

中国农业废弃物源活性氮排放特征、 驱动因素及差异性分析

杜欢政^{1, 2, 3}, 张威威^{1, 2}, 王 韬^{2, 3}

(1. 同济大学 生态文明与循环经济研究所, 上海 200092; 2. 同济大学 马克思主义学院, 上海 200092;

3. 同济大学 环境科学与工程学院, 上海 200092)

摘要:旨在研究农业废弃物源活性氮排放规律和监测活性氮污染, 进而为减少活性氮排放量和提高氮污染治理公平提供理论依据, 研究首先采用排放因子法测算了1990—2019年全国农业废弃物源活性氮排放量, 并分析确定了我国(除港澳台之外)31个省级行政区域的活性氮排放特征。然后利用LMDI模型和集中指数法分别研究农业废弃物源活性氮排放变化量的驱动因素和活性氮排放量的地区差异性。结果发现, 1990—2019年, 全国农业废弃物源活性氮排放量在1996年达到峰值, 整体呈现“M”型变化趋势; 全国范围内人均活性氮排放强度呈现以胡焕庸线为界的西北低密度—东南高密度的格局。基于农产品前端消费及其农业废弃物末端处置2个维度来考察活性氮的排放特征, 从农产品消费端来看, 消费肉类农产品生产活性氮排放量占比(36.75%)最高, 其中, 牛羊肉类农产品占比高达22%; 从农业废弃物末端处置来看, 处置畜禽粪尿产生的活性氮占比较高, 且对畜禽粪尿和秸秆而言直接排放与燃烧还田均是活性氮排放量较高的2种处置方式。国家层面农业废弃物源活性氮排放量的驱动因素为经济发展效应, 而省级层面农业废弃物源活性氮排放变化量的主要驱动因素为经济发展效应、购买能力效应和消费结构效应。活性氮排放总量、人均活性氮和地均活性氮排放量均是农业经济强省较高, 这些省份承担了更多的氮污染环境压力。

关键词:农业废弃物; 活性氮; LMDI模型; 集中指数法; 排放特征; 驱动因素

中图分类号: X712 **文献标识码:** A **文章编号:** 1002-2481(2024)03-0035-15

Characteristics, Driving Factors, and Differentiation of Active Nitrogen Emissions from Agricultural Waste Sources in China

DU Huanzheng^{1, 2, 3}, ZHANG Weiwei^{1, 2}, WANG Tao^{2, 3}

(1. Institute of Ecological Civilization and Circular Economy, Tongji University, Shanghai 200092, China;

2. School of Marxism, Tongji University, Shanghai 200092, China; 3. College of Environmental

Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: In order to study the emission patterns of active nitrogen from agricultural waste sources and monitor active nitrogen pollution, and provide theoretical basis for reducing active nitrogen emissions and improving nitrogen pollution control fairness, in this paper, active nitrogen emissions from agricultural waste sources from 1990 to 2019 were measured based on the emission factor method, the characteristics of active nitrogen emissions in 31 provincial administrative regions of China(except for Hong Kong, Macao and Taiwan) were analyzed and confirmed, and the driving factors of active nitrogen emissions from agricultural waste sources and the regional differences in active nitrogen emissions were studied and analyzed with the help of the LMDI model and the concentration index. The results found that from 1990 to 2019, the national active nitrogen emissions from agricultural waste sources showed an M-shaped trend, with the peak occurring in 1996, and the per capita active nitrogen emission intensity across the country showed a pattern of low density in the northwest and high density in the southeast with the Hu Huanyong Line as the boundary. Based on the two dimensions of front-end consumption of agricultural products and terminal-end disposal of agricultural wastes, the emission characteristics of active nitrogen were examined. From the perspective of the end of consumption of agricultural products, the highest proportion of active nitrogen emissions(36.75%) was from active nitrogen emissions by consumption of meat agricultural products, with beef and lamb accounting for up to 22%. From the perspective of the end of terminal-end disposal of agricultural wastes, the proportion of active nitrogen produced by the disposal

收稿日期: 2023-07-19

基金项目: 国家社会科学基金重大项目(21DA087); 国家自然科学基金项目(71974144)

作者简介: 杜欢政(1962-), 男, 浙江东阳人, 教授, 主要从事城乡生态环境治理研究工作。

通信作者: 王 韬(1977-), 男, 内蒙古包头人, 副研究员, 博士, 主要从事资源与环境管理、产业生态学研究。

of livestock and poultry manure was relatively high, and for livestock and poultry manure and straw, direct discharge and combustion returning farmland were both the two disposal methods with higher levels of active nitrogen emissions. The driving factors of active nitrogen emissions from agricultural waste sources at the national level were the economic development effect. While the main driving factors of active nitrogen emissions from agricultural waste sources at the provincial level were the economic development effect, and the purchasing power effect, and consumption structure effect. The total active nitrogen emissions, per capita active nitrogen and land-averaged active nitrogen emissions were high in the provinces with strong agricultural economy, and they undertook more nitrogen pollution environmental pressure.

Key words: agricultural wastes; active nitrogen; LMDI model; concentration index method; emission characteristics; driving factors

氮是人类生活生产必不可少的元素,而活性氮是氮排放的主要形式。活性氮一般是指由自然界和人类活动、燃料使用、工业活动和农业活动产生的除氮气以外的结合态氮,它主要是在农作物秸秆和畜禽粪尿在经过直接还田、燃烧还田、能源化以及直接排放等方式处置过程中产生的。过量活性氮(结合态氮)排放会对人类生存环境造成严重危害,如将过量的气体活性氮排放至空气中会导致大气污染(雾霾等)、 N_2O 排放会导致平流层臭氧耗竭并引起全球气候变化^[1]。我国是世界上最大的活性氮排放国,农业生产是其主要来源,占比约为 57.19%^[2]。农业有机废弃物是农业活性氮污染的重要来源之一,1990—2019 年我国农业废弃物的产生量持续保持在 21 亿 t 以上,其中 2005 年产量最高超过 33 亿 t。为了减少活性氮对环境的危害,国务院于 2021 年 10 月明确指出,要建立健全禽畜粪污、农作物秸秆等农业废弃物综合利用和无害化处理体系。因此,定量分析和研究农业废弃物源活性氮的排放特征、驱动因素和区域性排放差异性将有助于防止环境活性氮污染,进而推动农业可持续发展。

目前,已对农业源活性氮开展了较多研究。翟元晓等^[3]利用排放因子法对黄河流域的农业生产端的活性氮排放量进行核算,发现年均排放量最高和最低的省份分别为河南和四川。赵明炯等^[4]采用生命周期评价(LCA)方法研究了长三角地区三省一市蔬菜生产的活性氮排放格局,发现蔬菜的活性氮损失和温室气体排放潜值较高。总体上,现有研究呈现以下特征:研究区域范围上,多数学者主要研究某区域^[1]或某流域^[3-5]的农业活性氮排放特征,少部分学者借助短时间序列从国家层面展开研究。从研究视角上,现有的主要聚焦于前端农业生产^[3]以及中端居民家庭农产品消费系统^[6-8]活性氮排放特征的研究。活性氮污染排放差异性的研究层面上,较多学者主要采用基尼系数^[9]、聚类分析^[10]等常

规方法测算并分析某一区域的氮污染差异问题,而缺少国家层面的研究。如杨玉洁^[11]采用基尼系数测算辽宁省农业面源氮污染排放特征,并确定了农业活性氮污染减量的关键控制点。多层次的研究可为探析农业源活性氮排放特征提供参考,但仍存在一些不足:现有文献大多关注区域层面,较少关注国家层面,尤其是鲜有从长时间序列研究国家层面的农业源活性氮的排放特征;现有成果主要从农业生产和农产品消费端以及农业废弃物末端处置方面来研究对活性氮的影响,而忽视了农业废弃物作为固体废弃物在末端处置环节中对环境系统带来活性氮污染问题;基尼系数法运用在研究环境污染问题时,只能反映区域间相对不平等而无法反映绝对差异^[12],即它无法反映不同经济水平区域的环境污染差异程度。

本研究首先运用排放因子法和 LMDI 模型(对数平均迪氏指数法)核算我国(除港澳台之外)31 个省份的农业废弃物源活性氮排放量,然后从农产品的生产、消费以及农业废弃物的处置全过程分析农业废弃物源活性氮排放的驱动因素,并比较与分析各省份的活性氮排放空间的差异;此外,将集中指数法引入环境领域探究区域之间氮污染排放差异问题,旨在为明晰近 30 a 来农业废弃物源活性氮时空演化格局和减少活性氮污染提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 研究对象

本研究对象为 1990—2019 年全国(除港澳台之外)31 个省份农业废弃物源活性氮排放量。其中,气相活性氮包括 NO_x 、 NH_3 、 N_2O ;液相活性氮是指排放进水体中的活性氮,主要是秸秆和畜禽粪尿在处置过程中废弃、流失、淋洗和积累至土壤中的氮^[5,13]。农业废弃物源活性氮包含秸秆源和畜禽粪尿源两大类。首先,分别计算 2 类农业废弃物在不同处置方式下产生的活性氮。其次,为了便于后文

的解构分析,将产生活性氮的处置方式归纳为四大类,即直接还田、燃烧还田、能源化和直接排放(由于其他处置方式的氮产物最终流向工业系统,故本研究不作过多讨论)。最后,根据4类处置方式产生的活性氮量加总得到活性氮的总量。本研究参照现有文献的研究数据,采用排放因子法对31个省市的农业废弃物源活性氮排放量进行估算,通过排放因子法计算秸秆源活性氮。参考已有研究确定15种农作物的草谷比及秸秆含氮比例,并计算得到15种秸秆的含氮总量^[13-21]。然后确认秸秆的处置方式占比及不同处置方式产生的活性氮占比,并计算得到不同处置方式下不同品类的活性氮量^[13,22-30]。参考已有研究确定畜禽粪尿系数及粪尿含氮系数,并计算得到每种畜禽的含氮量^[15,31-34]。进一步根据已有研究确定不同种类畜禽粪尿的处置方式系数

及不同处置方式产生的活性氮品种占比系数,并计算得到畜禽粪尿源活性氮量^[18,22,27-28,35-38]。最后根据畜禽粪尿和秸秆源活性氮产量归类并加总得出活性氮排放总量。

1.2 数据来源

本研究涉及的原始数据主要有农产品产量、人口总数、GDP、家庭食品消费量、家庭食品消费支出,以上数据均来自《中国统计年鉴》《中国农业统计年鉴》《中国农村统计年鉴》。少量缺失数据采用回归方法进行估算。本研究以2010年不变价来衡量地区生产总值GDP、地区家庭食品消费支出和农业GDP。鉴于数据的可得性和计算有效性原则,详细情况将农作物及与其对应的家庭消费种类分成9类,如表1所示。

表1 农产品种类及其对应的消费种类
Tab.1 Agricultural product categories and corresponding consumer categories

农产品种类 Types of agricultural products	消费种类 Consumption category
稻谷、小麦、玉米、大豆、杂豆、薯类、高粱、谷子 Rice, wheat, maize, soybean, mixed beans, yams, sorghum, millet	粮食
肉牛、肉羊、肉猪 Beef cattle, sheep, pigs	畜肉
肉鸡、鸭鹅 Broiler, duck and geese	禽肉
蛋鸡 Laying hens	蛋类
奶牛 Dairy cows	奶类
蔬菜 Vegetables	蔬菜
花生、油菜籽 Peanuts, rapeseed	油类
甘蔗 Sugar cane	糖类
棉花、烟叶、水果、兔、驴骡、役用牛 Cotton, tobacco, fruit, rabbits, donkeys and mules, service cattle	其他

1.3 研究方法

1.3.1 对数平均迪氏指数法(LMDI) LMDI解构模型在IDA(指数分解方法)和SDA(结构分解方法)2种分解方法的基础上改进发展而来,并能克服传统指数分解模型存在残差项的缺点,被广泛用于能源领域和环境领域的问题研究^[39-40]。本研究采用LMDI指数分解法解析我国农业废弃物源活性氮的驱动因素。

$$N = POP \times \frac{GDP}{POP} \times \frac{D}{GDP} \times \frac{C}{D} \times \frac{P}{C} \times \frac{W}{P} \times \frac{N}{W} \quad (1)$$

式中,POP为人口,D为食品消费支出,C为家庭食品消费量,W为农业废弃物的产生量,P为农产品的生产量,N为活性氮的排放量。

为进一步研究不同农产品和不同处置方式对农业废弃物源活性氮排放的影响,式(1)拓展

为式(2)。

$$N = POP \times \frac{GDP}{POP} \times \frac{D}{GDP} \times \left(\sum_{ij} \frac{C_{ij}}{D} \times \frac{P_i}{C_i} \times \frac{W_{ij}}{P_i} \times \frac{W_{ij}}{W_i} \times \frac{N_{ij}}{W_{ij}} \right) \quad (2)$$

式中, i 表示不同种类的农产品, j 表示农业废弃物的不同处置方式,POP表示人口,GDP/POP表示人均GDP,D/GDP表示农产品消费指数(农产品消费支出与GDP的比值), C_i/D 表示农产品消费强度(单位支出可购买的食物量), P_i/C_i 表示生产消费自给率(单位农产品消费量对应的生产量), W_i/P_i 表示农产品产废强度(单位质量农产品的产废比), W_{ij}/W_i 表示废弃物处置结构(第*i*种农产品的第*j*种处置方式产生的废弃物占比), N_{ij}/W_{ij} 表示活性氮强度(第*i*种农产品第*j*种废弃物的处置方式的废弃物产生活性氮的系数)。

活性氮排放的增量用当期值减去基期值得到。

$$\Delta N = N^t - N^0 \quad (3)$$

其中, N^t 与 N^0 分别表示第 t 期和基期的农业废弃物源活性氮排放量。利用 LMDI 解构模型对式 (3) 进行分解。当前主要有乘法分解法和加法分解法, 2 种分解方法的结果一致。采用加法分解法, 分解过程见式 (4)。

$$\Delta N = N^t - N^0 = \Delta R_1 + \Delta R_2 + \Delta R_3 + \Delta R_4 + \Delta R_5 + \Delta R_6 + \Delta R_7 + \Delta R_8 \quad (4)$$

其中, ΔR_1 表示人口效应的贡献值, ΔR_2 表示经济发展效应的贡献值, ΔR_3 表示消费结构效应的贡献值, ΔR_4 表示价格效应的贡献值, ΔR_5 表示供需效应的贡献值, ΔR_6 表示产废强度效应的贡献值, ΔR_7 表示废弃物处置效应的贡献值, ΔR_8 表示活性氮强度效应的贡献值。

$$\Delta R_1 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{POP^t}{POP^0} \quad (5)$$

$$\Delta R_2 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{GDP^t}{GDP^0} \frac{POP^0}{POP^t} \quad (6)$$

$$\Delta R_3 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{D^t}{D^0} \frac{GDP^0}{GDP^t} \quad (7)$$

$$\Delta R_4 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{C_i^t}{C_i^0} \frac{D^0}{D^t} \quad (8)$$

$$\Delta R_5 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{P_i^t}{P_i^0} \frac{C_i^0}{C_i^t} \quad (9)$$

$$\Delta R_6 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{W_{ij}^t}{W_{ij}^0} \frac{P_i^0}{P_i^t} \quad (10)$$

$$\Delta R_7 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{W_{ij}^t}{W_{ij}^0} \frac{W_i^0}{W_i^t} \quad (11)$$

$$\Delta R_8 = \sum_{ij} \frac{N_{i,j}^t - N_{i,j}^0}{\ln N_{i,j}^t - \ln N_{i,j}^0} \ln \frac{N_{ij}^t}{N_{ij}^0} \frac{W_{ij}^0}{W_{ij}^t} \quad (12)$$

1.3.2 集中指数法 集中指数法是在洛伦兹曲线和基尼系数的基础上引申而来, 用以测算内部元素不平等程度的方法, 取值范围为 $[-1, 1]$, 目前该方法

主要用于医疗健康领域, 用以测算不同组份之间的医疗健康资源分配的均匀性。

本研究首次将集中指数法运用于环境问题领域, 借鉴 WAGSTAFF 等^[41]、陈东等^[42]学者的研究方法, 按照各个省份的经济水平与农业废弃物源活性氮排放量观测各个区域的活性氮排放的差异程度。

$$C = \frac{2}{nh} \sum_{i=1}^n h_i R_i - 1 \quad (13)$$

其中, C 是人均活性氮集中指数, n 为样本数量, h 为活性氮排放变量的均值, h_i 表示第 i 个省域的活性氮排放量, R_i 是第 i 个省域的分序秩次。

$$R_i = \frac{i - 0.5}{n} \quad (14)$$

集中指数法所对应的集中曲线是在洛伦兹曲线基础上改进而来的, 用于直观衡量研究变量差异的曲线图。集中曲线的横坐标表示按照经济水平排序的经济水平累计百分比, 纵坐标表示活性氮排放量的累计排放百分比。当集中曲线与对角线重合时, 表明不同经济水平省份的活性氮排放量水平处于绝对均衡状态; 当集中曲线位于对角线上方时, 表明活性氮主要分布在经济水平较低的省份, 反之则主要分布在经济水平较高的省份。

1.4 不确定性分析

农业废弃物的活动数据和排放系数是本研究结果产生不确定性的主要来源。由于数据采集自各省市统计年鉴的数据和其他学者修正后的排放系数, 因此不确定性较小; 为了进一步测定不确定性的范围, 采用以下 2 种方式进行分析。

首先, 采用灵敏度分析法对 1990、1996、2006、2019 等 4 个年份活性氮总量进行不确定性分析, 参考已有文献的方法将草谷比、含氮量、处置方式等系数的不确定性定为 10%^[3,5,18], 计算结果如表 2 所示。

表 2 基于灵敏度分析法的农业废弃物源活性氮排放总量的不确定性

Tab.2 Uncertainty in total active nitrogen emissions from agricultural waste sources based on sensitivity analyses %

指标	Index	1990	1996	2006	2019
畜禽粪尿系数	Livestock manure and urine coefficient	5.42	5.25	6.39	5.86
畜禽粪尿含氮系数	Nitrogen content coefficient of animal manure and urine	5.42	5.25	6.39	5.86
处置方式比例系数	Disposal method ratio coefficient	-4.37	-4.23	-5.96	-5.53
畜禽粪尿源活性氮系数	Livestock manure and urine active nitrogen coefficient	5.53	5.09	6.27	5.75
草谷比系数	Grass to grain ratio coefficient	4.58	4.58	1.50	4.12
秸秆含氮系数	Nitrogen content coefficient of straw	4.76	4.76	1.68	4.24
秸秆处置方式系数	Coefficient of straw disposal method	3.61	3.61	0.96	3.22
秸秆源活性氮系数	Straw source active nitrogen coefficient	4.41	4.41	0.07	3.69

总体上看,各个年份的活性氮排放总量不确定程度在-5.96%~6.39%,均属于可接受范围。具体来看,畜禽粪尿和秸秆源活性氮各类排放系数对活性氮排放总量的不确定性程度不一。就畜禽粪尿源活性氮排放系数而言,除1990年活性氮系数是最大的不确定性来源,其他年份畜禽粪尿系数、畜禽粪尿含氮系数为最大的不确定性因素。就秸秆源活性氮排放系数而言,秸秆含氮系数在4个年份

均为活性氮排放总量最大的不确定因素。

其次,采用误差传递法对不同来源的活性氮排放量进行不确定分析,参考已有文献将草谷比、含氮量、处置方式等系数的不确定性定为5%~20%^[18],计算结果如表3所示。4个年份的秸秆源和畜禽粪尿源活性氮的不确定程度在11%~18%,均属于可接受范围。除1996年,畜禽粪尿源活性氮的不确定性较大,其他年份均为秸秆源活性氮的不确定性较大。

表3 基于误差传递法的农业废弃物源活性氮排放总量的不确定性
Tab.3 Uncertainty in total active nitrogen emissions from agricultural waste sources based on error transfer %

指标 Index	1990	1996	2006	2019
秸秆源活性 Straw source active nitrogen	13.25	12.74	17.32	16.58
畜禽粪尿源活性氮 Livestock manure and urine active nitrogen	11.69	12.84	11.2	11.59

此外,本研究的活性氮测算结果与其他学者研究结果的差值也在可以接受的范围内。翟元晓等^[3]测算2010年黄河流域各个省份农业源活性氮的平均排放量约为26万t,与本研究计算的31万t相差约16%;郑莉等^[43]测算2016年山东畜禽粪尿源氮总量约为89.2万t,与本研究测算2019年山东省畜禽粪尿的含氮量88.1万t,相差约1.2%;柴如山等^[44]测算了2017年我国主要粮食作物秸秆氮排放量673.9万t,与本研究测算2019年小麦、玉米和稻谷的氮排放量673.5万t误差不到1%。

起,城乡饮食结构的转变使得农业生产和食物供应系统带来的压力日益增加,并通过市场和政策2种机制传导到种养系统,引起农业生产结构和要素投入的变化,特别是推动了养殖规模的快速扩张^[46],致使畜禽粪尿源活性氮占比始终处于高位。

农业废弃物源活性氮排放总量呈现“M”型变化趋势。1990—1996年,农业废弃物源活性氮总量增加了约274.73万t,增长率约为36.2%;1996年—2006年,农业废弃物源活性氮总量呈现小波浪型趋势,共计下降了约175.39万t,下降率约为16.4%;2006—2019年,农业废弃物源活性氮总量呈现缓慢下降趋势,下降了约220.15万t,下降率约为24.6%。主要原因是由于2007年前后高致病性禽流感、口蹄疫、猪链球菌等动物瘟疫,致使畜禽养殖数量受到较大影响,且在较长时间内都处于恢复期^[3]。如2006、2007、2019年全国的肉牛出栏量分别是5603万、4360万、4534万头;全国的猪出栏量分别是68050万、56508万、54419万头;全国的羊存栏量36897万、28565万、30072万头。

2 结果与分析

2.1 农业废弃物源活性氮的排放特征分析

2.1.1 农业废弃物源活性氮排放总量特征 1990—2019年全国农业废弃物源活性氮排放量如图1所示,研究期内活性氮的主要来源是畜禽粪尿,畜禽粪尿源活性氮的总量变化区间为370~700万t,占比情况总体上呈现波浪式的先上升后下降的趋势,年均占比约为56.63%,这与朱兆良等^[45]对我国农业源污染来源的判断相一致。20世纪80年代

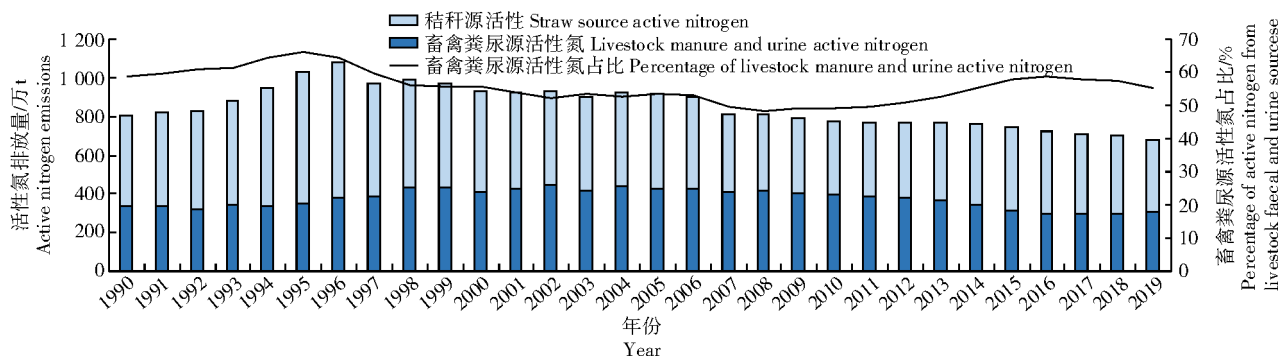


图1 1990—2019年我国农业废弃物源活性氮排放量
Fig.1 Active nitrogen emissions from agricultural waste sources in China from 1990 to 2019

2.1.2 省级层面农业废弃物源活性氮的排放量强度 活性氮排放强度主要是以人均活性氮排放量和地均活性氮排放量(单位耕地面积的活性氮排放量)的高低来衡量,结果如图 2、3 所示。

从图 2 可以看出,人均活性氮排放量总体上呈现以胡焕庸线为界的西北高密度—东南低密度的排放格局,西藏、青海、新疆、内蒙古、吉林、辽宁、黑龙江 6 个省份始终位于人均活性氮排放量的第一梯队,近年来人均活性氮排放重心从西北省份逐步往东北方向转移。内蒙古及东北三省作为我国的粮食主产区,是保障我国粮食安全的重要基地,农

作物产量高,农业废弃物随之增加,加之人口持续外流,导致其人均活性氮排放量居于全国前列。如 2019 年,这 4 个省份的粮食产量约占全国总量的 26.3%,但人口占比仅为 9%。此外,不同省份的人均活性氮排放区间量差值较大。如 1990 年西藏的人均活性氮高达 761.38 t/人,而 2019 年上海的人均活性氮排放量仅为 2.17 t/人,这主要是由上海农业作物生产量较低且人口密度较大导致的;西藏虽非农业省份,但是其人口较少且远远低于上海,使得上海人均活性氮量低于西藏。

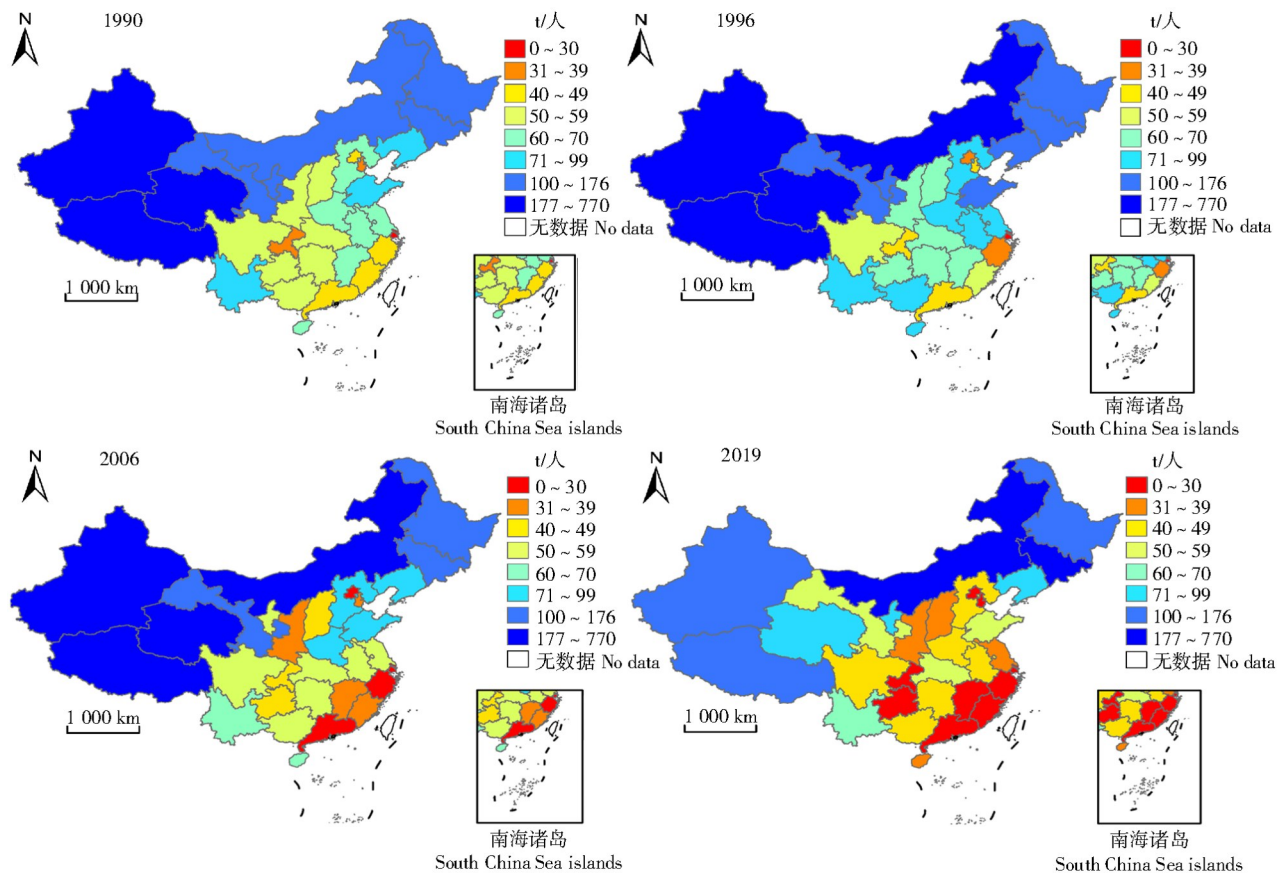


图 2 人均活性氮排放的空间格局
Fig.2 Spatial pattern of active nitrogen emissions per capita

从图 3 可以看出,就地均活性氮排放量而言,除西藏外,其他区域排放量较高或较低的区域较为稳定。排放重点区域始终为农业大省,且中西部省份排放量较低。西藏在 1990、1996、2006、2019 年 4 个年份均为地均排放量最高的省份,是由于本研究在计算地均活性氮时考虑的是耕地面积而非牧地面积,其耕地面积仅占全国耕地总面积的 0.33%,活性氮排放量占全国的 4.3%,导致西藏地均活性氮排放量较高。除了西藏以外,其他省份中的农业大省

如山东、江苏、河南、吉林、辽宁、湖北、湖南始终是地均活性氮排放量较高的省份。同样是农业强省的内蒙古、黑龙江、江西在研究期内(2006—2019 年)的地均排放量较少,少于 5.5 t/a。甘肃、四川、宁夏、陕西、山西始终处于地均活性氮排放量最少的省份,这些省份活性氮排放量较低的原因较为复杂,主要是由于气候和地形(甘肃、宁夏)、人口基数(四川)等因素造成的。

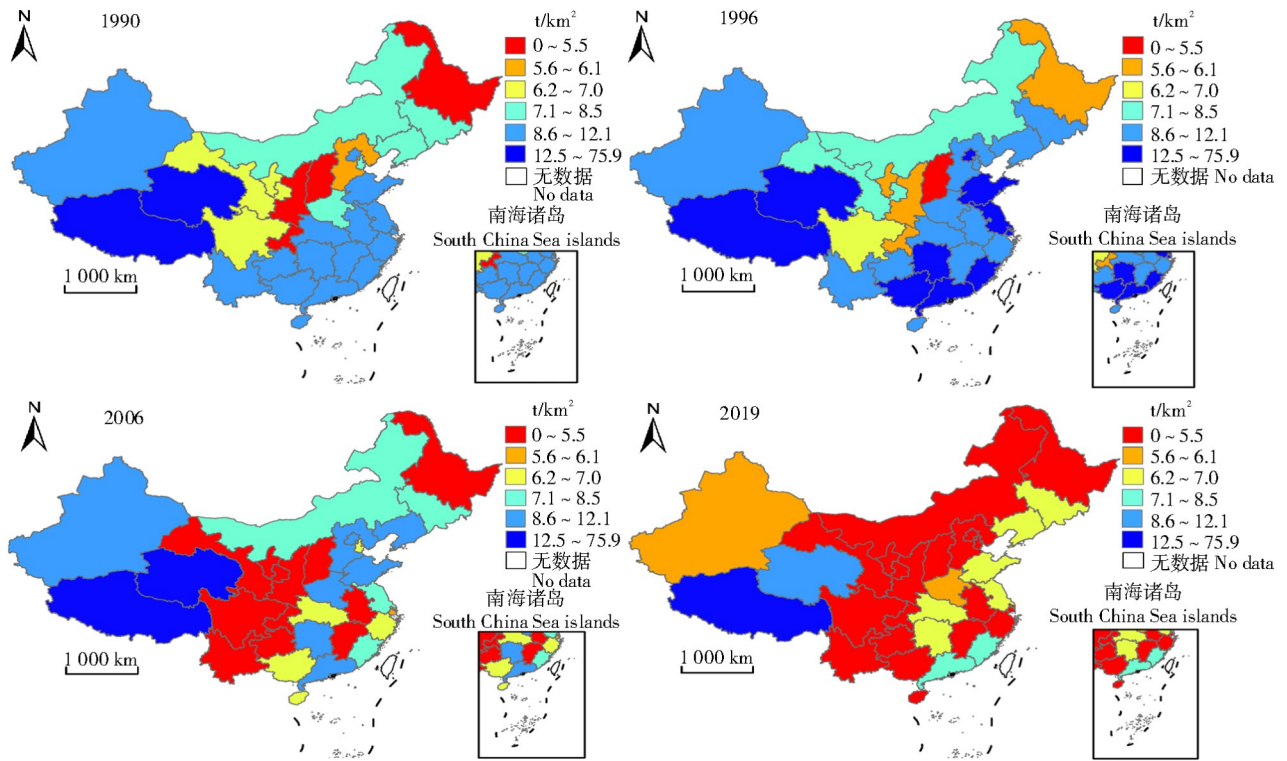


图3 地均活性氮排放的空间格局
Fig.3 Spatial pattern of land-averaged active nitrogen emissions

2.1.3 消费农产品产生的农业废弃物源活性氮的排放特征 农产品的消费需求是农业废弃物源活性氮排放的来源,为了进一步测算消费不同品类的农产品对农业废弃物源活性氮排放的影响,测算了消费11种家庭常见农产品所对应的废弃物源活性氮排放量,结果如图4所示,其中,消费粮食、蔬菜和牛羊肉等农产品是引发活性氮排放的主要因素。

近30 a来,全国农业废弃物源活性氮主要消费由食用粮(小麦、稻谷、杂豆、高粱、谷子、薯类)、饲料粮(玉米、大豆)、蔬菜、牛羊肉、猪肉等农产品产生。鉴于其他类消费品包含的农产品(烟叶等)存在全国各个区域消费习惯差异较大的问题,本研究不对其进行讨论。

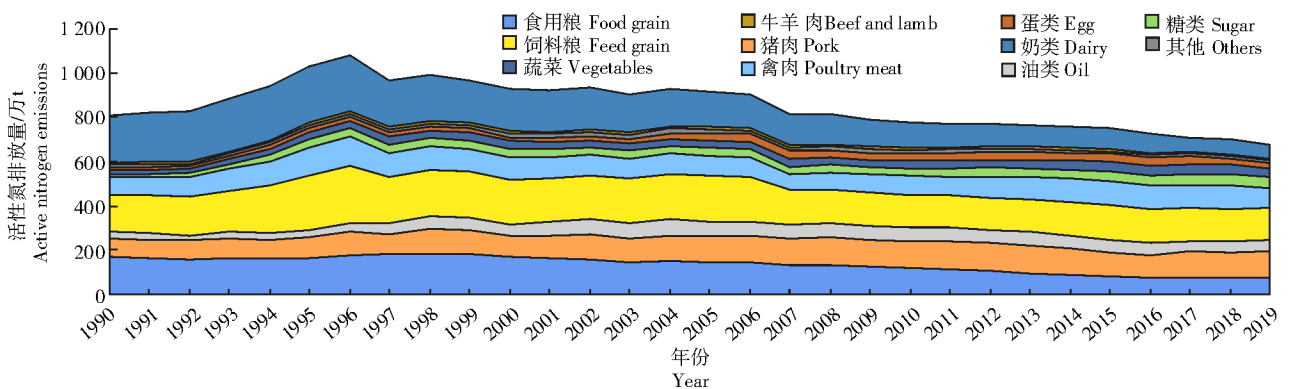


图4 1990—2019年不同种类农产品的农业废弃物源活性氮排放量
Fig.4 Active nitrogen emissions from agricultural waste sources of different agricultural products from 1990 to 2019

由于粮食类的农产品是居民生活生产的基础物质和必备的消费品,其活性氮排放量年均占比约为29%。其中,消费食用粮而生产的废弃物源活性氮排放总量及其占比逐年减少,消费饲料粮产生的活性氮总量及其比例逐年增多,消费蔬菜的废弃物

源活性氮排放量逐年增加(年均占比约6.27%),消费肉类农产品产生的农业废弃物源活性氮年均占比超过36.75%。这些结果表明,居民的饮食结构呈现由原先主食类消费为主向肉类和蔬菜类农产品消费为主的趋势较变^[47]。在肉类农产品消费市场中,

我国是全球最大的猪肉生产国和消费国,2019年我国猪肉的消费量为牛羊肉的3.7倍,同时中国家禽禽蛋消费和禽肉消费分别位列世界第1、第2。但消费猪肉类、蛋类和禽肉类农产品后活性氮年均产生量仅占畜禽粪尿源活性氮11%、4.31%和3.75%。相比之下,消费牛羊肉产生活性氮的年均占比高达22%,说明相较于禽肉和猪肉,食用牛羊肉引的环境污染问题更为严重^[48]。此外,我国的各类副食品消费需求也在不断提升,随之而来消费奶类等农产品产生的活性氮量也在不断增加。

2.1.4 不同处置方式下农业废弃物源活性氮的排放特征 不同处置方式下农业废弃物源活性氮排放量由多到少依次为:直接排放>燃烧还田>能源化>直接还田(图5)。研究期内,由直接排放处置方式产生的活性氮量最多,并呈现先增后减的趋势,1996年占比最高,约为62.16%;2019年占比超过50%。燃烧还田方式的活性氮排放量区间为156万~269万t,排放量最多和最少的年份分别为2006年和1990年。这与近些年国家出台相关政策大力管控秸秆露天燃烧密不可分。2008年出台的《关于加快推进农作物秸秆综合利用的意见》,2015年

出台的《关于进一步加快推进农作物秸秆综合利用和禁烧工作的通知》等,明确要求要重视农作物秸秆直接焚烧引发的环境污染问题,并强化秸秆焚烧的监督力度。政策的出台对限制秸秆等农业废弃物直接燃烧产生的活性氮起到一定的正向作用,2019年活性氮的排放量比2006年的排放量减少了94万t,但2019年排放相对量依然较多,占总量比值超过25%。能源化处置方式产生的活性氮量较少,排放区间为101万~167万t,占总量的比值均少于20%。早期,农村居民将秸秆代替煤炭等自然资源作为家庭生活能源消费的主要来源^[49];随着政策监管落地和城市化的发展,农村居民逐步由使用简易的能源化方式转变为采取专业的生物质能源化方式处置秸秆等农业废弃物。此外,农业废弃物存在能源转化热值低、转化经济效益低和技术水平不高等缺点^[50],导致能源化方式处置农业废弃物比例较低,如2019年能源化产生的活性氮占比仅为14.87%。直接还田活性氮排放量是四种方式中产生活性氮量最少的处置方式,排放区间为21万~63万t,占活性氮总量比例在2%~10%。

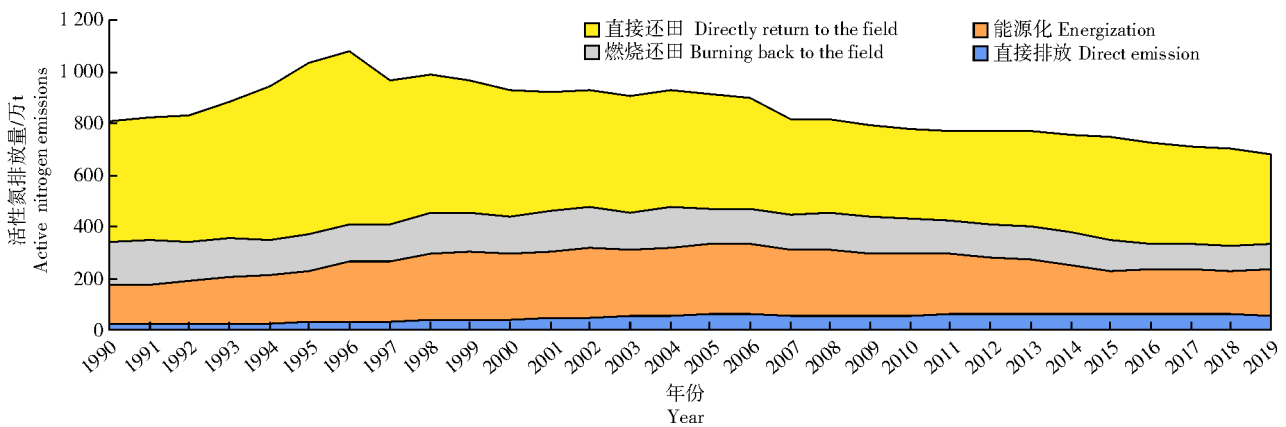


图5 农业废弃物不同处置方式的活性氮排放量
Fig.5 Active nitrogen emissions of different disposal methods of agricultural wastes

2.2 农业废弃物源活性氮排放变化量驱动因素分析

2.2.1 国家层面农业废弃物源活性氮排放变化量及驱动因素分析 根据活性氮排放量的变化的剧烈程度,将1990—2019年划分为1990—1996年、1996—2006年和2006—2019年3个时间段,其活性氮排放量的变化量分别为270.83万、-174.5万、-224.46万t;经济发展效应和价格效应是活性氮排放量变化的主要驱动因素,产废强度效应、供需效应、消费结构效应和人口效应是农业废弃物源活性

氮排放的重要驱动因素,而其他因素的驱动作用相对较弱(表4)。

经济发展效应在3个时间段内均为正值,表明经济发展水平对活性氮变化量为正向驱动作用,即经济增长会引起活性氮排放量的增加。3个时间段内,由经济发展效应拉动活性氮排放增加量共计2489.31万t,表明随着经济的不断发展,人民生活水平持续提高,农旅、生态农产品等与农业相关服务业的市场需求也随之提升,拉动了农产品生产需求进而促进活性氮排放。价格效应推动的活性氮

变化量合计为-2 116.58万 t,说明价格效应对活性氮的排放起负向驱动作用,增加农产品价格效应有助于促进活性氮排放量的减少,这是由于近30 a来

我国农产品价格受到工业化发展和政策因素的影响而持续上升^[51-52],使得单位家庭食品消费支出可购买的农产品量愈发减少。

表4 1990—2019年我国农业废弃物源活性氮变化量驱动因素
Tab.4 Driving factors of change in active nitrogen from agricultural waste sources in China from 1990 to 1996, 1996 to 2006, and 2006 to 2019

万 t

年份 Year	人口效应 Demographic effect	经济发展效应 Economic development effect	消费结构效应 Consumption structure effect	价格效应 Price effect	供需效应 Supply and demand effect	产废强度效应 Waste-producing intensity effect	废弃物处置效应 Waste disposal effect	活性氮强度效应 Reactive nitrogen intensity effect	活性氮变化量 Change in active nitrogen
1990—1996	61.29	632.34	315.82	-965.58	333.22	-61.86	-26.22	-18.19	270.83
1996—2006	60.39	981.27	-421.54	-325.78	-24.86	-142.24	-3.84	-297.90	-174.50
2006—2019	64.99	875.70	13.59	-825.22	-61.83	-177.50	-116.27	2.08	-224.46

产废强度效应在3个时间段内均为负值,说明农产品产废强度效应对活性氮变化量起负向驱动作用,农产品产废效率提升有助于减少活性氮排放量,研究期内产废强度效应共减少了381.6万 t活性氮。

供需效应在3个时间段内,推动的活性氮变化量先为正值后为负值,意味着供需效应对活性氮排放变化先起正向驱动作用后转变为负向驱动作用,这主要是由我国农产品贸易方式变化引起的。20世纪90年代早期我国农产品主要依靠省际贸易模式^[53],从国外进口的农产品的占比较低,本国生产的农产品产量不断提升,其增长率远高于进口农产品需求端的增长率,最终导致活性氮排放量不断增加。随着家庭消费结构的转变,国内生产的农产品难以满足国民消费需求,进口需求持续扩大。我国逐步成为全球最大的大豆、棉花、猪牛羊肉食糖、油菜籽、植物油和乳制品进口国,且我国农产品进口量相当于国内666.67万 hm²以上耕地的产出^[54],较低的农产品自给率^[55]使得家庭农产品消费量超过国内农产品生产量,进而致使供需效应对活性氮变化量呈负向驱动作用。

消费结构效应在1990—1996年和1996—2006年这2个时间段分别为正值和负值,在2006—2019年接近于零,这些结果表明其在整个研究期内对活性氮排放量的作用不同。1990—1996年消费结构效应促进了农业废弃物源活性氮排放量的增长,主要是由于家庭农产品消费支出的增速大于GDP的增速,相较于1990年,1996年的农产品消费支出增长了约2倍,而GDP增长率仅约为1.1倍,从而促进了活性氮的排放。1996—2006年,GDP增速约为家庭农产品消费增速的2.5倍。因此,优化农产品消费

结构可以抑制农业废弃物源活性氮排放量的增长。2006—2019年,由于消费结构的变化以及消费能力的提升,尽管食品等生存型消费支出占比减少而享受型消费支出增加^[56],但GDP增速放缓,使得消费结构对活性氮排放量的作用转为正向但影响不大。此外,人口效应对农业废弃物源活性氮排放量增长也具有一定的拉动作用,在3个时间段内推动活性氮的排放量共计增长了186.67万 t,相比于其他效应相对较低,这是因为尽管近30 a来我国的人口不断增加,但每年的增长幅度不大。因此,人口效应对于全国活性氮排放量作用较为稳定^[57]。

活性氮强度效应和废物处置效应对活性氮排放的影响较弱。在整个研究期内,活性氮强度效应拉动活性氮排放量共计减少了314.01万 t,说明活性氮强度效应对活性氮排放变化量的贡献较低。废弃物处置效应拉动活性氮排放量共计减少146.33万 t,反映其一定程度上抑制了农业废弃物源活性氮排放但是效果不明显,说明农业废弃物处置水平尚有较大的提升空间。

2.2.2 省级层面农业废弃物源活性氮排放变化量及驱动因素分析 研究期内,31个省份农业废弃物源活性氮排放变化量及其驱动因素分析结果如图6所示,在3个时间段内,经济发展效应均为高变化量省份(指超过全国平均排放量的区域)的最大正向驱动因素。1990—1996年,西藏、重庆、青海3个西部省份的活性氮排放量有所回落,其他28个省市的活性氮变化量均正向增长。其中,高变化量省份有11个:山东、河南、河北、黑龙江、江苏、广西、吉林、辽宁、内蒙古、湖南、安徽,经济发展效应是最大正向驱动因素,价格效应是最大的负向驱动因素。此外,供需效应也具有较强烈的正向驱动作用,

它是这 11 个活性氮高变化量省份的第二大正向驱动因素,说明这些省份的农产品产量高,但难以满足本区域的农产品消费量,亦或因为当地的农

产品品类单一,难以满足多层次的消费需求,导致本区域农产品消费量超过了生产量,使得供需效应成为影响较大的正向驱动因素。

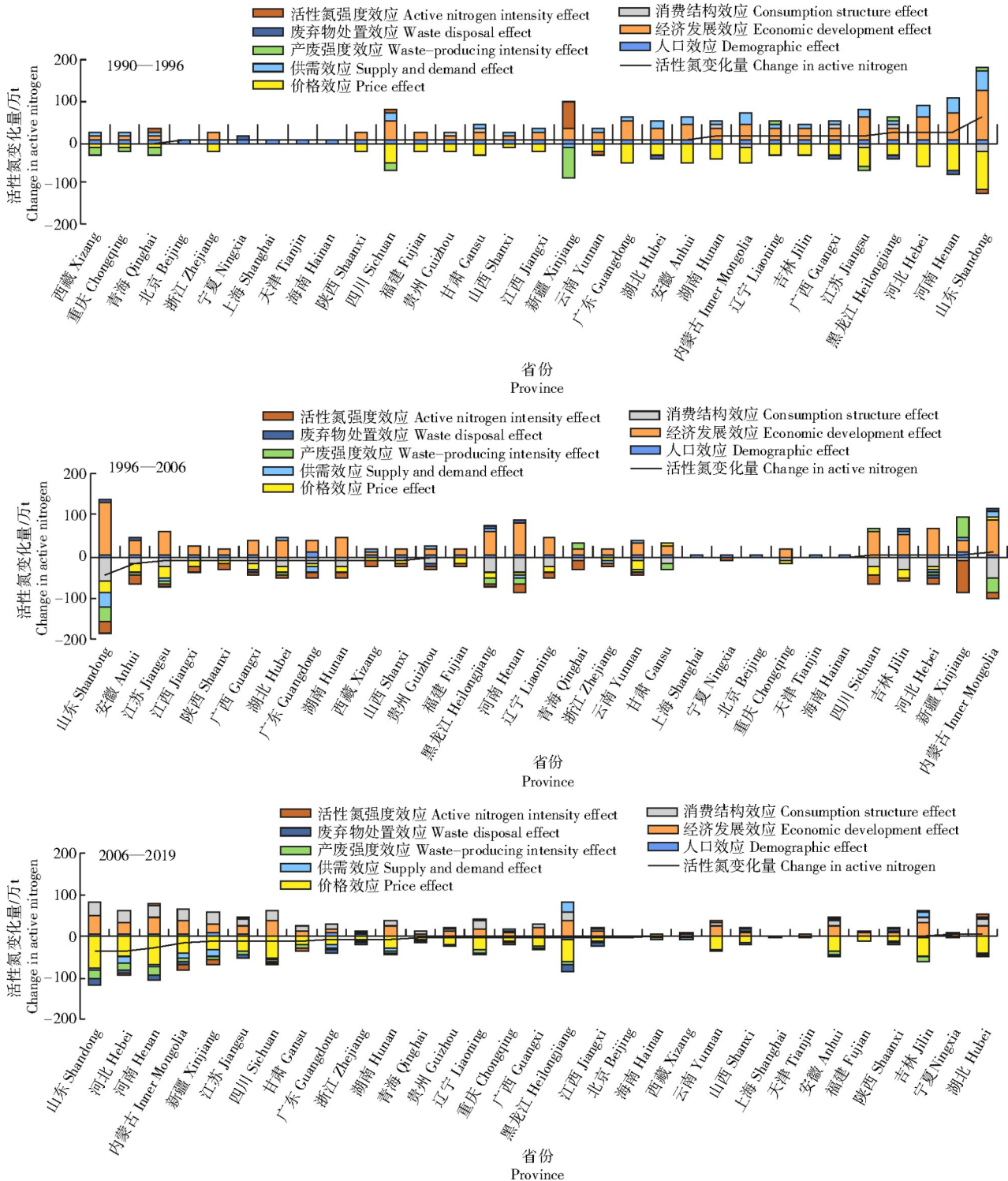


图 6 1990—1996、1996—2006、2006—2019 年我国 31 个省份活性氮排放变化量的驱动因素分析
Fig.6 Analysis of driving factors of change in active nitrogen emissions in 31 provinces in China, 1990—1996, 1996—2006 and 2006—2019

1996—2006 年,四川、吉林、河北、新疆、内蒙古的活性氮排放变化量为正值,其他省份的活性氮排

放变化量均为负值。本研究期间内,高变化量省份有 13 个:山东、安徽、江苏、江西、陕西、广西、湖北、广

东、湖南、西藏、山西、贵州、福建,经济发展效应是最大正向驱动因素,负向驱动因素则有所区分。活性氮强度效应是陕西、西藏、山西的最大负向驱动因素;价格效应是其他10个高变化量省份的最大负向驱动效应,共推动活性氮排放量减少83.86万t,说明10个省市单位农产品价格增长速度快,进而使得相同数额的货币可购买到的农产品数量减少,这主要受经营成本、供求关系及农业补贴政策等因素的影响^[58];值得一提的是消费结构效应为1990—1996年研究时间段内的部分负向驱动变为本研究时间段内的全部负向驱动且在部分省份驱动能力较强,分析原因可能是由GDP增速高于农产品消费支出增速造成的。

2006—2019年,陕西、吉林、宁夏、湖北4个省份的活性氮排放变化量为正值,其他省份的活性氮排放变化量为负值。本研究期间内,高变化量省份有9个:山东、河北、河南、内蒙古、新疆、江苏、四川、甘肃、广东;其中河北、四川、内蒙古3个省份从1996—2006年研究期内活性氮增量省份转变为活性氮减量省份。经济发展效应仍是各省份的最大正向驱动因素,价格效应为各省份的最大负向驱动因素;同时,产废强度效应和废弃物处置效应在本研究期间内对活性氮排放量也起到了较强的负向驱动作用。产废强度效应是上述9个省份的第二大负向驱动因素,推动减少活性氮排放量98.04万t。废弃物处置效应则是山东、河北、河南、内蒙古、江苏、四川这6个省份活性氮排放的重要负向驱动因素,推动减少活性氮排放量62.13万t,说明处置技术水平的提升对这6个农业大省减氮作用较为显著,通过科技创新提高农产品转化率,减少活性氮对环境的污染是落实农村可持续发展的重要路

径^[59]。吉林省在本研究期间和上个研究期间内活性氮变化量均为增加,陕西、湖北和宁夏则从上个研究期内减氮省份转变为活性氮排放量增多的省份,表明4个省份在农业废弃物氮污染方面重视程度不足。

2.3 农业废弃物源活性氮排放量的差异性分析

为了研究不同农业发展水平省份的活性氮排放量差异性问题,本研究分别按照人均农业GDP排序、地均农业GDP排序、农业GDP排序计算了1990、1996、2006及2019年的3种活性氮集中指数,并绘制了集中曲线,结果如图7、8所示。

从图7可以看出,研究期内,3种活性氮集中指数均呈现出经济规模越大活性氮排放量越高的现象,不同指数之间排放差距较大,其中不同省份活性氮排放总量的差异最大。3类集中指数中,除了1990年地均活性氮集中指数为负值,其他所有年份的3类指数均为正值,说明3类活性氮排放量均集中在农业经济水平较高的区域,即农业经济水平越高的省份承担了更多的氮污染环境压力。从集中指数的数值角度分析,在4个观测年份中,活性氮排放总量的集中指数值均为最大,地均活性氮排放集中指数值均为最小。2019年,活性氮排放总量的集中指数是地均活性氮的9倍,表明活性氮排放总量的差异最大,地均活性氮的排放差异较小。从集中指数的数值变化角度分析,活性氮总量集中指数的变化范围最小,而人均活性氮集中指数数值变化幅度最大。人均活性氮集中指数值从1990年的0.067增长至2019年的0.226,增长了约2.4倍,且近年来活性氮排放量差距越来越大。这意味着降低人均活性氮排放量是改善氮污染差异性问题的一个重要切入口。

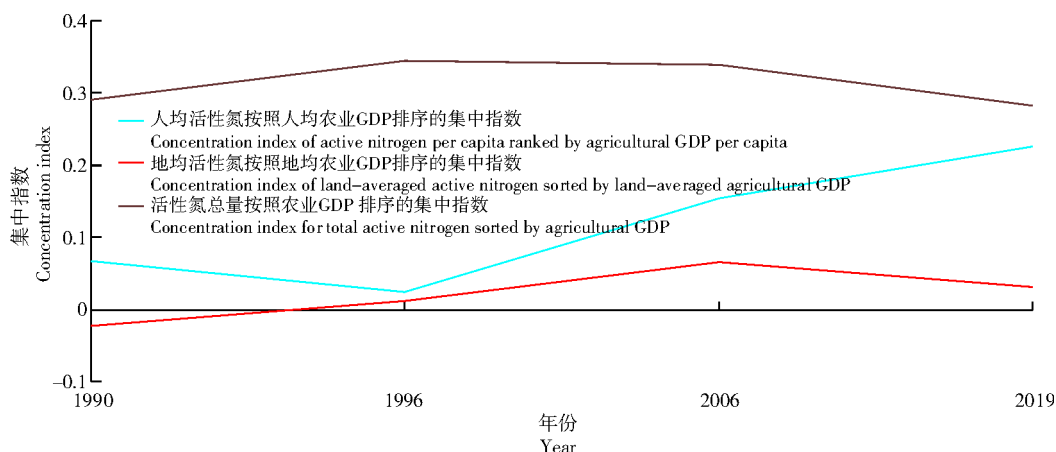


图7 1990—2019年按照农业经济水平排序的活性氮排放量的集中指数
Fig.7 Concentration index of active nitrogen emissions by agricultural economic level from 1990 to 2019

从图 8 可以看出,在研究期内,基于农业经济水平排序的集中曲线均在绝对均衡线的下方,说明农业经济水平较高的省份活性氮排放量较多。基于人均农业 GDP 排序的集中曲线,在 1990、1996、2019 年均穿过了绝对均衡线,说明这 2 个年份呈现了人均农

业 GDP 经济水平较低省份的农业废弃物源活性氮排放量多的情况。基于地均农业 GDP 排序的集中曲线,在 1990、1996、2019 年均穿过了绝对均衡线,说明这些年份出现了地均农业 GDP 较低省份的农业废弃物源活性氮排放量较多的情况。

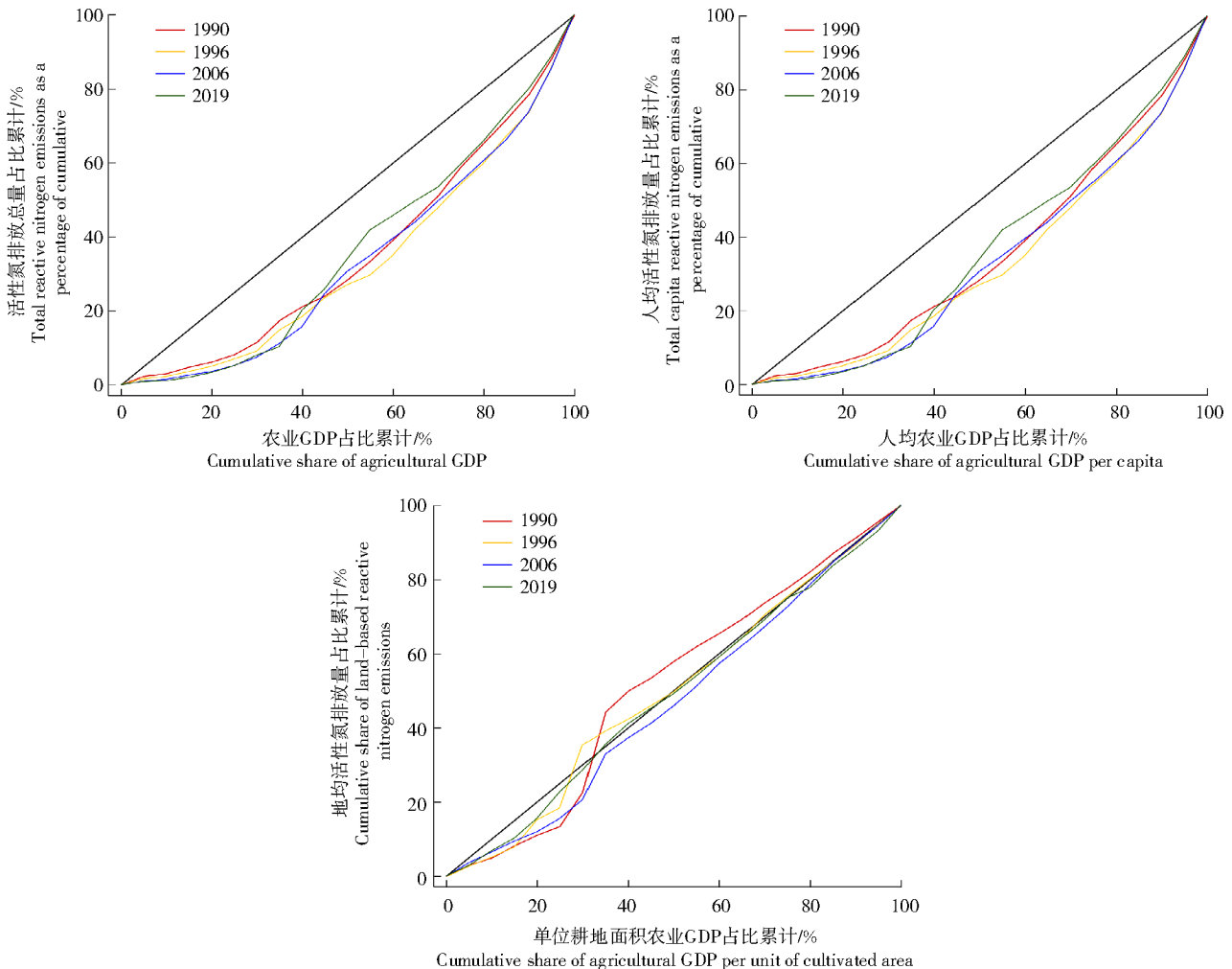


图 8 1990—2019 年按照农业经济水平排序的活性氮排放量的集中曲线
Fig.8 Concentration curve of active nitrogen emissions by agricultural economic level from 1990 to 2019

3 结论与讨论

本研究结果表明,农业废弃物源活性氮的主要来源是畜禽粪尿源活性氮;而在农业废弃物的 4 种不同的处置方式中,直接排放所产生的活性氮排放量最高;居民家庭食品消费结构的转变致使粮食源的活性氮比重逐步下降,消费蔬菜和肉类产生的活性氮比重逐步上升,而在肉类中,消费牛羊肉产生的农业废弃物源活性氮量远远高于猪肉和禽肉。人均活性氮呈现西北高密度—东南低密度的排放格局,地均活性氮排放重点区域始终为农业大省。研究期内,山东、江苏等农业省份始终为活性氮排

放变化量最大的省份。基于上述结果,建议从 3 个方面来减少农业源活性氮的排放量:首先,合理调整食品消费结构,充分发挥消费因素对农业氮排放的抑制作用;调整肉类、蔬菜类等食品消费比例,优化牛羊肉类的食品消费需求,从而减少畜禽类的农产品消费比例以降低畜禽粪尿源的活性氮排放量。其次,改善农业废弃物的处置方式,减少活性氮的环境排放量;减少农业废弃物直接排放和燃烧的比例,加大其饲料化和工业原料的处置比例,使其转化为工业产品从而减少活性氮直接排入环境的量,如秸秆转化为纤维板、纺织原料等工业材料。最后,农业经济大省承担更多的农业废弃物源活性

氮的污染治理责任,尤其是农业经济规模和人均农业经济规模较高的省份在农业生产中获得较多经济效益的同时,理应在农业废弃物引发的活性氮污染问题上承担更多的治理责任。

参考文献:

- [1] 罗志波. 中国氮代谢时空演变规律及氮减排潜力研究[D]. 北京:清华大学,2019.
LUO Z B. Research on the temporal and spatial evolution of nitrogen metabolism in China and its potential for nitrogen emission reduction[D]. Beijing: Tsinghua University, 2019.
- [2] GU B J, JU X T, CHANG J, et al. Integrated reactive nitrogen budgets and future trends in China[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2015, (112): 8792-8797.
- [3] 翟元晓, 崔胜辉, 高兵, 等. 黄河流域农业生产活性氮排放的时空特征研究[J]. 环境科学学报, 2021, 41(7): 2886-2895.
ZHAI Y X, CUI S H, GAO B, et al. Spatio-temporal characteristics of reactive nitrogen emission from agricultural production in the Yellow River Basin[J]. Journal of Environmental Science, 2021, 41(7): 2886-2895.
- [4] 赵明炯, 王孝忠, 刘彬, 等. 长三角地区蔬菜生产的活性氮损失和温室气体排放估算[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1409-1419.
ZHAO M J, WANG X Z, LIU B, et al. Estimation of reactive nitrogen loss and greenhouse gas emissions from vegetable production in the Yangtze River Delta[J]. Journal of Agro-Environmental Sciences, 2020, 39(6): 1409-1419.
- [5] 黄云凤, 翟元晓, 高兵, 等. 黄河流域农业生产活性氮排放及减排对策[J]. 生态学报, 2022, 42(11): 4676-4687.
HUANG Y F, ZHAI Y X, GAO B, et al. Reactive nitrogen emissions and mitigation measures from agricultural production in the Yellow River Basin[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(11): 4676-4687.
- [6] 洗超凡, 欧阳志云. 城乡居民食物氮足迹估算及其动态分析——以北京市为例[J]. 生态学报, 2016, 36(8): 2413-2421.
XIAN C F, OUYANG Z Y. Estimation and dynamic analysis of food nitrogen footprint of urban and rural residents: A case study of Beijing[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(8): 2413-2421.
- [7] 于洋, 崔胜辉, 赵胜男, 等. 城市居民食物氮消费变化及其环境负荷: 以厦门市为例[J]. 生态学报, 2012, 32(19): 5953-5961.
YU Y, CUI S H, ZHAO S N, et al. Changes in food nitrogen consumption and environmental load of urban residents: A case study of Xiamen city[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(19): 5953-5961.
- [8] 魏静, 马林, 路光, 等. 城镇化对我国食物消费系统氮素流动及循环利用的影响[J]. 生态学报, 2008(3): 1016-1025.
WEI J, MA L, LU G, et al. Effects of urbanization on nitrogen flow and recycling in food consumption system[J]. Acta Ecologica Sinica, 2008(3): 1016-1025.
- [9] 郝婷婷. 中国地区环境公平与经济增长关系及其影响因素分解研究[D]. 南京: 南京大学, 2019.
HAO T T. Research on the relationship between regional environmental equity and economic growth and its influencing factors in China[D]. Nanjing: Nanjing university, 2019.
- [10] 王腊芳, 蔡正平, 岳有福. 农业氮污染: 责任与控制[J]. 农业经济问题, 2019(6): 23-36.
WANG L F, CAI Z P, YUE Y F. Nitrogen pollution in agriculture: responsibility and control[J]. Issues in Agricultural Economics, 2019(6): 23-36.
- [11] 杨玉洁. 辽宁省农业面源污染压力评估及治理途径研究[D]. 大连: 大连海事大学, 2014.
YANG Y J. Pressure assessment and treatment of agricultural non-point source pollution in Liaoning province[D]. Dalian: Dalian Maritime University, 2014.
- [12] 曹玉平. 空间经济分布结构的测度方法及其评述[J]. 经济问题探索, 2016(8): 185-190.
CAO Y P. Measurement methods and review of spatial economic distribution structure[J]. Economic Issues Explorations, 2016(8): 185-190.
- [13] LUO Z, HU S, CHEN D, et al. From production to consumption: a coupled human-environmental nitrogen flow analysis in China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 52(4): 2025-2035.
- [14] 刘晓永. 中国农业生产中的养分平衡与需求研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2018.
LIU X Y. Research on nutrient balance and demand in agricultural production in China[D]. Beijing: Chinese Academy of Social Sciences, 2018.
- [15] 包维卿, 刘继军, 安捷. 中国畜禽粪便资源量评估的排泄系数取值[J]. 中国农业大学学报, 2018, 23(5): 1-14.
BAO W Q, LIU J J, AN J. Value of excretion coefficient for assessment of livestock and poultry manure resources in China [J]. Journal of China Agricultural University, 2018, 23(5): 1-14.
- [16] 宫亮, 金丹丹, 何志刚, 等. 辽宁省主要粮食作物秸秆还田对化肥替代潜力分析[J]. 河南农业科学, 2023, 52(10): 60-71.
GONG L, JIN D D, HE Z G, et al. Analysis of the potential of crop straw return to field as a substitute for chemical fertilizers in Liaoning province[J]. Henan Agricultural Science, 2023, 52(10): 60-71.
- [17] 谷保静. 人类—自然耦合系统氮循环研究: 中国案例[D]. 杭州: 浙江大学生命科学学院, 2011.
GU B J. Study on nitrogen cycling in human-nature coupled systems: case studies in China[D]. Hangzhou: College of Life Sciences, Zhejiang University, 2011.
- [18] MA L, VELTHOF G, WANG F, et al. Nitrogen and phosphorus use efficiencies and losses in the food chain in China at regional scales in 1980 and 2005[J]. Science of the Total Environment, 2012, 434: 51-61.
- [19] 谢光辉, 王晓玉, 韩东倩, 等. 中国非禾谷类大田作物收获指数和秸秆系数[J]. 中国农业大学学报, 2011, 16(1): 9-17.
XIE G H, WANG X Y, HAN D Q, et al. Harvest index and residue factor of non-cereal crops in China[J]. Journal of China Agricultural University, 2011(16): 9-17.
- [20] 李建峰, 宋宇, 李蒙蒙, 等. 江汉平原秸秆焚烧污染物排放的估算[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2015, 51(4): 647-656.
LI J F, SONG Y, LI M M, et al. Estimating air pollutants emissions from open burning of crop residues in Jianghan plain [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2015, 51(4): 647-656.

- [21] 李书田,金继运.中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J].中国农业科学,2011,44(20):4207-4229.
LI S T, JIN J Y. Characteristics of nutrient input/output and nutrient balance in different regions of China[J]. *Cientia Agricultura Sinica*, 2011(44):4207-4229.
- [22] 蔡祖聪.中国氮素流动分析方法指南[M].北京:科学出版社,2018.
CAI Z C. Guidebook for analysis of nitrogen flows in China[M]. Beijing: Science Press, 2018.
- [23] ZHANG D Q, TAN S K, GERSBERG R M. Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges[J]. *Environment Management*, 2010, 91(8):1623-1633.
- [24] GU B, LEACH A M, MA L, et al. Nitrogen footprint in China: food, energy, and nonfood goods[J]. *Environment Science Technology*, 2013, 47(16):9217-9224.
- [25] 高祥照,马文奇,马常宝,等.中国作物秸秆资源利用现状分析[J].华中农业大学学报,2002,21(3):242-247.
GAO X Z, MA W Q, MA C B, et al. Analysis of current utilization status of crop straw resources in China[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2002, 21(3):242-247.
- [26] CUI S, SHI Y, GROFFMAN P M, et al. Centennial-scale analysis of the creation and fate of reactive nitrogen in China (1910-2010)[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, 110(6):2052-2057.
- [27] EGGLESTON H, BUENDIA L, MIWA K, et al. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories[EB/OL]. (2006-04-04)[2023-03-10].<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/p-ublic/2006gl/chinese/>.
- [28] Ministry of Ecology and Environment of China. Technical guide for the preparation of atmospheric ammonia source emissions inventory[EB/OL]. (2014-08-19) [2023-03-10]. <http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201408/W020140828351293771578.pdf>.
- [29] LIU Y, NI Z, KONG X, et al. Greenhouse gas emissions from municipal solid waste with a high organic fraction under different management scenarios[J]. *Cleaner Production*, 2017, 147:451-457.
- [30] 张刚,王德建,俞元春,等.秸秆全量还田与氮肥用量对水稻产量、氮肥利用率及氮素损失的影响[J].植物营养与肥料学报,2016,22(4):877-885.
ZHANG G, WANG D J, YU Y C, et al. Effects of straw incorporation plus nitrogen fertilizer on rice yield, nitrogen use efficiency and nitrogen loss[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2016, 22(4):877-885.
- [31] 杨帆,李荣,崔勇,等.我国有机肥料资源利用现状与发展建议[J].中国土壤与肥料,2010(4):77-82.
YANG F, LI R, CUI Y, et al. Current utilization status and development suggestions of organic fertilizer resources in China[J]. *Chinese Journal of Soil Science and Fertilizer*, 2010(4):77-82.
- [32] 王方浩,马文奇,窦争霞,等.中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J].中国环境科学,2006(5):614-617.
WANG F H, MA W Q, DOU Z X, et al. Estimation of livestock manure production and environmental impact in China[J]. *China Environmental Science*, 2006(5):614-617.
- [33] 贾伟.我国粪肥养分资源现状及其合理利用分析[D].北京:中国农业大学,2014.
JIA W. Analysis of the current situation and rational utilization of nutrient resources in manure in China[D]. Beijing: China Agricultural University, 2014.
- [34] 胡雪纯,解文艳,马晓楠,等.山西省畜禽养殖粪尿及养分含量时空分布特征[J].山西农业科学,2022,50(2):223-230.
HU X C, XIE W Y, MA X N, et al. Temporal and spatial distribution characteristics of livestock and poultry manure and nutrient content in Shanxi province[J]. *Shanxi Agricultural Science*, 2022, 50(2):223-230.
- [35] MA L, MA W, VELTHOF G, et al. Modeling nutrient flows in the food chain of China[J]. *Environment Qual*, 2010, (39):1279-1289.
- [36] MA L, WANG F, ZHANG W, et al. Environmental assessment of management options for nutrient flows in the food chain in China[J]. *Environment Science Technology*, 2013, (47):7260-7268.
- [37] WANG M, MA L, STROKAL M. Hotspots for nitrogen and phosphorus losses from food production in China: a county-scale analysis[J]. *Environment Science Technology*, 2018(52):5782-5791.
- [38] ZHU Z, CHEN D. Nitrogen fertilizer use in China: Contributions to food production, impacts on the environment and best management strategies[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 63:117-127.
- [39] 姜宛贝,刘卫东.中国经济空间格局演变及其CO₂排放效应[J].资源科学,2021,43(4):722-732.
JIANG W B, LIU W D. The evolution of China's economic spatial pattern and its CO₂ emission effect[J]. *Resource Science*, 2021, 43(4):722-732.
- [40] 严翔,成长春,贾亦真.中国城镇化进程中产业、空间、人口对能源消费的影响分解[J].资源科学,2018,40(1):216-225.
YAN X, CHENG C C, JIA Y Z. Decomposition of the influence of industry, space and population on energy consumption in the process of China's urbanization[J]. *Resource Science*, 2018, 40(1):216-225.
- [41] WAGSTAFF A, O'DONNELL O, VAN D E, et al. Analyzing health equity using household survey data: a guide to techniques and their implementation[M]. Washington: World Bank Publications; 2007.
- [42] 陈东,李晓宇,栾静.中老年健康差异及其影响因素分析——基于EQ-5D健康调查数据的实证检验[J].统计与信息论坛,2019,34(4):41-50.
CHEN D, LI X Y, LUAN J. Analysis of health difference and its Influencing factors in middle-aged and elderly people: An empirical test based on EQ-5D health survey data[J]. *Statistics and Information Forum*, 2019, 34(4):41-50.
- [43] 郑莉,张晴雯,张爱平,等.山东省畜禽粪污土地承载力时空分异特征分析[J].农业环境科学学报,2019,38(4):882-891.
ZHENG L, ZHANG Q W, ZHANG A P, et al. Analysis of spatiotemporal variation characteristics of land carrying capacity for livestock and poultry manure in Shandong province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(4):882-891.
- [44] 柴如山,王擎运,叶新新,等.我国主要粮食作物秸秆还田替代化学氮肥潜力[J].农业环境科学学报,2019,38(11):2583-

2593.
CHAI R S, WANG Q Y, YE X X, et al. Potential of replacing chemical nitrogen fertilizers with returning straw to fields for major cereal crops in China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(11):2583-2593.
- [45] 朱兆良,文启孝. 中国土壤氮素[M]. 南京:江苏科学技术出版社,1992:213-249.
ZHU Z L, WEN Q X. Nitrogen in soils of China[M]. Nanjing: Jiangsu Science and Technology Publishing House, 1992: 213-249.
- [46] 马恩朴,蔡建明,林静,等. 近30年中国农业源氮磷排放的格局特征与水环境影响[J]. *自然资源学报*, 2021, 36(3):752-770.
MA E P, CAI J M, LIN J, et al. Patterns of nitrogen and phosphorus emissions from agricultural sources in China in the last 30 years and the impact on the water environment[J]. *Journal of Natural Resources*, 2021, 36(3):752-770.
- [47] 杨旺明,栾一博,杨陈,等. 中国饮食所需耕地面积长时间尺度变化研究[J]. *资源科学*, 2013, 35(5):901-909.
YANG W M, LUAN Y B, YANG C, et al. Long-term scale change of cultivated land required for food consumption in China[J]. *Resources Science*, 2013, 35(5):901-909.
- [48] ESHEL G, SHEPON A, MAKOV T, et al. Land, irrigation water, greenhouse gas, and reactive nitrogen burdens of meat, eggs, and dairy production in the United States[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2014, 111(33):11996-12001.
- [49] 周勇. 清洁生物质秸秆能源研究进展[J]. *应用化工*, 2005(10):8-10.
ZHOU Y. Research progress on clean biomass straw energy [J]. *Applied Chemical Industry*, 2005(10):8-10.
- [50] 彭春艳,罗怀良,孔静. 中国作物秸秆资源量估算与利用状况研究进展[J]. *中国农业资源与区划*, 2014, 35(3):14-20.
PENG C Y, LUO H L, KONG J. Research progress on estimation of crop straw resources and their utilization in China[J]. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2014, 35(3):14-20.
- [51] 胡冰川. 全球农产品价格的阶段特征与中国因素[J]. *社会科学战线*, 2022(3):72-82.
HU B C. The phase characteristics of global agricultural prices and the China factor[J]. *Social Science Front*, 2022(3):72-82.
- [52] 田皓森,冯红娟. 货币政策变化对农产品价格波动冲击效应研究[J]. *财经理论与实践*, 2021, 42(1):33-40.
TIAN H S, FENG H J. Monetary policy change on agricultural product price fluctuations impact study [J]. *Journal of Financial Theory and Practice*, and 2021(1):33-40.
- [53] 郭孟楚. 中国膳食结构变化对食物链氮素流动的影响及优化途径[D]. 北京:中国农业大学,2018.
GUO M C. The impact of dietary structure changes in China on nitrogen flow in the food chain and its optimization approach [D]. Beijing: China Agricultural University, 2018.
- [54] 马洪涛. 入世20年中国农产品贸易发展及趋势展望[J]. *农业经济问题*, 2021(12):50-54.
MA H T. The development and trend of China's agricultural trade in the 20 years after China's WTO entry[J]. *Issues of Agricultural Economy*, 2021(12):50-54.
- [55] 韩一军. 我国农产品贸易现状、问题与对策[J]. *人民论坛*, 2023(4):70-73.
HAN Y J. Current situation, problems and countermeasures of Chinese agricultural trade[J]. *People's Forum*, 2023(4):70-73.
- [56] 南永清,肖浩然,单文涛. 家庭资产、财富效应与居民消费升级:来自中国家庭追踪调查的微观证据[J]. *山西财经大学学报*, 2020(8):1-15.
NAN Y Q, XIAO H R, SHAN W T. Household assets, wealth effects, and consumer upgrading: micro evidence from China household finance survey[J]. *Journal of Shanxi University of Finance and Economics*, 2020(8):1-15.
- [57] 国家统计局. 中国统计年鉴(1990—2019)[J]. *中国统计*, 2011(11):2.
National Bureau of Statistics. China statistical yearbook(1990-2019)[J]. *China Statistics*, 2011(11):2.
- [58] 王朝辉,陈洁光,欧进锋. 农产品流通体系影响农产品价格波动的机理与路径——基于92户嵌入式个案实地调查数据的质性分析[J]. *中国管理科学*, 2021, 29(12):92-104.
WANG Z H, CHEN J G, OU J F. Mechanisms and pathways of agricultural product distribution system affecting price volatility of agricultural products—a qualitative analysis based on field survey data of 92 embedded cases[J]. *China Management Science*, 2021, 29(12):92-104.
- [59] 丁延武. 农业大省转变农业发展方式的总体思路与基本框架[J]. *农村经济*, 2015(10):34-38.
DING Y W. The general idea and basic framework for transforming the agricultural development mode in a large agricultural province[J]. *Rural Economy*, 2015(10):34-38.