王新辉,沈秀娥,姜 磊,等.2013~2023 年华北平原秸秆焚烧时空变化及空气质量影响 [J]. 中国环境科学, 2026,46(3):1264-1277.
Wang X H, Shen X E, Jiang L, et al. Spatiotemporal variations of crop straw burning and its impact on air quality in the North China Plain from 2013 to 2023 [J]. China Environmental Science, 2026,46(3):1264-1277.

2013~2023 年华北平原秸秆焚烧时空变化及空气质量影响

王新辉[1,2],沈秀娥[1,2],姜 磊[1,2*],张 健[1,2],李令军[1,2],宋小可[1] (1.北京市生态环境监测中心,北京 100048；2.大气颗粒物监测技术北京市重点实验室,北京 100048)

摘要：基于 2013~2023 年 VIIRS/NPP 卫星热异常监测数据及农业统计数据,系统分析华北平原露天秸秆焚烧(以下简称秸秆焚烧)的时空演变特征,估算 2013~2022 年大气污染物排放量,并评估夏收季秸秆焚烧对 $PM_{2.5}$ 的影响.结果表明:研究区秸秆焚烧火点空间分布呈显著集聚性特征,主要形成豫南-皖北和环渤海两处高密度区;研究期间火点数量显著下降,区域南部降幅高于北部;年内变化与农事活动高度吻合,峰值出现在夏收与秋收期间.排放清单显示,2013~2022 年污染物排放量下降均超 50%,在经历 2013~2016 年快速下降后趋于平稳;排放峰值呈夏秋向冬春季迁移的趋势;高排放区空间分布呈碎片化趋势;主要作物秸秆焚烧排放贡献结构显示玉米占比升高并超过小麦.夏收期间,豫、鲁、苏、皖四省秸秆焚烧 $PM_{2.5}$ 排放量与近地面 $PM_{2.5}$ 浓度在年尺度上呈显著正相关(r=0.70~0.91);日尺度分析表明,豫南-皖北地区 2013~2016 年期间秸秆焚烧对 $PM_{2.5}$ 浓度贡献显著(r=0.68),2017 年后影响减弱,环渤海地区整体影响不显著;但聚焦具体个例,局地集中焚烧可导致 $PM_{2.5}$ 浓度显著上升,因此应避免多地同步集中焚烧以免引发区域污染事件.

关键词：秸秆焚烧；时空特征；排放量估算；空气质量影响；VIIRS；华北平原
中图分类号：X51 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)03-1264-14

Spatiotemporal variations of crop straw burning and its impact on air quality in the North China Plain from 2013 to 2023.

WANG Xin-hui[1,2], SHEN Xiu-e[1,2], JIANG Lei[1,2*] , ZHANG Jian[1,2], LI Ling-jun[1,2], SONG Xiao-ke[1] (1.Beijing Municipal Ecological and Environmental Monitoring Center, Beijing 100048, China；2.Beijing Key Laboratory of Airborne Particulate Matter Monitoring Technology, Beijing 100048, China). *China Environmental Science*, 2026,46(3)：1264~1277

Abstract：This study investigated the spatiotemporal characteristics of open-field crop straw burning (hereinafter referred to as crop straw burning) in the North China Plain, based on thermal anomaly data from VIIRS/NPP and agricultural statistics from 2013 to 2023. Furthermore, an emission inventory for major atmospheric pollutants from 2013 to 2022 was developed, and the impact on $PM_{2.5}$ concentrations during summer harvest season was assessed. The results showed that: significant spatial clustering was observed in the distribution of crop straw burning fire points, with two primary high-density zones identified in the southern Henan-northern Anhui region and the Bohai Rim region. The number of fire points decreased significantly during the study period, with the southern experiencing greater reductions than the northern. Intra-annual variations were highly synchronous with agricultural activities, showing distinct peaks during the summer and autumn harvest periods. The pollutant emissions declined by over 50% from 2013 to 2022, with a rapid decrease from 2013 to 2016 followed by a stabilization. The seasonal peak of emissions shifted from summer-autumn to winter-spring over time, while the spatial distribution of high-emission areas became increasingly fragmented. In terms of crop-specific contributions, emissions from corn straw burning consistently exceeded those from wheat straw burning. During the June harvest period, a significant positive correlation (r = 0.70~0.91) was found between province-level $PM_{2.5}$ emissions from straw burning and ground-level $PM_{2.5}$ concentrations across Henan, Shandong, Jiangsu, and Anhui provinces on an interannual scale. Daily-scale analysis indicated that a strong contribution from straw burning to $PM_{2.5}$ levels in the southern Henan-northern Anhui region from 2013 to 2016 (r = 0.68), with its influence weakening after 2017. The impact in the Bohai Rim region was generally weaker throughout the study period. However, case studies demonstrated that concentrated burning events could still trigger significant short-term $PM_{2.5}$ pollution episodes. Therefore, synchronous large-scale burning across multiple regions should be avoided to prevent regional pollution episodes.

Key words：crop straw burning；spatiotemporal characteristics；emission calculation；air quality impact；VIIRS；North China Plain

秸秆焚烧是生物质焚烧的重要组成[1-2],在中国、美国、印度等农业大国占露天火灾总数比例非常高[3-5].秸秆焚烧释放的物质包括二氧化碳(CO_2)、一氧化碳(CO)、甲烷(CH_4)、非甲烷挥发性有机化合物(NMVOCs)、黑碳(BC)、有机碳(OC)、氮氧化

收稿日期：2025-07-18
基金项目：国家重点研发计划(2023YFC3705803)
* 责任作者, 高级工程师, Jianglei@bjmemc.com

物(NO_x)、氨气(NH_3)、二氧化硫(SO_2)和颗粒物(PM)等[6-10],不仅对空气质量和人类健康产生显著影响[11-16],也在不同层次上改变了大气辐射强迫并影响全球气候[17-21].

秸秆焚烧具有较强的时空演变性.中国的秸秆焚烧集中区主要分布在东北平原、华北平原、长江中下游平原、珠江三角洲等农业主产区.秸秆焚烧排放量随地区和作物生长收获季节剧烈波动,通常在收获期达到峰值.研究表明,在收获季节秸秆焚烧对$PM_{2.5}$、OC 的贡献可达到 37%、70%[22].因此对秸秆焚烧进行高频次、空间连续的动态监测十分必要.卫星遥感凭借长时序、全球覆盖的优势,已成为监测秸秆焚烧监测的重要技术手段.目前广泛使用的极轨卫星传感器包括中分辨率成像光谱仪(MODIS)和可见红外成像辐射计(VIIRS)[23],其火点产品空间分辨率分别为 1km 和 375m.静止卫星如 Himawari-8/9 具有高频次观测优势,但空间分辨率较低约 2km,一般适用于大范围秸秆焚烧事件监测.研究表明,与 VIIRS 相比, MODIS 和 Himawari-8 在中国地区监测的辐射功率(FRP)分别低估了 20%和 39%[1].可见,数据源的选择对排放估算准确性存在重要影响.在研究中,需结合不同研究时段及范围选择合适数据源.

在排放量估算方面,国际上已有若干个生物质燃烧排放清单,如全球火灾排放数据库(GFED)[24-25]、全球火灾排放清单(FINN)[26]、全球火灾同化系统(GFAS)[27]等,但这些清单在区域适用性和精细化程度方面存在明显局限[7].因此,针对特定区域的秸秆焚烧排放,研究人员多采用自建方法进行估算.主流方法可分为两类:一是结合调查统计数据的方法[28],需要农作物产量、焚烧比例、谷杆比、排放因子、燃烧效率、干物质量等参数,结果准确性高且可细化到特定作物类型[29-30],缺点是因统计数据更新较慢通常滞后 1~2 年[31-32];二是基于卫星遥感辐射功率的方法[33-35],核心在于确定 FRP 时间积分函数以及 FRE(FRP 积分值)的转换因子,该方法参数少、计算简便、实时性强,缺点是其估算结果高度依赖于火点识别能力,易受环境条件如云雨天气干扰.近年来,学者们也不断对上述方法进行融合与优化,例如已有研究基于静止卫星,融合 VIIRS FRP 或结合调查统计数据构建小时级排放清单等[36-37].在这些方法参数中,火点识别精度、焚烧比例估算以及 FRE 转换因子的确定是关键的环节,尤其是在局地化研究中仍可通过进一步优化提高排放清单估算精度.

华北平原三面环山形成半封闭地形结构,在山脉阻截下,污染排放易发生区域积聚和传输,是研究秸秆焚烧的典型场所.综合考虑卫星对小型火点的识别能力和卫星在轨时长,本文采用搭载于 Suomi-NPP 的 VIIRS 数据对华北平原开展研究,优化秸秆焚烧火点识别与焚烧比例估算,分析 2013~2023 年秸秆焚烧长时序变化,结合统计数据构建2013~2022年排放清单,揭示秸秆焚烧活动的演变特征,评估其对区域空气质量的影响程度,以期为差异化管控政策的制定提供科学依据.

1　数据与方法

1.1　研究区介绍

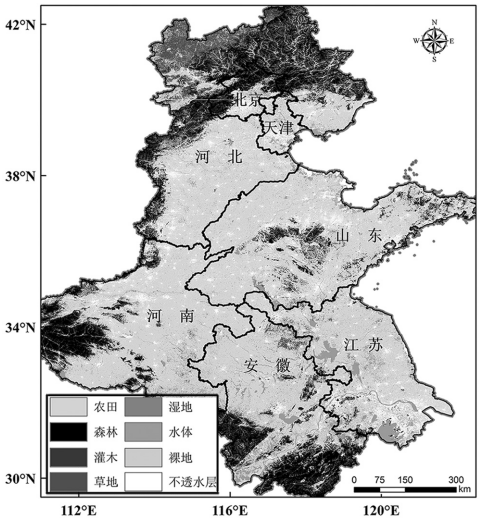


图 1　研究区概况

Fig.1　Map of the study area

研究区域涵盖华北平原涉及的北京、天津、河北、山东、河南、江苏和安徽 7 个省市,农田分布面积约占总面积的 60%.根据各省市统计年鉴,研究区内种植面积最广的为小麦、玉米和水稻.北京、天津、河北、山东、河南以小麦、玉米为主,兼有棉花、大豆等经济作物;江苏、安徽则以水稻、小麦为主,并种植棉花、油菜等作物.从农作物物候历来看,冬小麦的种植时间为 10~11 月,成熟时间为次年 5~6 月;夏玉米的种植时间为 6 月,成熟时间为 10~11 月;水稻的种植时间为 5~6 月,成熟时间根据种类不同为 7~10 月.此外,部分地区种植春小麦和春玉米,种植时

间为 3~4 月,春小麦成熟时期为 7 月,春玉米成熟时间根据南北差异跨度为 7~10 月.

1.2 秸秆火点数据提取

数据源选用 Suomi-NPP 卫星上搭载的 VIIRS 热异常点数据集 VNP14IMGTDL,其空间分辨率为 375m,时间分辨率为 2 次/1d,每天过境时间为凌晨 1:30 与下午 13:30 前后.该热异常点数据集除了包括生物质焚烧火点,还包括工厂热排放、建筑物房顶吸热、村庄热岛效应、铁轨、高温地表等引起的热异常数据.尽管数据本身标注了热异常点类型,但其在研究区域的分类精度有限,直接使用可能引入显著误差.

考虑到秸秆焚烧通常为小型火灾,使用全球地表覆盖数据集 GlobeLand30(GLC30)对秸秆焚烧火点数据进行初步筛选.GLC30 空间分辨率为 30m,总体精度为 85.72%[38],能更好地刻画土地利用活动及其所形成的景观格局(https://www.webmap.cn).考虑到 GLC30 空间分辨率与 VIIRS 火点数据空间分辨率不一致,设定当热异常点数据所在像元对应的地表类型统计结果中农田所占比例较高时,将该热异常点数据初步判定为秸秆火点.在有效排除非农田火点的同时,也考虑农田区域内夹杂道路、河渠等非农田像元的情况,避免过度剔除为二次筛选提供基础.根据不同研究范围和时段最优比例的选择有所差异,本研究工作中该比例设置为 70%.同时,考虑到地表类型的时间变化,2013~2015 年数据匹配 GLC30 2010 年版本数据,2016~2023 年匹配 GLC30 2020 年版本数据.

在初步提取的基础上,利用秸秆焚烧的时空特征进行二次筛选,以剔除持续性热异常干扰.秸秆焚烧具有季节性集中特征,通常同一位置上不会持续发生;工业热排放、地物吸热等干扰热源往往在时间上呈连续或高频出现.基于这一差异,本研究构建 2013~2023 年的热异常点时间序列 $\{F_t\}_{t=1}^{n}$,通过 K-mean 空间聚类算法获得热异常点聚集范围.针对每一聚集范围,逐年统计热异常事件(同一聚集区在同一天内出现至少一个热异常点记为一次事件)出现日期,并计算时间间隔标准差 σT 和时间跨度 $\gamma.\sigma T$ 和 γ 的阈值通过样本统计来确定.本研究设置 $\sigma T \leqslant 100$d 且 $\gamma \geqslant 60$d,可提取绝大部分非秸秆焚烧火点聚集范围.最终通过空间匹配进一步排除这些干扰像元,得到更可靠的秸秆火点数据集.

$$\sigma T = \sqrt{\frac{1}{n-1}\sum_{k=1}^{n-1}(T_{k+1} - T_k - \overline{\Delta T})^2}$$

$$\Delta T = \frac{1}{n-1}\sum_{k=1}^{n-1}(T_{k+1} - T_k) \tag{1}$$

1.3 排放清单构建

1.3.1 分省市的排放量估算 数据源卫星 Suomi-NPP 每日过境两次,不适合采用基于 FRP 的时间积分方法,因此采用结合调查统计数据的估算方法,公式为:

$$E_{p,k,i} = \Sigma(M_{k,i} \cdot \mathrm{EF}_{p,k}) \tag{2}$$

式中:E 为秸秆焚烧年排放量;p,k 分别表示污染物种类、作物种类;M 为秸秆焚烧量;EF 为排放因子;i 为省市.排放因子是影响污染物排放定量表征的关键参数.通过搜集现有的排放测试成果,取平均值作为本研究的排放因子,如表 1 所示. 秸秆种类通常可分为水稻、小麦、玉米、棉花等 10 余类,以往研究显示中国地区水稻、小麦和玉米秸秆的贡献比例约 80%~90%.因此本研究选择这 3 种类型作为代表性作物进行排放量估算以及时空演变特征分析.

表 1 主要作物类型排放因子(g/kg)

Table 1 Emission factors of crops (g/kg)

污染物	水稻	小麦	玉米	参考文献
NO_x	1.55	3.12	4.07	[40-41,45-46]
SO_2	0.34	0.82	0.44	[39,41,45-46]
NH_3	0.50	0.37	0.66	[39,41,46]
NMVOCs	7.65	7.50	10.00	[41,46-47]
$PM_{2.5}$	5.72	7.59	11.70	[41,46]
PM_{10}	5.78	7.73	11.95	[41]
CO	50.6	54.4	51.28	[39-44]
CH_4	3.9	3.4	4.4	[46-47]
CO_2	1328	1417	1350	[39,44,46]
BC	0.52	0.52	0.78	[44-45]
OC	2.01	3.43	4.20	[43-47]

公式(1)中秸秆焚烧量基于农作物产量等统计数据进行计算,具体公式为:

$$M_{k,i} = \Sigma(P_{k,i} \cdot C_{k,i} \cdot D_k \cdot R_i \cdot \eta_k) \tag{3}$$

式中:P 为农作物产量;C 为草谷比;D 为干质量系数;R 为秸秆露天焚烧比例;η 为燃烧效率.其中,作物产量数据来自各个省市的统计年鉴;C、D、η 为固定系数,通过文献获得.其中北京、天津、河北、山东水稻种植面积过小,未纳入统计,具体数据如表 2 所示.

表 2　各省市主要作物草谷比、干质量系数、燃烧效率

Table 2　Straw-to-grain ratios, dry matter coefficients, and combustion efficiencies of crops by province

参数		水稻	小麦	玉米
C[48]	北京	–	1.29	1.02
	天津	–	1.16	0.99
	河北	–	1.22	1.05
	山东	–	1.39	0.96
	河南	0.97	1.29	1.07
	江苏	1.24	1.41	1
	安徽	1.09	1.12	1
D[8]		0.89	0.89	0.83
η[44]		0.93	0.95	0.95

1.3.2　秸秆焚烧比例估算　秸秆焚烧比例 R 是反映秸秆露天焚烧排放变化最直观的参数.以往研究中 R 由入户调查、假设、结合火点 FRP 和调查这 3 种方式来确定.其中入户调查的方式最为准确,但成本高、更新慢、样本区少.每年的燃烧比例动态变化,对于长时间序列而言不能采用同一个 R.因此,R 由以下公式进行动态计算.

$$R_{i,j(k)}=\frac{As_{i,j(k)}}{As_{i,o(k)}}\cdot\frac{Ag_{i,o(k)}}{Ag_{i,j(k)}}\cdot R_{i,o(k)} \tag{4}$$

式中:j 表示年份;R_j 和 R_0 分别表示目标年和基准年露天秸秆焚烧比例;$As_{i,j}$ 和 $As_{i,o}$ 分别表示目标年和基准年基于卫星监测的秸秆焚烧面积;$Ag_{i,j}$ 和 $Ag_{i,o}$ 分别表示目标年和基准年的作物种植面积,通过统计年鉴获得.基准年的秸秆焚烧比例取自彭立群对 2009 年和 2014 年的实地调查结果[49],如表 3 所示.通过实验对比 MODIS 与 VIIRS 监测结果,两者之间存在显著线性相关性,因此对于基准年早于 2013 年的省份,以 MODIS 火点监测结果作为过渡数据,将 MODIS 原始观测值转为 VIIRS 等效观测值计算目标年份的秸秆焚烧比例.

表 3　主要作物基准年秸秆焚烧比例(%)

Table 3　Base year burning proportions of crops (%)

省份	北京	天津	河北	山东	河南	江苏	安徽
水稻	–	–	–	–	18.1	14.6	42.3
小麦	3.1	13.2	9.9	19.7	36.8	17.3	28.9
玉米	12.1	16	15.8	23.4	35.6	20.3	35.9
基准年	2009	2009	2009	2009	2014	2014	2009

由于不同类型秸秆焚烧表现出不同的时间聚集性,可结合当地习惯估计同一类作物较为集中的秸秆焚烧时段,如小麦秸秆焚烧时段主要发生在 5~7 月,玉米秸秆焚烧时段发生在 10 月~次年 3 月,水稻秸秆焚烧时段主要发生在 9 月~11 月.通常在焚烧时段内,某网格不会持续处于云覆盖状态.假设在小范围内农民焚烧秸秆的习惯相似,采用网格统计的方法,若在该时段内发现一处火点,则判断该网格为秸秆焚烧单元.该方法能够在一定程度上削弱云覆盖和时间覆盖不全对焚烧面积的低估.综上,基于卫星监测的焚烧面积 As 由以下公式表示.

$$As(k)=a2\times\left|\bigcup_{t=t_0}^{t_e}\left\{\left(\left\lfloor\frac{\mathrm{lon}-\min\mathrm{lon}}{a^2}\right\rfloor,\left\lfloor\frac{\max\mathrm{lat}-\mathrm{lat}}{a^2}\right\rfloor\right)\right|(\mathrm{lon},\mathrm{lat}\in\phi(t,k))\right\}\right| \tag{5}$$

式中:t_o、t_e 代表某类作物 k 秸秆焚烧起止时间;(lon,lat)为火点坐标;a 为固定值,表示用于焚烧面积估算的网格的边长,本研究中 a 选择 2km.

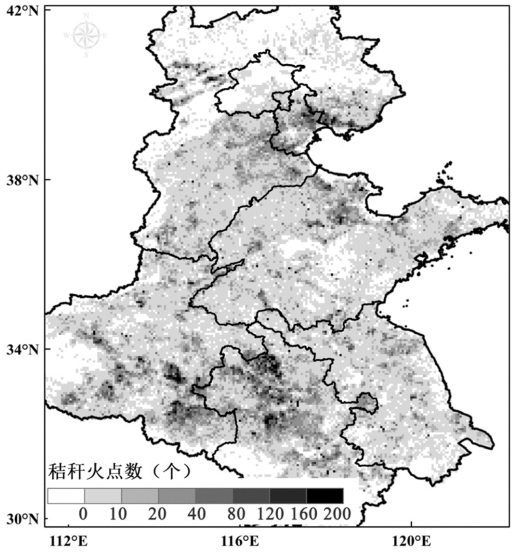
1.3.3　时空分配　基于辐射功率,结合农作物收获时间,对各省的年度秸秆焚烧排放量进行时空分配.具体分配公式如下.

$$E_{\mathrm{grid}_m}=\sum\nolimits_k\left(\frac{\mathrm{FRP}_{\mathrm{grid}_{k,m}}}{\mathrm{FRP}_{\mathrm{prov}_{i,j}}}\cdot E_{i,j,k}\right) \tag{6}$$

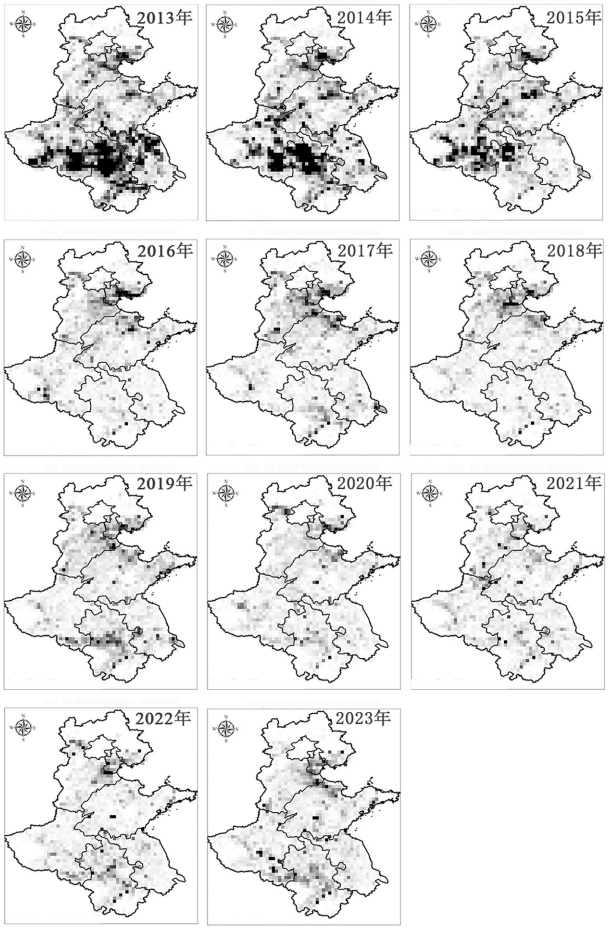
式中:m 表示排放清单构建的最小时间分辨率,文中代表月份,grid 表示出现秸秆焚烧的网格位置,E 为排放量;$\mathrm{FRP}_{\mathrm{grid}}$ 表示网格内所有秸秆露天焚烧火点的总辐射功率;$\mathrm{FRP}_{\mathrm{prov}}$ 表示省级范围内秸秆焚烧火点的总辐射功率.

2　结果与讨论

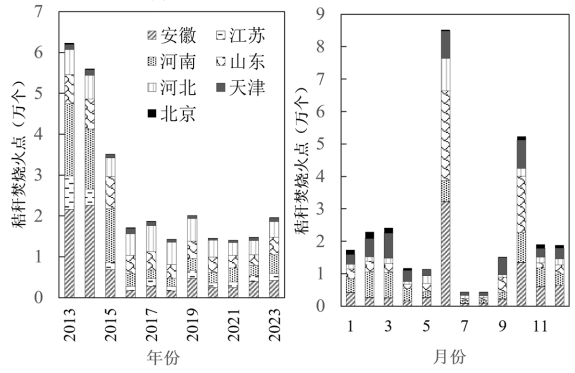
2.1　秸秆焚烧火点时空规律



(a) 2013~2023 年累计火点密度



(b) 2013~2023 逐年累计火点密度



(c)各省市逐年火点数量 (d)各省市逐月火点数量

图 2 2013~2023 年研究区秸秆焚烧火点时空分布

Fig.2 Temporal and spatial distribution of straw fire points in the study area from 2013 to 2023

图 2(a)将研究区所有火点统计到 5km×5km 的单元进行网格化,可见秸秆火点呈明显的聚集性分布,主要形成两个核心高密度区:皖北-豫南地区和环渤海地区(河北中东部-天津-山东北部).皖北-豫南地区的火点密集程度尤为突出,构成了整个研究区的焚烧热点.相比之下,环渤海地区为一片连续的次高值区.此外,在鲁西、冀南、冀西北及苏北等地,存在多个范围较小的局部火点聚集区,整体表现为分散特征.省市尺度火点数量占比为安徽 26.1%、河南 23.9%、河北 18.8%、山东 18.3%、江苏 9.0%、天津 3.5%、北京 0.4%.

研究区年际变化(图 2(b~c))呈现明显的阶段特征:2013~2023 年秸秆焚烧火点数量随时间总体呈幂指数下降趋势,降幅约 69%.其中北京下降幅度最高为 92%,安徽、江苏、河南下降幅度分别为 80%、79%、74%,山东、河北、天津下降幅度分别为 39%、38%、27%.分阶段来看,2013~2016 年为快速下降期,年均降幅达 24%,2016~2023 年为波动式变化,总幅度不大,且近年来有小幅度增加的趋势.各省市阶段变化差异明显.南部的安徽、江苏与总趋势一致,2013~2016 年大幅度下降,2021~2024 年有小幅度增加趋势;河南火点的急剧下降发生在 2016 年,之后变化较为平缓,近年来也存在小幅度增加趋势;山东火点的大幅度下降也发生在 2016 年,2023 年火点存在较明显的增加.北部省市变化幅度相对南部省市偏缓,河北在 2013~2019 年变化幅度较小,2019~2021 年出现明显下降,2021~2023 有小幅度增加;天津在 2016~2021 年呈逐年下降趋势,近两年有小幅度增加;北京总体保持逐年递减的趋势.

从月度变化(图 2(d))来看,秸秆焚烧最为集中的时间发生在 6 月、10 月,其中 6 月份为春小麦集中收获季节,10 月为玉米、水稻等集中收获季节;此外 9 月、11~12 月、1~3 月也有一定数量的秸秆焚烧事件发生;7~8 月秸秆焚烧最少.月度变化体现了秸秆焚烧受农业活动的影响.

图 3 展示各省市逐年逐月变化特征,安徽和江苏秸秆火点变化趋势一致,且 6 月对全年火点的贡献率随时间显著下降.以安徽为例,2013~2015 年 6 月火点占全年 45%~70%,近 3a 降至约 10%;与此同时,1 月火点占比从 1%升至 20%,成为近年新高峰.河南年内高峰为 6 月(占比由 50%降至 30%)和 10 月(占比由 30%降至 15%),1 月火点占比同样从 1%增至 20%,形成新的次高峰.山东、河北、天津火点下降幅度不及前三者,年内高峰集中于秋收季(10~11 月),其中山东 10~11 月火点占比由 40%降至 16%,河北由 50%降至 18%,天津由 40%降至 22%;夏收季 6 月火点占比明显下降,山东由 29%降至 9%,河北由 20%降至 10%,但天津 6 月火点占比反而从 5%增至 10%;此外,

山东冬末(1~2 月)火点占比普遍上升(山东由 1%升至 30%.北京火点持续下降,11a 间 6 月火点占比由 32%降至 16%.

总体而言,2013 年以来研究区秸秆焚烧火点年内高峰主要集中于夏收季(6 月)和秋收季(10~11 月),其中 2013~2015 年该特征尤为突出;自 2016 年起,夏秋两季火点数量显著减少,冬末春初(1~3 月)火点占比呈普遍上升趋势.这一变化可能与春节后农田清理准备春耕、作物耕作制度调整等多种因素有关.尽管如此,从整个研究时段和火点空间分布来看,夏秋两季仍为秸秆焚烧相对更为集中和突出的时期.

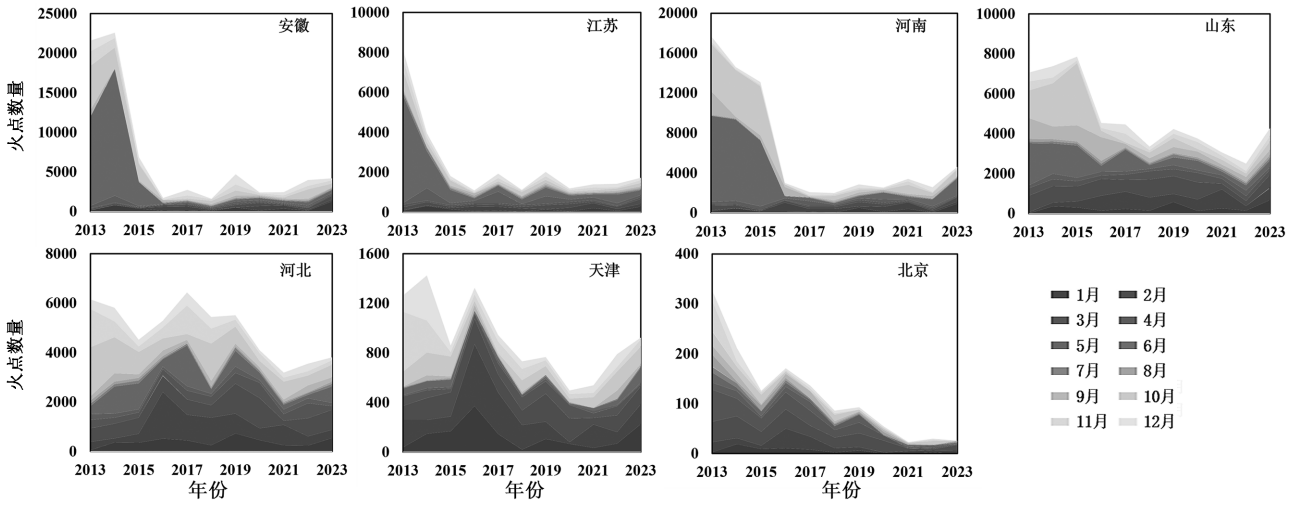


图 3　2013~2023 年研究区各省市秸秆焚烧火点个数逐年逐月变化

Fig. 3　Monthly variations in straw burning points across provinces from 2013 to 2023

2.2　2013~2022 年秸秆焚烧排放变化趋势

由于统计数据存在滞后性,本研究中秸秆焚烧污染物排放量的估算时间段确定为 2013~2022 年.图 4 显示,研究期间排放量的变化表现出明显的阶段性特征:2013~2015 年间,快速下降,2016 年之后以波动变化为主.总体来看,2013~2022 年排放量为下降趋势,年均降幅为 6%~7%.2013 年排放量最高,NO_x、SO_2、NMVOCs、NH_3、$PM_{2.5}$、CO_2、CH_4、BC、OC、CO 等排放量分别为 195, 38, 532, 31, 537, 88,245,38,214,3390Gg.2018 年排放量最低,较 2023 年下降 60%~70%.2022 年 NO_x、SO_2、NMVOCs、NH_3、$PM_{2.5}$、CO_2、CH_4、BC、OC、CO 等排放量分别为 76,13,208,13,214,34,96,15,83,1284Gg,较 2018 年高 3%~10%.另外,2013~2022 年间各类污染物排放所占比重变化不大,这与研究区的农作物类型及耕种范围较为稳定有关.此外,不同省份排放差异和变化显著,这与不同地区禁烧政策执行力度[26]以及初始的秸秆焚烧量有关.以 CO_2 为例,河南的区域贡献率为 9%~39%, 10a 间排放量下降幅度最显著为 80%.山东的贡献率为 19%~41%,10a 间排放量下降幅度为 28%.

图 5 显示,主要作物秸秆焚烧排放量贡献中,小麦秸秆的贡献量由前 3a 的年均 52%下降至近 3a 的 35%,玉米秸秆的贡献量由 33%上升至 43%,水稻秸秆的贡献量变化趋势整体较为平缓,在 20%左右波动.年排放量变化显示玉米和水稻秸秆焚烧排放量变化较一致,2013~2016 年期间持续下降;小麦相对玉米和水稻延迟 1a,2014~2016 年出现较大幅度下降.

将本研究的排放清单与其他学者的清单结果进行比较.从趋势上看,Huang 等[16]基于 MODIS 表明 2013~2018 年华北地区排放量呈下降趋势且 2013~2014 下降最为明显;Hong 等[37]基于 Himawari8 表明华北地区 2016~2020 年排放量变化较平缓;Xu 等[36]基于多源卫星估算中国 2016~2020 年排放量呈波动变化;Zhou 等[8]基于 MODIS 估算中国 2012~2019 年 6 月小麦秸秆焚烧排放量年均降幅为 11.7%~12.5%;中国全年的排放量,2014 年达到峰值,2014~2018 呈下降趋势.虽然研究区和研究时段并非完全重合,但在趋势上,本研究与以往大部分研究结论一致.

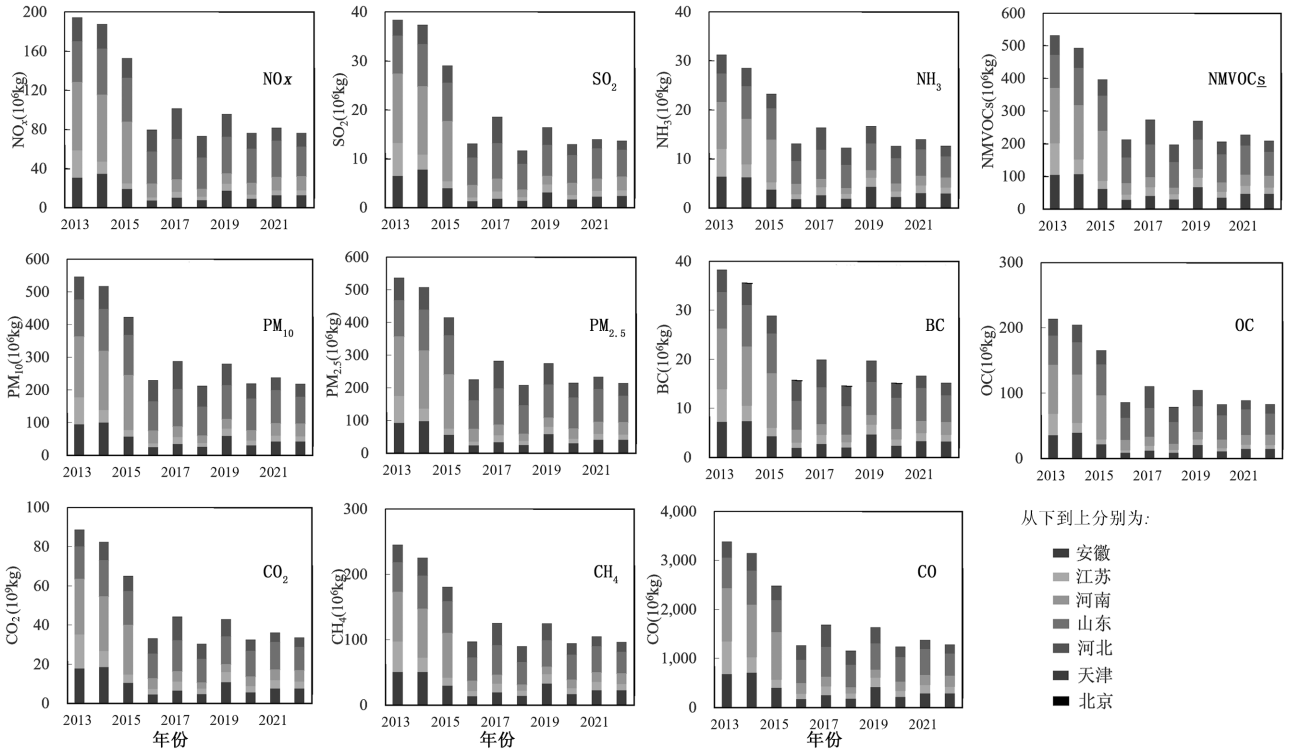


图 4 2013~2022 年秸秆焚烧污染物排放量变化

Fig.4 Temporal trends in pollutant emissions of straw burning from 2013 to 2022

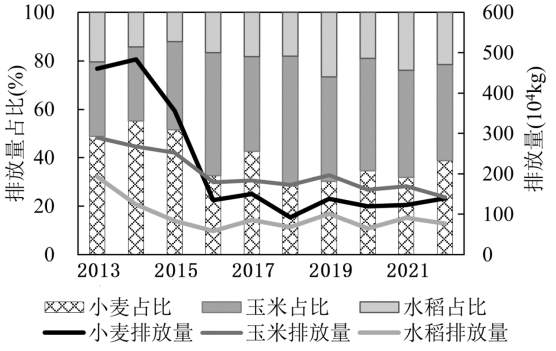


图 5 主要农作物秸秆焚烧总排放量年变化

Fig.5 Interannual variation in total emissions from straw burning of major agricultural crops

从排放量估算结果来看,如表 4 所示,首先,从数量级上,本研究与以往研究一致.然后,从数值大小上,本研究估算排放量与 Qiu 等[49]的结果较为接近(2013 年);此外通过推断,本研究结果与彭立群等[50]、Hong 等[33]的结果也较为一致,两者均使用了实际调查和统计数据.尽管彭等的数值结果为 2009 年,基于 MODIS 监测结果 2009~2013 年秸秆焚烧面积增加约 40%,依次将本研究结果推算至 2009 年可得到排放量与其结果较接近的结论.Hong 等[37]的数值结果为全国,基于 VIIRS 数据统计 2020 年研究区火点占全国火点约 20%,依此也可推算两者结果较为接近.同时,表 4 也显示,与基于 FRP 方法估算的排放量相比,本研究估算值偏高;且由于不同学者采用 FRE 转换因子不同,基于同类方法的估算量也存在差异.总体而言,本研究所建立的秸秆露天焚烧排放清单合理,数值结果与以往结合实际调查的估算结果接近.

图 6 为 2013 年和 2022 年秸秆焚烧排放量 10km×10km 分辨率网格化数据(以 CO_2 为例进分析).从排放总量来看,研究区总体排放量普遍大幅下降.为进一步分析空间格局演变,将年排放量高于 20×10^6kg 的网格定义为高排放区.2013 年研究区最大且集中的高排放区分布在南部农业活动高度密集区,包括河南南部、安徽北部、江苏北部等地.经过 10a 演变,至 2022 年,高排放区整体范围明显收缩,尤其是研究区南部;整体高值区呈现碎片化、分散化特征.

具体来说,河南在 2013 年的高排放区集中在南阳东部-平顶山、驻马店东部-信阳北部-周口南部,在本省排放量占比约 75%;至 2022 年高排放区范围缩小,信阳成为主要贡献区,占比约 25%;其他高值网格分布较零散.安徽在 2013 年的高排放区集中在阜阳西部与河南交界处、淮北-亳州东部-淮南-六安

东北-滁州西北-合肥北部沿线,以及合肥南部-马鞍山南部-芜湖地区,合计占比约 64%;至 2022 年高排放区缩小至滁州西北-六安北部-合肥北部以及马鞍山南部-芜湖,排放量约 55%.江苏在 2013 年的高排放区分布在西北部的徐州-宿迁北部和中东部的淮安-盐城-连云港中南部,排放量占本省约 80%;2022 年高排放区则集中在淮安中北部和徐州、连云港沿鲁苏两省交界处,合计占比约 55%.研究区北部省市总体排放量低于南部.山东 2013 年高排放区主要分布在环渤海的滨州-东营-淄博-潍坊-青岛、西南部的德州-聊城-泰安-济宁-菏泽,以及南部的枣庄-临沂;2022 年,上述高排放区范围明显缩小,同时烟台形成新的高排放区.河北 2013 年高排放区比较分散,分布在东部唐山、西北部张家口以及廊坊-保定东部-沧州西部-衡水西部-邯郸中部一线上;其中张家口、唐山、沧州、廊坊排放量占本省约 50%.2022 年高排放区主要集中在张家口、唐山西南部、沧州、廊坊,占比约为 67%.

表 4　本研究排放清单与其他研究结果比较

Table 4　comparison of emission inventories from this study with previous research

参考文献	研究区	数据源或方法	年份	物质	排放量(Gg)	本研究结果
Hong 等[37]	中国地区	Himawari-8 与统计资料	2020	CO_2	200000	32400
Huang 等[16]	中国地区	FINN 数据库	2018	VOCs	798.8	197
Zhou 等[8]	中国地区	基于 MODIS 的 FRP 估算方法	2018	VOCs	577.6	197
			2018	PM_{10}	1403	212
			2018	CO_2	182700	30300
Zhang 等[7]	中国东部 (111°E~123°E, 27°N~40°N)	基于 Himawari-8 和 VIIRS 的 FRP 估算方法	2015	CO_2	16900	65000
			2015	$PM_{2.5}$	70	415
Yang 等[31]	长江下游(苏、皖、浙、沪)	基于 MODIS 的 FRP 估算方法	2014	$PM_{2.5}$	290.8	507
			2014	VOCs	795	493
Zhou 等[8]	中国地区	基于 MODIS 的 FRP 估算方法	2014	VOCs	707.3	493
			2014	NH_3	70.5	28.5
			2014	PM_{10}	1683.7	517.5
			2014	CO_2	223100	82400
			2014	CH_4	432.6	225
Zhang 等[7]	中国东部	基于 Himawari-8 和 VIIRS 的 FRP 估算方法	2013	CO_2	31100	88700
			2013	$PM_{2.5}$	130	537
Qiu 等[49]	本文研究区	基于 MODIS 的焚烧面积估算方法	2013	CO_2	65000	88700
			2013	$PM_{2.5}$	373	537
			2013	NH_3	35	31
			2013	NO_x	146	194
彭立群等[50]	京、冀、鲁、豫、苏、皖	基于调查数据的估算方法	2009	CO_2	639000	-
			2009	$PM_{2.5}$	555	-

为进一步揭示排放格局的演变,图 7 选择了 2013、2022 年具有代表性的 3 个时段即 1 季度(春耕前)、6 月(夏收)、10~11 月(秋收),对比展示了 10a 间排放的空间分布变化.与 2013 年相比,2022 年夏收和秋收季排放量显著下降;与此同时,春耕前山东与河北两省部分地区秸秆焚烧排放量存在上升趋势,反映秸秆焚烧管控的季节性效果存在区域差异.

月度排放量随年份的变化如图 8 所示.2013 年各个省市月变化趋势较为一致,年内的排放峰值主要出现在 6 月和 10 月,其中 6 月排放量最高,10 月排放量低于 6 月.2016 年排放峰值转移至 3 月、9 月,6 月尚存在一个小峰值.2019 年各省市的月变化出现差异,总体来说,峰值仍主要出现在 3 月、6 月、10 月,与 2016 年相比,3 月与 10 月排放量大幅下降;同时安徽等省份 1 月和 12 月也出现新的峰值.2022 年各省市的排放峰值在时间上分布更为分散,可见于 2~3 月、6 月、10 月、12 月等多个时段,反映出秸秆焚烧活动的时间集中性减弱,呈现出更加分散的特征.

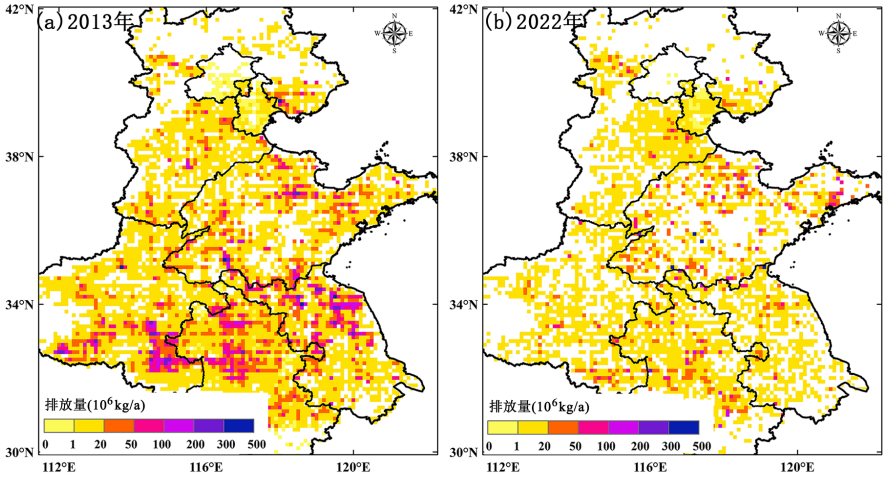


图 6 2013 年和 2022 年秸秆焚烧排放量空间分布

Fig.6 Spatial distribution of straw burning emissions in 2013 and 2022

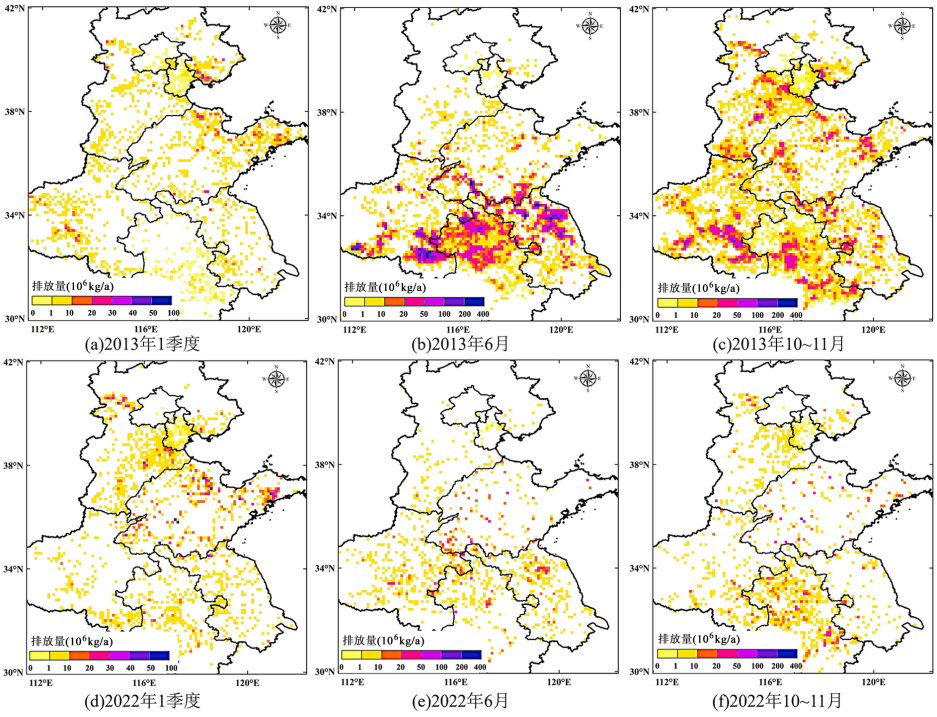


图 7 2013 年和 2022 年秸秆焚烧不同峰值期排放量空间分布

Fig.7 Spatial distribution of straw burning emissions during peak periods in 2013 and 2022

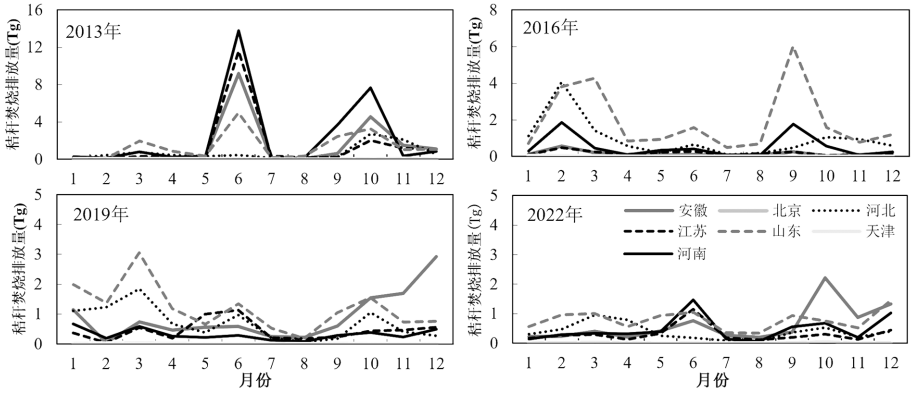


图 8 2013、2016、2019 和 2022 年秸秆焚烧排放量月度变化

Fig.8 Monthly variations in straw burning emissions for 2013、2016、2019、2022

2.3　夏收季秸秆焚烧对空气质量影响分析

基于 $PM_{2.5}$ 数据,以夏收季 6 月作为分析时段,进一步验证秸秆焚烧排放的时间趋势和对空气质量产生的影响.本研究中使用的 $PM_{2.5}$ 数据来自中国高分辨率高质量近地表空气污染物数据集(CHAP)[51].该数据集利用人工智能技术,结合地基观测、大气再分析、MODIS MAIAC AOD、大气化学模式数据、排放清单等大数据生产得到逐日的近地面 $PM_{2.5}$ 数据.

首先以省为单位,基于逐年 6 月 $PM_{2.5}$ 日均浓度数据与秸秆焚烧产生的 $PM_{2.5}$ 排放量进行相关比较,其中北京火点较少不参与分析.结果显示,河北和天津的 $PM_{2.5}$ 浓度与秸秆焚烧 $PM_{2.5}$ 排放量相关性不显著,r 值分别为 0.26、−0.1,这与天津和河北地区的污染源以工业排放为主[52]有关.安徽与河南是农业大省,其 $PM_{2.5}$ 浓度与秸秆焚烧排放相关性较强,r 值为 0.91;其次是山东,r 为 0.82,江苏 r 为 0.70;如图 9 所示.

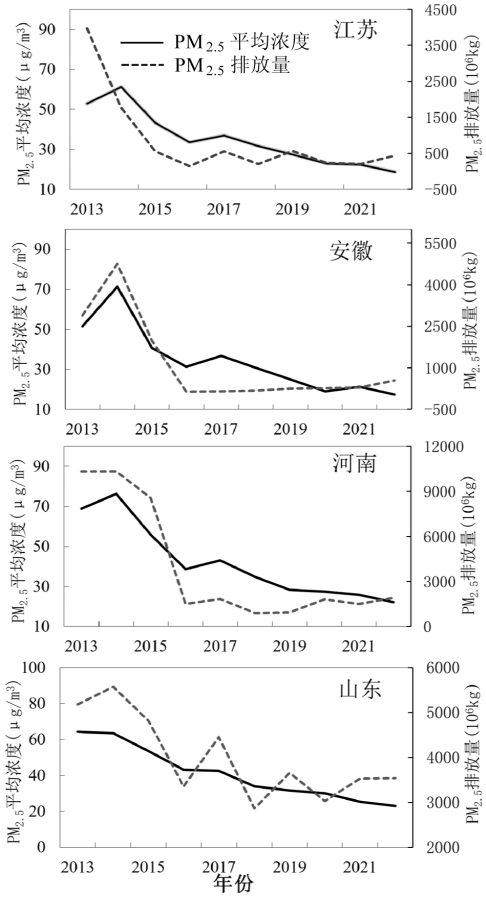


图 9　2013~2022 年 6 月典型省份的 $PM_{2.5}$ 平均浓度和秸秆焚烧 $PM_{2.5}$ 排放量变化

Fig.9　Trends in $PM_{2.5}$ concentrations and straw burning $PM_{2.5}$ emissions in typical provinces during June from 2013 to 2022

为进一步有效评估秸秆焚烧对空气质量的影响,挑选出秸秆焚烧火点密集的连续像元作为典型区进行分析,如图 10 所示.将典型区分别标记为典型区 1 和典型区 2,典型区 1 位于豫南皖北高排放区,典型区 2 位于环渤海高排放区.挑选出 2013~2023 年 6 月所有无云或少云的日期,基于 CHAP 数据集计算各典型区内所有网格的 $PM_{2.5}$ 日均浓度平均值,并与对应典型区内秸秆焚烧火点的总 FRP 值进行相关关系分析.

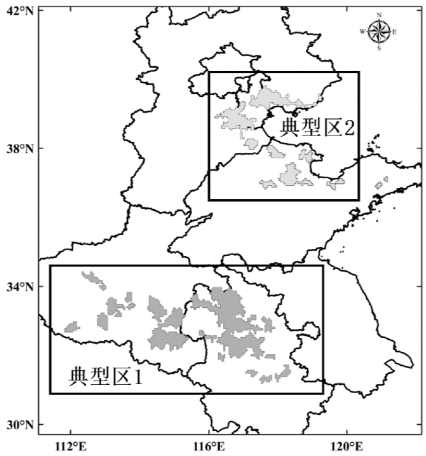


图 10　典型区分布

Fig.10　Map of the typical areas

典型区 1 共筛选满足要求的数据 105 组, $PM_{2.5}$ 日均浓度和 FRP 的关系如图 11(a)所示.结合变化规律,可将研究时段分为 2013~2016 年(时间段 1)和 2017~2023 年(时间段 2).时间段 1,区域秸秆焚烧事件较多,对日间空气质量影响明显,$PM_{2.5}$ 日均浓度与 FRP 的相关系数达到 0.68.时间段 2,秸秆焚烧事件大量减少,秸秆焚烧对周边区域的空气质量影响程度明显下降,$PM_{2.5}$ 日均浓度和 FRP 相关性不明显.

典型区 2 共筛选满足要求的数据 143 组,如图 11(b)所示.总体来看,$PM_{2.5}$ 日均浓度与 FRP 相关性较弱.该区域与典型区 1 不同,很少出现单日内大范围的焚烧,且该区域经济较发达,秸秆焚烧对区域的空气质量影响不及其他污染源如工业排放等.尽管典型区 2 的 $PM_{2.5}$ 日均浓度和 FRP 总体相关性弱,在单个的个例中,如图 11(b)标记的阴影部分,集中的秸秆焚烧仍会对局地产生明显影响,当秸秆焚烧事件较多时,$PM_{2.5}$ 日均浓度升高,当秸秆焚烧减少时,$PM_{2.5}$ 日均浓度恢复到之前的水平,在不同的示例中秸秆焚烧导致的 $PM_{2.5}$ 日均浓度升高约 50%~ 180%.

结合具体的示例从空间上表现秸秆焚烧对空气质量的影响.图 12 所示 2015 年秸秆焚烧现象尚为普遍,示例 1(图 12(a))位于典型区 1,在未进行管控的情况下,火点分布密度高、范围广,导致了大片区域日均 $PM_{2.5}$ 的升高,同时秸秆焚烧形成的烟羽随风飘向东南方向,形成明显的污染传输.示例 2(图 12(b))位于河北南部,卫星真彩图显示集中的秸秆焚烧形成烟羽向北传输,该地区工业发达,有较高的工业排放本底污染,在此基础上仍可见烟羽形成的条带位置上 $PM_{2.5}$ 浓度较周边高.示例 3(图 12(c))与示例 1 处于同一片区域,但年份不同,与 2015 年相比,2023 年焚烧现象普遍减少,火点范围缩小,位置集中,对空气质量的影响范围也大幅缩小.示例 4(图 12(d))位于典型区 2,集中的秸秆焚烧拉升了周边的日均 $PM_{2.5}$ 浓度.以上示例进一步表明,集中的秸秆焚烧会对空气质量会产生明显影响,多地同时发生集中秸秆焚烧会导致区域污染.

图 11 和图 12 分别从时间与空间的维度说明了秸秆焚烧对空气质量的影响.但由于秸秆焚烧发生时气象条件存在差异,地区本底污染程度不同,同量级秸秆焚烧产生的影响贡献也存在差异,测算秸秆焚烧产生的贡献比例还需要具体事件具体分析.

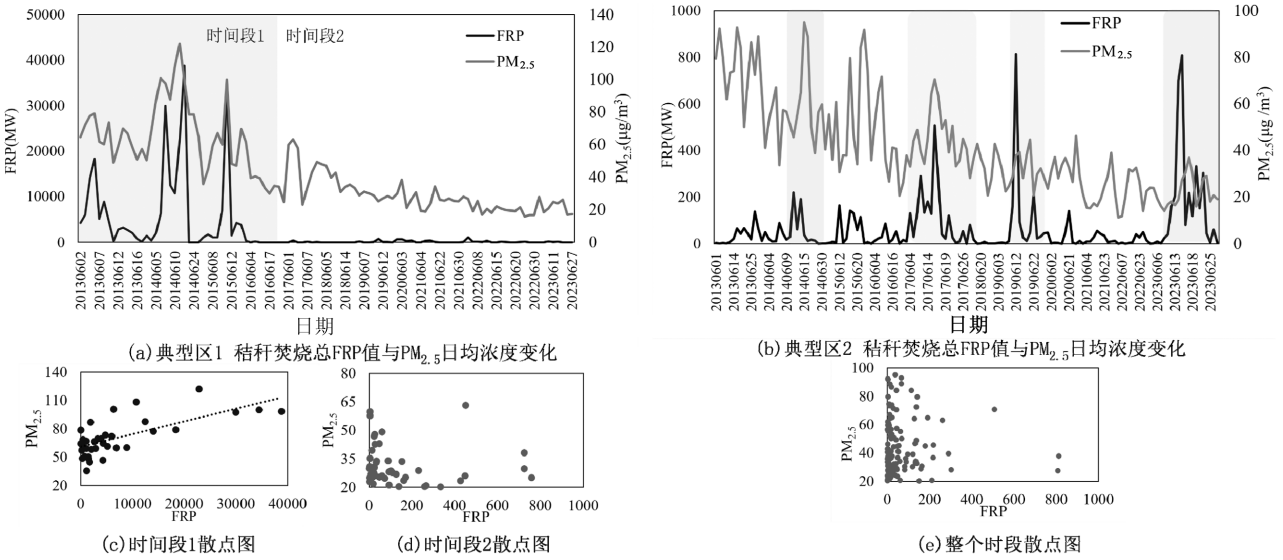


图 11 2013~2023 年 6 月典型区秸秆焚烧火点 FRP 与 $PM_{2.5}$ 逐日变化及相关性比较

Fig.11 Daily variations and correlation between FRP and $PM_{2.5}$ concentrations in typical regions during June from 2013 to 2023

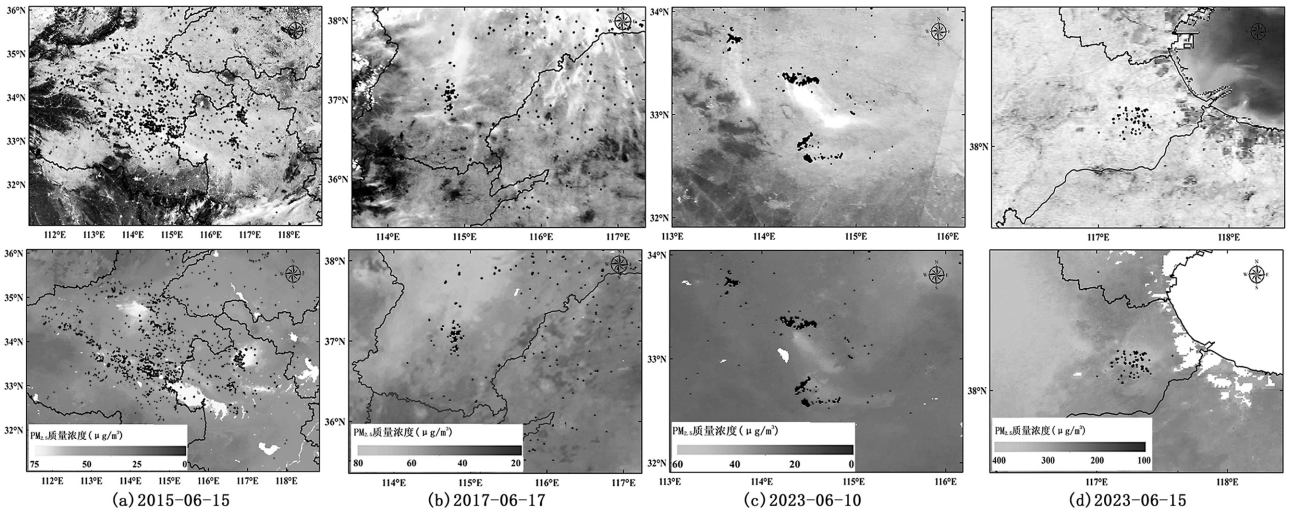


图 12 秸秆焚烧对空气质量影响示例

Fig.12 Case study: air quality impacts of straw burning

上图为秸秆焚烧火点叠加真彩色影像,白色为秸秆焚烧烟羽;下图为火点叠加日均 $PM_{2.5}$ 浓度分布

2.4　不确定性讨论

首先,卫星火点监测能力存在局限性.VIIRS 作为较高空间分辨率的极轨卫星传感器,能够识别更多较低辐射功率值的活跃火源,但其监测效率受到卫星重访频率及云层覆盖的制约,导致部分瞬时火点被漏检.为评估云覆盖对监测结果的影响,本研究以关键时段 6 月为例,结合 2013~2022 年云覆盖率数据分析(图 13)表明,在人为因素相对稳定的前提下,云覆盖的变化可能引起相邻年份 1~2a 火点数量的短期波动,然而从长期趋势来看,云覆盖变化并非主导火点年际演变的关键因素.例如,河南火点峰值出现在 2013 年,而非云覆盖率最低(即有效天数最多)的 2022 年.这一现象说明,尽管云干扰可能导致短期监测数据的波动,但火点数量的长期变化主要受秸秆焚烧政策、农业管理模式等人为活动调控.此外,与高频次观测的静止卫星相比,极轨卫星在捕获瞬时焚烧事件方面存在局限.研究显示,秸秆焚烧日内变化模式相对稳定[32],因此 VIIRS 数据在揭示长期趋势和相对变化方面仍具有可靠的参考价值.

其次,基准年秸秆焚烧比例的确定存在不确定性.本研究采用的各省市基准年焚烧比例数据来自已发表的实地调查结果.然而,以往调查多以省为单元,难以反映省内因农村经济发展不平衡、管控政策差异等存在的空间差异.这可能导致省级比例在应用到更高空间分辨率的研究时产生偏差.为提升精度,未来的研究可考虑在地级市尺度上收集或重新分配秸秆焚烧比例,以更准确地估算排放量.

第三,排放因子和燃烧效率等参数也是重要的不确定性来源.排放因子等对最终估算结果影响较大[53],实际秸秆焚烧条件(如堆垛式和平铺式焚烧,如不同湿度和扩散条件下的焚烧)差异会导致其值发生较大变化.本研究选取了经典文献中不同方式测量的排放因子均值以降低误差,但参数本身的变异性仍会传递至排放清单.已有研究中通常采用 AuvToolPro 基于自举模拟和蒙特卡洛模拟对排放因子产生的不确定性进行评估,但模型模拟参数大多基于概率分布假设.鉴于本研究核心目标在于揭示排放的时空演变规律,因此未引入此类模拟.构建针对不同燃烧场景的局地化、精细化排放因子数据库,是未来提升清单准确性的关键方向.

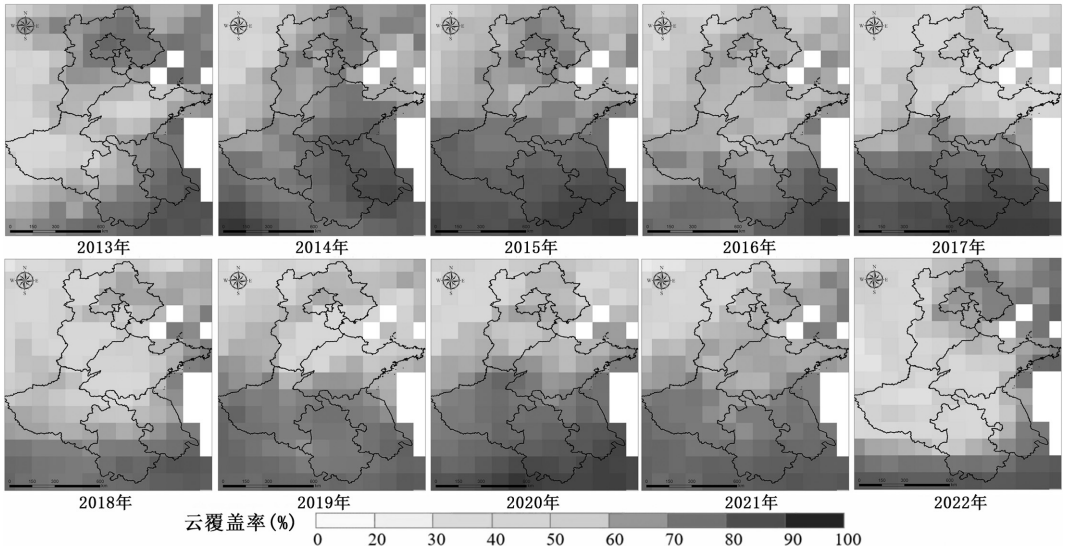


图 13　2013~2022 年 6 月研究区云覆盖率分布

Fig.13　Distribution of cloud coverage in the study area in June from 2013 to 2022

3　结论

3.1　秸秆焚烧火点时空分布特征显著.空间上呈现显著区域集聚性,形成以豫南皖北、环渤海地区为核心的两大高密度焚烧区;安徽、河南、河北、山东四省火点数量合计占比约 87%.时间上,2013~2023 年火点数量总体下降 69%,其中 2013~2016 年为快速下降阶段,此后波动趋稳,但近年略有小幅增长;区域差异明显,北京降幅最高(92%),南部省份(安徽、江苏、河南)降幅均超 70%,北部省份(山东、河北、天津)降幅相对较小,约 27%~39%.月尺度上,火点活动与农事高度耦合,焚烧高峰集中于夏收(6 月)与秋收

(10 月),年内占比超 60%;近年由于夏收和秋收季秸秆焚烧事件大幅度下降,冬春季节(1~3 月)焚烧比例呈上升趋势,反映季节性格局演变.

3.2 秸秆焚烧排放量与空间格局发生明显变化.基于排放清单估算,2013~2022 年秸秆焚烧排放量下降超 50%,与火点变化呈显著正相关(R^2=0.85).从作物贡献看,小麦和玉米秸秆焚烧始终占主导地位(75%~88%),但结构发生变化,小麦贡献比例下降,玉米由 33%升至 43%超过小麦.空间格局上,排放重心发生转移,南部传统高排放区范围明显缩小,排放量显著下降,京津冀鲁地区相对贡献凸显,高排放区呈碎片化分布趋势;月度分布也更加分散,峰值有从夏秋季向冬春季迁移的趋势.

3.3 秸秆焚烧对区域空气质量的影响.以 6 月为重点关注时段,在年尺度上,安徽、河南、山东、江苏的秸秆焚烧 $PM_{2.5}$ 排放量和近地面 $PM_{2.5}$ 浓度呈显著正相关(r=0.70~0.91),而河北、天津因工业排放主导相关性较弱(r<0.3).典型区逐日分析表明:2013~2016 年期间,豫南皖北典型区秸秆焚烧对 $PM_{2.5}$ 浓度贡献显著(r=0.68),2017 年后影响程度明显下降; 环渤海典型区秸秆焚烧对 $PM_{2.5}$ 整体影响相对较弱;但在单个示例中,秸秆焚烧导致的 $PM_{2.5}$ 日均浓度升高可达 50%~180%.此外局地的集中秸秆焚烧可导致 $PM_{2.5}$ 浓度急剧升高,尤其是多地同时焚烧的情况,会在短时间内对区域空气质量产生显著不利影响.

参考文献:

[1] Xu Y, Huang Z, Ou J, et al. Near-real-time estimation of hourly open biomass burning emissions in China using multiple satellite retrievals [J]. Sci. Total Environ., 2022,817:152777.

[2] Kaiser J, Heil A, Andreae M, et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power [J]. Biogeosciences, 2012,9:527–554.

[3] Lakshmi N B, Resmi E A, Padmalal D, et al. Assessment of $PM_{2.5}$ using satellite lidar observations: Effect of bio-mass burning emissions over India [J]. Science of The Total Environment, 2022,833: 155215.

[4] Pinakana S D, Raysoni A U, Sayeed A, et al. Review of agricultural biomass burning and its impact on air quality in the continental United States of America [J]. Environmental Advances, 2024,16:100234.

[5] 徐奔奔,范 萌,陈良富,等.2013~2017 年主要农业区秸秆焚烧时空特征及影响因素分析 [J]. 遥感学报, 2020,24(10):1291-1299.
Xu B B, Fan M, Chen L F, et al. Spatiotemporal characteristics and influencing factors analysis of straw burning in major agricultural regions from 2013 to 2017 [J]. Journal of Remote Sensing, 2020, 24(10):1291-1299.

[6] Yang G, Zhao H, Tong D Q, et al. Impacts of post-harvest open biomass burning and burning ban policy on severe haze in the northeastern China [J]. Sci. Total Environ., 2020,716:136517.

[7] Zhang T, De Jong M C, Wooster M J, et al. Trends in eastern China agricultural fire emissions derived from a combination of geostationary (Himawari) and polar (VIIRS) orbiter fire radiative power products [J]. Atmos. Chem. Phys., 2020,20(17):10687–10705.

[8] Zhou Y, Zhang Y, Zhao B, et al. Estimating air pollutant emissions from crop residue open burning through a calculation of open burning proportion based on satellite-derived fire radiative energy [J]. Environ. Pollut., 2021,286:117477.

[9] Cheng Y, Cao X B, Liu J M, et al. New open burning policy reshaped the aerosol characteristics of agricultural fire episodes in Northeast China [J]. Sci. Total Environ., 2022,810:152272.

[10] Vijayakumar K, Safai P D, Devara P C S, et al. Effects of agriculture crop residue burning on aerosol properties and long-range transport over northern India: A study using satellite data and model simulations [J]. Atmos. Res., 2016,178-179:155–163.

[11] Saharan U S, Kumar R, Singh S, et al. Hotspot driven air pollution during crop residue burning season in the Indo-Gangetic Plain, India [J]. Environ. Pollut., 2024,350:124013.

[12] 杜亚彬,赵红梅,张学磊,等.基于 WRF-CMAQ 评估秸秆禁烧对区域空气质量的影响 [J]. 中国环境科学, 2022,42(12):5578-5588.
Du Y B, Zhao H M, Zhang X L, et al. Evaluation of the impacts of straw burning ban on air quality based on WRF-CMAQ [J]. China Environmental Science, 2022,42(12):5578-5588.

[13] Bikkina S, Andersson A, Kirillova E, et al. Air quality in megacity Delhi affected by countryside biomass burning [J]. Nat. Sustain., 2019, 2:200–205.

[14] 饶晓琴,张碧辉,江 琪,等.东南亚生物质燃烧对云南边境污染传输影响 [J]. 中国环境科学, 2023,43(9):4459-4468.
Rao X Q, Zhang B H, Jiang Q, et al. Effects of biomass burning in Southeast Asia on pollution transport in Yunnan border area [J]. China Environmental Science, 2023,43(9):4459-4468.

[15] Zhu Y H, Yang L X, Chen J M, et al. Characteristics of ambient volatile organic compounds and the influence of biomass burning at a rural site in northern China during summer 2013 [J]. Atmos. Environ., 2016,124:156–165.

[16] Huang L, Zhu Y, Liu H, et al. Assessing the contribution of open crop straw burning to ground-level ozone and associated health impacts in China and the effectiveness of straw burning bans [J]. Environ. Int., 2023,171:161055.

[17] Cheng Z, Wang S, Fu X, et al. Impact of biomass burning on haze pollution in the Yangtze River delta, China: a case study in summer 2011 [J]. Atmos. Chem. Phys., 2014,14(9):4573–4585.

[18] Chang J H-W, Wong Y J, Ooi M C-G, et al. Biomass burning in critical fire region over the Maritime Continent from 2012 to 2021: A review of the meteorological influence and cloud-aerosol-radiation interactions [J]. Atmos. Environ., 2024,320:109877.

[19] Ye X, Cheng T, Li X, et al. Impact of satellite AOD data on top-down estimation of biomass burning particulate matter emission [J]. Sci. Total Environ., 2023,864:161055.

[20] Kumar R P, Singh R, Kumar P, et al. Aerosol-$PM_{2.5}$ Dynamics: In-situ and satellite observations under the influence of regional crop residue burning in post-monsoon over Delhi-NCR, India [J]. Environ. Res., 2024,255:119141.

[21] Wang Y, Hu M, Zhao C, et al. Direct radiative effect of carbonaceous aerosols from crop residue burning during the summer harvest season in East China [J]. Atmos. Chem. Phys., 2017,17(8):5205–5219.

[22] Cheng Y, Yu Q, Liu J, et al. Strong biomass burning contribution to ambient aerosol during heating season in a megacity in Northeast China: effectiveness of agricultural fire bans? [J]. Sci. Total Environ., 2021,754:142144.

[23] Schroeder W, Oliva P, Giglio L, et al. The new VIIRS 375m active fire detection data product: algorithm description and initial assessment [J]. Remote Sens. Environ., 2014,143:85–96.

[24] Giglio L, Randerson J T, Van Der Werf G R, et al. Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4) [J]. J. Geophys. Res. Biogeosciences, 2013,118(1):317–328.

[25] Van Der Werf G R, Randerson J T, Giglio L, et al. Global fire emissions estimates during 1997~2016 [J]. Earth Syst. Sci. Data, 2017, 9(2):697–730.

[26] Andela N, Kaiser J, Heil A, et al. Assessment of the global fire assimilation system (GFASv1) [Z]. European Centre for Medium-Range Weather Forecasts, 2013.

[27] Kaiser J, Heil A, Andreae M, et al. Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power [J]. Biogeosciences, 2012,9:527–554.

[28] Zhou Y, Xing X, Lang J, et al. A comprehensive biomass burning emission inventory with high spatial and temporal resolution in China [J]. Atmos. Chem. Phys., 2017,17:2839–2864.

[29] Meng Y, Li R, Cui L, et al. Phosphorus emission from open burning of major crop residues in China [J]. Chemosphere, 2022,288:132568.

[30] Sahu S K, Mangaraj P, Beig G, et al. Quantifying the high resolution seasonal emission of air pollutants from crop residue burning in India [J]. Environ. Pollut., 2021,286:117165.

[31] Yang Y, Zhao Y. Quantification and evaluation of atmospheric pollutant emissions from open biomass burning with multiple methods: a case study for the Yangtze River Delta region, China [J]. Atmos. Chem. Phys., 2019,19(1):327–348.

[32] Zhou Y, Zhang Y, Zhao B, et al. Estimating air pollutant emissions from crop residue open burning through a calculation of open burning proportion based on satellite-derived fire radiative energy [J]. Environ. Pollut., 2021,286:117477.

[33] Vermote E, Ellicott E, Dubovik O, et al. An approach to estimate global biomass burning emissions of organic and black carbon from MODIS fire radiative power [J]. J. Geophys. Res. Atmos., 2009,114:D18205.

[34] Yin L, Du P, Zhang M, et al. Estimation of emissions from biomass burning in China (2003~2017) based on MODIS fire radiative energy data [J]. Biogeosciences, 2019,16(7):1629–1640.

[35] Zhang X, Kondragunta S, Ram J, et al. Near-real-time global biomass burning emissions product from geostationary satellite constellation [J]. J. Geophys. Res. Atmos., 2012,117:D14201.

[36] Xu Y, hong Z, Ye J, et al. Hourly emissions of air pollutants and greenhouse gases from open biomass burning in China during 2016~2020 [J]. Sci. Data, 2023,10(1):629.

[37] Hong X, Zhang C, Tian Y, et al. Quantification and evaluation of atmospheric emissions from crop residue burning constrained by satellite observations in China during 2016~2020 [J]. Sci. Total Environ., 2023,865:161237.

[38] Chen J, Zhang J, Liao A, et al. Global land cover mapping at 30m resolution: A POK-based operational approach [J]. ISPRS J. Photogramm Remote Sens., 2015,103:7–27.

[39] Fang Z, Deng W, Zhang Y L, et al. Open burning of rice, corn and wheat straws: primary emissions, photochemical aging, and secondary organic aerosol formation [J]. Atmos. Chem. Phys., 2017,17(24): 14821–14839.

[40] Zhang H F, Ye X N, Cheng T T, et al. A laboratory study of agricultural crop residue combustion in China: emission factors and emission inventory [J]. Atmos. Environ., 2008,42(36):8432-8441.

[41] 中华人民共和国生态环境部.生物质燃烧源大气污染物排放清单编制技术指南 [R]. 2015.
Technical guideline on the development of emission inventory for atmospheric pollutants from biomass burning sources [R]. 2015.

[42] Zhang Y S, Shao M, Lin Y, et al. Emission inventory of carbonaceous pollutants from biomass burning in the Pearl River Delta Region, China [J]. Atmos. Environ., 2013,76:189–199.

[43] 唐喜斌,黄　成,楼晟荣,等.长三角地区秸秆燃烧排放因子与颗粒物成分谱研究 [J]. 环境科学, 2014,35(4):1291-1299.
Tang X B, Huang C, Lou S R, et al. Emission factors and PM chemical composition study of biomass burning in the Yangtze River Delta region [J]. Environmental Science, 2014,35(5):1623-1632.

[44] Ni H. Emission characteristics of carbonaceous particles and trace gases from open burning of crop residues in China [J]. Atmos. Environ., 2015,123:399–406.

[45] Cao G L, Zhang X Y, Wang Y Q, et al. Estimation of emissions from field burning of crop straw in China [J]. Chin. Sci. Bull., 2008,53(5): 784-790.

[46] Li X H, Wang S X, Duan L, et al. Particulate and trace gas emissions from open burning of wheat straw and corn stover in China [J]. Environ. Sci. Technol., 2007,41(17):6052-6058.

[47] 何　敏,王幸锐,韩　丽,等.四川省秸秆露天焚烧污染物排放清单及时空分布特征 [J]. 环境科学, 2015,36(4):1109-1117.
He M, Wang X R, Han L, et al. Pollution emission inventory and spatiotemporal distribution characteristics of open straw burning in Sichuan Province [J]. Environmental Science, 2015,36(4):1109-1117.

[48] 王晓玉,薛　帅,谢光辉.大田作物秸秆量评估中秸秆系数取值研究 [J]. 中国农业大学学报, 2012,17(1):1-8.
Wang X Y, Xue S, Xie G H. Study on the straw coefficient values in the assessment of field crop straw biomass [J]. Journal of China Agricultural University, 2012,17(1):1-8.

[49] Qiu X, Duan L, Chai F, et al. Deriving high-resolution emission inventory of open biomass burning in China based on satellite observations [J]. Environ. Sci. Technol., 2016,50(21):11779-11786.

[50] 彭立群,张　强,贺克斌.基于调查的中国秸秆露天焚烧污染物排放清单 [J]. 环境科学研究, 2016,29(8):1109-1118.
Peng L Q, Zhang Q, He K B. Pollution emission inventory of open straw burning in China based on field surveys [J]. Research of Environmental Sciences, 2016,29(8):1109-1118.

[51] Wei J, Li Z, Cribb M, et al. Improved 1km resolution $PM_{2.5}$ estimates across China using enhanced space-time extremely randomized trees [J]. Atmos. Chem. Phys., 2020,20(6):3273-3289.

[52] Geng G, Liu Y, Liu Y, et al. Efficacy of China's clean air actions to tackle $PM_{2.5}$ pollution between 2013 and 2020 [J]. Nat. Geosci., 2024, 17:987-994.

[53] 王　艳,郝炜伟,程　轲,等.秸秆露天焚烧典型大气污染物排放因子 [J]. 中国环境科学, 2018,38(6):2055-2061.
Wang Y, Hao W W, Cheng K, et al. Emission factors of typical air pollutants from open burning of crop straws [J]. China Environmental Science, 2018,38(6):2055-2061.

作者简介：王新辉(1990-),女,山东泰安人,高级工程师,硕士,主要从事大气环境定量遥感及环境遥感应用研究.发表论文 4 篇.wangxinhui1@126.com.