Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/eng

Research
Air Pollution Control—Article

基于消费和生产的臭氧区域来源解析展现不同的地区贡献和健康效应

朱盛强[a]，王芃[b,c,*]，王思雨[a]，耿冠楠[d]，赵红艳[e]，王元[f]，张宏亮[a,c,g,*]

[a] Shanghai Key Laboratory of Atmospheric Particle Pollution and Prevention, Department of Environmental Science and Engineering, Fudan University, Shanghai 200433, China
[b] Department of Atmospheric and Oceanic Sciences, Fudan University, Shanghai 200433, China
[c] Integrated Research on Disaster Risk International Centre of Excellence (IRDR ICoE) on Risk Interconnectivity and Governance on Weather/Climate Extremes Impact and Public Health, Fudan University, Shanghai 200433, China
[d] State Key Joint Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China
[e] Center for Atmospheric Environmental Studies, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China
[f] Division of Geological and Planetary Sciences, California Institute of Technology, Pasadena, CA 91020, USA
[g] Institute of Eco-Chongming (IEC), East China Normal University, Shanghai 200241, China

ARTICLE INFO

Article history:
Received 23 June 2022
Revised 3 November 2022
Accepted 9 November 2022
Available online 16 May 2023

关键词
O_3污染
贸易
源解析CMAQ模型
健康风险

摘要

中国日益严重的臭氧（O_3）污染问题持续带来显著的不利健康影响，然而对不同区域排放对O_3浓度贡献的量化还存在不足。本研究使用两种方法来量化不同地区的O_3贡献：分别是是根据商品生产地（生产方法）和根据商品消费地（消费方法）。模拟结果显示，2013年夏季，生产方法预测的本地源贡献较消费方法预测的更高，其差异可以归因于贸易出口。高浓度污染下，贸易活动对O_3浓度的贡献很大。中国北方地区与O_3污染有关的每日过早死亡人数为18 532人，根据消费方法，本地源的贡献为9219人；而在生产方法中，本地源的贡献为14 471人，这也是因为生产方法忽略了国际出口以及国内其他地区的消费贡献。本研究建议O_3污染控制措施的制定应考虑商品的消费地和排放源地的区别，特别是要考虑国际贸易活动的影响。

© 2023 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

1. 引言

臭氧（O_3）污染是中国严重的环境问题，尤其是在北方地区，2013年夏季最大日均8小时平均（MDA8）O_3浓度高达75 ppb [1]，随后几年不断突破历史纪录[2]。加剧的O_3污染导致了不良的健康影响[3–4]和二次颗粒物的形成[5]。2010—2015年期间，中国与O_3污染有关的年度呼吸道疾病（RD）死亡人数在18万~32万之间[6–8]，这对全球年度RD死亡人数（约630万）构成了重要贡献[9]。

地表O_3是通过排放的氮氧化物（$NO_x = NO + NO_2$）和挥发性有机化合物（VOC）的非线性光化学反应形成的[10]。由于气象条件是人为不可控的，因此减少人为排放对控制O_3形成至关重要[2,11]。然而，设计有效的控制措施受到了本地排放和区域输送存在不确定性的限制。尽管排放发生在生产源头，但责任也应该落在消费该产品的各方身上[12]。为了确保污染控制的公平性，基于消费而不是生产的区域O_3排放源归因至关重要，同时也需要考虑地区之间的输送。最近的研究已经说明，传统的自下而

* Corresponding authors.
E-mail addresses: w_peng@fudan.edu.cn (P. Wang), zhanghl@fudan.edu.cn (H. Zhang).

2095-8099/© 2023 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).
英文原文：Engineering 2023, 28(9): 130–138
引用本文：Shengqiang Zhu, Peng Wang, Siyu Wang, Guannan Geng, Hongyan Zhao, Yuan Wang, Hongliang Zhang. Consumption Based Source Apportionment Indicates Different Regional Contributions to O_3 Concentrations and Health Effects. *Engineering*, https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.11.011

上清单将排放分配到生产货物的地点，即基于生产的核算方法[13–14]。应重新分配空气污染物排放的归因，以及考虑省际贸易的影响。中国大部分的排放与东部地区从北部和中部地区的进口有关，并且沿海省份的商品进口活动将大量的污染物排放外包给了内陆省份[13]。最近的研究[15]表明，中国的国际贸易对全球空气质量有显著影响，中国出口相关的排放对美国西部的硫酸盐的贡献可达12%~24%。然而，由于O_3复杂的生成机理不能像$PM_{2.5}$一样用暴力减排方法来进行源解析，因此当前贸易对O_3污染的影响的理解还十分有限[16–18]。

最近，有学者基于NO_x-VOC-O_3敏感性分析，开发了一种新的O_3源解析方法[19]，并用于计算O_3本地源和区域传输的贡献[3,20]。大气传输对O_3污染产生影响，主要是因为来自其他地区的O_3和前体物可以跨越区域界限进行传输[21–22]。例如，最近的研究报道称，在2014年至2018年夏季，中国中部和东部地区的O_3传输使中国北方的O_3浓度增加了36% [23]。另一项研究揭示了大气传输导致的北京下风地区农村站点的O_3水平极高（高达286 ppb）[24]。然而，由于O_3形成的复杂性，贸易和大气传输的综合影响以及相关的健康影响尚未得到清晰表征。

在本研究中，采用了一个溯源式的化学传输模型，以2013年夏季为研究时段，比较基于商品的生产地点（生产方法）和消费地点的方法（消费方法）来确定O_3的各地区贡献。同时，还讨论了与O_3相关的健康影响。本研究深入探讨了中国各地对O_3的贡献，这有助于政策制定者更好地从商品生产和消费的角度理解O_3污染的属地责任。

2. 材料与方法

2.1. 区域多尺度空气质量（CMAQ）模型的建立和验证

使用经过改进的CMAQ模型v5.0.2，结合扩展的州级空气污染研究中心（SAPRC-99）光化学机制，对O_3进行模拟，并基于NO_x-VOC-O_3敏感性模式来归因O_3的来源。该敏感性模式中的指示因子R的定义如方程式（1）：

$$R = \frac{P_{H_2O_2} + P_{ROOH}}{P_{HNO_3}} \quad (1)$$

在每个化学步骤中，$P_{H_2O_2}$表示过氧化氢（H_2O_2）的生成速率；P_{ROOH}表示有机过氧化物（ROOH）的生成速率；P_{HNO_3}表示硝酸（HNO_3）的生成速率。本研究中过渡区的阈值为0.047（从VOC控制区到过渡区）和5.142（从过渡区到NO_x过渡区）[19]。生成的O_3完全归因于NO_x或VOC源，其中O_3的敏感性可以是NO_x控制（$R > R_{te}$）或VOC控制（$R < R_{ts}$）区域。此外，当O_3的敏感性处于过渡区（$R_{ts} < R < R_{te}$）时，O_3既归因于NO_x源，也归因于VOC源。此外，O_3N和O_3V分别代表从NO_x和VOC生成的O_3。有关此基于源的方案的详细信息以及O_3N和O_3V的计算方法在先前的研究[19–20]中已有描述。

模型地区包括中国及其周边国家（见附录A中的图S1），水平分辨率为（36 × 36）km² [（127 × 197）格点]。模拟实验从2013年6月6日至8月23日。CMAQ模型的气象输入数据由天气预报（WRF）模式v4.2生成，该模型由美国国家环境预测中心（NCEP）的FNL全球再分析数据集驱动（细节可参见附录A）。中国的人为排放，包括区域生产和最终商品消费，是由多区域投入产出（MRIO）模型生成的。MRIO模型包括30个区域部门，代表中国的30个省/地区[12,25]。根据最终商品的最终消费地点，这些部门被合并成7个区域（消费方法，见附录A中的表S1）。此外还进行了一个对照实验，其中根据商品生产地点对部门（总共7个）进行了合并（生产方法）。有关排放生成过程的详细信息在Zhao等[12]的研究中已有描述。来自其他国家的排放数据可从全球大气研究排放数据库（EDGAR）v4.3.1 [26]获取，并用于消费和生产模拟。生物源排放由自然界气体和气溶胶排放模型（MEGAN）v2.1 [27]生成。开放性燃烧排放数据来自美国国家大气研究中心的国家大气研究中心火灾清单（NCAR）（FINN）数据集[28]。

WRF模型在本研究中表现良好，尽管该模型稍微低估了温度并高估了风速。温度在2 m高度的总误差（GE）和风速的平均偏差（MB）分别超过了基准值的20%和10%（见附录A中的表S2）。WRF模型的性能与之前的研究[29–31]较为相似，这些研究为CMAQ模型提供了有效的气象输入。CMAQ的结果将用国家空气质量监测网络（http://www.cnemc.cn/）的O_3、NO_2和SO_2观测数据进行评估（表1）。结果表明该模型成功预测了小时O_3浓度，均一化偏差（MNB）值在−0.01到0.17之间。模型的性能符合标准，与之前的研究[11,30]相似，尽管MDA8 O_3水平略被高估，这也可能是由2013年的观测数据量有限所引起[32]。总体来说，模拟结果符合中国的O_3研究标准。

2.2. 健康影响评估

根据先前的研究[9,33]，计算了由于大气传输和贸易效应引起的O_3相关的每日非意外死亡、心血管疾病（CVD）、RD、高血压（Hyper）以及中风和慢性阻塞性肺疾病（COPD）的死亡率，如公式（2）所示：

表1 模型在2013年6月至8月期间对中国污染物浓度模拟的表现

Item	June	July	August	Criteria
O_3-1 h (ppb)				
OBS	76.70	77.24	78.79	—
PRE	88.29	74.74	80.22	—
MNB	**0.17**	−0.01	0.04	≤ ±0.15
MNE	**0.55**	**0.33**	**0.36**	≤ 0.3
MFB	−0.01	−0.11	−0.06	—
MFE	0.53	0.36	0.37	—
O_3-8 h (ppb)				
OBS	63.61	67.45	97.57	—
PRE	68.35	69.23	72.84	—
MNB	**0.53**	**0.57**	**0.35**	≤±0.15
MNE	**0.72**	**0.77**	**0.73**	≤ 0.3
MFB	0.11	0.11	0.02	—
MFE	0.24	0.26	0.30	—
NO_2 (ppb)				
OBS	15.83	14.37	14.47	—
PRE	11.82	11.20	11.32	—
MNB	−0.12	−0.14	−0.11	—
MNE	0.69	0.67	0.68	—
MFB	−0.49	−0.49	−0.46	—
MFE	0.79	0.78	0.77	—
SO_2 (ppb)				
OBS	8.90	7.82	8.88	—
PRE	11.90	11.11	11.43	—
MNB	1.19	1.09	1.04	—
MNE	1.68	1.58	1.54	—
MFB	0.09	0.08	0.05	—
MFE	0.84	0.83	0.83	—

OBS is the mean observation value and PRE is the mean prediction value; MNB: mean normalized bias; MNE: mean normalized error; MFB: mean fractional bias; MFE: mean fractional error. Data in bold exceed the criteria.

$$M = y_0\left[1 - \exp\left(-\beta\Delta X\right)\right] \times \mathrm{Pop} \qquad (2)$$

式中，M代表O_3相关的每日早逝率；y_0是每日基线死亡率，由《中国卫生健康统计年鉴2018》（*China Health Statistical Yearbook 2018*）提供[3]；β是浓度-响应函数（CRF），表示每增加10 μg·m^{-3}的MDA8 O_3，每日死亡率增加的量[34]；ΔX是基于阈值浓度（35.1 ppb）的O_3增量浓度[35–36]；Pop是人口暴露数据，由LandScan全球人口数据库提供[37]。在本研究中，人口数据涵盖了所有年龄组，这可能导致每日死亡率高于预期[36]。由于数据限制，假设y_0在模拟期间保持不变，假设每天都发生相同数量的病例[38]。此方法可能会引入误差，因为死亡率估计存在空间异质性[39–40]，不过这种方法已在以前大量的相关研究中被采用[3,31,38]。

3. 结果和讨论

3.1. O_3的区域源解析

如图1（a）所示，高O_3污染区域主要分布在中国北部、东北部和中部地区，浓度高达80 ppb。从6月到8月，O_3浓度呈增加趋势。在北部地区，增幅最为显著，增长率为10%（从74.80 ppb增至81.90 ppb），这与观测结果一致。总体而言，消费方法[图1（b）]的结果表明国际出口和省际贸易在这些高O_3区域起到了重要作用。在高O_3污染期间（8月5日至8月15日），出口对北部、中部和东北部地区的MDA8 O_3浓度分别贡献了6.39 ppb、2.80 ppb和2.72 ppb。此外，通过消费方法计算，省际贸易活动的平均贡献比采用生产方法高出50%（见附录A中的图S2和表S3）。在生产和消费方法中，本地源均被认为是主要的贡献者。在长江三角洲（YRD）地区，采用生产方法的贡献更大，差距高达37%。在北部和中部地区，根据生产方法，O_3分别有78%和80%的占比来自本地源，而根据消费方法，这个比例则分别为50%和53%（图1）。

MDA8 O_3N和O_3V的空间变化结果与MDA8 O_3相似（见附录A中的图S3和图S4），无论是在消费方法还是在生产方法中都是如此。高O_3N和O_3V污染区域主要位于中国中部和北部地区，这与先前的研究结果[19]一致。在生产方法中，本地源是O_3的重要贡献者。对于O_3N和O_3V，北部地区的本地源（消费方法）分别贡献了14.14 ppb（49%）和1.59 ppb（53%），而在北部地区的生产方法的结果则分别为22.06 ppb（76%）和2.62 ppb（87%）（见附录A中的表S4和表S5）。贸易活动，包括出口贸易和省际贸易，在O_3污染中起着至关重要的作用，传统的生产方法可能会高估本地源的O_3贡献。基于生产和消费方法，2013年夏季的O_3前体物（NO_2和HCHO）的详细源解析差异见附录A中的图S5。需要注意的是，尤其在YRD和中国北部地区，生产方法高估了排放的NO_2和HCHO中本地源的贡献。研究表明排放速率最高的是YRD地区，NO_2和HCHO排放速率可达约0.5 mol·s^{-1}和约0.3 mol·s^{-1}。基于消费的方法也展示了同样的排放分布结果。排放的NO_2和HCHO的区域源解析结果也与基于生产和消费方法的O_3源解析结果一致。

3.2. 基于消费和生产方法的结果之间的差异

在O_3高污染时期，出口和本地源是消费方法中的主要贡献者，而在所有关键区域中，不论O_3水平如何，本地源的贡献都较高（图2）。不同地区高低O_3污染时期的定义如附录A中的图S6所示。消费方法的结果表明国际

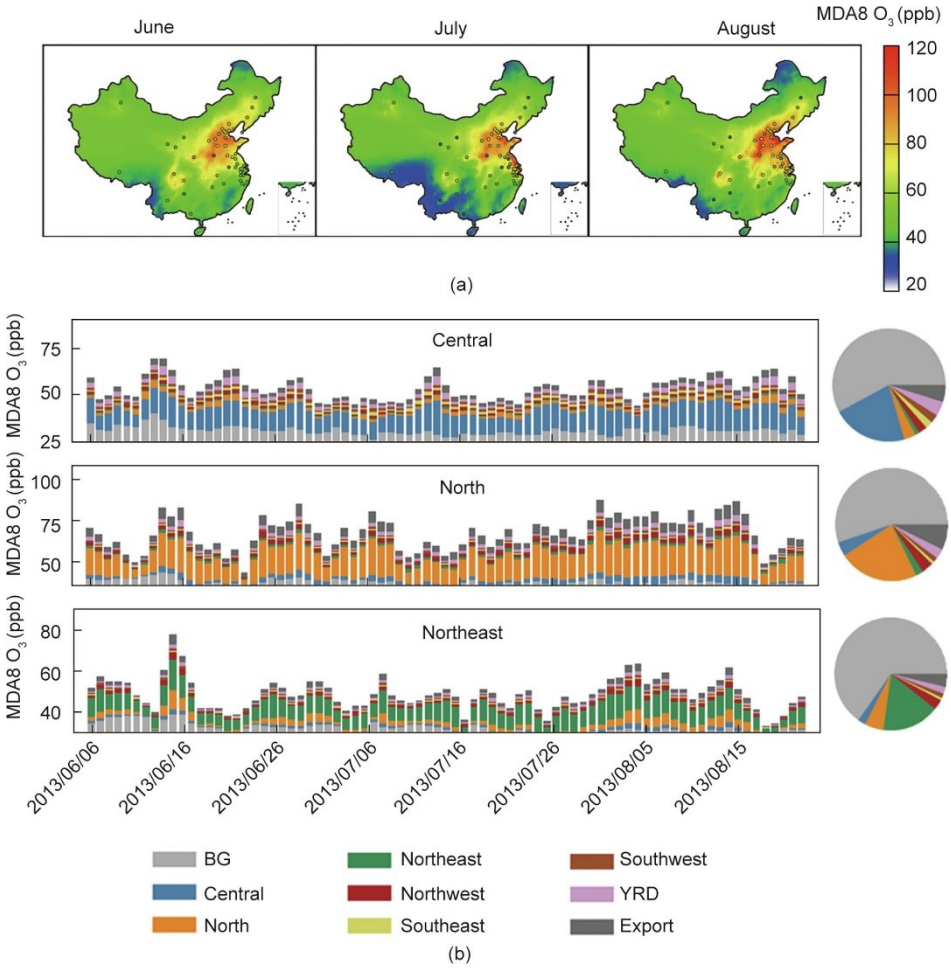

图1. （a）中国各地观测和模拟的MDA8 O_3；（b）在2013年夏季（6月、7月和8月）对中部、北部和东北部地区使用消费方法进行模拟的源解析结果。图（a）中的点表示观测到的MDA8 O_3值。图（b）中的饼图表示各地区部门贡献的平均值。YRD代表长江三角洲；export表示国际出口。BG表示MDA8 O_3的背景浓度。单位为ppb。

和省际贸易在O_3污染中都起着重要作用。在北部地区的高O_3污染期间，使用消费方法计算的国际出口的平均贡献为7.9 ppb（16%），这也表明了贸易活动的重要性。在长三角和北部地区，平均MDA8 O_3超过80 ppb [图1（a）]，超过50%的O_3归因于贸易活动。相比之下，生产方法中的主要贡献者是本地源。在东南地区使用生产方法时，高达93%的O_3可归因于本地源，这比消费方法高了1.9倍。减少贸易活动排放可能有助于协同控制O_3和$PM_{2.5}$，因为先前的研究已经证明贸易活动同时加剧了中国的$PM_{2.5}$污染[41–42]。

O_3源解析结果表明，在高O_3污染期间，两种方法的地区源解析结果有显著差异。采用消费方法时，最显著的变化发生在北部地区，本地源的贡献下降了11%。采用生产方法模拟中部地区时，本地源的贡献最高下降了12%。值得注意的是，在大部分中国地区的高O_3污染期间，贸易出口在除了东南和长三角以外的地区贡献都很高。在高O_3污染期间，北部地区的贸易出口贡献为7.9 ppb，而低O_3期间为2.7 ppb。在高O_3污染期间，采用消费方法在其他排放地区也发现了类似的趋势。特别地，在高O_3污染期间，中部到北部地区的贡献从0.1 ppb增加到了4.7 ppb。在低O_3期间，采用生产方法的本地源贡献仍然高于消费方法。在具有较高非背景O_3的北部和中部地区（图2），74%和68%的O_3可归因于本地源，但这些数据在消费方法中则降至39%和46%。

与先前的研究相比，由于地区之间的本地来源贡献百分比差异很大，因此本研究强调了在不同地区制定不同的控制O_3污染策略的重要性[11,43]。此外，应重点考虑国际和省际贸易，因为它们对O_3污染有显著的贡献。

3.3. 与O_3区域源解析相关的健康风险

由于跨省和国际贸易活动的影响，O_3污染引起了COPD、CVD、高血压和中风等严重健康风险，如附录A中的图S7所示。本文研究结果表明，5种不同疾病的早逝率的空间分布相似，因为健康风险主要由不均匀的人口密

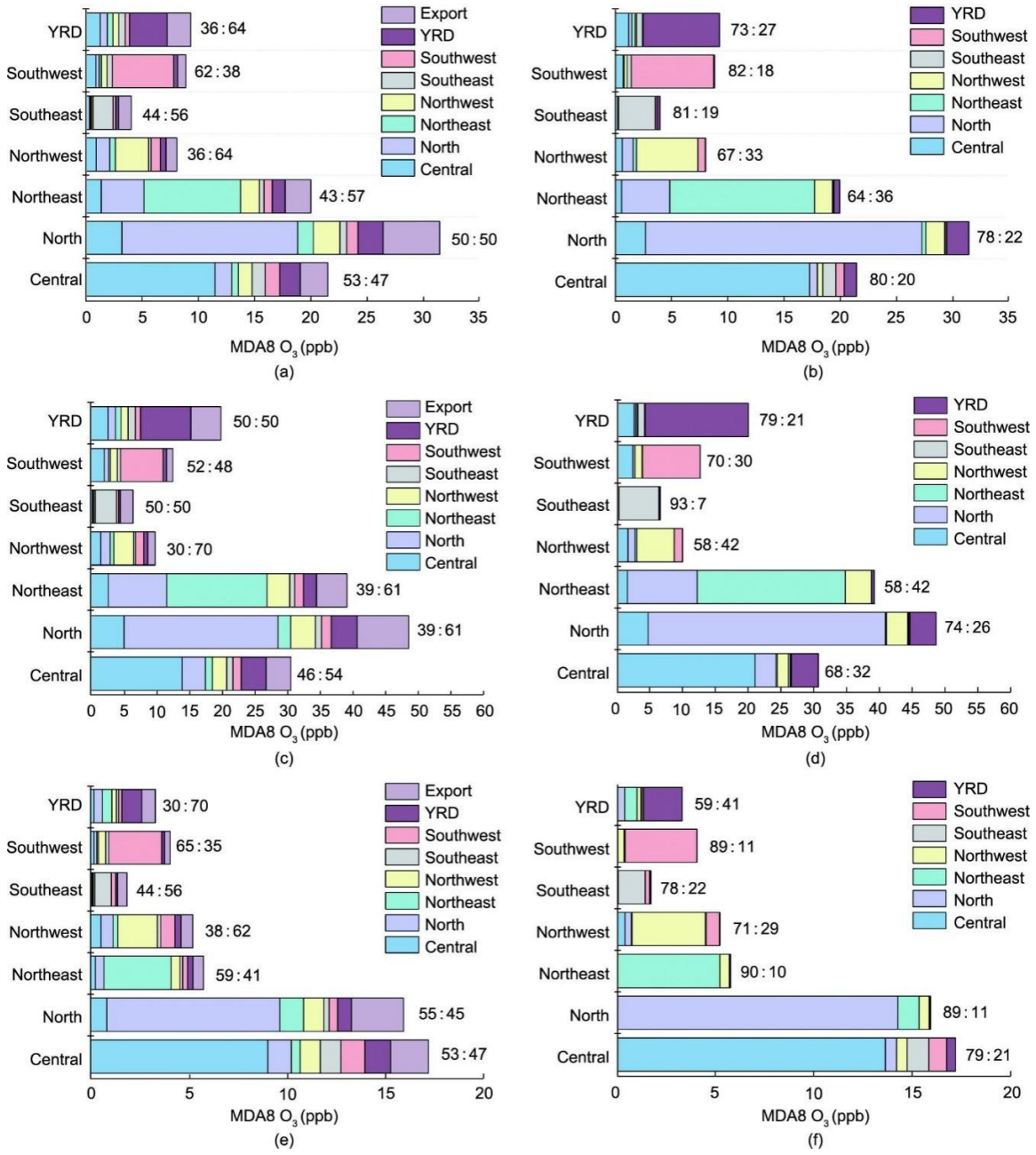

图2. （a）、（b）整个夏季期间MDA8 O_3的区域平均源解析；（c）、（d）高O_3污染期间；（e）、（f）低O_3污染期间，基于消费和生产方法。左列（a）、（c）和（e）以及右列（b）、（d）和（f）中的结果分别来自消费和生产方法。每根柱子末尾的数据集代表MDA8 O_3归因于本地来源的百分比，以及归因于其他地区的百分比。

度和MDA8 O_3水平决定[3,44]。高健康风险区域主要位于中国东部，特别是在中国北部和长江三角洲地区，所有非意外死因的日均早逝率增加了200人。COPD、CVD、高血压、RD和中风的早逝率在北部和长江三角洲地区分别增加了50人。此外，四川盆地的高早逝率与图1中显示的高MDA8 O_3水平有关。这与以前的研究[4,36,45]一致。本研究揭示了中部和北部地区是最高健康风险区域，所有非意外死因的早逝率分别为68 868人和45 265人。此外，在人口密度（见附录A中的图S7）和MDA8 O_3水平都较高的中部地区，COPD、CVD、高血压、RD和中风的早逝率分别可达5530人、17 798人、5457人、5650人和589人。北部地区拥有同样高水平的O_3相关早逝率也可以根据这一理论解释，这也与以前的研究一致[44,46]。

此外，本研究区域源解析结果显示，基于消费和生产方法的健康风险结果存在明显差异（表2）。基于消费方法，中部和北部地区非意外死因的本地源贡献分别为13 303人和9219人（图3和表2），远远低于基于生产方法的早逝数，分别为20 046人（+51%）和14 471人

表2 地区对非意外死亡的早逝率的贡献归因于消费地区，以及地区对非意外死亡早逝率的贡献在消费和生产方法之间的差异（以百分比表示）。差异通过以下公式计算：（生产−消费）/消费

Type	Region	Central	North	Northeast	Northwest	Southeast	Southwest	YRD	Export	Total
Consumption	YRD	370	184	143	151	162	113	978	608	2 709
	Southwest	455	163	93	264	237	2836	180	377	4 604
	Southeast	90	30	23	39	507	74	69	319	1 150
	Northwest	214	279	120	684	53	196	116	226	1 888
	Northeast	190	530	1198	233	59	101	164	320	2 795
	North	1 881	9219	820	1388	355	575	1319	2975	18 532
	Central	13 303	1709	684	1392	1363	1502	2146	2822	24 922
Difference	YRD	−3%	−55%	−45%	−75%	−3%	−85%	102%	N/A	0
	Southwest	−16%	−77%	−89%	−46%	−23%	34%	−68%	N/A	0
	Southeast	−14%	−73%	−87%	−77%	84%	−39%	7%	N/A	0
	Northwest	−28%	−18%	−43%	86%	−91%	−24%	−91%	N/A	0
	Northeast	−55%	13%	50%	−4%	−90%	−88%	−56%	N/A	0
	North	−14%	57%	−76%	−29%	−90%	−87%	−12%	N/A	0
	Central	51%	−52%	−93%	−63%	0	−43%	−41%	N/A	0

（+57%）。结果还表明，出口和省际贸易活动在O_3污染引起的严重健康风险中起着重要作用。贸易出口在中部、北部和长三角地区分别贡献了2822人、2975人和608人早逝病例。此外，根据消费方法，来自中国北部、东北部和西北部的省际贸易给西南地区带来了163例、93例和264例非意外原因死亡病例。根据生产方法，南部地区的这一早逝贡献仅为38例（−77%）、10例（−89%）和143例（−46%），表明以前研究中报道的O_3污染导致的健康风险的本地源被高估了[31]。本研究建议应基于省际和国际贸易活动重新考虑O_3前体物排放和相关健康风险的控制。特别地，长三角地区的消费活动导致了中部和北部地区O_3前体物的大量排放（见附录A中的图S5），并导致这两个地区的人口早逝（分别为2146例和1319例）。这一现象在生产方法中被忽略了[3,47]。其他地点的消费，如北部和中部地区，导致长三角地区O_3前体物排放量大幅增加，从而导致长三角地区的早逝率上升。同时需要密切关注长三角地区对其他地区的贸易出口。在北部地区也发现了类似的结果。北部地区对中部和东北部地区的贸易出口提高了北部地区O_3前体物排放并带来了相关健康风险。中部和东北部地区分别对北部地区贡献了1881例和820例早逝。因此，通过优化北部地区对中部和东北部地区的贸易出口，应控制北部地区的本地排放以控制北部地区的O_3水平。关于COPD、CVD、Hyper、RD和中风的健康风险的详细信息可以在附录A中的表S6~S11中找到。根据以上分析，本研究制定了一个概念框架，以表征基于生产和消费方法综合控制O_3污染（图4），并突出了生产方法和消费方法之间的O_3源解析差异。该框架还表明，被忽视的省际贸易导致了其他地区O_3前体物排放意外增加，并通过大气输运的协同作用使O_3污染加剧。

4. 结论与启示

本研究使用一种源解析的化学传输模型，研究了2013年夏季中国跨省和国际贸易活动可能对O_3污染的影响。传统的生产方法会高估局部来源对MDA8 O_3的贡献，并且与其他地区的消费相关的排放在以前的研究中被忽视了，从而导致相关健康风险被低估。贸易出口在MDA8 O_3中贡献了很大的比重，其中在北部、东北部、中部和长江三角洲地区分别贡献了5.08（7%）、2.30（4%）、2.45（4%）和2.11（4%）ppb的浓度。研究结果还指出，在O_3污染严重和轻微的时期，O_3的高估水平在不同地区是不同的。基于消费和生产方法的O_3相关疾病每日死亡率的差异表明，我们需要重新评估与贸易活动相关的健康风险。本文研究团队也建议，我国应从商品生产和消费的双重视角全面制定O_3控制政策，而不是仅仅将责任单独分配给货物生产地区，尤其是国际贸易。

致谢

本项工作得到了德国研究基金会（DFG）和国家自然科学基金（NSFC）共同资助的中德空气变化项目（448720203）的支持，以及国家自然科学基金（42077194/42061134008）和上海国际科技合作项目（21230780200）的支持。

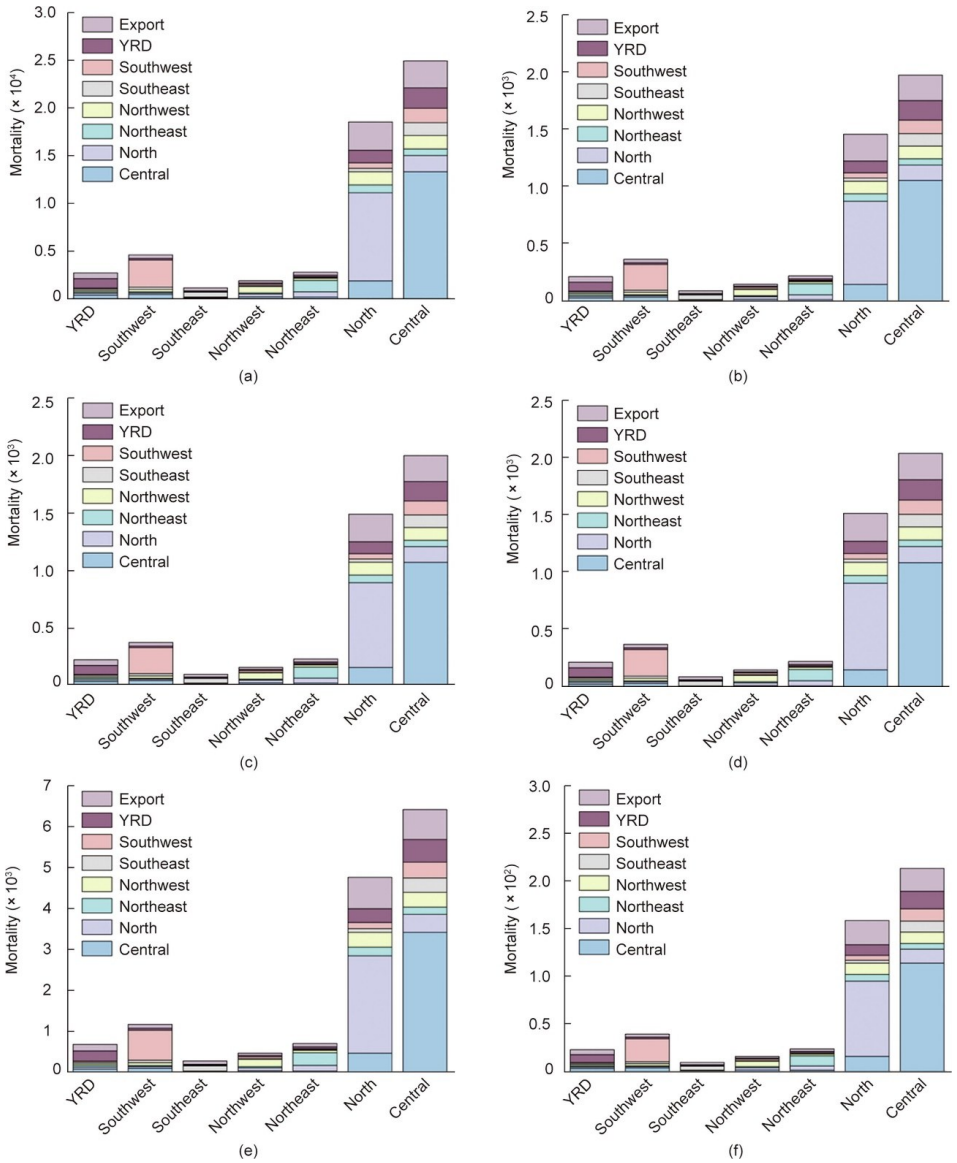

图3. 2013年6月、7月和8月期间，基于7个地区的消费方法，对非意外死因（a）、慢性阻塞性肺病（COPD）（c）、心血管疾病（CVD）（e）、高血压（hypertension）（b）、呼吸系统疾病（RD）（d）和中风（strokes）（f）引发的过早死亡进行了区域贡献分析。

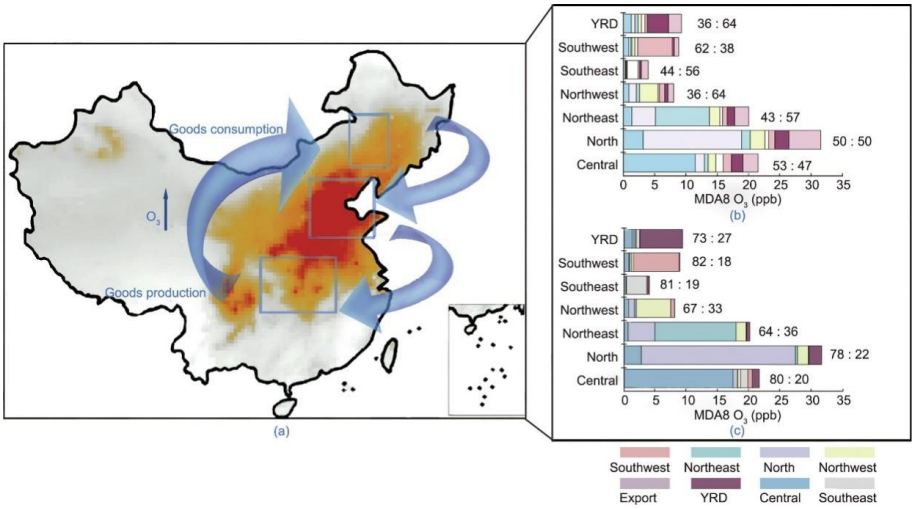

图4. （a）概念框架代表了从商品生产和消费的综合视角，以控制O_3污染。右侧面板呈现了基于消费（b）和生产方法（c）的O_3源解析结果。

Compliance with ethical guidelines

Shengqiang Zhu, Peng Wang, Siyu Wang, Guannan Geng, Hongyan Zhao, Yuan Wang, and Hongliang Zhang declare that they have no conflicts of interest or financial conflicts to disclose.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.11.011.

References

[1] Wang P, Chen Y, Hu JL, Zhang HL, Ying Q. Source apportionment of summertime ozone in China using a source-oriented chemical transport model. Atmos Environ 2019;211:79–90.

[2] Li K, Jacob DJ, Shen L, Lu X, De Smedt I, Liao H. Increases in surface ozone pollution in China from 2013 to 2019: anthropogenic and meteorological influences. Atmos Chem Phys 2020;20(19):11423–33.

[3] Wang P, Shen JY, Xia M, Sun S, Zhang Y, Zhang H, et al. Unexpected enhancement of ozone exposure and health risks during National Day in China. Atmos Chem Phys 2021;21(13):10347–56.

[4] Wang Y, Wild O, Chen X, Wu Q, Gao M, Chen HS, et al. Health impacts of long-term ozone exposure in China over 2013–2017. Environ Int 2020; 144: 106030.

[5] Le T, Wang Y, Liu L, Yang J, Yung YL, Li G, et al. Unexpected air pollution with marked emission reductions during COVID-19 in China. Science 2020; 369(6504):702–6.

[6] Malley CS, Henze DK, Kuylenstierna JCI, Vallack HW, Davila Y, Anenberg SC, et al. Updated global estimates of respiratory mortality in adults ⩾ 30 years of age attributable to long-term ozone exposure. Environ Health Perspect 2017; 125(8):087021.

[7] Shindell D, Faluvegi G, Seltzer K, QuantifiedShindell C., localized health benefits of accelerated carbon dioxide emissions reductions. Nat Clim Chang 2018;8(4):291–5.

[8] Seltzer KM, Shindell DT, Malley CS. Measurement-based assessment of health burdens from long-term ozone exposure in the United States, Europe, and China. Environ Res Lett 2018;13(10):104018.

[9] Anenberg SC, Horowitz LW, Tong DQ, West JJ. An estimate of the global burden of anthropogenic ozone and fine particulate matter on premature human mortality using atmospheric modeling. Environ Health Perspect 2010; 118(9): 1189–95.

[10] Sillman S. The use of NO_y, H_2O_2, and HNO_3 as indicators for ozone-NO_x-hydrocarbon sensitivity in urban locations. J Geophys Res Atmos 1995; 100(D7):14175–88.

[11] Zhu S, Poetzscher J, Shen J, Wang S, Wang P, Zhang H. Comprehensive insights into O_3 changes during the COVID-19 from O_3 formation regime and atmospheric oxidation capacity. Geophys Res Lett 2021;48(10):GL093668.

[12] Zhao HY, Li X, Zhang Q, Jiang X, Lin J, Peters GP, et al. Effects of atmospheric transport and trade on air pollution mortality in China. Atmos Chem Phys 2017;17(17):10367–81.

[13] Zhao HY, Zhang Q, Guan DB, Davis SJ, Liu Z, Huo H, et al. Assessment of China's virtual air pollution transport embodied in trade by using a consumption-based emission inventory. Atmos Chem Phys 2015;15(10):5443–56.

[14] Wang Y, Yang H, Liu J, Xu Y, Wang X, Ma JM, et al. Analysis of multiple drivers of air pollution emissions in China via interregional trade. J Clean Prod 2020;244:118507.

[15] Lin JT, Pan D, Davis SJ, Zhang Q, He KB, Wang C, et al. China's international trade and air pollution in the United States. Environ Sci 2014;111(5):1736–41.

[16] Davis SJ, Peters GP, Caldeira K. The supply chain of CO2 emissions. Proc Natl Acad Sci USA 2011;108(45):18554–9.

[17] Lin B, Xu M. Does China become the "pollution heaven" in South–South trade? Evidence from Sino-Russian trade. Sci Total Environ 2019;666:964–74.

[18] Martinez S, Marchamalo M, Alvarez S. Organization environmental footprint applying a multi-regional input–output analysis: a case study of a wood parquet company in Spain. Sci Total Environ 2018;618:7–14.

[19] Wang P, Chen Y, Hu J, Zhang H, Ying Q. Attribution of tropospheric ozone to NO_x and VOC emissions: considering ozone formation in the transition regime. Environ Sci Technol 2019;53(3):1404–12.

[20] Wang P, Wang T, Ying Q. Regional source apportionment of summertime ozone and its precursors in the megacities of Beijing and Shanghai using a source-oriented chemical transport model. Atmos Environ 2020;224:117337.

[21] Yang X, Wu K, Lu Y, Wang S, Qiao Y, Zhang X, et al. Origin of regional springtime ozone episodes in the Sichuan Basin, China: role of synoptic forcing and regional transport. Environ Pollut 2021;278:116845.

[22] Lei X, Cheng H, Peng J, Jiang H, Lyu X, Zeng P, et al. Impact of long-range atmospheric transport on volatile organic compounds and ozone photochemistry at a regional background site in central China. Atmos Environ 2021;246:118093.

[23] Gong C, Liao H, Zhang L, Yue X, Dang R, Yang Y, et al. Persistent ozone pollution episodes in north China exacerbated by regional transport. Environ Pollut 2020;265:115056.

[24] Xue LK, Wang T, Gao J, Ding AJ, Zhou XH, Blake DR, et al. Ground-level ozone in four Chinese cities: precursors, regional transport and heterogeneous processes. Atmos Chem Phys 2014;14(23):13175–88.

[25] Halkos GE, Tsilika KD. A new vision of classical multi-regional input–output models. Comput Econ 2018;51(3):571–94.

[26] Crippa M, Solazzo E, Huang G, Guizzardi D, Koffi E, Muntean M, et al. High resolution temporal profiles in the emissions database for global atmospheric research. Sci Data 2020;7(1):121.

[27] Guenther AB, Jiang X, Heald CL, Sakulyanontvittaya T, Duhl T, Emmons LK, et al. The model of emissions of gases and aerosols from nature version 2.1 (MEGAN2.1): an extended and updated framework for modeling biogenic emissions. Geosci Model Dev 2012;5(6):1471–92.

[28] Wiedinmyer C, Akagi SK, Yokelson RJ, Emmons LK, Al-Saadi JA, Orlando JJ, et al. The Fire INventory from NCAR (FINN): a high resolution global model to estimate the emissions from open burning. Geosci Model Dev 2011; 4(3): 625–41.

[29] Hu JL, Chen JJ, Ying Q, Zhang H. One-year simulation of ozone and particulate matter in China using WRF/CMAQ modeling system. Atmos Chem Phys 2016;16(16):10333–50.

[30] Wang Y, Zhu S, Ma J, et al. Enhanced atmospheric oxidation capacity and associated ozone increases during COVID-19 lockdown in the Yangtze River Delta. Sci Total Environ 2021;768:144796.

[31] Wang P, Shen J, Zhu S, Gao M, Ma J, Liu J, et al. The aggravated short-term $PM_{2.5}$-related health risk due to atmospheric transport in the Yangtze River Delta. Environ Pollut 2021;275:116672.

[32] Luo H, Tang X, Wu H, Kong L, Wu Q, Cao K, et al. The Impact of the numbers of monitoring stations on the national and regional air quality assessment in China during 2013–18. Adv Atmos Sci 2022;39(10):1709–20.

[33] Ezzati M, Lopez AD, Rodgers A, Murray CJL. Comparative quantification of health risks: global and regional burden of disease attributable to selected major risk factors. Geneva: World Health Organization; 2004.

[34] Yin P, Chen R, Wang L, Meng X, Liu C, Niu Y, et al. Ambient ozone pollution and daily mortality: a nationwide study in 272 Chinese cities. Environ Health Perspect 2017;125(11):117006.

[35] Lim SS, Vos T, Flaxman AD, Danaei G, Shibuya K, Adair-Rohani H, et al. A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990–2010: a systematic analysis for the global burden of disease study 2010. Lancet 2012; 380(9859): 2224–60.

[36] Liu H, Liu S, Xue BR, Lv Z, Meng Z, Yang XF, et al. Ground-level ozone pollution and its health impacts in China. Atmos Environ 2018;173:223–30.

[37] Dobson JE, Bright EA, Coleman PR, Durfee RC, Worley BA. LandScan: a global population database for estimating populations at risk. Photogramm Eng Remote Sensing 2000;66(7):849–57.

[38] Gao M, Guttikunda SK, Carmichael GR, Wang Y, Liu Z, Stanier CO, et al. Health impacts and economic losses assessment of the 2013 severe haze event in Beijing area. Sci Total Environ 2015;511:553–61.

[39] Sánchez-balseca J, Pérez-foguet A. Spatially-structured human mortality modelling using air pollutants with a compositional approach. Sci Total Environ 2022;813:152486.

[40] Wang S, Wu J. Spatial heterogeneity of the associations of economic and health care factors with infant mortality in China using geographically weighted

regression and spatial clustering. Soc Sci Med 2020;263:113287.
[41] Shao WB, Li FY, Cao X, Tang Z, Bai Y, Yang S. Reducing export-driven CO_2 and PM emissions in China's provinces: a structural decomposition and coordinated effects analysis. J Clean Prod 2020;274:123101.
[42] Yang X, Zhang WZ, Fan J, Yu JH, Zhao H. Transfers of embodied $PM_{2.5}$ emissions from and to the north China region based on a multiregional input-output model. Environ Pollut 2018;235:381–93.
[43] Huang X, Ding A, Gao J, Zheng B, Zhou D, Qi X, et al. Enhanced secondary pollution offset reduction of primary emissions during COVID-19 lockdown in China. Natl Sci Rev 2021;8(2):nwaa137.
[44] Maji KJ, Namdeo A. Continuous increases of surface ozone and associated premature mortality growth in China during 2015−2019. Environ Pollut 2021; 269:116183.
[45] Liu L, Hu L, Liu Y, Wang HK. Modeling of the health impacts of ambient ozone pollution in China and India. Atmos Environ 2021;267:118753.
[46] Sahu SK, Liu S, Liu S, Ding D, Xing J. Ozone pollution in China: background and transboundary contributions to ozone concentration & related health effects across the country. Sci Total Environ 2021;761:144131.
[47] Kang M, Hu J, Zhang H, Ying Q. Evaluation of a highly condensed SAPRC chemical mechanism and two emission inventories for ozone source apportionment and emission control strategy assessments in China. Sci Total Environ 2022;813:151922.