中国生态农业学报(中英文)
Chinese Journal of Eco-Agriculture

中国农畜牧业高分辨率氨排放清单

王　琛，张秀明，段佳，赵占轻，超普，王贵师，周　丰，张　霖，刘宏斌，董红敏，朱志平，谷保静

A high-resolution ammonia emission inventory for cropland and livestock production in China

WANG Chen, ZHANG Xiuming, DUAN Jiakun, ZHAO Zhanqing, TI Chaopu, WANG Guishi, ZHOU Feng, ZHANG Lin, LIU Hongbin, DONG Hongmin, ZHU Zhiping, and GU Baojing

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12357/cjea.20210298

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

中国畜牧业温室气体排放的脱钩与预测分析

Decoupling and predictive analysis of greenhouse gas emission from animal husbandry in China

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(5): 793–802

中国畜牧业绿色全要素生产率演变及区域差异研究

Evolution of green total factor productivity and regional disparity in China's husbandry

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(4): 613–622

华北平原氮肥周年深施对冬小麦–夏玉米轮作体系土壤氨挥发的影响

The effects of deep application of nitrogen fertilization on ammonia volatilization in a winter wheat/summer maize rotation system in the North China Plain

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(12): 1880–1889

家畜圈舍粪尿表层酸化对氨气排放的影响

Impact of surface acidification of manure on ammonia emission in animal housing

中国生态农业学报(中英文). 2019, 27(5): 677–685

不同施肥方式下砂姜黑土冬小麦–夏玉米轮作农田氨挥发特征及排放系数

Ammonia emission characteristics and emission coefficients of wheat and corn rotation cropland under different fertilization methods in lime concretion black soil

中国生态农业学报(中英文). 2020, 28(12): 1869–1879

重庆市规模化畜禽养殖氨排放特征及减排策略研究

Characteristics of ammonia emission from large–scale livestock/poultry breeding and its mitigation countermeasures in Chongqing

中国生态农业学报(中英文). 2017, 25(5): 769–777

关注微信公众号，获得更多资讯信息

中国生态农业学报(中英文) 2021 年 12 月 第 29 卷 第 12 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Dec. 2021, 29(12): 1973−1980

DOI: 10.12357/cjea.20210298

王琛, 张秀明, 段佳堃, 赵占轻, 逯超普, 王贵师, 周丰, 张霖, 刘宏斌, 董红敏, 朱志平, 谷保静. 中国农畜牧业高分辨率氨排放清单[J]. 中国生态农业学报 (中英文), 2021, 29(12): 1973−1980

WANG C, ZHANG X M, DUAN J K, ZHAO Z Q, TI C P, WANG G S, ZHOU F, ZHANG L, LIU H B, DONG H M, ZHU Z P, GU B J. A high-resolution ammonia emission inventory for cropland and livestock production in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2021, 29(12): 1973−1980

中国农畜牧业高分辨率氨排放清单*

王 琛[1], 张秀明[2], 段佳堃[1], 赵占轻[3], 逯超普[4], 王贵师[5], 周 丰[6], 张 霖[7], 刘宏斌[8], 董红敏[9], 朱志平[9], 谷保静[1**]

(1. 浙江大学环境与资源学院 杭州 310058; 2. 墨尔本大学 墨尔本 VIC 3010; 3. 河北地质大学土地科学与空间规划学院 石家庄 050031; 4. 中国科学院南京土壤研究所 南京 210008; 5. 中国科学院合肥物质科学研究院 合肥 230031; 6. 北京大学城市与环境学院 北京 100871; 7. 北京大学物理学院 北京 100871; 8. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所 北京 100081; 9. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所 北京 100081)

摘 要: 氨 (NH_3) 挥发对生态系统和人体健康都带来负面影响, 其中农畜牧业占 NH_3 挥发总量的 90% 左右, 农牧业 NH_3 挥发也意味着氮肥流失, 给农民带来经济负担。本文梳理了国家重点研发专项“农畜牧业氨排放污染高效控制技术”项目中课题 4“农牧业氨排放清单编制及减排评估技术研究”的主要内容, 重点介绍农畜牧业动态高精度氨排放清单编制的主要研究进展。本课题构建了农田 NH_3 挥发基础参数集和农事活动数据集, 以及畜禽养殖全链条 NH_3 挥发的特征参数集和养殖活动数据集, 完成了 2017 年全国 2853 个县 (市) 1 km 空间分辨率农田氮肥和畜禽养殖氨排放清单。中国 2017 年农田氮肥 NH_3 排放量为 3.6 Tg, 南方排放强度高于北方; 畜牧业 NH_3 排放量为 5.0 Tg, 其中室内圈舍和粪肥农田施用阶段 NH_3 排放较高。华北和华南地区为主要的排放热点区, 排放季节集中在春季和初夏。通过基于高分辨率农事活动数据的排放清单, 进而应用 GEOS-Chem 大气化学模型评估各种减排情景带来的空气质量改变, 指导精准减排和示范, 同时对全国不同区域农业 NH_3 排放特征识别和本地化、精细化农牧业管理提供参考。

关键词: 氨挥发; 畜牧业; 氮肥; 排放清单; 减排情景

中图分类号: X511 **开放科学码(资源服务)标识码(OSID):**

A high-resolution ammonia emission inventory for cropland and livestock production in China*

WANG Chen[1], ZHANG Xiuming[2], DUAN Jiakun[1], ZHAO Zhanqing[3], TI Chaopu[4], WANG Guishi[5], ZHOU Feng[6], ZHANG Lin[7], LIU Hongbin[8], DONG Hongmin[9], ZHU Zhiping[9], GU Baojing[1**]

(1. College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2. The University of Melbourne, Melbourne, VIC 3010, Australia; 3. School of Land Science and Space Planning, Hebei GEO University, Shijiazhuang 050031, China; 4. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 5. Hefei Institutes of Physical Science, Chinese Academy of Sciences, Hefei 230031, China; 6. College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; 7. School of Physics, Peking University, Beijing 100871, China; 8. Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of

* 国家重点研发计划项目 (2018YFC0213304) 资助

** 通信作者: 谷保静, 主要研究方向为氮循环及其调控、农业污染治理与绿色发展。E-mail: bjgu@zju.edu.cn
王琛, 主要研究方向为农业氮循环。E-mail: wang.chen@zju.edu.cn

收稿日期: 2021-05-17 接受日期: 2021-08-16

* This study was supported by the National Key Research and Development Program of China (2018YFC0213304).

** Corresponding author, E-mail: bjgu@zju.edu.cn

Received May 17, 2021; accepted Aug. 16, 2021

Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 9. Institute of Environmental and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Ammonia (NH_3) volatilization has negative impacts on ecosystem and human health and NH_3 emission from cropland and livestock accounts for approximately 90% of the total NH_3 emission, which also indicates nitrogen fertilizer loss and brings economic burden to farmers. We presented the main contents of topic 4 'Research on Ammonia Emission Inventory Compilation and Reduction Assessment for Cropland and Livestock Production' in National Key Research and Development Program 'High Efficiency Control Technology for Ammonia Emission Pollution from Cropland and Livestock Production' and mainly focused on the latest progress of dynamic high-resolution ammonia emission inventory for cropland and livestock. This project developed the basic characteristic parameters and agricultural activity data set of both cropland and livestock production, then compiled the 1 km-resolution cropland nitrogen fertilizer and livestock NH_3 emission inventory of 2853 cities at county level in 2017. The NH_3 emission of cropland nitrogen fertilizer in China was 3.6 Tg of which the emission intensity in South China was higher than that in the North China. The total NH_3 emission inventory of livestock was 5.0 Tg of which the NH_3 emission in housing and manure spreading stage was higher. The North China Plain and Guangdong are the main emission hotspots and the emission peak was concentrated in spring and early summer. The GEOS-Chem atmospheric chemistry model was used to evaluate the air quality changes caused by various emission reduction scenarios, to guide the emission reduction strategies in demonstration area as well as provide information to localized emission characteristics and the fine management of agriculture in different regions.

Keywords: Ammonia emission; Livestock; Nitrogen fertilizer; Emission inventory; Emission scenarios

氨 (NH_3) 挥发是氮素流失的主要途径之一, 它在全球氮循环中起着重要作用, 氨气挥发对环境和人体健康产生负面影响, 引起大气污染、土壤酸化、富营养化和生物多样性丧失等问题[1-2]。大约 90% 的 NH_3 排放来自于农业源, 其中 30%~40% 来自氮肥施用, 50%~60% 来自于畜禽养殖[3-4]。中国城镇化水平不断提升、经济飞速发展, 人们生活水平显著提高, 饮食结构也发生改变, 对畜禽产品的需求不断增加。随着未来人口的持续增长, 将持续依赖氮肥投入和畜牧养殖生产的扩张[5-6]。减少农业氨挥发, 不仅对提高作物产量和节约农民经济成本有着积极作用, 而且对减轻大气污染, 改善环境和人体健康有着重要意义[7]。因此, 准确估算农田施肥和畜禽养殖的氨气排放量, 识别高分辨率的时空特征, 可以对全国不同区域的精细化农业管理提供参考, 同时也对制定有效氨气减排措施和大气污染治理至关重要。

我国农畜牧业氨排放大、高排放区与大气严重污染区高度重叠, 是导致雾霾的重要原因之一, 但氨挥发时空分布不清, 减排难度大, 亟待攻关。建立基于农事活动的动态化、本地化和精细化氨挥发清单、校验体系、评估平台与指导精准减排的互馈系统至关重要。本研究依托 "大气污染成因与控制技术研究"国家重点研发计划专项下"农畜牧业氨排放污染高效控制技术"项目下设的课题"农牧业氨排放清单编制及减排评估技术研究", 通过典型农田和养殖区农事活动调研, 构建基于农事活动的农田基础参数集和农事活动数据集, 以及畜禽养殖全链条氨挥发的特征参数集和养殖活动数据集, 编制 1 km 空间分辨率的动态精细化农牧业氨排放清单。同时基于同位素源解析和陆面过程模型模拟和大气化学模型反演, 研发"自下而上"和"自上而下"氨排放双向校验体系; 建立具有氨排放过程预警、空气质量影响解析等功能的区域尺度农畜牧业氨减排综合技术评估平台, 形成精细化排放清单、评估平台与指导精准减排的互馈系统 (图 1)。

1 农业氨排放清单研究进展及局限

大气氨排放清单的可信度来自详实的活动水平数据和恰当的估算方法, 对于农田施肥氨排放清单, 近年来国内外已有不少学者开展研究, 主要采用基于农业过程模型和排放因子的方法。过程模型 (如 DNDC, EPIC-CMAQ 等) 估算氨排放可以更好地使用在点位排放的模拟[8-11], 但过程模型在建模和使用过程中需要大量地输入数据, 如详细的土壤条件信息 (pH、含水量、黏粒含量、含钙量等) 和环境气象信息 (温度、风速、降水) 等。对于一些基础数据有限的地区或者政府机构来说, 无法有效地运用, 进而限制了其推广和应用。排放因子法可以很大程度上缓解这些问题, 也是应用最普遍的研究方法。政府间气候变化专门委员会 (IPCC) 在全球尺度上给出 10% (不确定性 3%~30%) 的氨挥发因子, 2019 年更新了不同氮肥的氨挥发因子 (0.2%~14.2%)[12]。在全国区域范围内使用排放因子进行自下而上编制氨排放清单, 能识别在大的范围内的排放总量, 但是氮肥氨挥发往往受到不同地区气候环境和土壤条件 (施肥量、施肥类型、施肥方式、温度、风速、土壤黏粒含

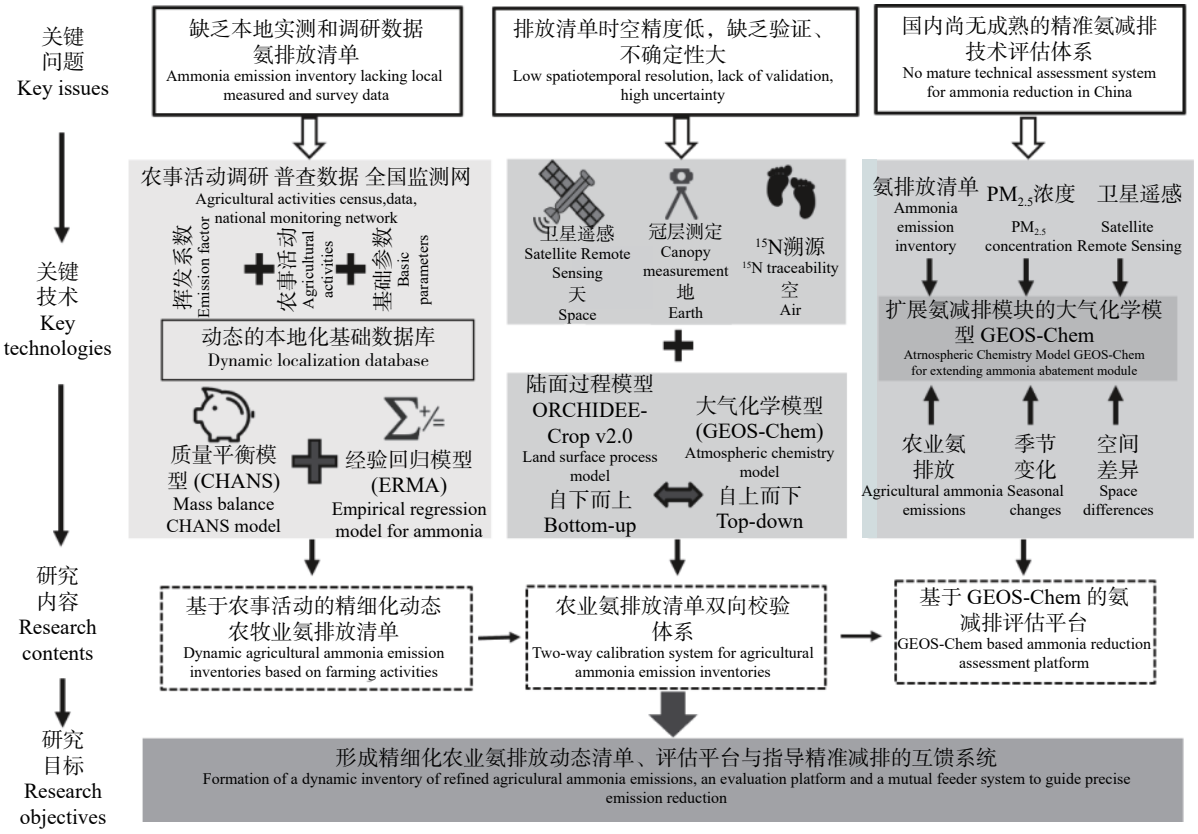

图 1　“农牧业氨排放清单编制及减排评估技术”课题研究技术路线

Fig. 1　Technical route of the project ‘Research on Ammonia Emission Inventory Compilation and Reduction Assessment for Cropland and Livestock Production’

量) 等多种因素的影响[13-14], 这种方法不能识别具体空间和时间差异性, 且带来较大的不确定性。同时之前的研究轻视农事活动对农田氨排放的影响, 无法实现动态本地化和精细化目的。Huang 等[3] 和 Kang 等[5] 引入不同参数修正排放因子, 估算中国农田化肥氨排放在 2006 年和 2012 年分别为 3.2 Tg、2.8 Tg; 另外使用较多的还有国家氨减排措施评价体系 (National Ammonia Reduction Strategy Evaluation System model, NARSES), 可以引入施肥措施、环境温度和土壤 pH 这些修正因素, 在空间上识别环境和施肥措施的差异性。如 Zhang 等[15]、Xu 等[16-17] 估算全国氨排放 2005 年 3.55 Tg、2008 年 3.3 Tg、2010 年 4.5 Tg。但是该模型源于英国, 基础数据和方法都是基于国外试验, 其中关键的参数——最大排放系数也无法准确定量, 不能更好地适用于国内的环境, 因此大多数研究引用此方法造成很大的误差。同时还有区域氨排放清单, 如董艳强等[18]、Zheng 等[19] 和 Zhou 等[20] 分别对长三角、珠三角、京津冀地区建立氨排放清单, 同时还有不同省份排放清单[21-23]。

畜禽养殖业氨排放清单编制大多参考国外研究方法, 主要考虑“圈舍-储藏-处理-施用或放牧”畜禽粪污全链条排放, 以物质平衡原理为基础[24], 采用排放系数法进行, 利用国家、省、市或县域尺度的统计数据, 结合氨排放系数对不同区域进行“自下而上”的氨排放清单编制。杨志鹏[24] 基于物质流方法分析氮素利用与损失, 估算了 1998—2006 年中国畜禽养殖业氨排放量。刘东[25] 采用 RAINS 模型排放因子方法, 将养殖方式分为集约化和农户散养分别计算。Ma 等[26] 基于物质流方法建立了国家和区域尺度上的评价氮、磷流动的食物链养分流动模型 (NUFER), 用于估算 NH_3、N_2 和 N_2O 挥发、淋溶和径流损失情况, 同时评估不同养分管理技术和政策法规对其的影响。Huang 等[3] 和 Kang 等[5] 对全国 1980—2012 年间的氨排放清单编制研究中详细估算了畜牧业氨排放量及其时空分布特征; Xu 等[6] 利用县级尺度统计数据估算了 2008 年我国畜牧业氨排放的时空分布特征, 并通过情景分析探索了可能的减排潜力; Zhang 等[4] 使用“自下而上”的排放系数法结合“自上而下”的遥感反演法对 2008 年我国农业氨排放清单进行了重新编制。同时也有不少针对局部区域畜牧业氨排放的研究[27-28]。

目前的农业氨排放清单研究存在以下几点不足:

1) 已有清单的基准年份过早, 主要集中在 2012 年前, 而当前我国农田施肥方式和畜禽养殖业都发生了巨大变化, 例如施肥类型、施肥方式和养殖规模化程度、粪污管理模式等。通过全国第一次和第二次污染源普查结果比较也发现, 相比于 2007 年, 2017 年圈舍环节干清粪比例显著增加, 水冲粪比例显著降低, 储藏处理阶段, 固体粪便仍以简单堆沤后还田为主, 液态粪污直接还田和厌氧发酵比例显著增加、未利用的比例显著降低[29]。因此, 需要编制能够反映当前农畜牧业现状的更新氨排放清单。2) 清单编制活动水平数据多利用空间分辨率较低的省或市级尺度的统计数据进行, 再采用一定的方法将区域尺度的排放量降至 1 km 空间分辨率。受原始基础数据空间分辨率的影响, 该结果的空间不确定性仍较大, 难以准确捕获氨排放热点区域。以往的畜牧业统计数据由于缺乏规模上养殖场的调查信息, 没有考虑具体养殖场养殖方式、清粪方式和粪便管理方式差异对氨排放的影响。3) 当前我国农田施肥氨清单编制多使用简单的排放因子法, 考虑气候和土壤因素的影响没有基础实验数据的支撑, 畜牧业则多采用国外的排放系数进行计算, 这在一定程度上也增加了清单的不确定性。4) 现有清单的时间分辨率多为年、季和月, 大多时间分配权重没有具体的统计信息, 与目前的实际情况不符, 未能精准反映氨排放的时间分布特征。这些均限制了农畜牧业氨排放清单在空气质量模型的准确应用以及因地制宜地制定和实施氨减排措施。因此, 有必要重新估算我国农畜牧业的氨气排放量, 并详细刻画其时空分布特征, 进而为全国不同区域农业氨排放特征识别和精细化农业管理提供参考, 同时也对农畜牧业可持续发展并制定有效氨气减排途径和大气污染防控具有重要的意义。

2 农田氮肥施用

本研究在中国知网 (CNKI)、Google Scholar 和 Web of Science 等数据库中以关键字“氨” “NH_3” “氨挥发”或“氮肥” “ammonia emission”和中国各个地区名称等关键词进行文献检索, 获得相关的中英文文献。收集文献试验数据, 建立全国包含地理信息、作物类型、土壤和气象条件、施氮量、施肥方式和各阶段氨积累挥发量的农田施肥氨挥发数据库。利用该数据库, 随机选取 70% 的数据用于构建逐步回归模型, 剩下 30% 的数据用于计算均方根误差 (13.2)、模型效率 (51%) 和 R^2 (0.56) 等指标来进行模型评价[30]。检验结果显示, 本研究开发的经验回归模型可以利用较少的变量参数无偏地、较好地模拟中国农田的氨挥发[31]。活动水平数据是收集 31 个省的各市统计年鉴和自治区年鉴中 2853 个县级城市 16 种作物的播种面积, 同时整理农业污染普查数据, 获得农事活动 (施肥方式、类型、时间) 数据集。将农作物分为 6 类进行分类: 水稻 (*Oryza sativa*)、小麦 (*Triticum aestivum*)、玉米 (*Zea mays*)、其他粮食作物、经济作物和水果蔬菜, 整理不同省份每个农户的基肥和追肥施时间, 对不同农作物施肥时间以 10 d 为单位进行统计, 将施肥频率作为氨排放时间分配权重系数。

本研究模型纳入环境气候、种植方式、土壤条件和农业管理措施参数模拟氨挥发, 避免了农田氮肥氨挥发因子在空间上由于各个地区的条件不同而存在有较大差异的情况。由此估算 2017 年全国县级农田氮肥氨排放清单总量为 3.6 Tg, 平均排放强度为 19.3 $kg \cdot hm^{-2}$。其中排放量贡献较大的地区是长江中下游、黄淮海和西南地区, 占全国排放量的 60% 以上, 排放量前三的省份分别是河南、安徽和江苏。其中河南省是冬小麦-夏玉米轮作系统, 此外还有大量的水果蔬菜种植, 因此排放量占比高; 而安徽和江苏位于长江中下游地区, 水稻施肥的氨排放量占比较高。从不同农作物看, 蔬菜排放量在各种农作物中占比最高 (24.3%), 由于其平均氮肥施用率远高于其他农作物, 且种植地区偏向于挥发系数较高的南方地区。其次为水稻和玉米, 水稻田的氨挥发系数普遍高于旱地, 黄淮海地区玉米的生育期主要在夏季, 此时环境温度高造成氨挥发率也较大。小麦的种植面积大, 但主要分布在黄淮海平原地区, 集中在秋季 10 月份施用基肥和次年春季追肥, 施肥时期环境温度低, 挥发量并不高。水果的排放量少且比较集中, 主要在广东和广西、陕西、山东等的排放量较高。豆类作物是固氮作物, 施氮量较小, 所以其氨排放量也较低。其他经济作物中糖料、棉花 (*Gossypium* spp.) 仍占较高水平, 茶叶、烟草 (*Nicotiana tabacum*)、麻类和药材等施氮量较少 (0.7%), 排放量也整体处于略低水平。

3 畜禽养殖业

畜禽养殖氨挥发的估算结合文献调研, 原位监测以及 Mate 分析等方法, 构建了配套的分区域 (省、市、县)、分养殖类型 (奶牛、肉牛、生猪、蛋鸡、肉鸡等)、分养殖规模 (集约化、散养)、分养殖阶段 [饲喂 (用于后期减排阶段)、畜舍、粪污存储、施

用]、分粪污处理方式 (人工干清粪、机械干清粪、垫草垫料、水冲粪、水泡粪) 的氨排放因子库, 基于 CHANS 物质流模型统计汇总, 获取精细到本地各养殖场全链条 (畜舍、粪污存储及处理、施用阶段) 的氨排放数据。该模型内部耦合了活性氮物质流平衡校验体系, 以及环境气候校正参数, 确保氨排放清单的不确定性在 15% 以内[32]。此外, 由于全国第二次污染普查统计数据未包括羊、马、驴骡、骆驼、蛋鸭肉鸭、蛋鹅肉鹅、兔, 这些动物使用县级统计年鉴数据进行补充, 保证本课题的畜牧业氨排放清单涵盖全部畜禽种类。基于以上数据库, 本课题采用自下而上的方法, 编译和汇总了分养殖场、分县、分市、分省、分畜禽类型的多尺度高精度的畜禽养殖氨排放清单。利用全国气象站点 2017 年数据, 采用空间插值, 得到每月 1 km 空间分辨率的平均气温和平均风速数据集, 用于时间变化分配。对于畜舍和存储阶段的排放, 规模上养殖场直接分配在经纬度, 规模下则分配在农村居民点, 还田阶段分配在耕地上, 放牧则分配在草地上 (空间分辨率均是 1 km)。

对于畜牧业, 养殖场不同的粪污管理方式是畜禽养殖系统氨排放的关键影响因素。本研究清单估算考虑了养殖方式、清粪方式和粪污管理方式差异对氨排放的影响, 因此更能反映目前的真实现状。本研究估算的 2017 年中国畜牧业氨排放清单总量为 5.0 Tg, 其中圈舍和粪肥农田施用阶段氨排放较高, 分别为 1.6 Tg 和 2.3 Tg, 共占畜牧业氨排放的 78%。从区域尺度上来看, 山东、四川和河南等省的排放量较高 (图 2b), 主要是存在大批规模化和现代化程度较高的养殖场, 畜禽养殖量大, 尤其是山东和河南的养猪场和养鸡场占较大比重, 造成排放量较高。而西北地区分布较多的游牧民族, 其畜牧业排放主要是放牧阶段占比较高。由排放清单看出我国畜牧业的氨排放最大的来源是生猪饲养, 占总畜牧业排放的 34%, 主要分布在河南、四川等地。其次是羊养殖的氨排放, 主要分布在内蒙古、新疆和西藏地区。

4　氨排放时空分布

本研究使用 2853 个县级统计数据和规模养殖场污染普查数据, 基于此估算得到的氨排放清单可以清晰地识别到显著的空间差异性和排放热点 (图 2)。在全国农畜牧业 1 km 氨排放空间分布上, 农田化肥排放强度南方普遍高于北方, 华南地区排放强度最高, 西北和东北地区较低。南方地区主要种植双季稻和三季稻, 水稻追肥比例较高, 排放量大。华南地区水果和蔬菜的种植贡献了较大的排放量, 且该处年均温高, 在 1—2 月始播早稻和春玉米等作物, 在各个季节持续都有较高排放。相比来说, 东北地区主要种植玉米和单季稻, 且主要种植季节为春季, 氨挥发率很低, 所以该地区整体排放强度和排放量较低。黄淮海地区小麦-玉米轮作以及多年生的蔬菜和水果的综合种植, 使得该地区一年中持续有氨排放。西北地区受环境和地理等因素的影响, 整体挥发率和排放强度低, 但陕西水果种植量非常大, 而新疆的经济作物和水果种植面积较高。畜牧业氨排放空间分布明显区别于种植业, 除华北地区外, 在我国东北地区和西北地区都有排放热点, 在内蒙古和新疆等草原地区的畜牧业从粗放型养殖向集约化管理转变, 畜牧业增长较快。而近几年我国畜牧业政策的改变以及农业内部产业结构的优化, 青海、宁夏和内蒙

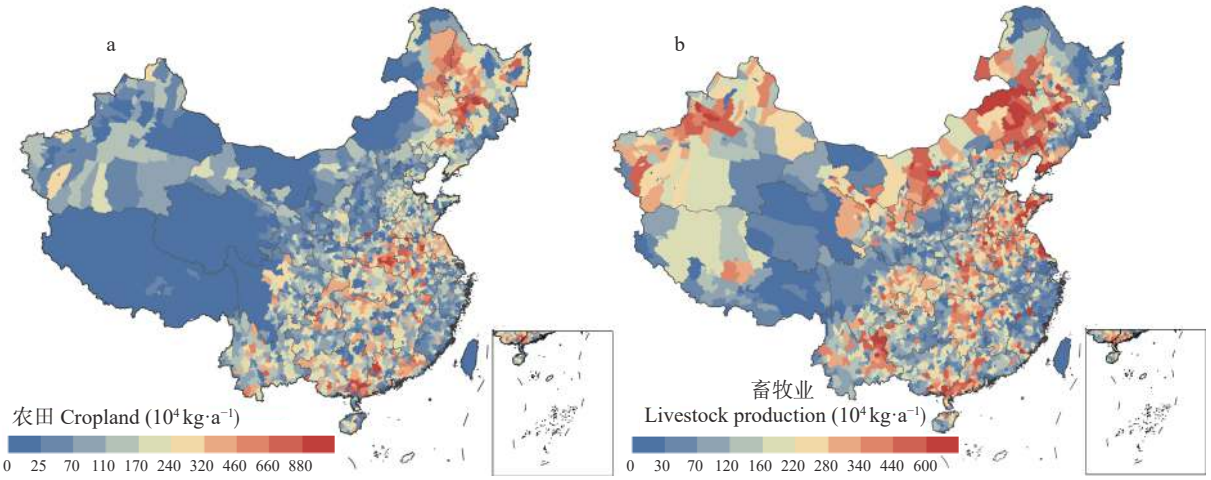

图 2　2017 年中国农畜牧业氨排放县级空间分布情况

Fig. 2　Spatial distribution of ammonia emissions from cropland and livestock production at county level in China in 2017

古等北部省区畜牧业总生产值也有较高的增幅, 逐渐形成“南猪北调”的转变。同时新疆和西藏有较多的放牧牲畜, 在户外放牧阶段也有较大的氨排放量。但由于中部地区排放集中, 有较多规模上的养殖场, 因此华北平原排放强度都在较高水平。

相比其他研究, 本研究整理出可靠详实的农事活动并耦合气象数据, 因此能识别每月氨排放特征。本研究中氨排放呈现出明显的季节差异, 主要集中在春季和初夏。春季农忙季节, 在我国北方 2—3 月开始小麦追肥并始播种经济作物和蔬菜等 (图 3), 同时南方地区的水果蔬菜贡献较大的排放。6 月排放主要来自长江中下游水稻追肥, 以及北方夏玉米施肥排放, 且有的作物开始追肥促使生长, 期间由于温度高, 这个时期排放达高峰。夏季 7—8 月虽然温度也较高, 但所需施肥的作物逐渐减少, 氨排放主要由于热带水果和蔬菜的施肥。在秋收过后, 开始第 2 季作物的播种, 10 月在北方始播冬小麦和油菜 (*Brassica campestris*) 等, 所以也出现排放峰值。冬季大部分农作物在越冬期施肥量少, 且温度低, 整体氨排放比较低, 少量的排放来自华南地区一些播种较早的农作物。畜牧业统计数据以年为单位, 一年内每个季节的出栏量波动不大, 其氨排放变化主要受到环境温度和风速的影响, 从结果来看主要和温度趋势一致。由于每个地区一年四季不同的温差, 造成每个地区氨排放的季节变化不一。东北地区冬季温度低, 所以其排放量很小, 而南方长江中下游和华南地区此时排放量仍然较高。

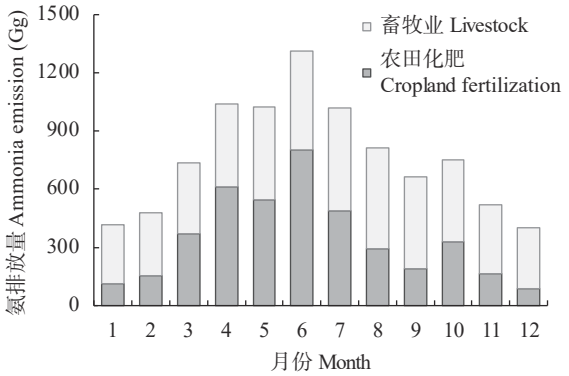

图 3 2017 年中国农畜牧业氨排放月份变化

Fig. 3 Monthly variation of ammonia emission from cropland and livestock production in China in 2017

5 排放清单校验与展望

氨排放清单的不确定性有很多来源, 例如活动数据的获取、本地化和精细化排放因子的选择和农田实践措施应用水平的准确性。本课题编制的全国精细化氨排放清单, 全面考虑地理、区位、气候、养殖规模、农业实践管理等因素, 较好地反映了我国各级尺度上农业源氨排放量, 例如加入污染普查农业实践措施数据的农田氨排放相比我们之前基于历史资料收集计算的结果降低 0.7 Tg[31]。本研究的活动级数据来源于政府部门的统计数据, 由此编译自下而上的排放清单保证了数据的完整性和可靠性, 但由于基层数据统计量巨大, 且各区域统计方法和口径仍存在差异, 统计误差不可避免; 但同时, 在时间和空间评估中使用的基于物质流平衡法的 CHANS 模型和农田多元逐步回归模型, 约束了清单的不确定性范围, 整体上清单的不确定性可以控制在 15% 以内, 有效提高了清单准确性及适用性[32]。尽管我们的研究取得了较好的结果, 较以往的研究不论在时间还是空间分辨率上都有大幅的提高, 但是评估的过程中仍存在一定的问题, 一方面是活动水平数据的全面性与时滞性, 调研过程周期长、小部分养殖场或者新成立养殖场的漏查、漏报等都可能会导致清单部分地区数据的误差; 另一方面, 排放清单中尽管关于排放系数集做了很大的改进, 但由于数据的缺乏, 部分参数如动物氮排泄系数在不同省使用不同值, 因此, 研究结果仍有一定的偏差与不确定性存在。后续将优化排放参数、活动水平等, 降低氨排放估计的不确定性。

针对潜在的不确定性以及大尺度氨排放清单难以验证等问题, 本研究课题整合地面冠层氨挥发在线监测系统、近地面大气氨浓度微气象监测及其 ^{15}N 稳定同位素溯源和大气遥感柱浓度监测系统, 结合基于本地化农事活动的氨排放清单和天地空立体监测网络系统, 研究基于模型的“自下而上”和基于大气化学反演模型 GEOS-Chem 的“自上而下”氨排放双向校验体系, 验证和优化农业氨排放清单。主要通过逐月尺度 GEOS-Chem 模拟和 TES 观测中国氨柱浓度的差值, 在空间和时间上对高分辨率清单进行验证及反演优化, 基于 IASI 卫星观测和 WRF-Chem 模拟氨柱浓度的对比, 识别重要的排放热点, 因此大气氨排放量和季节变化也在相互校验过程中不断优化调整, 以期最终得到准确且权威的中国大气氨排放清单结果。同时拓展 GEOS-Chem 大气化学反演模型, 整合氨减排评估模块, 搭建我国农业氨减排综合技术评估平台, 优化减排评估平台的评估能力, 形成精细化排放清单、评估平台与指导精准减排的多维互馈系统。

近年来有研究显示, 利用氮同位素技术, 可以对

我国典型地区进行大气氨的实时监测, 进而明确各排放源的贡献。课题在我国农业氨排放典型区选择监测网络搭建样地 (河北栾城), 开展了氨气的采集及其排放通量和 $\delta^{15}N\text{-}NH_3$ 同位素自然丰度的测定, 同时进行了野外排放源的调查工作, 最终辨别了该地区大气中氨的来源及其贡献, 该研究结果为排放清单结果提供了地面校验。同时基于激光外差光谱测量技术开展地基整层大气氨气测量, 利用仿真软件设计高效耦合及模式匹配的光学系统, 通过小波去噪等数字信号处理方法获得高光谱分辨率的整层大气透过率谱, 采用正向模型以及最优估计迭代反演算法实现氨气垂直柱总量及垂直分布的测量。然后, 基于大气化学模型 GEOS-Chem, 将全国基于农事活动调查数据的高分辨率农业氨排放清单和大气遥感监测数据作为模型的输入数据, 模拟氨在大气中的输送、化学转换和沉降过程, 并获得全国尺度上每月的大气氨浓度分布。将模型模拟结果与大气氨排放和氨浓度观测资料在典型样地 (河北栾城和江苏常熟) 进行比较, 量化模型模拟及氨排放清单存在的偏差。通过基于高分辨率农事活动数据的排放清单, 进而应用 GEOS-Chem 大气化学模型评估各种减排情景会带来多少空气质量改变, 指导精准减排示范区课题的减排操作, 同时依托课题示范区实践结果, 优化减排评估平台的评估能力, 可以形成天地空联动的氨减排评估平台与指导精准减排的互馈系统。

参考文献　References

[1] GALLOWAY J N, TOWNSEND A R, ERISMAN J W, et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions[J]. Science, 2008, 320(5878): 889−892

[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(28): 8792−8797

[3] HUANG X, SONG Y, LI M M, et al. A high-resolution ammonia emission inventory in China[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2012, DOI: 10.1029/2011gb004161

[4] ZHANG L, CHEN Y F, ZHAO Y H, et al. Agricultural ammonia emissions in China: reconciling bottom-up and top-down estimates[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2018, 18(1): 339−355

[5] KANG Y N, LIU M X, SONG Y, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in China from 1980 to 2012[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(4): 2043−2058

[6] XU P, KOLOUTSOU-VAKAKIS S, ROOD M J, et al. Projections of NH_3 emissions from manure generated by livestock production in China to 2030 under six mitigation scenarios[J]. Science of the Total Environment, 2017, 607/608: 78−86

[7] ZHANG X M, GU B J, VAN GRINSVEN H, et al. Societal benefits of halving agricultural ammonia emissions in China far exceed the abatement costs[J]. Nature Communications, 2020, 11: 4357

[8] LI S Q, ZHENG X H, ZHANG W, et al. Modeling ammonia volatilization following the application of synthetic fertilizers to cultivated uplands with calcareous soils using an improved DNDC biogeochemistry model[J]. Science of the Total Environment, 2019, 660: 931−946

[9] XU R T, TIAN H Q, PAN S F, et al. Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty[J]. Global Change Biology, 2019, 25(1): 314−326

[10] FU X, WANG S X, RAN L M, et al. Estimating NH_3 emissions from agricultural fertilizer application in China using the bi-directional CMAQ model coupled to an agro-ecosystem model[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, 15(12): 6637−6649

[11] ZHAN X Y, CHEN C, WANG Q H, et al. Improved Jayaweera-Mikkelsen model to quantify ammonia volatilization from rice paddy fields in China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(8): 8136−8147

[12] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use. https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/

[13] ZHAN X Y, ADALIBIEKE W, CUI X Q, et al. Improved estimates of ammonia emissions from global croplands[J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(2): 1329−1338

[14] TI C P, XIA L L, CHANG S X, et al. Potential for mitigating global agricultural ammonia emission: a meta-analysis[J]. Environmental Pollution, 2019, 245: 141−148

[15] ZHANG Y S, LUAN S J, CHEN L L, et al. Estimating the volatilization of ammonia from synthetic nitrogenous fertilizers used in China[J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92(3): 480−493

[16] XU P, LIAO Y J, LIN Y H, et al. High-resolution inventory of ammonia emissions from agricultural fertilizer in China from 1978 to 2008[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2016, 16(3): 1207−1218

[17] XU P, ZHANG Y S, GONG W W, et al. An inventory of the emission of ammonia from agricultural fertilizer application in China for 2010 and its high-resolution spatial distribution[J]. Atmospheric Environment, 2015, 115: 141−148

[18] 董艳强, 陈长虹, 黄成, 等. 长江三角洲地区人为源氨排放清单及分布特征[J]. 环境科学学报, 2009, 29(8): 1611−1617
DONG Y Q, CHEN C H, HUANG C, et al. Anthropogenic emissions and distribution of ammonia over the Yangtze River Delta[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(8): 1611−1617

[19] ZHENG J Y, YIN S S, KANG D W, et al. Development and uncertainty analysis of a high-resolution NH_3 emissions inventory and its implications with precipitation over the Pearl River Delta region, China[J]. Atmospheric Chemistry and

Physics, 2012, 12(15): 7041−7058

[20] ZHOU Y, CHENG S Y, LANG J L, et al. A comprehensive ammonia emission inventory with high-resolution and its evaluation in the Beijing-Tianjin-Hebei (BTH) region, China[J]. Atmospheric Environment, 2015, 106: 305−317

[21] WANG C, YIN S S, BAI L, et al. High-resolution ammonia emission inventories with comprehensive analysis and evaluation in Henan, China, 2006−2016[J]. Atmospheric Environment, 2018, 193: 11−23

[22] WU S P, ZHANG Y J, SCHWAB J J, et al. High-resolution ammonia emissions inventories in Fujian, China, 2009−2015[J]. Atmospheric Environment, 2017, 162: 100−114

[23] 冯小琼, 陈军辉, 姜涛, 等. 四川省2005—2014年农业源氨排放清单及分布特征[J]. 环境科学, 2017, 38(7): 2728−2737
FENG X Q, CHEN J H, JIANG T, et al. Agricultural ammonia emission inventory and its spatial distribution in Sichuan Province from 2005 to 2014[J]. Environmental Science, 2017, 38(7): 2728−2737

[24] 杨志鹏. 基于物质流方法的中国畜牧业氨排放估算及区域比较研究[D]. 北京: 北京大学, 2008
YANG Z P. Estimation of ammonia emission from livestock in China based on mass-flow method and regional comparison[D]. Beijing: Peking University, 2008

[25] 刘东. 中国猪和奶牛粪尿氨(NH_3)挥发的评价研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2007
LIU D. Evaluation of NH_3 emission from pig and dairy cow manure in China[D]. Baoding: Hebei Agricultural University, 2007

[26] MA L, MA W Q, VELTHOF G L, et al. Modeling nutrient flows in the food chain of China[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1279−1289

[27] 廖仁郡, 陈玉成. 重庆市规模化畜禽养殖氨排放特征及减排策略研究[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(5): 769−777
LIAO R J, CHEN Y C. Characteristics of ammonia emission from large-scale livestock/poultry breeding and its mitigation countermeasures in Chongqing[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(5): 769−777

[28] 刘波, 童仪, 李安, 等. 长江三角洲地区畜禽养殖业氨排放清单研究[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(11): 1042−1049
LIU B, TONG Y, LI A, et al. Study on ammonia emission inventory of livestock over Yangtze River Delta[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(11): 1042−1049

[29] 朱志平, 董红敏, 魏莎, 等. 中国畜禽粪便管理变化对温室气体排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(4): 743−748
ZHU Z P, DONG H M, WEI S, et al. Impact of changes in livestock manure management on greenhouse gas emissions in China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(4): 743−748

[30] WU H, LI Y P, XIE Z H, et al. Estimating ammonia emissions from cropland in China based on the establishment of agro-region-specific models[J]. Agricultural and Forest Meteorology, 2021, 303: 108373

[31] WANG C, CHENG K, REN C C, et al. An empirical model to estimate ammonia emission from cropland fertilization in China[J]. Environmental Pollution, 2021: 117982

[32] ZHANG X M, REN C C, GU B J, et al. Uncertainty of nitrogen budget in China[J]. Environmental Pollution, 2021, 286: 117216