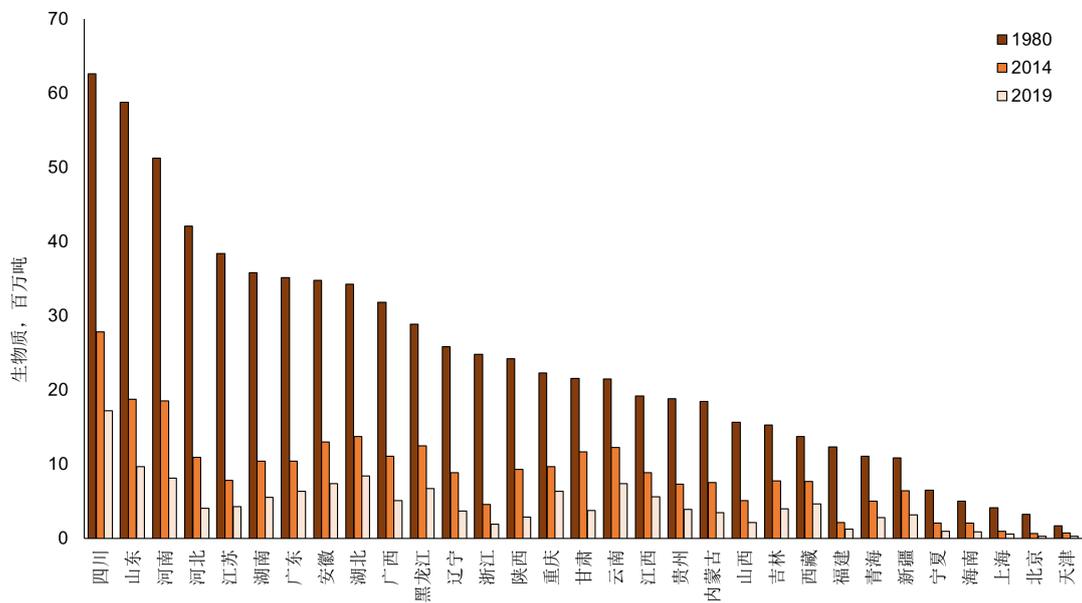


图 2-3 1980 年、2014 年和 2019 年中国各省份农村居民生活源生物质使用量

---

### 3. 民用固体燃料消耗产生的大气污染物排放空间分布

#### 3.1 煤炭消耗产生的大气污染物排放空间分布

煤炭是中国最主要的能源类型，其在国民经济中发挥着不可替代的作用。然而，煤炭的燃烧也带来了一系列的环境问题。作为一种化石能源，煤炭的燃烧释放大量二氧化碳（CO<sub>2</sub>）到环境大气中，造成地表温度升高。此外，煤炭的不完全燃烧会释放一次颗粒物，包括黑碳（BC）和有机碳（OC），以及一氧化碳（CO）和多环芳烃（PAHs）等不完全燃烧产物。煤炭中的硫元素，在燃烧过程中会变成二氧化硫（SO<sub>2</sub>）释放到大气。煤炭的高温燃烧过程会使空气中的氮气（N<sub>2</sub>）和氧气（O<sub>2</sub>）发生反应生成氮氧化物（NO<sub>x</sub>）。SO<sub>2</sub>和NO<sub>x</sub>会在大气中发生化学反应形成二次无机气溶胶。这些污染物的排放对环境 and 人类健康造成了严重威胁。从历史上西方国家多次发生的大气雾霾公害事件，到近年来中国多地爆发的严重的雾霾污染，以煤炭为主的化石燃料的大量燃烧被认为是大气雾霾污染的主要原因之一。

据 2014 年的数据显示，中国燃煤排放源排放一次 PM<sub>2.5</sub> 共计 4.91 Tg，一次 PM<sub>10</sub> 共计 8.57 Tg，BC 共计 0.69 Tg，OC 共计 0.98 Tg，SO<sub>2</sub> 共计 19.1 Tg，NH<sub>3</sub> 共计 0.18 Tg，NO<sub>x</sub> 共计 12.6 Tg，CO 共计 46.4 Tg。煤炭的燃烧排放的污染物对大气环境造成了巨大的影响。研究选取 2014、2019 年燃煤排放数据分析，中国居民燃煤消耗产生的上述大气污染物在空间分布上，主要排放集中于北方地区，而南方地区较少，这是由于南北方海拔、气候，对烹饪、取暖需求和能源转型过程差异。

##### 3.1.1 煤炭消耗产生的 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 TSP 排放空间分布

大气颗粒物是煤炭燃烧排放的一类重要污染物，根据粒径可以将一次颗粒物分为 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 TSP。2019 年，中国燃煤源生活部门 PM<sub>2.5</sub> 排放 0.8 Tg，而 2014 年为 1.05 Tg，生活燃煤排放量同比下降 23.3%。由于生活燃煤源具有较高的颗粒物排放因子，因此一次 PM<sub>2.5</sub> 排放的占比明显放大。如图 3-1 所示，中国居民燃煤产生的 PM<sub>2.5</sub> 排放主要排放集中在北方地区，尤其以华北和东北地区为主。南方沿海地区燃煤产生的 PM<sub>2.5</sub> 较低，尤其是福建和浙江排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省，增长 8.36 Gg，而山东燃煤排放减少最多，减少 65.2 Gg。与 2014 年相比，燃煤产生 PM<sub>2.5</sub> 下降速率最快地区的是江苏、浙江和福建；排放增长主要集中在甘肃和青海。

据统计，2019 年中国燃煤源生活部门 PM<sub>10</sub> 排放 0.9 Tg，2014 年排放 1.17 Tg，2019 较 2014 年同比下降 23.4%。如图 3-2 所示，中国居民燃煤产生的 PM<sub>10</sub> 排在空间上主要排放集中在北方地区，尤其是华北地区。而南方地区燃煤产生的 PM<sub>10</sub> 较低，尤其是江苏和浙江排放最低。其中燃煤排放 PM<sub>10</sub> 增长最多的是甘肃省，增长 9.5 Gg，而山东燃煤排放 PM<sub>10</sub>

的减少最多，减少 45.2 Gg。PM<sub>10</sub>在空间上的分布于 PM<sub>2.5</sub>相似，全国各个省的变化范围从 -94.4%到 18.8%，全国大部分省份都在实行减排，南方相对北方地区减排率高。

2019 年，中国燃煤源生活部门 TSP 排放 0.98 Tg，2014 年排放 1.28 Tg，2019 年较 2014 年同比下降 23.7%。如图 3-3 所示，中国居民燃煤产生的 TSP 排在空间主要排放集中在北方地区，而南方地区燃煤产生的 TSP 较低，尤其是江苏浙江排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省，增长 10.1 Gg，燃煤排放减少最多的是山东省，减少 49.6 Gg。全国各个省 TSP 排放的变化范围从 -94.4%到 18.2%，除了青海和甘肃在增加以外，全国其他省份均实现了减排。东部沿海一带和四川下降较快。

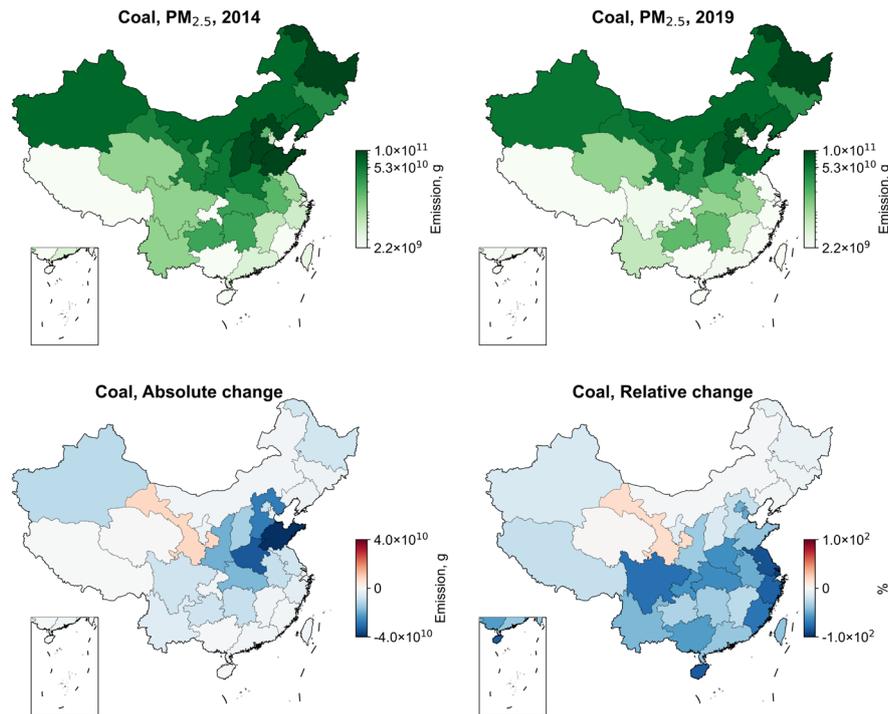


图 3-1 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 PM<sub>2.5</sub>排放空间分布以及各省排放变化

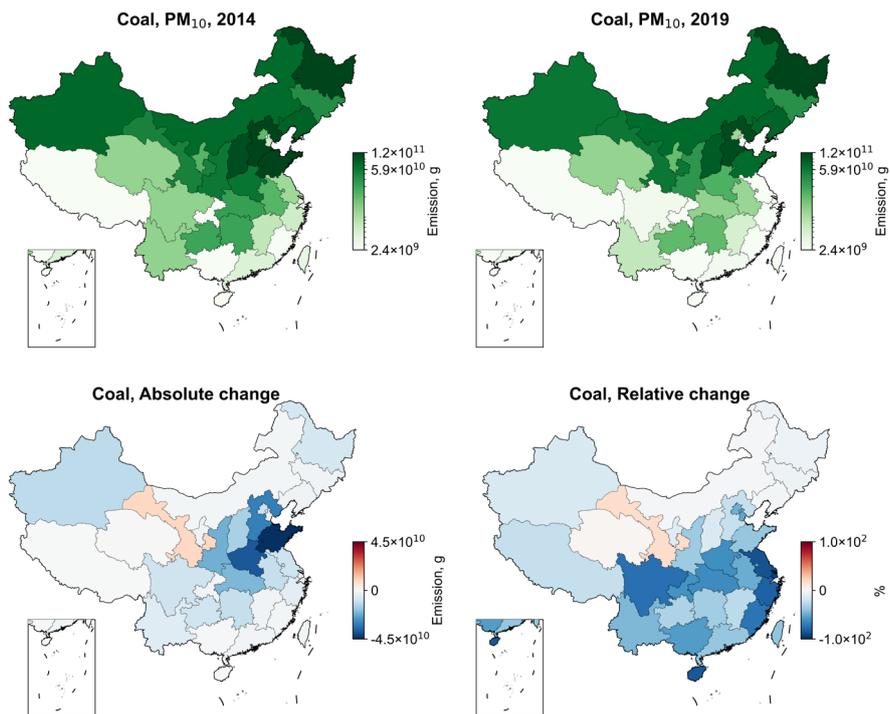


图 3-2 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 PM<sub>10</sub> 排放空间分布以及各省排放变化

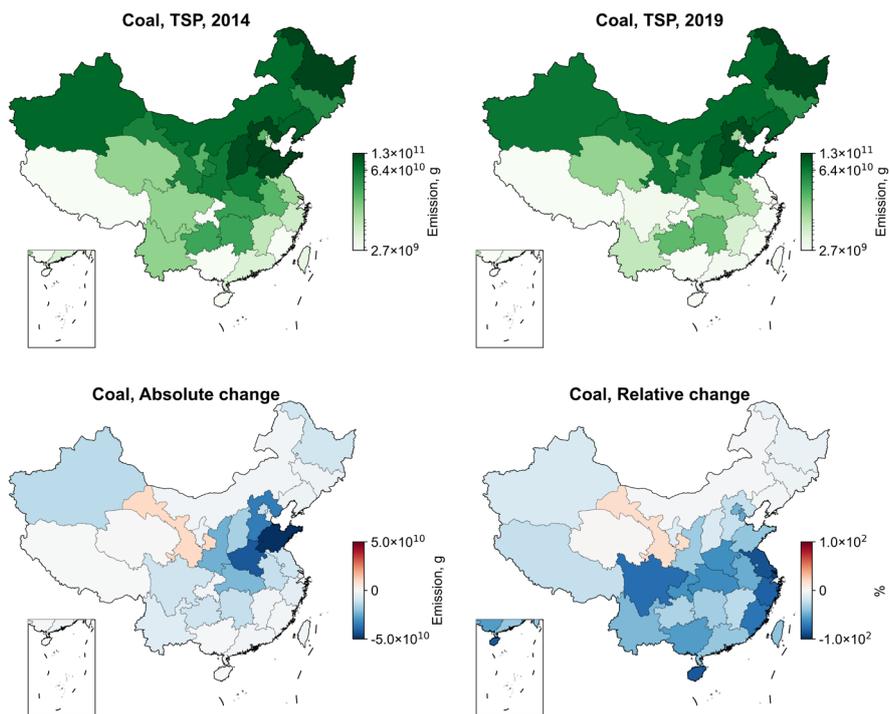


图 3-3 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 TSP 排放空间分布以及各省排放变化

### 3.1.2 煤炭消耗产生的 BC 和 OC 排放空间分布

黑碳 (BC) 和有机碳 (OC) 是大气颗粒物的重要组成部分, 对大气环境和人群健康

---

有着重要影响。与 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 不同的是，中国的 BC 和 OC 在全部排放源总排放量中，生活固体燃料燃烧源的占比非常高。2014 年，生活源分别贡献了中国 BC 和 OC 总排放量的 51.3% 和 71.9%，而 1994 年，上述两个比例分别达到 55.1% 和 78.8%。对于燃煤排放源，由于电厂和工业部门燃煤的 BC 和 OC 排放因子相对于生活燃煤非常小，中国燃煤排放的 BC 和 OC 几乎全部来源于生活燃煤，2014 年生活燃煤分别占燃煤源 BC 和 OC 总排放量的 95.5% 和 93.6% (<http://inventory.pku.edu.cn>)。

随着中国居民收入水平的提高，农村民用生物质燃料的使用比例分别下降了 44% 和 24%，同时，随着城市化的推进，部分农村人口进入城市，使用清洁能源比例提高，因此，生活用生物质燃料的整体用量迅速下降。1994-2014 年，中国 BC 和 OC 总排放量分别由 3.15 Tg 和 4.01 Tg 下降到 2.05 Tg 和 2.32 Tg。其中，中国农村居民薪柴（包括树枝和木炭）和秸秆（包括玉米芯）的用量分别由 405 Tg 和 266 Tg 迅速下降至 144 Tg 和 105 Tg，生物质燃料的 BC 和 OC 总排放量分别下降了 0.65 Tg 和 1.5 Tg，分别同比下降 63% 和 67%。而同期中国燃煤源 BC 和 OC 总排放量分别由 0.73 Tg 和 1.10 Tg 下降到 0.69 Tg 和 0.98 Tg，下降幅度相对较小，因此燃煤排在 BC 和 OC 的总排放量中占比反而上升。

2019 年，中国燃煤源生活部门 BC 排放 0.15 Tg，较 2014 年（排放 0.2 Tg）同比下降 23.3%。如图 3-4 所示，中国居民燃煤产生的 BC 排在空间分布上主要集中在北方地区，而南方地区燃煤产生的 BC 较低，江苏和浙江排放最低，西藏地区燃煤产生的 BC 也较低。燃煤排放 BC 增长最多的是甘肃省，增长 16.2 Gg，而燃煤排放 BC 减少最多的是山东省，减少 75.3 Gg。

2019 年，中国燃煤源生活部门 OC 排放 0.27 Tg，较 2014 年（排放 0.36 Tg）同比下降 24.3%。如图 3-5 所示，中国居民燃煤产生的 OC 排在空间分布上主要集中在北方地区。南方地区燃煤产生的 OC 较低，福建和浙江排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省，增长 27.4 Gg，燃煤排放减少最多的是山东省，减少 14.2 Gg。

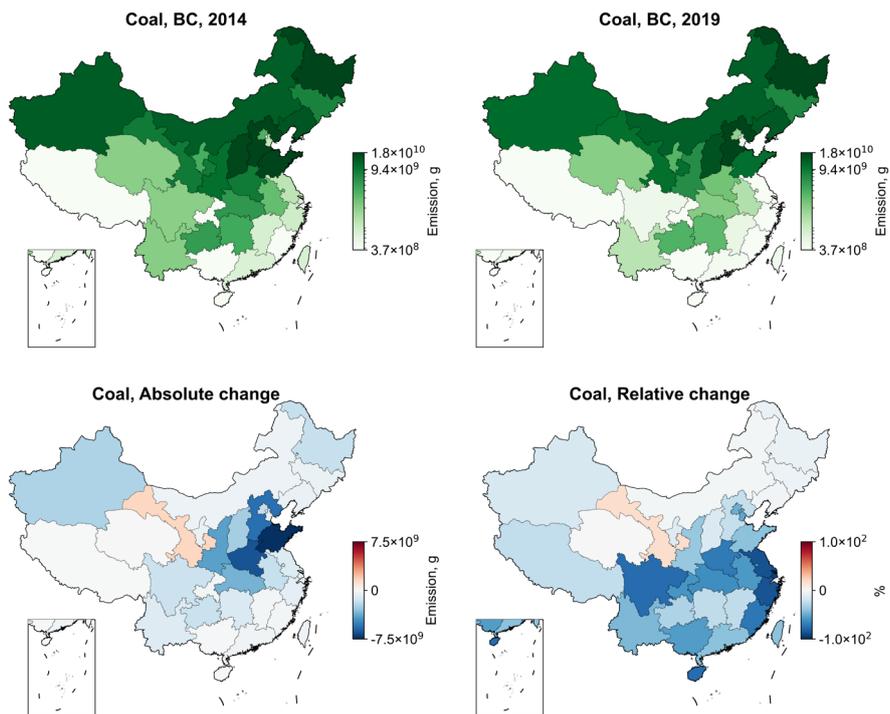


图 3-4 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 BC 排放空间分布以及各省排放变化

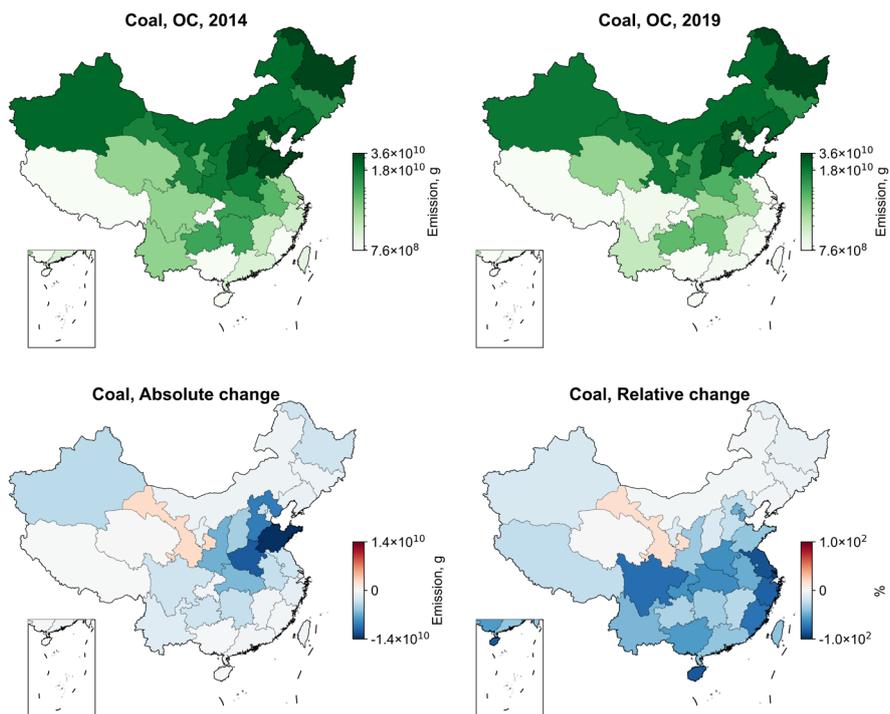


图 3-5 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 OC 排放空间分布以及各省排放变化

### 3.3.3 煤炭消耗产生的 SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>x</sub> 排放空间分布

二氧化硫 (SO<sub>2</sub>) 和氮氧化物 (NO<sub>x</sub>) 是人类活动排放到大气中的主要无机气态污染物，

---

它们也是形成二次无机气溶胶的前体物质。SO<sub>2</sub> 和 NO<sub>x</sub> 进入大气后发生各种化学反应，转化成 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>离子，进而形成二次无机气溶胶。其中，NO<sub>x</sub>对大气中臭氧（O<sub>3</sub>）的形成起到重要的作用。煤炭中富含硫、氮等无机元素，因此早在高温燃烧过程中会产生 NO<sub>x</sub>，若不加控制则会排放出大量的 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>等污染物。1994-2014年，尽管生活燃煤具有相对于电厂和工业燃煤较高的颗粒物（包括一次 PM<sub>2.5</sub>、BC 和 OC）排放因子，但其 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>的排放因子相对较低，在无除尘措施的情况下生活燃煤的 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>的排放因子均小于电厂和工业燃煤。

1994-2014年，中国燃煤源 SO<sub>2</sub>排放总量呈现先增加后下降的趋势，而燃煤源 NO<sub>x</sub>排放总量一直呈现上升趋势；同时，燃煤源 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>的排放密度的空间分布均未发生明显的变化，华北平原、四川盆地、新疆地区以及长江中下游地区均为排放热点区域。在这二十年间，总生活燃煤源在大多数省份 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>排放中的比例逐渐下降，但部分省份的生活取暖用煤源所占比例出现上升。

2014年，中国燃煤源排放 SO<sub>2</sub>共计 19.1 Tg，占全部排放源 SO<sub>2</sub>总排放量的 60.4%，其中生活燃煤源排放 2.31 Tg；与 1994年相比，燃煤源 SO<sub>2</sub>排放总量上升了 7.58%，其中生活燃煤源排放量同比下降 12.9%。2014年，中国人均燃煤 SO<sub>2</sub>排放量为 14.1 kg/cap，其中人均生活燃煤 SO<sub>2</sub>排放量为 1.71 kg/cap；人均燃煤源 SO<sub>2</sub>排放量较 1994年和 2004年分别下降 0.83 kg/cap 和 6.56 kg/cap；人均生活燃煤源 SO<sub>2</sub>排放量较 1994年和 2004年分别下降 0.52 kg/cap 和 0.35 kg/cap。2014年，全国人均燃煤源 SO<sub>2</sub>排放量最高的省份是内蒙古（29.2 kg/cap）、山西（25.9 kg/cap）、宁夏（22.2 kg/cap）和西藏（18.1 kg/cap）。同年，中国燃煤源排放 NO<sub>x</sub>共计 12.6 Tg，占全部排放源的 54.1%，燃煤源 NO<sub>x</sub>排放总量较 1994年同比增加 130%，其中生活燃煤源 NO<sub>x</sub>排放量同比下降 12.9%。燃煤源 NO<sub>x</sub>排放量的迅速增长主要与电厂和工业燃煤消费量的迅速增长有关。2014年，中国人均燃煤源 NO<sub>x</sub>排放量为 9.32 kg/cap，其中人均生活燃煤源 NO<sub>x</sub>排放量为 0.22 kg/cap；人均燃煤源 NO<sub>x</sub>排放量较 1994年和 2004年分别增加 4.71 kg/cap 和 1.08 kg/cap。2014年，中国人均燃煤源 NO<sub>x</sub>排放量最高的省份是宁夏（16.9 kg/cap）、内蒙古（16.0 kg/cap）、山西（15.0 kg/cap）和吉林（11.8 kg/cap）。

2019年，中国燃煤源生活部门 SO<sub>2</sub>排放 1.43 Tg，较 2014年（排放 1.78 Tg）同比下降 19.9%。图 3-6 展示的是中国居民燃煤产生的 SO<sub>2</sub>排放空间分布，排放主要集中在北方地区，而南方地区燃煤产生的 SO<sub>2</sub>较低，尤其是东南沿海一带排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省，增长 18.9 Gg，燃煤排放减少最多的是山东省，减少 65.2 Gg。全国各个省 SO<sub>2</sub>排放的变化范围从-94.1%到 25.1%，除了青海和甘肃在增加以外；其他地区都有不同程度的下降，东部沿海一带和四川下降较快。同年，中国燃煤源生活部门 NO<sub>x</sub>排放 0.18 Tg，较 2014年（排放 0.24 Tg）同比下降 22.2%。图 3-7 所示，中国居民燃煤产生的 NO<sub>x</sub>排在空间分布上变化不大，主要排放集中在北方地区，而南方地区燃煤产生的 NO<sub>x</sub>较低，尤其是

福建和浙江排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省，增长 2.2 Gg，燃煤排放减少最多的是山东省，减少 9.4 Gg。全国各个省 NO<sub>x</sub> 排放的变化范围从-94.2%到 22.7%，除了青海和甘肃在增加以外；其他地区都有不同程度的下降，江苏、浙江、福建、海南和四川下降较快。

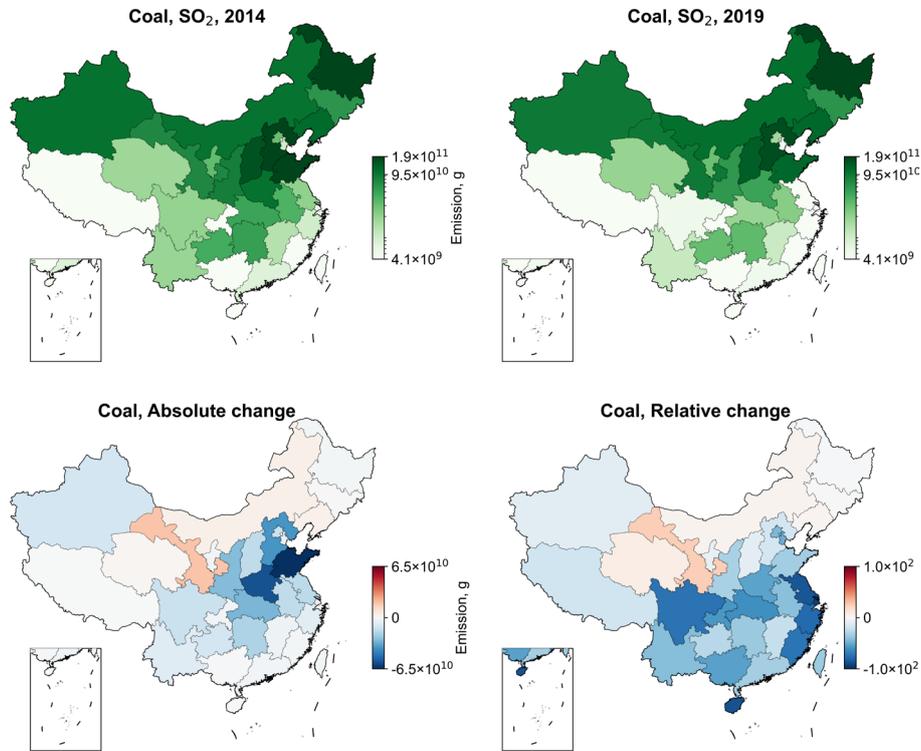
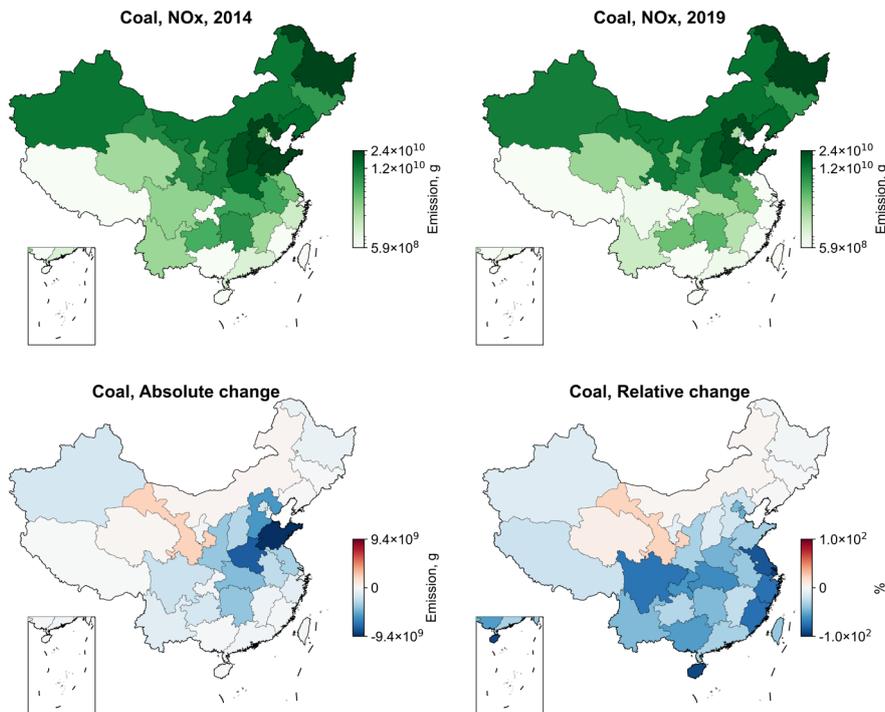


图 3-6 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 SO<sub>2</sub> 排放空间分布以及各省排放变化



---

图 3-7 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 NO<sub>x</sub> 排放空间分布以及各省排放变化

### 3.3.4 煤炭消耗产生的棕碳 (BrC) 和 CO 排放空间分布

含碳可燃物的不完全燃烧产物将产生一氧化碳 (CO) 等, 2014 年中国燃煤源排放 CO 共计 46.4 Tg, 占全部排放源 CO 总排放量的 24.8%; 燃煤源 CO 排放总量较 1994 年同比上升 34.6%, 其中生活燃煤源 CO 排放量同比下降 10%。2014 年, 中国人均 CO 排放量为 34.3 kg/cap, 其中人均生活燃煤源 CO 排放量为 11.5 kg/cap; 人均燃煤源 CO 排放量较 1994 年和 2004 年分别上升 5.29 kg/cap 和 0.60 kg/cap。2014 年, 全国人均燃煤源 CO 排放量最高的省份是内蒙古 (123 kg/cap)、山西 (104 kg/cap)、宁夏 (73.8 kg/cap)、新疆 (55.4 kg/cap)、河北 (55.4 kg/cap) 和青海 (51.6 kg/cap)。1994-2014 年, 中国全国大多数地区燃煤源 CO 排放密度普遍增大, 同时燃煤源 CO 排放的空间分布未发生明显变化, 排放热点区域均为华北平原、长江中下游平原以及四川盆地。

2019 年, 我国燃煤源生活部门 CO 排放 6.8 Tg, 较 2014 年 (排放 9.4 Tg) 同比下降 27.3%。图 3-8 展示了中国居民燃煤产生的 CO 排放的空间分布, 排放集中在北方地区, 南方地区燃煤产生的 CO 较低, 尤其是西藏、福建和海南排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省, 增长 51.6 Gg, 燃煤排放减少最多的是山东省, 减少 0.39 Tg。全国各个省 CO 排放的变化范围从 -94.2% 到 22.7%, 除了青海和甘肃在增加以外; 其他地区都有不同程度的下降, 江苏、浙江、福建、海南和四川下降较快。

2019 年, 中国燃煤源生活部门 BrC 排放 0.14 Tg, 较 2014 年 (排放 0.19 Tg) 同比下降 24.3%。如图 3-9 所示, 中国居民燃煤产生的 BrC 排放主要排放集中在北方地区, 而南方地区燃煤产生的 BrC 较低, 尤其是西藏、福建和海南排放最低。其中燃煤排放增长最多的是甘肃省, 增长 1.4 Gg, 燃煤排放减少最多的是山东省, 减少 7.2 Gg。全国各个省 CO 排放的变化范围从 -94.5% 到 17.3%, 除了青海和甘肃在增加以外; 其他地区都有不同程度的下降, 江苏、浙江、福建、海南和四川下降较快。

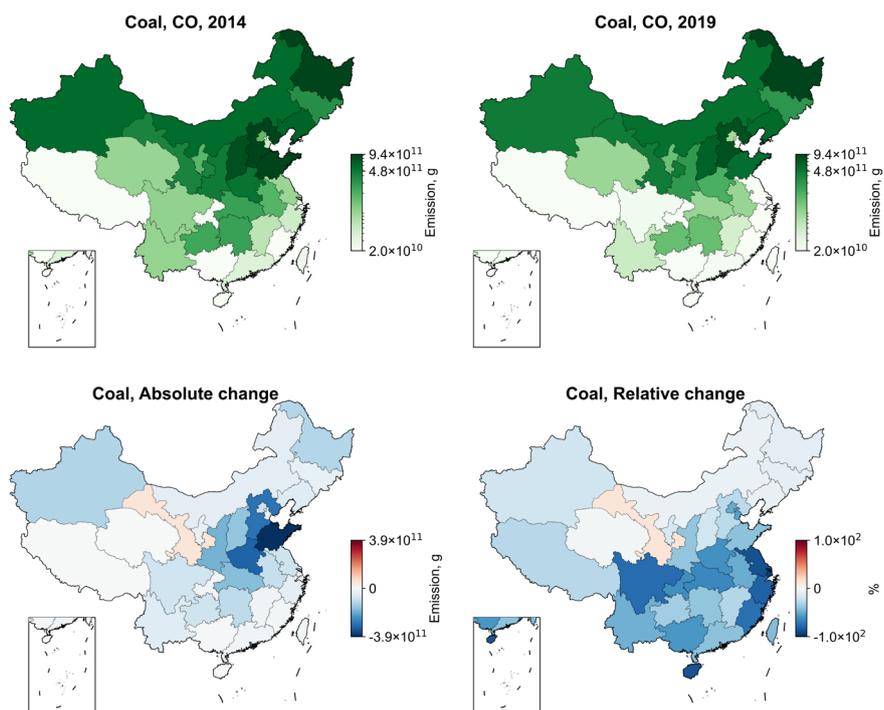


图 3-8 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 CO 排放空间分布以及各省排放变化

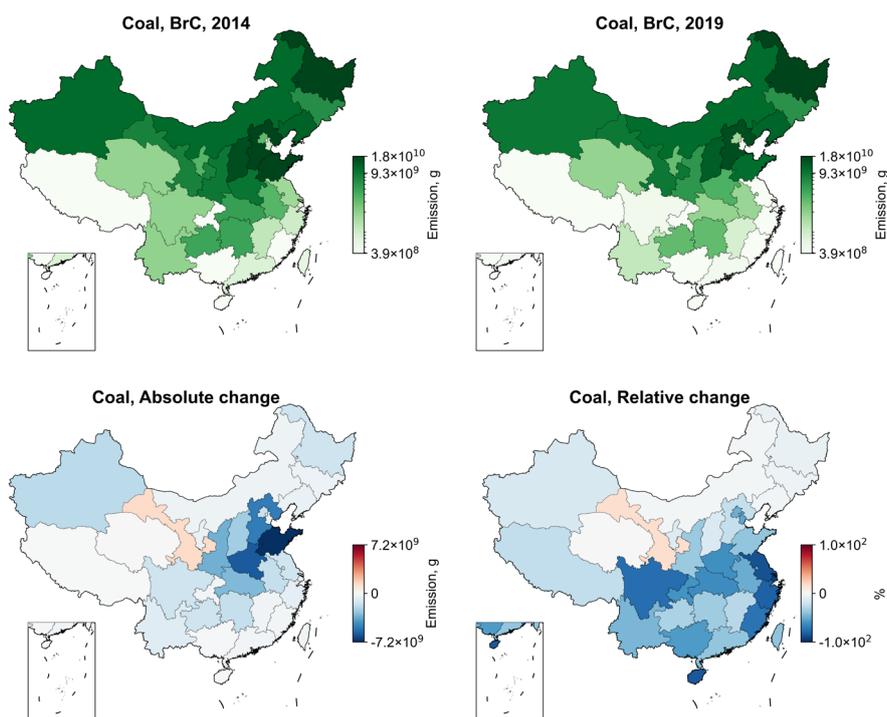


图 3-9 2014 年和 2019 年中国居民燃煤产生的 BrC 排放空间分布以及各省排放变化

### 3.2 生物质消耗产生的大气污染物排放空间分布

生物质燃料是我国生活源固体燃料消耗量的主要来源，研究结合排放因子法，自下而

上估算了 1980 年至 2021 年中国农村使用生活能源导致的 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、TSP、BC、OC、SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub>、BrC 和 CO 的排放，并且分析了各污染物排放总量的变化。同时选取 2014、2019 年中国生活源的生物质消耗排放数据，分析发现上述大气污染物的总排放量都有所下降，但在空间分布上变化不大，主要排放均集中在中部地区，而东部沿海地区产生的污染物较低。

燃烧效率的提高和排放因子的降低两者都对减少排放产生了积极的影响。例如，一次 PM<sub>2.5</sub> 和 BC 的总排放量分别从 1980 年的 7,190 Gg (5,494~8,684 Gg) 和 1,465 Gg (1,120~1,770Gg) 减少了 66%和 49%，降至 2014 年的 2,424 Gg (1,852~2,928 Gg) 和 745 Gg (569~900 Gg)，到 2021 年进一步下降至 1,584Gg (1,210~1,913 Gg) 和 473Gg (362~571 Gg)。NO<sub>x</sub> 表现出与 BC 相似的趋势，先缓慢增加后缓慢下降。CO 和 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 下降趋势类似，2000 年之后大幅度下降。1980 年 SO<sub>2</sub>、NO<sub>x</sub> 的生活源占比分别为 20%和 27%，在 2021 年的贡献已经下降到 7%和 3%，生活源对两个物种的贡献很低，这一变化主要是由于其它源的排放量增加导致的。对于 OC，生活源固体燃料的不完全燃烧仍然是一个主要来源，尽管生活源贡献从 1980 到 2021 年一直在下降，但 2021 年生活源仍在 OC 排放中占据主导地位 (58%)。由于农村人口多、生活源消耗量高，因此对各物种排放量的贡献也高于城市。

### 3.2.1 生物质消耗产生的 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 TSP 排放空间分布

2019 年，中国生物质源生活部门 PM<sub>2.5</sub> 排放 0.88 Tg，较 2014 年 (排放 1.79 Tg) 同比下降 51%。图 3-10 展示了中国居民燃烧生物质产生 PM<sub>2.5</sub> 排放空间分布，排放主要集中在中部地区，而南方地区燃煤产生的 PM<sub>2.5</sub> 较低，尤其台湾省和海南省排放最低。其中燃烧生物质排放下降最少的是台湾省，下降 0.7 Gg；燃烧生物质排放下降最多的是四川省，减少 75 Gg。全国各个省 PM<sub>2.5</sub> 排放的变化范围从-81.9%到-2.9%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南等省份下降较快。

2019 年，中国生物质源生活部门 PM<sub>10</sub> 排放 0.95 Tg，较 2014 年 (排放 1.93 Tg) 下降 50.8%。如图 3-11 所示，中国居民燃煤产生的 PM<sub>10</sub> 排在空间分布上主要排放集中在中部地区，而南方地区燃煤产生的 PM<sub>10</sub> 较低，尤其是福建和台湾省排放最低。其中燃烧生物质排放下降最少的是台湾省，下降 0.74 Gg；燃烧生物质排放下降最多的是四川省，减少 52 Gg。全国各个省 PM<sub>10</sub> 排放的变化范围从-81.96%到-2.91%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快。

2019 年，中国生物质源生活部门 TSP 排放 1.0 Tg，相较于 2014 年排放 2.0 Tg，同比下降了 50.9%。依图 3-12 所示，中国居民燃烧生物质产生的 TSP 主要排放集中在中部地区，而南方地区燃煤产生的 TSP 较低，尤其是台湾省最低。其中生物质排放降低最多的是台湾省，减少 0.76 Gg，生物质燃烧排放降低最少的是四川省，减少 86Gg。全国各个省 TSP 排放的变化范围从-81.97%到-2.91%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南

等省份以及华北地区下降较快。

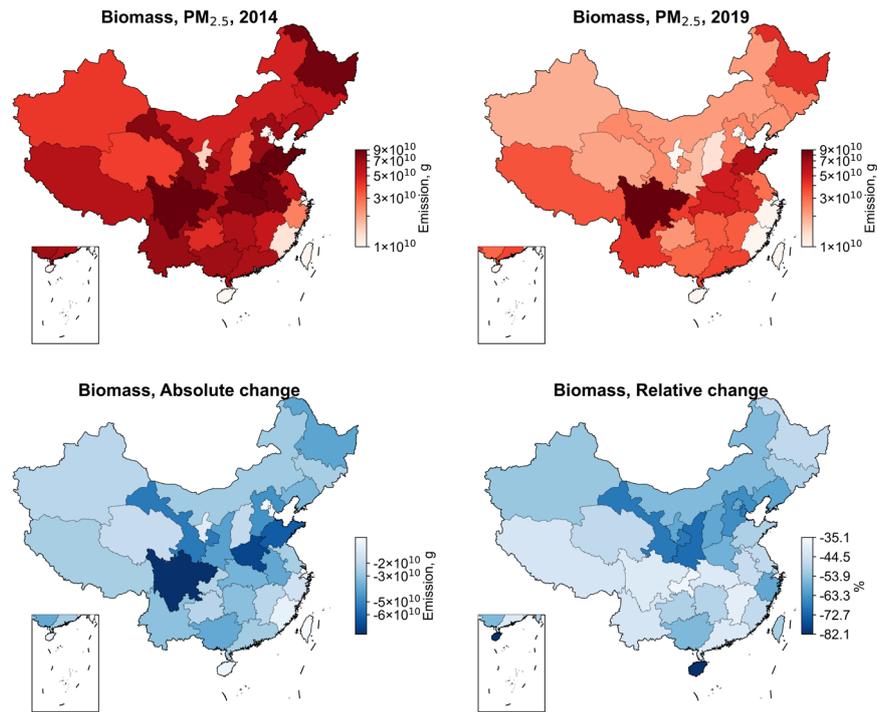


图 3-10 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 PM<sub>2.5</sub> 排放空间分布以及各省排放变化

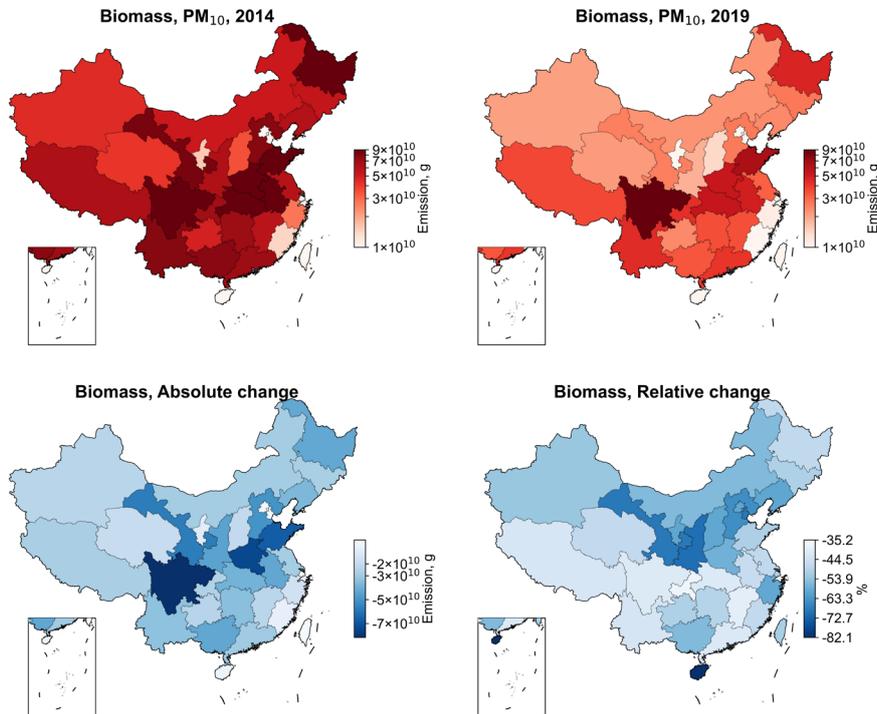


图 3-11 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 PM<sub>10</sub> 排放空间分布以及各省排放变化

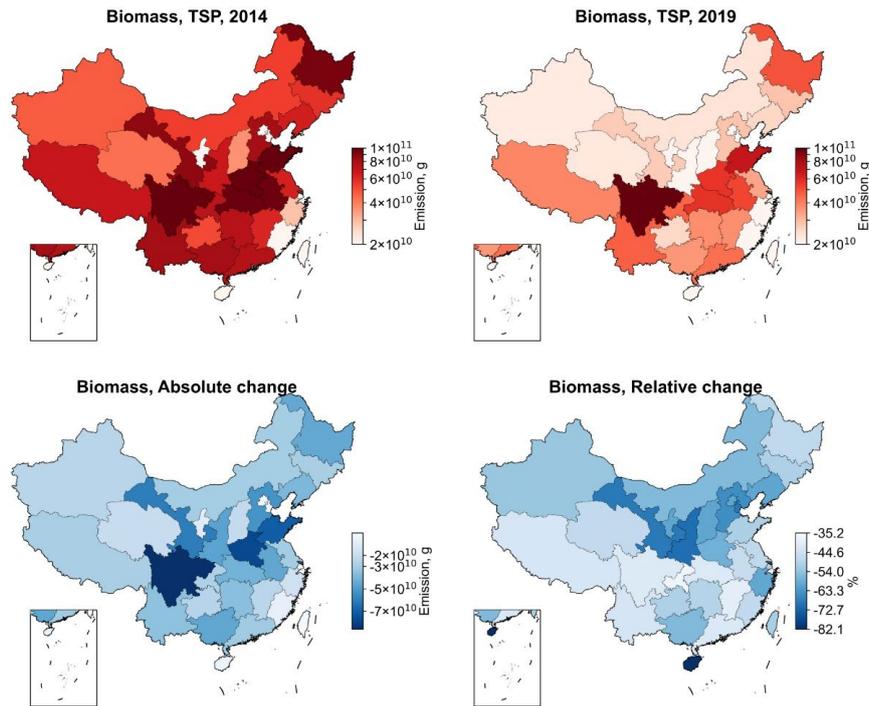


图 3-12 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 TSP 排放空间分布以及各省排放变化

### 3.2.2 生物质消耗产生的 BC 和 OC 排放空间分布

2019 年，中国生物质源生活部门 BC 排放 0.11 Tg，较 2014 年（排放 0.23 Tg）同比下降 50.6%。图 3-13 所示，中国居民燃烧生物质产生的 BC 排在空间分布上主要排放集中在中部地区，而南方地区燃煤产生的 BC 较低，尤其是福建和台湾省排放最低。其中生物质排放降低最多的是台湾省，减少 0.14 Gg，生物质燃烧排放降低最少的是四川省，减少 9.7 Gg。全国各个省 BC 排放的变化范围从-81.96%到-2.66%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快。

2019 年，中国生物质源生活部门 OC 排放 0.33 Tg，较 2014 年（排放 0.68 Tg）同比下降 50.6%。图 3-14 所示，中国居民燃烧生物质产生的 OC 排在空间分布上主要排放集中在中部地区，而东部沿海地区产生的 OC 较低，尤其是台湾省排放最低。其中生物质排放降低最少的是台湾省，减少 0.31 Gg，生物质燃烧排放降低最多的是四川省，减少 28 Gg。全国各个省 OC 排放的变化范围从-82.06%到-2.98%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快。

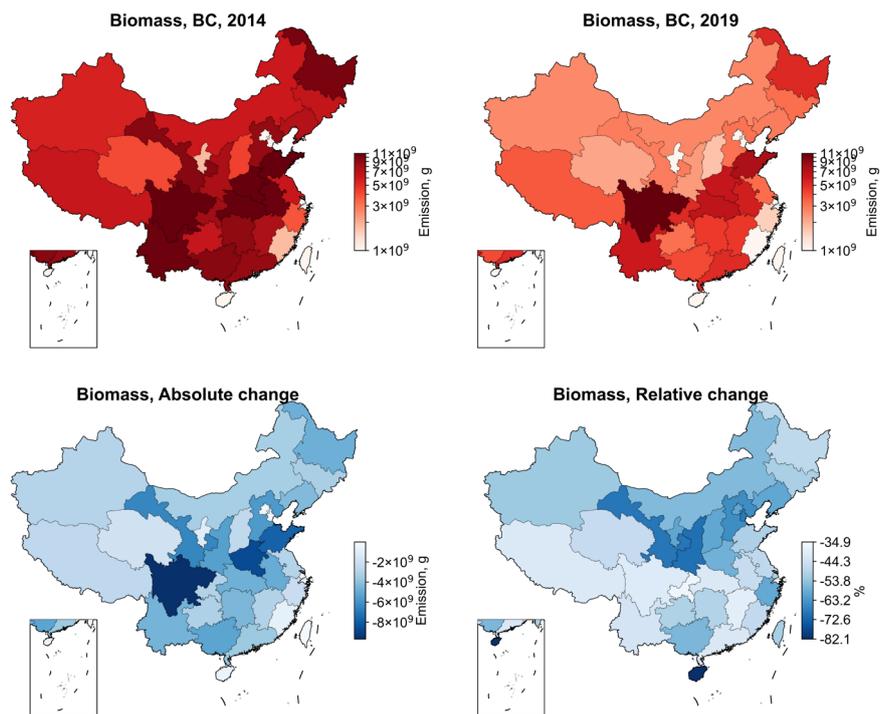


图 3-13 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 BC 排放空间分布以及各省排放变化

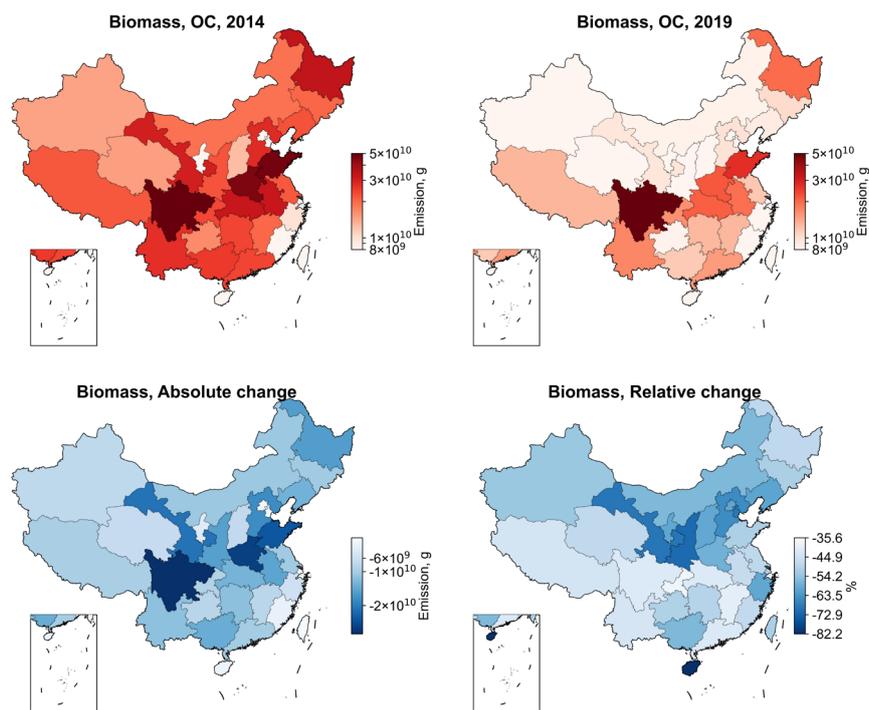


图 3-14 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 OC 排放空间分布以及各省排放变化

### 3.3.3 生物质消耗产生的 $\text{SO}_2$ 和 $\text{NO}_x$ 排放空间分布

2019 年，中国民用生物质的  $\text{SO}_2$  排放 0.09 Tg，较 2014 年（排放 0.19 Tg）同比下降

49.8%。图 3-15 所示，中国居民燃烧生物质产生的 SO<sub>2</sub> 排在空间分布上主要集中在中部地区，东南地区较低，尤其是台湾省排放最低。其中生物质排放降低最少的是台湾省，减少 0.096 Gg，生物质燃烧排放降低最多的是四川省，减少 7.8 Gg。全国各个省 SO<sub>2</sub> 排放的变化范围从-81.66%到-4.68%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快，中西部地区下降较慢。

2019 年，中国民用生物质燃烧的 NO<sub>x</sub> 排放 0.19 Tg，较 2014 年（排放 0.39 Tg）同比下降 50.6%。图 3-16 所示，中国居民燃烧生物质产生的 NO<sub>x</sub> 排在空间分布上主要排放集中在西南地区，而宁夏、海南和台湾等省份较低，尤其是台湾排放最低。其中生物质排放降低最少的是台湾省，减少 0.31 Gg，生物质燃烧排放降低最多的是四川省，减少 28 Gg。全国各个省 NO<sub>x</sub> 排放的变化范围从-81.62%到-2.26%，全国各个地区都有不同程度的下降，与 SO<sub>2</sub> 排放相似，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快，中西部地区下降较慢。

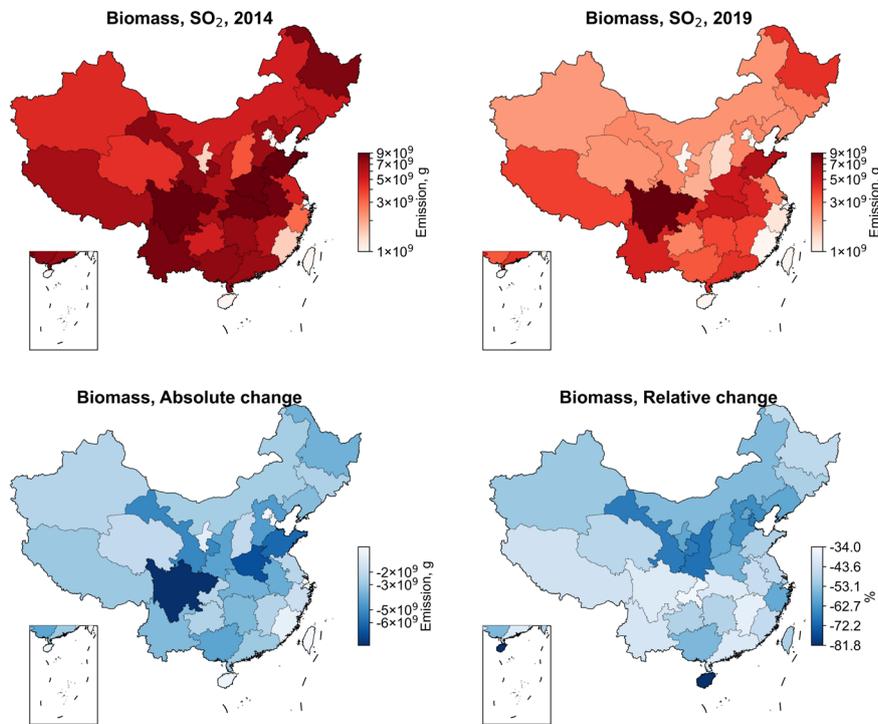


图 3-15 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 SO<sub>2</sub> 排放空间分布以及各省排放变化

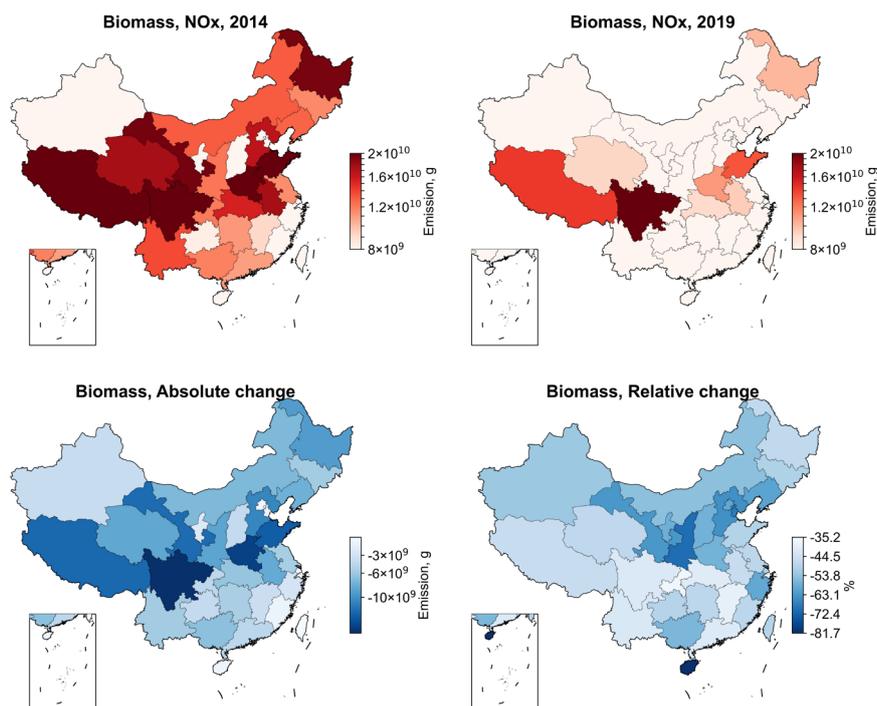


图 3-16 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 NO<sub>x</sub> 排放空间分布以及各省排放变化

#### 3.4.4 生物质消耗产生的 BrC 和 CO 排放空间分布

2019 年，中国民用生物质源的 BrC 排放 0.077 Tg，较 2014 年（排放 0.16 Tg）同比下降 51.3%。图 3-17 所示，中国居民燃烧生物质产生的 BrC 排在空间分布上主要集中在中部地区，而南方地区产生的 BrC 较低，尤其是台湾省排放最低。生物质燃烧排放降低最多的是四川省，减少 6.8 Gg。全国各个省 BrC 排放的变化范围从-82.08%到-2.63%，全国各个地区都有不同程度的下降，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快，中西部地区下降较慢。

2019 年，中国民用生物质的 CO 排放 7.8 Tg，较 2014 年（排放 16.2 Tg）同比下降 51.6%。图 3-18 所示，中国居民燃烧生物质产生的 CO 排在空间分布上主要排放集中在中部地区，而北方地区较低。其中生物质排放降低最少的是台湾省，减少 0.17 Gg，生物质燃烧排放降低最多的是四川省，减少 16 Gg。全国各个省 CO 排放的变化范围从-82.08%到-2.63%，全国各个地区都有不同程度的下降，与 BrC 排放分布相似，陕西、甘肃和海南等省份以及华北地区下降较快，中西部地区下降较慢。

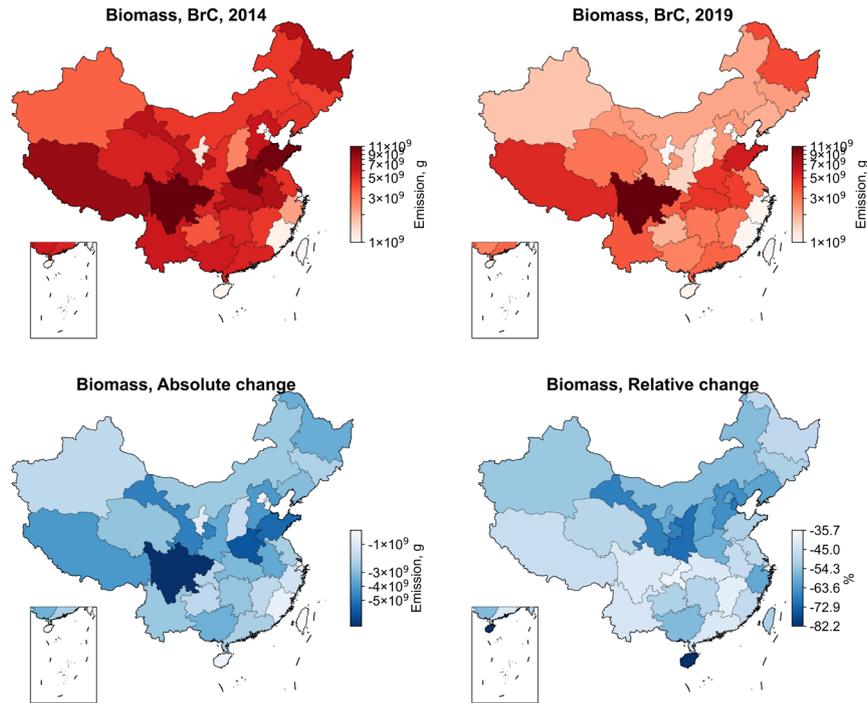


图 3-17 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 BrC 排放空间分布以及各省排放变化

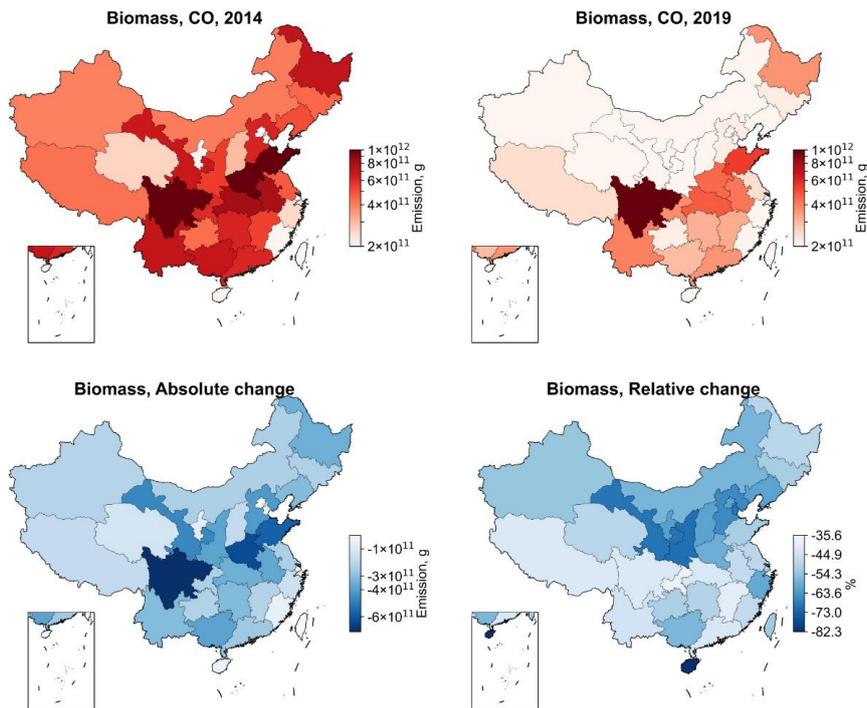


图 3-18 2014 年和 2019 年中国居民燃烧生物质产生 CO 排放空间分布以及各省排放变化

#### 4. 生活源固体燃料排放的环境影响及区域差异

民用固体燃料使用是导致空气污染的重要原因，特别是在中国北方冬季，由于大量集

中供暖需求和农村居民相对落后的烹饪、取暖方式，空气污染的程度更加严重。固体燃料的燃烧产生的污染物，不仅会排放到室外空气中，同时也会直接进入室内环境，导致室内空气质量恶化。研究表明，2014年生活源消耗占总能源消耗的7.5%，但其排放了27%的总一次PM<sub>2.5</sub>，就年平均值而言，环境空气和室内空气中的PM<sub>2.5</sub>分别有23%和71%来自于生活源排放(Yun et al., 2020)。生物质和煤炭对健康影响的贡献相似。在农村地区，由于清洁能源使用比例低，固体燃料对排放的贡献高于城市人口，面临更高的过早死亡风险(Shen H et al., 2021)。

## 4.1 农村生活源排放的环境影响及区域差异

### 4.1.1 农村生活源的排放和空间分布特征

1980到1990年，中国农村总人口从7.96亿逐渐增加到8.41亿，后随着城市化进程的加快，农村人口呈现下降的趋势，到2021年农村人口下降至5.37亿，约为1980年的67%。在这期间，中国农村人口的占比从1980年81%下降到2021年38%，中国农村居民生活源用能和大气污染排放量总体上也呈下降趋势。图4-1显示了1980年至2021年农村居民CO<sub>2</sub>和主要大气污染物排放的时间趋势，并呈现了不同速度下的总体下降趋势。例如，一次PM<sub>2.5</sub>和BC的总排放量分别从1980年的7,190 Gg (5,494~8,684 Gg)和1,465 Gg (1,120~1,770 Gg)减少了66%和49%，降至2021年的1,584 Gg (1,210~1,913 Gg)和473 Gg (362~571 Gg)。NH<sub>3</sub>与NO<sub>x</sub>的趋势与BC类似，CO和PM<sub>10</sub>的趋势与PM<sub>2.5</sub>类似，而CO<sub>2</sub>的排放量变化不大，一直处于220~340 Tg之间。

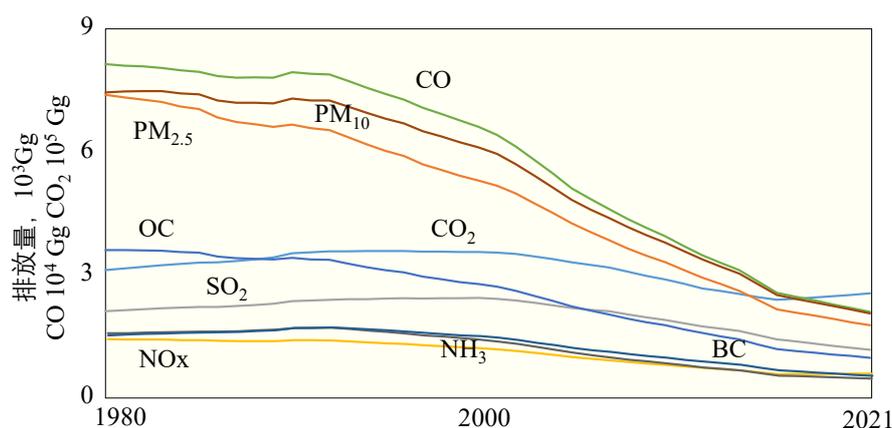


图 4-1 1980 年至 2021 年中国农村生活源 CO<sub>2</sub> 和主要大气污染物的年排放量变化趋势。

在过去四十年，中国大部分大气污染物排放量经历了先增加后减少的趋势，但总体而

言，生活源的相对占比一直下降。图 4-2 展示了 2014 年中国农村生活源主要大气污染物排放密度空间分布，排放集中分布于人口稠密的中东部地区，其中东北平原、华北平原和四川盆地是生活源排放密度相对较高的地区。在主要的农业大省，例如河南、山东，其生活源主要污染物排放密度也相对较高。

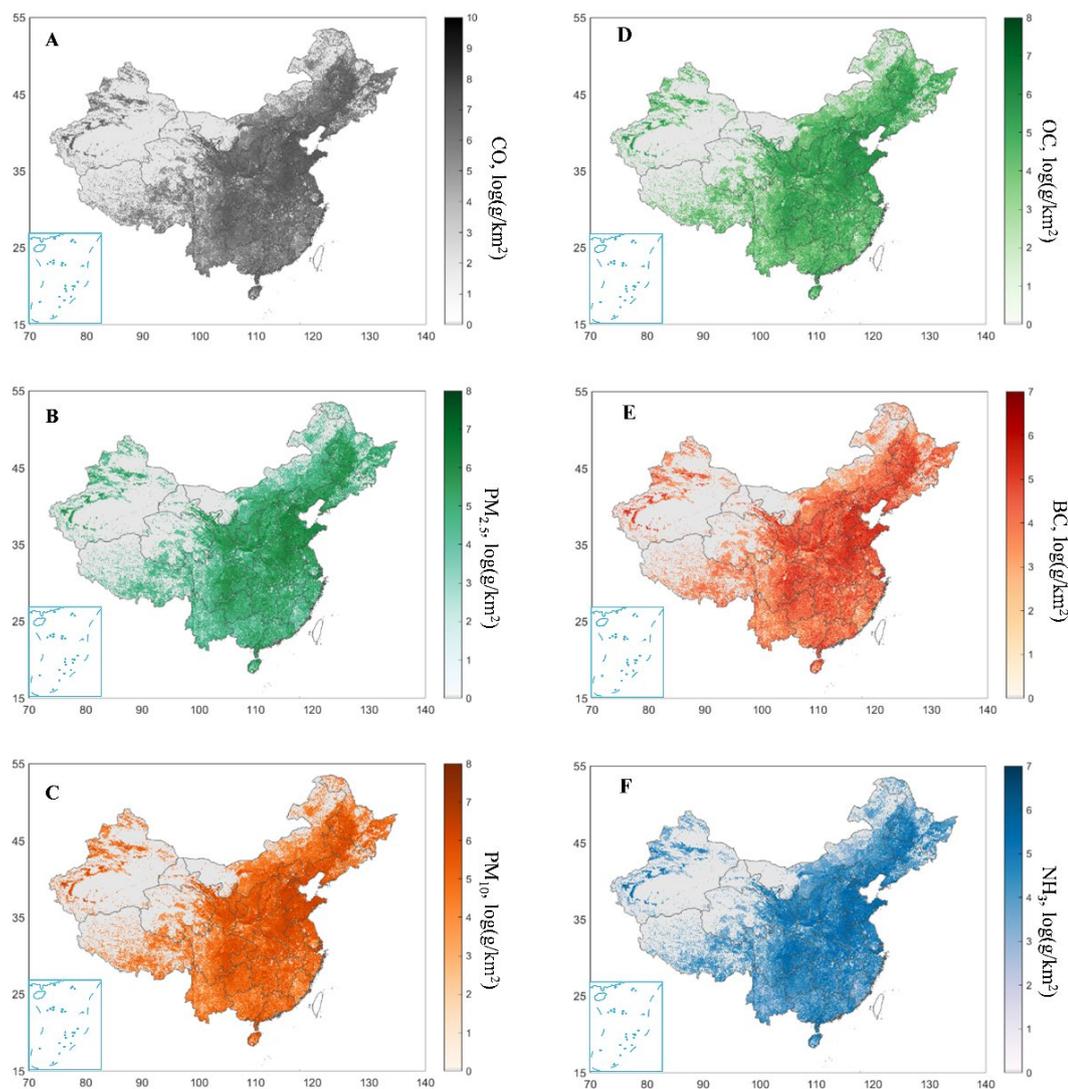


图 4-2 2014 年中国农村生活源 CO (A)、PM<sub>2.5</sub> (B)、PM<sub>10</sub> (C)，OC (D)、BC (E) 和 NH<sub>3</sub> (F) 排放密度空间分布。

#### 4.1.2 农村生活源的排放贡献

农村生活源污染物排放对环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献存在显著的空间变异，如 4-3 (a) 所示，2012 年农村生活源对年平均环境 PM<sub>2.5</sub> 的全国平均贡献为  $5.4 \pm 6.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，占环境空气中所有人为源排放 PM<sub>2.5</sub> 总浓度的三分之一 ( $33 \pm 17\%$ )。在人口集中的东部地区，该贡

---

献要比西部地区高得多。当前的空气污染控制策略侧重于污染严重和人口密集的地区，包括华北平原、关中平原和东北平原，尤其是在我国北方由于取暖活动的影响，冬季大气中  $\text{PM}_{2.5}$  浓度通常比夏季高出许多 (Zheng M et al., 2017)。湖南 ( $31.2 \pm 17.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 和贵州 ( $29.5 \pm 11.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 是中国燃煤源农村人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露最高的南方省份，较高的生活燃煤使用比例是这些省份农村人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露水平高的主要原因。其中，湖南的农村做饭燃煤使用比例高达 14.6%；而贵州的农村取暖燃煤使用比例 (52.3%) 与中国北方地区的平均水平接近 (53.6%)。燃煤和生物质的可获得性也是影响农村居民使用固体燃料类型的原因之一，2014 年，内蒙古、山西、陕西、宁夏、新疆和贵州等省份的人均煤炭产量均显著高于全国平均水平，上述省份的农村人群燃煤源  $\text{PM}_{2.5}$  暴露浓度也均高于全国平均水平。

尽管该部门的排放仅发生在农村地区，但它们对空气污染的贡献并不局限于农村地区。根据模型结果，农村生活源排放对城市大气中  $\text{PM}_{2.5}$  平均浓度 ( $13 \pm 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 的绝对贡献甚至高于农村地区 ( $5.3 \pm 6.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )。这是因为中国西部人口密度极低的广大地区远离高排放区，而人口最多的城市集中位于中国东部，周围环绕着人口稠密的农村。另一方面，城市人口密度较高，农村 ( $13 \pm 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 和城市 ( $14 \pm 13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 地区的人口加权浓度 (PWC) 没有显著差异。相对而言，因为城市地区其他部门的大量排放的影响，农村地区的生活源排放对环境  $\text{PM}_{2.5}$  浓度和 PWC 的贡献均高于城市地区。

通过对暴露进行人口加权，空间变化进一步加强，如图 4-3 (b) 所示的排放源和人口的叠加显示了重度污染区域和轻度污染区域更为显著的差异。对于华北平原和关中平原的省份，其年均贡献不高于全国平均水平。然而，冬季 (1 月) 的值要高得多。对于东北地区、北部地区和西北地区的大多数省份 (除了北京和天津)，1 月份的相对贡献在 27% 到 51% 之间，约占该地区 PWC 的三分之一到二分之一。农村生活源排放对中国东部城市的  $\text{PM}_{2.5}$  PWC 的绝对贡献往往接近或甚至高于农村地区。例如，黑龙江省城市和农村地区的农村居民部门对  $\text{PM}_{2.5}$  PWC 的相对贡献分别为  $24 \pm 14\%$  和  $32 \pm 10\%$ ，农村地区的人口密度低可能是原因之一。尽管新疆 ( $34 \pm 25\%$ ) 和青海 ( $23 \pm 14\%$ ) 等西部省份的相对贡献更高，但绝对贡献 ( $2.9 \pm 2.8$  和  $3.3 \pm 2.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 远低于东部省份。

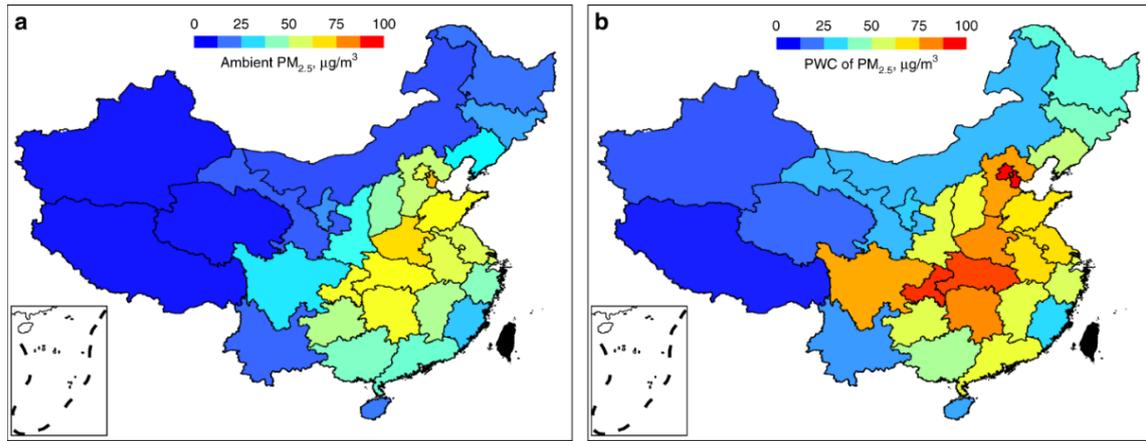


图 4-3 2012 年中国大陆地区农村居民排放对人群  $PM_{2.5}$  暴露浓度贡献的空间分布图：(a) 各省平均空气质量浓度的绝对贡献；(b) 人口加权  $PM_{2.5}$  浓度。

#### 4.2 城市生活源排放的环境影响及区域差异

因能源结构和消费的空间差异，城市生活源排放对室外和室内  $PM_{2.5}$  水平的贡献在全国范围内差异很大。图 4-4 绘制了 2014 年城市生活源排放对农村（背景）和城市（圆圈）区域的  $PM_{2.5}$  浓度贡献的空间分布。城乡空间分布模式的相似性表明，城市生活源排放不仅影响城市居民健康，也影响周围地区的农村居民。在受影响最严重的城市中，城市生活源排放对室外  $PM_{2.5}$  贡献了超过了  $10.7 \text{ mg/m}^3$ 。图 4-4 明显可见松辽平原、华北平原、汾渭平原、四川盆地和两湖平原的排放更高，主要原因是这些地区取暖、烹饪使用燃煤过多。

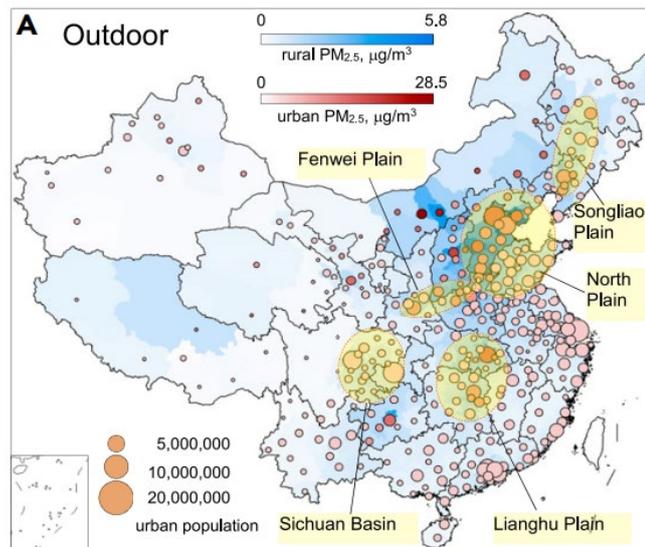


图 4-4 2014 年中国城市生活源排放对城乡  $PM_{2.5}$  浓度贡献的空间分布，城市（彩色圆圈）和农村（背景颜色）。圆圈大小与城市人口成正比。

2014 年，中国平均大气  $PM_{2.5}$  浓度为  $22.2 \pm 15.8 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ ，城市排放对全国面积平均  $PM_{2.5}$

浓度的绝对贡献仅为  $0.82 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，但它们对城市环境  $\text{PM}_{2.5}$  的贡献达到了  $4.4 \pm 4.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，占所有来源总量的  $9.7\% \pm 15.1\%$ 。城市生活能源使用对城市地区环境  $\text{PM}_{2.5}$  浓度贡献如图 4-5 所示，其中煤炭占主导地位。

图 4-6 显示，2014 年燃煤源对中国各省份城市室外大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的绝对贡献和相对贡献较之前有所下降，其中燃煤源的绝对贡献是  $5.81 \pm 5.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，相对贡献是 26.2%；中国农村和城市大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度分别为  $21.8 \pm 15.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $44.9 \pm 19.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其中燃煤源的绝对贡献分别是  $5.59 \pm 5.61 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $18.6 \pm 8.97 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，相对贡献分别是 25.6% 和 41.4%，城市燃煤排放是城市生活源排放的重要贡献者。由于城市区域的人口密度较高，且电厂和工厂通常位于城市及其周围的农村地区，因此城市区域的燃煤源大气污染物的排放密度通常高于农村区域，燃煤源对于城市大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的绝对贡献和相对贡献也均高于农村区域。

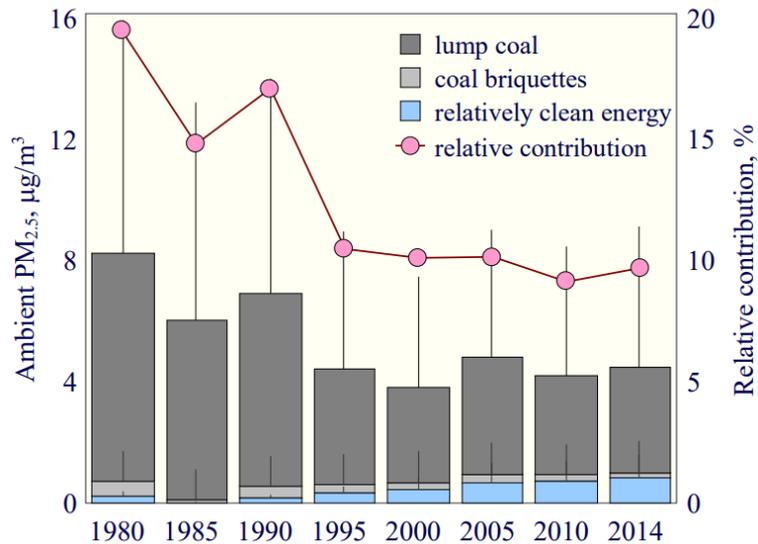


图 4-5 城市生活源能源使用对城市地区  $\text{PM}_{2.5}$  环境浓度的绝对（堆积条）和相对（线和点）贡献（绝对贡献的均值和标准差）。

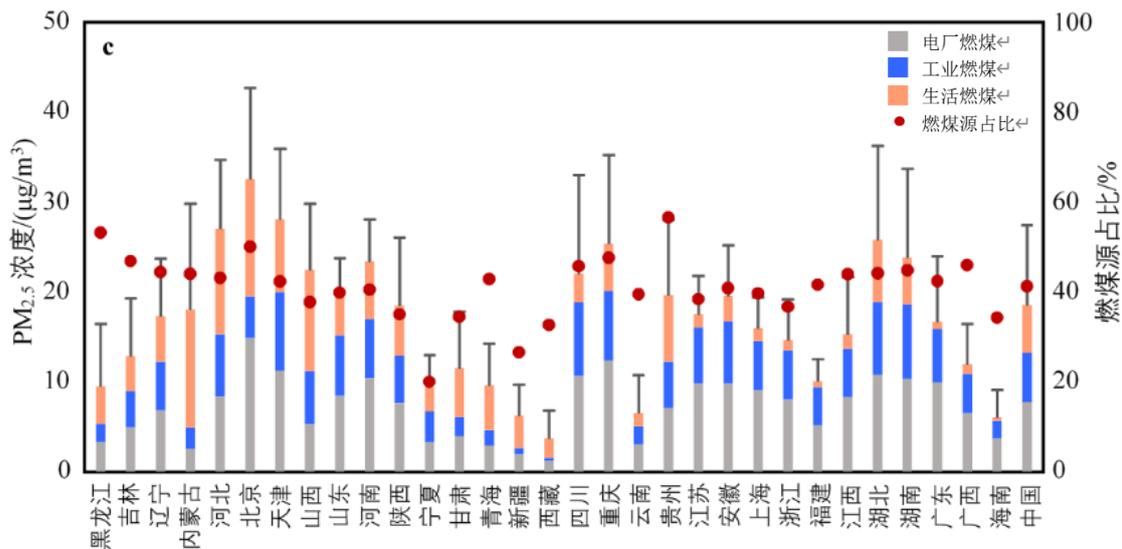


图 4-6 2014 年燃煤源对中国各省份城市室外大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的绝对贡献和相对贡献。给出中国各省份电厂、工业和生活燃煤源城市大气 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度，以及城市大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度中燃煤源的贡献占比。图中的误差线为各省份总燃煤源城市大气 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的标准差。

依图 4-7 所示，燃煤源大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度较高的区域为华北平原、长江中下游平原、四川盆地以及珠江三角洲地区，而城市区域的燃煤源大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度普遍高于周围的农村区域。2014 年，京津冀地区是燃煤源大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度最高的区域，北京、天津和河北的城市区域的燃煤源大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度分别高达  $32.7 \pm 10.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $28.2 \pm 7.88 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $27.2 \pm 7.67 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；湖北 ( $26.0 \pm 10.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、重庆 ( $25.5 \pm 9.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、湖南 ( $23.9 \pm 9.94 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、河南 ( $23.5 \pm 4.70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、山西 ( $22.6 \pm 7.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 和四川 ( $22.1 \pm 11.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 也是燃煤源城市大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度较高的省份（自治区、直辖市）。1994-2014 年，中国燃煤源大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度上升了 52.3%，其中上升比例最高的省份是贵州（118%）、云南（110%）、江西（98.1%）、福建（82.6%）、湖南（80.2%）、广西（76.2%）和陕西（73.9%）。

2014 年，大多数省份的燃煤源对城市区域大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的相对贡献高于农村区域，多数省份的燃煤源对农村大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的相对贡献在 30%-50%之间，对城市大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献在 40%-60%之间。西北地区是燃煤源对大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的相对贡献最低的区域，这是因为西北地区大气中天然源的沙尘含量较高，其中新疆的大气细粒径沙尘年均浓度高达  $19.4 \pm 11.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，占 PM<sub>2.5</sub> 年均浓度的高达 86.2%。燃煤源对大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的相对贡献最低的省份是新疆（6.50%）、内蒙古（14.4%）、西藏（15.3%）、甘肃（16.1%）和宁夏（18.1%）；在其它省份之间，燃煤源相对贡献的省级空间差异相对较小。

燃煤源对大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的相对贡献的空间差异不明显，是由于煤炭是中国国民经济的

支柱性能源，煤炭在各省份能源结构中的占比相对固定，燃煤源在各省份一次 PM<sub>2.5</sub> 和二次 PM<sub>2.5</sub> 前体物排放量中的占比也相对固定；2014 年，燃煤源在中国大多数省份的一次 PM<sub>2.5</sub> 排放中的占比在 30%-50%之间，在 SO<sub>2</sub> 排放中的占比在 50%-70%之间，在 NO<sub>x</sub> 排放中的占比在 40%-60%之间。因此，虽然各省份之间燃煤源对大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的绝对贡献具有较大的空间差异，但是相对贡献在东部各省份较为接近。值得关注的是，对于大气中沙尘（西北地区 and 内蒙古）或海盐（海南）浓度较高的区域，燃煤源对于总 PM<sub>2.5</sub> 的相对贡献会显著低于全国平均水平。

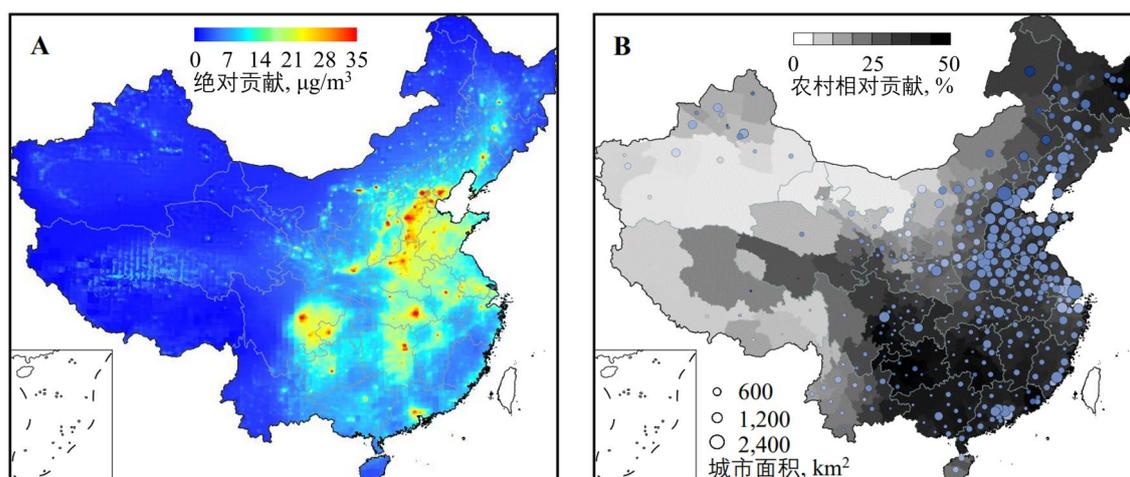


图 4-7 2014 年燃煤源对中国室外大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的绝对贡献 (A) 和相对贡献 (B) 的空间分布。农村区域的相对贡献以背景颜色的形式呈现，城市区域的相对贡献以单独的气泡的形式呈现，每个气泡代表一个地级市，气泡的经度和纬度为该地级市城市中心区域的经度和纬度，气泡的面积大小与地级市城市区域的面积成正比，气泡的填充颜色代表相对贡献的大小。

### 4.3 环境影响的放大效应

图 4-8 总结了生活源对能源-排放-室内外浓度-暴露-过早死亡路径上的贡献。在全国范围内，生活源在能源-排放-室内外浓度-暴露-过早死亡的路径上的贡献呈现显著的放大趋势。以全国平均而言，生活源消耗了全国 7% 的能源，却贡献了 27% 的 PM<sub>2.5</sub> 排放，对室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度贡献了 23%、室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度贡献了 71%，在人群暴露和过早死亡的贡献分别为 68% 和 67%。值得注意的是，在生活源能源消耗占比相对较高的地区，如西北、东北、华北地区，其生活源消耗对 PM<sub>2.5</sub> 排放和暴露的贡献更加显著。例如，东北地区平均生活能源消耗量占该地区总能源消耗量的 11%，这些能耗贡献了该地区 34% 的 PM<sub>2.5</sub> 排放量，并承担了室

内 PM<sub>2.5</sub>浓度 76% 的贡献；西北地区则以 16% 的生活源能耗贡献了 91% 的室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度；华北地区以 10 % 的生活源能耗贡献了 90% 的室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度。在云贵、成渝等西南地区，生活源能耗也在相当大的程度上影响了区域的健康效益，例如在西藏，5% 的能耗却能贡献 48% 的室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度和几乎所有的室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度（99%）和人群暴露风险（99%），从而贡献了西藏 95% 的过早死亡。这是因为室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度主要受生活来源的影响，而上述地区烹饪和取暖需求较于其他地区更高，使得生活源消耗总量有所增加；由于早期经济发展水平较低，其对清洁能源的可获得性和可负担性更低。与此同时，因为快速工业化、城市化和人口增长带来的电厂源、工业源、交通源等快速发展，导致其他源排放增加，使得生活源能耗占比减少。近年来对其他源减排措施的加强，在城市化、工业化更高的华东、华南地区，其放大效应更为显著。例如，浙江省生活源消耗占 4%，贡献了 7% 室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度并承担了 43% 的室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度，在人群暴露上贡献了 40%，并造成了 64% 的过早死亡。

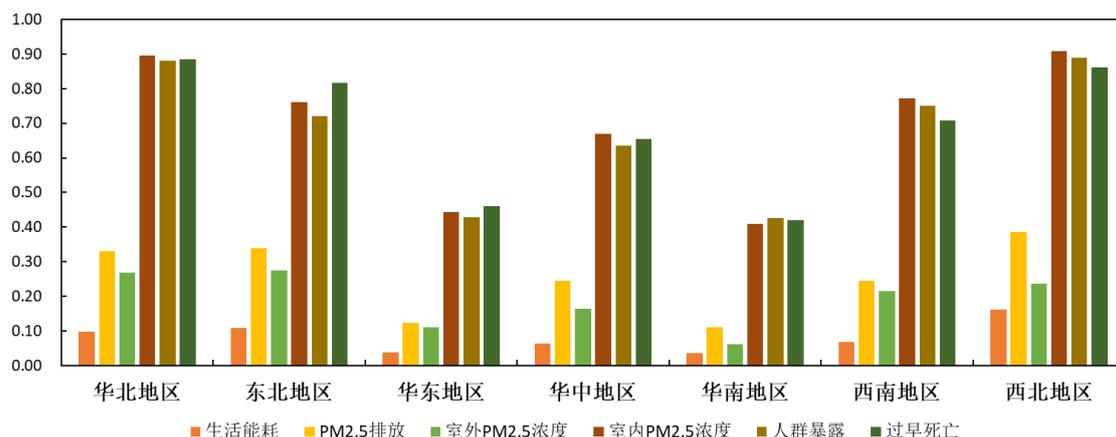


图 4-8 生活源的直接能源消耗量、PM<sub>2.5</sub> 排放、室内外空气中的 PM<sub>2.5</sub> 浓度、人口暴露和过早死亡贡献的区域差异。

而在中国农村，这一现象更为显著。图 4-9 总结了农村生活源对能源-排放-室内外浓度-暴露-过早死亡路径上的贡献。在 1980 年，尽管农村民用能源占农村地区总煤炭消耗量的 21%，却贡献了 67% 的 PM<sub>2.5</sub> 排放量，承担了农村室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度超过一半的贡献（54%），并完全主导了农村地区的室内浓度（98%）、暴露（96%）及健康效应（96%）。到 2021 年，经过四十年的能源转型及政策干预，尽管生活源的贡献已经被显著削弱，但生活源在路径上的放大作用仍然存在。我们的研究表明，2021 年中国农村生活源贡献了 2% 的煤消耗量，却引起了 17% 的 PM<sub>2.5</sub> 排放，其中对室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度贡献达 7%，室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度的贡献仍高达 74%，对暴露和健康影响的贡献分别为 66% 和 67%。

总体来看，从 1980 年到 2021 年，中国农村生活源在不同环节上的贡献均呈现明显的下降趋势。PM<sub>2.5</sub>排放量从 1980 年的 67% 下降到 2021 年的 17%，室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度从 54% 下降到 7%，室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度从 98% 下降到 74%，PM<sub>2.5</sub> 暴露浓度 96% 下降到 66%，相应地，过早死亡从 96% 下降到 67%。尽管仅从生活源相对贡献上来看，煤消耗量、PM<sub>2.5</sub> 排放和室外浓度下降幅度最大，但从生活源绝对贡献上来看，室内浓度和暴露浓度两者下降最为显著，相比于 1980 年（211.1 μg/m<sup>3</sup> 和 177.7 μg/m<sup>3</sup>），2021 年分别下降了 70% 和 71%，这是由于室内浓度和暴露浓度主要受生活来源的影响。由图 4-10 可见农村生活源的相对贡献从 1980 年的 54%（9.3 ± 5.6 μg/m<sup>3</sup>）大幅下降至 2014 年的 13%（3.5 ± 1.4 μg/m<sup>3</sup>），而其它源由于 2013 年后，尤其是“十三五规划”后，陆续实施的干预政策其它源污染情况得到了控制，从 2015 年 22.4 ± 17.4 μg/m<sup>3</sup> 下降到 2021 年 18.5 ± 14.5 μg/m<sup>3</sup>。但在生活源更强有力的干预下下降速度更快，生活源相对贡献从 2015 年的 14% 下降到 2020 年 7%，绝对浓度仅贡献 1.5 μg/m<sup>3</sup>。

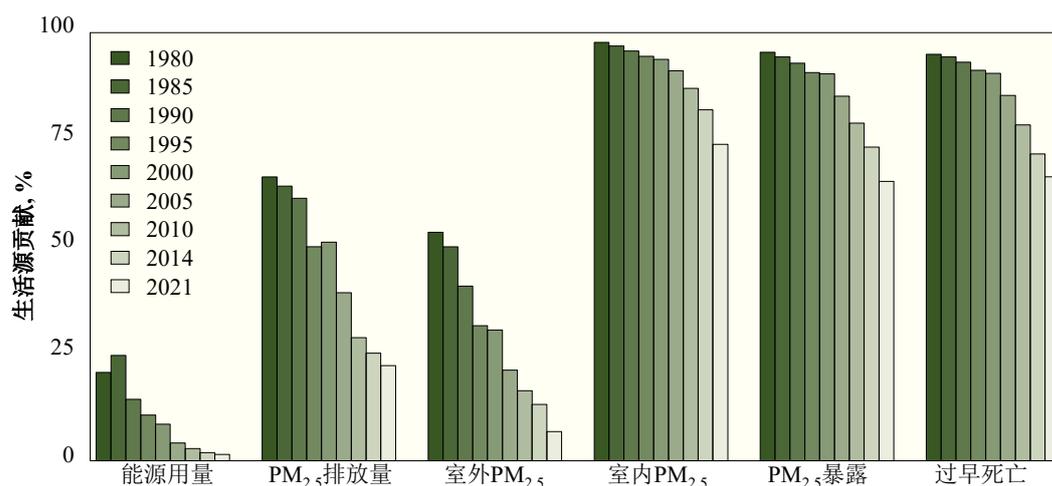


图 4-9 1980 年至 2021 年中国农村生活源对各终点的贡献。包括能源用量、PM<sub>2.5</sub> 排放量、室外 PM<sub>2.5</sub>、室内 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>2.5</sub> 暴露和过早死亡。

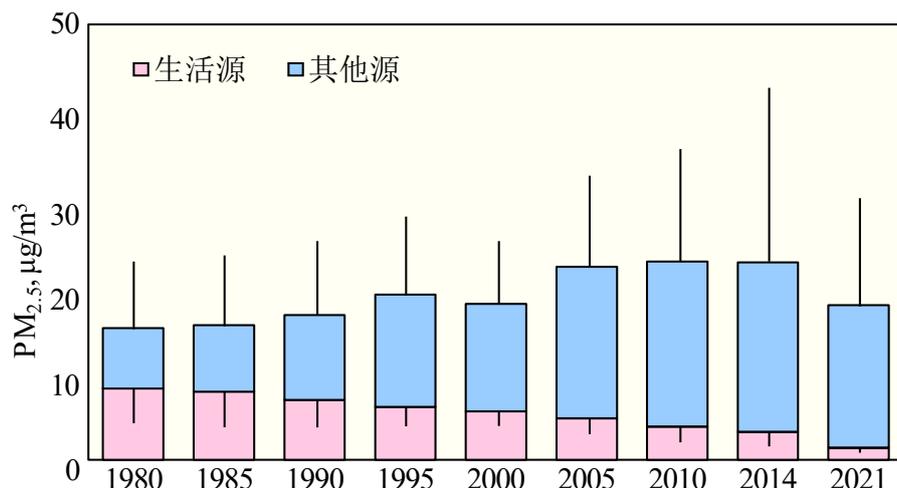


图 4-10 1980 年至 2021 年期间中国农村大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度及生活源贡献。

## 5. 居民炊事和取暖能源使用的区域差异

### 5.1 能源消耗的人均变化趋势

居民生活能源消耗主要是在炊事、取暖方面，随着中国经济发展，居民取暖烹饪采用的能源类型也在逐渐发生改变，从传统生物质能源到传统商业能源的能源转型显著降低了人均生活源能耗，而且人均收入、儿童抚养率和教育水平等因素也会显著减低人均生活源能耗（Han et al., 2018）。同时，由于各地气候环境和燃料资源的不同，其对固体燃料的使用情况存在明显的时空差异。

图 5-1 中展示了 1980 年至 2019 年中国城乡居民人均能耗变化趋势。自 1980 年至 2019 年，中国农村居民人均生物质消耗量不断下降，其中下降幅度最大的是西藏自治区，由 1980 年的 8.49 吨/人下降至 1.95 吨/人。全国农村居民平均人均燃煤消耗量持续下降，实际上在大多数地区，农村居民人均燃煤消耗量总体是呈现出不同程度的先缓慢上升后下降的趋势。但在宁夏、黑龙江、青海、甘肃等西北和东北地区则保持着持续上升，河北和陕西也有一定的增加。2019 年，宁夏的人均燃煤消耗排名第一，黑龙江和内蒙古紧随其后。这是由于上述地区在能源转型过程中，部分生物质被转为煤炭。在城市燃煤使用方面，人均燃煤消耗量一直在下降，其中河北省下降幅度最大，从 1.06 吨/人下降至 0.06 吨/人，这是由于城市化进程和近年来针对北方地区的取暖减排措施的推进导致的结果。

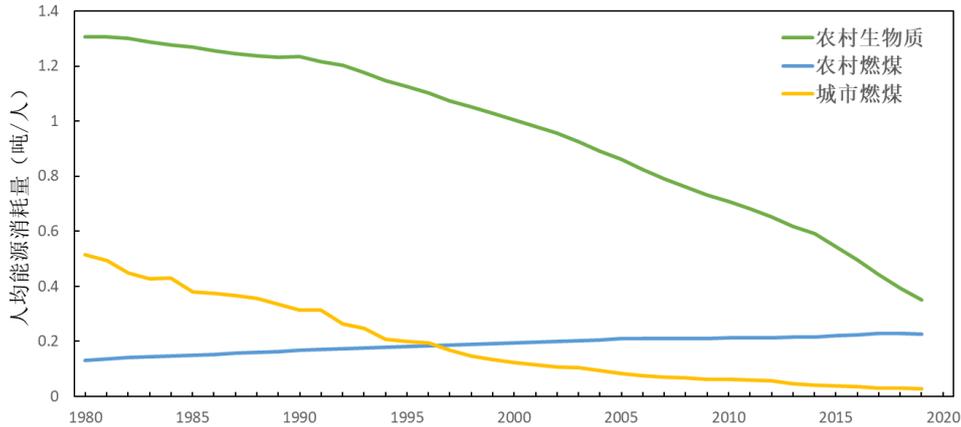


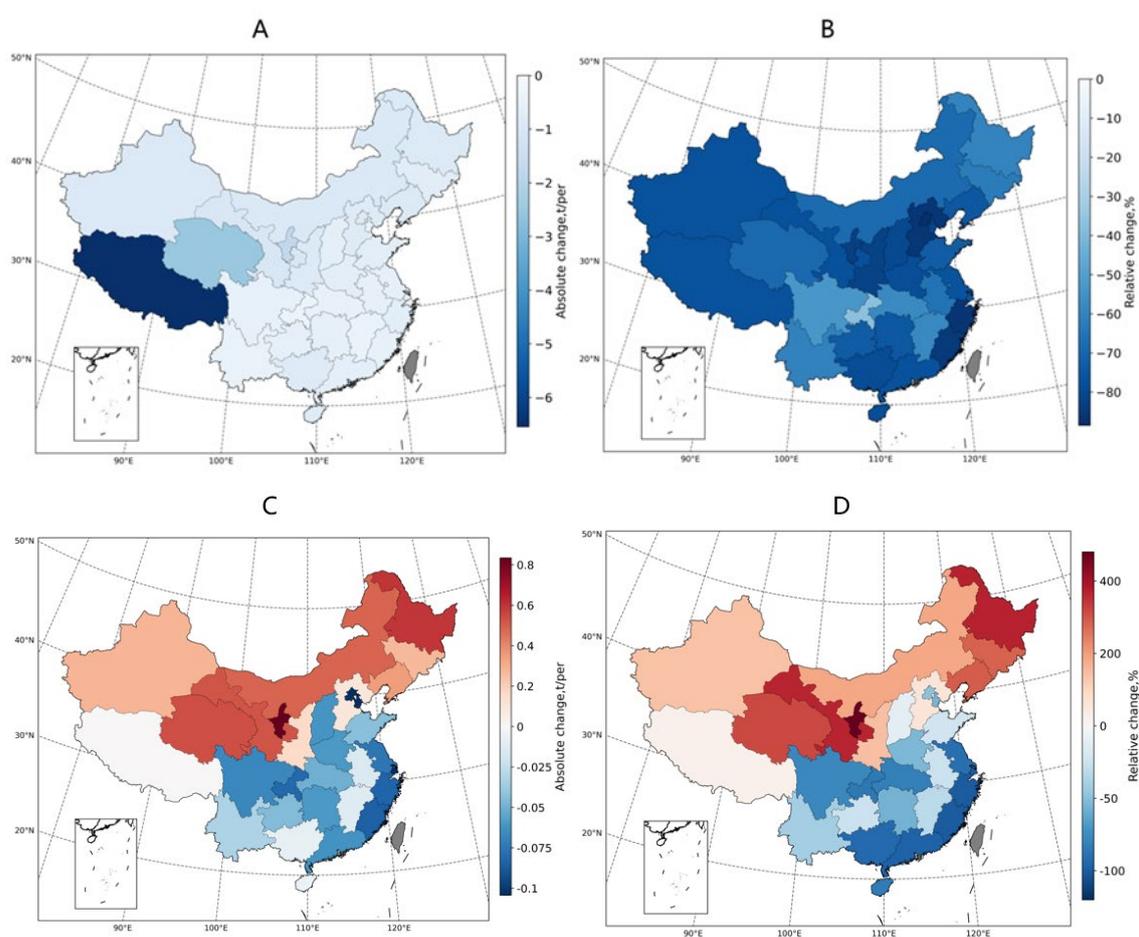
图 5-1 1980 年至 2019 年中国（除港澳台地区）城乡居民人均能耗变化趋势。

图 5-2 展现的是 1980 年与 2019 年中国各省份人均能源消耗的变化差异，在农村生活源生物质人均消耗上，烹饪和取暖两方面均同时下降。2019 年相较于 1980 年，全国呈现明显下降趋势，西藏、青海、宁夏、甘肃等西部地区绝对变化值大于 1 吨/人，分别下降了 6.54 吨/人、2.52 吨/人、1.76 吨/人、1.02 吨/人。而在重庆、江西、天津、湖北、福建等中部地区和沿海地区下降幅度则较为平缓，分别下降了 0.36 吨/人、0.42 吨/人、0.46 吨/人、0.50 吨/人、0.51 吨/人。其中相对变化最大的为北京，2019 年相对于 1980 年下降了 88.5%，浙江、河北、福建分别下降了 86.2%、85.8%、84.8%。值得注意的是西部地区中宁夏、陕西、西藏、新疆下降了 83.2%、82.1%、77.0%、76.8%，下降幅度均高于全国平均水平。这是由于经济发展过程中，能源转型以及其他替代性燃料使用比例变大。

在转型过程中，部分农村居民将生物质燃料转为煤炭，这也导致了煤炭用量的增加。从各省份农村居民的生物质消耗量变化趋势可以明显看到：各个省份均呈现显著下降，以炊事生物质的下降尤为明显。这是由于对于炊事用途，清洁能源的可获得性和可负担性更高。尤其是华北和沿海一带，北京、上海、天津、福建、浙江分别下降 0.135 吨/人、0.131 吨/人、0.127 吨/人、0.085 吨/人、0.083 吨/人，其中上海的相对变化最大，在 2017 年农村燃煤消耗已经降至 0，其相对变化率为 100%。与之相反，在西北和东北地区有明显上升趋势，其中宁夏增长幅度最大，较 1980 年增长了 0.834 吨/人，相对变化率为 480%。相似的还有黑龙江、青海、甘肃，分别增长了 0.595 吨/人、0.538 吨/人、0.527 吨/人，相对变化均高于 300%；增长最低的是西藏地区，增量为 0.0027 吨/人，相对变化率为 23.4%。值得注意的是，在 2013 年左右空气污染问题日益凸显 (Huang et al. 2014, Yang et al. 2016)，中国政府开始针对多部门出台相应的大气污染防治条例 (APPCAP 2013)。同时由于清洁取暖规

划的实施，中国北方大力推广能源转型，这项干预措施有效降低了农村居民人均固体燃料消耗量，且生活源对排放及室外浓度的贡献也有所下降。

城市燃煤消耗方面，对比 1980 年与 2019 年的人均消耗量，全国均呈现出不同程度的下降，尤其是社会经济较为发展的东部地区，已经转向使用电力和燃气等现代能源进行烹饪。全国平均相对变化率为 94.5%，东部沿海一带和四川盆地的相对变化率较高，江苏和四川下降了 100%，海南、重庆、福建的相对变化率均高于 99.8%，而西藏、陕西为 65.9%、79.4%。降幅最大的是河北，下降了 1.0 吨/人，相对变化率为 94.2%。内蒙古、青海、吉林、新疆排名紧随其后，分别下降了 0.98 吨/人、0.89 吨/人、0.73 吨/人、0.7 吨/人。



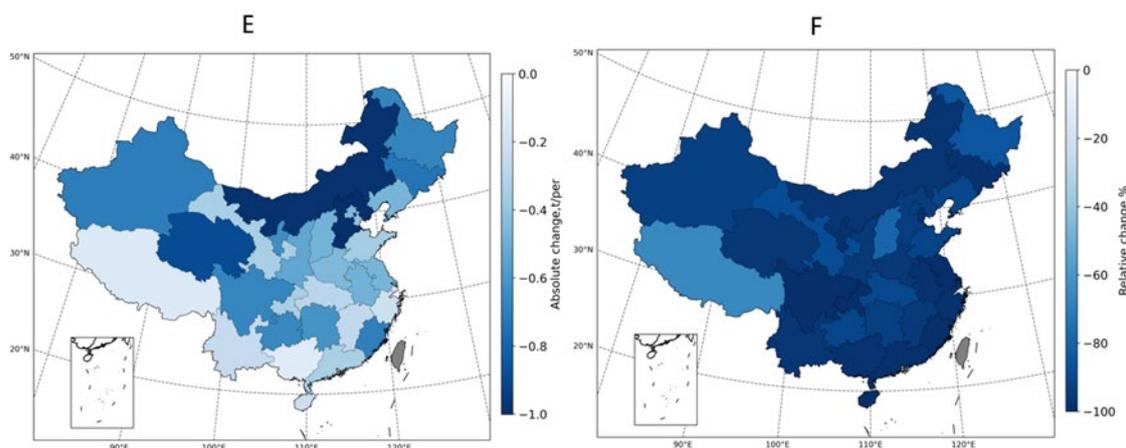


图 5-2 1980 年与 2019 年中国各省份人均能源消耗差异，结果表示为绝对变化（吨/人）  
 (A) 农村生物质、(C) 农村燃煤、(E) 城市燃煤; 相对变化率 (%) (B) 农村生物质、  
 (D) 农村燃煤、(F) 城市燃煤（不含港澳台数据）。

## 5.2 区域经济与能耗变化

随着中国城镇化进程的加快和人们生活水平的提高，效率低下的传统做饭取暖方式已经不能满足社会需求。在日常生活中人们使用固体燃料的种类和习惯也在发生改变，倾向于使用更清洁、更方便、燃烧效率更高的燃料。

如图 5-3 所示，农村居民人均生物质消耗量和城市居民人均燃煤消耗量在总体上与人均 GDP 有着明显的负相关，不同地区农村居民人均燃煤消耗量变化略有差异。其中，经济增长较快的区域，如华南、华东地区农村居民人均燃煤消耗量均呈现出先缓慢增加后减少的趋势；而在东北、西北地区，农村居民人均燃煤消耗量变化随着经济增长在不断增加直至 2017 年后有所下降。以福建为例，1980 年至 2019 年，福建人均 GDP 增加了 294.1%，其农村居民生物质人均消耗量减少了 84.8%，农村居民人均燃煤消耗量下降了 99.7%。同时，福建省的城市人口增加了 2310 万，城市居民人均燃煤消耗量减少了 99.7%。而在西北地区，如宁夏，这四十年间人均 GDP 增加了 120.3%，其农村居民生物质人均消耗量减少了 83.7%，但农村居民人均燃煤消耗量增加了 480%。与之相似的还有黑龙江、青海、甘肃、内蒙古、辽宁、新疆、吉林、陕西和河北。图 5-4 展现了上述地区农村居民人均燃煤消耗同地区人均 GDP 的关系，总体呈现正相关。这主要是因为农村居民和城市居民在使用燃煤进行取暖或做饭活动时，农村居民首先会选择更为廉价的生物质燃料，随着收入水平的增长，再依次过渡到煤和清洁能源。因此，农村居民生活燃煤的使用比例呈现逐渐增加的趋势，而城市居民生活燃煤的使用比例呈现逐渐下降的趋势。同时农村与城市的人口基数不同，城市

化过程使得农村人口持续迁入城市。

2017 年上述地区农村居民人均燃煤消耗增速放缓以及部分省份下降速度明显加快。这是因为在 2017 年北方地区执行了冬季清洁取暖规划，该规划所指北方地区涵盖了上述地区，包括北京、天津、河北、山西、内蒙古、辽宁、吉林、黑龙江、山东、陕西、甘肃、宁夏、新疆、青海等 14 个省（区、市）以及河南省部分地区。由于中国的农村居民生活用能源通常沿生物质、煤到清洁能源的路径逐步转型，农村居民生活用能源中燃煤的使用比例呈先上升后下降的趋势，而因为不同地区的经济发展水平和基础设施建设及使用成本的限制，不同地区之间的清洁取暖替代比例产生了较大差异。西藏在 2017 年较上年减少了 23.55%，而甘肃同年还在增长，但增速从上一年度的 17.15% 下降至 15.76%，且在 2018 年出现负增长。

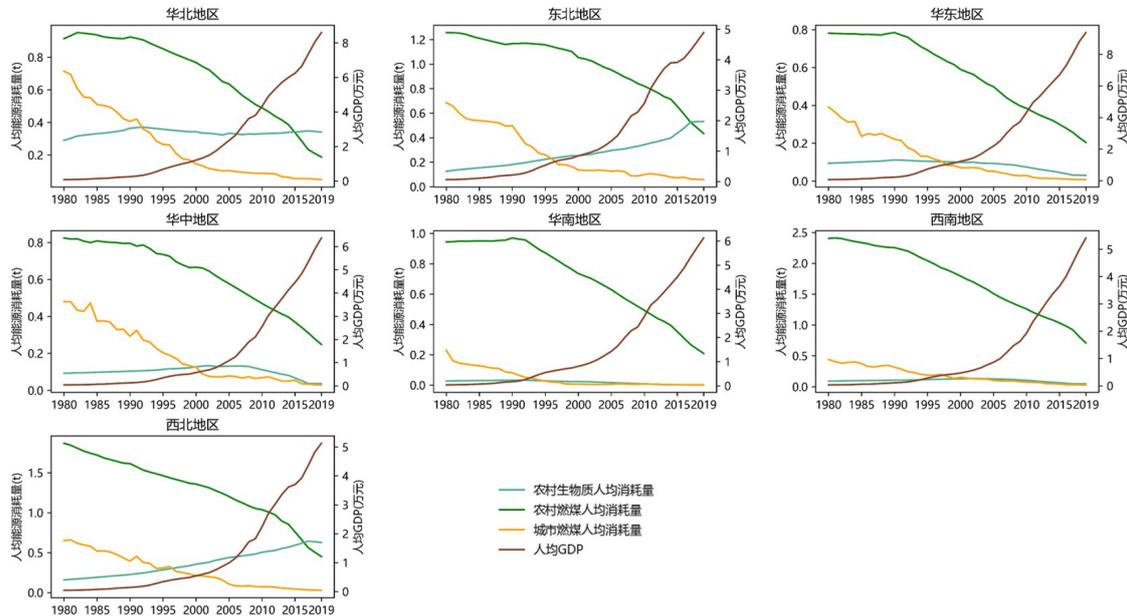


图 5-3 1980 年至 2019 年中国人均能源消耗量（农村生物质、农村燃煤、城市燃煤）与区域人均 GDP 的变化。以地理大区进行排列：华北地区、东北地区、华东地区、华中地区、华南地区、西南地区、西北地区。

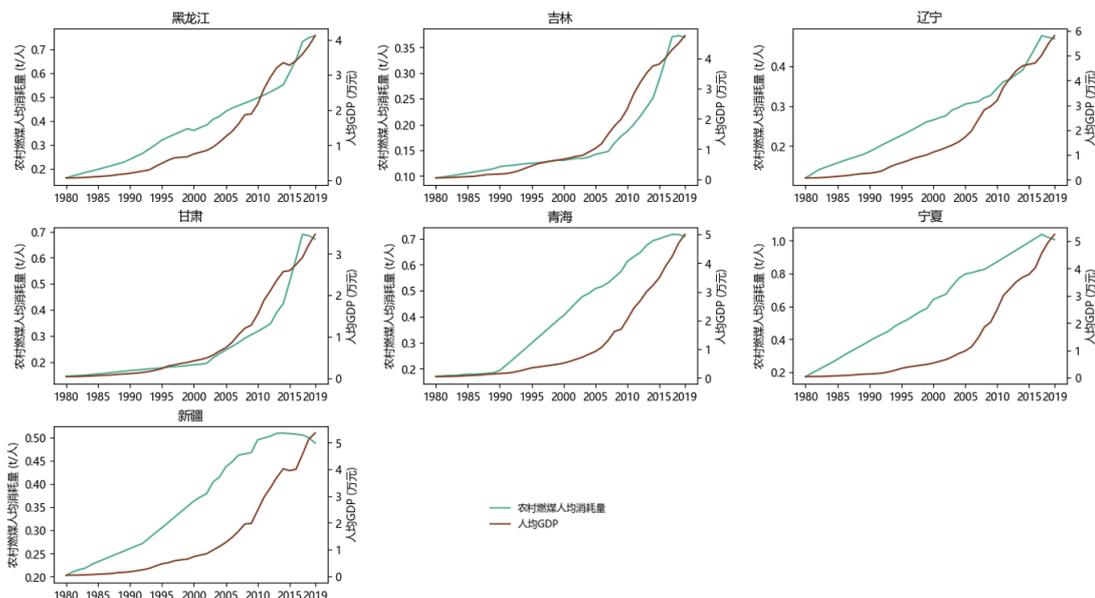


图 5-4 1980 年至 2019 年中国部分省份农村居民人均燃煤消耗量与地区人均 GDP 的变化。

图 5-5 展现了 2014 年、2019 年中国南北方居民人均能源消耗量差异。相较于 2014 年，2019 年南北方地区的农村生物质人均消耗量和城市燃煤人均消耗量都有着明显下降且两地差异有所降低。而在农村燃煤人均消耗方面，2019 年北方地区人均消耗量为 0.41 吨/人，较 2014 年（0.37 吨/人）有所上升；相反在南方地区，2019 年为 0.02 吨/人，较 2014 年（0.04 吨/人）呈现下降趋势。南北方地区的差异从 2014 年的 0.33 吨/人增加到 0.39 吨/人，相对变化率增加了 17.2%。

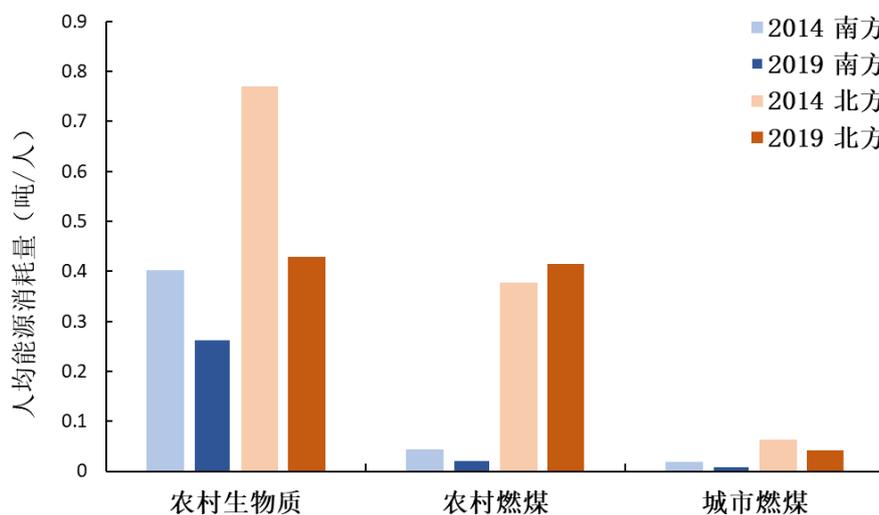


图 5-5 2014 年、2019 年中国南北方居民人均能源消耗量差异图。

---

### 5.3 居民炊事和取暖的能源使用情况

如上所述，农村生活源是我国生活源固体燃料消耗量的主要来源，然而这些固体燃料的燃烧会释放大量空气污染物，不仅对环境空气造成污染，而且会造成严重的室内空气污染（Lelieveld J et al. 2015; Shen G et al., 2015; Shen H et al., 2021）。同时，生活源的排放还影响区域和全球气候，诸如排放到大气中的二氧化碳和黑碳，二次生成的气溶胶和臭氧等均是影响气候的重要温室气体（Zheng M et al., 2017; Xia T et al., 2016）。

因此，本研究针对农村生活源，特别调查了 1992 年至 2017 年全国性的农村家庭能源的使用情况。与 2012 年相比，2017 年煤炭和生物质消费量分别下降 12% 和 45%。其中，煤炭消耗的下降主要体现在烹饪方面，而生物质消耗的下降同时体现在烹饪（41%）和取暖（59%）两方面。尽管日常烹饪时，固体燃料的分时份额有所下降，但是在采暖方面传统固体燃料仍占主导地位。在一些非典型供热区，固体燃料供热占比降低显著，主要受收入增长的拉动，但在典型供热区，固体燃料的分时比例大于 95%，除有政策性区域外并未出现明显干涉。然而，这种不均匀的空间分布和固体燃料比例的非线性降低对于 2030 年实现现代烹饪能源的普及面临挑战，特别是在欠发达的农村和山区。这些地区的经济和能源结构相对滞后，传统固体燃料的使用量仍然居高不下。

在烹饪方面，煤炭和生物质两种固体燃料共占家庭混合能源（煤炭、生物质、燃气及其它电力等）使用量的 84%。对全国平均而言，烹饪用煤占总煤耗量的 38%，其余 60% 的煤耗量用途为家庭供暖；对于生物质而言，约 80% 的生物质用于烹饪。图 5-6 可见，大多数省份，尤其是社会经济发展相对较好的东部地区，已经转向使用电力和燃气等现代能源进行烹饪（图 5-6C）。相比之下，在欠发达的西部地区，煤炭和生物质仍然是主要的烹饪燃料，因为它们价格低廉且易于获取。比如在山西、内蒙古，农村居民最常烧煤做饭，而在西藏和四川，可获得包括农作物秸秆、动物粪便和木材在内的生物质燃料是最常用的烹饪燃料。在省级层面，烹饪的清洁能源分时占比（ $F_c$ ）呈显著增加趋势增加（ $p < 0.05$ ），但不同地区每年的变化率从 1.0% 到 4.4% 不等，东部发达地区的变化率相对较高。

尽管东部地区烹饪方面使用清洁能源的比例高于其他地区，但就全国各个省份用于烹饪的能源比例而言，清洁能源比例普遍偏低（图 5-6）。在广泛的北方地区，如河北、山西、内蒙古、陕西、甘肃、青海、宁夏和新疆等地，炊事能源仍然主要依赖煤炭，而大多数南方地区，如江苏、浙江、安徽、福建、湖北、湖南、广东、广西、重庆、四川、云南等地，

用于烹饪的固体燃料中，生物质比例在 65%以上。

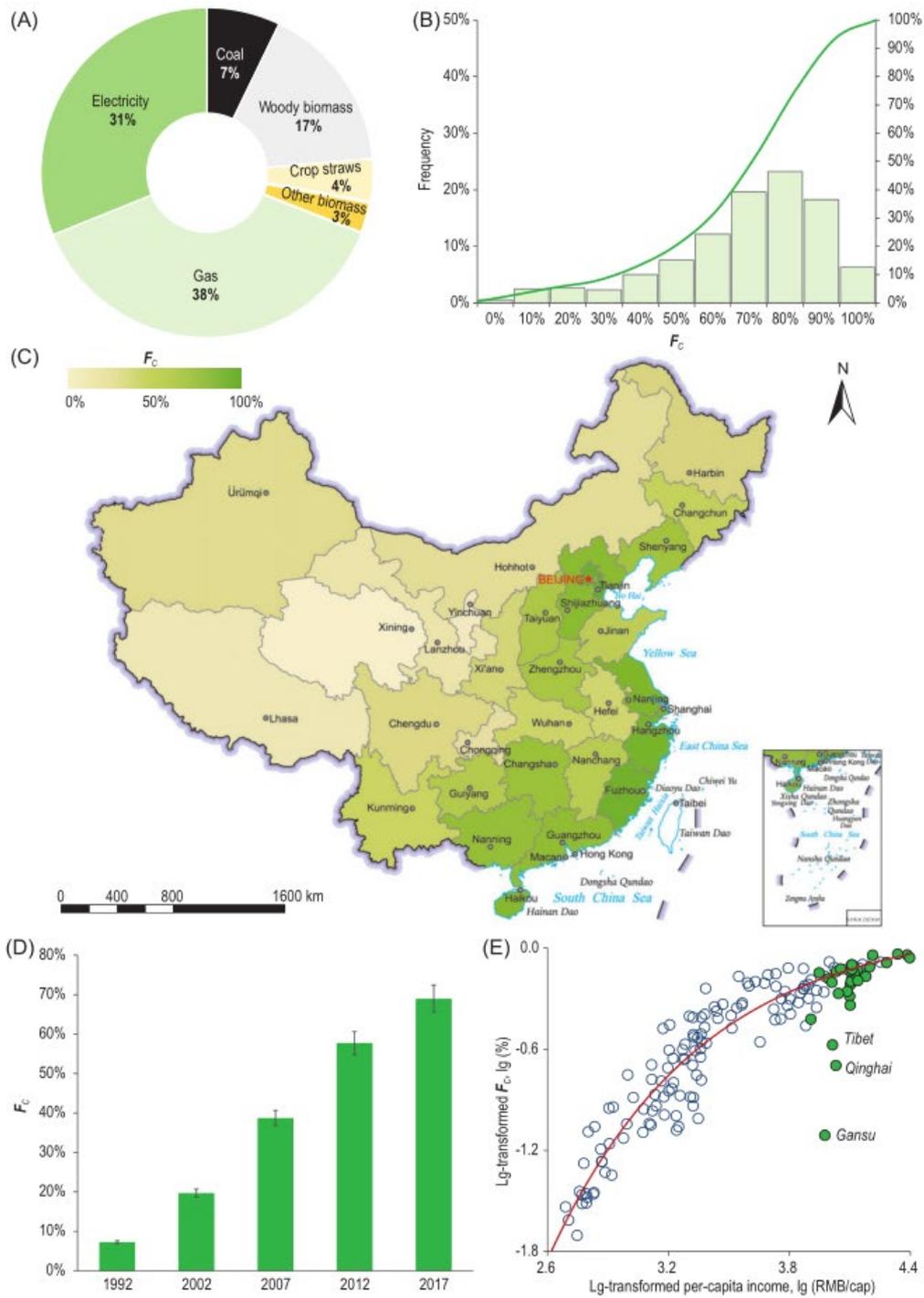


图 5-6 (A) 中国农村用于烹饪的不同能源的分时；(B) 烹饪的清洁能源分时占比 ( $F_c$ ) 的频率分布；(C) 全国清洁烹饪能源比例的空间分布；(D) 1992-2017 年全国平均清洁烹饪能源分数；(E) 1992-2012 年的省级清洁烹饪能源占人均收入的平均比例。数据点有一部分来自前人研究，一部分来自本研究（绿色圆圈）；暂无港澳台数据。

在供暖方面，全国约有 80%的供暖热能来自煤炭，其次是生物质（图 5-8C）。然而，在不同地区，供暖的能源结构存在很大差异。在取暖活动中，尤其是固体燃料的使用，大大增加了家庭能源消耗量，这是大部分北方省份燃料能耗高的主要原因。在北方地区，如河北、山西、内蒙古、辽宁、黑龙江、甘肃和新疆等地，煤炭占总供暖能源的 80%以上，有时甚至高达 90%。在福建、湖北、重庆、四川、云南、西藏等中南、西南地区，生物质能占家庭总供暖能源的绝大部分，达到 90%以上。在西藏、青海、宁夏等西部欠发达地区，由于高寒地区供暖时间长、家庭规模大、对传统固体燃料的依赖度高，因此人均燃料消耗量高于其他地区，能源利用效率相对较低；但由于这些地区人口稀少，全省燃料消耗总量低于其他地区（图 5-7）。

根据图 5-8 显示，在寒冷季节，全国供暖非常普遍，不仅发生在典型的集中供暖区域，即北部和西南部高原地区，而且在许多东部和东南部地区也存在供暖（图 5-8A）。地区间的供暖时长和供暖所采用的燃料不尽相同。在接受调查的农村家庭中，61%的家庭在寒冷季节有室内空间供暖，这一比例远高于 2000 年之前。在这 61%的农村家庭中，70%的家庭主要采用煤炭或木质燃料进行取暖。此外，约 27%的家庭电力供暖的占比高于其他能源，且燃煤取暖炉被保留下来，并没有完全被取代。因此，如果考虑多种能源使用，调查到的多种能源中煤炭和电力所占比例与仅调查单一能源所估算的比例之间浮动水平分别在-18%~61% 和 -27%~41% 之间。

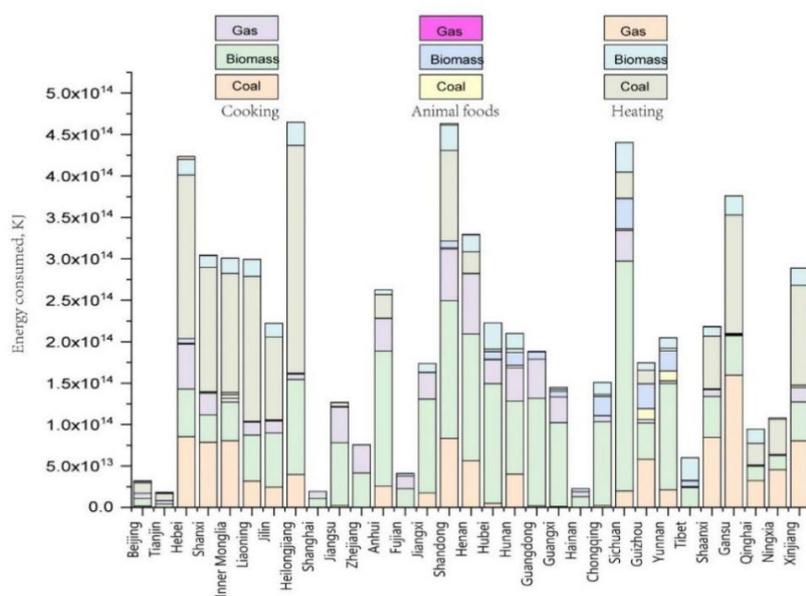


图 5-7 2017 年中国各省的煤炭、生物质和天然气消费量（单位：KJ），暂无港澳台数据。

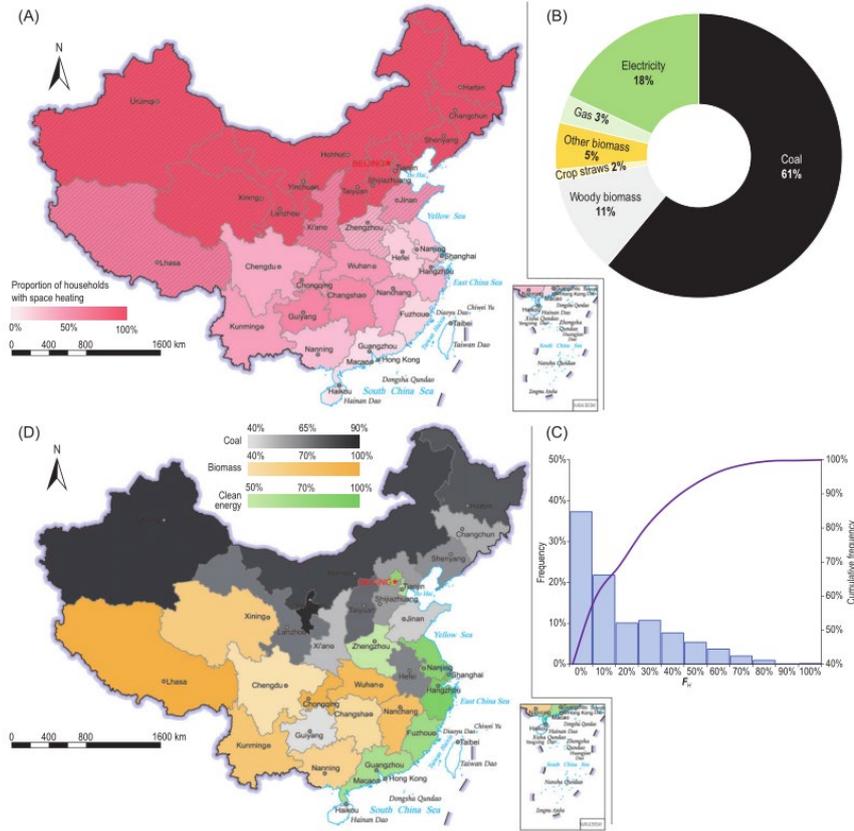


图 5-8 (A) 有空间供暖的家庭比例；(B) 分时使用更清洁的家用能源（燃气和电力）供暖；(C) 供暖的清洁能源分时占比 ( $F_H$ ) 的频率分布；(D) 空间供暖使用最广泛的能源（煤、生物质或清洁能源）及其分时比例；暂无港澳台数据。

在取暖方面，多数农村家庭重度依赖传统固体燃料。采暖炕（床）中，煤炭、木材、农作物秸秆等生物质燃料的分时比例分别为 40%、24%、18%和 18%。在其他不使用炕的供暖设施中，煤炭、生物质、燃气和电力的分时比例分别为 41%、18%、3%和 18%（图 5-8B）。在相对发达的东部地区，如上海、江苏、浙江和福建等地，由于没有集中供暖，电力或燃气能源常用于空间供暖（图 5-8D）。在西南地区（即西藏、重庆和四川）和大部分中南部地区（即湖北、湖南和广西），由于这些地区的生物质资源相对丰富，人们对生物质供暖的使用率很高。在北方地区，煤炭是使用最广泛的供暖能源，在寒冷的东北地区分时使用比例高达 70%以上，甚至高于 90%。

值得注意的是，在京津冀地区（包括北京、天津和河北），由于清洁取暖规划的推出与成功执行，采暖用煤量低于其他北方省份。该政策的执行有效推动了空气污染物排放量的减少，并带来了显著的健康收益。同时燃煤的消费情况存在季节变化，烹饪用煤的消耗量基本不随季节变化，而取暖用煤在温度越低时煤炭的消耗量越高，季节变化十分明显。

---

电厂和工业燃煤的消费量的季节变化也与生活用电和生活用热有关。在取暖季温度越低，居民的取暖用电和集中供热需求会越高，而在制冷季温度越高，居民的制冷用电的需求也会越高；除此之外，一般认为其他部门用电和工业的生产的燃煤消费量季节变化不明显，尽管存在一些特殊情况。如在春节期间，由于部分工厂休假，电厂和工业部门的活动水平会短时间变低。而在“春运”期间，交通部门的活动水平会短时间变高，但是这种变化对于总体活动水平的影响不是很大，相应的季节变化基本可以忽略（Yun et al., 2020）。

由于生活燃煤在北方地区取暖季的大量使用，中国的燃煤源室内外空气  $PM_{2.5}$  浓度在取暖季均显著高于非取暖季，燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露也存在季节变化，表现为取暖季的  $PM_{2.5}$  暴露水平显著高于非取暖季。2014年，全国取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露是  $74.8 \pm 40.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，非取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露是  $18.4 \pm 6.11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露是非取暖季的 4.06 倍。相对于南方地区而言，北方地区的取暖季与非取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  浓度之间的差异非常明显，2014年，中国北方地区农村和城市取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露分别是  $95.7 \pm 37.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $113 \pm 64.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，农村和城市非取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露分别是  $18.8 \pm 5.73 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $21.7 \pm 8.18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，农村和城市取暖季/非取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露比值分别是 5.09 和 5.20。中国非取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露水平相对较低，而取暖季燃煤源人群  $PM_{2.5}$  暴露水平非常高，相应的健康风险也高于非取暖季。

## 5.4 回归分析

居民能源消耗量主要受到清洁能源使用比例、不同地区供暖需求、取暖季长度，还有地区发展程度等因素影响。除了取暖率，人均 GDP、人均煤产量等社会经济参数也可能对人均燃料消耗量产生影响。如前所述，中国农村和城市区域的生活用能源结构之间存在较大的差异，且农村和城市的固体燃料使用量存在差异。研究基于《中国能源统计年鉴》及第二次污染普查生活源调查数据，针对城市、农村生活源不同燃料类型（煤、生物质）建立能源消耗的经验回归模型。回归模型的因变量为不同燃料类型的人均能耗，主要自变量为人均 GDP。回归方程拟采用下式 S 曲线的形式：

$$y = \beta + \alpha[1 - \exp(-\gamma|x - Z_{cf}|^\delta)]$$

其中， $y$  为对数变换下的人均能耗，即  $\log(E_{\text{cap}})$ ，单位为  $\log(\text{吨}/\text{人}/\text{年})$ ； $x$  是对数变换下的人均 GDP， $\log(\text{GDP}_{\text{cap}})$ ，单位为  $\log(\text{元}/\text{人}/\text{年})$ ； $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ 、 $\delta$ 、 $Z_{cf}$  均为 S 曲线的参数。在曲线拟合之前， $E_{\text{cap}}$  经过了其他指标校正，参与校正的指标包括但不限于电价、人均住房面积、家庭人口数、人口密度、取暖和制冷度日数等。能耗模型将用于空间上的区域化插值，时间上的历史回溯和未来预测。此外，本研究在较高 GDP 水平下添加了发达国家

的数据，以限制未来趋势。

$E_{cap}$  和  $GDP_{cap}$  之间的关系分为城市和农村，不同的地区燃料类型显示出有不同的未来趋势。一般来说，它们遵循库兹涅茨曲线。随着时间的推移，固体燃料的使用会减少。这些经验模型可用于预测未来能源转型与经济增长的关系。模型的最终形式列于下表。

表 1 不同燃料类型的城市和农村能源经验模型

农村生物质	$y = -0.16 - 0.838 \times [1 - \exp(-3.77 \times 10^{-3} \times  x - 1.3 ^{6.34})] - 0.00831 - 0.248 \times fc + 0.000139 \times hdd$
农村燃煤	$y = -0.629 - 17.06 \times [1 - \exp(-1 \times 17.06 \times (x - 3.3)^{3.42})] + 0.207 \times \lg(hdd) - 0.22 \times \lg(popwt) + 0.249 \times \lg(coal\_prod)$
城市燃煤	$y = -0.572 - 2.32 \times [1 - \exp(-1 \times 6.25 \times 10^{-6} \times (x - 0.35)^{9.61})] + 0.3815 - 0.517 \times [1 - \exp[-2.16 \times \lg(hdd) - 2.87]^{2.55}] - 0.422 + 0.11469 \times \lg(popwt) + 0.1932 \times \lg(coal\_prod)$

$y$ :  $\log(E_{cap})$ ，对数变换下的人均能耗， $\log(\text{吨}/\text{人}/\text{年})$

$x$ :  $\log(GDP_{cap})$ ，对数变换下的人均 GDP， $\log(\text{吨}/\text{人}/\text{年})$

$fc$ : 森林覆盖率，%

$popwt$ : 人口加权平均人口密度， $\text{人}/\text{km}^2$

$coal\_prod$ : 人均煤产量， $\text{tce}/\text{人}$

$hdd$ : 取暖率， $^{\circ}\text{C} \cdot \text{天}$

研究选取了取暖率、人均收入、人均煤炭产量、燃煤消耗密度、煤炭在所有部门能源中的占比、生活燃煤使用比例、生活清洁能源使用比例、人均电厂与工业燃煤消耗量、人均生活燃煤消耗量和森林覆盖率等社会经济参数，作为可能影响生活源人群  $PM_{2.5}$  暴露的因素进行分别探讨。取暖率相对较高的区域，通常取暖季时间较长且气候寒冷，居民在取暖季的燃煤使用时间较长，暴露于高燃煤源室内  $PM_{2.5}$  浓度水平的时间也较长。人均收入影响居民的消费水平，也对居民生活燃料类型的选择和转型具有决定作用，随着收入水平的提高，农村居民生活能源会由生物质能源转变为燃煤，再转变为清洁能源，而城市居民生活能源直接由燃煤转变为清洁能源。人均煤炭产量和森林覆盖率可能会影响居民生活能源的选择，对于使用固体燃料的农村家庭来说，如果所在的地区煤炭产量较高，而生物质燃料

相对不容易获得，居民会优先选择燃煤作为生活用固体燃料。

图 5-9 展示了生活固体燃料人均消耗量与人均 GDP 的关系。中国生活固体燃料消耗量曲线随着人均 GDP 增长呈现下降趋势，其中农村生活源生物质和燃煤消耗量下降曲线较为相似，而城市燃煤消耗量拟合曲线下降幅度较前者有所增加。在 1980 年至 2019 年间，农村生物质消耗量随着经济发展有着不同程度的下降，农村燃煤消耗则在不同地区有较大差异，部分地区呈现出先增后减的趋势，这是由于欠发达地区随着经济增长，燃料消耗量增加，以及开始转变燃料使用类型。同时在此期间，农村人口大量涌入城市。

城市燃煤消耗拟合曲线较之于农村燃煤消耗来说，下降幅度更大。这一现象主要与城市清洁能源的可获得性、政策关注度和居民生活水平有关（具体见 7.2 节）。在农村地区煤炭和生物质价格低廉且易于获取，仍然是农村居民主要的烹饪燃料。

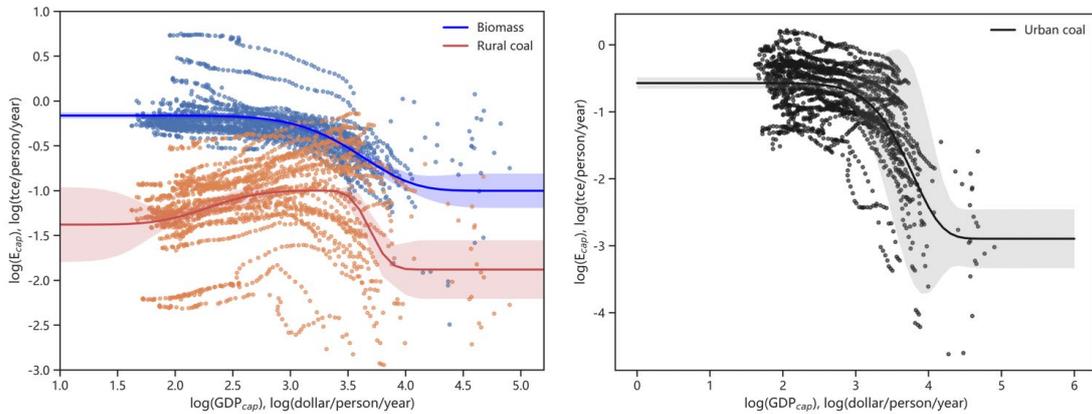


图 5-9 1980 年至 2019 年中国生活源人均能源消耗量与地区人均 GDP 的拟合结果。

## 6. 生活源固体燃料排放的健康危害

### 6.1 生活源排放健康风险的影响

#### 6.1.1 疾病负担

全球人口加权的  $PM_{2.5}$  浓度主要由颗粒有机物质 ( $11.9 \pm 7.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )、二次无机气溶胶 ( $11.1 \pm 5.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 和矿物尘 ( $11.1 \pm 7.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 组成。在中国，部分地区的二次无机气溶胶（尤其是生物燃料燃烧）对颗粒物的贡献显著，华东地区的生物燃料（含生物质）燃烧产生的人口加权环境  $PM_{2.5}$  浓度可达  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Sajeev Philip et al., 2014)。

空气污染对健康的影响主要体现在两个方面：疾病负担和心理健康。大气  $PM_{2.5}$  污染是全球疾病负担最重要的环境因子之一。据统计，全球每年因暴露于环境  $PM_{2.5}$  导致的过早死

亡人数为 4.23 万人。大气颗粒物中由于黑碳暴露造成的过早死亡为每年 15 万例，其中 38% 的过早死亡发生在中国，而家庭能源使用是最大的贡献来源，占整体的 63% (Sourangsu Chowdhury et al., 2021)。中国家庭能源使用中，农村固体燃料燃烧是其最重要的来源，排放的黑碳总量为 648.0 Gg (2014 年)。研究指出，农村居民因暴露于黑碳而导致的过早死亡人数为 171,000 人。这表明了农村居民黑碳排放是空气污染形成和公共健康影响的主要贡献来源。

图 6-1 展示了由于暴露于农村生活源固体燃料排放而引起的 PM<sub>2.5</sub> 对健康的影响。本研究使用五种疾病引起的过早死亡总数来表征人群健康影响，这五种疾病包括五岁以下儿童的急性下呼吸道感染 (ALRI)、肺癌 (LC)、缺血性心脏病 (IHD)、脑血管疾病 (Stroke) 和慢性阻塞性肺疾病 (COPD)。1980 年，当中国刚开始工业化并且汽车保有量较低时，农村生活源固体燃料燃烧导致的 PM<sub>2.5</sub> 对健康的影响最大 (占 95%)，而农村居民生活源固体燃料年排放量导致的过早死亡高达 685,000 (470,000~964,000) 人。随着经济发展水平和科技水平推进，这一影响稳步下降，在 2014 年由于农村生活源 PM<sub>2.5</sub> 暴露的过早死亡下降至 435,000 (268,000~649,000) 人，生活源对总健康风险的贡献下降至 72%；到 2021 年进一步下降至 352,000 (217,000~526,000) 人，相对贡献则下降至 67%。这些年来，各种疾病的贡献也有所不同。例如，由 IHD 引起的死亡增加，而与 ALRI、COPD 相关的死亡减少，这可以通过年龄结构和基本死亡率的时间变化以及疾病的不同非线性剂量反应关系来解释。

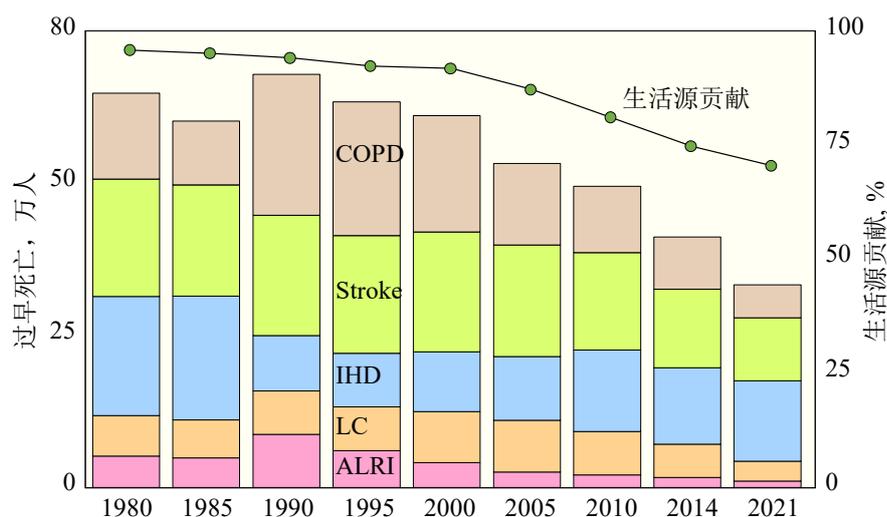


图 6-1 1980 年至 2021 年间中国归因于生活源 PM<sub>2.5</sub> 暴露导致的过早死亡以及归因于所有生活源的总过早死亡的相对贡献。导致死亡的五种疾病分别为小于 5 岁的儿童急性下呼吸

道感染（ALRI）、缺血性心脏病（IHD）、脑血管病（Stroke）、慢性阻塞性肺病（COPD）和肺癌（LC）。

研究比较了 1992 年和 2012 年农村生活源排放所致过早死亡的地理分布，如图 6-2 所示，高死亡率地区包括华北平原、关中平原和四川盆地。二十年中，整个中国东部地区的死亡率都有所下降，向沿海地区呈逐渐加速的下降趋势。这种趋势可能与东部地区更快的社会经济发展以及随之而来的农村居民能源转型有关。由于农村家庭使用固体燃料的比例较高，因此农村地区因  $PM_{2.5}$  暴露导致的过早死亡人数一般高于城市。比较 1992 年（图 6-2A）和 2012 年（图 6-2B）农村居民排放源排放引起的环境  $PM_{2.5}$  所致过早死亡的空间分布，生活源排放相关的过早死亡在空间上存在很大的差异，受影响最大的地区是四川盆地和华北平原。相比之下，东南沿海省份生活源排放相关的风险要低得多。而在全国而言，城市生活源排放的一次  $PM_{2.5}$  和二次  $PM_{2.5}$  前体物的过早死亡的空间分布如图 6-3 所示，受影响最严重的地区是四川盆地和北部平原，相比之下，东南沿海省份与住宅排放相关的风险要低得多。

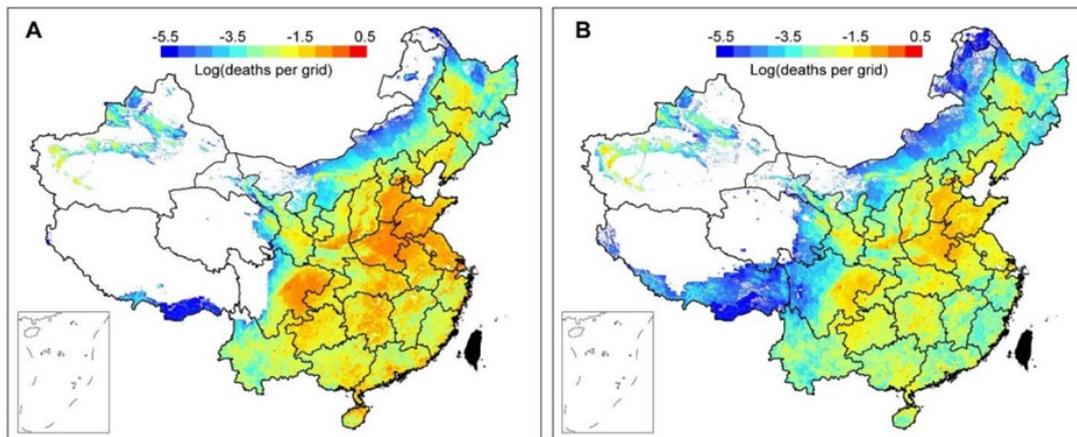


图 6-2 1992 年、2012 年中国农村居民排放引起的  $PM_{2.5}$  暴露相关过早死亡空间分布。

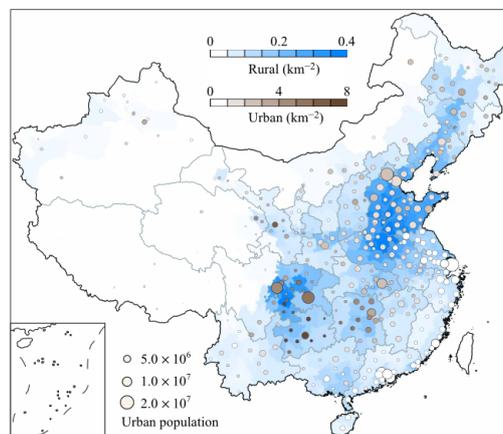


图 6-3 城市和农村生活源排放的一次 PM<sub>2.5</sub> 和二次 PM<sub>2.5</sub> 前体物导致的过早死亡的空间分布（单位：死亡人数/平方公里）。农村地区每平方公里过早死亡人数以蓝色阴影背景显示，城市地区以阴影圆圈显示；符号的面积与城市人口成正比。

### 6.1.2 心理健康

除了造成疾病负担影响外，空气污染会造成不良的心理影响。实际上，大气 PM<sub>2.5</sub> 污染对城市和农村人口的心理影响是不同的。研究选取中国北方冬季清洁取暖所规划的北京、天津及其它 26 个周边城市作为研究区域（R28 地区），为了避免受新冠疫情的影响，报告重点关注 2014 年至 2019 年的结果，用综合主观幸福感（ISWB）指数来表征空气污染造成的心理影响，它是四种负面情绪得分的线性组合。由于空气污染只能造成负面的心理影响，ISWB 仅取负值；ISWB 值越负，表明负面心理影响越强。

图 6-4A 显示了 ISWB 从 2014 年到 2019 年的时间趋势：从 ISWB 值负值减小（向 0 靠近）的趋势，说明空气污染带来的负面心理影响在这几年逐渐减弱。Zhang 等人进行的一项全国性调查也报告了类似的结果，显示空气污染和幸福感之间存在负相关，而抑郁症状的发生率对空气污染有正向相关（Zhang et al. 2017a）。与此同时，ISWB 也具有特定的季节变化。图 6-5B 展示了 2014 至 2019 年 R28 地区的月平均 ISWB 和对应的月平均大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的变化趋势，可以看出 ISWB 与大气 PM<sub>2.5</sub> 具有相似的季节变化周期，且与大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度呈负相关。采暖季和非采暖季的平均 ISWB 分别为  $-0.93 \pm 0.09$  和  $-0.72 \pm 0.07$ 。作为参考，WHO 过渡目标 4 和目标 1 的  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  或  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  时（World Health 2021）的 ISWB 分别为  $-0.36$  和  $-0.55$ 。

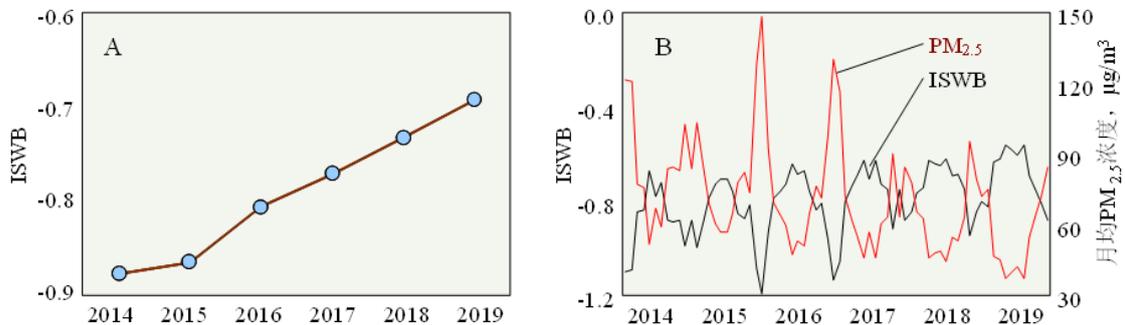


图 6-4 2014 年至 2019 年 R28 地区年平均综合主观幸福感（ISWB）（A）和月平均 ISWB（B）的时间趋势。月平均 PM<sub>2.5</sub> 浓度用红线表示。

与环境中的 PM<sub>2.5</sub> 不同，室内空气污染对心理影响有限，是因为室内可视距离短，即使室内空气中的 PM<sub>2.5</sub> 浓度很高，对能见度的影响也不太明显。同样由于室内空气 PM<sub>2.5</sub> 浓度难以用肉眼察觉，公众对室内的空气污染水平认知产生偏差，从而少有动力采取措施来减轻暴露。例如，在严重的雾霾天，使用口罩防护的居民也大多仅限于室外活动时，而在室内往往不采取同样的措施。此外，严重的室内空气污染大多发生在农村地区，而相较于城市居民来说，农村居民对空气污染的健康危害认识也较为缺乏 (Meng et al., 2022)。

图 6-5 展示了 2014 年至 2019 年 R28 地区城市和农村居民年平均 ISWB 的趋势；从该图可以看出，大气 PM<sub>2.5</sub> 污染对城市和农村人口所产生的心理效应之间的差异与其导致的城乡过早死亡之间的差异相反 (农村的过早死亡率高于城市)。在 2014 至 2019 年这六年间，室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度对城市人口的心理影响比对农村人口的影响平均要高 25 ± 3%。此外，城市地区 PM<sub>2.5</sub> 的心理影响比农村地区下降得更慢 (分别下降 21% 和 27%)，因为在高浓度范围内，四种负面情绪对 PM<sub>2.5</sub> 的反应是非线性的。需要指出的是，这项研究的局限性之一体现在采用单一的统计模型来量化城市和农村人口的心理效应。现实中，由于农村人口对空气污染的健康影响认识不足，因此在心理上受到的影响也较小；本研究采用的模型是基于对城市居民的心理研究的，因而可能会高估农村居民所受到的心理影响。

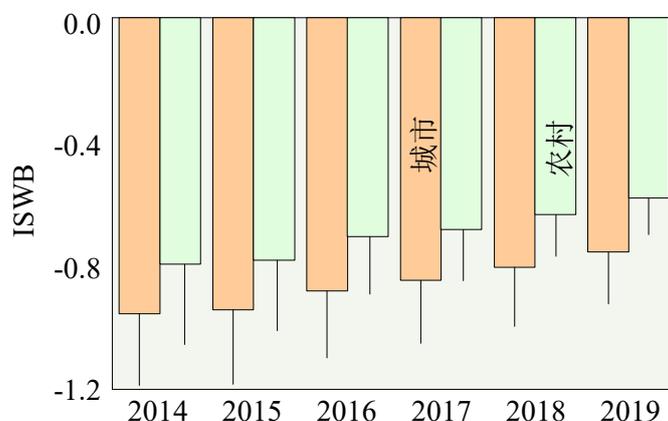


图 6-4 2014 年至 2019 年 R28 地区城市和农村居民年平均综合主观幸福感 (ISWB) 的趋势。误差条代表标准偏差。

生理和心理的健康影响及各自生活源贡献在空间分布上存在差异。图 6-6 展示了 2014 年和 2019 年 R28 地区过早死亡率、ISWB 以及二者的生活源贡献的空间分布。生理健康影响的空间差异主要是来源于不同的地理和社会经济条件，由于农村家庭使用固体燃料的比例较高，因此农村地区因 PM<sub>2.5</sub> 暴露导致的过早死亡人数一般高于城市。ISWB 的空间分布

模式与大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的空间分布模式相同。ISWB 生活源贡献较高的地区沿太行山下分布，是由于该区域生活源排放密集，且大气扩散被山体阻挡。即使在 2019 年，仍然存在一些生活源排放较高的地区。例如，石家庄市年平均环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度最高可达到 150 μg/m<sup>3</sup>，对应的 ISWB 为-1.26，远高于 2019 年区域平均 PM<sub>2.5</sub> 浓度（56 μg/m<sup>3</sup>）和 ISWB（-0.54）。

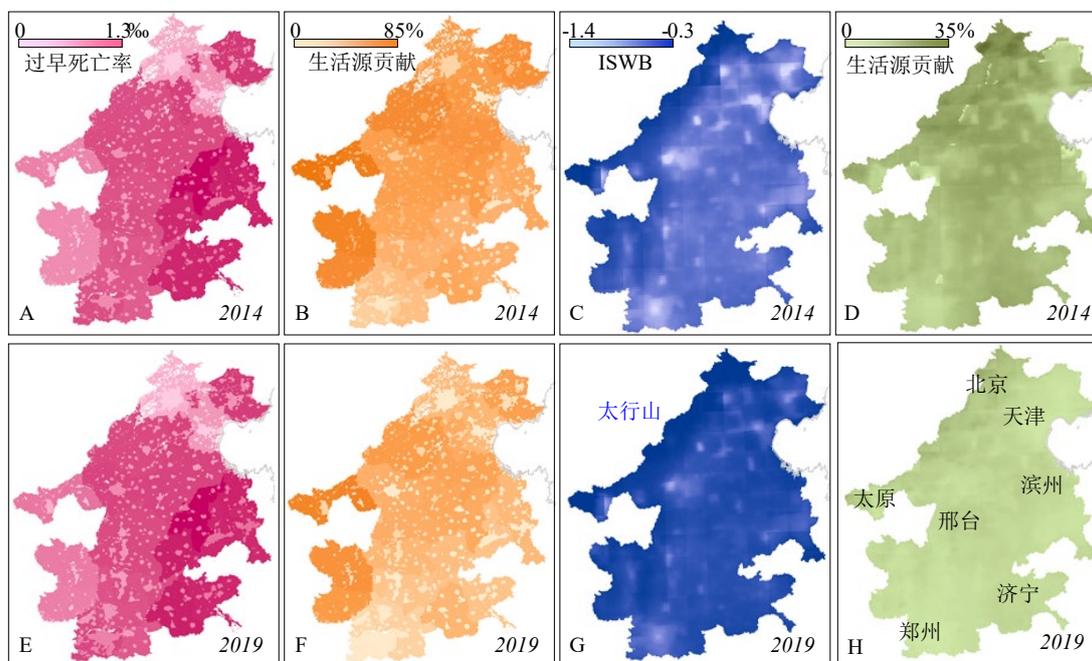


图 6-6 比较 2014 年（A、B、C 和 D）和 2019 年（E、F、G 和 H）过早死亡率（A 和 E）、综合主观幸福感（ISWB）（C 和 G）以及生活源对过早死亡率（B 和 F）和 ISWB（D 和 H）贡献的空间分布。

## 6.2 燃煤排放引起的 PM<sub>2.5</sub> 暴露的空间分布及区域差异

如前所述，燃煤源对 2014 年中国室内外空气 PM<sub>2.5</sub> 浓度的绝对贡献分别为  $37.8 \pm 25.7$  μg/m<sup>3</sup> 和  $5.81 \pm 5.94$  μg/m<sup>3</sup>，占全部排放源的 44.6% 和 26.2%。同年中国人群的取暖季和非取暖季平均室外停留时间分别为 3.18 小时和 4.42 小时，大部分时间暴露于室内空气环境中，室内环境的 PM<sub>2.5</sub> 浓度水平高于室外环境。因此，室内暴露是总 PM<sub>2.5</sub> 暴露和燃煤源 PM<sub>2.5</sub> 暴露的主要来源，尤其对于固体燃料使用比例更高的农村区域。

2014 年，中国人群 PM<sub>2.5</sub> 暴露有 58.9% 来源于室内固体燃料燃烧的直接排放（ $39.9 \pm 38.5$  μg/m<sup>3</sup>）。其次是室外大气 PM<sub>2.5</sub>（ $27.8 \pm 15.0$  μg/m<sup>3</sup>），占总 PM<sub>2.5</sub> 暴露的 41.1%。在农村地区，室内固体燃料燃烧的直接排放是主要的 PM<sub>2.5</sub> 暴露来源，占总 PM<sub>2.5</sub> 暴露的 76.3%；而在城市地区，室内固体燃料燃烧的直接排放占比相对较低，占总 PM<sub>2.5</sub> 暴露的 36.2%。燃

煤源对农村地区室内直接排放的贡献较高，为  $21.0 \pm 19.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ （城市  $19.5 \pm 21.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ），而对城市地区室外大气  $\text{PM}_{2.5}$  的贡献较高，为  $13.0 \pm 7.84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ （农村  $5.98 \pm 4.23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ）。

由于中国南北方居民生活能源类型的差异，燃煤源人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露存在明显的南北方差异。依图 6-7 所示，2014 年，中国北方和南方地区燃煤源农村人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露分别为  $43.9 \pm 10.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $17.3 \pm 7.81 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，相对贡献分别是 39.2% 和 27.6%；中国北方和南方地区燃煤源城市人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露分别为  $50.0 \pm 17.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $23.8 \pm 10.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，相对贡献分别是 74.5% 和 53.6%。由于中国城乡居民生活能源结构的差异，城市居民清洁能源的使用比例高于农村居民，因此燃煤源对中国城市室内  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的相对贡献高于农村，燃煤源对中国北方和南方农村人群  $\text{PM}_{2.5}$  总暴露（室内+室外）的相对贡献（39.2% 和 27.6%）均略高于对农村区域室内  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的相对贡献（36.5% 和 20.7%），对中国北方和南方城市人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露的相对贡献（74.5% 和 53.6%）均略低于对城市区域室内  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的相对贡献（78.3% 和 55.6%）。

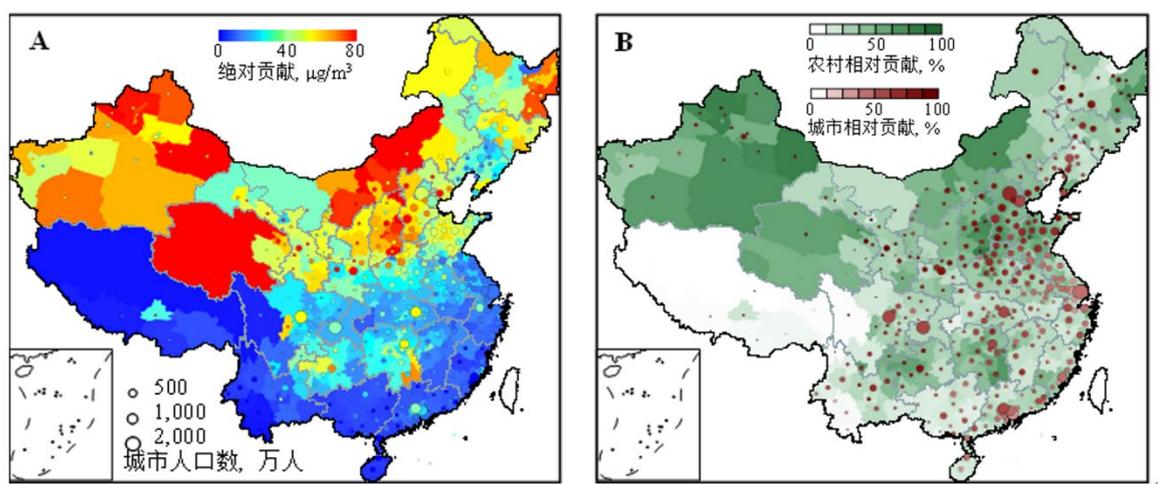


图 6-7 2014 年燃煤源对中国人群  $\text{PM}_{2.5}$  暴露的绝对贡献 (A) 和相对贡献 (B) 的空间分布。图中，农村区域的绝对贡献与相对贡献均以背景颜色的形式呈现，城市区域的绝对贡献与相对贡献均以单独的气泡形式呈现，每个气泡代表一个地级市，气泡的经度和纬度为该地级市城市中心区域的经度和纬度，气泡的面积大小与地级市居民户数成正比，气泡的填充颜色代表相对贡献的大小。

如图 6-8 所示，2014 年，燃煤源对  $\text{PM}_{2.5}$  呼吸暴露导致的中国过早死亡人数和伤残疾病调整年 (DALYs) 主要集中于华北平原、长江中下游平原和四川盆地地区。由于城市人口密度大和燃煤排放相对贡献高，其过早死亡人口密度和人均 DALYs 通常显著高于周围的农村地区。2014 年，燃煤源  $\text{PM}_{2.5}$  呼吸暴露引起的过早死亡人数最多的省（自治区、直辖市）

是山东 (57,000, 34,000–85,000)、河北 (46,000, 29,000–68,000)、河南 (42,000, 25,000–63,000) 和四川 (36,000, 22,000–53,000), DALYs 最多的省份也是这些省份。另外, 燃煤源对  $PM_{2.5}$  呼吸暴露引起的农村过早死亡率最高的省份是新疆 ( $6.0 \times 10^{-4}$ )、河北 ( $5.7 \times 10^{-4}$ )、内蒙古 ( $5.6 \times 10^{-4}$ )、山东 ( $5.6 \times 10^{-4}$ ) 和山西 ( $5.3 \times 10^{-4}$ ); 对  $PM_{2.5}$  呼吸暴露引起的城市过早死亡率最高的省份是黑龙江 ( $8.2 \times 10^{-4}$ )、青海 ( $8.2 \times 10^{-4}$ )、内蒙古 ( $7.7 \times 10^{-4}$ )、贵州 ( $7.6 \times 10^{-4}$ ) 和甘肃 ( $7.0 \times 10^{-4}$ )。无论是燃煤源对  $PM_{2.5}$  呼吸暴露导致的总过早死亡人数和总 DALYs 的相对贡献, 还是燃煤源导致的过早死亡率和人均 DALYs, 北方省份均普遍高于南方省份, 且同一省份的城市均高于农村。

燃煤源对健康风险的相对贡献还受到地理和生活能源结构等因素的影响。由于城市居民只能选择煤炭或清洁能源进行取暖和做饭活动, 因此燃煤源对健康风险的相对贡献较高的城市区域多位于年均温较低、需要取暖的冬季时间较长且生活能耗中固体燃料的使用比例较高的省份。而使用煤炭的家庭在取暖季的平均室内  $PM_{2.5}$  浓度显著高于非取暖季的平均室内  $PM_{2.5}$  浓度。对于农村家庭, 由于生活用固体燃料可以选择煤炭或者价格更低廉的生物质能源, 因此燃煤源对健康风险的相对贡献还受到燃煤在生活用固体燃料中占比的影响。

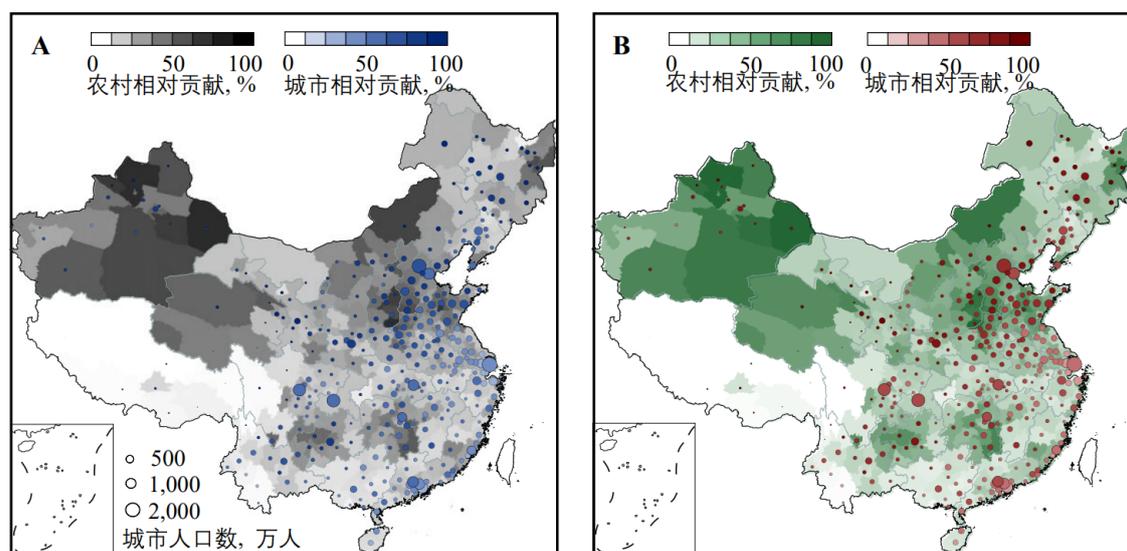


图 6-8 2014 年燃煤源对中国  $PM_{2.5}$  暴露导致的过早死亡人数 (A) 和 DALYs (B) 的相对贡献的空间分布 (以地级市为单位)。农村区域的相对贡献以背景颜色的形式呈现, 城市区域的相对贡献以单独的气泡的形式呈现, 每个气泡代表一个地级市, 气泡的经度和纬度为该地级市城市中心区域的经度和纬度, 气泡的填充颜色代表相对贡献的大小。

### 6.3 农村生活源排放对 PM<sub>2.5</sub> 暴露的影响

根据计算出的室内各环境和室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度以及农村居民的行为活动模式 (Duan et al. 2014), 在使用人群比例加权后, 对 PM<sub>2.5</sub> 的暴露进行量化, 并将农村生活源和其它源对农村居民人群 PM<sub>2.5</sub> 暴露浓度的贡献进行了区分。图 6-9 为 1980 年至 2021 年生活源和其它源对中国农村居民 PM<sub>2.5</sub> 人群暴露的贡献。暴露量进一步分为室内和室外贡献。尽管这四十年以来, 居民生活燃料使用行为和其它源排放情况发生了很大的变化, 但由于长期相对固定的人群行为模式, 使得人群绝大部分时间仍然停留在室内, 导致室内环境的暴露仍然占据总暴露的主导地位 (从 1980 年 95% 下降到 2021 年 91%)。但不同的是, 室内暴露中, 生活源的相对贡献经历了显著下降, 1980 年农村生活源导致的室内暴露为 170.9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 占室内总暴露的 97%; 2014 年下降至 51.2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 占室内总暴露的 79%; 而后经过生活源能源转型的强有力干预, 进一步下降至 32.4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 生活源对室内总暴露的贡献下降至 71%。而 1980 年到 2021 年, 其它源对人群暴露浓度的贡献一直在升高 (从 1980 年 4% 攀升到 2021 年 34%)。一方面, 1980 年到 2014 年其它源随着社会发展需求增加活动量增加, 导致了 PM<sub>2.5</sub> 浓度升高, 继而对总暴露的贡献也随之增加 (从 4% 增加到 2014 年 26%); 另一方面, 使用固体燃料的居民逐渐向清洁能源转型, 导致了其暴露从生活源转向了室外渗透, 从而使其它源对人群暴露的贡献升高。因此, 2015 到 2021 年之间, 在各种干预措施实施下, 尽管其它源排放导致的绝对 PM<sub>2.5</sub> 浓度逐渐降低, 但对人群 PM<sub>2.5</sub> 暴露的相对贡献仍然增长 (2014 年到 2021 年从 26% 增加到 34%)。

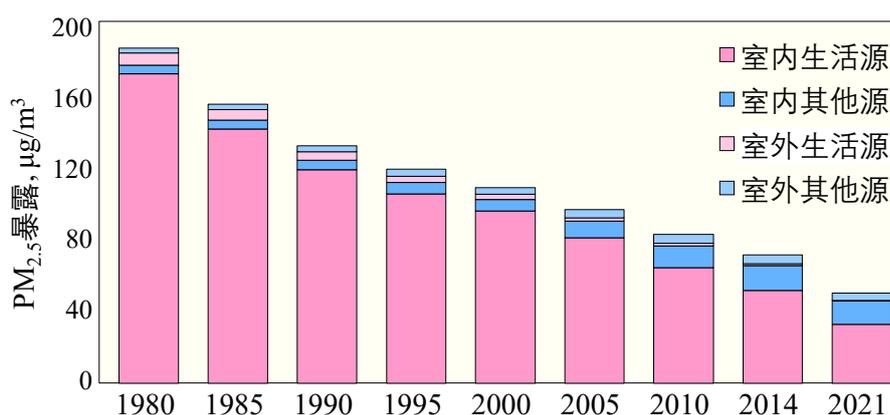


图 6-9 1980 年至 2021 年, 农村居民来源和所有其它人为来源对中国 PM<sub>2.5</sub> 人群暴露的贡献。暴露量进一步分为室内和室外路径。

根据《中国北方冬季清洁取暖规划 (2017-2021 年)》(CHC-1), 至 2021 年, 2+26 地

---

区 60% 的农村用煤家庭将使用清洁燃料（管道天然气、LPG 和沼气）和电力（CFE, Clean Fuels and Electricity）。虽然该项规划中只提到散煤替代，但生物质利用在该地区仍然很普遍，而且随着炉灶的拆除也被逐渐淘汰。为了评估 CHC-1 对能源、环境、健康等方面的影响，研究制定了以下四个情景：无干预情景 S1，除了人口分布和经济增长变化所推动的干预措施外，不涉及干预；部分干预情景 S2，根据“十三五”空气污染控制规划（APPCAP 2013），在减排方面，以工业、交通和能源生产为主；部分替代情景 S3，预计 2017-2021 年冬季中国北方清洁供暖规划实现 60% 的替代；完全替代情景 S4。本研究计算了人群加权 PM<sub>2.5</sub> 暴露浓度以及室内和室外暴露的贡献（图 6-10）。在室内和室外环境中，生活源和非生活源排放对 PM<sub>2.5</sub> 的贡献得到进一步区分。Aunan 等人和 Zhao 等人也使用了类似的方法区分室内室外暴露水平（Aunan et al., 2018; Zhao et al., 2018）。2014 年 R28 地区的人口加权 PM<sub>2.5</sub> 暴露浓度为 135 μg/m<sup>3</sup>；在 2021 年的不同情景中，S1 的加权浓度降至 109 μg/m<sup>3</sup>，S3 的加权浓度则降至 78 μg/m<sup>3</sup>，相当于两种情况分别减少了 19% 和 42%。在 S3 的情况下，剩余的暴露浓度由非生活源占主导地位（72%），这表明北方清洁取暖政策显著减少（S3）甚至消除（S4）了最初来自生活源的暴露浓度。

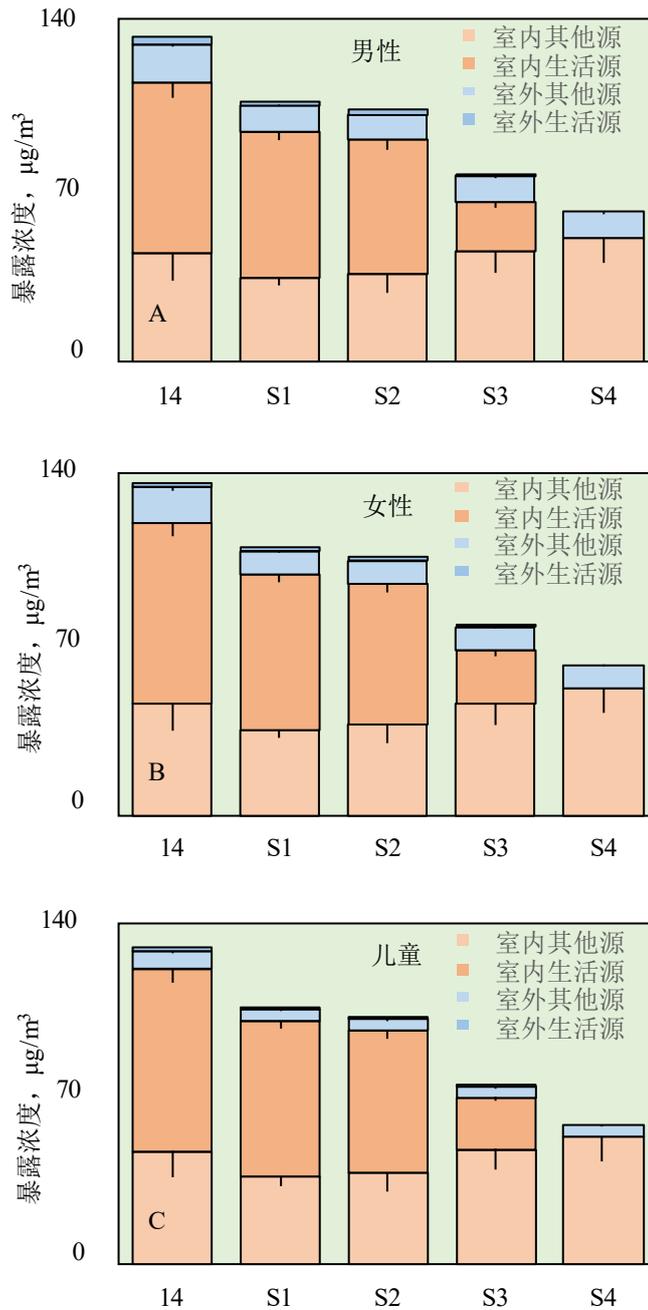


图 6-10 R28 地区中各情景下男性 (A)、女性 (B) 和儿童 (C) 的人群加权 PM<sub>2.5</sub> 暴露水平。

与 2014 年基准相比，由于清洁取暖规划的实施，人群加权暴露水平大大降低，而降低的主要原因来自于固体燃料使用的显著下降导致的室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度的下降。尽管生活源贡献的室外暴露也大大减少，但其室外贡献的暴露在基准年就已经处于较低的水平。相对地，室内暴露中与非生活源排放相关的部分从绝对值上略有增加，这是因为使用清洁能源的家庭室内 PM<sub>2.5</sub> 暴露主要来自室外空气的渗透。值得注意的是，尽管这项清洁取暖规划是为解

---

决该地区的环境空气污染问题而发起的 (Archer-Nicholls et al., 2016), 但农村居民却因为室内空气污染的减少而受益更多。这是因为生活源固体燃料的燃烧活动通常发生在室内, 而人们大部分时间也都停留在室内。

在中国北方地区, 女性比男性更经常在家庭中承担炊事的任务, 这也反映在厨房停留时间长短上: 男性和女性成年人平均在厨房花费 0.8 小时和 2.7 小时 (Duan, 2013)。由于厨房中的  $\text{PM}_{2.5}$  浓度通常高于其它房间和室外, 因此女性的暴露水平高于男性。2014 年, R28 地区女性和男性的总暴露水平分别为  $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 其中差异主要是由于女性对室内生活源排放量的暴露相对较高所致。有报道表明在中国农村, 与炊事有关的非吸烟女性肺癌患病率很高, 我们研究中确定的相对较高的暴露量证实了这种不利影响。而在 2021 年, 在 60%清洁取暖替代率情景 (S3) 下, 尽管室内生活源对女性暴露的贡献 ( $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 仍高于男性 ( $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), 但差异比 2014 年小得多; 这表明女性从清洁取暖规划的实施中获益更多。另外, 与成人相比, 因为儿童在室内停留时间更多, 所以 2014 年儿童的暴露量 ( $136 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 略高于成人 ( $135 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ); 而出于同样的原因, 他们也从清洁取暖规划的实施中受益更高。

图 6-11 展示了在四种情景和 2014 年基准水平下, 总  $\text{PM}_{2.5}$  暴露水平的空间分布。空间分辨率为  $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 。该图同时还展示了基于平均网格单元暴露浓度的频率分布。由于 S4 情景假设完全消除农村居民生活源固体燃料的使用, 因此 S4 情景下的浓度分布近似代表了来自非生活源的贡献。从整体区域上看, 人群加权暴露浓度由于清洁取暖规划的实施大幅降低, 频率分布的显著变化证明了这一点。另外, 清洁取暖规划目标完成情况下 (S3) 频率分布相较于 2014 年基准年份变得更窄, 表明不同城市之间的差异在逐渐减小。从空间上讲, 暴露浓度的最大相对变化发生在 R28 地区的东北部, 该地区的总暴露浓度在 2014 年处于较高水平, 而在 100%替代的情景 (S4) 下, 该区域 2021 年人群加权暴露浓度降至区域内最低的水平。

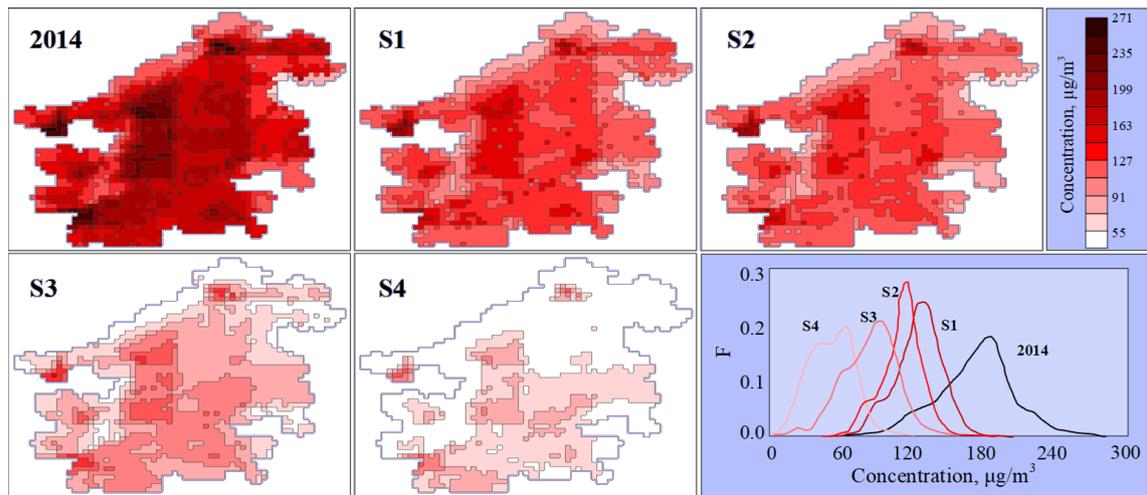


图 6-11 在四种情景和 2014 年基准水平下，总 PM<sub>2.5</sub> 暴露水平的空间分布，以及基于平均网格单元暴露浓度的频率分布。

## 7. 生活能源清洁转型过程及效应

### 7.1 农村生活能源清洁转型过程及效应

我国农村通常使用煤炭、生物质燃料（如秸秆、木头）和动物粪便等来取暖和烹饪。由于经济条件、生活习惯等原因，农村住户通常并不使用单一能源来满足日常需求。经过对全国各省份共约 57,000 户农村居民的生活能源使用情况的调查显示，户均能源种类数为 2.8 种，户均拥有炉灶数 1.4 个。此外，不同地区的经济社会条件各异，居民的生活习惯也不尽相同，农村主要能源消耗类型表现出明显的区域差异。在西部欠发达地区，由于价格低廉且易得，煤炭和生物质仍然是主要的烹饪燃料。例如山西、内蒙古地区用煤炭来烹饪，西藏、四川地区则用秸秆、木头、动物粪便等。随着社会进步，2014 年农村地区固体燃料消耗量比 1980 年下降了 56%，特别是 90 年代后，生物质燃料使用量下降明显，被电力、天然气等清洁能源替代。2017 年，农村已经有 69% 的家庭主要使用电力和天然气来做饭，但增长速度放缓。2012 年至 2017 年，烹饪清洁能源占比增加 11%，低于前 10 年内每五年 19% 的增速(Shen G et al., 2022)。

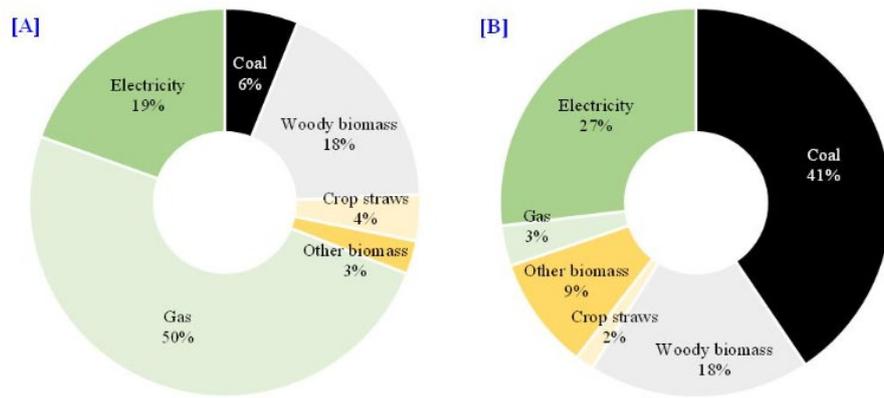


图 7-1 2017 年中国农村烹饪 (A) 和取暖 (B) 使用各类燃料为主要能源的家庭比例。

农村取暖也存在着明显的时间性和区域性。除了典型的北方和西南高寒地区，东部和东南部冬季取暖比例也逐渐上升。2017 年，70%的家庭主要使用煤炭和生物质进行取暖。考虑到多种能源使用，大多数家庭依赖传统固体燃料进行取暖。其中用炕取暖的燃料中煤炭、木材、秸秆和其他生物质燃料的占比分别为 40%、24%、18%和 18%，而不用炕取暖的住户中煤炭、生物质、天然气和电力的占比分别为 41%、18%、3%和 18%。近 20 年来，农村采暖变得更加清洁。2002 年，采暖清洁能源占比仅 2%，2017 年达到 17%。但取暖的清洁能源增加比例远低于烹饪，主要因为不同地区的供热需求、自然资源、社会经济发展水平和政府补贴政策不同，区域差异表现出不同的取暖能源转型路径。在没有政府干预下的居民收入增加引起的清洁能源比例提升集中在东部和南部，经济较发达的东部省份清洁能源转型年均速率为 3.7%–6.2%。2017 年，清洁能源使用占比近 60%，个别地区超 80%。南部省份转型速率较东部地区缓慢。四川、云南、湖南等地清洁能源占比接近 30%–40%。政府政策干预的清洁能源转型主要在京津冀和汾渭平原，一系列环境政策（如煤改气、煤改电）后，这些地区取暖的清洁能源占比短期内大增，例如北京、天津、河北在 2012 年清洁能源占比约在 5%–7%，到 2017 年增至 80%、52%和 26%。自发使用新型清洁能源主导东北和西部地区，原因是这些省份本身取暖需求大，缺乏政府政策这种强外部性力量驱动清洁能源转型，居民收入不如东部地区，清洁能源转型主动性不足，使得这些省份的清洁能源占比提升不大。

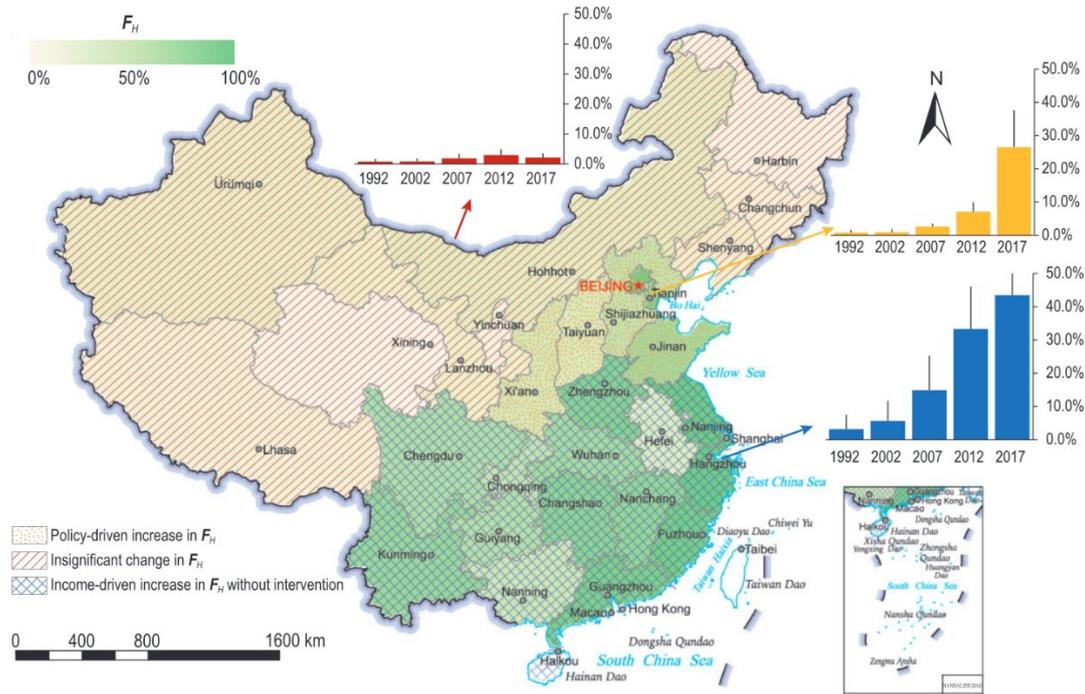


图 7-2 2017 年农村取暖清洁能源占比分布及转型路径。

农村地区普遍使用固体燃料的炉灶进行烹饪和取暖，但家庭炉灶通常缺乏末端治理设施，同时其固体燃料排放因子高，导致农村住宅能源消耗排放的污染物占比高于其能源消耗占比。烹饪和取暖时， $PM_{2.5}$  人体暴露量通常更高，形成能源消耗-污染物排放-人体健康的放大效应。尽管农村烹饪和取暖的能源从固体燃料向清洁能源和电力等迅速转型，加之快速的城镇化过程，农村生活源的空气污染物排放已经有了明显的下降，但是 2012 年中国 39% 的 BC 和 46% 的 OC 来自农村生活源排放，并贡献了近三分之一的人为源  $PM_{2.5}$  浓度。而人口分布有极大的空间差异，在利用人口数据对  $PM_{2.5}$  浓度加权后，全国农村生活源平均人口加权浓度（PWC）为  $14 \mu g/m^3$ ，几乎是未加权浓度的 3 倍。在能源转型前，农村生活源的  $PM_{2.5}$  贡献更高。1992 年农村生活源排放对环境  $PM_{2.5}$  贡献高达 45%。1992 年到 2012 年，农村生活源排放全国平均 PWC 下降了 26%，对全国相对贡献从 39% 下降到了 21%。PWC 相对贡献降幅更大，特别是在 2002 年后的城市地区，因为其他污染源排放增加，比如城市工业化以及机动车数量迅猛增长，1992 年至 2002 年  $NO_x$  排放增长了 316%，同期农村生活源  $NO_x$  排放则一直呈下降趋势。

利用得到的 PWC 和暴露-健康的响应关系，计算了每年由于农村生活源排放的  $PM_{2.5}$  引起的过早死亡人数。结果显示农村生活源排放引起的过早死亡由 1992 年的 570,000 人下降至 2012 年的 210,000 人。在去除人口增长、老龄化和基础死亡率变化对过早死亡的影响后，由于农村能源转型避免了大约 130,000 的过早死亡。生活源排放减少的同时，由于社会发

展、工业化等一系列原因，其他部门的排放大量增加，生活源排放引起的过早死亡贡献从1992年的33%降至2012年的10%。空间上看，华北平原、关中平原和四川盆地是死亡率较高的地区。1992年-2012年，整个中国东部地区的死亡率都在下降，特别是沿海地区下降趋势更为明显，这可能和更快的社会经济发展和东部农村住宅能源的快速转型有关。近年来农村居民经历了明显的清洁能源转型过程，比如“2+26”城市的清洁取暖行动，但在全国范围内仍然有较大的提升空间，根据区域差异制定差异化政策，基于实际情况提供切实可行的政策组合，政府应加大力度改善基础设施、提高居民收入等，促进农村生活清洁能源转型。

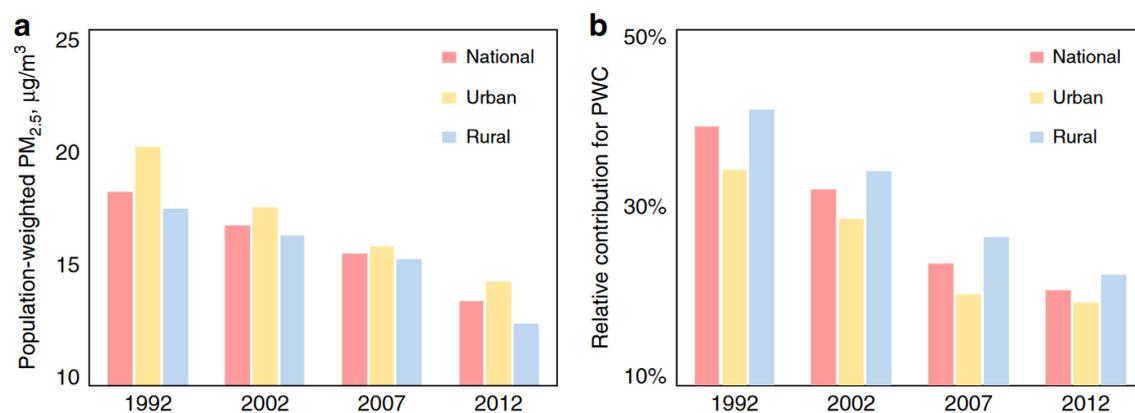


图 7-3 1992-2012 年中国大陆农村生活源排放对总体人口加权环境 PM<sub>2.5</sub> 浓度 (PWC) 贡献。

## 7.2 城市生活能源清洁转型过程及效应

随着中国经济的快速发展，城镇人口从 1980 年的 1.9 亿增长到 2014 年的 7.5 亿，伴随着人口的巨大流动，农村居民和城市居民的生活能源消费结构发生了快速变化。在 1980 年至 2000 年，城市人口增长了 148%，由于现代化能源和取暖方式，比如天然气、液化石油气、电、集中供热等的推广应用，城市居民生活能源消费总量仅增长了 10% 左右，清洁能源占比从 2% 上升至 45%，人均能耗从 11.1 GJ/人降至 4.87 GJ/人。但在 2000 年后，城市居民生活能源消费总量及人均消费量均呈现上升趋势，主要原因是生活水平的提高、家用电器增加等，比如每户空调拥有量从 2000 年的 0.3 台上升到 2014 年的 1.1 台。在这期间，清洁能源占比从 45% 上升到了 71%。城市居民燃煤做饭从 1980 年的 78% 降至 2014 年的 4%，燃煤取暖从 80% 降至 30%，人均燃煤能耗（块煤+煤球）从 10.85 GJ/人降至 2.17 GJ/人。

尽管居民生活能源已经从固体燃料向清洁能源转变了很大程度，但 2014 年仍有约 30% 的城市居民依靠煤炭等固体燃料取暖。研究表明，能源的可获得性和可负担性会影响居民选择生活能源类型。经济增长、较高的清洁能源本地产量有利于该地区清洁能源的份额，而较低的环境温度、丰富的固体燃料资源，如高煤炭产量，会对城市居民生活能源中清洁能源的份额产生负面影响。与已广泛使用的电力、液化石油气等清洁能源的炊事活动相比，依靠清洁能源取暖往往因高昂的费用而相对困难。在冬季取暖需求大的北方地区尤为显著。另一方面，我国人口大量从农村流向城市，由于户籍政策等限制，这部分人群无法获得与当地城市居民同等水平的清洁能源，而更多采用煤炭等固体燃料取暖。在这些因素中，能源的可负担性对中国城市居民生活能源选择起到主要作用。

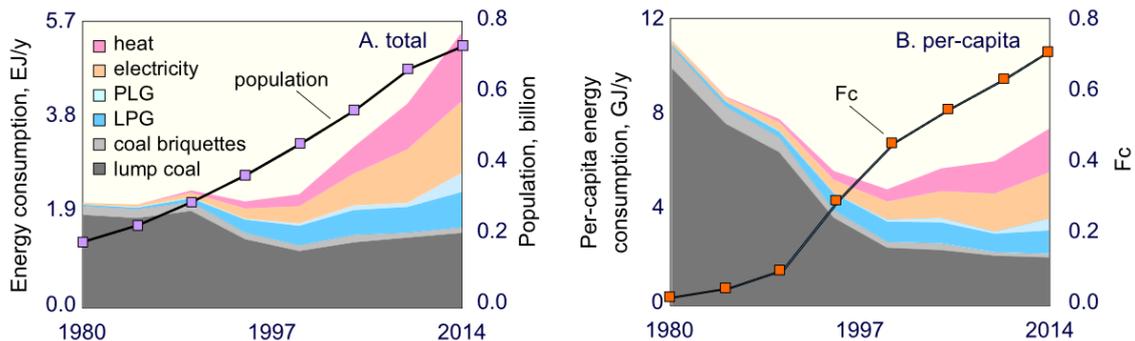


图 7-4 1980 年至 2014 年中国城市居民生活能源消费总量及人均消费量（折线为城市人口及清洁能源占比）。

虽然居民能源消耗只占总能源消耗很小的一部分，但是由于燃烧条件较差和缺乏末端处理设施，居民能源消耗对空气污染的影响不容忽视。例如，居民燃煤锅炉的  $PM_{2.5}$  排放因

---

子为 9.4 g/kg 燃料，比燃煤电厂的排放因子 1.0 g/kg 高了接近一个数量级。根据排放清单的估算，城市居民生活源不同污染物排放对污染物总排放的相对贡献在 0.49%到 16.2%之间。不完全燃烧的产物如 OC、BC 等主要来自固体燃料的燃烧，但就 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>而言，清洁能源对其排放贡献相对较高。在 2014 年城市生活源部门排放中，燃煤排放了 99%的 BC 和 OC，但是对 SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>排放却只占 50.6%、16.4%。随着时间推移，能源转型有利于大部分污染物的减排，例如天然气等清洁能源的排放因子要远低于燃煤的排放因子。但除了能源转型外，排放还受到社会发展、人口增长等多方面的因素影响，人口增长等对于城市生活源大气污染排放则有正向影响。分析各类驱动因素表明，如果城市生活能源在 1980 年至 2014 年间未发生转型，该部门的污染物排放会大量增加。以一次 PM<sub>2.5</sub> 为例，在无能源转型的情况下，2014 年的排放量将比 1980 年增长 289%，但由于城市生活能源转型等的存在，其 2014 年的排放量基本与 1980 年持平。相反，能源转型对颗粒物、BC 和 OC 等的减排作用则有所不同，例如燃煤向清洁能源转型对于 SO<sub>2</sub>的排放影响很小，甚至增加了 NO<sub>x</sub>的排放。这是由于电力消耗的增加导致电厂排放快速增长，抵消了居民燃煤消耗减少的排放下降。此外，末端治理设施的进步也有利于颗粒物、SO<sub>2</sub>和 NO<sub>x</sub>排放的减少。非排放因素中，城镇化对于减排的促进作用十分明显，要远大于人口增长对于排放的正向作用。总体而言，中国城市生活能源转型对于大气污染物排放具有重要意义。在城镇化、人口增长和末端治理技术进步等因素的共同影响下，不同污染物排放的趋势和特征各异。因此，控制污染物排放时，需要综合考虑各个方面的因素和不同污染物的来源。

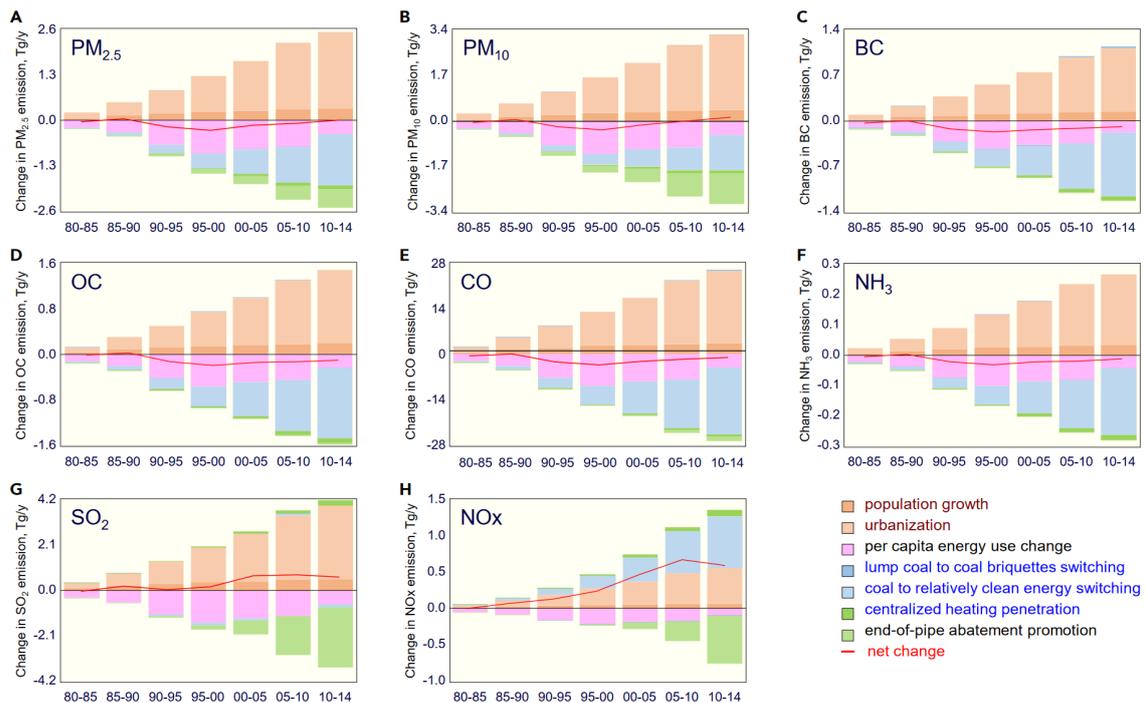


图 7-5 不同驱动因素对城市生活源污染物排放变化的累积影响（7 种驱动因素的影响以 5 年的时间间隔展示，2010 年至 2014 年为 4 年间隔；净变化以折线展示）。

城镇居民生活能源消耗在总能源消耗中占比较低，但居民烹饪、取暖等活动对室内  $PM_{2.5}$  有直接影响，特别是固体燃料燃烧。这导致居民生活源的  $PM_{2.5}$  暴露风险要大于其他排放源。1980 年，城市居民生活源排放的暴露浓度达到了  $87 \pm 41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，占总暴露的 94%。由于能源转型等措施，2014 年居民生活源排放的暴露浓度下降了 76%，为  $21 \pm 18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，占总暴露的 45%。根据健康模型计算，2014 年城市生活源  $PM_{2.5}$  暴露在我国导致了 202,000 人（117,000–302,000）过早死亡，其中块煤和煤球燃烧分别占 74% 和 27%。虽然能源转型下暴露浓度和占比均大幅下降，但由于人口增长、城镇化、老龄化和基础死亡率改变等原因，城市生活源  $PM_{2.5}$  暴露导致的过早死亡人数要大于 1980 年时期（136,000 人）。

城市生活源在能耗到健康影响的过程中同样存在放大效应。在我国城市地区，生活源在全部能源消费中占比为 4.5%，对于室外  $PM_{2.5}$  浓度贡献为 9.7%，而对于室内  $PM_{2.5}$  浓度、居民  $PM_{2.5}$  暴露和过早死亡人数的相对贡献则分别为 49%，45% 和 39%，虽然能源消耗占比较低，但其影响不容忽视。能源转型对居民燃料消耗、污染物排放都有明显影响，能够有效降低生活源污染物排放及其健康影响。由于人口增长、城镇化等因素，我国城市地区因  $PM_{2.5}$  导致的过早死亡人数从 1980 年的 142,000 人上升至 2014 年的 503,000 人。根据假设情景，若未发生能源转型，2014 年过早死亡人数将达到 657,000 人。对 1980 年至 2014 年进行累计，我国城市居民生活能源转型共减少了 220 万人的过早死亡。

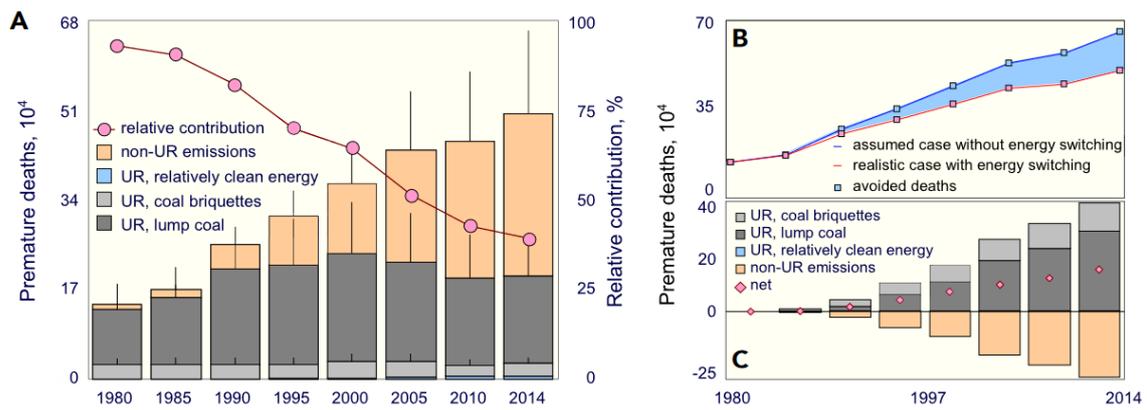


图 7-6 1980 年至 2014 年中国城市居民生活源对城市居民 PM<sub>2.5</sub> 暴露相关过早死亡人数的贡献及生活源转型避免的过早死亡人数。(A) 城市生活源及其他污染源对城市地区过早死亡人数的贡献，柱状图为中位数，误差线为 95% 不确定性区间的上限；(B) 有无城市生活能源转型下的城市地区过早死亡人数差异；(C) 按不同排放来源区分的因能源转型避免的过早死亡人数。

### 7.3 生活能源清洁转型效应分析

1980 年到 2014 年，中国农村居民主要使用的炉灶类型有：开放炉灶、传统炉灶、省柴节煤炉灶、高效节能炉灶、电炉及燃气灶等。其中除电炉及燃气灶等使用清洁能源作为燃料外，前四种炉灶均用于燃烧固体燃料。对于固体燃料的燃烧炉灶，这 35 年间主要经历了三个阶段：第一阶段由开放炉灶增加烟囱转为传统炉灶；第二阶段即为中国历史上大规模的炉灶改造运动，各级政府大力推广省柴节煤炉灶；第三阶段则由于技术进步和人民生活水平的提高，更减排的高效节能炉灶开始逐渐出现推广。1980 年，开放炉灶和传统炉灶分别占比 36% 和 64%，1995 年这一比例由于大量省柴节煤炉灶的推广迅速下降到 9% 和 17%，并在 2014 年分别降低至 4% 和 13%。而 2014 年省柴节煤炉灶和高效节能炉灶的占比则分别为 57% 和 15% (Meng et al., 2021)。

随着炉灶类型的改造升级，炉具的热效率显著升高，大气主要污染物的排放因子也逐渐降低，其中 PM<sub>2.5</sub>、BC、OC 下降尤为显著。1980 年到 2014 年，炉灶改造降低了 1,201Gg 的一次 PM<sub>2.5</sub> 排放。除了炉灶改造之外，研究还将这三十五年间各指标的变化驱动因素分解分别进行了分析，其中主要的驱动因素有：人口变化（包含城市化和自然人口增长）、炉灶改造、能源转型和能源—炉灶交互作用。由于之前针对农村生活源排放变化的研究中多数未考虑炉灶改造，本研究发现，如果不考虑炉灶改造，许多主要污染物的减排幅度将被大大低估。

---

类似的，本研究针对 1980 年到 2014 年间室外  $PM_{2.5}$  浓度、室内  $PM_{2.5}$  浓度、人群加权  $PM_{2.5}$  暴露浓度的变化也进行了驱动因素的分析。尽管人口变化对室外  $PM_{2.5}$  浓度的减少有显著贡献，但对于室内  $PM_{2.5}$  和暴露浓度影响不大。能源转型、炉灶改造及能源-炉灶的交互作用在室内和暴露浓度中都占较为相当的贡献。排除其它因素的影响，炉灶改造使得 2014 年比 1980 年过早死亡人数下降了 115,000 (96,000~166,000)，与能源转型的贡献相当 (126,000 (102,000~172,000))，而能源—炉灶的交互作用则进一步减少了 95,000 人的过早死亡，说明炉灶改造在农村生活源减排和降低健康风险中的重要作用。

对于能源—排放—浓度—健康的因果路径上，1980 年到 2014 年间生活源贡献尽管一直在下降，但在这条路径上的放大作用一直存在，并且生活源减排带来的效益在沿着这条路径得以放大，因此，生活源减排对暴露及人群健康具有尤为显著的效果。

## 8. 碳中和路径下区域生活源控制路径和政策意义

我国是世界上最大的碳排放国，占世界能源碳排放量的 28%，面临的降碳压力巨大。2022 年，我国在联合国大会中明确提出一系列碳排放目标： $CO_2$  排放量 2030 年达到峰值，2060 年完成碳中和。在这一背景下，生活源的排放控制成为实现国家能源转型、实现净零碳排放的关键战略路径之一。为此，本章通过农村和城市生活源的排放特征，针对性地对排放进行预测，并提出了潜在的减排干预方案，旨在探索生活源控制路径在国家碳中和战略中所能带来的协同减碳效应。通过深入研究生活源排放，本研究提出了具有可行性的排放干预路径，对于在国家层面实现碳中和目标起到积极的作用，为政府制定未来的碳减排政策提供了科学依据与参考。

### 8.1 重点地区农村生活源排放的未来预测及潜在干预方案

在过去的几年里，自大气十条启动以来，空气污染控制取得了显著的进展。空气污染的心理影响已经相应减少，公众的认知程度也得到了加强 (Zhang et al. 2017b)。同时，主要由于北方地区的清洁取暖规划的实施， $PM_{2.5}$  的暴露和过早死亡也得到了显著减少。随着后续清洁取暖规划的推进，预计空气污染将得到进一步缓解 (Cai et al., 2018; Liu et al., 2018)。当然，未来缓解  $PM_{2.5}$  和健康影响的努力将更加困难且难以负担，因为相对“容易”的任务已经完成 (Karvosenoja et al., 2007)。例如，清洁取暖规划覆盖了京津冀地区人口密度较大且地形较平坦的区域，而在山区和偏远村庄也用电或天然气彻底取代固体燃料在目

---

前看来仍是不现实的，因此需要更加可行的替代方案来减少这些地区的居民排放。不仅是生活源，在工业、能源和交通部门的排放控制方面也有类似的趋势（Chen et al., 2015）。最近宣布的到 2060 年实现碳中和的目标必将影响污染物减排的轨迹（NPRM 2021），未来的研究需要在考虑到碳排放的同时更新现有的减排方案、或制定新的战略和行动计划。

截至 2020 年，北方清洁取暖规划实施后仍然会有大约 50% 的农村居民未使用清洁取暖方式替代传统的散煤燃烧等取暖方式，因此在未来这段时间对这部分居民的可实行的替代方案的探讨也对生活源的进一步减排具有重要的意义。研究选取未来十年（即 2020 年至 2030 年）重点针对京津冀地区进行主要污染物的排放预测以及利用综合评估模型进行 PM<sub>2.5</sub> 浓度模拟，通过量化居民生活燃料的潜在替代方案，分析并探讨中国农村生活源的进一步缓解途径。

### 8.1.1 未来排放及 PM<sub>2.5</sub> 浓度预测

快速的经济发展和城市化将导致未来能源消费的增加，而当前大气污染防治措施可以有效减缓这一趋势。随着当前既定能源政策的实施，研究将基线情景设定为 STEPS-ch 情景，即 GAINS（Greenhouse Gas - Air Pollution Interactions and Synergies）模型中的 STEPS（Sustainable Development Goals）路径结合清洁取暖规划干预后的情景。图 8-1 展示了 2020 年和 2030 年京津冀地区基线情景主要大气污染物燃烧源排放预测及生活源贡献。在基线情景下，2030 年京津冀地区的 PM<sub>2.5</sub> 总排放量将从 2020 年 611 Gg/年减少到 496 Gg/年。其中来自生活源的排放从 2020 年 140 Gg/年下降到 2030 年 87 Gg/年，贡献了总排放减少量中的 45%。在各种主要大气污染物之中，生活源的下降在总排放量下降中占比较大的污染物是 PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub> 和 VOC，其生活源下降贡献了总排放量下降的 40% 左右。2030 年京津冀农村地区的人口加权 PM<sub>2.5</sub> 暴露浓度将从 52.6 μg/m<sup>3</sup> 下降到 48.8 μg/m<sup>3</sup>，与 2015 年至 2020 年的变化（从 63.1 μg/m<sup>3</sup> 下降到 52.6 μg/m<sup>3</sup>）相比，下降幅度减缓；其原因之一是，经过近年的干预政策影响，所选地区、特别是生活源的低成本减排潜力已经得到比较充分的开发（Xing et al. 2019），进一步减排空间变小。

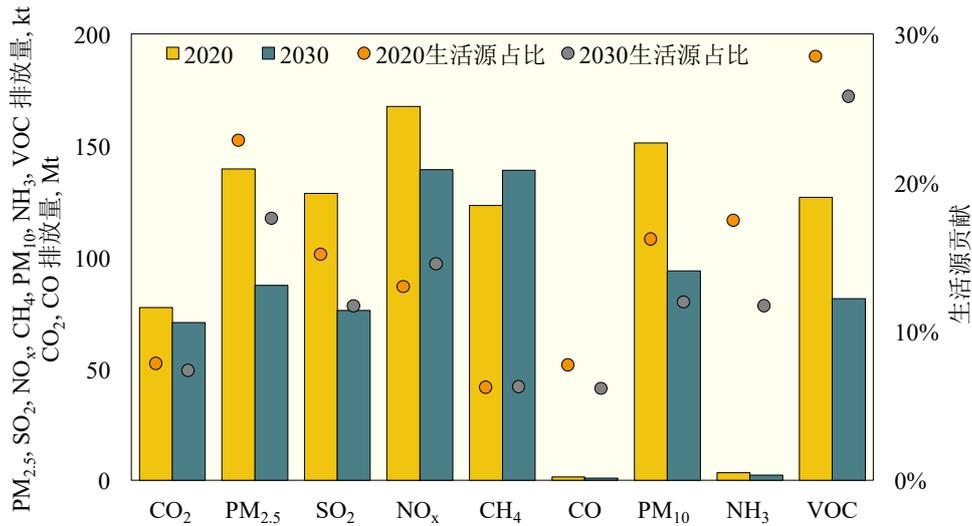


图 8-1 2020 年和 2030 年京津冀地区基线情景主要大气污染物燃烧源排放预测及生活源贡献。

本研究计算了归因于 PM<sub>2.5</sub> 暴露的五种疾病（下呼吸道感染、肺癌、缺血性心脏病、脑血管疾病以及慢性阻塞性肺病）的过早死亡，以估计干预政策带来的健康效益。在京津冀农村地区，2020 年归因于 PM<sub>2.5</sub> 暴露的过早死亡为 121,000（96,000~145,000）人。在作为健康影响终点的五种疾病中，IHD 和 Stroke 分别占过早死亡总数的 40%和 49%。尽管预期排放减少和农村人口减少，但到 2030 年，过早死亡人数将增加至 149,000（112,000~184,000）人，增加了 23%，这主要是由人口老龄化造成的。2030 年，北京、天津和河北地区农村居民的过早死亡率分别为 0.38‰、0.45‰和 2.74‰。

### 8.1.2 生活源潜在干预方案与环境健康效益

由于地形坡度、人口密度的差异，在部分地区的居民较难负担或获得清洁能源取暖。因此，对于这部分居民使用清洁煤及高效炉灶替代的方式作为生活源减排潜力的计算，而其它地区则分别使用五种方案分别计算：完全使用电力替代 S-e，完全使用天然气替代 S-g，使用电力与天然气相结合的替代方案 S-eg，使用清洁煤与清洁炉灶 S-c，使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 S-b。

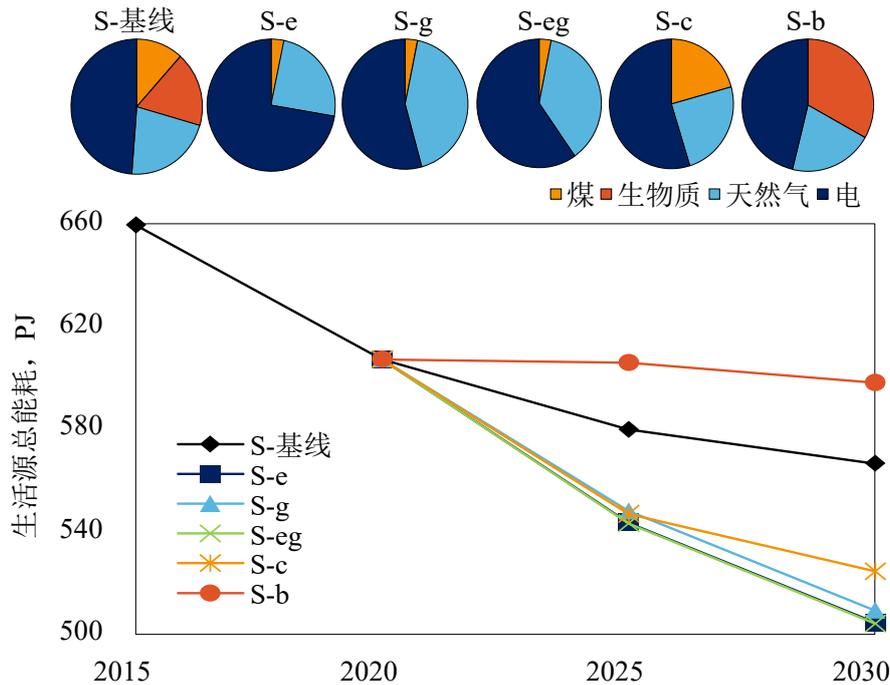


图 8-2 2015 年至 2030 年京津冀地区农村居民做饭和取暖的固体燃料、电力和燃气的消费及其相对贡献。其中六种情景分别对应：基线情景 S-基线、完全使用电力替代 S-e、完全使用天然气替代 S-g、使用电力与天然气相结合的替代方案 S-eg、使用清洁煤与清洁炉灶 S-c、使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 S-b。

图 8-2 显示了京津冀地区农村居民用于做饭和取暖的固体燃料、电力和天然气的燃料使用情况，饼状图中还显示了不同燃料在每种情况下的相对贡献。由于相对陡峭的地形坡度和较低的人口密度，不能用燃气或电力完全替代的居民在三个省份中的人口比例为北京 8%，天津 1%，河北 6%。这也是即使在清洁燃料方案（S-e, S-g 和 S-eg）中，2030 年仍存余部分煤炭的原因。由于固体燃料被转换为清洁燃料，所有替代方案的 PM<sub>2.5</sub> 排放量相比基线均将大幅下降。然而，在生物质颗粒替代方案（S-b）中，2030 年农村家庭的 PM<sub>2.5</sub> 排放量为 25 Gg，大约是其它方案的两倍（10.5~12.5 Gg）。另一方面，由于大部分生物质燃料具有碳中性的特点，因此使用生物质颗粒作为干预方案的 S-b 情景将带来最强的二氧化碳减排。具体而言，生物质颗粒方案将导致在 2030 年避免 5.7 Gg 的二氧化碳排放，而相比较之下，其它方案对碳减排的作用很小，S-eg 和 S-c 情景甚至会分别增加 0.6 Gg 和 3.4 Gg 的二氧化碳排放。在中国当前 2030 年碳达峰、2060 年碳中和的发展路径下，电厂发电能源结构逐渐向新能源、低碳能源转型（Wu et al., 2021; Liu et al., 2022），因此电力替代方案（S-e）的碳减排效益在双碳目标发展路径下将有进一步提升。

即使生活源干预措施会给一次  $\text{PM}_{2.5}$  的减排带来显著的效益，但考虑到由于清洁取暖规划的施行，基线情景下 2020~2030 年的生活源贡献已经处于相当低的水平，替代方案对大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度不会有太大的影响。在采用各生活源干预方案后，2030 年人口加权的大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度仅会因为进一步的生活源干预方案而减少 3%~4%。图 8-3 显示了基线情景下大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的空间分布和生活源干预路径方案带来的效益。从空间分布上来看，大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度下降较明显的区域与基线方案下较高的浓度分布是一致的，这意味着浓度较高的地区将从缓解政策中受益更多。

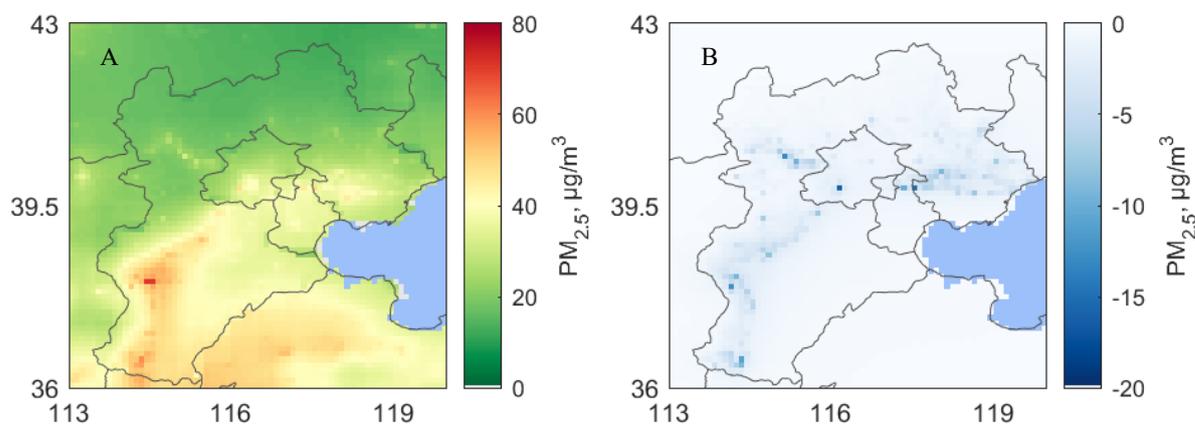


图 8-3 2030 年基线方案 (A) 的大气  $\text{PM}_{2.5}$  浓度以及 S-e (完全使用电力替代) 和 S-基线 (B) 的差异。

生活源干预政策将从燃料模式的变化中获得更大的收益，而且不同方案之间的室内  $\text{PM}_{2.5}$  浓度差异将比室外  $\text{PM}_{2.5}$  浓度差异更大。2030 年，室内  $\text{PM}_{2.5}$  平均浓度在三种清洁燃料方案之间差异不大，为  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；生物质颗粒方案为  $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ；而清洁煤方案最高，为  $43 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。尽管清洁煤替代情景的室内  $\text{PM}_{2.5}$  浓度比清洁燃料方案高约 65%，但基线情景中相对严重的室内空气污染情况使得所有生活源干预路径方案均带来显著效益，且不同方案带来的下降之间差异较小（与 2030 年的基线相比下降 40%~60%）。由于 80% 以上的时间活动是在室内，人群加权暴露浓度与室内  $\text{PM}_{2.5}$  浓度的变化趋势类似：清洁燃料情景下平均为  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而固体燃料情景下平均为  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。与之前章节类似，生活源干预方案的健康效益被定义为在该方案下 2030 年预计的过早死亡与基线之间的差异。图 8-4 展示了 2030 年京津冀农村地区五种生活源干预方案避免的过早死亡。因为去除固体燃料直接降低了室内浓度，所以使用室内外加权暴露浓度计算健康效益时，健康影响的减少受居民燃料使用比例的影响更大。三种清洁能源干预方案带来的健康效益最大且几乎相等，2030 年可避免

45,000 人过早死亡；而清洁煤替代方案和生物质颗粒替代方案则分别使得过早死亡人数相较于基线下降 28,000 和 25,000 人。

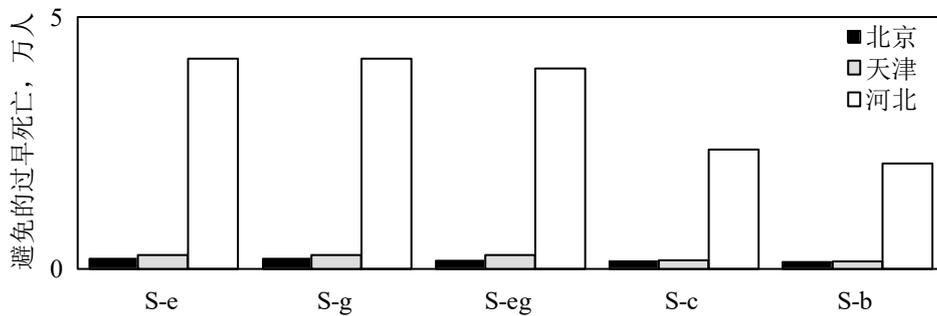


图 8-4 2030 年京津冀农村地区五种生活源干预方案避免的过早死亡。其中五种情景分别对应：完全使用电力替代 S-e，完全使用天然气替代 S-g，使用电力与天然气相结合的替代方案 S-eg，使用清洁煤与清洁炉灶 S-c，使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 S-b。

由于城市地区在 2020 年生活源的固体燃料已经几乎被清洁燃料替代，因此这些生活源干预方案重点针对的是农村地区，但它们也会通过污染物的大气扩散而对城市地区产生一些影响。为了比较生活源干预方案对室内的影响，本研究还计算了室外  $PM_{2.5}$  暴露浓度下的人群健康负担。图 8-5 展示了 2030 年在基线情景下 (A) 下归因于  $PM_{2.5}$  的过早死亡空间分布和五个生活源干预方案 (B-F) 的效益。如果在健康影响中只考虑大气  $PM_{2.5}$  浓度，由于大气传输作用，城市地区的健康效益将达到农村地区效益的 50% 以上。以 S-c 为例，在 2030 年，农村地区的生活源干预路径方案将避免 3200 例过早死亡，而其对城市的影响可额外避免 1800 例。然而，尽管纳入室内浓度是为了减轻对健康效益的低估，但农村生活源减排方案在城市地区产生的健康效应也因此受到影响。这是因为如果考虑室内浓度变化，农村的预计效益会增大，但室内暴露变化只发生在当地（即农村）而不会扩散到城市地区。同样以 S-c 情景为例，避免城市过早死亡的比例将从 54% 急剧下降到 5%。此外，除了对研究区域内城市地区的农村影响外，气体和气溶胶的气象传输也会使得周边省份的环境空气质量在一定程度上受益 (Hu et al., 2015)。对于模拟的  $PM_{2.5}$  浓度，河南、山西、山东和辽宁在所有周边省份中受益最大。如果只考虑环境效应，干预措施将在京津冀地区以外避免 1900 例过早死亡。与农村到城市的影响情况类似，由于燃料使用模式保持不变，考虑到  $PM_{2.5}$  的总暴露量，周边地区的健康效益也会显得不太明显。

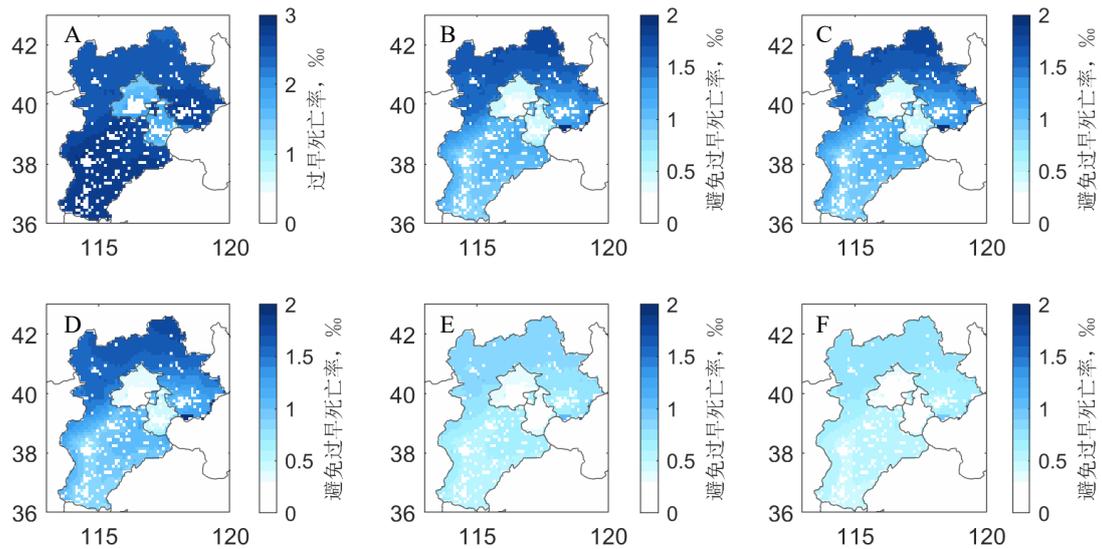


图 8-5 2030 年在基线情景 (A) 下过早死亡率空间分布和五种生活源干预方案 (B: 完全使用电力替代 (S-e); C: 完全使用天然气替代 (S-g); D: 使用电力与天然气相结合的替代方案 (S-eg); E: 使用清洁煤与清洁炉灶 (S-c); F: 使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 (S-b)) 避免的过早死亡率。

### 8.1.3 潜在干预方案的成本效益分析

成本分析包括投资成本和运营及维护成本。投资包括家庭取暖设备、电厂建设和电网或天然气管道。总成本采用 4% 的利率年化到 2030 年，并采用 2020 年的通货膨胀率统一以人民币作为单位。2030 年生活源干预方案的年化增量成本见图 8-6。燃料成本在各种生活源干预方案的年化增量成本中都将是一个重要部分，在 S-c 方案中比例最高 (83%)，在 S-e 方案中最低 (42%)。在计算中也考虑了燃料热效率提升带来的燃料用量变化导致的燃料成本变化。除此之外，户用取暖设备的投资成本占 17%~53%，其中电取暖设备的成本要比其它设备高一个数量级。总的来说，清洁燃料方案 (S-e、S-g、S-eg) 的预估成本远高于固体燃料方案 (S-c、S-b)。这不仅是由于电力和天然气的成本比清洁煤和生物质颗粒更加昂贵，而且也是由于在清洁燃料方案中需要铺设额外的天然气管道和/或新建电力基础设施。

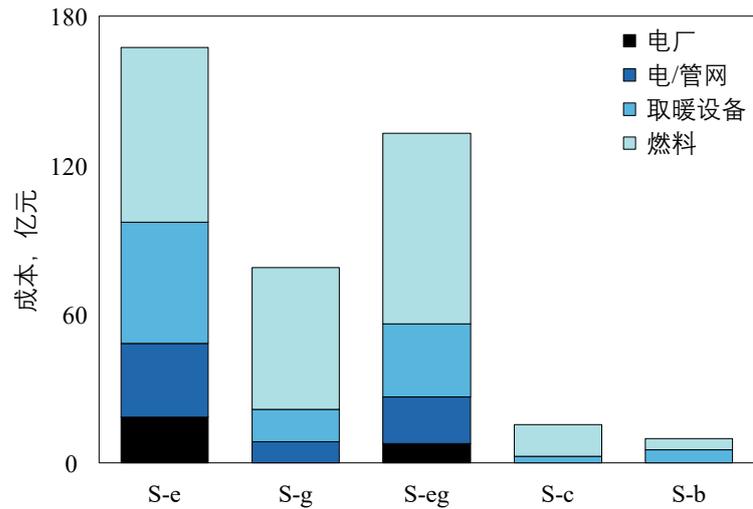


图 8-6 2030 年生活源干预政策方案的年化增量成本。其中五种情景分别对应：完全使用电力替代 S-e，完全使用天然气替代 S-g，使用电力与天然气相结合的替代方案 S-eg，使用清洁煤与清洁炉灶 S-c，使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 S-b。

为了显示不同情景下成本和健康效益之间的关系的差异，研究计算了每避免单位过早死亡在 2030 年的成本（图 8-7 (A)）。即使清洁燃料方案的健康效益比其它方案更高，但高昂的成本仍会使其成为生活源干预方案中避免单位过早死亡的较为昂贵的方案。具体而言，在全电力替代情景 S-e 中，避免单位过早死亡的成本最高，为 36.1 万元，而清洁煤替代方案 S-c 和生物质颗粒替代方案 S-b 的成本最低，每避免一例过早死亡分别需要花费 4.6 万元人民币和 2.9 万元人民币。为了比较效益和成本，本研究根据 Zhang 等人的方法 (Zhang et al., 2016)，采用了两个主要参数，即统计生命价值 (VSL) 和碳的社会成本 (SCC)，将健康效益和二氧化碳减排作为协同效益来进行货币化。其中 VSL 代表个人对死亡风险边际减少的支付意愿 (WTP)，SCC 代表了由于某一年二氧化碳排放量的增加而造成的货币化的气候损害 (Zhang et al., 2016)。图 8-7 (B-D) 显示了 2030 年每年货币化的健康效益、协同效益和总效益。2030 年，清洁燃料方案的货币化健康效益为 575~614 亿元人民币，而固体燃料 S-b 和 S-c 方案的货币化健康效益只有 332 亿和 375 亿元人民币。从碳减排的角度上来看，因为生物质通常被认为是碳中性的 (Azar et al., 2006)，生物质颗粒方案 S-b 具有最显著的二氧化碳减排效益，因此采用该种方案也最有利于达成碳中和的目标。值得注意的是，S-eg 和 S-c 这两种方案甚至会增加二氧化碳的排放，因为碳中性生物质燃料被替代为天然气和清洁煤这些非碳中性的能源。然而，当使用室内外人群加权暴露量来计算健康效益时，2030 年货币化的二氧化碳减排带来的协同效益相对较小。即使对于具有最高二氧化碳减排

量和最低健康效益的生物质颗粒情景，协同效益的比例仍然只有 4%。

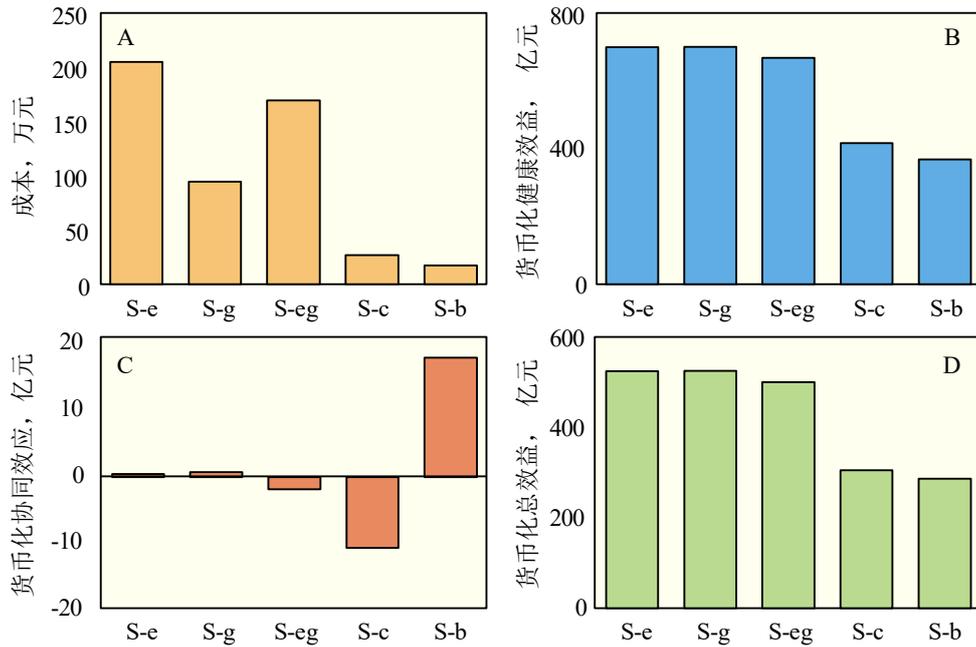


图 8-7 2030 年生活源干预政策情景下，每避免一个过早死亡的成本 (A) 和货币化的健康效益 (B)、协同效益 (C) 和总效益 (D)。其中五种情景分别对应：完全使用电力替代 S-e，完全使用天然气替代 S-g，使用电力与天然气相结合的替代方案 S-eg，使用清洁煤与清洁炉灶 S-c，使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 S-b。

为了更好地理解总效益和总成本之间的关系，本研究把它们之间的比值作为效益比 (图 8-8)。尽管生物质颗粒的效益最低，但其效益比最高 (2030 年为 47)，使其成为当前形势下该地区最可行的策略。清洁燃料方案在效益比方面表现不佳，因为投资成本相对较高，特别是在人口密度低的山区；这是因为在山区安装电力或管道天然气供暖设施的成本会随着陡峭的地形和/或分散的居住点而急剧增加。

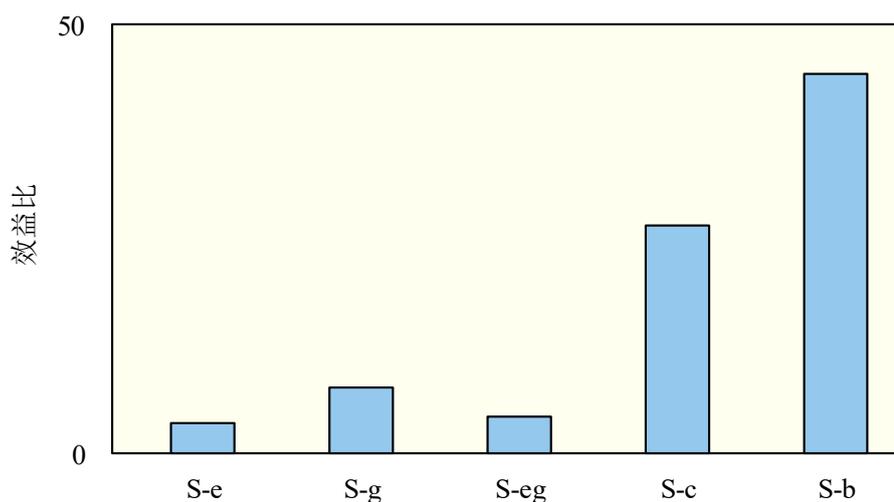


图 8-8 2030 年五种生活源干预政策方案下的效益比。其中五种情景分别对应：完全使用电力替代 S-e，完全使用天然气替代 S-g，使用电力与天然气相结合的替代方案 S-eg，使用清洁煤与清洁炉灶 S-c，使用压缩生物质颗粒与高效气化炉 S-b。

## 8.2 重点区域城市生活源燃煤控制分析

煤炭作为中国国民生产中最重要能源类型，燃煤的消费量在 2002-2012 年迅速增长，同时随着农村生物质燃料使用比例的逐渐下降，燃煤在农村居民生活用能源中的占比（特别是在北方地区取暖中的占比）逐渐增加，2014 年，燃煤源对中国一次  $PM_{2.5}$  排放、 $PM_{2.5}$  暴露及其导致的过早死亡人数的相对贡献分别是 42.3%、47.3%和 46.1%，其环境效应同样不可忽视。以 2014 年的中国人群  $PM_{2.5}$  暴露为控制目标，探讨重点区域的控制措施。

从全国层面上看，2014 年，中国燃煤和非燃煤排放源的一次  $PM_{2.5}$  排放量分别是 4.87 Tg 和 6.65 Tg，如果将燃煤排放源或非燃煤排放源减排相同的比例，就全国平均  $PM_{2.5}$  暴露的下降程度而言，效果也是相接近的。然而，中国幅员辽阔，除了城乡差异，不同地区的产业布局、能源结构、不同生活用固体燃料的使用比例和燃煤性质之间都有差异，各地区的实际空气污染情况之间也存在很大的差异，而各排放源对于不同地区  $PM_{2.5}$  暴露的相对贡献也存在差异。例如，2014 年，北京、黑龙江和西藏的人均  $PM_{2.5}$  暴露分别高达  $71.3 \pm 13.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $98.1 \pm 62.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $163 \pm 54.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而上海、广东和福建的人均  $PM_{2.5}$  暴露分别只有  $35.8 \pm 9.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $37.2 \pm 16.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $27.3 \pm 12.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，从  $PM_{2.5}$  暴露水平上看，南方地区部分省市的人群  $PM_{2.5}$  暴露水平已经接近或低于国家的室外  $PM_{2.5}$  浓度标准，基本符合要求，而北方地区大多数省市的人群  $PM_{2.5}$  暴露水平仍然非常高。因此，1:0.97 的燃煤排放

---

源与非燃煤排放源的减排比例以及 58.3%和 56.5%的燃煤排放源与非燃煤排放的减排力度仅为中国全国水平上的减排参考值，在实际的减排工作中，应当考虑全国各地的实际情况，减排力度向空气污染更为严重的北方地区倾斜，同时根据各地区的具体情况（包括减排的经济成本以及可执行性）制定具体的减排方案。

2014 年，中国北方地区的  $PM_{2.5}$  暴露整体上显著高于南方地区，主要由于北方地区在寒冷的取暖季需要消耗大量固体燃料进行取暖，固体燃料燃烧排放出大量的一次  $PM_{2.5}$  和二次  $PM_{2.5}$  前体物。然而，北方地区内部各省份（自治区、直辖市）之间的能源使用情况也存在差异，根据各个省份的实际情况分别制定适合的减排方案，才能使减排工作起到更好的效果。

2014 年，山西、内蒙古和新疆的人均  $PM_{2.5}$  暴露分别高达  $99.6 \pm 26.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $106 \pm 44.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $85.0 \pm 39.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，由于山西、内蒙古和新疆煤炭储量较高，三省份农村人口中使用燃煤取暖的比例分别为 64.4%、58.0%和 66.3%，燃煤源在三省份人均  $PM_{2.5}$  暴露中的相对贡献分别为 60.1%、60.2%和 59.7%。如果将山西、内蒙古和新疆的燃煤排放源全部减排，三省份的人均  $PM_{2.5}$  暴露将分别下降至  $46.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $48.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $37.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，而如果将这三个省份的非燃煤排放全部减排，燃煤排放不减排，三省份的人均  $PM_{2.5}$  暴露分别只能下降至  $72.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $74.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $60.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，效果远不如减排燃煤排放源，因此在山西、内蒙古和新疆的减排工作中，应当重点减排燃煤排放源，使用燃气、集中供暖或电能等相对清洁的能源代替居民生活用散煤，并推广使用清洁炉灶，同时也要推进电厂和工业燃煤源的减排工作。

2014 年，京津冀地区空气污染也非常严重，北京、天津和河北的城市人均  $PM_{2.5}$  暴露分别高达  $71.6 \pm 13.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $65.5 \pm 13.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $87.6 \pm 11.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，其中燃煤源对京津冀地区城市人均  $PM_{2.5}$  暴露的相对贡献分别是 68.3%、59.5%和 78.0%。京津冀地区所处的地理环境和气候条件使得不利于  $PM_{2.5}$  扩散的天气相对容易出现，除了生活用固体燃烧导致的室内空气污染，不利扩散气候条件下的室外大气  $PM_{2.5}$  严重污染也是困扰该地区的环境问题。与华北地区其它省份不同的是，京津冀地区的城市化率相对较高，居民生活用能源中固体燃料的使用比例也相对较低，2014 年，京津冀地区人均  $PM_{2.5}$  排放量为  $4.27 \text{ kg}/\text{cap}$ （其中北京和天津两城市人均  $PM_{2.5}$  排放量仅为  $2.25 \text{ kg}/\text{人}$ ），低于华北地区其它省份（山西、山东、河南和内蒙古）的人均  $PM_{2.5}$  排放量（ $5.24 \text{ kg}/\text{人}$ ）。研究表明，京津冀地区的大气  $PM_{2.5}$  不仅受到本地区污染物排放的影响，也会受到山西、山东、河南和内蒙古等“京津冀大气污

---

染传输通道”省份排放的影响 (Chang et al., 2019), 因此, 京津冀地区的空气污染治理, 不仅需要本地区污染物减排, 而且需要整个华北地区共同减排。燃煤源是华北地区大气 PM<sub>2.5</sub> 污染的重要来源, 其中居民使用散煤取暖被认为是华北地区取暖季爆发严重 PM<sub>2.5</sub> 污染的原因之一 (Liu et al., 2017); 另一方面, 2014 年京津冀地区的人均燃煤消耗量仅为 0.37 吨/人, 低于山西、山东、河南和内蒙古四省份的人均燃煤消耗量 (2.28 吨/人)。因此, 在燃煤减排方面, 京津冀地区的大气污染治理需要与整个华北地区联动, 山西、山东、河南和内蒙古等“京津冀大气污染传输通道”省份的燃煤排放源减排同样有助于缓解京津冀地区的空气污染。

与北方其它地区不同的是, 由于人口密度低, PM<sub>2.5</sub> 及其它大气污染物的排放密度非常低, 且大气中天然沙尘含量较低, 大部分区域为无常住居民的自然环境的青藏高原地区的室外大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度非常低, 2014 年, 青海和西藏的室外平均 PM<sub>2.5</sub> 浓度分别为  $11.2 \pm 4.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $7.58 \pm 2.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 远低于全国平均水平 ( $22.2 \pm 15.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ )。然而, 青藏高原地区的年均温很低, 2014 年有 59.6% 的时间需要取暖, 而该地区的经济发展水平相对较低, 人均收入只有全国平均水平的 64.5%, 因此当地居民大量使用固体燃料进行取暖和做饭, 造成严重的室内空气污染。与清洁的室外大气环境相比较, 2014 年, 青海省和西藏自治区的平均室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度分别高达  $174 \pm 79.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $214 \pm 99.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 均是全国室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度平均水平 ( $84.7 \pm 50.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) 的两倍以上, 而青海和西藏的农村室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度分别高达  $254 \pm 54.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $283 \pm 47.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 农村区域的室内 PM<sub>2.5</sub> 污染相当严重。青藏高原地区居民 PM<sub>2.5</sub> 暴露的主要来源是生物质燃料的燃烧, 2014 年, 生活生物质和生活燃煤源对于青藏高原农村人均 PM<sub>2.5</sub> 暴露的相对贡献分别是 76.2% 和 21.7%, 而燃煤源对于青藏高原城市人均 PM<sub>2.5</sub> 暴露的相对贡献是 91.1%。对于青藏高原地区, 由于室外大气 PM<sub>2.5</sub> 浓度水平非常低, 减排措施应当重点针对室内生活用固体燃料; 对于城市区域, 应当推广使用集中供暖, 以降低燃煤取暖的大气污染物排放量和室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度水平。

东北地区三省 (黑龙江、吉林和辽宁) 的情况与青藏高原地区相似, 室外 PM<sub>2.5</sub> 浓度水平很低而室内 PM<sub>2.5</sub> 浓度水平较高, 因为具有时间跨度长而寒冷的取暖季, 居民大量使用固体燃料进行取暖, 其中有一半以上的农村家庭使用生物质燃料进行取暖。不同之处在于, 东北地区城乡居民的 PM<sub>2.5</sub> 暴露水平之间的差异较大, 2014 年, 黑龙江、吉林和辽宁省的城市人均 PM<sub>2.5</sub> 暴露分别是  $54.4 \pm 9.41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $42.7 \pm 8.37 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $34.0 \pm 9.29 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 而三省份农村人均 PM<sub>2.5</sub> 暴露分别是  $155 \pm 52.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 、 $154 \pm 37.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和  $135 \pm 34.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ 。因

---

此，东北三省的减排工作应将重点放在农村区域的生活用固体燃料上，尝试将燃煤取暖和清洁炉灶推广于农村居民取暖。

中国南方地区的空气污染情况与北方地区不同，南方地区的居民  $PM_{2.5}$  暴露水平相对较低，由于没有寒冷而时间跨度长的取暖季，南方居民不需要使用大量固体燃料取暖，因此南方地区的室外大气  $PM_{2.5}$  浓度年内波动较小。另一方面，由于年均温相对较高，有利于二次气溶胶的生成 (Liu et al., 2017)，南方地区的大气  $PM_{2.5}$  中的二次组分占比较高，2014 年，湖北、湖南、江西、广东和广西五省份的平均室外大气二次  $PM_{2.5}$  浓度是  $10.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ，占大气  $PM_{2.5}$  总量的 39.6%，均显著高于全国平均值 ( $3.58 \mu\text{g}/\text{m}^3$  和 16.1%)。对于南方地区来说，在进行燃煤排放源减排时，应在继续推行生活用能源的清洁化的同时，继续在电厂和工业部门推广使用脱硫和脱硝技术，降低电厂和工业燃煤的  $SO_2$  和  $NO_x$  排放量。

综上所述，关注生活能源是保护居民健康的重要一环。进一步推进生活能源转型，例如推广清洁取暖和清洁做饭的意义重大。此外，推广节能措施和开发高效技术也是减少生活源污染物排放及其健康影响的重要举措。生活能源转型涉及广大居民的日常生活，关系到人们的健康福祉。推广清洁高效的生活能源是改善大气环境质量、预防呼吸系统疾病的有效手段。如本研究所示，不同地区的经济社会条件各异，居民的生活习惯和需求也不尽相同，导致生活能源结构、污染物排放和驱动因素具有明显的区域差异性。如何根据区域差异性，制定切实可行的生活能源政策组合，是我国在解决生活源污染和公共卫生问题上需要考虑的重要因素。

## 9. 政策与建议

为减少民用固体燃料使用的排放，从 2017 年到 2021 年，中国政府在华北地区（包括北京、天津和周边 26 个直辖市）共 1390 万个农村家庭中实施了清洁取暖规划（以电力或天然气取代煤炭）。研究表明该运动取得的减排效应明显，在总能耗减少 1.1% 的同时， $PM_{2.5}$  的排放和人群暴露分别减少了 20% 和 36%，使得该地区相应人群健康损害同时呈现下降趋势，因  $PM_{2.5}$  暴露导致的过早死亡人数减少了 32% (Meng et al., 2019; Meng et al., 2023)。同时，该运动所取得的效益和成本具有较大的空间异质性。农村居民所取得的健康效益较低，清洁取暖的成本较高，因此边际成本效益明显降低。华北平原地区的社会经济发展速度比国内许多其他地区更快，推行清洁取暖运动具有足够的经济条件。然而，在推广至更广泛区域时，还需要根据经济和实地情况进行更多的考虑。例如，较不发达地区由

---

于收入有限，其倾向于选择具有较低初始投资但总成本较高的天然气，而非电力。这要求我们必须探索其他替代方案，以实现健康和气候的双重效益。针对较不发达地区进行有针对性的投资和补贴，并推广电力和其他成本较低的替代方案。

值得注意的是，这些地区的居民通常居住在通风和隔热条件较差的房屋中，这种居住条件很可能显著地提高不同类型清洁供暖的燃料消耗、排放、健康负担和成本。因此，推广进一步的清洁供暖政策还应考虑房屋改造的潜在效益，特别是在改善隔热和通风条件方面。除了电力和天然气选项外，进行清洁炉具的升级以及提高清洁煤和生物质燃料颗粒的应用，可增强在人口较少的山区地区的效益。当前清洁供暖干预措施可尝试以实现改善空气质量、减少健康影响和减少不公平的多重发展目标，通过省、市、县等各级政府在小区域，如家庭层面上提供差异化的财政支持，推动实施有针对性的清洁能源政策。

对于不同清洁取暖的具体设备类型及性能的讨论可以进一步细化成本效益的探讨，为相关政策提供更有力的科学支撑。对于集中供暖的居民来说，尽管集中供暖的主要排放不发生在居民户内，但对总体空气污染和碳排放的贡献仍然不容忽视，因此对集中供暖供热方式的分析也是可以进一步拓展和深入研究的重点。此外，尽管南方城市由于普遍冬季剪度高，没有施行大规模统一的集中供暖，但是许多地区仍然有不可忽视的供暖需求。因此对于南方居民的取暖方式的干预和分析也可以进一步降低中国生活源对环境及健康的危害。

相比之下，清洁炊事行动尚未提上议程，目前还完全是居民自发的行为。目前我国民用的煤炭和生物质等固体燃料，除了取暖外，大部分用于居民炊事。在推行清洁取暖的地区，固体燃料的转型在一定程度上会带动清洁炊事。在非取暖地区，目前没有任何系统的针对炊事能源清洁化的干预措施。在过去二三十年，城乡居民做饭能源向清洁化方向过渡是社会经济发展驱动的自发过程。尽管炊事使用的能源正在迅速向清洁燃料和电力过渡，据估计，到 2021 年，全国只有 14% 的农村家庭将使用固体燃料进行做饭，但对于中国农村庞大的人口基数来说，固体燃料使用人群仍将近 1 亿人。仅使用固体燃料进行炊事活动也会导致严重的室内空气污染和大量暴露（Zhang et al., 2007; Duan et al., 2014）。

除了自发能源转型之外，政府还可以采取一系列干预措施，例如在一定限度的补贴下推广电炉以加快这一进程。如果有政府的鼓励和政策的支持，清洁炊事能源转型将以更快的速度惠及更多的群众。事实上，由于单一家庭炊事能耗远低于取暖，清洁炊事成本大大低于清洁取暖。炊事能源清洁化对于居民行为习惯的改变和影响也远小于清洁取暖，清洁炊事也相对容易推进。如果可以开展相关的干预行动来替代固体燃料的炊事使用，那么这种室内空气污染的主要来源也可以逐渐消除。

---

部门和地区之间的合作将带来更多的益处，这也鼓励政策制定者实施更多的综合生活源干预路径方案，而不是一次只针对一个部门。考虑到气溶胶的气象传输，清洁燃料替代行动使得周边地区空气质量也会有不同幅度的改善。同时，不同省份甚至区县的投资和燃料成本差异显著，这意味着联防联控可以带来更高的单位成本的总效益，值得进行进一步的研究。由于不同区域之间主要空气污染物的来源分配不同，因此不同区域的决策者应该根据可获得性、经济可行性以及可持续性来制定更有效的空气质量改善目标。在政策制定层面，决策者不仅要关注空气质量目标的直接效益，还要关注相关的协同效益和各种措施的副作用，如能源安全、燃料节约、温室气体减排、室内空气质量的影响，以及该地区的可承受性。

## 免责声明

- 若无特别声明，报告中陈述的观点仅代表作者个人意见，不代表能源基金会的观点。能源基金会不保证本报告中信息及数据的准确性，不对任何人使用本报告引起的后果承担责任。
- 凡提及某些公司、产品及服务时，并不意味着它们已为能源基金会所认可或推荐，或优于未提及的其他类似公司、产品及服务。

## 参考文献

- [1] “十三五”空气污染控制规划（APPCAP 2013）
- [2] Archer-Nicholls, S., E. Carter, R. Kumar, et al. (2016). The Regional Impacts of Cooking and Heating Emissions on Ambient Air Quality and Disease Burden in China. *Environmental Science & Technology* 50(17): 9416-9423
- [3] Aunan, K., Q. Ma, M. T. Lund, et al. (2018). Population-weighted exposure to PM<sub>2.5</sub> pollution in China: An integrated approach. *Environment International* 120: 111-120.
- [4] Azar, C., K. Lindgren, E. Larson, et al. (2006). Carbon Capture and Storage From Fossil Fuels and Biomass – Costs and Potential Role in Stabilizing the Atmosphere. *Climatic Change* 74 (1) : 47-79.
- [5] Bonjour, S.; Adair-Rohani, H.; Wolf, J.; Bruce, N.G; Mehta, S.; Pruss-Ustun, A. et al. Solid fuel use for household cooking: country and regional estimates for 1980–2010. *Environ. Health Perspect.* 2013,121(7), 784-90.

- 
- [6] Cai, S., Q. Ma, S. Wang, et al. (2018). Impact of air pollution control policies on future PM<sub>2.5</sub> concentrations and their source contributions in China. *Journal of Environmental Management* 227: 124-133.
- [7] Chang, X.; Wang, S.; Zhao, B.; Xing, J.; Liu, X.; Wei, L.; Song, Y.; Wu, W.; Cai, S.; Zheng, H.; Ding, D.; Zheng, M. (2019). Contributions of inter-city and regional transport to PM<sub>2.5</sub> concentrations in the Beijing-Tianjin-Hebei region and its implications on regional joint air pollution control. *Science of the Total Environment*, 660: 1191-1200.
- [8] Chen, F., K. Yamashita, J. Kurokawa, et al. (2015). Cost-Benefit Analysis of Reducing Premature Mortality Caused by Exposure to Ozone and PM<sub>2.5</sub> in East Asia in 2020. *Water, Air, & Soil Pollution* 226(4): 108.
- [9] Duan, X. (2013). *Exposure Factors Handbook of Chinese Population*.
- [10] Duan, X., Y. Jiang, B. Wang, et al. (2014). Household fuel use for cooking and heating in China: Results from the first Chinese Environmental Exposure-Related Human Activity Patterns Survey (CEERHAPS). *Applied Energy* 136: 692-703.
- [11] Gu Yefu, Zhang Weishi, Yang Yuanjian et al., (2020), Assessing outdoor air quality and public health impact attributable to residential black carbon emissions in rural China. *Resources, Conservation & Recycling*
- [12] Han, H. and S. Wu (2018). Rural residential energy transition and energy consumption intensity in China. *Energy Economics* 74: 523-534.
- [13] Hu, J., L. Wu, B. Zheng, et al. (2015). Source contributions and regional transport of primary particulate matter in China. *Environmental Pollution* 207: 31-42.
- [14] Huang, R.-J., Y. Zhang, C. Bozzetti, et al. (2014). High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China. *Nature* 514(7521): 218-222.
- [15] Huang, Y., H. Shen, Y. Chen, et al. (2015). Global organic carbon emissions from primary sources from 1960 to 2009. *Atmospheric Environment* 122: 505-512.
- [16] IHME (2020). Institute for Health Metrics and Evaluation. GBD Compare Data Visualization Seattle, WA: IHME, University of Washington, 2020: <http://vizhub.healthdata.org/gbd-compare>.
- [17] Karvosenoja, N., Z. Klimont, A. Tohka, et al. (2007). Cost-effective reduction of fine primary particulate matter emissions in Finland. *Environmental Research Letters* 2(4): 044002.
- [18] Lelieveld J, Evans J-S and Fnais M et al. (2015). The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 2015; 525: 367–71.
- [19] Liu, G., X. Dong, Q. Jiang, et al. (2018). Natural gas consumption of urban households in China and corresponding influencing factors. *Energy Policy* 122: 17-26.
- [20] Liu, J.; Wu, D.; Fan, S.; Mao, X.; Chen, H. (2017). A one-year, on-line, multi-site observational study on water-soluble inorganic ions in PM<sub>2.5</sub> over the Pearl River Delta region, China. *Science of the Total Environment*, 601-602: 1720-1732.
- [21] Liu, P.; Zhang, C.; Xue, C.; Mu, Y.; Liu, J.; Zhang, Y.; Tian, D.; Ye, C.; Zhang, H.; Guan, J. 2017b. The contribution of residential coal combustion to atmospheric PM<sub>2.5</sub> in northern China

- 
- during winter. *Atmospheric Chemistry & Physics*, 17: 11503-11520.
- [22] Liu, Y., S. Chen, K. Jiang, et al. (2022). The gaps and pathways to carbon neutrality for different type cities in China. *Energy* 244: 122596.
- [23] Meng Wenjun, Shen Guofeng, Shen Huizhong et al. (2022). Source contributions and drivers of physiological and psychophysical co-benefits from major air pollution control actions in North China. *Environ. Sci. Technol.* 2022, 56, 4, 2225–2235
- [24] Meng Wenjun, Zhu Lei, Liang Zhuang et al., (2023). Significant but Inequitable Cost-Effective Benefits of a Clean Heating Campaign in Northern China. *Environ. Sci. Technol.* 2023, 57, 8467–8475
- [25] Meng, W., Q. Zhong, Y. Chen, et al. (2019). Energy and air pollution benefits of household fuel policies in northern China. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116 (34) : 16773-16780.
- [26] Meng, W.; Shen, H.; Yun, X. et al. (2020). Differentiated-rate clean heating strategy with superior environmental and health benefits in Northern China. *Environ. Sci. Technol.* 2020. 54, 13458-13466.
- [27] Meng, W.; Zhong, Q.; Chen, Y. et al. (2019). Energy and air pollution benefits of household fuel policies in northern China. *PNAS* 2019, 116, 16773-16780.
- [28] NDRC. (2017). National Development and Reform Commission. Winter clean heating plan for the northern region (2017-2021)
- [29] NPRM (2021). National People's Representative Meeting. Outline of the Fourteenth Five-Year Plan for the National Economic and Social Development and the Long-Range Objectives Through the Year 2035.
- [30] Rive, N. and K. Aunan. (2010). Quantifying the Air Quality Cobenefits of the Clean Development Mechanism in China. *Environmental Science & Technology* 44(11): 4368-4375.
- [31] Sajeev Philip, Randall V. Martin, Aaron van Donkelaar et al., (2014). Global Chemical Composition of Ambient Fine Particulate Matter for Exposure Assessment, *Environ. Sci. Technol.*
- [32] Shen G, Du W and Luo Z et al. Fugitive emissions of CO and PM<sub>2.5</sub> from indoor biomass burning in chimney stove based on a newly developed carbon balance approach. *Environ Sci Technol Lett* 2020; 7: 128–34.
- [33] Shen G, Ru M and Du W et al. (2019). Impacts of air pollutants from rural Chinese households under the rapid residential energy transition. *Nat. Commun.* 2019; 10: 3405.
- [34] Shen G, Xiong R and Tian Y et al. Substantial transition to clean household energy mix in rural China. *Natl Sci Rev*, 2022; 9: 050
- [35] Shen H, Luo Z and Xiong R et al. (2021). A critical review of pollutant emission factors from fuel combustion in home stoves. *Environ Int.* 2021; 157: 106841(4)
- [36] Shen, H.; Tao, S.; Chen, Y.; et al. (2017). Urbanization-induced population migration has reduced ambient PM<sub>2.5</sub> concentrations in China. *Sci. Adv.* 3(7), e1700300.

- 
- [37] Sourangsu Chowdhury, Andrea Pozzer, Andy Haines et al., (2021). Global health burden of ambient PM<sub>2.5</sub> and the contribution of anthropogenic black carbon and organic aerosols. *Environment International*
- [38] Sun J, Shen Z and Zhang B et al. (2021). Chemical source profiles of particulate matter and gases emitted from solid fuels for residential cooking and heating scenarios in Qinghai-Tibetan Plateau. *Environ Pollut.* 2021; 285: 117503.
- [39] Tao, S.; Ru, M.Y.; Du, W.; et al. (2018). Quantifying the rural residential energy transition in China from 1992 to 2012 through a representative national survey. *Nature Energy* 2018, 3(7), 567-573.
- [40] Venkataraman C, Habib G and Eiguren F-A et al. (2005). Residential biofuels in south Asia: carbonaceous aerosol emissions and climate impacts. *Science* 2005; 307: 1454–6.
- [41] Wang, R., S. Tao, P. Ciais, et al. (2013). High-resolution mapping of combustion processes and implications for CO<sub>2</sub> emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 13(10): 5189-5203.
- [42] Wang, R., S. Tao, W. Wang, et al. (2012). Black carbon emissions in China from 1949 to 2050. *Environmental Science & Technology* 46(14): 7595-7603.
- [43] World Health Organization. (2021). 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. Geneva, World Health Organization
- [44] Wu, X., C. Li, L. Shao, et al. (2021). Is solar power renewable and carbon-neutral: Evidence from a pilot solar tower plant in China under a systems view. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 138: 110655.
- [45] Xia T, Zhu Y and Mu L et al. (2016). Pulmonary diseases induced by ambient ultrafine and engineered nanoparticles in twenty-first century. *Natl Sci Rev* 2016; 3:416–29.
- [46] Xiang, J., C. J. Weschler, Q. Wang, et al. (2019). Reducing Indoor Levels of Outdoor PM<sub>2.5</sub> in Urban China: Impact on Mortalities. *Environmental Science & Technology* 53(6): 3119-3127.
- [47] Yang, Y., H. Liao and S. Lou (2016). Increase in winter haze over eastern China in recent decades: Roles of variations in meteorological parameters and anthropogenic emissions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 121(21): 13,050-013,065.
- [48] Yun X, Shen G and Shen H et al. (2020). Residential solid fuel emissions contribute significantly to air pollution and associated health impacts in China. *Sci Adv* 2020; 6: eaba7621.
- [49] Zhang, J. and K. R. Smith (2007). Household Air Pollution from Coal and Biomass Fuels in China: Measurements, Health Impacts, and Interventions. *Environmental Health Perspectives* 115 (6) : 848-855.
- [50] Zhang, S., E. Worrell, W. Crijns-Graus, et al.(2016). Modeling energy efficiency to improve air quality and health effects of China's cement industry. *Applied Energy* 184: 574-593.
- [51] Zhang, X., X. Zhang and X. Chen (2017a). Happiness in the air: How does a dirty sky affect mental health and subjective well-being? *Journal of Environmental Economics and Management* 85: 81-94.

- 
- [52] Zhang, X., X. Zhang and X. Chen (2017b). Valuing Air Quality Using Happiness Data: The Case of China. *Ecological Economics* 137: 29-36.
- [53] Zhao, B., H. Zheng, S. Wang, et al. (2018). Change in household fuels dominates the decrease in PM<sub>2.5</sub> exposure and premature mortality in China in 2005–2015. *Proceedings of the National Academy of Sciences*.
- [54] Zheng M, Yan C and Wang S et al. (2017). Understanding PM<sub>2.5</sub> sources in China: challenges and perspectives. *Natl Sci Rev* 2017; 4: 801–3.
- [55] Zhong, Q., H. Shen, X. Yun, et al. (2019). Effects of International Fuel Trade on Global Sulfur Dioxide Emissions. *Environmental Science & Technology Letters* 6(12): 727-731.
- [56] Zhu, X.; Yun, X.; Meng, W.; et al. (2018). Stacked use and transition trends of rural household energy in mainland China. *Environ. Sci. Technol.* 2018, 53(1), 521-529.