

陆轩慧,金轩怡,房德琳.省际贸易隐含大气污染物转移特征及驱动力分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(2):1148-1161.

Lu X H, Jin X Y, Fang D L. Analysis of implicit air pollutant transfer and drivers of interprovincial trade in China [J]. China Environmental Science, 2025,45(2):1148-1161.

## 省际贸易隐含大气污染物转移特征及驱动力分析

陆轩慧,金轩怡,房德琳\* (北京师范大学地表过程与资源生态国家重点实验室,北京师范大学地理科学学部,北京 100875)

**摘要:** 利用多区域投入产出模型,阐明 2012~2017 年中国省际贸易隐含污染物排放的时空演变格局,结合结构分解分析从能源相关角度识别影响污染物排放变动的社会经济因素.研究发现,污染物净出口地区逐渐从东部沿海经济发达地区转向西北方资源丰富区,并且省份之间污染物的净进出口量差距在减少,以  $\text{SO}_2$  为例,2012~2017 年差距减小了 63%.此外,最终需求水平的上升是排放增长的主要驱动力,研究期间对 4 种大气污染物排放的平均贡献率可达 669%;能源消费结构优化与单位 GDP 能耗降低有效遏制了排放增长的势头,能源消费结构对 4 种污染物的平均贡献率从 -220.75% 降低到 -546.25%;生产技术影响小,但其对排放的影响由促进转为抑制.本文为提高能源效率和发展清洁能源结构提供新见解,有助于制定缓解需求侧污染物排放措施,协调地区贸易政策.

**关键词:** 省际贸易; 大气污染; MRIO 模型; 结构分解分析

**中图分类号:** X32 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2025)02-1148-14

**Analysis of implicit air pollutant transfer and drivers of interprovincial trade in China.** LU Xuan-hui, JIN Xuan-yi, FANG De-lin\* (State Key Laboratory of Earth Surface Processes and Resource Ecology, Faculty of Geographical Science, Beijing Normal University, Beijing 100875, China). *China Environmental Science*, 2025,45(2): 1148~1161

**Abstract:** This paper employed the multi-regional input-output (MRIO) to clarify the spatial and temporal evolution of the embodied pollutant emission patterns in China's interprovincial trade in 2012, 2015, and 2017. The structural decomposition analysis (SDA) model was applied to identify the socio-economic factors affecting the changes in pollutant emissions. The results showed that the areas with net pollutant export gradually shifted from those which have developed economic on the east coast to those have rich resources in the northwest. Moreover, the gap between provinces in net imports and exports of pollutants decreased. For example, the gap in  $\text{SO}_2$  from 2012 to 2017 reduced by 63%. In addition, the increase of final demand was the main driver of the increase of emissions, with an average contribution of up to 669% to the emissions of the four air pollutants. The optimization of the energy consumption structure and the reduction of energy consumption per unit of GDP effectively curbed the momentum of emissions increase. The average contribution of the energy consumption structure to the four pollutants decreased from -220.75% to -546.25%. Although the impact of production technologies is minor, its impact on emissions has shifted from a facilitating to a dampening effect. This study provides new insights for improving energy efficiency and developing a clean energy mix, which contributes to developing measures to mitigate demand-side pollutant emissions and coordinated regional trade policies.

**Key words:** interprovincial trade; air pollution; MRIO model; structural decomposition analysis

近年来,随着中国人口增加与经济发展,大气污染问题日益严重,对人民生命健康造成严重威胁,特别是大量燃烧煤炭所产生的氮氧化物( $\text{NO}_x$ ),二氧化硫( $\text{SO}_2$ ),可吸入颗粒物( $\text{PM}_{10}$ )与细颗粒物( $\text{PM}_{2.5}$ )等.这些污染物既是造成空气污染、酸雨、雾霾等环境问题的主要因素,也是导致呼吸系统疾病,心血管疾病等健康问题的罪魁祸首,2000~2016 年间中国可被归因为  $\text{PM}_{2.5}$  污染的死亡人数达 3080 万<sup>[1]</sup>.跨界传输让区域性大气污染物的交织和传播更加复杂,治理难度较大.研究发现<sup>[2]</sup>,2010 年京津冀,长江三角洲及珠江三角洲区域  $\text{PM}_{2.5}$  年均浓度受区域外源贡献

分别达到 22%、37%、28%.2012 年 12 月,环保部发布《重点区域大气污染防治“十二五”规划》,针对性建立了区域大气污染联防联控机制.然而,由于不同省份之间经济发展程度差异,且存在一定程度的资源环境不公平交易现象,因此在面对多区域,大范围的大气污染时,各省市所需承担的污染责任也有所不同,需要厘清各个省区的治理责任,从而因地制宜

收稿日期: 2024-07-10

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(72174029);中央高校基本科研业务费专项资金资助项目

\* 责任作者,副教授, fangd@bnu.edu.cn

宜实现治理目标。

对于省区污染责任的计算,现有的研究主要集中在省份本地的生产性排放与在特定气象条件下大气污染物跨越行政边界的自然输送<sup>[3]</sup>。但是随着经济的发展,由于各区域自然资源条件差异以及产业分工不同,区域之间存在密切的商品贸易交换,这带来了污染物排放与商品消费之间的分离,在国际和省际尺度上,中国碳排放与出口需求紧密相关,且贸易中的污染物排放问题日益凸显<sup>[4-5]</sup>。基于单区域投入产出模型的双边贸易含污量(EEBT)方法和基于多区域投入产出(MRIO)模型的方法是研究该问题的主要手段。面对同一问题,研究者们使用两种方法得出了不同的结论,张增凯利用 EEBT 发现省际贸易中隐含碳排放呈现从中西部向东部转移的趋势<sup>[6]</sup>,而 Guo 等<sup>[7]</sup>则得到了贸易隐含大气污染物排放从东部向中西部转移的结果。对类似的研究问题,使用 EEBT 方法或 MRIO 模型在结果上出现了明显的差异,这是由于 EEBT 方法仅能考虑到双边贸易,对于某个地区的大气污染物排放问题,该方法仅能追溯到生产链条的上一环,而 MRIO 模型能够刻画国家和地区之间因贸易而产生的溢出反馈效应,并能涵盖所有上游生产活动所产生的间接影响<sup>[8]</sup>。因此选择 MRIO 模型在长时间序列下,研究多种大气污染物在不同省份之间的转移更能找到贸易隐含大气污染物排放变化的准确原因。

随着投入产出编制技术的发展和中國省际投入产出表的发布,更多研究者使用 MRIO 模型分析了省际贸易隐含的污染物排放问题,发现省际贸易隐含的污染物排放量大,且存在通过消费将污染物从东部省区调入中西部省区的现象<sup>[9]</sup>。同时,部分较发达省市通过省际贸易将污染转移出去并获得额外的 GDP 净流入,而欠发达省市则承接了污染却得不到足够的 GDP 补偿,这种关系不仅发生在发达地区与相邻欠发达地区之间,还会因产业结构差异而存在于欠发达省市之间<sup>[10]</sup>。

在现有使用 MRIO 模型的研究中,针对贸易隐含污染物排放的分析存在局限性。具体而言,学者们主要聚焦于单时间序列和单一污染物的排放,而对于各省份污染物排放时空演变的深入研究相对不足。尽管有研究者利用 MRIO 模型或 LMDI 方法在不同角度对贸易隐含污染物排放进行了探讨,但他们

大多仅关注某一特定年份或某一类污染物<sup>[11-14]</sup>。然而,实际生产过程中大气污染物种类繁多且相互交织,同时生产技术和组织关系也在不断变化。

因此,为更全面理解省际贸易隐含的大气污染物排放的时空演变格局,需要采用多时间序列并统合多种污染物排放进行分析,以清晰揭示污染物排放的转移趋势和不同区域在贸易中的环境得失情况。

同时我们需要进一步研究贸易隐含排放的变动的驱动力。在贸易隐含排放变动的驱动力研究领域,学者们通常采用两种主要方法:指数分解模型和投入产出结构分解模型(SDA)。吴巧生通过指数分解模型对中国能源消耗强度进行分析,深入研究其影响因素<sup>[15]</sup>。尽管指数分解模型简洁而直观,其局限性在于无法深入分解最终需求结构,中间投入技术等因素。相较之下,投入产出结构分解模型以能够全面分析各种直接或间接的影响因素受到广泛应用。郭朝先运用 SDA 发现能源消费强度效应一直是碳减排的主要推动力,最终需求的规模扩张效应和投入产出系数变动效应是碳排放增加的主要因素<sup>[16]</sup>。此外,SDA 还能够量化驱动因素对于省际贸易隐含的大气污染物排放的变动的的影响, Wo 等<sup>[17]</sup>用此方法计算了西藏—青海地区的人均消费量,平均消费结构和人口等因素对碳排放的影响。然而,现有研究多关注于碳排放,对大气污染物排放关注较少,较少量针对大气污染物的研究中,研究者们也往往聚焦于人口对于排放的影响<sup>[18-21]</sup>,而忽略了能源对于贸易隐含污染物排放同样具有巨大影响力。

中国作为世界上人口最多,经济规模最大的国家之一,其省际贸易的体量庞大且贸易关系错综复杂,新发展格局下,2017 年国内贸易对中国经济增长的贡献为 15.91%,将近国际贸易贡献的 3 倍<sup>[22]</sup>。然而,庞大贸易体量伴生的如环境不公平,区域发展不平衡,资源配置效率不高等问题制约了中国可持续发展。因此,深入探讨中国省际贸易隐含的大气污染物排放的时空演变格局及驱动力,特别是在大气污染和环境不公平双重背景下的应对策略,显得尤为迫切和重要。

综上,本文提出了一个多尺度的时空分析评价框架。首先,采用多区域投入产出方法识别多年份中国省际贸易隐含的大气污染物流动趋势及体量;其

次,基于投入产出模型的结构分解分析,厘清省际贸易隐含大气污染物排放变动的驱动因素.在省级,部门级双尺度对省际贸易隐含的 4 种大气污染物排放时空演变格局及驱动力进行分析.创新性地选择能源消费结构,单位 GDP 能耗等因素,并量化其贡献率.

以期制定科学联防联控治污政策,减少大气污染,提供定量化的分析依据.

### 1 模型方法与数据来源

#### 1.1 模型方法

1.1.1 多区域投入产出模型 构建省份部门双尺度多区域投入产出表,以矩阵的形式捕捉到上游生产导致的间接环境影响,阐述经济部门间大气污染物流动信息.

基于涵盖 31 个省份,每个省份包含 42 个部门,共计 1260 个部门的多区域投入产出表,进行省份部门双尺度的多区域投入产出表构建.

考虑到数据匹配问题,需要将原始多区域投入产出表中西藏自治区剔除,因此需要将西藏自治区及其部门在其余省份的中间投入尽数减除,并删除相关总投入总产出等数值,得到一张 30 省份 42 部门多区域投入产出表,且验证此表满足总投入等于总产出的基本规律.

在省份尺度上,将每个省份的 42 个部门的中间投入,最终使用、总投入、总产出等数值进行汇总归一,以此构建出 30 个省份间的多区域投入产出表.在部门尺度上,本文参考《国民经济行业分类》(GB/T 4754—2017)<sup>[42]</sup>,将各省份的 42 个部门的相关数据归总至各省份最终的 14 个部门类别中,进而得到部门尺度上的投入产出表,并在两个尺度均验证其满足总投入等于总产出的基本规律.

两个尺度的多区域投入产出表中均存在以下平衡关系:

$$X_r^p = \sum_{v=1}^n Z_{vr}^{sp} + F_v = \sum_{v=1}^n Z_{vr}^{sp} + G_r \quad (1)$$

对各部门而言(即  $v=r$  时), $v$  部门的总投入等于  $r$  部门的总产出.式(1)中  $Z_{vr}^{sp}$  表示, $s$  省市的  $v$  部门分配到  $p$  省市的  $r$  部门的中间产品用于其最终产品的生产的值; $X_r^p$  为省市  $p$  中  $r$  部门的总投入.

$$A = Z_{vr}^{sp} / X_r^p \quad (2)$$

式(2)中  $A$  为中间投入系数矩阵,其中元素  $a_{n,n}$  为直接消耗系数:

$$A = \begin{Bmatrix} a_{1,1} & a_{1,2} & \cdots & a_{1,n} \\ a_{2,1} & a_{2,2} & \cdots & a_{2,n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n,1} & a_{n,2} & \cdots & a_{n,n} \end{Bmatrix} \quad (3)$$

$$L = (I - A)^{-1} \quad (4)$$

式中: $L$  为里昂惕夫逆矩阵; $I$  为单位矩阵.

$$w_r^p = W_r^p / X_r^p \quad (5)$$

式中: $w_r^p$  为省市  $p$  中  $r$  部门的大气污染物排放系数; $W_r^p$  为省市  $p$  中  $r$  部门的大气污染物排放量.

$$W_i = w_i LF \quad (6)$$

式中: $W_i$  为省际贸易隐含的第  $i$  种大气污染物排放量; $F$  为最终消费矩阵,根据尺度不同,其中元素  $y_{n,n}$  为各省份或各部门最终消费的量:

$$F = \{y_1 \quad y_2 \quad \cdots \quad y_n\} \quad (7)$$

1.1.2 结构分解分析 结构分解分析以投入产出表为基础,将经济系统中某因变量的变动分解为相应驱动因素变动之和,来测度各驱动因素对因变量变动的贡献值.

$$C_i = E_i LF = e_i q LF \quad (8)$$

式中: $C_i$  表示第  $i$  种大气污染物排放,其元素表示 30 省份 14 部门的第  $i$  种大气污染物排放; $e_i$  表示单位能耗第  $i$  种大气污染物排放量,其元素表示 30 省份 14 部门单位能耗排放大气污染物的量; $q$  表示单位 GDP 能耗,其元素表示 30 省份 14 部门单位产出的能耗; $L$  表示生产技术; $F$  表示最终需求水平,其元素表示 30 省份 14 部门最终需求总量.

因此,省际贸易隐含大气污染物排放量的变化量等于编制年份省际贸易隐含大气污染物排放量减基准年省际贸易隐含大气污染物排放量,代入式(8),省际贸易隐含大气污染物排放量的变化量具体计算如式(9)所示,其中下标为 0,代表基准年数据,下标为 1,代表编制年数据,而公式中每一项代表了相应驱动因素变化对隐含污染物排放变动的贡献.

$$\begin{aligned} \Delta C &= C_1 - C_0 = e_1 q_1 L_1 F_1 - e_0 q_0 L_0 F_0 \\ &= \Delta e q_1 L_1 F_1 + e_0 \Delta q L_1 F_1 + e_0 q_0 \Delta L F_1 + e_0 q_0 L_0 \Delta F \end{aligned} \quad (9)$$

由于式(8)中 4 种驱动因素的排列顺序有 24 种,驱动因素排列顺序不同,式(9)中 4 种驱动因素的权值不同,故式(9)共存在 24 种分解形式,而同一种驱动因素对  $\Delta C$  的贡献在不同方程中并不相同,若求

得 24 种分解形式的结果,并以它们的平均值作为最终结果,则该平均值的方差较大,在(-60%)~(+70%)之间浮动,因此不能以 24 种分解形式中某一个方程来计算驱动因素对  $\Delta C$  的贡献,所以本文以 24 种分解形式加权平均的结果作为最终结果.因此能源消费结构效应,单位 GDP 能耗效应,生产技术效应及最终需求水平效应,4 种驱动因素对贸易隐含污染物排放变动的贡献,分别如式(10),式(11),式(12)及式(13)所示.

$$w^e = \frac{1}{24} \times \left\{ \begin{array}{l} (6 \times \Delta e \cdot q_0 \cdot L_0 \cdot F_0) + (2 \times \Delta e \cdot q_0 \cdot L_0 \cdot F_1) \\ (2 \times \Delta e \cdot q_0 \cdot L_1 \cdot F_0) + (2 \times \Delta e \cdot q_0 \cdot L_1 \cdot F_1) \\ (2 \times \Delta e \cdot q_1 \cdot L_0 \cdot F_0) + (2 \times \Delta e \cdot q_1 \cdot L_0 \cdot F_1) \\ (2 \times \Delta e \cdot q_1 \cdot L_1 \cdot F_0) + (6 \times \Delta e \cdot q_1 \cdot L_1 \cdot F_1) \end{array} \right\} \quad (10)$$

$$w^q = \frac{1}{24} \times \left\{ \begin{array}{l} (6 \times e_0 \cdot \Delta q \cdot L_0 \cdot F_0) + (2 \times e_0 \cdot \Delta q \cdot L_0 \cdot F_1) \\ (2 \times e_0 \cdot \Delta q \cdot L_1 \cdot F_0) + (2 \times e_0 \cdot \Delta q \cdot L_1 \cdot F_1) \\ (2 \times e_1 \cdot \Delta q \cdot L_0 \cdot F_0) + (2 \times e_1 \cdot \Delta q \cdot L_0 \cdot F_1) \\ (2 \times e_1 \cdot \Delta q \cdot L_1 \cdot F_0) + (6 \times e_1 \cdot \Delta q \cdot L_1 \cdot F_1) \end{array} \right\} \quad (11)$$

$$w^L = \frac{1}{24} \times \left\{ \begin{array}{l} (6 \times e_0 \cdot q_0 \cdot \Delta L \cdot F_0) + (2 \times e_0 \cdot q_0 \cdot \Delta L \cdot F_1) \\ (2 \times e_0 \cdot q_1 \cdot \Delta L \cdot F_0) + (2 \times e_0 \cdot q_1 \cdot \Delta L \cdot F_1) \\ (2 \times e_1 \cdot q_0 \cdot \Delta L \cdot F_0) + (2 \times e_1 \cdot q_0 \cdot \Delta L \cdot F_1) \\ (2 \times e_1 \cdot q_1 \cdot \Delta L \cdot F_0) + (6 \times e_1 \cdot q_1 \cdot \Delta L \cdot F_1) \end{array} \right\} \quad (12)$$

$$w^F = \frac{1}{24} \times \left\{ \begin{array}{l} (6 \times e_0 \cdot q_0 \cdot L_0 \cdot \Delta F) + (2 \times e_0 \cdot q_0 \cdot L_1 \cdot \Delta F) \\ (2 \times e_0 \cdot q_1 \cdot L_0 \cdot \Delta F) + (2 \times e_0 \cdot q_1 \cdot L_1 \cdot \Delta F) \\ (2 \times e_1 \cdot q_0 \cdot L_0 \cdot \Delta F) + (2 \times e_1 \cdot q_0 \cdot L_1 \cdot \Delta F) \\ (2 \times e_1 \cdot q_1 \cdot L_0 \cdot \Delta F) + (6 \times e_1 \cdot q_1 \cdot L_1 \cdot \Delta F) \end{array} \right\} \quad (13)$$

1.2 数据来源与部门分类

本研究计算所需数据包括两个方面:

(1)以中国 30 省份为研究区,识别  $NO_x$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  和  $SO_2$  4 种大气污染物在 2012~2017 年内省际贸易中的流动.所需数据包括中国 2012 年,2015 年和 2017 年 30 省份 42 部门多区域投入产出表(表 1)和 30 省份 22 部门  $NO_x$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  和  $SO_2$  4 种大气污染物排放数据.其中多区域投入产出表来自 CEAD 数据库<sup>[23]</sup>,污染物排放数据来自 MEIC 数据库<sup>[24-25]</sup>.

表 1 部门映射关系

Table 1 Department mapping relationship

部门分类	污染物排放数据	投入产出数据	能源消耗数据
水,电力,热力的生产和供应	电力	电力,热力的生产和供应	自来水生产及供应
	供热	电气机械和器材	电力,蒸汽和热水的生产和供应
	民用燃煤	水的生产和供应	电气设备及机械
		水利,环境和公共设施管理	
工业锅炉	工业锅炉	非金属矿和其他矿采选产品	非金属矿产开采与选矿
焦化	焦化	煤炭采选产品	其他矿产开采及选矿
金属矿采选冶炼制造	钢铁	金属矿采选产品	煤炭开采与选矿
		金属制品	黑色金属采矿和选矿
		金属冶炼和压延加工品	黑色金属的冶炼和压制
		金属制品,机械和设备维修服务	有色金属开采与选矿
			有色金属的冶炼和压制
石化化工	石化化工	石油,炼焦产品和核燃料加工品	金属制品
油气储运	油气储运	石油和天然气开采产品	普通机械
工业涂装	工业涂装	燃气生产和供应	石油加工及炼焦业
印刷印染	印刷印染	非金属矿物制品	燃气生产和供应业
建筑	建筑涂料	造纸印刷和文教体育用品	石油和天然气开采
	水泥		非金属矿物制品业
其他工业制造业行业	其他工业行业	木材加工品和家具	造纸及纸制品业
		纺织品	印刷和记录介质复制
		纺织服装鞋帽皮革羽绒及其制品	木材和竹子的伐木和运输
			特殊用途设备
			纺织工业
			服装和其他纤维制品

续表 1

部门分类	污染物排放数据	投入产出数据	能源消耗数据
			木材加工,竹子,甘蔗,棕榈和稻草制品 产品皮革,毛皮,羽绒及相关产品 家具制作 其他制造业 料废:指废弃的材料或废品. 化学纤维 塑料制品 橡胶制品
化学产品	民用化学品使用	化学产品 住宿和餐饮 食品和烟草 信息传输,软件和信息技术服务 卫生和社会工作 金融 房地产 租赁和商务服务 科学研究和技术服务 批发和零售 文化,体育和娱乐 公共管理,社会保障和社会组织 居民服务,修理和其他服务 教育 通信设备,计算机和其他电子设备 仪器仪表	化工原料及化工产品 食品加工 食品生产 饮料生产 烟草加工 医药品 文化,教育和体育用品 批发,零售贸易及餐饮服务 产品仪器,仪表,文化和办公机械 电子及电讯设备
其他民用源	其他民用源 民用生物质燃烧		
交通运输,仓储和邮政	汽油车 柴油车 摩托车 非道路移动源	交通运输,仓储和邮政 通用设备 交通运输设备	运输设备 运输,仓储,邮电服务
农林牧渔产品和服务	化肥施用 畜牧养殖	农林牧渔产品和服务	农,林,牧,渔,水利

(2)分析省际贸易隐含的大气污染物排放变动的驱动力,所需数据还包括 30 省份 44 部门能源消耗量,其来自 CEAD 数据库<sup>[26,30]</sup>,其中能源消耗量包括原煤、洗精煤、其他洗煤等共 20 种能源消耗数据,本文利用国家公布的各种能源折标准煤参考系数,将所有部门的各种能耗统一为标准煤消耗<sup>[31]</sup>.最后对上述数据进行部门映射,将所有数据表聚合为 14 部门.

## 2 模型结果及分析

### 2.1 中国省际贸易隐含大气污染物时空转移特征

如图 1 所示,在时间序列上,2012~2017 年内,对于选取的 4 种大气污染物,省份之间大气污染物净进出口量的差距在逐年减小,并且大气污染物转移的量也在逐步递减,其中省份之间  $\text{SO}_2$  净进出口量的差距减小最快.

2012 年  $\text{SO}_2$  净进口省的平均净进口量为 8.9 万 t,净出口省的平均净出口量为 7.8 万 t;2017 年, $\text{SO}_2$

净进口省的平均净进口量为 3.5 万 t,净出口省的平均净出口量为 2.7 万 t.省份之间大气污染物净进出口量的差距减小了 63%.从空间视角审视,大气污染物净出口地区正逐步从“经济繁荣,工业健全”的区域转移到“资源丰富”的地区,这一转变在 4 种大气污染物中均有所体现.针对  $\text{NO}_x$  排放的转移趋势,2012 年的数据显示,东部沿海地区及中部地带显著成为污染物净出口区域,这反映出,通过省际贸易,西部与北部省份的  $\text{NO}_x$  排放责任被间接转移至了东部沿海与中部地区.其中,江苏省尤为突出,成为  $\text{NO}_x$  最大的净出口省份,内蒙古与广东则分别向江苏省转移了 3.0 万 t 与 3.6 万 t 的  $\text{NO}_x$  排放.不仅如此, $\text{NO}_x$  净出口省份之间也存在复杂的转嫁关系,例如河北省向江苏省转嫁了 2.3 万 t 的  $\text{NO}_x$  排放.然而,每个省份的情况并非完全一致.北京、上海、广东、新疆、云南、陕西、青海和海南这 8 个省份,在各类大气污染物的转移中均扮演了净进口省份的角色,即它们通

过省际贸易成功地将自身污染物排放转移至其他省份.其中,广东、北京和上海是净进口量最大的 3 个省份,尤其是广东,研究期内,其 4 种大气污染物的净进口量占总进口量的平均比例均超过 20%.与这些省份形成对比的是河北、山西、辽宁、四川和甘肃,这 5 个省份在各类大气污染物的转移中均扮演

了净出口省份的角色,即它们承担了来自其他省份的污染物排放.而安徽、江西、贵州和湖南这 4 个省份,在大多数情况下也扮演着净进口省份的角色.另外,内蒙古与广西在 2012~2017 年间,经历了从污染物净进口省份到净出口省份的转变;而江苏与山东则在这段时期内,实现了相反的转变.

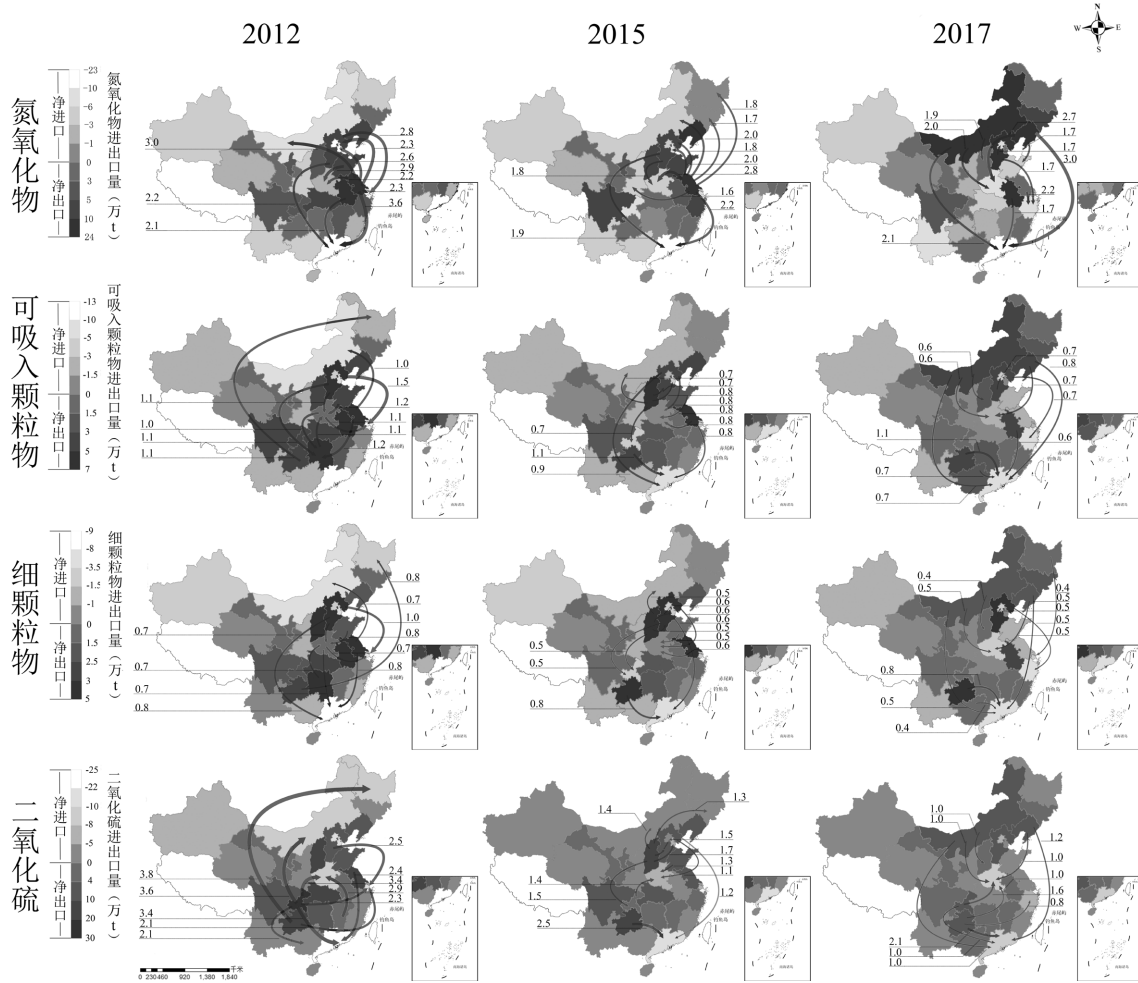


图1 中国 4 种大气污染物 2012,2015 和 2017 年转移特征

Fig.1 Transfer characteristics of four air pollutants in China in 2012, 2015 and 2017

箭头的粗细代表转移的量的大小;审图号:GS(2023)2762,下同

## 2.2 中国省际贸易隐含污染物排放的结构分解分析

### 2.2.1 总效应

各种驱动因素对中国省际贸易隐含大气污染物排放的影响,总体如图 2 所示.研究期间,能源消费结构和单位 GDP 能耗对贸易隐含大气污染物排放变动呈现负向效应.生产技术的影响大体从弱正向效应转变为了弱负向效应.而最终需求水平的影响始终呈现正向效应,其贡献率占据主导地位.

除生产技术以外,其余 3 个驱动因素的贡献率

多呈现较大幅度的波动态势.具体来说,从 2015~2017 年,最终需求水平效应的贡献率呈持续的上升上升趋势,对  $NO_x$  排放变动的贡献率上升幅度最大,达到了 1203%,对  $PM_{2.5}$  排放变动的贡献率上升幅度最小,为 214%.对于能源消费结构效应,中国省际贸易隐含  $NO_x$ 、 $PM_{10}$ 、 $PM_{2.5}$  和  $SO_2$  排放的变动均呈现负向效应,其贡献率分别从-222%下降至-635%,从-233%下降至-363%,从-281%下降至-516%,从-147%下降至-641%,且下降幅度较大,最大可达

336%,这表明能源消费结构效应对于 NO<sub>x</sub> 贸易大气污染物排放变动的的影响在逐步增大.相较于,单位 GDP 能耗效应,对中国省际贸易隐含 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub>

排放变动的的影响虽然也呈现负向效应,但其贡献率的下降变化幅度较小,且对于省际贸易隐含 PM<sub>10</sub> 排放变动的贡献率减小.

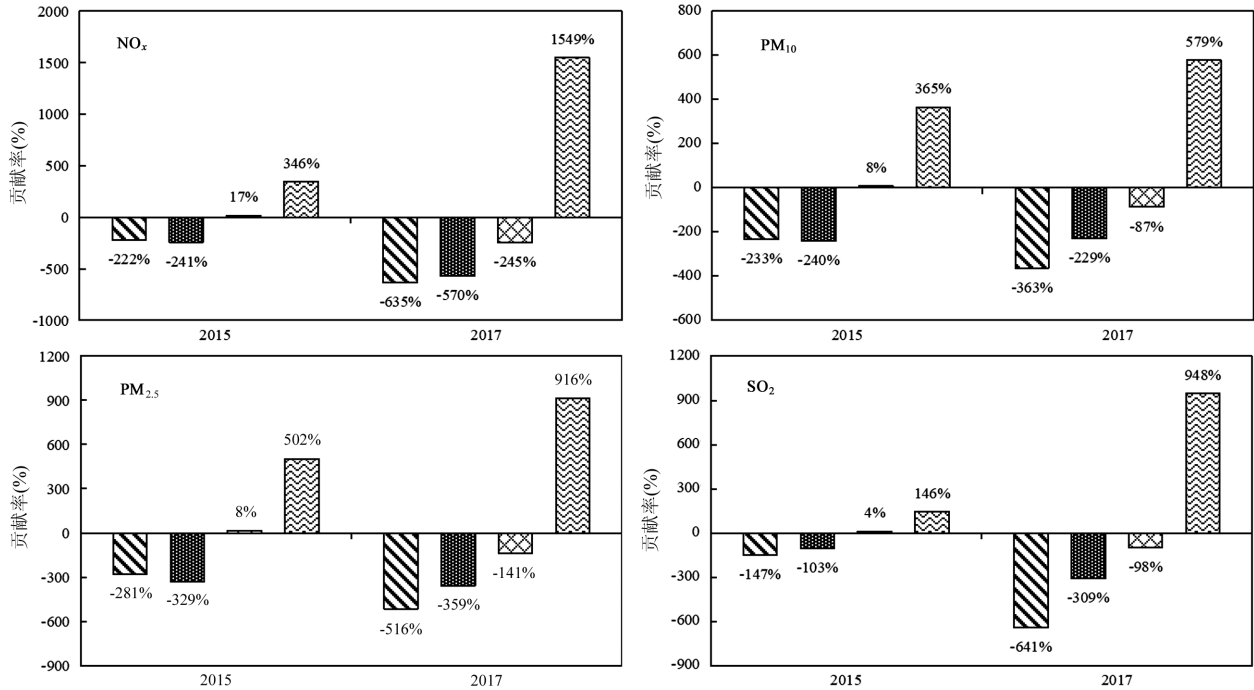


图 2 4 种污染物各效应贡献率

Fig.2 The contribution rates of the effects of four pollutants

Δe 为能源消费结构效应 Δq 为单位 GDP 能耗效应 ΔL 为生产技术效应 ΔF 为最终需求水平

2.2.2 能源消费结构效应 能源消费结构对中国贸易隐含大气污染物排放的变动的的影响明显,从省级尺度看,4 种大气污染物有差异,但绝大多数的省份的能源消费结构对大气污染物排放的变动的的影响表现为持续而显著的负向效应.仅对于贵州省来说,能源消费结构反而呈现显著的正向效应.

单位能耗污染物排放量是衡量能源消费清洁程度的指标,不同能源单位能耗污染物排放系数不同,例如天然气的单位能耗 SO<sub>2</sub> 排放系数仅为 0.47(kg/t 标准煤),而煤炭的单位能耗 SO<sub>2</sub> 排放系数为 20(kg/t 标准煤),当一个省份的能源消费结构中清洁能源的占比越大,那么该省份的单位能耗污染物排放量越小.

因此,单位能耗污染物排放量减少是能源消费结构呈现负向效应的主要原因.表 2 给出了 2012 年,2015 年,2017 年 30 省份单位能耗 4 种污染物排放量.研究期间,除贵州省以外,各省的单位能耗污染物排放量均呈现下降趋势,29 省份单位能耗 NO<sub>x</sub>、

PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 和 SO<sub>2</sub> 排放量平均下降幅度分别为 25%、44%、41%和 59%,与除贵州省以外,29 省份能源消费结构均呈现负向效应,且贡献率较大的情况相吻合.

反观贵州省,比之 2012 年,2017 年贵州省单位能耗 4 种大气污染物排放量均呈现上升趋势,其中 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 两种颗粒物的单位能耗排放量上升幅度超过了 100%,相对应的,贵州省能源消费结构效应对 PM<sub>10</sub>、PM<sub>2.5</sub> 两种颗粒物排放变动的贡献率分别为 73%与 74%.

从部门尺度看,如表 3 所示,研究期间,全国 420 个部门中绝大多数部门的能源消费结构对 4 种大气污染物排放的影响呈现负向效应.其中,建筑部门能源消费结构效应的贡献值相对较大.而印刷印染、工业锅炉、化学产品等部门能源消费结构效应贡献率接近零,表明能源消费结构对印刷印染、工业锅炉、化学产品等部门影响较小.

表 2 30 省份单位能耗 4 种大气污染物排放量(t/tce)  
Table 2 Emissions of four air pollutants per unit of energy consumption in 30 provinces(t/tce)

省/市/区	NO <sub>x</sub>			PM <sub>10</sub>			PM <sub>2.5</sub>			SO <sub>2</sub>		
	2012	2015	2017	2012	2015	2017	2012	2015	2017	2012	2015	2017
北京	107	97	95	51	32	19	34	24	15	52	18	6
天津	93	70	70	32	21	16	22	15	12	64	32	19
河北	125	94	94	66	44	36	46	31	26	109	59	42
山西	148	107	96	98	69	54	70	50	40	218	147	90
内蒙古	210	148	137	83	59	44	58	42	32	220	124	72
辽宁	104	92	88	43	34	23	29	23	16	79	55	35
吉林	130	114	118	64	49	37	42	34	26	94	61	44
黑龙江	158	129	117	69	55	45	47	39	33	97	63	46
上海	72	54	55	24	12	8	17	9	6	66	35	30
江苏	147	106	95	50	31	22	33	21	15	98	41	27
浙江	148	109	107	48	30	22	29	20	14	77	47	26
安徽	176	134	127	75	56	45	47	36	30	72	44	32
福建	107	89	83	43	30	24	28	20	17	81	41	28
江西	130	93	85	88	52	40	51	32	26	133	65	46
山东	141	126	121	61	53	37	40	37	27	144	100	56
河南	155	126	99	87	63	41	57	42	28	102	67	32
湖北	85	79	75	58	50	39	39	35	28	185	94	66
湖南	99	86	74	81	65	51	54	45	37	127	97	68
广东	119	97	92	36	30	25	22	19	17	82	51	37
广西	111	83	76	66	46	36	42	29	24	135	76	54
海南	94	79	74	23	24	20	14	15	13	49	50	37
重庆	89	84	81	54	37	30	36	24	21	269	149	89
四川	82	70	66	48	30	24	30	20	16	108	54	32
贵州	60	98	100	52	119	116	37	85	85	181	275	226
云南	113	88	83	70	58	49	50	41	35	128	104	84
陕西	137	99	97	78	54	39	52	37	27	210	102	62
甘肃	140	107	104	75	54	42	53	38	30	106	74	60
青海	102	75	69	66	48	36	49	35	26	58	40	32
宁夏	202	128	97	63	41	29	44	28	20	209	110	72
新疆	136	111	96	53	43	37	37	31	26	112	79	56

表 3 能源消费结构效应贡献值为负的部门数量

Table 3 Number of sectors with a negative contribution to the structural effects of energy consumption

年份/污染物	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	SO <sub>2</sub>
2015	301	367	354	392
2017	311	381	371	394

2.2.3 单位 GDP 能耗效应 单位 GDP 能耗效应对中国贸易隐含大气污染物排放的变动的的影响,从省级尺度看,2015 年 30 个省的单位 GDP 能耗效应对 4 种大气污染物排放变动的的影响均表现为持续而显著的负向效应.2017 年,仅内蒙古、辽宁、黑龙江和宁夏 4 个省份的单位 GDP 能耗效应对 4 种大气污染物排放变动的的影响呈现为正向效应.

单位 GDP 能耗能够直接反映能源利用效率,在其他因素不变的情况下,每生产一单位生产总值所

消耗的能源降低,代表着因生产一单位生产总值而排放的污染物减少,因此,单位 GDP 能耗的降低是单位 GDP 能耗对省际贸易隐含大气污染物排放的变动呈现负向效应的主要原因.表 4 给出了研究期间 30 省份的单位 GDP 能耗,能够发现仅有内蒙古,辽宁,黑龙江和宁夏 4 个省份的单位 GDP 能耗存在上升趋势,其中辽宁省的单位 GDP 能耗从 2012 年到 2017 年,上升幅度超过了 36%.

从部门尺度看,如表 5 所示,2015 年与 2017 年,单位 GDP 能耗效应对贵州省建筑部门的 4 种大气污染物的排放均呈现了极强的正向作用,其贡献值均是 420 部门中最大值,此外,单位 GDP 能耗效应的贡献率也同样是四种效应中的最大值.这代表着贵州省建筑部门可能存在过于注重野蛮扩张而忽略了投入产出比的问题,相比于其余省份,贵州省建

筑部门单位产出所消耗的能源更多,效率较低.但同样要注意到,单位 GDP 能耗效应对于贵州省建筑部门的 4 种大气污染物排放的贡献值呈现下降趋势,2015~2017 年,单位 GDP 能耗效应对于贵州省建筑部门 NO<sub>x</sub> 的排放的变动的贡献值下降幅度超过 55%.这说明贵州建筑部门能源利用效率较低的问题正在逐步解决.

表 4 30 省份单位产出能耗(10<sup>6</sup>tce/亿元)

Table 4 Energy consumption per unit of output in 30 provinces

省/市/区	2012	2015	2017	省/市/区	2012	2015	2017
北京	4.96	3.73	2.64	河南	13.04	8.72	7.50
天津	12.47	9.66	12.06	湖北	21.90	11.55	10.08
河北	25.62	25.02	23.31	湖南	16.13	11.54	11.47
山西	33.27	32.74	30.34	广东	7.84	5.26	4.92
内蒙古	23.41	22.94	26.61	广西	17.95	13.00	14.53
辽宁	18.67	19.11	25.54	海南	15.86	12.76	11.30
吉林	18.57	14.45	15.42	重庆	19.41	10.44	8.86
黑龙江	19.07	19.20	23.95	四川	18.11	15.46	11.62
上海	8.99	8.17	6.96	贵州	66.23	16.61	12.81
江苏	7.61	6.65	6.43	云南	23.74	16.31	13.28
浙江	6.93	6.13	5.44	陕西	16.48	14.16	10.58
安徽	12.64	9.11	7.46	甘肃	22.86	18.80	18.52
福建	10.95	8.21	6.48	青海	29.67	28.41	28.33
江西	10.68	10.87	9.50	宁夏	31.57	31.44	37.41
山东	12.86	8.53	8.10	新疆	33.23	29.54	29.31

表 5 单位 GDP 能耗效应对贵州省建筑部门的影响

Table 5 The effect of energy consumption per unit of GDP on the construction sector in Guizhou Province

指标	污染物			
	NO <sub>x</sub>		PM <sub>10</sub>	
年份	2015	2017	2015	2017
贡献值(t)	747496	334285	425814	318052
贡献率(%)	95	82	95	86

指标	污染物			
	PM <sub>2.5</sub>		SO <sub>2</sub>	
年份	2015	2017	2015	2017
贡献值(t)	325520	243580	1696504	1264706
贡献率(%)	96	88	98	91

2.2.4 生产技术效应 与其余 3 种驱动因素相比较,生产技术效应对中国省际贸易隐含的大气污染物排放的变动影响较小,其贡献率相对其余 3 种效应较低.

从省级尺度看,生产技术效应对中国省际贸易隐含的 4 种大气污染物排放存在明显的时间差异.2015 年,生产技术效应表现为相对较弱的正向效

应,对于 NO<sub>x</sub>,PM<sub>10</sub>,PM<sub>2.5</sub> 排放的影响,仅对北京、河北、山西、辽宁、上海、江西、山东、青海和新疆 9 省的贡献值为负,对于 SO<sub>2</sub> 排放的影响,对北京、河北、山西、辽宁、上海、江西、山东和新疆 8 省的贡献值为负,且贡献率较低.2017 年,生产技术效应表现为显著的负向效应.仅对湖北省的 PM<sub>10</sub> 排放的变动贡献值为正,且仅有 133 万 t,贡献率极低.从部门尺度看,如表 6 所示,生产技术效应对浙江,江苏和广东的建筑部门影响相对较大.

表 6 2015 年,2017 年生产技术效应贡献值最大部门

Table 6 Sectors with the highest contribution of production technology effects in 2015 and 2017

指标		2015			
污染物	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	SO <sub>2</sub>	
省份	浙江	江苏	浙江	江苏	
部门	建筑	建筑	建筑	建筑	
贡献值(t)	52756	15406	9377	120064	
贡献率(%)	16%	21%	12%	68%	

指标		2017			
污染物	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	SO <sub>2</sub>	
省份	广东	江苏	江苏	广东	
部门	建筑	建筑	建筑	建筑	
贡献值(t)	49580	-26400	-17894	244540	
贡献率(%)	52%	-101%	-72%	80%	

影响力系数被广泛应用于研究不同部门之间的经济联系,它揭示了当一个部门的最终需求水平上升一单位时,它所能带动的所有行业的最终需求总额.影响力系数的变化是导致生产技术效应从弱正向效应转变为显著负向效应的主要原因.如表 7 所示,北京、河北、山西、辽宁、上海、江西、山东、青海和新疆在 2012 年~2015 年间,其影响力系数均呈现下降趋势.与生产技术效应负的贡献值相匹配.整体来看,各省影响力系数变化较小,其中变化最大的辽宁省,影响力系数下降幅度仅 17%,而这导致了相较于其余 3 种效应,生产技术效应对中国省际贸易隐含的大气污染物排放变动的的影响偏小.

2.2.5 最终需求水平效应 在审视中国大气污染物排放的变动情况时,研究发现,从宏观角度来看,4 种大气污染物最终需求水平呈现出显著且持久的正向效应,且其贡献值基本处于四种驱动因素中最高位,这清晰地表明了中国省际贸易隐含的大气污染物排放变化的主要推动力正是最终需求水平的提升.细化到省级层面,研究发现,在绝大多数省份中,

最终需求水平均展现出了积极的正向效应,其贡献值均为正值.然而,也有例外情况出现,比如 2015 年的内蒙古和 2017 年的黑龙江,在这两个特定的时间节点和地区,最终需求水平对四种大气污染物排放的变动产生了负面效应.

表 7 2012 年,2015 年及 2017 年 30 个省份影响力系数  
Table 7 Influence coefficient for 30 provinces

省/市/区	2012	2015	2017
北京	0.933	0.901	0.976
天津	0.971	0.976	0.968
河北	1.092	1.012	1.072
山西	0.974	0.973	0.947
内蒙古	0.886	0.913	0.936
辽宁	1.115	1.015	0.921
吉林	1.039	1.024	0.959
黑龙江	0.865	0.851	0.895
上海	0.912	0.841	0.841
江苏	1.051	1.059	1.048
浙江	1.103	1.141	1.041
安徽	1.115	1.217	1.202
福建	0.953	1.008	0.984
江西	1.145	1.074	1.096
山东	1.230	1.166	1.239
河南	1.132	1.184	1.180
湖北	0.958	0.995	1.041
湖南	0.986	0.984	0.965
广东	0.884	0.945	0.906
广西	0.926	0.928	0.985
海南	0.913	0.939	0.974
重庆	1.026	1.079	1.023
四川	1.040	1.059	1.037
贵州	0.944	0.975	0.939
云南	0.947	0.966	0.964
陕西	0.927	0.919	0.985
甘肃	1.003	1.031	0.958
青海	0.929	0.897	0.984
宁夏	1.044	1.059	1.026
新疆	0.958	0.870	0.906

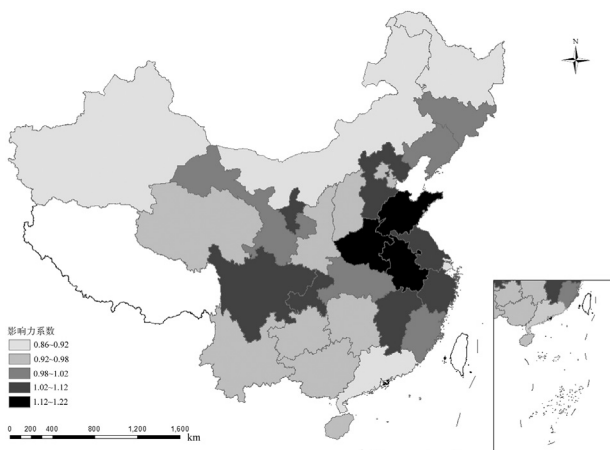


图 3 各省份三年平均影响力系数

Fig.3 The three-year average influence coefficient of each province

### 3 讨论

从时间序列的维度看,2012~2017 年间,省份间大气污染物净进出口量的差异呈现逐年缩小的趋势,同时,省份间大气污染物的转移量也在稳步降低.这一积极转变的背后,主要有两大动因驱动.首先,各省份在经济稳步发展的同时,积极调整和优化产业结构,提升省份基本的自给自足能力.这一系列的调整优化措施,有效减轻了部分省份对于外省工业产品的依赖.其次,全国范围内对污染治理的重视程度显著提升,各省份纷纷出台严格的法律法规,如《江苏省铸造行业大气污染综合治理方案》和《浙江省大气污染防治条例》等,以限制和淘汰污染密集型企业的生产活动,进一步推动大气质量的持续改善.

从空间序列的视角分析,大气污染物净出口地区正逐渐由“经济发达,工业成熟完备”的地域,转向“资源富集”的地区.这一转变与当今“西部大开发”等发展战略相呼应.随着西部省份工业基础设施的逐步完善和交通网络的日益发达,这些地区已具备了承接来自东部沿海地区污染密集型企业的的生产活动.同时,顺应环境法规的演进,污染密集型产业开始从环境法规更为严格的东部沿海地区,向环境法规相对宽松,更接近资源产地的西部地区转移.

对于个别特殊省份,广东成为一个显著的污染物净进口省份的原因,是因为其人口众多且呈现持续增长态势,2012~2017 年,其人口增长了一千万以上,庞大的人口导致其对各类污染密集型工业产品有着巨大的需求.与其情况类似的还有河南.而北京、上海与广东不同,北京、上海长期作为污染物净进口省份,虽然同样人口众多,但更关键的是这些省份土地面积更小,且发展水平高,带来土地租金上升,法律法规更严格,当地用人成本更高,产业结构中污染密集型产业更少,但省市对于污染密集型工业品需求量同样巨大,因此,只能加大进口量,成为污染物净进口省份<sup>[9]</sup>.

而内蒙古自治区,对于 4 种大气污染物,从 2012 年到 2017 年,均从显著的大气污染物的净进口省份转变为了显著的大气污染净出口省份,究其原因,是由于内蒙古矿产资源丰富、环境法规宽松.考虑到要素成本与相应政策,在承接来自其他省份的污染密集型产业时内蒙古具有天然优势.据陈等研究,

2011~2021年,内蒙古逐渐成了重污染企业的高集聚区<sup>[32]</sup>.同样,河北、山西、辽宁、四川和甘肃之所以长时间是污染物净出口省份,原因有多方面.首先,相较于经济发达的北京、天津、上海、浙江、广东等省份,河北、山西、辽宁、四川和甘肃可开发土地面积大、地价低,建设大规模工厂更经济.第二,河北、山西、辽宁、四川和甘肃离“经济较发达,产业结构需要调整”的省份距离近,且基础设施较为完善、煤炭资源等较为丰富,形成了良好的工业体系,能够生产出足量的工业产品来满足“经济发达地区”的需求.最后,在改革开放浪潮中,河北、山西、辽宁、四川和甘肃的地理位置对于对外交流贸易来说相对不具备明显的优势,因此在经济发展上缺乏一定程度的先发优势,随着省际贸易的流动,在生产链条中处于中游,成为污染物净出口省份<sup>[33]</sup>.

Christina<sup>[34]</sup>针对全球贸易中隐含  $\text{SO}_2$  的研究表明,贸易隐含的  $\text{SO}_2$  排放主要从发达地区流向欠发达地区.在 Zhao 等<sup>[35]</sup>针对全球轻工业产业链隐含  $\text{NO}_x$  和  $\text{SO}_2$  排放的研究中,发现产业链隐含  $\text{NO}_x$  和  $\text{SO}_2$  排放主要从高收入经济体流向低收入或中等收入经济体,并随着时间的推移大幅增长<sup>[35]</sup>.通过这些贸易链与中国省际贸易中伴生大气污染物的流动,能简单概括贸易伴生大气污染物排放格局时空演变的简单规律:在环保政策日益严格的前提下,污染物会从经济发达地区有限度地流向资源丰富但经济相对落后的地区,其限度主要表现在经济发达地区与相对落后地区之间距离的远近,并随着经济发展,距离越远,限制越小<sup>[36]</sup>.而陈晖等<sup>[37]</sup>针对 2012 年中国省际碳转移的研究得到了类似的观点,省际贸易促使经济处于劣势的省份排放更多碳.

针对省际贸易隐含污染物排放变动驱动力因素,2015 年的内蒙古自治区和 2017 年的黑龙江省,在这两个特定时间节点的特定地区,最终需求水平对四种大气污染物排放的变动产生了负面效应.但值得注意的是,不同省份之间,最终需求效应的贡献值并非统一居首.特别是在东北三省(黑龙江、辽宁、吉林),能源消费结构成为影响力最为显著的驱动因素,紧随其后的是单位 GDP 能耗.其原因与东北三省重工业基地的定位紧密相关,其第二产业占比大的产业结构极大地提高了能源在这些省份的影响力.因此,在这三个省份,能源消费结构和单位 GDP 能耗

的影响力超越了最终需求水平,成为最大的驱动因素.此外,随着新的经济发展浪潮的冲击,东北三省面临着劳动力大量外流和消费需求降低的挑战,这也导致了最终需求水平效应在这些地区的贡献值相对较低.

在部门尺度,建筑部门对四种污染物排放贡献率高,受能源消费结构、单位 GDP 能耗两因素影响大.首先,这是由于建筑部门整体开发力度大、建设用地占比、高建筑面积大.其次,在整条产业链条中,上游为水泥制造相关产业,其生产步骤,如原料破碎、磨煤、原料烧结,熟料磨煤粉以及相关的照明、运输等均需要消耗大量能源,为能源依赖型产业,因此能源消费结构与单位 GDP 能耗的变动,会对建筑部门造成相对较大的影响<sup>[38-39]</sup>.

针对印刷印染部门,能源消费结构对其造成的影响小.究其原因,这是由于 2012 年中国造纸工业呈现企业多而小的局面,能源利用效率低、设备老旧、生产工艺以及配套污染处理技术落后.致使即便整个造纸工业原煤使用量下降,使用天然气占比上升,依旧没能有效减少贸易隐含大气污染物的排放<sup>[40-41]</sup>.

综合中国省际贸易隐含大气污染物排放时空演变格局及其背后 4 个驱动因素,本文为减少污染物排放提供以下建议.

(1)识别大气污染物在经济部门间的流动、把握整体性、实施适当的生态补偿.在产业链条中,污染物的排放往往呈现出上游部门直接排放量大,下游部门直接排放量较小,而下游部门却往往获得了更可观的经济收益的现象.因此,仅根据各部门的直接污染物排放量来制定防治政策,往往片面且缺乏合理性.为了实现大气污染物排放的实质性减少,必须将减排责任贯穿于整个产业链条的每个环节.即便下游部门在污染物直接排放方面表现较少,但鉴于其显著的经济收益,也应适当为上游部门承担一部分排放责任.这种责任分担的方式,不仅有助于促进产业链内部的公平与和谐,更能从整体上推动大气污染物排放的有效减少,实现经济与环境的共赢.

(2)调整能源消费结构、开发新能源、提高能源利用效率.我国能源消费仍以煤炭为主.然而煤炭能源效率低,污染物排放高,造成了严重颗粒物、 $\text{SO}_2$  污染.针对我国能源消费以煤炭为主的情况,应利用

相关政策逐步控制煤炭消费总量的同时,注意生煤精加工,增加精煤使用;另外大力发展清洁能源,减少单位能耗污染物排放量;对高耗煤企业进行一定的限制;通过开发,合成新能源的方式,提升能源质量,降低单位 GDP 能耗;开发新材料,减少电力运输过程中的损耗,提升电力的使用效率。

(3)在国内大循环的战略框架下,各省应共同构建互补性的减排政策体系,以实现减排目标的协同推进。具体而言,污染物净出口省份应深化科技研发投入,推动工业技术的革新步伐,从而有效减少自身的污染物排放。而污染物净进口省份则应积极履行治污责任,通过减少省内对污染密集型产品的过度依赖,降低环境污染压力。同时,这些省份还应在资金、技术和人才等方面,向污染物净出口省份提供有力支持,以共同推进减排工作,实现环境质量的整体提升。

但本研究仍然存在一些不足。一方面,投入产出模型的使用有待进一步补充,现研究使用历史年份的数据,利用 2012 年、2015 年与 2017 年的投入产出表,污染物排放数据与能耗数据进行分析。考虑到各个省份对于经济条件的提升、工业基础的完善、自身定位的调整以及国家针对大气污染政策的改变,在未来可以考虑叠加更新的投入产出表,污染物排放数据以及能耗数据,来识别贸易隐含的大气污染物排放的流动的改变。另一方面,省际贸易隐含的大气污染物排放变动的驱动力因素研究有待进一步扩展,可以增加驱动力因子数量,考虑到人口数量的变化,人们需求结构的改变,从而更精准地找到贸易隐含大气污染物排放变动的原因。另外还可以联系复杂网络算法,针对省际贸易中隐含大气污染物排放的枢纽省份以及部门进行研究讨论。

## 4 结论

4.1 中国省际贸易隐含的 4 种大气污染物排放时空格局在 2012~2017 年发生了巨大的改变。从大气污染物净出口地区来看,2012 年,东部沿海地区是最为严重的大气污染物净出口地区,尤其是江苏省,承接了多个省份的 4 种大气污染物。随着经济的发展,西北部省份工业结构逐渐完善,而东部沿海地区同样进行产业结构转型,使得污染密集型产业从东部沿海地区向西部地区转移。大气污染物净出口地区

从"经济繁荣,工业健全"的地区转移到"资源丰富"的地区。

4.2 各省份间的情况存在差异。具体而言,北京、上海、广东、新疆、云南、陕西、青海和海南这 8 个省份,均通过省际贸易有效转移了自身的污染物排放至其他省份。其中,广东、北京和上海尤为突出,成为净进口量最大的 3 个省份,河北、山西、辽宁、四川和甘肃,这 5 个省份在 4 种大气污染物的转移中均扮演着净出口省份的角色,即它们承担了来自其他省份的污染物排放压力。此外,安徽、江西、贵州和湖南这 4 个省份在大多数情况下也表现为净进口省份。值得注意的是,内蒙古与广西在 2012~2017 年间经历了角色的转变,即从净进口省份转变为净出口省份。而江苏与山东则实现了相反的转变,即从污染物净出口省份转变为净进口省份。

4.3 最终需求水平对中国省际贸易隐含大气污染物排放的变动呈现持续的正向效应,代表最终需求水平的提高是驱动中国省际贸易隐含大气污染物排放增加的主要原因。而单位能耗污染物排放量的减少,与单位 GDP 能耗的降低对中国省际贸易隐含大气污染物排放的变动呈现持续的负向效应,是中国省际贸易隐含大气污染物排放降低的重要助手。行业影响力系数的变化是导致生产技术效应从弱正向效应转变为弱负向效应的主要原因,表明生产技术对减少中国省际贸易隐含大气污染物排放的减少起到积极作用,但影响较小。

## 参考文献:

- [1] Health TWCotRoC, China Di. 中国心血管健康与疾病报告 2022 概要 [J]. 中国循环杂志, 2023,38(6):583-612.  
Health TWCotRoC, China Di. Report on cardiovascular health and diseases in China 2022: An updated summary [J]. Chinese Circulation Journal, 2023,38(6):583-612.
- [2] 薛文博,付飞,王金南,等. 中国 PM<sub>2.5</sub> 跨区域传输特征数值模拟研究 [J]. 中国环境科学, 2014,34(6):1361-1368.  
Xue W B, Fu F, Wang J N, et al. Numerical study on the characteristics of regional transport of PM<sub>2.5</sub> in China [J]. China Environmental Science, 2014,34(6):1361-1368.
- [3] Ying Q, Wu L, Zhang H. Local and inter-regional contributions to PM<sub>2.5</sub> nitrate and sulfate in China [J]. Atmospheric Environment, 2014, 94:582-592.
- [4] Weber C L, Peters G P, Guan D, et al. The contribution of Chinese exports to climate change [J]. Energy Policy, 2008,36(9):3572-3577.
- [5] Wang H, Zhang Y, Zhao H, et al. Trade-driven relocation of air pollution and health impacts in China [J]. Nat. Commun., 2017,

- 8(1):738.
- [6] 张增凯,郭菊娥,安尼瓦尔·阿木提,等.基于隐含碳排放的碳减排目标研究 [J]. 中国人口·资源与环境, 2011,21(12):15-21.  
Zhang Z K, Guo J E, Aniwaer Amut, et al. Determination of each province's carbon dioxide reduction target based on embodied carbon dioxide emissions [J]. *China Population, Resources and Environmen*, 2011,21(12):15-21.
- [7] Guo J, Zhang Z, Meng L. China's provincial CO<sub>2</sub> emissions embodied in international and interprovincial trade [J]. *Energy Policy*, 2012,42: 486-497.
- [8] Liu Q, Wang Q. Sources and flows of China's virtual SO<sub>2</sub> emission transfers embodied in interprovincial trade: A multiregional input-output analysis [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017,161:735-747.
- [9] 吴乐英,钟章奇,刘昌新,等.中国省区间贸易隐含 PM<sub>2.5</sub> 的测算及其空间转移特征 [J]. 地理学报, 2017,72(2):292-302.  
Wu L Y, Zhong Z Q, Liu C X, et al. Measurement and spatial transfer of China's provincial PM<sub>2.5</sub> emissions embodied in trade [J]. *Acta Geographica Sinica*, 2017,72(2):292-302.
- [10] 张 伟.中国贸易隐含大气污染转移与环境不公平研究 [D]. 南京: 南京大学, 2018.  
Zhang W. Virtual air pollution transfer and environmental inequalities in China [D]. Nanjing: Nanjing University, 2018.
- [11] Zheng H, Xu L. Production and consumption-based primary PM<sub>2.5</sub> emissions: Empirical analysis from China's interprovincial trade [J]. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020,155:104661.
- [12] Wang Y, Bi F, Zhang Z, et al. Spatial production fragmentation and PM<sub>2.5</sub> related emissions transfer through three different trade patterns within China [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018,(195):703-720.
- [13] Li Y, Wang Z, He W, et al. Critical transmission sectors for CO<sub>2</sub> emission mitigation in supply chains [J]. *Technological Forecasting and Social Change*, 2021,164:120499.
- [14] 崔盼盼,张艳平,张丽君,等.中国省域隐含碳排放及其驱动机理时空演变分析 [J]. 自然资源学报, 2018,33(5):879-892.  
Cui P P, Zhang Y P, Zhang L J, et al. Analysis on the Spatial and Temporal Evolution of Indirect Carbon Emissions and Its Driving Mechanism in China [J]. *Journal of Natural Resources*, 2018,33(5): 879-892.
- [15] 吴巧生,成金华.中国工业化中的能源消耗强度变动及因素分析——基于分解模型的实证分析 [J]. 财经研究, 2006,(6):75-85.  
Wu Q S, Cheng J H. Change in Energy Consumption Intensity and the Main Factors during the Process of China's Industrialization—An Empirical Analysis based on the Decomposition Model [J]. *Journal of Finance and Economics*, 2006,(6):75-85.
- [16] 郭朝先.中国二氧化碳排放增长因素分析—基于 SDA 分解技术中国工业经济 [J]. 中国工业经济, 2010,(12):47-56.  
Guo C X. An Analysis of the increase of CO<sub>2</sub> emission in China—based on SDA technique [J]. *China Industrial Economics*, 2010,(12): 47-56.
- [17] Wo R, Fang D, Song D, et al. Analysis of embodied carbon emissions and carbon sequestration in Tibetan Plateau—Case study of Tibet and Qinghai [J]. *Applied Energy*, 2023,347:121449.
- [18] 付金鑫.最终需求视角下中国区域碳排放研究 [D]. 南京:南京大学, 2019.  
Fu J X. China's regional carbon emissions from the perspective of final demand—based on MRIO and SDA [D]. Nanjing: Nanjing University, 2019.
- [19] 李素娟.中国交通行业碳减排影响因素及减排路径研究 [D]. 大连: 大连海事大学, 2023.  
Li S J. Research on carbon emission reduction factors and emission reduction paths of transportation industry in China [D]. Dalian: Dalian Maritime University, 2023.
- [20] 王长建,张虹鸥,叶玉瑶,等.广东省能源消费碳排放影响机理分析——基于 IO-SDA 模型 [J]. 热带地理, 2017,37(1):10-18.  
Wang C J, Zhang H O, Ye Y Y, et al. Analysis of influencing mechanism of carbon emissions in Guangdong Province Based on the IO-SDA Model [J]. *Tropical Geography*, 2017,37(1):10-18.
- [21] 陈明丽.基于需求和供给视角区域间碳排放差异及影响因素研究 [D]. 天津:天津财经大学, 2021.  
Chen M L. Research on the difference and influencing factors of regional carbon emissions based on the perspective of demand and supply [D]. Tianjin: Tianjin University of Finance and Economics, 2021.
- [22] 张 帅,王志刚,金微辅.双循环的经济增长效应:基于国内贸易的视角 [J]. 数量经济技术经济研究, 2022,39(11):5-26.  
Zhang S, Wang Z G, Jin H F. The economic growth effect of dual circulation [J]. *Journal of Quantitative & Technological Economics*, 2022,39(11):5-26.
- [23] Zheng H, Zhang Z, Wei W, et al. Regional determinants of China's consumption-based emissions in the economic transition [J]. *Environmental Research Letters*, 2020,15(7):074001.
- [24] Guan Y, Shan Y, Huang Q, et al. Hubacek K. Assessment to China's recent emission pattern shifts [J]. *Earth's Future*, 2021,9(11): e2021EF002241.
- [25] Zheng B, Tong D, Li M, et al. Trends in China's anthropogenic emissions since 2010 as the consequence of clean air actions [J]. *Atmos Chem Phys*, 2018,18(19):14095-14111.
- [26] Chen X H, Tee K, Elnahass M, et al. Assessing the environmental impacts of renewable energy sources: A case study on air pollution and carbon emissions in China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023,345:118525.
- [27] Shan Y, Guan D, Zheng H, et al. China CO<sub>2</sub> emission accounts 1997~2015 [J]. *Scientific Data*, 2018,5(1):170201.
- [28] Shan Y, Huang Q, Guan D, et al. China CO<sub>2</sub> emission accounts 2016~2017 [J]. *Scientific Data*, 2020,7(1):54.
- [29] Shan Y, Liu J, Liu Z, et al. New provincial CO<sub>2</sub> emission inventories in China based on apparent energy consumption data and updated emission factors [J]. *Applied Energy*, 2016,184:742-50.
- [30] Xu J, Guan Y, Oldfield J, et al. Shan Y. China carbon emission accounts 2020~2021 [J]. *Applied Energy*, 2024,360:122837.
- [31] 中华人民共和国统计局.中国能源统计年鉴 [M]. 北京:中国统计出版社, 2016,356-358.  
Nbsprc. China energy statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistics Press, 2016,356-358.
- [32] 陈宏阳,余建辉,张文忠.中国重污染产业空间集聚及其环境效应:特征与启示 [J]. 中国科学院院刊, 2023,38(12):1939-49.  
Chen H Y, Yu J H, Zhang W Z. Spatial agglomeration and

- environmental effects of heavy polluting industries in China: Characteristics and enlightenment [J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2023,38(12):1939-49.
- [33] 陈培阳,朱喜钢.中国区域经济趋同:基于县级尺度的空间马尔可夫链分析 [J]. *地理科学*, 2013,33(11):1302-1308.  
Chen P Y, Zhu X G. Regional convergence at county level in China [J]. *Scientia Geographica Sinica*, 2013,33(11):1302-1308.
- [34] Christina Prell. Wealth and pollution inequalities of global trade: A network and input-output approach [J]. *The Social Science Journal*, 2016,53:111-121.
- [35] Zhao L, Yang Y, Wang C, et al. Patterns of embodied pollutant emissions along the global light industrial chain: A complex network perspective [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2023,384:135559.
- [36] 杜雯翠.高质量发展下的经济增长与环境污染—全球视角与中国启示 [M]. 北京:中国经济出版社, 2020,34-45.  
Du W C. High-quality development: Economic growth and environmental pollution from a global perspective and its implications for China [M]. Beijing: Economy Publishing House, 2020:34-45.
- [37] 陈 晖,温 倩,庞 军,等.基于 31 省 MRIO 模型的中国省际碳转移及碳公平研究 [J]. *中国环境科学*, 2021,40(12):5540-5550.  
Chen H, Wen Q, Pang J, et al. Research on the carbon transfer and carbon equity at provincial level of China based on MRIO model of 31 provinces [J]. *China Environmental Science*, 2021,40(12):5540-5550.
- [38] 中国建筑能耗研究报告 2020 [J]. *建筑节能(中英文)*, 2021,49(2):1-6.  
China building energy consumption annual report 2020 [J]. *Building Energy Efficiency*, 2021,49(2):1-6.
- [39] 顾阿伦,史宵鸣,汪 澜,等.中国水泥行业节能减排的潜力与成本分析 [J]. *中国人口·资源与环境*, 2012,22(8):16-21.  
Gu A L, Shi X M, W L, et al. The potential and cost analysis of energy saving and emission reduction in China Cement Sector [J]. *China Population, Resources and Environment*, 2012,22(8):16-21.
- [40] 郎 威,陈英姿.我国高耗能行业能源消费结构的实证分析 [J]. *经济纵横*, 2019,(4):95-102.  
Lang W, Chen Y Z. Empirical analysis of energy consumption structure of China's high energy consumption industry [J]. *Economic Review Journal*, 2019,(4):95-102.
- [41] 王海刚,程 旭,陈 钢.企业兼并重组是造纸工业发展的战略方向 [J]. *中华纸业*, 2012,33(15):34-37,6.  
Wang H G, Cheng X, Chen G. The mergers and reorganization of enterprises are the strategic direction of the development for paper industry [J]. *China Pulp & Paper Industry*, 2012,33(15):34-37,6.
- [42] GB/T 4754—2017 国民经济行业分类 [S].
- 作者简介：**陆轩慧(2002-),男,北京师范大学地理科学学部本科毕业生.202011998045@mail.bnu.edu.cn.