



双碳目标下中国农业系统 N₂O 排放及 主粮低碳化生产研究

摘要

农业作为 N₂O 重要的排放源,厘清农业系统 N₂O 排放对“双碳”目标实现具有重要意义。本文基于 2000—2019 年中国种植业、养殖业数据,估算了农业系统 N₂O 排放量,并利用泰尔指数(Theil index)探求了中国大陆 4 大板块和 8 大经济区之间的差异性,对主粮低碳化生产提出对策建议。研究结果显示:1)中国农业系统 N₂O 排放呈现先增加后减少趋势,其中 2000—2015 年是上升阶段,从 69.98 万 t 增加到 86.01 万 t,2016—2019 年为下降阶段,2019 年农业系统 N₂O 排放量为 76.43 万 t。2)分省农业系统 N₂O 排放量差异显著,2019 年农业系统 N₂O 排放量最少的是北京(0.056 万 t),最多的是河南(5.69 万 t);集中趋势更为凸显,广西、河南、江苏等排放量较多。3)省域之间、区域之间农业系统 N₂O 排放量差异呈现多样性变化,如省域差异前期先扩大后缩小,2009 年以来表现平稳,8 大区域中北部沿海、东部沿海、大西北区域泰尔指数呈现下降趋势,其他区域皆呈上升趋势。为实现 N₂O 减排,需要针对不同板块和经济区针对性开展主粮低碳化生产,需要重点针对中部板块、西部板块以及东北区域和大西南区域针对性开展低碳化生产。

关键词

双碳目标;农业系统;N₂O 排放;泰尔指数;低碳化

中图分类号 F322

文献标志码 A

收稿日期 2022-01-20

资助项目 中国科学院战略性先导科技专项(A类)(XDA23070400);国家自然科学基金(72003111)

作者简介

王国峰,男,博士,副教授,主要从事农业生态经济研究.wanggf@sxufe.edu.cn

邓祥征(通信作者),男,博士,研究员,主要从事农业生态经济研究.dengxz@igsnr.ac.cn

0 引言

习近平主席在第七十五届联合国大会一般性辩论上宣布,中国将提高“国家自主贡献”力度,采取更加有力的政策和措施,二氧化碳排放力争于 2030 年前达到峰值,努力争取于 2060 年前实现碳中和,碳达峰、碳中和成为贯穿我国社会经济发展整个链条的重要议题。“双碳”目标是“硬约束”,更是中国作为负责任大国的体现与担当。2020 年,在全球 GDP 1 万亿美元以上的主要经济体中,中国是唯一实现经济正增长的国家^[1],发展成就的取得无不彰显着蓬勃的发展潜力。但同时伴随着高占比的碳排放对经济发展方式的转型提出了迫切需求。中国碳排放的整体水平较高,约为日本的 8.68 倍,美国的 1.97 倍^[2],经济总量的增长与碳排放之间呈现出强挂钩状态。碳排放的增加与中国的产业结构、能源结构乃至全球产业分工中的位置紧密结合在一起。“双碳”目标是实现高质量发展的亟需,更是社会各界达成的共识,实现碳达峰碳中和需要对生产方式进行变革。

IPCC 第六次评估报告中指出气候变化与日益加剧的全球变暖有关,当前全球地表平均温度较工业化之前高出约 1 °C。农业作为第二大排放源,在实现“双碳”目标的过程中作用举足轻重。农业生产者向农田中施用氮肥,在增加产量的同时也产生了更多的 N₂O,同时生物质的燃烧、畜牧业养殖等都会产生 N₂O。N₂O 是《京都议定书》中涉及的 6 种温室气体之一,可输送到平流层,是消耗臭氧最具破坏力的化学物质,全球大气中 N₂O 平均浓度已经从工业化前时代的约 270 μg·L⁻¹持续增至 2018 年的 331 μg·L⁻¹^[3]。N₂O 是仅次于二氧化碳和甲烷的全球第三大温室气体,N₂O 的排放量虽然比较低,但其温室效应潜力却能够达到 CO₂ 的 96 倍,并且长期存在,其对臭氧层的破坏更是不容忽视。N₂O 有多种排放源,农业是 N₂O 的最大排放源。农业 N₂O 的主要来源是农业用地排放和畜牧业粪便管理,厘定中国及分省农业碳排放结构特征,并从区域视角探索区域分异特征将为温室气体减排提供重要支撑。

1 山西财经大学 国际贸易学院,太原,030006

2 中国科学院 地理科学与资源研究所,北京,100101

3 中国科学院大学,北京,100049

农业系统 N₂O 排放量估算及分区研究一直是国内外学术研究的热点. Bremner^[4]认为硝化与反硝化是 N₂O 产生的主要过程. Babu 等^[5]利用 DNDC 模型估算了印度水稻生产过程中产生的 N₂O 排放量. Del Grosso 等^[6]采用大气反演与高塔观测两种模式,发现随着尺度的增加,2 种模式的排放估计的一致性会增强. 李长生等^[7]采用 DNDC 模型估算了中国农田 1990 年温室气体排放,发现 N₂O 净排放量为 130 万 t/a(以 N 计),在 CO₂、CH₄、N₂O 三种温室气体中 N₂O 对农田的 GWP 值贡献最大. 李艳春等^[8]基于区域氮素循环模型 IAP-N 方法估算了 1991—2010 年福建省农业系统 N₂O 排放量并分析其排放特征. 目前国内应用最广泛的是 IPCC 方法^[9-15]. 如杨璐等^[12]估算了湖北省不同养殖规模和不同粪便管理方式对 N₂O 减排潜力的影响,认为山区减排的重点是农户散养,规模养殖发展较好的地区应关注粪便管理模式对于 N₂O 减排的影响. 研究范围上,除集中在全国各省^[13-14]或典型省份^[8,15,16-17]层面,也有研究县域^[18-19]层面、局部区域^[20]等微观层面. 综上可以看出,对农业系统 N₂O 的研究处于逐步的探索与完善阶段,对于长时序,分区域的空间排放的总体差异研究还较少. 本文利用 IPCC 方法估算了 2000—2019 年全国 31 个省、市、自治区(港澳台除外)农业系统 N₂O 的排放量,通过泰尔指数(Theil index)描述 N₂O 总体排放差异的原因,并给出主粮低碳化生产的对策与建议.

1 研究方法 with 数据来源

1.1 研究方法

1.1.1 N₂O 排放估算方法

全国农业系统 N₂O 排放主要来自于农用地排放和动物粪便管理产生的排放,农用地产生的排放主要由农用地当季氮输入引起的直接排放与大气氮沉降引起和氮淋溶径流损失引起的 N₂O 间接排放两部分组成. 计算公式^[13]如下:

$$E_{N_2O} = \sum (E_{N_2O_{直接}} + E_{N_2O_{沉降}} + E_{N_2O_{淋溶}} + E_{N_2O_{manure}}), \quad (1)$$

式中: E_{N_2O} 为农业系统 N₂O 总排放量(单位: 万 t); $E_{N_2O_{直接}}$ 为农用地的直接排放量(单位: 万 t); $E_{N_2O_{沉降}}$ 与 $E_{N_2O_{淋溶}}$ 分别为大气氮沉降引起的 N₂O 间接排放和氮淋溶径流损失引起的间接排放量(单位: 万 t); $E_{N_2O_{manure}}$ 为动物畜禽粪便管理产生的排放量(单位:

万 t).

农用地直接排放来源于农用地化肥施用量、粪肥、秸秆还田所产生的氮, 计算式^[21]为

$$E_{N_2O_{直接}} = (E_{N_{化肥}} + E_{N_{秸秆}} + E_{N_{粪肥}}) \times EF_{直接} \quad (2)$$

式中: $E_{N_2O_{直接}}$ 为农用地 N₂O 直接排放量(单位: 万 t); $E_{N_{化肥}}$ 为农用地化肥施用量(单位: 万 t); $E_{N_{秸秆}}$ 为秸秆还田氮(单位: 万 t); $E_{N_{粪肥}}$ 为粪肥氮(单位: 万 t); $EF_{直接}$ 为农用地 N₂O 直接排放因子(表 1).

表 1 农用地 N₂O 直接排放因子^[21]

Table 1 Direct emission factors of nitrous oxide from agricultural soil^[21]

区域	EF _{直接} /%
I 区(内蒙古, 新疆, 甘肃, 青海, 西藏, 陕西, 山西, 宁夏)	0.56(0.15~0.85)
II 区(黑龙江, 吉林, 辽宁)	1.14(0.21~2.58)
III 区(北京, 天津, 河北, 山东, 河南)	0.57(0.14~0.81)
IV 区(浙江, 上海, 江苏, 安徽, 江西, 湖北, 湖南, 四川, 重庆)	1.09(0.26~2.20)
V 区(广东, 广西, 海南, 福建)	1.78(0.46~2.28)
VI 区(云南, 贵州)	1.06(0.25~2.18)

秸秆还田所产生的氮计算公式^[21]为

$$E_{N_{秸秆}} = \sum_{i=1}^n (M_i/L_i - M_i) \times \beta_i \times K_i + M_i/L_i \times \alpha_i \times K_i, \quad (3)$$

其中: $E_{N_{秸秆}}$ 为秸秆还田氮(单位: 万 t); M_i 为第 i 种作物籽粒产量(单位: 万 t); L_i 为第 i 种作物的经济系数; β_i 为第 i 中作物的秸秆还田率; K_i 为第 i 种作物的秸秆含氮率; α_i 是第 i 种作物的根冠比(表 2).

表 2 主要农作物参数^[21]

Table 2 Parameters of major crops^[21]

农作物	干重比	籽粒含氮量	秸秆含氮量	经济系数	根冠比	秸秆还田比例/%
水稻	0.855	0.010 0	0.007 53	0.489	0.125	32.30
玉米	0.86	0.017 0	0.005 80	0.438	0.170	9.30
小麦	0.87	0.014 0	0.005 16	0.434	0.166	76.50
高粱	0.87	0.017 0	0.007 30	0.393	0.185	4.00
大豆	0.86	0.060 0	0.018 10	0.425	0.130	9.30
蔬菜类	0.15	0.008 0	0.008 00	0.830	0.250	61.85
麻类	0.83	0.013 1	0.013 10	0.830	0.200	9.30
薯类	0.45	0.004 0	0.011 00	0.667	0.050	39.92
烟叶	0.83	0.041 0	0.014 40	0.830	0.200	61.85

农用地 N₂O 排放主要以直接排放为主, 间接排放占的比重很小, 如张学智等估算全国农用地 N₂O

排放的结论显示,间接排放量仅占 0.38%^[13],囿于数据的可获得性,粪肥数据资料未能获取,故本文农用地直接排放只计算了秸秆还田和化肥施用过程中产生的 N₂O,这使得本研究的估算结果偏小,在结果分析中将农用地直接排放表述为农用地排放.

动物粪便管理产生的 N₂O 计算公式^[21]为

$$E_{N_2O,manure} = \sum_{i=1}^n EF_{N_2O,manure} \times AP_i \times 10^{-7}, \quad (4)$$

其中: $E_{N_2O,manure}$ 为畜禽粪便管理 N₂O 排放量(单位:万 t); $EF_{N_2O,manure}$ 为 i 类畜禽粪便管理排放因子; AP_i 为 i 类畜禽的数量,具体参数见表 3.

表 3 不同区域畜禽粪便管理排放因子^[21]

Table 3 Emission factors of livestock manure management in different regions^[21]

区域	奶牛	肉牛	绵羊	山羊	猪	家禽	马	驴	骡	骆驼
华北	1.846	0.794	0.093	0.093	0.227	0.007	0.330	0.188	0.188	0.33
东北	1.096	0.913	0.057	0.057	0.266	0.007	0.330	0.188	0.188	0.33
华东	2.065	0.846	0.113	0.113	0.175	0.007	0.330	0.188	0.188	0.33
中南	1.710	0.805	0.106	0.106	0.157	0.007	0.330	0.188	0.188	0.33
西南	1.884	0.691	0.064	0.064	0.159	0.007	0.330	0.188	0.188	0.33
西北	1.447	0.545	0.074	0.074	0.195	0.007	0.330	0.188	0.188	0.33

1.1.2 Theil 指数分析方法

Theil 指数又称为泰尔指数或者锡尔指数,指通过因素分解等方法,对农业系统 N₂O 排放进一步细分,以刻画出总体差异的来源是由于区域之间差异,还是由于区域内部之间差异所导致.本文将分为 8 个农业经济区,将农业系统 N₂O 排放进行拆分,农业系统 N₂O 排放总体差异由区域内部的排放差异和区域之间的排放差异之和构成,具体其公式为

$$T_{br} = \sum_i \left(\frac{T_{C,i}}{T_C} \right) \ln \left(\frac{T_{C,i}}{Y_i} \right), \quad (5)$$

$$T_{wr} = \sum_i \left(\frac{T_{C,i}}{T_C} \right) \sum_j \left(\frac{T_{C,j}}{T_{C,i}} \right) \ln \left(\frac{T_{C,j}}{Y_j} \right), \quad (6)$$

$$T = T_{br} + T_{wr}, \quad (7)$$

其中: i 和 j 分别为区域个数和区域内省份个数, T_C 为全国农业系统 N₂O 排放量, $T_{C,i}$ 为区域农业系统 N₂O 排放量, $T_{C,j}$ 为区域 i 内 j 省份的农业系统 N₂O 排放量, Y 为全国农林生产总值, Y_i 为区域生产总值, Y_j 为区域 i 内 j 省份的生产总值, T 为农业系统 N₂O 排放的总体差异, T_{br} 为区域间差异部分, T_{wr} 为区域内部的差异部分.

1.2 数据来源及区域划分

1.2.1 数据来源

本文农作物产量、化肥施用量、畜禽量来源于

《中国统计年鉴》(2000—2019)、国家粮食局、《中国农业年鉴》(2000—2019),不同区域农用地 N₂O 排放因子、主要农作物参数和不同区域畜禽粪便管理排放因子均来源于《省级温室气体清理编制指南(试行)》(国家发展改革委员会,2011年),数据描述性统计如表 4 所示.

表 4 数据描述性统计分析

Table 4 Descriptive statistical analysis of data

参数	最小值	最大值	平均值	标准差
主要农作物产量/(万 t)	90 506.5	143 452.0	119 921.0	17 682.1
化肥施用量/(万 t)	4 146.4	6 022.62	5 258.4	642.3
畜禽数量/(万头)	566 651.8	898 715.0	653 498.7	70 460.2

1.2.2 区域划分

为研究中国大陆不同区域之间的差异及内在关联性,本文根据并且采纳国务院发展研究中心《地区协调发展的战略和政策》“四大板块”与“八大综合经济区”的划分标准.其中 4 大板块包含东部、中部、西部和东北板块,8 大经济区包括北部沿海、东部沿海、南部沿海、黄河中游、长江中游、大西南、大西北和东北经济区(表 5).

2 结果与分析

2.1 全国农业系统 N₂O 排放量变化

2000—2015 年全国农业系统 N₂O 排放量呈现整体上升趋势,2000 年排放量为 69.98 万 t,2015 年排放量为 86.01 万 t,比 2000 年增加了 22.90%,年

表 5 农业系统 N₂O 排放研究区域划分

Table 5 Regional division of agricultural N₂O emissions research

板块	经济区	省级行政区
北部沿海	(2省2直辖市)	北京、天津、河北、山东
东部	东部沿海(2省1直辖市)	上海、江苏、浙江
	南部沿海(3省)	广东、福建、海南
中部	黄河中游(3省1自治区)	山西、陕西、河南、内蒙古
	长江中游(4省)	湖北、湖南、江西、安徽
西部	大西南(3省1直辖市1自治区)	云南、贵州、四川、重庆、广西
	大西北(2省3自治区)	甘肃、青海、宁夏、西藏、新疆
东北	东北(3省)	辽宁、吉林、黑龙江

均增加 1.3%。从 2015 年开始,农业系统 N₂O 排放量呈现下降趋势,2019 年为 76.43 万 t,比 2015 年下降了 11.14%。从结构来看,农用地排放和动物粪便管理排放两者变化趋势截然相反(图 1),2000—2019 年,农用地排放由 43.54 万 t 增长到 56.87 万 t,增长了 30.62%,动物粪便管理排放量由 26.45 万 t 下降到 19.57 万 t,下降了 26%。动物粪便管理排放下降的重要原因是养殖业内部结构的转换,具体来看,养殖呈现增长的包括家禽、绵羊和骆驼养殖,分别增长 33.42%,19.36% 和 45%,呈现下降的包括牛、马、驴、猪和山羊,下降区间在 15%~70%之间。

各板块农业系统 N₂O 排放呈现出区域集中的特

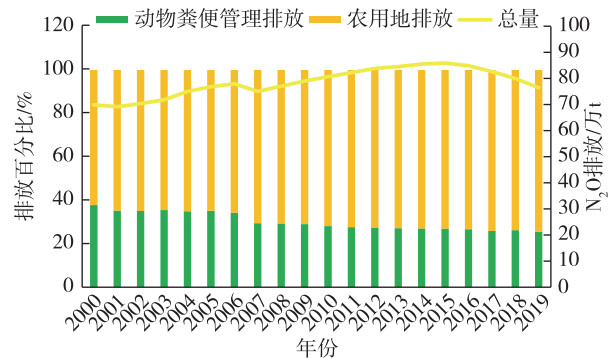


图 1 2000—2019 年农业系统 N₂O 总体排放

Fig. 1 Agricultural N₂O emissions from 2000 to 2019

点(图 2),除东部板块外,其他板块均呈现增加趋势,中部、西部和东北板块分别增长了 13.62%, 21.56% 和 41.63%,引起这一变化的主要原因是蔬菜、小麦等农作物种植增加,以及随之带来的化肥施用量增加,导致农用地排放量增多。从 4 大板块来看,农业系统 N₂O 排放最多的板块为中部板块,这一板块主要集中在黄河中游和长江中游,2019 年,中部区域农业系统 N₂O 排放量为 24.91 万 t,这与中部板块是粮食、畜牧业主产区紧密相关。其次为东部板块,与全国演变趋势有较大差异,这一板块的排放量在 2005 年达到峰值,为 24.46 万 t,此后,东部板块

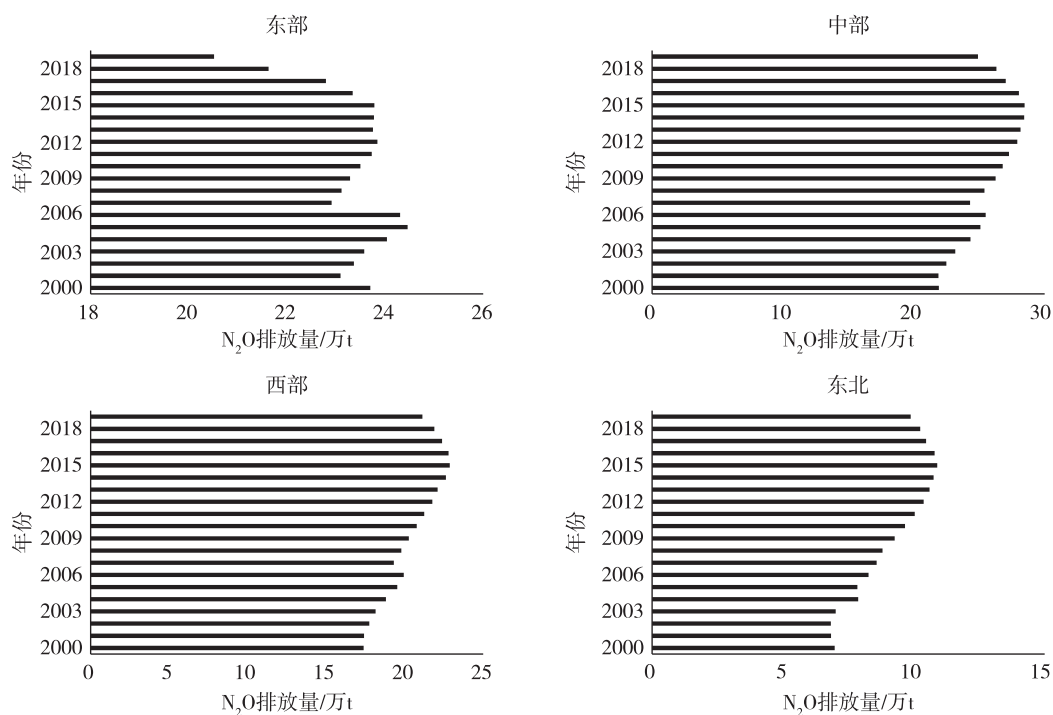


图 2 2000—2019 年 4 大板块 N₂O 排放量

Fig. 2 Agricultural N₂O emissions of the four major regions from 2000 to 2019

农业系统 N₂O 排放量波动式下降.西部板块和东北板块的排放量分别位居第 3 位与第 4 位,这 2 个板块的排放量在 2015 年之后出现了较为显著的下降,可能与该区域种养殖机械化方式的扩大以及绿色发展方法的融入有关.

2.2 分省 N₂O 排放量变化

分省总体特征来看,不同省、市、自治区之间的整体差异较大.2019 年农业系统 N₂O 排放量最少的为北京市,为 0.056 万 t,排放量最多的河南,达 5.695 万 t,二者相差 100 倍,主要差异来源于北京与河南的农用地数量不同,河南当年的农用地排放量为 4.20 万 t.2000—2019 年,农业系统 N₂O 排放量减少的省份主要分布在城镇化比较迅速的省份,例如北京、上海、天津等,与这些地区农业用地减少有直接的关系,特别是北京市农业系统 N₂O 排放量从 2000 年的 0.298 万 t 下降到 0.056 万 t,下降了 81.25%.

各省农业系统 N₂O 排放呈现出 3 种变化态势,主要形态为显著下降、显著上升、稳定变化.其中北京、天津、上海、河北、江苏显著下降,这些区域在 2000—2019 年间快速城镇化,2019 年城镇化率分别达到 86.6%、83.48%、88.1%、57.62%、70.61%,一方面快速城镇化减少了农业劳动力,促进农业生产规模化与集约化,提高了劳动生产率、绿色生产率,另一方面快速城镇化有利于促进农业产业结构调整,对技术创新,发展低碳农业技术,农业高质量发展提出了更高要求,进而减少了农业系统 N₂O 排放.宁夏、甘肃、陕西、新疆、内蒙古等欠发达地区农业系统 N₂O 排放呈现显著上升趋势.比较特殊的山东省的排放量呈现下降趋势,农业系统 N₂O 排放量由 2000 年的 5.12 万 t 下降到 2019 年的 4.03 万 t,其中,农用地排放量从 2.69 万 t 下降为 2.59 万 t,动物粪便管理排放量从 2.43 万 t 下降为 1.45 万 t,排放下降可能的原因为当地化肥施用量的下降,由 2000 年的 423.19 万 t 减少到 395.34 万 t,另一个可能原因是养殖数量和结构的调整.

农业系统 N₂O 排放较多省份较为集中,主要集中在广西、河南、江苏等省份,2019 年,排放量分别为 5.64 万 t、5.69 万 t、3.93 万 t,这些省份的共同特点是属于种植业大省,以河南省为例,其农用地排放量为 4.20 万 t,动物粪便管理排放量为 1.50 万 t,因此,做好农用地 N₂O 减排具有重要意义.

2.3 省域之间、区域之间 N₂O 排放量差异变化

Theil 指数的特点是可以将差异进行拆分,以 T_{wr} 表示区域内差异, T_{br} 表示区域间差异(表 6).2000—2019 年,全国 Theil 指数呈现阶段性变化,2000—2003 年,Theil 指数从 0.039 增长为 0.044,至 2008 年,Theil 指数下降为 0.042,之后在 2010 年达到峰值 0.052,2000—2019 年总泰尔指数呈现增加趋势,并表现出了差异先扩大再缩小,最后较为平稳的趋势.区域内泰尔指数 T_{wr} 从 0.019 增加到 0.031,区域间泰尔指数从 0.021 下降到 0.014,即区域内差异逐渐扩大,区域间差异逐渐缩小.

表 6 2000—2019 年 Theil 指数值

Table 6 Theil index values from 2000 to 2019

年份	T_{wr}	T_{br}	T	年份	T_{wr}	T_{br}	T
2000	0.019	0.021	0.039	2010	0.021	0.031	0.052
2001	0.021	0.023	0.044	2011	0.020	0.025	0.044
2002	0.022	0.021	0.044	2012	0.020	0.023	0.043
2003	0.023	0.021	0.044	2013	0.021	0.024	0.045
2004	0.022	0.019	0.042	2014	0.022	0.024	0.045
2005	0.021	0.019	0.040	2015	0.024	0.022	0.046
2006	0.020	0.020	0.039	2016	0.026	0.019	0.045
2007	0.022	0.020	0.042	2017	0.030	0.017	0.046
2008	0.020	0.021	0.042	2018	0.029	0.016	0.046
2009	0.019	0.027	0.047	2019	0.031	0.014	0.045

从 8 大区域变化来看(表 7),东北区域、南部沿海、大西南区域、长江中游和黄河中游的 Theil 指数呈增长趋势,以东北区域为例,Theil 指数从 2000 年的 0.027 增长为 2019 年的 0.066,区域内部农业系统 N₂O 排放差异进一步扩大.北部沿海、东部沿海、大西北区域的 Theil 指数呈现下降趋势,北部沿海区域从 0.006 下降为 0.005,东部沿海区域从 0.036 下降为 0.024,大西北区域从 0.141 下降为 0.084,区域内部农业系统 N₂O 排放差距缩小.

表 7 2000—2019 年区域 Theil 指数值

Table 7 Regional Theil index values from 2000 to 2019

区域	2000 年	2005 年	2015 年	2019 年
东北区域	0.027	0.024	0.049	0.066
东部沿海区域	0.036	0.036	0.013	0.024
北部沿海区域	0.006	0.008	0.008	0.005
南部沿海区域	0.002	0.000	0.009	0.010
大西北区域	0.141	0.141	0.107	0.084
大西南区域	0.020	0.029	0.034	0.046
长江中游区域	0.005	0.008	0.004	0.008
黄河中游区域	0.001	0.002	0.013	0.018

3 讨论与结论

3.1 讨论

在双碳目标和绿色发展的导向下,研究农业系统 N_2O 排放的源与汇,仍将是未来的热点与难点.本文以2000—2019年全国省级数据为基础,采用IPCC公布的方法对农业系统 N_2O 排放量进行估算,描述全国农业系统 N_2O 排放量和4大板块排放量的时序和空间变化,并引入泰尔指数进行差异分析.主要计算了农用地排放与动物粪便管理所产生的 N_2O 排放量.农用地排放由化肥施用量和秸秆还田构成,2000—2019年秸秆还田所产生的 N_2O 排放量占总排放量的比例很小,在4.78%~7.14%之间.化肥施用量所产生的 N_2O 排放量占总排放量的比例始终最高,并且呈现增加趋势,从2000年的57.43%到2019年的67.26%.农业化肥施用量与农业系统 N_2O 排放量变化轨迹相似,2000—2015年是增加阶段,增加了约1 876.2万t,之后是下降阶段,得益于2015年以来农业农村部组织开展了“化肥农药零增长行动”,2019年相比2015年减少了619万t.同时2020年农业化肥施用量相较于2019年持续下降了约152.9万t.因此在减排过程中,应当着重注意降低化肥施用量、提高化肥利用率,合理施肥,实现农业节本增效,保证产量的同时达到减排效果.从农用地直接排放因子中可以看出,广东、广西、海南、福建的排放因子最高,反映在排放总量上,广西、广东年均排放量分别为5.25万t、5.08万t,在31个省份中分别排第2、第3位,年均排放量最高的是河南,为5.96万t,河南年均排放量最高的原因一方面在于农业化肥施用量最高(2019年高达666.72万t),另一方面河南以蔬菜和小麦为主要农作物,产量位居全国前列,从而使得农用地排放居高不下.通过不同区域的排放因子与不同区域农作物参数,可针对种植业的种植结构和肥料结构进行适当调整,如山东与广东可适当减少蔬菜种植,同时不同氮肥品种 N_2O 排放系数各不相同,尿素、硝态氮肥转化率最低,液氮、硝酸钾、有机肥和不同化学肥料混合使用的转换率较大,因此要在不同的土壤—气候—作物条件下选择合适的化肥种类.从全球范围看,我国是主要粮食作物(小麦、稻谷、玉米)产量最多的国家,因此对于粮食主产区省份要选择合适的施肥时期和科学耕种方法,合理的施肥时期和方法可有效的提高氮素利用率,如在华北平原,冬小麦—夏玉米轮作体系中,冬小麦施肥产生的 N_2O 排放量明显低于在春季和夏季

施肥,同时为减少农业系统 N_2O 排放,可采用深施,混施等方法.在耕种时采用少耕法、免耕法(保护性耕种)等.

本文中动物粪便管理所产生的 N_2O 排放量总占比范围在25.60%~37.79%.从排放因子中可以发现牛的粪便管理排放因子要高于其他动物,并且奶牛的排放因子更是远高于其他动物.作为奶牛优势区的山东、河南、内蒙古自治区所产生的养殖业 N_2O 排放量也在前列.奶牛的养殖数量上,2000—2015年基本呈现增加趋势,增加了约1 037.7万头,之后开始下降,2019年相较于2015年减少了426.5万头,这与全国农业系统 N_2O 排放趋势大体上一致.奶牛养殖数量下降的原因可能在于随着养殖规模化标准的进一步提高,2015年后中小牧场退出明显,这一时期国家对环保减排的要求更高,推动农业向绿色转型.猪的粪便管理排放系数也较高且饲养数量高于牛羊,故对动物粪便管理排放量的贡献仅次于家禽.家禽排放系数最低,但养殖数量远高于其他动物,2019年家禽的饲养数量是牛的71.37倍,是猪的21.01倍,是羊的21.69倍,动物粪便管理中所产生的 N_2O 排放量最高.而马、驴、骆驼、骡由于饲养数量少,所造成的 N_2O 排放量较小.从不同区域不同动物粪便管理排放因子来看,畜禽饲养数量与结构不同,导致各省份,各区域排放量差异.各地区应根据实际情况选择排放因子较低动物饲养.

因技术、自然条件、生产方式的差异,各区域农业结构和经营方式互不相同,各区域政策目标也不尽相同,部分省份如北京、天津、上海等发展集约化、精细化、智能化农业,增强农业可持续发展能力,使得排放量下降.针对省域差异以及内部差异较大的区域,如东北、大西南地区,可实行任务细分机制.经济相对发达的省份,具有经济优势,应当多承担新型低碳技术的研发工作,利用地理优势和经济条件跨国合作,引进开发新的低碳项目,推广到区域内各省份和辐射周边区域,尤其要向新疆、西藏、青海、宁夏等西部地区提供减排技术和减排资本,挖掘碳汇潜力,提高固碳减排能力.此外,农业系统 N_2O 的减排措施不仅要考虑土壤、气候、水分等自然条件,还要综合考虑农业技术、氮肥使用、耕种方式、产业结构等因素.并且,在根据各地区情况,进行减排措施研究的同时,不能忽略人为活动带来的其他温室气体的排放.

近年来学者对农业系统 N_2O 排放量的测量由于

数据以及方法不同,结果存在差异.徐兴英等^[16]估算了江西 2000—2009 年畜禽养殖 N₂O 排放,年均排放量是 20.80 Gg,家禽占比最大,与本文结论相似.韦良焕等^[14]估算了 2000—2016 年各省农业源 N₂O 排放量,2000 年为 71.80 万 t,2016 年为 95.35 万 t,但在估算广西时,2000 年农用地 N₂O 排放量为 18.06 万 t,2016 年高达 45.32 万 t,远大于其他省份,与本文产生差距的主要原因可能在于对甘蔗作物的处理存在差异.张学智等^[13]估算了 2018 年全国农业系统 N₂O 排放,其中农用地 N₂O 排放量为 45.97 万 t,化肥占比达到了 88.34%,秸秆还田产生的 N₂O 产生的排放量占比为 11.28%,畜禽养殖产生的 N₂O 排放量为 27.36 万 t.王成己等^[15]基于 IPCC 估算方法,估算 2005、2010、2015 年福建省农业 N₂O 排放量,结果显示,3 年的排放量分别为 3.41 万 t、3.35 万 t 和 3.29 万 t.总体来看,本文与张学智等^[13]估算结果较为接近,但对数据整理更为严密,时间范围更广.

3.2 结论

本文通过对 2000—2019 年农业系统 N₂O 排放估算,并通过 Theil 指数分析 4 大板块和 8 大区域排放的差异,具体研究结果如下:

1) 全国农业系统 N₂O 排放呈现先增加后减少趋势.2019 年,全国农业系统 N₂O 排放量为 76.43 万 t,比起 2000 年的 69.98 万 t 呈现增长趋势.农用地排放量为 56.87 万 t,动物粪便管理排放量为 19.57 万 t,动物粪便管理排放量下降的重要来源是养殖业内部结构的转换.具体来看,养殖呈现增长的包括家禽、绵羊和骆驼养殖,分别增长了 33.42%、19.36% 和 45%,呈现下降的包括牛、马、驴、猪和山羊,下降幅度在 15%~70%之间.

2) 分省农业系统 N₂O 排放量差异显著,集中趋势更为凸显.农业系统 N₂O 排放较多省份较为集中,主要集中在广西、河南、江苏等省份,2019 年,排放量分别为 5.64 万 t、5.69 万 t、3.93 万 t,与这些省份是主粮作物种植省份有极为紧密的关系.

3) 省域之间、区域之间农业系统 N₂O 排放量差异呈现多样性变化.2000—2019 年,全国 Theil 指数从 0.039 上升为 0.045,省域之间的排放差异是引起变化的主要原因;区域内部之间的差异除了北部沿海、东部沿海和大西北地区,农业系统 N₂O 排放差距在逐步扩大,而农用地排放是引起这种差异变化的主要原因.

综上,对农业系统 N₂O 排放减排需要发展低碳

化农业,特别是针对主粮作物的低碳化生产.对于 4 大区域,主要针对中部板块和西部板块发力,这 2 个板块是农业用地和养殖业比较多的区域,通过对生产环节技术的提升以及规模化种植,提升种植、养殖效率,节约部分农业用地,利用有机肥进行替代,健全畜禽养殖废弃物实现资源利用的制度,推动绿色种养循环的实现,加强秸秆综合利用.对于 8 大经济区,需针对区域内部差异比较大的区域重点发力,主要囊括东北区域和大西南区域,推进农业循环式生产、产业循环式组合,促进 N₂O 高效利用,减少排放,实现主粮作物低碳化生产.

参考文献

References

- [1] 陈锡康,杨翠红,祝坤福,等.2022 年中国经济增长速度的预测分析与政策建议[J].中国科学院院刊,2022,37(1):68-77
CHEN Xikang, YANG Cuihong, ZHU Kunfu, et al. Forecast of China's economic growth rate for 2022 and policy suggestions[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2022, 37(1): 68-77
- [2] 刘华军,邵明吉,吉元梦.中国碳排放的空间格局及分布动态演进:基于县域碳排放数据的实证研究[J].地理科学,2021,41(11):1917-1924
LIU Huajun, SHAO Mingji, JI Yuanmeng. The spatial pattern and distribution dynamic evolution of carbon emissions in China: empirical study based on county carbon emission data[J]. Scientia Geographica Sinica, 2021, 41(11): 1917-1924
- [3] Prinn R G, Weiss R F, Arduini J, et al. History of chemically and radiatively important atmospheric gases from the Advanced Global Atmospheric Gases Experiment (AGAGE)[J]. Earth System Science Data, 2018, 10(2):985-1018
- [4] Bremner J M. Sources of nitrous oxide in soils[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 1997, 49(1/2/3): 7-16
- [5] Babu Y J, Li C, Frolking S, et al. Field validation of DNDC model for methane and nitrous oxide emissions from rice-based production systems of India[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2006, 74(2):157-174
- [6] Del Grosso S J, Wirth T, Ogle S M, et al. Estimating agricultural nitrous oxide emissions[J]. EOS, 2008, 89(51): 529-529
- [7] 李长生,肖向明, Frolking S, 等.中国农田的温室气体排放[J].第四纪研究,2003,23(5):493-503
LI Changsheng, XIAO Xiangming, Frolking S, et al. Emission of greenhouse gas in farmlands of China[J]. Quaternary Science, 2003, 23(5):493-503
- [8] 李艳春,王义祥,王成己,等.福建省农业生态系统氧化亚氮排放量估算及特征分析[J].中国生态农业学报,2014,22(2):225-233
LI Yanchun, WANG Yixiang, WANG Chengji, et al. Esti-

- mation and characteristic analysis of nitrous oxide emissions from agricultural ecosystems in Fujian province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2014, 22(2): 225-233
- [9] 营娜,麻金继,周丰,等.中国农田肥料 N₂O 直接和间接排放重新评估[J].环境科学学报,2013,33(10): 2828-2839
YING Na, MA Jinji, ZHOU Feng, et al. Re-quantification of the direct/indirect N₂O emissions from agricultural fertilizer in China [J]. Acta Scientiae Circumstantial, 2013, 33(10): 2828-2839
- [10] 胡向东,王济民.中国畜禽温室气体排放量估算[J].农业工程学报,2010,26(10):247-252
HU Xiangdong, WANG Jimin. Estimation of livestock greenhouse gases discharge in China [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2010, 26(10): 247-252
- [11] 卢燕宇,黄耀,张稳,等.基于 GIS 技术的 1991—2000 年中国农田化肥氮源一氧化二氮直接排放量估计[J].应用生态学报,2007,18(7):1539-1545
LU Yanyu, HUANG Yao, ZHANG Wen, et al. Estimation of chemical fertilizer N-induced direct N₂O emission from China agricultural fields in 1991-2000 based on GIS technology [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(7): 1539-1545
- [12] 杨璐,李夏菲,于书霞,等.湖北省猪粪管理温室气体减排潜力分析[J].资源科学,2016,38(3):557-564
YANG Lu, LI Xiafei, YU Shuxia, et al. The mitigation potential of greenhouse gas emissions from pig manure management in Hubei [J]. Resources Science, 2016, 38(3): 557-564
- [13] 张学智,王继岩,张藤丽,等.中国农业系统 N₂O 排放量评估及低碳措施[J].江苏农业学报,2021,37(5): 1215-1223
ZHANG Xuezhì, WANG Jiyan, ZHANG Tengli, et al. Assessment of nitrous oxide emissions from Chinese agricultural system and low-carbon measures [J]. Jiangsu Journal of Agricultural Sciences, 2021, 37(5): 1215-1233
- [14] 韦良焕,林宁,莫治新.中国省域农业源 N₂O 排放清单及特征分析[J].浙江农业学报,2019,31(11): 1909-1917
WEI Lianghuan, LIN Ning, MO Zhixin. Inventory and characteristics of agricultural nitrous oxide in China [J]. Acta Agriculturae Zhejiangensis, 2019, 31(11): 1909-1917
- [15] 王成己,李艳春,刘岑薇,等.基于 IPCC 方法的福建省农业活动 N₂O 排放量估算[J].福建农业学报,2018, 33(10):1071-1077
WANG Chengji, LI Yanchun, LIU Cenwei, et al. Nitrous oxide emission estimation of Fujian agricultural activities based on the IPCC methods [J]. Fujian Journal of Agricultural Sciences, 2018, 33(10): 1071-1077
- [16] 徐兴英,段华平,卞新民.江苏省畜禽养殖温室气体排放估算[J].江西农业学报,2012,24(6):162-165
XU Xingying, DUAN Huaping, BIAN Xinmin. Estimation of greenhouse gas emission from livestock and poultry in Jiangsu province [J]. Acta Agriculture Jiangxi, 2012, 24(6): 162-165
- [17] 张旭.四川省和重庆市农田 N₂O 排放量估算[D].重庆:西南大学,2008
ZHANG Xu. Estimation of N₂O emissions from cropland in Sichuan province and Chongqing [D]. Chongqing: Southwest University, 2008
- [18] 黄昭昶,陈思明,毛艳玲,等.基于 ESDA-R/S 的县域农业 N₂O 排放的空间差异及演化趋势分析[J].农业环境科学学报,2018,37(12):2864-2871
HUANG Zhaochang, CHEN Siming, MAO Yanling, et al. Analysis of spatial differences and temporal trends of agricultural N₂O emissions based on ESDA-R/S [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(12): 2864-2871
- [19] 陈慧,付光辉,刘友兆.江苏省县域农业温室气体排放:时空差异与趋势演进[J].资源科学,2018,40(5): 1084-1094
CHEN Hui, FU Guanghui, LIU Youzhao. Spatial and temporal variation and trend evolution of county-based agricultural greenhouse gas emissions in Jiangsu province [J]. Resources Science, 2018, 40(5): 1084-1094
- [20] 汪青,刘敏,侯立军,等.崇明东滩湿地 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放的时空差异[J].地理研究,2010,29(5): 935-946
WANG Qing, LIU Min, HOU Lijun, et al. Characteristics and influencing factors of CO₂, CH₄ and N₂O emissions from Chongming eastern tidal flat wetland [J]. Geographical Research, 2010, 29(5): 935-946
- [21] 国家发展和改革委员会.省级温室气体清单编制指南(试行)[M].2011

N₂O emissions and low-carbon production of staple grains in China's agricultural system under the dual carbon target

WANG Guofeng¹ LIU Pu¹ DENG Xiangzheng^{2,3} LIU Yujie^{2,3} SUN Zhigang^{2,3}

¹ Faculty of International Trade, Shanxi University of Finance and Economics, Taiyuan 030006

² Institute of Geographic Science and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101

³ University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

Abstract The proposal of carbon peak and carbon neutrality goals will have a transformative impact on the socio-

economic development of China. It is of great significance to clarify the agricultural N₂O emissions for the realization of the dual carbon goal. Here, we calculate the N₂O emissions from agricultural system using China's crop planting and manure management data from 2000 to 2019, use the Theil index to explore the difference in N₂O emission among four major regions and eight economic zones, and propose suggestions for China's low-carbon production of staple grains. The results showed an increasing then decreasing trend in N₂O emissions from China's agricultural system during 2000–2019. The N₂O emissions increased during 2000–2015 from 699,800 tons in 2000 to 860,100 tons in 2015, and then declined to 764,300 tons in 2019. The N₂O emission significantly varied between provinces, which was 560 tons in Beijing in 2019 and 56 900 tons in Henan in 2019. Along with the concentrated trend, diverse variations in N₂O emission were observed between provinces and regions. The provincial differences first expanded and then narrowed, and have stabilized since 2009. For the eight economic zones, the Theil index showed a downward trend in the northern coast, eastern coast, northwest zone, and an upward trend in other zones. To reduce N₂O emission, it is necessary to carry out low-carbon production of major grains targeted for different regions and economic zones, especially for the central region, western region, northeast zone and southwest zone.

Key words dual carbon goal; agricultural system; N₂O emissions; Theil index; low carbonization