

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

不同国家农用地土壤环境标准比较与启示
李勳之, 姜榕, 王国庆, 陈玉东, 龙涛, 林玉锁

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社



2022年2月

第43卷 第2期
Vol.43 No.2

目次

综述

不同国家农用地土壤环境标准比较与启示 李勛之, 姜蓉, 王国庆, 陈玉东, 龙涛, 林玉锁 (577)
再生水水质稳定性评价指标与体系 张馨怡, 魏东斌, 杜宇国 (586)

研究报告

兰州市采暖期和非采暖期大气降尘重金属的分布特征及来源 黄文, 王胜利 (597)
基于多种新型受体模型的PM_{2.5}来源解析对比 王振宇, 李永斌, 郭凌, 宋志强, 许艳玲, 王丰, 梁维青, 史国良, 冯银厂 (608)
华中地区夏季PM_{2.5}中水溶性离子污染特征及来源分析 苏业旺, 刘威杰, 毛瑶, 程铨, 石明明, 许安, 李星谕, 胡天鹏, 祁士华, 邢新丽 (619)

淄博2021年元宵节PM_{2.5}水溶性离子污染特征 陈巧, 吴丽萍, 徐勃, 张向炎, 李梦辉, 赵雪艳, 杨文 (629)

浙江省大气颗粒物PM_{2.5}中全氟化合物污染特征分析及健康风险评估 李冰洁, 陈金媛, 刘铮铮, 王静, 何士冲 (639)

2001~2019年气象条件对江苏省PM_{2.5}分布的影响 潘晨, 康志明 (649)

基于神经网络和数值模型的重点区域PM_{2.5}预报比较分析 高愈霄, 汪巍, 黄永海, 王晓彦, 朱媛媛, 朱莉莉, 许荣, 李健军 (663)

2015~2020年海南省臭氧时空变化及其成因分析 符传博, 徐文帅, 丹利, 佟金鹤 (675)

济南市城区夏季臭氧污染过程及来源分析 孙晓艳, 赵敏, 申恒青, 刘杨, 杜明月, 张文娟, 许宏宇, 范国兰, 公华林, 李青松, 李大秋, 高晓梅, 张丽娜 (686)

山东临沂大气夏季典型时段臭氧污染特征及其控制因素分析 杨雪, 安馨悦, 刘玉启, 江春美, 张鹏程, 李灵婕, 赵世阳, 张书源 (696)

基于气团老化程度对挥发性有机物分类改善PMF源解析效果 朱玉凡, 陈强, 刘晓, 张瑞欣, 郭文凯 (707)

日照市夏季VOCs物种空间分布特征及其对臭氧生成的影响 姚维杰, 王大玮, 谢付莹, 朱宏伟, 孟祥宇, 田雨, 刘航, 刘晓咏, 张宇婷, 雷山东, 孙业乐, 吴林, 潘小乐, 王自发 (714)

泰山大气卤代烃的长期变化趋势与来源 赵峰, 陈天舒, 董灿, 李洪勇, 刘子璐, 毕于健, 国兆新, 王新锋, 杨凌霄, 王韬, 王文兴, 薛丽坤 (723)

典型内燃叉车尾气挥发性有机物与正构烷烃的排放特征 周文钦, 李成, 刘俊文, 朱曼妮, 桂小亮, 余飞, 廖松地, 姜帆, 李光辉, 蒋斌, 郑君瑜 (735)

2000~2020年黄河流域植被时空演化驱动机制 田智慧, 任祖光, 魏海涛 (743)

西南喀斯特流域土地利用对河流溶解无机碳及其同位素的影响 徐森, 李思亮, 钟君 (752)

生物炭添加对太湖滨岸带土壤氮化和淋失特征的影响 熊钰婷, 袁旭音, 周慧华, 高一丹, 汪宜敏 (762)

不同降雨条件下北运河河岸带类型对径流污染削减效果的影响 朱利英, 赵凯, 张俊亚, 王春荣, 魏源送 (770)

雨源型城市河流污染特征及水质联合评价:以深圳龙岗河为例 毕业亮, 王华彩, 夏兵, 姜参参, 吴伟业, 李志林, 李诗敏, 宿辉, 白志辉, 徐圣君, 庄绪亮 (782)

廊坊市区径流污染时空分布特征及来源解析 潘欣荣, 左剑恶, 张宇, 门聪, 张丽萍, 黄守斌 (795)

北运河京津冀段河道浮游微生物群落多样性变化分析 郭芝芝, 苏振华, 邱琰若, 郭道宇 (803)

河北省典型景观水体反硝化菌群落时空分布特征及驱动因素:以石家庄为例 陈召堂, 张紫薇, 张甜娜, 周石磊, 张艺冉, 董宛佳, 于明会, 张一凡, 张家丰 (813)

青海湖流域有色可溶性有机物来源与特征分析 俞晓琴, 孟先强, 吴华武, 陈慧敏, 李宇阳, 朱俊羽, 郭燕妮, 姚磊 (826)

鄱阳湖丰枯情景对有色可溶性有机物生物可利用性及收支平衡的影响 郭燕妮, 姚晓龙, 陈慧敏, 俞晓琴, 李宇阳, 朱俊羽, 韩龙飞, 周蕾, 周永强 (837)

鄱阳湖沉积物溶解性有机质光谱特征 罗燕清, 万智巍, 晏彩霞, 聂明华, 丁明军, 鞠民, 刘赞 (847)

汤逊湖表层沉积物重金属污染与潜在生态风险评价 李星谕, 李朋, 苏业旺, 石明明, 胡天鹏, 毛瑶, 刘力, 张雅, 邢新丽, 祁士华 (859)

基于核密度估计的城市基础要素与街尘营养元素含量特征关联 王子娇, 李叙勇 (867)

新冠疫情下武汉典型饮用水水源中DBPs污染特征与风险评估 张坤峰, 昌盛, 涂响, 付青, 杨光, 樊月婷, 孙兴滨 (878)

铁改性石英砂过滤协同控制饮用水含氮消毒副产物和条件致病菌 齐鹏, 胡春, 邢学群, 毕志浩, 李泽松 (887)

氮掺杂生物炭催化臭氧对于布洛芬的降解特性与机制 柴铨, 许路, 金鑫, 石炬, 吴晨曦, 金鹏康 (896)

环糊精多孔聚合物对水中染料分子的吸附性能及主客效应 赵传靓, 王子婕, 闫仪, 徐慧, 周俊垣, 杨利伟, 王东升 (907)

冷冻PN/A颗粒污泥快速活化过程中的污泥形态与菌群演化特征分析 黄子恒, 张立, 崔舒惠, 张绮英, 文言, 钱飞跃 (920)

不同阳离子聚丙烯酰胺有机脱水剂对污泥脱水性能的影响 冯齐云, 高宝玉, 岳钦艳, 石伟杰, 冯春晖, 周继柱, 王国瑞 (928)

云南某矿区小流域土壤重金属健康风险评价 刘洋, 何朝辉, 牛学奎, 张迪, 潘波 (936)

山地平原过渡带耕地土壤重金属空间特征及潜在生态风险因素探析 张丁, 黄容, 高雪松 (946)

地累积指数法评价多金属环境质量的方法优化探索:以农业发达地区为例 鞠铁男, 雷梅 (957)

西南地质高背景区蔬菜Pb的安全生产阈值与土地质量类别划分 穆德苗, 孙约兵 (965)

典型锰矿区周边农田土壤-农作物重金属污染特征及生态风险评价 黄钟霆, 易盛炜, 陈贝贝, 彭锐, 石雪芳, 李峰 (975)

矿业废弃地不同生态修复模式下植物多样性及重金属富集迁移特征 周鹏飞, 张世文, 罗明, 魏洪斌, 宋强, 方兵, 庄红娟, 陈弘扬 (985)

不同种植年限蔬菜大棚土壤特性、重金属累积和生态风险 任强, 孙瑞玲, 郑凯旋, 刘祎丹, 阮心玲, 王洋洋 (995)

温室与大田种植方式对胡萝卜生长过程中重金属吸收的影响 曹春, 任丹, 吕贞英, 张鹏, 李锦超, 陈勋文, 王俊坚 (1004)

两种淹水模式下施用钝化材料对镉污染农田水稻安全的影响 王港, 余海英, 李廷轩, 唐焯 (1015)

复合淋洗条件下农用地耕作层土壤去镉效率及其功能调节 曹坤坤, 张沙沙, 胡学玉, 张敏, 胡晓晓, 王子劲 (1023)

产多胺细菌调控根际细菌群落阻控小麦Cd吸收效应 李晓哲, 覃善梅, 陈兆进, 张君, 姚伦广, 李娜, 庞发虎, 韩辉 (1031)

土壤phoC和phoD微生物群落对化肥和有机肥配施生物炭的响应 杨文娜, 余烁, 罗东海, 熊子怡, 王莹燕, 王子芳, 高明 (1040)

刺槐林恢复过程中土壤微生物碳降解酶的变化及与碳库组分的关系 李文杰, 张祯敏, 赵雅萍, 许森平, 任成杰, 杨改河, 冯永忠, 任广鑫, 王晓娟, 韩新辉 (1050)

中亚热带不同林龄马尾松林土壤酶学计量特征 焦鹏宇, 郭文, 陈泽龙, 刘先, 胡亚林, 王玉哲 (1059)

稻田与旱地土壤中真菌和细菌对秸秆碳的利用特征 邓少虹, 郑小东, 毛婉琼, 陈香碧, 胡亚军, 程爱武, 何寻阳, 苏以荣 (1069)

模拟及实际根系分泌物对镉污染土壤微生物群落的影响 韩博远, 张闻, 胡芳雨, 赵庆庆, 卢媛, 孔学, 吕俊岗 (1077)

德兴铜矿区抗生素抗性基因污染特征及其驱动因子 韩柳, 楼倩, 乔敏, 刘梦婷, 钟家有, 丁惠君 (1089)

陕西渭北旱塬区农田土壤有机质空间预测方法 尉芳, 刘京, 夏利恒, 徐仲伟, 龙小翠 (1097)

长三角农田轮作系统氨排放特征、转化机制和减排潜力 徐昶, 苗文亮, 倪远之, 沈根祥, 钱晓雍, 付侃, 高宗源, 王振旗 (1108)

《环境科学》征订启事(618) 《环境科学》征稿简则(761) 信息(685, 935, 956)

长三角农田轮作系统氨排放特征、转化机制和减排潜力

徐昶¹, 苗文亮^{1,2}, 倪远之¹, 沈根祥^{1,2}, 钱晓雍¹, 付侃¹, 高宗源^{1,2}, 王振旗¹

(1. 上海市环境科学研究院, 国家环境保护新型污染物环境健康影响评价重点实验室, 国家环境保护城市大气复合污染成因与防治重点实验室, 上海 200233; 2. 华东理工大学资源与环境学院, 上海 200237)

摘要: 为评估长三角农田轮作系统氨排放特征和减排潜力, 通过密闭室间歇通气法对典型农田轮作系统的氨排放水平进行同步对比观测, 探讨不同条件下的氨排放影响因素和转化机制; 通过整理近 10 年长三角地区农田氨排放实测系数, 建立基于本地因子的长三角农田轮作系统氨排放时空分布清单, 并获取了不同氨减排路径下的减排效果. 结果表明, 常规稻麦轮作模式 (CR-W) 和稻虾-紫云英轮作模式 (RS-C) 的氨排放累积量分别为 $65.95 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $20.31 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 氨排放损失率分别为 10.86% 和 9.20%. 田面水 NH_4^+-N 、田面水 pH 和表层土 NH_4^+-N 是影响稻田氨排放通量的主要内在因素, 而在麦季表层土 NH_4^+-N 和大气温度则对氨排放有着重要影响. 通过定义氨排放转化率 (ARN) 来定量表征田面水和表层土 NH_4^+-N 向气态 NH_3 的转化机制. 稻季 CR 和 RS 模式下的田面水 ARN 分别达到了 0.35 ± 0.27 和 0.14 ± 0.19 , 达到麦季表层土 ARN 的 10~25 倍, 是造成稻季氨排放通量显著高于麦季的主要驱动因素; 较高的田面水 pH (8.0~9.0)、大气温度 ($>28^\circ\text{C}$) 和风速 ($>5.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) 条件下, ARN 均呈显著上升趋势, 是较低条件下的 1.6~4.6 倍, 表明三者是影响田面水 NH_4^+-N 向气态 NH_3 转化的主要因素; 施肥类型对 ARN 也有显著影响, 不同条件下, 尿素的 ARN 达到有机肥的 1.5~5.5 倍. 长三角地区常规种植模式下水稻和小麦氨排放通量分别达到了 $(49.2 \pm 17.6) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $(16.0 \pm 13.5) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 排放损失率则分别为 $(20.1 \pm 5.7) \%$ 和 $(5.9 \pm 3.6) \%$, 前者达到后者的 3 倍左右. 基于各地区本地因子的氨排放清单表明: 2019 年长三角农田轮作系统的氨排放总量达到 $(400.3 \pm 206.4) \text{ kt}$, 平均氨排放强度为 $(1.33 \pm 1.39) \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$, 氨排放主要集中在安徽省和江苏省的中北部地区; 不同系数选取对清单结果的变化范围影响相对较大, 达到了 $-51.6\% \sim 51.6\%$. 通过梳理分析 6 种主要的农田氨减排路径发现, 采用氮肥增效的氨减排效果最佳, 达到了 $(30.9 \pm 51.4) \%$, 但籽粒增产率为 $(-4.2 \pm 17.4) \%$, 不确定性较大; 添加土壤添加剂的氨减排效果总体较差, 仅为 $(-5.4 \pm 45.1) \%$, 但籽粒增产率最高, 达到了 $(6.8 \pm 23.9) \%$; 相对而言, 通过生态种养模式的氨减排效果和籽粒增产率分别达到了 $(22.3 \pm 15.1) \%$ 和 $(5.6 \pm 3.8) \%$, 兼具氨减排和作物增产的两大优势.

关键词: 氨排放; 转化机制; 氨排放转化率; 排放系数; 排放清单; 减排路径; 减排潜力; 稻麦轮作; 稻虾共作; 长三角
中图分类号: X511 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3301 (2022)02-1108-21 **DOI:** 10.13227/j.hjks.202105291

Emission Characteristics, Transformation Mechanism, and Reduction Potential of Ammonia Emissions from a Crop Rotation System in Yangtze River Delta

XU Chang¹, MIAO Wen-liang^{1,2}, NI Yuan-zhi¹, SHEN Gen-xiang^{1,2}, QIAN Xiao-yong¹, FU Kan¹, GAO Zong-yuan^{1,2}, WANG Zhen-qi¹

(1. State Environmental Protection Key Laboratory of Environmental Health Impact Assessment of Emerging Contaminants, State Environmental Protection Key Laboratory of Formation and Prevention of Urban Air Pollution Complex, Shanghai Academy of Environmental Sciences, Shanghai 200233, China; 2. School of Resources and Environmental Engineering, East China University of Science and Technology, Shanghai 200237, China)

Abstract: To study the characteristics and reduction potential of the ammonia emissions of a crop rotation system in the Yangtze River Delta, we monitored and compared the ammonia fluxes from two rotation systems: a conventional rice/winter wheat rotation system and a rice-shrimp cultivation/Chinese milk vetch rotation system. This study was conducted through closing chamber methods to investigate the influencing factors and transformation mechanism of ammonium emissions between the two studied cultivation patterns. Additionally, we established the temporal-spatial emission inventory by sorting out the local ammonia emission factors of farmland in the Yangtze River Delta in the last ten years. The emission reduction effects under different ammonia emission reduction paths were also obtained. The results showed that, the cumulative amount of ammonia emissions throughout the whole monitoring year for the conventional rice/winter wheat rotation system (CR-W) and the rice-shrimp cultivation/Chinese milk vetch rotation system (RS-C) were 65.95 and $20.31 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, respectively, whereas the ammonia loss rates of CR-W and RS-C were 10.86% and 9.20%, respectively. Field surface water NH_4^+-N , field surface water pH, and topsoil NH_4^+-N were the major internal factors of ammonia emissions from paddy fields, whereas topsoil NH_4^+-N and atmospheric temperature had an important impact on ammonia emissions in the wheat season. The ammonia flux/field NH_4^+-N ratio (ARN) of field surface water under the CR and RS modes in the rice season reached 0.35 ± 0.27 and 0.14 ± 0.19 , respectively, which was 10-25 times that of topsoil in the wheat season, such that the ammonia emission flux in the rice season was significantly higher than that in the wheat season. Under the conditions of high field water pH (8.0-9.0), atmospheric temperature ($>28^\circ\text{C}$), and wind speed ($>5.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), the ammonia flux/field NH_4^+-N ratios (ARN) were around 1.6-4.6 times that under low pH, temperature, and wind speed conditions, indicating that those three factors were the main factors affecting the conversion of NH_4^+-N from farmland to atmospheric NH_3 . Fertilization types also had significant effects on ARN; under different conditions, the ARN of urea was 1.5-5.5 times that of organic fertilizer. In 2019, the ammonia emission flux of rice and wheat under a conventional planting pattern in the Yangtze River Delta were $(49.2 \pm 17.6) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ and $(16.0 \pm 13.5) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, respectively, whereas the ammonia loss rates of rice and wheat were

收稿日期: 2021-05-30; 修订日期: 2021-07-31

基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFC0213303); 上海市科技兴农项目(沪农科推字(2019)第2-1号); 上海市科技创新行动计划项目(19DZ1205008)

作者简介: 徐昶(1983~),男,博士,高级工程师,主要研究方向为农业与城市大气污染防治等, E-mail: xuc@saes.sh.cn

(20.1 ± 5.7)% 和 (5.9 ± 3.6)% , respectively. The ammonia emission loss rate of the former was about three times that of the latter. The ammonia emission inventory built by local factors shows that the total ammonia emissions of the farmland rotation system in the Yangtze River Delta reached (400.3 ± 206.4) kt in 2019, which was mainly concentrated in the central and northern regions of Anhui province and Jiangsu province, and the ammonia emission intensity reached (1.33 ± 1.39) t·km⁻². The selection of different emission factors had a relatively large impact on the change range of the inventory results, reaching the standard of -51.6% ~ 51.6%. Through combing and analyzing the six main paths of ammonia emission reduction in farmland, it was found that nitrogen fertilizer synergism was the best way to reduce ammonia emissions, with the efficiency of (30.9 ± 51.4)% ; however, the grain yield increase rate was (-4.2 ± 17.4)% , with great uncertainty. The ammonia emission reduction effect of adding soil additives was relatively poor (-5.4 ± 45.1)% ; however, the grain yield increase rate was the highest among those of the six emission reduction paths, reaching (6.8 ± 23.9)% . The ammonia emission reduction effect and grain yield increase rate of the ecological planting and breeding mode were (22.3 ± 15.1)% and (5.6 ± 3.8)% , respectively, which had the advantages of reducing ammonia emissions and increasing crop yield.

Key words: ammonia emission; transformation mechanism; ammonia conversion rate; emission factor; emission inventory; emission reduction path; reduction potential; rice/winter wheat rotation; rice shrimp cultivation; Yangtze River Delta

氨(NH₃)是大气中主要的碱性气体,在大气化学作用、运输和沉降过程扮演着重要角色^[1]. NH₃与H₂SO₄、HNO₃和HCl等酸性前体物转化形成铵盐等二次颗粒物,具有较强的吸湿增长效性和散射消光效应^[2],对大气能见度有着显著影响,是PM_{2.5}污染和灰霾天气形成的重要因素之一^[3~5]. 挥发到大气中的氨通过大气运输和沉积过程而对环境造成氮负荷,导致土壤、水体酸化和生物多样性的变化等,对生态系统造成各种负面影响^[6,7]. 有研究表明,农业活动是大气NH₃最主要的排放来源,占人为源氨排放总量的90%以上,其中农田氮肥施用贡献的氨排放占总量的40%左右^[8]. 据农业部数据,2013年我国农作物化肥折纯用量达到328.5 kg·hm⁻²,远高于世界平均水平的120 kg·hm⁻²,是美国的2.6倍和欧盟的2.5倍^[9]. 过量的氮肥施用也导致大量的氮素通过氨挥发等方式排放到环境中去,对生态系统造成严重的负荷. 在长三角地区,随着近年来城市化进程和耕地面积的减少,以及各地化肥减量政策的实施^[9],由农田系统所贡献的氨排放量呈逐年下降趋势^[10],但所释放的氨排放量仍达到了人为源氨排放总量的55%~60%^[11,12],仍需引起重视.

国内已开展了较多针对长三角地区农田氨排放特征、排放清单和减排技术的研究,但仍存在以下问题. 一是对于农田氨排放转化机制的分析不够深入,大多研究将氨排放通量与田间因子(田面水NH₄⁺-N、田面水pH和表层土NH₃-N等)或气象因子做定性的趋势或相关性分析^[13~16],缺乏表征田面水/表层土NH₄⁺-N向气态NH₃转化机制的定量指标;二是建立的氨排放清单多采用经验系数法^[10~12,17],直接采用文献[18]推荐系数或某一地区的实测系数对整个长三角地区氨排放量进行估算,清单结果存在较大的不确定性^[10];三是缺乏农田氨减排效果和经济效益的系统性评估,不同研究报道的结果分歧较大. 刘学军等^[19]的研究系统地梳理了我国种植业氨减排路径,围绕氮肥投入、施肥方式、田间管理、肥料类型和氮肥增效这5大生产

过程,采取不同的氨减排技术均对削减氨排放有着较好效果,但结果发现,在长三角地区,针对农田系统采取的不同氨减排措施,其效果却仍然有较大的不确定性. 朱小红等^[20]、孙海军等^[21]和Yang等^[22]的研究分别在安徽合肥、江苏宜兴和江苏常熟的水稻种植过程采用减氮30%、25%和22.2%的处理,氨排放损失率分别下降11.5%、51.4%和5.4%,具备较好的效果;而俞映惊等^[23]的研究在江苏无锡的水稻种植过程中采用氮肥减量22.2%处理反而导致氨排放损失率上升2.5%. 周旋等^[24]的研究发现在稻田添加脲酶抑制剂和硝化抑制剂,可使氨排放损失率下降18.9%~35.0%,但周玉玲等^[15]的研究通过模拟土柱试验表明,水稻种植过程中添加硝化抑制剂反而使氨排放损失率上升92.3%. 余姗等^[25]和韩晨等^[16]的研究分别通过模拟土柱试验发现水稻种植过程中向土壤中添加杨树锯末水热炭和麦秸水热炭,可分别使氨排放损失率下降10.14%~32.42%和-6.4%~49.5%,但Feng等^[26]的研究却发现,添加杨树锯末水热炭和麦秸水热炭反而导致氨排放损失率上升了-11.1%~41.4%. 而在各种措施的氨减排效果存在较大分歧的同时,针对不同氨减排措施下对作物产量和经济效益的影响也缺乏系统性的评估.

针对上述问题,本研究通过密闭室间歇通气法对长三角典型稻麦轮作系统的氨排放特征进行为期1a的同步对比观测,通过定义氨排放转化率(ARN)定量表征不同条件下的农田氨排放转化机制,同时整理近10年已有研究中报道的长三角不同地区农田氨排放实测系数,建立了基于本地化因子的长三角农田轮作系统氨排放时空分布清单,并系统地分析了不同减排路径下农田氨减排潜力、经济效益和不确定性.

1 材料与方法

1.1 研究区域与对象

本研究试验地点为上海市奉贤区资福新村

(30.967°N, 121.603°E), 属于典型的亚热带季风气候. 该地区表层 0~20 cm 土壤的基本理化性质为: ω (全氮) 1.29 g·kg⁻¹, ω (全磷) 1.28 g·kg⁻¹, ω (速效磷) 49.7 mg·kg⁻¹, ω (速效钾) 163.0 mg·kg⁻¹, ω (有机质) 18.7 g·kg⁻¹, pH(H₂O) 7.41. 水稻与小龙虾共作是该地区特色的生态种养模式, 冬季则种植绿肥(紫云英)进行固氮保肥.

1.2 试验设计

本试验设计了 3 种不同的农田轮作系统作为对比分析. ①常规稻麦轮作模式(CR-W): 稻季种植常规水稻(CR), 冬季种植冬小麦(WW); ②常规稻-紫云英轮作模式(CR-C): 稻季种植常规水稻(CR), 冬季种植紫云英(CMV); ③稻虾-紫云英轮作模式(RS-C): 稻季为稻虾共作模式(RS), 冬季种植紫云英(CMV). 处理模式和施肥方案如表 1 所示.

具体地, 水稻种植期间共设置 3 个处理, 分别为: 常规水稻种植模式(CR)、稻虾共作模式(RS)和空白对照(CK). 每个处理设置 3 个重复, 共 9 个小区. 每小区面积约为 60 m² (7 m × 8 m). 各小区边

界设置田埂, 高出地面约 30 cm, 用塑料薄膜覆盖以防小区间肥水互串, 每个小区设置单独的进出水口. CR 处理不放置小龙虾, 共施肥 2 次, 其中基肥施用尿素, 施氮量为 153.2 kg·hm⁻², 追肥为缓释掺混肥, 施氮量为 150.0 kg·hm⁻²; RS 处理放置小龙虾; 投放量约为 750 kg·hm⁻², 共施肥 2 次, 其中基肥施用有机肥, 施氮量为 70.8 kg·hm⁻², 追肥为缓释掺混肥, 施氮量为 150.0 kg·hm⁻²; CK 只种植水稻, 不施肥和不放置小龙虾. 有机肥成分含氮量为 1.7%, 尿素含氮量为 46.0%, RS 缓释掺混肥为易降解高分子包膜尿素和常规肥料按一定比例掺混而成, 其含氮量为 12.0%. 水稻于 7 月 10 号移栽, 11 月 8 日收割, 生长期, 除分蘖期烤田和成熟前 7 d 不灌水, 其他时期维持田面水 3~5 cm 深, 不同模式(CR 和 RS)的田间管理与当地常规处理方式一致. 冬季分别对紫云英和冬小麦的氨排放通量进行观测, 获取不同轮作系统的氨排放水平. 紫云英种植期间不施肥, 冬小麦种植期间共施肥 2 次, 其中基肥施用复合肥, 施氮量约 180 kg·hm⁻², 追肥施用复合肥和尿素, 施氮量共 125 kg·hm⁻².

表 1 轮作系统不同处理模式和施肥方案

Table 1 Different treatment and fertilization plans of rotation systems

类别	稻季			麦季		轮作系统		
	常规水稻 (CR)	稻虾共作 (RS)	空白对照 (CK)	冬小麦 (WW)	紫云英 (CMV)	常规稻麦轮作	稻-紫云英轮作	稻虾-紫云英轮作
试验处理	施肥和不放虾	施肥和放虾	不施肥和不放虾	施肥	不施肥	/	/	/
品种	松早香 1 号	松早香 1 号	松早香 1 号	扬麦 16 号	大桥籽	/	/	/
种植时间	6~11 月	6~11 月	6~11 月	12 月~次年 5 月	12 月~次年 5 月	全年	全年	全年
施肥阶段	基肥 追肥	基肥 追肥	/	基肥 追肥	/	/	/	/
施肥日期(月-日)	07-10 07-17	07-10 07-17	/	12-22 03-27	/	/	/	/
肥料类型	尿素 缓释掺混肥	有机肥 缓释掺混肥	/	复合肥 复合肥、尿素	/	/	/	/
施氮量/kg·hm ⁻²	153.2 150.0	70.8 150.0	/	180 125	/	608.2 303.2	220.8	
施肥方式	以水带氮 撒施	以水带氮 撒施	/	撒施翻耕 撒施	/	/	/	

1.3 样品采集与测定方法

1.3.1 氨排放监测

田间大气氨排放监测采用密闭室间歇抽气法^[13-16], 采样装置由抽气泵、流量计、调节阀、波纹管、洗瓶、换气杆和抽气室等组成, 其中抽气室材质为圆柱形透明有机玻璃, 内径 20 cm 高 30 cm, 底部开放, 顶部有 2 个通气孔, 其中一个通气孔通过波纹管与换气杆连接, 另一个通气孔通过透明 PVC 管与洗瓶中的 L 型通气管连接, 采样周期为: 每次施肥后连续监测 7~10 d, 待监测结果趋于本底(CK)后每隔 7 d 监测一次. 采样时间为每日的 07:00~09:00 和 15:00~17:00. 采用 0.5% 的稀 H₂SO₄ 为吸收液, 通过控制阀保持交换室内空气交

换频率为 15~20 次·min⁻¹, 抽气结束后将吸收液带回实验室, 用靛酚蓝比色法(GB/T 18204.2-2014)测定.

1.3.2 田面水和表层土的 NH₄⁺-N 和 pH

同时采集田面水和表层土样品. 每个小区分别设置 3 个采样点, 用采样管采集一定体积的田面水混合均匀后置于聚乙烯瓶中, 贴上标签带回到实验室, 采样周期为施肥后每 3 d 一次. 用纳氏试剂分光光度法(HJ 535-2009)测定并获得氨氮含量. 在田面水采样点同步采集表层土样品, 利用土样采样器采取表面 0~20 cm 的新鲜土样, 装入密封的聚乙烯袋中, 用于实验室分析; 分析前对土样进行处理, 去除杂质并处理成小块, 一部分放入 -20℃ 环境中冷

冻存储,另一部分自然风干后用于分析.采用分光光度法(HJ 634-2012)测定得到铵态氮浓度.利用梅特勒-托利多 pH 计测定田面水和表层土样品 pH.

1.3.3 气象参数

通过拓普瑞超声波气象五参数仪在线监测试验期间田间的大气温度、相对湿度、大气风速和大气压强等主要气象数据,并通过全球天气精确预报网(www.wunderground.com)获得区域环境气象数据作为比对,确保数据准确可靠.

1.3.4 其他数据

通过全国第二次污染源普查和各省市统计年鉴,获取了长三角各地级市的农田种植面积活动数据水平,结合本研究实测和已有研究中实测获得的各地区本地排放因子,建立了长三角农田轮作系统氨排放时空分布清单.

1.4 数据处理

氨排放通量:

$$F = c \times 10^{-6} \times 100 \times (10^4 \times 6) / (\pi \times r^2) \quad (1)$$

式中, F 为氨挥发通量, $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$; c 为吸收液铵态氮的浓度, $\text{mg} \cdot \text{mL}^{-1}$; 100 为稀硫酸吸收液的体积, mL ; 10^{-6} 为质量转换系数; 10^4 为面积转换系数; 6 为 24 h 与日氨挥发收集时间 4 h 的比值; r 为气室的半径, m .

氨累积排放量:

$$L = \sum_j (F_j - F_{\text{CK},j}) \quad (2)$$

式中, L 为氨累积排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; j 为时间, d ; F_j 为第 j 天的氨挥发通量, $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$; $F_{\text{CK},j}$ 为第 j 天 CK 的氨挥发通量, $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.

氨排放损失率:

$$U = L/Q \quad (3)$$

式中, U 为氨排放氮损失率, %; L 为氨累积排放量, kg ; Q 为施氮量, kg .

田间气态氨浓度:

$$F_g = (c \times 100 \times 1000) / (V \times 60 \times 4) \quad (4)$$

式中, F_g 为田间气态氨浓度, $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$; c 为吸收液铵态氮的浓度, $\text{mg} \cdot \text{mL}^{-1}$; 100 为吸收液体积, mL ; 1000 为体积换算系数; V 为采样流量, $0.8 \text{ L} \cdot \text{min}^{-1}$; 60 为时间换算系数; 4 为采样小时长度, h .

氨排放转化率(ARN):为了更好地研究稻麦轮作系统的氨排放转化机制,本研究将农田单位面积单位时间排放的气态氨(NH_3)与总铵根离子的比值 $\text{NH}_3 / (\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ - \text{N})$ 定义氨排放转化率(ammonia conversion rate of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$, ARN),根据不同季节田间持水状况可分为田面水氨排放转化率($\text{ARN}_{\text{water}}$)

和表层土氨排放转化率(ARN_{soil}):

$$\text{ARN}_{\text{water}} = \frac{A \times 10^2}{A \times 10^2 + N_{\text{water}} \times 10^3 \times D \times 10^{-2}} \quad (5)$$

式中, $\text{ARN}_{\text{water}}$ 为田面水氨排放转化率; A 为氨排放强度, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 10^2 为通量转换系数; N_{water} 为田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 10^3 为浓度换算系数; D 为田面水或表层土深度, cm ; 10^{-2} 为长度转换系数.

$$\text{ARN}_{\text{soil}} = \frac{A \times 10^2}{A \times 10^2 + N_{\text{soil}} \times Y \times 10^3 \times D \times 10^{-2}} \quad (6)$$

式中, ARN_{soil} 为表层土氨排放转化率; A 为氨排放强度, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; 10^2 为通量转换系数; N_{soil} 为表层土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量, $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; Y 为表层土容重, $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$; 10^3 为浓度换算系数; D 为田面水或表层土深度, cm ; 10^{-2} 为长度转换系数.

通过不同条件下的 ARN 水平来表征单位时间单位面积田面水或表层土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向气态 NH_3 的排放转化机制.水稻种植期间,施肥阶段由于田面水含量较高($D = 3 \text{ cm}$ 左右),因此氨排放机制主要考虑田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与气态 NH_3 的转化过程;冬小麦种植期间,田面水含量较低,氨排放机制主要考虑表层土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 与气态 NH_3 的转化过程.

区域氨排放通量:为了获取长三角不同地区本地化氨排放基准水平,通过梳理近 10 年已有研究中当地常规(农户)种植模式下的氨排放通量数据,计算得到该区域氨排放通量平均水平和标准偏差范围,具体为:

$$P = \frac{1}{n} \sum_n (L_n) \pm \sqrt{\frac{1}{n} \sum_n \left[L_n - \frac{1}{n} \sum_n (L_n) \right]^2} \quad (7)$$

式中, P 为区域氨排放通量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$; n 为本研究中引用的该区域实测氨排放通量的研究结果数量; L_n 为引用的第 n 篇研究中报道的氨排放通量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$.

由于不同区域范围内开展的氨排放通量研究结果数量不同,本研究将地级市作为最小区域划分单位,计算和获取该地级市所在区域的氨排放通量平均水平和标准偏差,作为该地级市的氨排放通量基准水平;如某地级市无相关文献报道氨排放通量数据,则以其所在省份各地级市平均氨排放通量作为其排放基准水平.

区域氨排放量:

$$G = S_i \times P_i \quad (8)$$

式中, G 为区域氨排放量, $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$; S_i 为种植面积,

hm^2 ; P_i 为区域氨排放通量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$.

氨挥发环境损失: 农田施氮产生的氨挥发造成的边际环境损失通常主要考虑两种, 酸雨效应和富营养化效应^[27,28], 其计算公式具体为:

$$M_{\text{loss}} = M_1 + M_2 = (84\% \times 1.88 \times P_a + 16\% \times 0.33 \times P_e) \times F \times (17/14) \quad (9)$$

式中, M_{loss} 为氨挥发造成的边际环境损失, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; M_1 为氨挥发酸雨效应的边际环境损失, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; M_2 为氨挥发富营养化效应的边际环境损失, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; 84% 为太湖流域的陆地面积比例; 1.88 为 1 kg 氨挥发等量二氧化硫 (SO_2) 酸雨效应的转换系数; P_a 为 1 kg SO_2 导致的酸雨损失 ($\text{元} \cdot \text{kg}^{-1}$), 在本文中为 5 $\text{元} \cdot \text{kg}^{-1}$; 16% 为太湖流域的自然湿地比例; 0.33 为 1 kg NH_3 等量 PO_4^{3-} 富营养化效应的转换系数; P_e 每 kg PO_4^{3-} 的富营养化损失 ($\text{元} \cdot \text{kg}^{-1}$), 在本文中为 3.88 $\text{元} \cdot \text{kg}^{-1}$; F 为氨挥发的损失量 ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$); 17/14 为 N 对 NH_3 的转换系数.

农田轮作系统综合效益:

$$M = M_Y + M_A - M_F - M_{\text{loss}} \quad (10)$$

式中, M 为综合效益, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; M_Y 为作物的产量收益, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; M_A 为农田轮作系统的附加收益, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$, 本研究中主要为稻虾共作模式下小龙虾的收益; M_F 为肥料成本, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; M_{loss} 为氨挥发边际环境损失, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$.

氨排放收益转化率: 为了建立起氨排放与农田轮作系统收益的关系, 本研究将单位面积农田轮作系统的综合效益与氨排放量比值定义为氨排放收益

转化率. 具体为:

$$R = M/L \quad (11)$$

式中, R 为氨排放收益转化率, $\text{元} \cdot \text{kg}^{-1}$; M 为综合效益, $\text{元} \cdot \text{hm}^{-2}$; L 为氨累积排放量, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$.

2 结果与讨论

2.1 氨排放变化特征

图 1 和表 2 分别给出了常规稻麦轮作系统 (CR-W) 和稻虾-紫云英轮作系统 (RS-C) 的氨排放通量变化趋势和排放累积量. 监测期间, 常规水稻 (CR) 和稻虾共作 (RS) 氨挥发通量变化范围分别为 3.55 ~ 6 345.2 $\text{g} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 1.83 ~ 3 695.56 $\text{g} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 累积排放量分别达到 43.94 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 19.88 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2}$. 分时期来看, 基肥阶段 CR 和 RS 氨排放持续时间均为 7 d 左右, 氨排放通量最大值分别为 671.81 $\text{g} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 5.75 $\text{g} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 前者达到后者的 116.8 倍. 施肥类型不同是造成两者差异的主要原因, RS 施用的是有机肥, 其含有的有机氮会先被微生物转化为尿素氮, 进而水解成 NH_4^+ -N 形式, 这种滞后效应一定程度上降低了氨的挥发强度^[29]; 而 CR 施用的是尿素, 其主要成分为碳酰胺, 施入田间后会发生水解反应生成 OH^- , 从而提升田面水和表层土的 pH, 加快 NH_4^+ -N 的转化, 促进氨的挥发^[30], 其排放通量也显著大于有机肥. 相比而言, 追肥阶段的氨排放通量变化趋势与基肥存在显著差异. 追肥阶段 CR 和 RS 的氨排放通量变化范围分别为 0.40 ~ 6.35 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 和 0.08 ~ 3.70 $\text{kg} \cdot (\text{hm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 峰值分别达到了 6.35

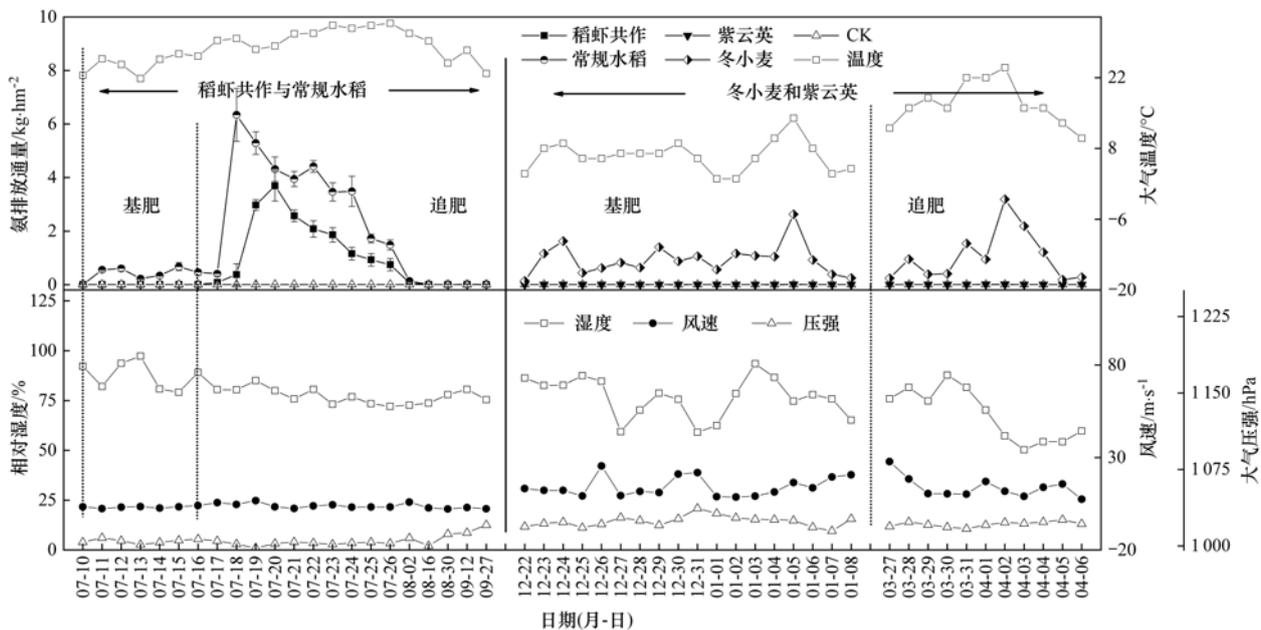


图 1 不同种植模式下氨挥发通量与气象因子变化

Fig. 1 Variations in ammonia emission flux and meteorological factors under different planting modes

$\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $3.70 \text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 是基肥阶段的 9.5 倍和 643.5 倍. 追肥与基肥的肥料类型和施肥量不同是造成差异的主要原因. 追肥施用的是缓释掺混肥, 成分主要是易降解高分子包膜尿素和常规肥料掺混而成, 施入后面面水 pH 从 7.0~8.0 上升至 9.0. 有研究表明, pH 范围为 6~9 时, 每增加一个 pH 单位, NH_4^+ -N 占总量的比例增加 5~10 倍^[30], 因此追肥阶段较高的 pH 也更利于氨氮的转

化和 NH_3 的挥发^[31]. 而基肥期间田面水 pH 范围为 7.3~8.0, 相对较低, 氨排放通量水平也显著低于追肥时期. 此外, 气象条件也是影响两者差异的重要因素. 基肥阶段正处于梅雨季节, 降水较多易将肥料渗入土壤深层, 同时较低的温度也不利于氨的挥发; 而追肥期间温度由基肥时期的 18~22℃ 升高至 26~29℃, 较高的温度加快了缓释肥的溶解, 促进了氨的转化挥发过程^[32].

表 2 不同种植模式氨挥发通量特征比较

Table 2 Comparison of ammonia emission flux characteristics of different planting modes

类别	稻季			麦季		轮作系统		
	常规水稻 (CR)	稻虾共作 (RS)	空白对照 (CK)	冬小麦 (WW)	紫云英 (CMV)	常规稻麦 (CR-W)	常规稻-紫云英 (CR-C)	稻虾-紫云英 (RS-C)
基肥阶段氨排放持续天数/d	7	7	/	18	/	/	/	/
基肥阶段最大值出现天数/d	3	3	/	15	/	/	/	/
追肥阶段氨排放持续天数/d	12	12	/	11	/	/	/	/
追肥阶段最大值出现天数/d	2	2~3	/	7	/	/	/	/
最大氨排放通量/ $\text{kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$	6.35	3.70	/	2.95	/	/	/	/
氨累积排放量/ $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	43.94	19.88	0.47	22.48	0.90	65.95	44.37	20.31
氨排放损失率/%	14.34	8.79	/	7.39	/	10.84	14.63	9.20

冬季小麦和紫云英种植期间的氨排放通量变化范围分别为 $136.9 \sim 2954.4 \text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 和 $2.4 \sim 9.0 \text{ g}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$. 紫云英的氨挥发通量变化趋势基本较为平稳, 无明显波动. 冬小麦种植期间, 基肥阶段的氨排放通量最大值出现在施肥后的第 15 d, 达到了 $2.63 \text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 是施肥前的 19.2 倍. 追肥阶段的氨排放通量最大值为 $2.95 \text{ kg}\cdot(\text{hm}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 出现在追肥后的第 7 d, 达到了施肥前的 21.6 倍. 对比发现, 基肥阶段的氨排放通量峰值显著晚于追肥时期, 这可能受以下两个因素影响. 首先, 基肥施用时期在冬季, 前期的温度在 $0 \sim 8^\circ\text{C}$ 之间, 总体较低, 至第 15 d 时温度上升至 11°C 左右, 温度的升高提高了土壤中的脲酶活性, 导致土壤胶体离子对铵离子 (NH_4^+) 的吸附减少, 铵离子向氨的转化过程加快, 增加土壤溶液中的氨分压, 促进氨从土壤表面释放到大气^[30], 从而达到峰值. 而追肥施用时间在 3 月末, 期间的平均温度达到了 16°C 左右, 更利于氨的迅速挥发, 因此峰值出现得较早. 其次, 不同的施肥方式也是影响氨排放峰值出现的重要原因. 基肥采用的施肥方式为撒施后翻入土壤, 更有利于肥料进入深层土壤, 增加肥料的利用率, 降低土壤氨的排放, 延长氨排放周期. 而追肥采用表面撒施的方式, 氨排放损失率显著大于其它施肥方式^[30]. 曹兵等^[33]的研究发现, 冬小麦表施方式下, 尿素的氨排放损失率最高可达 46.08%, 而深施或表施后灌溉, 氨排放损失率则分别下降到 6.24% 和 3.75%. 总体来看, 冬小麦和水稻的氨排放趋势明显不同, 冬小麦

氨排放强度相对较低, 变化趋势总体较为平稳, 峰值出现时间总体较晚, 这主要受冬季温度较低、田面水含量较少和施肥方式差异等多种因素综合影响.

2.2 氨排放损失率及综合效益

表 2 给出了研究期不同轮作模式的氨排放累积量和排放损失率. CR 和 RS 的氨排放累积量分别为 $43.94 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $19.88 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 排放损失率分别为 14.49% 和 8.79%, 冬小麦和紫云英的氨排放累积量分别为 22.48 和 $0.90 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 小麦的氨排放损失率为 7.39%. 从全年范围来看, 常规稻麦轮作系统 (CR-W)、常规稻-紫云英轮作系统 (CR-C) 和稻虾-紫云英轮作系统 (RS-C) 的氨累积量分别为 65.95、44.37 和 $20.31 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 氨排放损失率则分别达到了 10.86%、14.63% 和 9.20%. 对比来看, CR-C 系统的氨排放累积量较 CR-W 系统下降了 $21.58 \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$, 但氨排放损失率反而上升了 3.79 个百分点, 这主要是因为 CR-W 模式冬季小麦的氨排放损失率相对较小, 加权降低了整个轮作系统的氨排放损失率; 同理, RS-C 系统的氨排放损失率较 CR-W 系统下降了近 2 个百分点, 但由于前者的施氮量仅为后者的 36.4%, 整体的氨排放累积量下降了近 2/3.

有研究表明, 农田轮作系统的综合收益主要考虑作物的产量收益、其他收益、肥料成本、人工成本和边际环境损失^[27,28]. 表 3 给出了本研究不同轮作系统的产量、投入和收益信息. 常规水稻 (CR) 和稻虾共作 (RS) 模式的水稻籽粒产量分别为 6 172

$\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $6\ 811\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,RS 的籽粒增产率达到了 10.4% .陈慧妍等^[34]的研究在上海青浦稻蛙共作和常规模式的水稻籽粒产量分别达到了 $8\ 320\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $8\ 330\ \text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,均高于本研究的结果.一方面,这可能与稻虾共作和稻蛙共作两者生态种养模式本身的差异有关.另一方面,青浦和奉贤地区显著的土壤理化特性和肥力差异可能也是重要的因素.青浦地区的农田土壤类型主要为青紫泥,pH在

$6.0\sim 7.0$ 之间,较低的pH不利于 NH_3 的挥发而使得氮素更多地保留在土壤中,为作物提供了更多的肥力;而本研究所在的奉贤区主要为沟干泥地区,土壤pH在 $7.0\sim 8.0$ 之间,较高的pH相对更利于 $\text{NH}_4\text{-N}$ 的转化和 NH_3 的挥发而损失更多的氮素营养.此外本研究期间上海经历了台风天气,导致部分水稻出现倒伏,可能在一定程度上也影响了产量,导致总体偏低.

表3 不同轮作系统的籽粒产量和效益分析

Table 3 Grain yield and benefit analysis of different rotation systems

类别	稻季		冬小麦 (WW)	轮作系统		
	常规水稻 (CR)	稻虾共作 (RS)		常规稻麦 (CR-W)	常规稻-紫云英 (CR-C)	稻虾-紫云英 (RS-C)
籽粒产量/ $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$	6 172	6 811	3 539	9 711	6 172	6 811
籽粒价格/ $\text{元}\cdot\text{kg}^{-1}$	2.6	4.4	2.5	/	/	/
产量收益/ $\text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$	16 047.2	29 968.4	8 847.5	24 894.7	16 047.2	29 968.4
其他收益(小龙虾)/ $\text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$	/	81 000	/	/	/	81 000
肥料成本/ $\text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$	2 041	3 249	2 400	4 441	2 041	3 249
人工成本/ $\text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$	4 500	18 000	4 500	9 000	4 500	18 000
边际环境损失/ $\text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$	427.6	190.9	221.1	648.7	436.5	199.8
综合收益/ $\text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$	9 078.6	89 528.5	1 726.4	10 805.0	9 069.7	89 519.6
氨排放收益转化率/ $\text{元}\cdot\text{kg}^{-1}$	206.6	4 503.4	76.8	163.8	204.4	4 407.7

从收益来看,CR和RS的产量收益分别达到了 $16\ 047.2\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $29\ 968.4\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$,相比CR模式,RS的产量收益提升了 86.8% .RS模式下,小龙虾养殖是另一大重要收益来源,据资福粮食种植专业合作社提供数据,虾苗的成本为 $37\ 500\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$,饲料成本为 $7\ 500\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$,成虾的售价为 $126\ 000\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$,因此,稻虾共作模式下,小龙虾养殖可贡献 $81\ 000\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的额外收益.从轮作系统来看,扣除了肥料成本、人工成本和边际环境损失后,CR-W、CR-C和RS-C这3种模式的综合收益分别为 $10\ 805.0$ 、 $9\ 069.7$ 和 $89\ 519.6\ \text{元}\cdot\text{hm}^{-2}$,RS-C模式的综合收益达到了CR-W和CR-C模式的 $9\sim 10$ 倍,主要得益于生态种养模式下小龙虾的收益贡献.本研究定义了氨排放收益转化率(单位面积综合收益/氨排放量, $\text{元}\cdot\text{kg}^{-1}$)来进一步阐明不同轮作系统的效益.结果表明,CR-W、CR-C和RS-C模式的氨排放收益转化率分别为 163.8 、 204.4 和 $4\ 407.7\ \text{元}\cdot\text{kg}^{-1}$,CR-W和CR-C模式总体较为接近,但总体而言氨排放收益转化率都较低;RS-C模式达到了前两者的 20 多倍,具备明显的经济和环境效益.

2.3 农田氨排放转化机制

2.3.1 主要影响因子

为了解不同影响因子对农田氨排放的影响,表4给出了稻季和麦季氨排放通量与主要田间因子的相关关系.稻季田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量和田面水pH与氨排放通量均呈现良好的正相关关系,CR和RS两种模式下的相关系数 R^2 分别

达到了 0.75 、 0.77 、 0.88 和 0.81 、 0.89 、 0.89 ,表明田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度、表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量和田面水pH是影响稻季氨排放的主要内在因素.稻季CR和RS两种模式下表层土pH和氨排放通量的相关性均较差,这可能是水稻种植期间田面水含量较高,氨排放过程更多地受田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度和理化特性的直接影响,而表层土pH更多地影响表层土与田面水 $\text{NH}_4^+\text{-NH}_3$ 动态平衡体系的转化,从而间接影响氨的排放^[30].相比而言,麦季土pH与氨排放通量的相关性显著高于稻季,这主要是由于麦季农田的田面水较少,表层土理化特性对氨排放过程的影响起主导作用,其pH变化对氨排放通量的影响也大于稻季.大气温度与氨排放通量在稻季和麦季均呈较好的正相关关系,CR、RS和WW下的相关系数 R^2 分别为 0.57 、 0.59 和 0.61 ,表明大气温度是影响农田轮作系统氨排放的主要气象因素.相比而言,风速在稻季与氨排放通量呈现较好的正相关关系,而在麦季却与氨排放通量呈一定的负相关,这主要与稻麦两季农田下垫面特性差异有关.稻季田面水含量较高,氨挥发主要通过田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向气态 NH_3 的转化,其挥发速率是田面水分压与风速的函数^[35],因此氨挥发通量与风速呈较好的正相关性;而麦季的氨挥发主要通过表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向气态 NH_3 的转化,转化机制与田面水显著不同,风速对表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化过程影响减弱,而更多地起到田间氨浓度的稀释扩散作用,因此呈一定的负相关关系.相对湿度在稻季和麦季与氨挥发通量均呈较好

的负相关关系, CR、RS 和 WW 的相关系数 R^2 分别为 0.43、0.46 和 0.42。一方面, 氨极易溶于水, 空气中较高的相对湿度和水汽含量可能导致相当一部分氨溶于水, 以一水合氨的形态存在, 从而降低了气相中氨的浓度水平^[36]; 另一方面, 较高的相对湿度往

往出现在降水过程, 这也对氨等大气污染物有着冲刷清除作用, 降低了氨浓度水平, 呈现出负相关的关系。相对而言大气压强与氨排放通量的相关性总体并不明显, 这可能与研究期间气压本身波动范围较小有关。

表 4 氨挥发通量与各主要影响因素的相关关系¹⁾

Table 4 Correlation analysis of ammonia emission flux and main influencing factors

类别	影响因素	常规种植 (CR)		稻虾共作 (RS)		冬小麦 (WW)	
		回归方程	R^2	回归方程	R^2	回归方程	R^2
田面水因子	田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$y = 0.1486x + 0.74$	0.75**	$y = 0.1187x + 0.25$	0.81**	/	/
	田面水 pH	$y = 4.5662x - 34.30$	0.88**	$y = 3.6672x - 27.22$	0.89**	/	/
土壤因子	表层土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$	$y = 0.0073x - 0.26$	0.77**	$y = 0.0011x - 0.01$	0.89**	$y = 0.0084x - 0.47$	0.61**
	表层土 pH	$y = 0.6249x - 4.57$	0.11	$y = 0.5788x - 4.23$	0.20	$y = 1.7615x - 12.02$	0.29**
气象因子	大气温度	$y = 0.5059x - 11.45$	0.57**	$y = 0.1705x - 4.18$	0.59**	$y = 0.1579x - 0.14$	0.61**
	相对湿度	$y = -0.0917x + 8.69$	0.43*	$y = -0.0494x + 4.47$	0.46*	$y = -0.0257x + 2.46$	0.42*
	风速	$y = 0.8627x - 3.46$	0.48**	$y = 0.3756x - 1.61$	0.50**	$y = -0.2735x + 1.82$	0.24
	大气压强	$y = -0.1017x + 103.78$	0.24**	$y = -0.0462x + 47.10$	0.17*	$y = -0.0808x + 83.69$	0.40**

1) * 表示在 95% 置信区间显著相关, ** 表示在 99% 置信区间显著相关

2.3.2 氨排放转化率 (ARN)

有研究表明, 氨挥发速率是田面水氨分压和田面风速的函数^[35], 其中氨分压是田面水的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、pH 和温度的函数, pH 和温度通过改变田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量和表层水氨分压影响氨排放水平^[37]。实际研究中, 水气界面的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 浓度水平较难通过直接监测获取, 因此, 本研究通过定义氨排放转化率 (ARN) 来定量表征不同情形下农田氨排放的转化机制。图 2 给出了不同条件下的氨

排放强度与田面水/表层土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 相关性分析, 结果表明, 在稻季, 主要气象因子处于不同范围时, 田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和 ARN 均呈显著的差异, CR 和 RS 模式下的 ARN 分别达到了 0.35 ± 0.27 和 0.14 ± 0.19 , 田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向气态 NH_3 的转化效率分别达到了 35% 和 14% 左右; 而在麦季, ARN 则随气象因子变化呈平稳变化的趋势, 气象因子在不同范围时 ARN 无显著差异, 仅为 0.014 ± 0.005 , 表层土 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 向气态 NH_3 的转化效率仅为 1.4% 左右。由

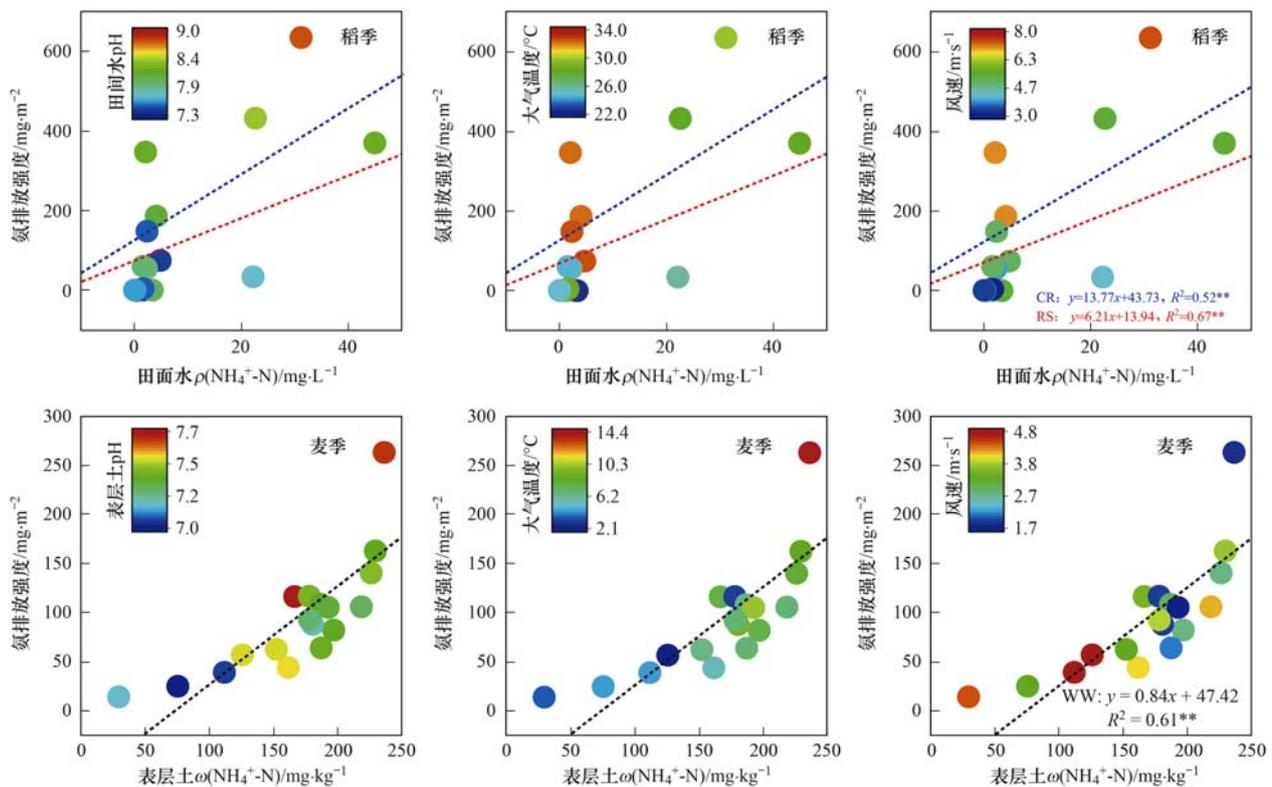


图 2 不同条件下氨排放强度与 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的相关关系

Fig. 2 Relationship between ammonia emission intensity and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ under different conditions

由此可见,不同季节农田轮作系统的 ARN 水平存在较大的差异,稻季可达到麦季的 10~25 倍左右,一方面,这与不同季节农田下垫面持水量水平有关,导致稻季田面水与麦季表层土的氨排放转化机制显著不同,另一方面,稻季和麦季不同的气象条件也是造成 ARN 差别较大的重要原因,如麦季较低的温度等气象因素均不利于氨的转化挥发.该结果也表明,稻季和麦季较大的 ARN 水平差异也是稻季氨排放通量和排放损失率较高的重要内在因素,这也与多数研究中麦季的氨排放通量和排放损失率水平均显著低于稻季的结果相符合^[28,38~40].

为了进一步研究不同气象条件时农田氨排放转化机制,根据 ARN 与气象因子的相关性分布特征及斜率值,计算获取了气象因子在不同范围的 ARN 日均值,如表 5 所示.在稻季,当田面水 pH < 7.5 时,田面水 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 基本在 $5.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 以下,氨排放强度在 $100 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 以下,相应的 CR 和 RS 模式的 ARN 均值分别为 0.24 和 0.08;当 pH 上升到 8.0~9.0 之间时,ARN 均值分别上升到了 0.44 和 0.30,是低 pH 条件下的 2.7 和 3.6 倍.相比来看,CR 模

式的 ARN 水平显著大于 RS 模式,达到其 1.5~2.9 倍,而随着 pH 的上升,RS 的 ARN 增长比例却显著高于 CR 模式.如上文所述,肥料类型的不同是造成两者转化率水平不同的重要原因,CR 施用的是尿素,水解后迅速影响 pH 水平和促进氨的挥发,而 RS 施用的是有机肥,前期的转化速率较低,但随着 pH 上升及其他因素改变,后期的氨转化速率则急速上升.相关性分析显示,当 pH 在 7.0~9.0 区间内,pH 每上升 1 个单位,ARN 转化率上升 0.40.有研究表明,pH 决定着土壤特别是液相中 NH_4^+ 和 NH_3 体系的动态平衡,当 pH 升高后,液相中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的水平相应上升,其向气态 NH_3 的转化潜力随之增大,pH 每上升 1 个单位, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的占比约增加 5~10 倍^[30],该结论也与本研究的结果相符,表明田面水 pH 是影响液相 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的平衡及向气态 NH_3 转化的关键因素.而在麦季,ARN 变化范围整体较小,基本与表层土 pH 呈较好的正相关关系,相关系数 R^2 达到了 0.40.在不同表层土 pH 范围时,ARN 变化趋势较为平稳,无明显差异,pH 每上升 1 个单位,ARN 转化率上升 0.018 左右.

表 5 不同条件下的氨排放转化率(ARN)¹⁾

类型	项目	田面水 pH			大气温度/°C			风速/ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$		
		<7.5	8.0~9.0	倍数	<25	>28	倍数	<5.0	>5.0	倍数
稻季	样本数	13	9	/	10	12	/	8	14	/
	CR	0.24	0.44	2.7	0.27	0.42	1.6	0.23	0.42	1.9
	RS	0.08	0.30	3.6	0.05	0.22	4.6	0.06	0.19	3.4
	CR/RS	2.9	1.5	/	5.5	1.9	/	4.0	2.2	/
	回归方程	$y = 0.40x - 2.86$ ($R^2 = 0.46^{**}$)			$y = 0.045x - 0.99$ ($R^2 = 0.33^{**}$)			$y = 0.13x - 0.34$ ($R^2 = 0.38^{**}$)		
	项目	表层土 pH			大气温度/°C			风速/ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$		
		<8.0			0~15			<5.0		
	样本数	18			18			18		
	回归方程	$y = 0.0177x - 0.12$ ($R^2 = 0.40^{**}$)			$y = 0.0012x + 0.01$ ($R^2 = 0.43^{**}$)			$y = -0.002x + 0.02$ ($R^2 = 0.16$)		

1) * 表示在 95% 置信区间显著相关, ** 表示在 99% 置信区间显著相关

进一步对不同大气温度范围内的 ARN 水平进行分析.如表 5 所示,在稻季,当大气温度小于 25.0°C 时,CR 和 RS 模式的田面水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度和氨排放强度总体均较低,ARN 均值分别为 0.27 和 0.05,而当温度达到 28.0°C 以上时,ARN 均值分别上升到 0.42 和 0.22,是较低温度时的 1.6 和 4.6 倍.相比而言,不同温度下 CR 模式的 ARN 均显著高于 RS 模式,达到其 1.9~5.5 倍.温度主要通过影响土壤脲酶活性及 $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$ 动态平衡来影响 NH_3 的挥发,对尿素而言,脲酶活性的增强也更易于尿素的水解和氨排放^[28],其转化速率显著高于缓慢释放的有机肥.对 ARN 和大气温度进行线性拟合,发现当温度在 $20 \sim 35^\circ\text{C}$ 时,每上升 1.0°C 相应的 ARN 增加 0.045.宋勇生等^[41]的研究发现,在 pH 不变的条

件下,在 $5 \sim 35^\circ\text{C}$,每上升 10°C ,氨排放的比例约增加 1 倍.而本研究中针对田面水 ARN 的观测主要集中在稻季,大气温度总体保持在 20°C 以上,因此分析结果仅适用于表征稻季较高温度下的转化机制.为了进一步阐明冬季低温情况下 ARN 与大气温度的相关关系,图 2 还给出了冬小麦种植期间表层土 ARN 与大气温度的变化趋势.冬季的大气温度相对较低,ARN 变化范围整体也较小,不同大气温度范围时,ARN 变化趋势较为平稳,无明显的差异.通过线性拟合可见,冬小麦种植期间,当大气温度在 $0 \sim 15^\circ\text{C}$ 的范围时,温度每上升 10°C ,表层土 ARN 增加 0.012.如上文所述,表层土 ARN 显著小于田面水 ARN,一方面,这是因为液相条件下尿素等肥料更容易水解向气态 NH_3 转化,另一方面,田面水含量较

高的情况通常出现在夏季水稻种植初期,该时期较高的温度本身也是氨排放转化更容易的重要因素。

图 2 还给出了不同风速下的稻季和麦季的 ARN 变化情况。在稻季,当风速小于 $5.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时, CR 和 RS 模式的 ARN 均值分别为 0.23 和 0.06,而当风速上升到 $5.0 \sim 12.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 时, ARN 均值分别上升到了 0.42 和 0.19,是较低风速时的 1.9 和 3.4 倍。与之前的分析相似,不同风速下 CR 模式的 ARN 均显著高于 RS 模式,表明了稻田氨排放转化机制受到种养模式和施肥类型等多种田间因子的共同影响,尿素施用后的氨转化率绝对水平显著高于有机肥,而在适宜的影响因子条件下,其转化速率上升幅度要大于尿素。相关性分析显示,在风速 $< 8.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的范围内时,风速每上升 $1.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$, ARN 速率上升 0.13。但也发现,研究中观测到 $12.3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的较高风速,但其 ARN 却仅有 0.08。有研究表明,当风速较小时,氨排放随风速增大而增大,到一定数值后由于受到大气、水体稳定状态和下垫面粗糙度的影响,其与氨排放的关系不再呈线性增长^[42]。与稻季的变化趋势不同,麦季的表层土 ARN 与大气风速则成一定的负相关关系,如上文所述,麦季与稻季的农田下垫面特性差异较大,氨挥发主要通过表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向气态 NH_3 的转化,转化机制与田面水显著不同,风速对表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的转化过程影响相比田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 相对较小,而更多地起到对田间氨浓度的稀释扩散作用,从而与氨排放通量呈一定的负相关关系。

2.4 基于本地化系数的长三角农田轮作系统氨排放时空分布特征

目前大多数研究对氨排放清单的建立多采用经验系数法,直接采用文献[18]推荐系数或引用个别研究报道的系数对整个长三角地区氨排放量进行估算^[10~12,17]。但农田氨排放的影响因素众多且复杂,气象因素(气候条件)、土壤因素、作物因素、种植模式和田间管理等因素均对氨排放水平有着不同程度的影响^[30,42~44],造成氨排放系数存在差异。因此,采用某一排放系数来估算整个长三角的氨排放水平,往往导致清单存在较大的不确定性。针对上述问题,本研究通过收集近 10 年来长三角不同地区农田系统氨排放研究的最新成果,梳理总结了三省一市不同地区常规种植模式下的氨排放水平及排放损失率实测结果,如表 6 所示。

总体来看,长三角地区常规种植模式下水稻和小麦的氨排放通量分别达到了 $(49.2 \pm 17.6) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $(16.0 \pm 13.5) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,水稻种植的氨排放通量水平显著高于小麦,达到后者的 3 倍左右,表

明水稻种植过程是农田氨排放的主要贡献来源。从氨排放损失率来看,水稻氨排放损失率达到了 $(20.1 \pm 5.7)\%$,远高于小麦的 $(5.9 \pm 3.6)\%$ 。由上文分析可知,水稻种植和施肥期主要在夏秋高温季节,施肥大多采用以水带氮和撒施的方式,氨挥发主要以田面水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化过程为主,氨排放转化率(ARN)达到了 14%~35%;而冬小麦种植在冬季低温时期,多采用撒施翻耕的施肥方式,氨挥发主要以表层土 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 转化过程为主,氨排放转化率(ARN)仅有 1.4% 左右,不同季节的农田下垫面特性、温度差异和施肥方式不同是导致稻季和麦季氨排放损失率巨大差异的主要原因。具体来看,江苏省、安徽省、浙江省和上海市稻田氨排放通量分别达到了 (55.9 ± 19.0) 、 (48.3 ± 25.3) 、 (40.8 ± 11.3) 和 $(51.9 \pm 6.9) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,江苏和上海的氨排放通量基准水平总体高于安徽和浙江。江苏和上海的地形以平原为主,农田面积和耕地比例相对较大^[10],种植集约化程度较高,加上多年来一直存在化肥过量施用的状况^[9],这可能是导致这两个省市农田氨排放基准水平相对较高的重要原因。此外,同一省市的不同地区稻田氨排放基准水平差异也较大,在农田氨排放研究开展较多的江苏省,南京、常熟、宜兴、昆山、无锡和镇江等市的氨排放通量分别达到了 (41.3 ± 18.5) 、 (36.4 ± 19.3) 、 (44.2 ± 26.9) 、 (95.2 ± 43.7) 、 (85.5 ± 20.2) 和 $(58.3 \pm 11.1) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。南京、常熟和宜兴的氨排放通量水平显著低于其他城市,一方面,这可能与不同地区或城市的地理特征、气候条件和种植模式的差异有关;另一方面,南京、常熟和宜兴与这 3 个地区设有较多的科研机构和野外观测站,几十年来开展了大量农田氮素利用和氨减排相关的研究,其成果也不断反馈和优化当地的种植和管理模式,一定程度上也提高了农田氮素利用效率,从而降低了氨排放水平。

基于上述研究中不同地区实测获得的常规种植模式下的氨排放本地化系数,建立了 2019 年长三角农田轮作系统氨排放时空分布清单,如图 3 所示。2019 年长三角水稻种植和小麦种植的氨排放总量分别为 $(295.7 \pm 105.8) \text{ kt}$ 和 $(104.6 \pm 70.3) \text{ kt}$,全年稻麦轮作的氨排放量达到了 $(400.3 \pm 206.4) \text{ kt}$ 。王文锦等^[10]的研究表明 2018 年长三角地区农田生态系统的氨排放总量为 541 kt,高于本研究的结果,一方面,其研究采用了文献[18]的推荐的经验系数,而本研究则基于长三角不同地区实测排放系数建立了清单,两者采用的排放因子不同可能是造成清单差异的主要原因;另一方面,其研究的清单除稻麦轮作系统外,还考虑了玉米、豆类和油菜等作

表 6 长三角不同地区常规种植模式氨排放通量及排放损失率

Table 6 Ammonia emission flux and emission loss rate of the conventional cropping mode in different regions of Yangtze River Delta

地点	年份	作物	试验类型	监测方法	氨排放通量 ¹⁾ /kg·hm ⁻²	氨排放损失率 /%	文献 ²⁾
江苏南京	2015~2016	水稻	田间小区	通气法	29.98~41.76	12.0~16.7	[45]
江苏南京	2016	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	45.7±5.5	19.04	[46]
江苏南京	2016	水稻	盆栽试验	密闭室间歇通气法	14.67	7.33	[40]
江苏南京	2017	水稻	田间小区	通气法	17.2	8.19	[47]
江苏南京	2017	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	53.83	13	[15]
江苏南京	2017~2018	水稻	田间微区	通气法	33.82~42.41	16.11~20.19	[48]
江苏南京	2019	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	75.3±2.30	31.4	[26]
江苏南京	2020	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	58.05±7.49	24.2	[49]
江苏常熟	2010	水稻	田间盆栽	密闭室间歇通气法	73.3	24.4	[50]
江苏常熟	2010	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	10.2~38.1	3.3~13.8	[13]
江苏常熟	2013~2014	水稻	田间试验	密闭室间歇通气法	52.75	15.24	[39]
江苏常熟	2014	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	22.51	9.38	[51]
江苏常熟	2013~2015	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	22.51~28.89	9.38~12.04	[38]
江苏常熟	2014~2015	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	22.4~30.9	10~13.7	[52]
江苏常熟	2016	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	52.9	16	[28]
江苏常熟	2017	水稻	大田试验	激光吸收光谱法	52.3	19.37	[22]
江苏常熟	2018	水稻	田间试验	密闭室连续通气法	15.85	5.58	[53]
江苏昆山	2008	水稻	田间小区	通气法	145.64	36.11	[54]
江苏昆山	2009	水稻	田间小区	通气法	71.65	22.07	[55]
江苏昆山	2010	水稻	田间小区	通气法	68.2	22.5	[56]
江苏宜兴	2011	水稻	田间试验	密闭室间歇通气法	43	15.9	[57]
江苏宜兴	2012~2013	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	20.3~63.9	8.46~26.6	[58]
江苏宜兴	2013	水稻	田间小区	密闭室连续通气法	41.4±3.6	17.25	[21]
江苏宜兴	2013~2014	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	76.07	28.17	[14]
江苏宜兴	2015	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	18.65±3.09	6.2	[59]
江苏宜兴	2016	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	20.89	8.7	[60]
江苏宜兴	2017	水稻	模拟土柱	动态箱法	23.1±1.8	9.63	[61]
江苏宜兴	2018	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	90.62±8.89	23.66	[16]
江苏无锡	2010	水稻	田间小区	通气法	75.9	28.1	[23]
江苏无锡	2010~2012	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	71.79~108.67	13.31~21.77	[62]
江苏镇江	2014~2015	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	48.80±0.79	15.59±0.26	[63]
江苏丹阳	2013~2014	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	55.6~70.5	20.6~26.1	[64]
江苏南京	2015~2017	小麦	田间小区	通气法	23.43~27.16	9.4~10.9	[45]
江苏南京	2016~2017	小麦	盆栽试验	密闭室连续通气法	3.27	2.18	[40]
江苏常熟	2012	小麦	田间小区	密闭室连续通气法	9.13	4.62	[65]
江苏常熟	2013~2014	小麦	田间试验	密闭室间歇通气法	10.21	4.72	[39]
江苏常熟	2013~2015	小麦	田间小区	密闭室间歇通气法	4.68~5.88	2.79~3.50	[38]
江苏常熟	2016	小麦	田间小区	密闭室间歇通气法	4.9	1.4	[28]
江苏无锡	2010~2012	小麦	田间小区	密闭室间歇通气法	25.58~47.84	9.06~11.89	[62]
江苏常熟	2013~2014	轮作系统	田间试验	密闭室间歇通气法	62.96	11.30	[39]
江苏常熟	2013~2015	轮作系统	田间小区	密闭室间歇通气法	27.19~34.77	6.66~8.52	[38]
江苏无锡	2010~2012	轮作系统	田间小区	密闭室间歇通气法	97.37~156.51	17.78~27.18	[62]
安徽滁州	2015	水稻	田间小区	密闭室法	40.27	20.55	[66]
安徽滁州	2016	水稻	田间小区	密闭室法	69.53	35.73	[67]
安徽合肥	2010	水稻	田间小区	通气法	15.24	7.12	[20]
安徽合肥	2016~2017	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	25.58	17.05	[68]
安徽凤阳	2009~2010	水稻	田间小区	通气法	69.69	25.81	[69]
浙江杭州	2015	水稻	田间小区	通气法	54.05	20.02	[70]
浙江杭州	2015	水稻	大型蒸发桶	通气法	44.88	18.7	[71]
浙江淳安	2017	水稻	大田试验	通气法	34.42	15.3	[72]
浙江诸暨	2017	水稻	大田试验	通气法	24.5	14.6	[72]
浙江嘉兴	2011	水稻	土柱渗漏池	密闭室间歇通气法	78.72	29.23	[73]
浙江金华	2015	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	44.8~56.4	19.6~26	[24]
浙江宁波	2017~2018	小麦	田间小区	密闭室间歇通气法	7.29±2.31	3	[74]
上海青浦	2014	水稻	大田试验	微气象学法	58.78	24.3	[75]
上海青浦	2017	水稻	测坑定位	密闭室间歇通气法	55.96	11.88	[76]
上海青浦	2019	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	55.72	15.29	[34]
上海青浦	2019	水稻-紫云英	田间小区	密闭室间歇通气法	74.76	20.52	[34]
上海奉贤	2019	水稻	模拟土柱	密闭室间歇通气法	15.12	15.12	[77]
上海奉贤	2019	水稻	田间小区	密闭室间歇通气法	43.93	14.34	本研究
上海奉贤	2019	小麦	田间小区	密闭室间歇通气法	22.48	7.39	本研究
上海奉贤	2019	稻麦轮作	田间小区	密闭室间歇通气法	65.95	10.84	本研究

1) 仅统计常规种植模式(当地农户常规施肥和田间管理模式)的氨排放通量,用于计算基准水平的排放清单; 2) 由于文献数量及信息量较大,本表仅列出主要文献中报道的结果,计算中采纳了更多实测系数结果

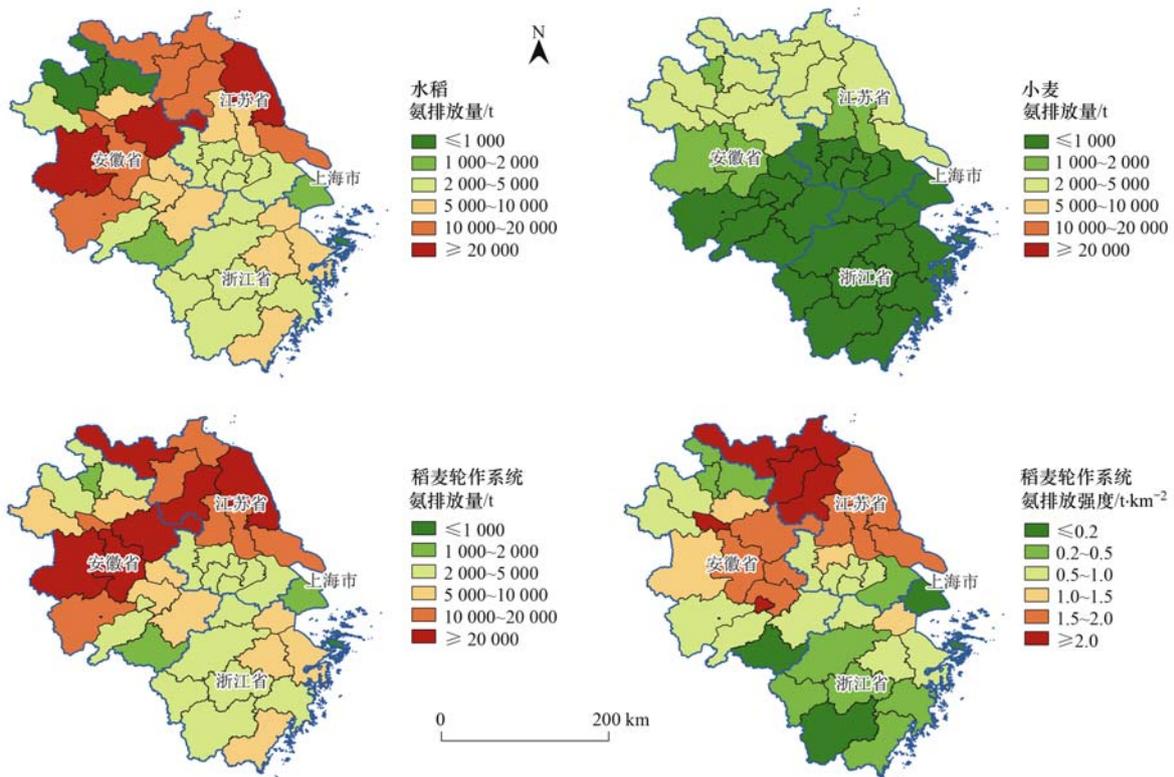


图3 基于各地区本地化因子的长三角农田轮作系统氨排放清单

Fig. 3 Ammonia emission inventory of the farmland rotation system in Yangtze River Delta based on local emission factors of different regions

物的氨排放,这3种作物虽然在长三角地区种植面积不大,但也贡献了一部分氨排放量。此外,由于各地区实测系数的差异,不同系数选取对清单结果的变化范围影响也相对较大,如以地级市为单位采用某一地区排放系数来计算获取整个长三角的氨排放总量,则清单结果的不确定性范围将达到-51.6%~51.6%。

从时间分布来看,稻季的氨排放总量显著高于麦季,达到后者的2.8倍,由上文可知,受季节、气象和施肥方式等因素影响,稻季的农田氨排放转化率(ARN)达到了14%~35%,显著高于麦季的1.4%;另一方面,两者种植面积的不同也是影响排放总量的重要原因,如安徽和江苏的水稻与小麦种植面积基本相近,而浙江和上海的稻麦种植面积比例接近9:1。从空间分布来看,江苏省、安徽省、浙江省和上海市的氨排放总量分别达到了178.6、175.3、45.2和1.5 kt,安徽和江苏的氨排放量远大于浙江省和上海市。浙江山地丘陵较多,粮食播种面积约为安徽的1/7、江苏省的1/5,因此氨排放量也明显较低;而上海的粮食播种面积仅为浙江的1/20,农业GDP占全市GDP比重不足1%,在全国所有省市中最低,其氨排放量远低于其他省市。水稻种植氨排放量最高的地区依次为盐城、滁州、六安、徐州、合肥、淮安和宿迁,氨排放量都超过了15.0 kt·a⁻¹,主要集中在江苏省北部和安徽省中西部。小

麦种植氨排放量最高的地区依次为盐城、阜阳、宿州、亳州、徐州、淮安和滁州,氨排放量都超过了6.0 kt·a⁻¹,主要集中在江苏省和安徽省中北部;从全年来看,盐城、滁州、徐州、六安、淮安和合肥这6个城市的氨排放量均超过20.0 kt·a⁻¹,值得引起关注。从排放强度来看,长三角农田稻麦轮作系统的平均氨排放强度为(1.33±1.39) t·km⁻²,排放强度最高的地区依次为:淮南、铜陵、宿迁、连云港、徐州、淮安、泰州和盐城,均超过了2.0 t·km⁻²,这些地区农田播种面积占总面积的比例较高,导致总体的氨排放强度水平高于其他地区。

2.5 长三角农田轮作系统氨减排路径及减排潜力

氨作为二次粒子生成的主要碱性气态前体物,对PM_{2.5}污染和霾天气形成有着重要贡献^[3-5],然而近20年来针对SO₂和NO_x等酸性前体物的防控治理研究已趋于饱和,减排空间及潜力有限,而农业源作为氨排放的最主要的贡献来源,针对其开展减排控制成为削减PM_{2.5}浓度和改善空气质量水平的新的思路^[19]。本研究通过收集整理近10年长江中下游地区报道的结果,基于常规处理模式与减排处理模式下氨排放损失率的差异,梳理划分和分析评估了不同的农田减排路径及减排潜力,如表7所示。

2.5.1 氮肥减量

氮肥减量主要是通过源头上管控氮素投入以减

表 7 长三角地区农田轮作系统不同减排措施及减排效果对比分析

Table 7 Comparative analysis of different emission reduction measures and effects of farmland rotation system in Yangtze River Delta

减排路径	作物类型	减排处理/模式	氮挥发损失率/%		减排比例 ²⁾ /%	籽粒增产率 /%	地点 ³⁾
			常规处理 ¹⁾	减排处理			
氮肥减量	水稻	氮肥减量 30%	7.12	6.3	11.5	-2.3	安徽合肥 ^[20]
	水稻	氮肥减量 10% ~70%	15.9	7.1 ~13.9	12.6 ~55.3	-3 ~10.3	江苏宜兴 ^[57]
	水稻	氮肥减量 25%	8.46 ~26.6	7.56 ~14.3	10.6 ~46.2	-15 ~ -8	江苏宜兴 ^[58]
	水稻	氮肥减量 25%	17.25	8.39	51.4	-17.9	江苏宜兴 ^[21]
	水稻	氮肥减量 22.2%	19.37	18.38	5.1	/	江苏常熟 ^[22]
	水稻	氮肥减量 22.2%	28.1	28.8	-2.5	/	江苏无锡 ^[23]
	小麦	减氮 25% 和增氮 25%	4.62	5.05 ~5.26	-13.9 ~ -9.3	/	江苏常熟 ^[65]
	水稻	减氮 25%, 保产增效	15.24	14.31	6.1	15.6	江苏常熟 ^[39]
	小麦	减氮 25%, 保产增效	4.72	2.98	36.9	-27.2	江苏常熟 ^[39]
	轮作系统	减氮 25%, 保产增效	11.3	10.1	10.6	1.9	江苏常熟 ^[39]
氮肥替代	水稻	化肥有机肥配施	28.1	23.4	16.7	/	江苏无锡 ^[23]
	水稻	化肥有机肥混施	11.88	8.1	31.8	6.11	上海青浦 ^[76]
	水稻	单施有机肥	11.88	2.3	80.6	-5.6	上海青浦 ^[76]
	水稻	15% ~45% 污水尾水	8.19	4.31 ~8.19	0 ~47.4	-18.1 ~ -8.7	江苏南京 ^[47]
	小麦	25% ~50% 污泥、猪粪堆肥	3	3.3 ~3.5	10 ~16.7	1.9 ~5.8	浙江宁波 ^[74]
	水稻	氯化铵和氯脲氨	9.38	8.25 ~10.92	-16.4 ~12.0	-3.04 ~2.2	江苏常熟 ^[51]
	水稻	氯化铵和氯脲氨	9.38 ~12.04	8.25 ~12.72	-16.4 ~13.5	-3 ~5.4	江苏常熟 ^[38]
	小麦	氯化铵和氯脲氨	2.79 ~3.50	2.08 ~3.37	3.7 ~40.6	-6.0 ~2.8	江苏常熟 ^[38]
	轮作系统	氯化铵和氯脲氨	6.66 ~8.52	5.92 ~8.34	-12.3 ~11.9	/	江苏常熟 ^[38]
氮肥增效	水稻	缓控释尿素	28.1	27.9	0.7	/	江苏无锡 ^[23]
	水稻	包膜控释尿素	13.31 ~21.77	7.85 ~8.84	33.6 ~63.9	-3.7 ~0.5	江苏无锡 ^[62]
	小麦	包膜控释尿素	9.06 ~11.89	2.32 ~6.93	41.7 ~74.4	-3.1 ~1.1	江苏无锡 ^[62]
	水稻	缓控释尿素	20.6 ~26.1	14.0 ~29.2	-11.9 ~43.7	-10 ~12.2	江苏丹阳 ^[64]
	水稻	缓释尿素配施	20.55	16.03	22	1.02	安徽滁州 ^[66]
	水稻	控释尿素	17.05	10.23	40	17.2	安徽合肥 ^[68]
	水稻	聚脲甲醛缓释氮肥	16	2 ~9	43.8 ~87.5	-21.1 ~3.3	江苏常熟 ^[28]
	小麦	聚脲甲醛缓释氮肥	1.4	0.1 ~3.4	-142.9 ~92.9	-61.1 ~ -2.8	江苏常熟 ^[28]
	水稻	缓控释肥 + 侧深施	28.17	3.84 ~24.28	13.8 ~86.4	/	江苏宜兴 ^[14]
	水稻	减氮处理 + 缓释肥侧深施	14.6	9.3 ~12.6	13.7 ~36.3	-0.7 ~3.1	浙江诸暨 ^[72]
水稻	减氮处理 + 缓释肥侧深施	15.3	10.4 ~12.9	15.7 ~32.0	-5.2 ~2.8	浙江淳安 ^[72]	
施肥方式	水稻	灌水控制	36.11	31.06	14	/	江苏昆山 ^[54]
	水稻	灌水控制	25.81	19.22	25.5	/	安徽凤阳 ^[69]
	水稻	灌水控制	18.7	15.1 ~17.5	6.4 ~19.3	/	浙江杭州 ^[71]
	水稻	灌水控制	15.12	11.6 ~23.25	-53.8 ~23.3	/	上海奉贤 ^[77]
	水稻	灌水控制 + 施肥控制	22.07	17.98 ~25.98	-17.7 ~18.5	-6.6 ~ -3.4	江苏昆山 ^[55]
	水稻	灌水控制 + 施肥控制	22.5	15.5 ~19.1	15.1 ~31.1	-2.1 ~1.1	江苏昆山 ^[56]
	水稻	灌水控制 + 减氮处理	25.81	17.59 ~22.95	11.1 ~31.8	/	安徽凤阳 ^[69]
	水稻	灌水控制 + 施肥控制	35.73	29.42 ~32.12	14.2 ~17.7	-2.8 ~12.6	安徽滁州 ^[67]
	水稻	乌栅土/黄泥土 + 麦秸还田	3.3 ~13.8	4.2 ~16.7	-27.3 ~ -21.0	/	江苏常熟 ^[13]
土壤添加剂	水稻	麦秸还田 + 脲酶抑制剂	24.4	11.5	52.9	/	江苏常熟 ^[50]
	水稻	硝化抑制剂	17.25	23.67	-37.2	0	江苏宜兴 ^[21]
	水稻	硝化抑制剂	8.46 ~26.6	13 ~35.3	-53.7 ~ -32.7	/	江苏宜兴 ^[58]
	水稻	脲酶抑制剂	19.6 ~26	8.7 ~13.8	46.9 ~60.8	/	浙江金华 ^[24]
	水稻	硝化抑制剂	19.6 ~26	22.9 ~31	-19.2 ~ -16.8	/	浙江金华 ^[24]
	水稻	脲酶 + 硝化抑制剂	19.6 ~26	13.3 ~20.8	18.9 ~35	/	浙江金华 ^[24]
	水稻	麦秸生物炭	15.59	15.69	-0.6	8.8 ~9.8	江苏镇江 ^[63]
	水稻	麦秸生物炭	6.2	6.97 ~11.7	-88.7 ~ -12.4	/	江苏宜兴 ^[59]
	水稻	锯末生物炭	5.58	7.07 ~7.99	-43.2 ~ -26.7	4.1 ~13.3	江苏常熟 ^[53]
	水稻	麦秸生物炭	7.33	9.28 ~14.7	-100.5 ~ -26.6	-71.1 ~ -28.7	江苏南京 ^[40]
	小麦	麦秸生物炭	2.18	2.28 ~2.54	-16.5 ~ -4.6	3.6 ~8.3	江苏南京 ^[40]
	水稻	稻秸生物炭	20.02	8.9 ~15.62	22.0 ~55.5	8.0 ~16.5	浙江杭州 ^[70]
	水稻	陈年、新鲜麦秸生物炭	12.0 ~16.7	9.9 ~19.3	-20.8 ~21.0	-20.6 ~20.4	江苏南京 ^[45]
	小麦	陈年、新鲜麦秸生物炭	9.4 ~10.9	5.9 ~13.2	-40.4 ~37.2	0 ~72.5	江苏南京 ^[45]
	水稻	麦秸生物炭 + 硝化抑制剂	13	25 ~35	-169.2 ~ -92.3	-20	江苏南京 ^[15]
	水稻	麦秸生物炭 + 硝化抑制剂	15.59	20.11	-29.0	4.2 ~9.9	江苏镇江 ^[63]
	水稻	麦秸生物炭 + 脲酶抑制剂	15.59	12.53	19.6	8.4 ~11.1	江苏镇江 ^[63]

续表 7

减排路径	作物类型	减排处理/模式	氨挥发损失率/%		减排比例 ²⁾ /%	籽粒增产率 /%	地点 ³⁾
			常规处理 ¹⁾	减排处理			
土壤添加剂	水稻	麦秸生物炭 + 双抑制剂	15.59	13.9	10.8	8.7 ~ 16.5	江苏镇江 ^[63]
	水稻	蚯蚓粪 + 麦秸生物炭	8.7	8.76 ~ 10.95	0.7 ~ 25.9	23.2 ~ 39.0	江苏宜兴 ^[60]
	水稻	木醋液 + 生物炭	19.04	16.88 ~ 18.67	1.9 ~ 11.3	-8.6 ~ 0	江苏南京 ^[46]
	水稻	杨树锯末水热炭	37.75	25.52 ~ 33.93	10.14 ~ 32.42	/	江苏宜兴 ^[25]
	水稻	麦秸水热炭、水洗水热炭	23.66	11.96 ~ 25.18	-6.4 ~ 49.5	17.16 ~ 20.2	江苏宜兴 ^[16]
	水稻	猪粪沼液 + 牛粪水热炭	24.2	8.34 ~ 22.4	7.4 ~ 65.5	-29.6 ~ -10.2	江苏南京 ^[49]
	水稻	杨树锯末和麦秸水热炭	31.4	27.9 ~ 44.4	-41.4 ~ 11.1	4.32 ~ 26.0	江苏南京 ^[26]
	水稻	膜材料(稻糠、乳酸和卵磷脂)	16.11	11.14 ~ 12.91	4.97 ~ 19.9	-6 ~ 27	江苏南京 ^[48]
	水稻	膜材料(稻糠、乳酸和卵磷脂)	20.19	14.99 ~ 16.42	18.7 ~ 25.8	13 ~ 24	江苏南京 ^[48]
生态种养	水稻	水稻 - 满江红共作	10 ~ 13.7	8.4 ~ 10.8	16 ~ 21.2	6.4 ~ 10.8	江苏常熟 ^[52]
	水稻	麦秸生物炭 + 浮萍	9.63	6.3	34.6	0.9	江苏宜兴 ^[61]
	水稻	麦秸生物炭 + 浮萍	13.2	8.2	37.9	2.8	江西鹰潭 ^[61]
	水稻	稻蛙共作	15.29	12.91	15.6	-0.1	上海青浦 ^[34]
	水稻	稻蛙 - 紫云英轮作	20.52	17.37	15.4	-0.1	上海青浦 ^[34]
	水稻	稻鸭共作	20.6	19.2	6.8	6.7	湖北武汉 ^[81]
	水稻	稻鱼共作	20.6	20	2.9	5.7	湖北武汉 ^[81]
	水稻	稻蟹共作	28.5	26	8.8	/	辽宁盘锦 ^[82]
	水稻	稻鱼虾蟹立体种养	15.4	6.9	55.2	6.65	天津宝坻 ^[83]
	水稻	稻虾共作	14.34	8.79	38.7	10.4	上海奉贤(本研究)
	水稻	稻虾 - 紫云英轮作	10.84	9.2	15.1	/	上海奉贤(本研究)

1) 常规处理一般为当地农户常规施肥方式和田间管理模式下的氨排放通量,为减排处理模式对照提供基准水平; 2) 减排比例为相对比例,即减排处理模式相对于常规模式下,氨排放损失率下降的相对百分比; 3) 地点指试验所用土壤来源地,一般为试验所在地; 4) 生态种养模式氨减排路径的研究报道各地区均较少,因此除长三角外部分引用其他地区研究结果

少氨排放总量. 朱小红等^[20]的研究在安徽合肥的水稻种植过程采用减氮 30% 的处理,发现氨排放损失率可下降 0.82 个百分点,减排幅度达到 11.5%,但籽粒增产率却下降了 2.3%. 赵冬等^[57]、Sun 等^[58]和孙海军等^[21]的研究分别在江苏宜兴地区水稻种植过程采用减氮 22.2% ~ 25% 的处理,发现氨排放损失率分别下降 2.0 ~ 8.8%、0.9 ~ 12.3% 和 8.86 个百分点,减排比例达到 12.6% ~ 55.3%、10.6% ~ 46.2% 和 51.4%,具备较好的效果,但也发现籽粒产量整体呈明显的下降趋势,分别达到 -3% ~ 10.3%、-15% ~ -8% 和 -17.9%. 赵森等^[39]的研究在江苏常熟小麦种植过程采取减氮 25% 及保产增效处理,发现氨减排比例达到了 36.9%,但同样地小麦的籽粒产量下降 27.2%. 该结果也表明,氮肥减量虽然具备一定的氨减排效果,但同时也易导致作物产量不确定或下降. 俞映惊等^[23]的研究在江苏无锡水稻种植过程中对化肥减量 22.2% 处理反而导致氨排放损失比例上升 2.5%; 刘丽颖等^[65]的研究在江苏常熟小麦种植过程中采用减氮 25% 及增氮 25% 处理,结果均不理想,导致氨排放损失比例上升 9.3% ~ 13.9%. 我国农田普遍存在氮肥过量施用问题,据农业部数据,2013 年我国农作物化肥折纯用量达到 328.5 kg·hm⁻²,远高于世界平均水平的 120 kg·hm⁻²,是美国的 2.6 倍和欧盟的 2.5 倍^[9]. 在长期过量施肥的情况下,农田本底的氨排

放水平较高,因此单一的采用氮肥减量措施,特别在减氮幅度较小的状况下,容易造成减氮不减氨的现象,导致氨排放损失率反而上升.

2.5.2 氮肥替代

氮肥替代一般是采用有机肥替代、有机无机肥混施、铵或硝基肥替代等方式实现氨减排. 俞映惊等^[23]的研究在江苏无锡水稻种植采用化肥有机肥配施,发现可降低氨排放损失率 16.7%; 邢月等^[76]的研究在上海青浦水稻种植采用化肥有机肥混施,氨排放损失率可下降 31.8%,同时籽粒增产率达到 6.11%,具备较好的减氨增产效果,但同时也发现在单施有机肥的情况下,氨排放损失率下降 80.6%,籽粒产量也下降 5.6%. 有机肥在施用后相比化肥氮素释放缓慢,还能产生大量有机酸和腐植酸,降低土壤 pH 和增加土壤对 NH₄⁺ 的吸附能力,从而减少氨排放,但有机无机肥配比及施用不合理也容易造成作物减产,因此在有机肥替代过程中,应注意有机肥和无机肥配施、混施比例,既能削减氨排放水平,又保证作物产量及实现增产. 除传统有机肥替代之外, Yin 等^[47]的研究在水稻种植过程中采用污水尾水替代 15% ~ 45% 的氮肥,氨排放损失率下降了 0% ~ 47.4%,但籽粒产量也下降了 8.7% ~ 18.7%. Zhang 等^[74]的研究在小麦种植过程采用污泥、猪粪堆肥替代 25% ~ 50% 的氮肥,氨排放损失率可下降 10% ~ 16.7%,同时籽粒产量上升 1.9% ~ 5.8%. 敖

玉琴等^[51]和张博文等^[38]的研究分别在江苏常熟水稻和小麦种植过程中采用脲铵和含氯氮肥替代,发现氨排放损失率分别增加 -16.45%~12.0% 和 3.7%~40.6%,籽粒增产率则分别达到了 -3.04%~2.2% 和 -6.0%~2.8%。该结果也表明,相比于传统有机肥替代和有机无机肥混施,一些铵基肥和含氯化肥等新型替代肥料由于使用时间短、应用范围小,其对氨减排和产量的影响仍然存在较大的不确定性,有待于持续进行评估。

2.5.3 氮肥增效

氮肥增效一般是通过控制或减缓氮肥的释放速率以适应作物的氮素需求达到氨减排效果。有研究表明,在水稻和小麦种植过程中施用缓控释尿素能大幅降低氨减排水平,氨排放损失率削减比例最高可达到 40%~70% 以上^[23,62,64,66,68],但同时也发现,施用缓控释尿素减氨的同时,作物的籽粒产量却存在较大的不确定性。孙海军等^[21]的研究在江苏无锡水稻和小麦种植过程中采用缓控释尿素,发现籽粒产量变化幅度为 -3.7%~0.5% 和 -3.1%~1.1%; Ke 等^[64]的研究在江苏丹阳的水稻种植过程发现,籽粒增产率为 -10%~12.2%; 邬刚等^[66]的研究在安徽滁州水稻种植过程中采用缓释尿素配施,籽粒增产率为 1.02%。除常规缓控释尿素之外,赵蒙等^[28]的研究在江苏常熟水稻和小麦种植过程中采用聚脲甲醛缓释氮肥处理,发现水稻和小麦的氨排放损失率分别上升了 43.8%~87.5% 和 -142.9%~92.9%,籽粒增产率则分别达到 -21.1%~3.3% 和 -61.1%~-2.8%,比较而言,采用新型缓释氮肥对水稻的氨减排效果相对更好,而小麦的氨减排效果及产量波动范围均较大、不确定性较高。进一步的,侯朋福等^[14]的研究在江苏宜兴发现,缓控释肥配合侧深施方式能显著降低水稻过程中的氨排放损失率,减排幅度达到 13.8%~86.4%; 怀燕等^[72]的研究分别在浙江诸暨和浙江淳安的水稻种植过程中采用缓释肥结合侧深施进行处理,可使氨排放损失率下降 13.7%~36.3% 和 15.7%~32.0%,籽粒增产率分别达到 -0.7%~3.1% 和 -5.2%~2.8%; 同样的,杨振宇等^[78]的研究在水稻种植过程中采用控释尿素结合机插深施等处理,可降低氨排放损失率 27.7%~30.3%,同时籽粒产量增加 5.98%~6.63%。上述结果也表明,在采用缓控释肥的同时,结合侧深施、机插等田间管理手段,能进一步强化氨减排效果,同时兼具一定经济效益。

2.5.4 施肥方式

施肥方式一般是指通过侧深施肥、灌水控制和

施肥控制达到氨减排目的。有研究发现在施肥过程结合侧深施方式均能进一步提搞氨减排效果^[14,72,78];此外,通过田间的灌水控制也能实现一定的氨减排效果。彭世彰等^[54]的研究在江苏昆山水稻种植过程在分别采取淹水灌溉和节水灌溉处理,发现控制灌溉的氨排放损失率相比淹水灌溉可下降 14%; 肖新等^[69]的研究在安徽凤阳水稻种植过程采取灌水控制处理,可使氨排放损失率下降 25.5%; Xiao 等^[71]的研究在浙江杭州水稻种植过程进行灌溉控制,使氨排放损失率下降 6.4%~19.3%。而陈佳仪等^[77]的研究在上海奉贤的稻田采取不同深度(1~5cm)的田面水位控制,可使氨排放损失率下降 23.3% 或上升 53.8%。稻田灌水控制的氨减排过程主要发生在薄水层变为无水层的过程,肥料水解后产生大量的铵离子随水向土壤下层迁移,减少了表层土壤溶液中的铵离子,从而降低了氨分压和氨挥发^[42],因此在稻田种植不同阶段采取合理的灌水控制措施对减少农田氨排放有着显著效果。此外,一些研究在灌水控制处理的同时采取施肥控制措施,如杨士红等^[55]和 Yang 等^[56]的研究分别在江苏昆山水稻种植过程中采用灌水结合施肥控制处理,发现氨排放损失率下降幅度分别为 -17.7%~18.5% 和 15.1%~31.1%,而籽粒增产率则分别为 -6.6%~-3.4% 和 -2.1%~1.1%。邬刚等^[66]的研究在安徽滁州水稻种植过程中采用灌水和施肥控制,发现氨排放损失率下降 14.2%~17.7%,籽粒增产率在 -2.8%~12.6%。总体而言,采用侧深施肥、灌水控制等施肥方式和水肥管理措施,均能较为有效地减少氨排放损失率,同时对籽粒产量的影响不大或实现增产,但相比其他减排路径,该路径需要投入额外的人力和管理成本。

2.5.5 土壤添加剂

稻麦秸秆、脲酶抑制剂、硝化抑制剂和生物炭等近些年来作为常见的土壤添加剂被频繁地使用并用于评估农田氨减排效果。汪军等^[13]的研究通过模拟土柱试验分别采用乌栅土和黄泥土结合麦秸还田进行处理,发现氨排放损失率上升了 21.0%~27.3%,普遍认为秸秆还田能促进尿素分解,同时带来的有机质阻碍了土壤对 NH_4^+ -N 的吸附,增加了氨的挥发。而彭玉净等^[50]的研究在江苏常熟水稻种植过程中通过麦秸还田添加脲酶抑制剂 NBPT,成功抑制了尿素水解,在麦秸还田的情况下使氨排放损失率下降了 52.9%,取得了较好的效果。孙海军等^[21]、周旋等^[24]和 Sun 等^[58]的研究分别发现,在水稻种植过程中添加硝化抑制剂会显著增加氨排放,导致氨排放损失率分上升 37.2%、16.8%~

19.2% 和 32.7%~53.7% ; 而周玉玲等^[15]的研究通过模拟土柱试验发现, 水稻种植过程中添加硝化抑制剂会显著增加氨排放损失率, 最高可达到 92.3% . 与此同时, 周旋等^[24]的研究发现在添加硝化抑制剂的同时结合脲酶抑制剂进行施用, 可使氨排放损失率下降 18.9%~35% , 而单独添加脲酶抑制剂的情况下, 氨排放损失率可下降 46.9%~60.8% , 减排效果十分显著. 这些研究也表明硝化抑制剂在实际生产过程中普遍增加了农田的氨排放水平, 其使用效果存在较大争议, 而脲酶抑制剂则对农田氨减排有着显著作用, 在具体生产过程中应综合考虑两者的使用比例及减排效果.

生物炭孔隙结构发达、比表面积大、吸附性能好, 表面附着大量的含氧官能团对 NH_4^+ 和 NH_3 具有较强的吸附能力, 可显著降低农田土壤氨挥发损失^[79,80]. 但有研究表明, 在水稻和小麦种植过程中往农田土壤添加麦秸或锯末生物炭会显著增加氨排放水平^[40,53,59,63], 氨排放损失率最高可增加 100.5%^[40], 但同时也发现籽粒产量也有显著的提升; 因此近年来较多的研究聚焦于对生物炭进行处理或改良, 在提升籽粒产量的同时以期获得更好的氨减排效果. Dong 等^[45]的研究在水稻和小麦种植过程中分别添加不同比例的新鲜和陈年麦秸生物炭, 对比发现不同比例的新鲜麦秸生物炭和高比例的陈年生物炭均会导致氨排放损失率增加, 而低比例的陈年生物炭则能一定程度降低氨排放比例. He 等^[63]的研究在添加麦秸生物炭的同时结合硝化抑制剂和脲酶抑制剂进行施用, 结果发现麦秸生物炭配合硝化抑制剂施用会导致氨排放损失率上升 29.0% , 而麦秸生物炭搭配脲酶抑制剂施用则可降低氨排放损失率 19.6% , 如果同时搭配硝化抑制剂和脲酶抑制剂则可使氨排放损失率降低 10.8% , 与此同时实现籽粒增产 8.7%~16.5% . Wu 等^[60]的研究在水稻种植过程中将麦秸生物炭和不同比例的蚯蚓粪搭配进行施用, 发现氨排放损失率可下降 0.7%~25.9% , 籽粒产量增加 23.2%~39.0% ; Sun 等^[46]的研究在水稻种植过程中同时添加麦秸生物炭和不同比例的木醋液, 发现氨排放损失率可下降 1.9%~11.3% , 但籽粒产量下降了 0%~8.6% . 而 Sun 等^[70]的研究采用水稻秸秆制备生物炭, 在水稻种植过程中添加使用获得了较好的氨减排效果, 氨排放损失率下降了 22.0%~55.5% , 同时籽粒产量增加了 8.0%~16.5% . 除此之外, 与常规热裂解生物炭的碱性特性不同, 经过水热碳化技术处理获得的水热炭通常呈酸性, 在农田添加施用后也能较好地降低氨

排放损失率. 余姗等^[25]的研究通过模拟土柱试验发现添加杨树锯末水热炭和水洗水热炭, 可成功使氨排放损失率下降 10.14%~32.42% ; 而韩晨等^[16]的研究通过模拟土柱试验发现添加麦秸水热炭和水洗水热炭, 也能使氨排放损失率下降 -6.4%~49.5% , 籽粒增产率达到了 17.16%~20.2% , 相比传统的生物炭技术, 经过改进的水热炭技术能同时兼具氨减排效果和经济效益.

此外, 水稻种植过程中使用膜材料也能有效减少氨排放水平, 其与传统氮肥调控、物理阻断等手段不同, 主要通过水稻田面水表层构建气-液膜结构, 而实现农田的氨减排. 俞映惊等^[48]的研究发现, 采用稻糠、乳酸和卵磷脂调配而成的膜材料, 添加至田面水而形成的膜结构, 可降低氨排放损失 4.97%~25.8% , 同时实现籽粒增产 -6%~27% .

2.5.6 生态种养

相比于前 5 种减排路径, 长三角地区生态种养模式的氨减排研究总体仍较少. Yao 等^[52]的研究发现将水稻与满江红共作可降低氨排放损失率 16%~21.2% , 同时籽粒产量增加 6.4%~10.8% ; Sun 等^[61]的研究发现在水稻与浮萍共作的模式下添加麦秸生物炭, 可使氨排放损失率降低 34.6%~37.9% , 取得了更好的氨减排效果, 与此同时籽粒产量增加 0.9%~2.8% . 陈慧妍等^[34]在上海青浦水稻种植过程发现, 采用稻蛙共作模式、稻蛙-紫云英轮作模式, 相比常规水稻模式的氨排放损失率分别下降 15.6% 和 15.4% , 籽粒产量与常规模式基本相同. 本研究在上海奉贤地区的试验也表明, 相对于常规水稻模式, 稻虾共作和稻虾-紫云英轮作模式的氨排放损失率可分别下降 38.7% 和 15.1% , 同时水稻籽粒增产率可达到 10.4% . 除长三角地区外, 其他地区的研究结果也表明生态种养模式对降低农田氨排放和实现作物增产起到较好的作用. 王昂等^[82]的研究对北方稻蟹共作模式氨排放进行监测, 发现氨排放损失率可下降 8.8% ; 杨亚男等^[83]的研究对北方稻鱼虾蟹立体种养模式的氨排放进行分析, 发现氨排放损失率可下降 55.2% , 籽粒产量增加了 6.65% . 有研究表明, 长期采用生态种养模式能显著增加水稻田面水溶解氧和土壤氧化还原电位, 这种氧化环境的改变更有利于稻田土壤微生物氮循环中的硝化过程, 进而促进消耗水稻田面水的 NH_4^+ , 减缓氨挥发的产生^[84] ; 同时, 稻田中引入的鸭、鱼、虾、蛙和蟹也等能提高稻田生态系统的养分物质循环和氮素转化利用率, 从而达到氨减排的目的^[85].

2.5.7 减排路径及潜力对比

基于长三角地区近年来主要文献报道的结果,

对上述 6 种减排路径进行统计对比分析,如图 4 所示. 氮肥减量、氮肥替代、氮肥增效、施肥方式、土壤添加剂和生态种养氨排放损失率削减比例分别为 $(17.0 \pm 22.9)\%$ 、 $(17.1 \pm 26.5)\%$ 、 $(30.9 \pm 51.4)\%$ 、 $(11.2 \pm 22.3)\%$ 、 $(-5.4 \pm 45.1)\%$ 和 $(22.3 \pm 15.1)\%$,整体的氨减排效果表现为氮肥增效 > 生态种养 > 氮肥替代 > 氮肥减量 > 施肥方式 > 土壤添加剂. 值得注意的是,土壤添加剂的氨减排效果并不理想,其原因是不同文献研究报道的硝化抑制剂的氨减排效果存在较大分歧,有研究发现硝化抑制剂的使用显著增加了氨排放损失率^[40,53,59,63],与此同时,生物炭的使用也可能使氨排放损失率显著上升或下降^[45,46,60,63,70],这主要与各研究中生物炭的制备及处理方式不同有关,其理化特性也存在较大差异^[86]. 氮肥增效的总体减排效果最好,但主要体现在水稻种植过程,对氨排放损失率的削减平均达到 30% 以上,在小麦种植中施用可能会造成氨排放损失率大幅上升^[28],因此不同的缓控释肥在施用时需注意适用对象及范围.

从籽粒产量来看,氮肥减量、氮肥替代、氮肥增效、施肥方式、土壤添加剂和生态种养这 6 个减排路径下的籽粒增产率分别为 $(-5.1 \pm 13.6)\%$ 、 $(-1.7 \pm 7.2)\%$ 、 $(-4.2 \pm 17.4)\%$ 、 $(-0.2 \pm 6.7)\%$ 、 $(6.8 \pm 23.9)\%$ 和 $(5.6 \pm 3.8)\%$,表现为:土壤添加剂 > 生态种养 > 施肥方式 > 氮肥替代 > 氮肥增效 > 氮肥减量. 氮肥减量、氮肥替代和氮肥增效这 3 个路径的氨减排效果总体较好,但同时都出现了不同程度的籽粒减产,幅度在 1.7%~5.1% 之间,表明这 3 个减排路径在控氨的同时也一定程度影响了作物的氮素摄入. 而通过添加土壤添加剂,则能使籽粒增产 $(6.8 \pm 23.9)\%$,这可能是由于秸秆、生物炭和膜材料等添加剂富含一定的有机质和营养物质,为作物提供了额外的养分,但如上文所述,该路径的氨减排效果不确定性较大,因此综合效益仍有待深入研究. 综合来看,生态种养途径的氨减排效果和籽粒增产率分别达到了 $(22.3 \pm 15.1)\%$ 和 $(5.6 \pm 3.8)\%$,能兼具氨减排和作物增产的两大优势,具备较好的综合效益.

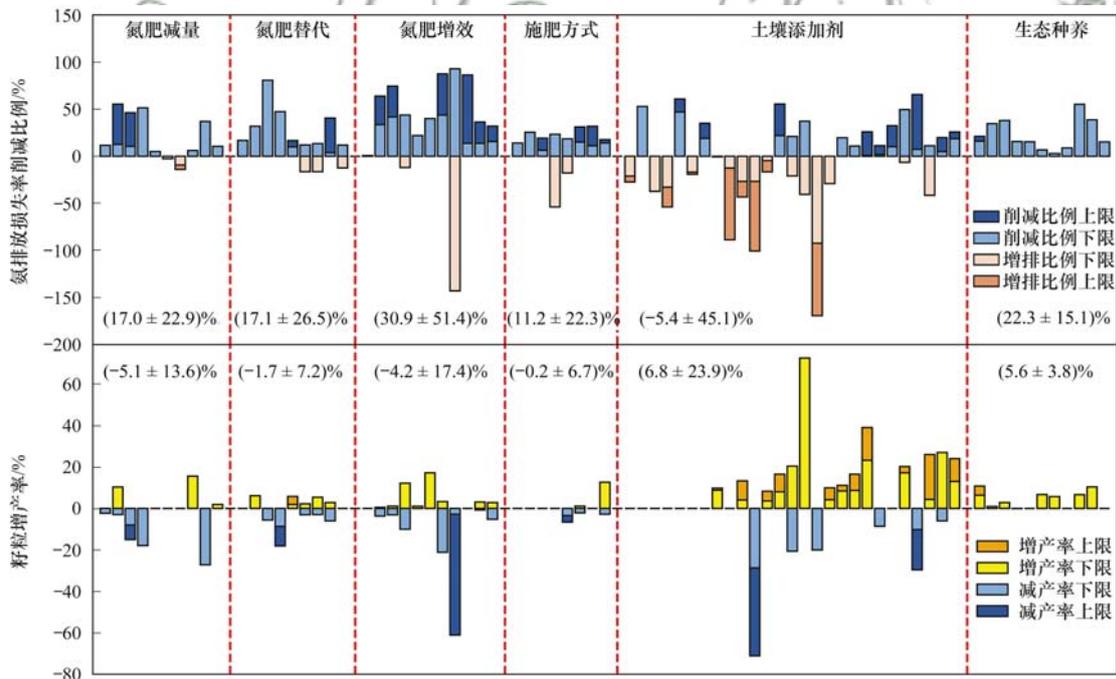


图 4 长三角地区农田轮作系统氨减排路径及作物产量对比分析

Fig. 4 Comparative analysis of ammonia emission reduction path and crop yield of crop rotation system in Yangtze River Delta

3 结论

(1) 本研究采用密闭式间歇通气法对长三角地区典型农田轮作系统氨排放特征进行对比研究. 常规稻麦轮作系统和稻虾-紫云英轮作系统的氨排放通量分别为 $65.95 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $20.31 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$, 氨排放损失率则分别达到了 10.86% 和 9.20%; 田面水 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 浓度、田面水 pH 和表层土 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量是影

响稻季氨排放通量的主要内在因素, 表层土 $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ 含量和大气温度则对麦季氨排放有着重要影响.

(2) 通过定义氨排放收益转化率来阐明不同轮作系统的效益. 常规稻麦轮作 (CR-W)、常规水稻-紫云英 (CR-C) 和稻虾共作-紫云英 (RS-C) 系统的氨排放收益转化率分别为 163.8、204.4 和 4407.7 元 $\cdot \text{kg}^{-1}$, CR-W 和 CR-C 模式的氨排放收益转化率总体都较低, RS-C 模式达到了前两者的 20 多倍, 具

备明显的经济和环境效益。

(3) 研究定义了氨排放转化率(ARN)来定量表征不同条件下田面水或表层土 NH_4^+ -N向大气 NH_3 的排放转化机制。稻季CR和RS模式下的田面水ARN分别达到了 0.35 ± 0.27 和 0.14 ± 0.19 ,达到麦季表层土ARN的10~25倍,稻季的氨排放转化率总体较高是氨排放通量显著高于麦季的主要内在因素。

(4) 本研究发现较高的田面水pH(8.0~9.0)、大气温度($>28^\circ\text{C}$)和风速条件($>5.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$)下,田面水ARN均呈显著上升趋势,是较低条件下的1.6~4.6倍。pH在7.0~9.0区间内,pH每上升1个单位,ARN转化率上升0.40;当温度在20~35 $^\circ\text{C}$ 区间时,每上升1.0 $^\circ\text{C}$ 相应的ARN增加0.045;而在风速 $<8.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的范围,风速每上升 $1.0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$,ARN上升0.13。施肥类型对ARN也有显著影响,不同条件下,施用尿素的ARN达到有机肥的1.5~5.5倍。

(5) 长三角地区常规种植模式下水稻和小麦平均氨排放通量分别达到了 $(49.2 \pm 17.6) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $(16.0 \pm 13.5) \text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,排放损失率则分别为 $(20.1 \pm 5.7)\%$ 和 $(5.9 \pm 3.6)\%$,前者是后者的3倍左右。基于各地区本地因子的氨排放清单表明:2019年长三角农田轮作系统的氨排放总量达到 $(400.3 \pm 206.4) \text{ kt}$,各地区氨排放强度为 $(1.33 \pm 1.39) \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$,安徽省和江苏省的中北部地区的排放强度较高;不同系数选取对清单结果的变化范围影响相对较大,达到了-51.6%~51.6%。

(6) 通过梳理文献分析了6种主要的农田氨减排路径,采用氮肥增效的氨减排效果最佳,达到了 $(30.9 \pm 51.4)\%$,但籽粒增产率为 $(-4.2 \pm 17.4)\%$,不确定性较大;添加土壤添加剂的氨减排效果总体较差,仅为 $(-5.4 \pm 45.1)\%$,但籽粒增产率最高,达到了 $(6.8 \pm 23.9)\%$;相对而言,通过生态种养模式的氨减排效果和籽粒增产率分别达到了 $(22.3 \pm 15.1)\%$ 和 $(5.6 \pm 3.8)\%$,兼具氨减排和作物增产的两大优势。

参考文献:

- [1] Wang Y, Guo H, Wang S L, *et al.* Sulfuric acid modified expanded vermiculite cover for reducing ammonia emissions from animal slurry storage[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, **403**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.123954.
- [2] 徐昶, 叶辉, 沈建东, 等. 杭州大气颗粒物散射消光特性及霾天气污染特征[J]. *环境科学*, 2014, **35**(12): 4422-4430. Xu C, Ye H, Shen J D, *et al.* Light scattering extinction properties of atmospheric particle and pollution characteristics in hazy weather in Hangzhou[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(12): 4422-4430.
- [3] Van Damme M, Clarisse L, Whitburn S, *et al.* Industrial and agricultural ammonia point sources exposed[J]. *Nature*, 2018, **564**(7734): 99-103.
- [4] Liu Y Y, Gao F Y, Yi H H, *et al.* Recent advances in selective catalytic oxidation of nitric oxide (NO-SCO) in emissions with excess oxygen; a review on catalysts and mechanisms [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, **28**(3): 2549-2571.
- [5] Ricciardelli I, Bacco D, Rinaldi M, *et al.* A three-year investigation of daily PM_{2.5} main chemical components in four sites: the routine measurement program of the Supersito Project (Po Valley, Italy)[J]. *Atmospheric Environment*, 2017, **152**: 418-430.
- [6] Pacifico F, Delon C, Jambert C, *et al.* Measurements of nitric oxide and ammonia soil fluxes from a wet savanna ecosystem site in West Africa during the DACCIWA field campaign [J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2019, **19**(4): 2299-2325.
- [7] Zhan X Y, Bo Y, Zhou F, *et al.* Evidence for the importance of atmospheric nitrogen deposition to eutrophic Lake Dianchi, China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(12): 6699-6708.
- [8] Galloway J N, Dentener F J, Capone D G, *et al.* Nitrogen cycles: past, present, and future[J]. *Biogeochemistry*, 2004, **70**(2): 153-226.
- [9] 中华人民共和国农业农村部. 农业部关于印发《到2020年化肥使用量零增长行动方案》和《到2020年农药使用量零增长行动方案》的通知[EB/OL]. http://www.moa.gov.cn/nybg/2015/san/201711/t20171129_5923401.htm, 2015-02-17.
- [10] 王文锦, 王卿, 朱安生, 等. 2000~2018年长三角土地利用变化对农田生态系统氨排放的影响[J]. *环境科学*, 2021, **42**(7): 3442-3450. Wang W J, Wang Q, Zhu A S, *et al.* Role of land use changes on ammonia emissions from agricultural ecosystems in the Yangtze River Delta region from 2000 to 2018 [J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(7): 3442-3450.
- [11] Yu X N, Shen L, Hou X H, *et al.* High-resolution anthropogenic ammonia emission inventory for the Yangtze River Delta, China [J]. *Chemosphere*, 2020, **251**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126342.
- [12] 沈丽. 长江三角洲地区大气氨排放清单的建立及特征分析[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2019. 19-20.
- [13] 汪军, 王德建, 张刚, 等. 麦秸全量还田下太湖地区两种典型水稻土稻季氨挥发特性比较[J]. *环境科学*, 2013, **34**(1): 27-33. Wang J, Wang D J, Zhang G, *et al.* Comparing the ammonia volatilization characteristic of two typical paddy soil with total wheat straw returning in Taihu Lake region [J]. *Environmental Science*, 2013, **34**(1): 27-33.
- [14] 侯朋福, 薛利祥, 俞映惊, 等. 缓控释肥侧深施对稻田氨挥发排放的控制效果[J]. *环境科学*, 2017, **38**(12): 5326-5332. Hou P F, Xue L X, Yu Y L, *et al.* Control effect of side deep fertilization with slow-release fertilizer on ammonia volatilization from paddy fields [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(12): 5326-5332.
- [15] 周玉玲, 侯朋福, 李刚华, 等. 两种土壤增效剂对稻田氨挥发排放的影响[J]. *环境科学*, 2019, **40**(8): 3746-3752. Zhou Y L, Hou P F, Li G H, *et al.* Effect of two soil synergists on ammonia volatilization in paddy fields [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(8): 3746-3752.
- [16] 韩晨, 侯朋福, 薛利红, 等. 麦秸水热炭及其改良产物对水稻产量和稻田氨挥发排放的影响[J]. *环境科学*, 2021, **42**(7): 3451-3457. Han C, Hou P F, Xue L H, *et al.* Effects of wheat straw

- hydrochar and its modified product on rice yield and ammonia volatilization from paddy fields [J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(7): 3451-3457.
- [17] 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.
- [18] 环境保护部. 关于发布《大气细颗粒物一次源排放清单编制技术指南(试行)》等4项技术指南的公告[EB/OL]. http://www.mee.gov.cn/gkml/hbb/bgg/201408/t20140828_288364.htm, 2014-08-19.
- [19] 刘学军, 沙志鹏, 宋宇, 等. 我国大气氨的排放特征、减排技术与政策建议[J]. *环境科学研究*, 2021, **34**(1): 149-157.
Liu X J, Sha Z P, Song Y, *et al.* China's atmospheric ammonia emission characteristics, mitigation options and policy recommendations [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2021, **34**(1): 149-157.
- [20] 朱小红, 马中文, 马友华, 等. 施肥对巢湖流域稻季氨挥发损失的影响[J]. *生态学报*, 2012, **32**(7): 2119-2126.
Zhu X H, Ma Z W, Ma Y H, *et al.* Effect of fertilization on ammonia volatilization from paddy fields in Chao Lake Basin [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(7): 2119-2126.
- [21] 孙海军, 闵炬, 施卫明, 等. 硝化抑制剂施用对水稻产量与氨挥发影响[J]. *土壤*, 2015, **47**(6): 1027-1033.
Sun H J, Min J, Shi W M, *et al.* Effects of nitrification inhibitor on rice production and ammonia volatilization in paddy rice field [J]. *Soils*, 2015, **47**(6): 1027-1033.
- [22] Yang W L, Que H L, Wang S W, *et al.* High temporal resolution measurements of ammonia emissions following different nitrogen application rates from a rice field in the Taihu Lake Region of China [J]. *Environmental Pollution*, 2020, **257**, doi: 10.1016/j.envpol.2019.113489.
- [23] 俞映惊, 薛利红, 杨林章. 太湖地区稻田不同氮肥管理模式氨挥发特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, **32**(8): 1682-1689.
Yu Y L, Xue L H, Yang L Z. Ammonia volatilization from paddy fields under different nitrogen schemes in Tai Lake region [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, **32**(8): 1682-1689.
- [24] 周旋, 吴良欢, 戴锋, 等. 生化抑制剂组合与施肥模式对黄泥田稻季氨挥发影响[J]. *农业环境科学学报*, 2018, **37**(2): 399-408.
Zhou X, Wu L H, Dai F, *et al.* Effects of combined biochemical inhibitors and fertilization models on ammonia volatilization in yellow clayey paddy field [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, **37**(2): 399-408.
- [25] 余姗, 薛利红, 花响, 等. 水热炭减少稻田氨挥发损失的效果与机制[J]. *环境科学*, 2020, **41**(2): 922-931.
Yu S, Xue L H, Hua Y, *et al.* Effect of applying hydrochar for reduction of ammonia volatilization and mechanisms in paddy soil [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(2): 922-931.
- [26] Feng Y F, He H Y, Li D T, *et al.* Biowaste hydrothermal carbonization aqueous product application in rice paddy: focus on rice growth and ammonia volatilization [J]. *Chemosphere*, 2021, **277**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.130233.
- [27] 夏永秋, 颜晓元. 太湖地区麦季协调农学、环境和经济效益的推荐施肥量[J]. *土壤学报*, 2011, **48**(6): 1210-1218.
Xia Y Q, Yan X Y. Nitrogen fertilization rate recommendation integrating agronomic, environmental, and economic benefits for wheat season in the Taihu Lake region [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2011, **48**(6): 1210-1218.
- [28] 赵蒙, 曾科, 姚元林, 等. 聚脲甲醛缓释肥对太湖稻麦轮作体系氨挥发及产量的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, **25**(1): 55-63.
Zhao M, Zeng K, Yao Y L, *et al.* Effects of polyurea-formaldehyde on ammonia volatilization and yields under rice-wheat rotation in Taihu Region [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2019, **25**(1): 55-63.
- [29] Fan X H, Li Y C, Alva A K, *et al.* Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow-release nitrogen fertilizers [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2011, **42**(10): 1111-1122.
- [30] 卢丽丽, 吴根义. 农田氨排放影响因素研究进展[J]. *中国农业大学学报*, 2019, **24**(1): 149-162.
Lu L L, Wu G Y. Advances in affecting factors of ammonia emission in farmland [J]. *Journal of China Agricultural University*, 2019, **24**(1): 149-162.
- [31] Liu X Y, Cheng Y Q, Liu Y, *et al.* Hydrochar did not reduce rice paddy NH₃ volatilization compared to pyrochar in a soil column experiment [J]. *Scientific Reports*, 2020, **10**(1), doi: 10.1038/s41598-020-76213-z.
- [32] Wang B, Li R, Wan Y F, *et al.* Air warming and CO₂ enrichment cause more ammonia volatilization from rice paddies: an OTC field study [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **752**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142071.
- [33] 曹兵, 李新慧, 张琳, 等. 冬小麦不同基肥施用方式对土壤氨挥发影响[J]. *华北农学报*, 2001, **16**(2): 83-86.
Cao B, Li X H, Zhang L, *et al.* Effect of different basal-dressing application methods on soil ammonia volatilization from winter wheat field [J]. *Acta Agriculturae Boreali-Sinica*, 2001, **16**(2): 83-86.
- [34] 陈慧妍, 沙之敏, 吴富钧, 等. 稻蛙共作对水稻-紫云英轮作系统氨挥发影响[J]. *中国生态农业学报*, 2021, **29**(5): 792-801.
Chen H Y, Sha Z M, Wu F J, *et al.* Effect of rice-frog cultivation on ammonia volatilization in rice-Chinese milk vetch rotation system [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2021, **29**(5): 792-801.
- [35] Fillery I R P, Simpson J R, De Datta S K. Influence of field environment and fertilizer management on ammonia loss from flooded rice [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 1984, **48**(4): 914-920.
- [36] Janczak D, Malińska K, Czekala W, *et al.* Biochar to reduce ammonia emissions in gaseous and liquid phase during composting of poultry manure with wheat straw [J]. *Waste Management*, 2017, **66**: 36-45.
- [37] Xu J G, Heeraman D A, Wang Y. Fertilizer and temperature effects on urea hydrolysis in undisturbed soil [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1993, **16**(1): 63-65.
- [38] 张博文, 赵森, 敖玉琴, 等. 含氮氮肥对太湖稻麦轮作体系氨挥发及作物产量的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2017, **23**(3): 557-566.
Zhang B W, Zhao M, Ao Y Q, *et al.* Effects of chlorine-containing nitrogen fertilizer on ammonia volatilization and yields under rice-wheat rotation system in Taihu Lake region [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2017, **23**(3): 557-566.
- [39] 赵森, 田玉华, 张敏, 等. 改善农学管理措施减少太湖稻麦轮作 NH₃ 和 NO 排放[J]. *土壤*, 2015, **47**(5): 836-841.
Zhao M, Tian Y H, Zhang M, *et al.* Improving agronomic practices to reduce ammonia and nitric oxide emissions from rice-wheat rotation field in Tai Lake region, China [J]. *Soils*, 2015,

- 47(5): 836-841.
- [40] Sun H J, Zhang H L, Xiao H D, *et al.* Wheat straw biochar application increases ammonia volatilization from an urban compacted soil giving a short-term reduction in fertilizer nitrogen use efficiency [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2019, **19** (4): 1624-1631.
- [41] 宋勇生, 范晓晖. 稻田氨挥发研究进展 [J]. *生态环境*, 2003, **12**(2): 240-244.
Song Y S, Fan X H. Summary of research on ammonia volatilization in paddy soil [J]. *Ecology and Environment*, 2003, **12**(2): 240-244.
- [42] 王文林, 刘波, 韩睿明, 等. 农业源氨排放影响因素研究进展 [J]. *生态与农村环境学报*, 2016, **32**(6): 870-878.
Wang W L, Liu B, Han R M, *et al.* Review of researches on factors affecting emission of ammonia from agriculture [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, **32**(6): 870-878.
- [43] 杨国英, 郭智, 刘红江, 等. 稻田氨挥发影响因素及其减排措施研究进展 [J]. *生态环境学报*, 2020, **29**(9): 1912-1919.
Yang G Y, Guo Z, Liu H J, *et al.* Research progress on factors affecting ammonia volatilization and its mitigation measures in paddy fields [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, **29**(9): 1912-1919.
- [44] 肖其亮, 朱坚, 彭华, 等. 稻田氨挥发损失及减排技术研究进展 [J]. *农业环境科学学报*, 2021, **40**(1): 16-25.
Xiao Q L, Zhu J, Peng H, *et al.* Ammonia volatilization loss and emission reduction measures in paddy fields [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, **40**(1): 16-25.
- [45] Dong Y B, Wu Z, Zhang X, *et al.* Dynamic responses of ammonia volatilization to different rates of fresh and field-aged biochar in a rice-wheat rotation system [J]. *Field Crops Research*, 2019, **241**, doi: 10.1016/j.fcr.2019.107568.
- [46] Sun H J, Feng Y F, Xue L H, *et al.* Responses of ammonia volatilization from rice paddy soil to application of wood vinegar alone or combined with biochar [J]. *Chemosphere*, 2020, **242**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125247.
- [47] Yin A J, Duan J J, Xue L H, *et al.* High yield and mitigation of N-loss from paddy fields obtained by irrigation using optimized application of sewage tail water [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2020, **304**, doi: 10.1016/j.agee.2020.107137.
- [48] 俞映惊, 王梦凡, 杨棋, 等. 氮肥减投条件下膜材料使用对稻田氨挥发排放的影响 [J]. *环境科学*, 2021, **42**(1): 477-484.
Yu Y L, Wang M F, Yang B, *et al.* Effects of film materials on ammonia volatilization emissions from a paddy system after reducing nitrogen fertilizer application [J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(1): 477-484.
- [49] Li D T, Cheng Y Q, Li T L, *et al.* Co-application of biogas slurry and hydrothermal carbonization aqueous phase substitutes urea as the nitrogen fertilizer and mitigates ammonia volatilization from paddy soil [J]. *Environmental Pollution*, 2021, **287**, doi: 10.1016/j.envpol.2021.117340.
- [50] 彭玉净, 田玉华, 尹斌. 添加脲酶抑制剂 NBPT 对麦秆还田稻田氨挥发的影响 [J]. *中国生态农业学报*, 2012, **20**(1): 19-23.
Peng Y J, Tian Y H, Yin B. Effects of NBPT urease inhibitor on ammonia volatilization in paddy fields with wheat straw application [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, **20**(1): 19-23.
- [51] 敖玉琴, 张维, 田玉华, 等. 脲酶氮肥对太湖地区稻田氨挥发及氮肥利用率的影响 [J]. *土壤*, 2016, **48**(2): 248-253.
Ao Y Q, Zhang W, Tian Y H, *et al.* Effects of urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in paddy field of Taihu Lake region [J]. *Soils*, 2016, **48**(2): 248-253.
- [52] Yao Y L, Zhang M, Tian Y H, *et al.* Urea deep placement in combination with Azolla for reducing nitrogen loss and improving fertilizer nitrogen recovery in rice field [J]. *Field Crops Research*, 2018, **218**: 141-149.
- [53] 闵炬, 孙海军, 陈贵, 等. 太湖地区集约化农田氮素减排增效技术实践 [J]. *农业环境科学学报*, 2018, **37**(11): 2418-2426.
Min J, Sun H J, Chen G, *et al.* The practice of technologies for nitrogen emission reduction and efficiency increase in intensive farmland of Tai Lake region [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, **37**(11): 2418-2426.
- [54] 彭世彰, 杨士红, 徐俊增. 节水灌溉稻田氨挥发损失及影响因素 [J]. *农业工程学报*, 2009, **25**(8): 35-39.
Peng S Z, Yang S H, Xu J Z. Ammonia volatilization and its influence factors of paddy field under water-saving irrigation [J]. *Transactions of the CSAE*, 2009, **25**(8): 35-39.
- [55] 杨士红, 彭世彰, 徐俊增, 等. 不同水氮管理下稻田氨挥发损失特征及模拟 [J]. *农业工程学报*, 2012, **28**(11): 99-104.
Yang S H, Peng S Z, Xu J Z, *et al.* Characteristics and simulation of ammonia volatilization from paddy fields under different water and nitrogen management [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, **28**(11): 99-104.
- [56] Yang S H, Peng S Z, Xu J Z, *et al.* Nitrogen loss from paddy field with different water and nitrogen managements in Taihu Lake region of China [J]. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 2013, **44**(16): 2393-2407.
- [57] 赵冬, 颜廷梅, 乔俊, 等. 太湖地区稻田氮素损失特征及环境效应分析 [J]. *生态环境学报*, 2012, **21**(6): 1149-1154.
Zhao D, Yan T M, Qiao J, *et al.* Characteristics of N loss and environmental effect of paddy field in Taihu area [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2012, **21**(6): 1149-1154.
- [58] Sun H J, Zhang H L, Powlson D, *et al.* Rice production, nitrous oxide emission and ammonia volatilization as impacted by the nitrification inhibitor 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine [J]. *Field Crops Research*, 2015, **173**: 1-7.
- [59] Feng Y F, Sun H J, Xue L H, *et al.* Biochar applied at an appropriate rate can avoid increasing NH₃ volatilization dramatically in rice paddy soil [J]. *Chemosphere*, 2017, **168**: 1277-1284.
- [60] Wu D, Feng Y F, Xue L H, *et al.* Biochar combined with vermicompost increases crop production while reducing ammonia and nitrous oxide emissions from a paddy soil [J]. *Pedosphere*, 2019, **29**(1): 82-94.
- [61] Sun H J, A D, Feng Y F, *et al.* Floating duckweed mitigated ammonia volatilization and increased grain yield and nitrogen use efficiency of rice in biochar amended paddy soils [J]. *Chemosphere*, 2019, **237**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.124532.
- [62] Wang H H, Hegazy A M, Jiang X, *et al.* Suppression of ammonia volatilization from rice-wheat rotation fields amended with controlled-release urea and urea [J]. *Agronomy Journal*, 2016, **108**(3): 1214-1224.
- [63] He T H, Liu D Y, Yuan J J, *et al.* A two years study on the combined effects of biochar and inhibitors on ammonia volatilization in an intensively managed rice field [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, **264**: 44-53.

- [64] Ke J, Xing X M, Li G H, *et al.* Effects of different controlled-release nitrogen fertilisers on ammonia volatilisation, nitrogen use efficiency and yield of blanket-seedling machine-transplanted rice [J]. *Field Crops Research*, 2017, **205**: 147-156.
- [65] 刘颖, 曹彦圣, 田玉华, 等. 太湖地区冬小麦季土壤氨挥发与一氧化氮排放研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 2013, **19**(6): 1420-1427.
Liu L Y, Cao Y S, Tian Y H, *et al.* Ammonia volatilization and nitric oxide emission from soil during winter wheat season in Taihu Lake region [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2013, **19**(6): 1420-1427.
- [66] 郭刚, 袁媛媛, 曹哲伟, 等. 江淮丘陵区不同氮肥管理模式下稻田氨挥发损失特征研究[J]. *水土保持学报*, 2017, **31**(4): 285-288, 331.
Wu G, Yuan M M, Cao Z W, *et al.* Study on the ammonia volatilization under different nitrogen schemes from paddy field in Jianghuai Hilly Region [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2017, **31**(4): 285-288, 331.
- [67] 郭刚, 袁媛媛, 曹哲伟, 等. 不同水氮管理条件下稻田氨挥发损失特征[J]. *生态与农村环境学报*, 2019, **35**(5): 651-658.
Wu G, Yuan M M, Cao Z W, *et al.* Ammonia volatilization under different water management and nitrogen schemes in a paddy field [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2019, **35**(5): 651-658.
- [68] 岳艳军, 吴跃进, 杨阳, 等. 含 2.5% 基质材料尿素的氮缓释特性及其与作物生长吻合性[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, **25**(11): 2009-2018.
Yue Y J, Wu Y J, Yang Y, *et al.* Slow-release property of urea containing 2.5% additives and the fitness of nutrient supply with crop growth [J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, **25**(11): 2009-2018.
- [69] 肖新, 杨露露, 邓艳萍, 等. 水氮耦合对水稻田间氨挥发规律的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2012, **31**(10): 2066-2071.
Xiao X, Yang L L, Deng Y P, *et al.* Effects of irrigation and nitrogen fertilization on ammonia volatilization in paddy field [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, **31**(10): 2066-2071.
- [70] Sun X, Zhong T, Zhang L, *et al.* Reducing ammonia volatilization from paddy field with rice straw derived biochar [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **660**: 512-518.
- [71] Xiao M H, Li Y Y, Wang J W, *et al.* Study on the law of nitrogen transfer and conversion and use of fertilizer nitrogen in paddy fields under water-saving irrigation mode [J]. *Water*, 2019, **11**(2), doi: 10.3390/w11020218.
- [72] 怀燕, 陈照明, 张耿苗, 等. 水稻侧深施肥技术的氮肥减施效应[J]. *浙江大学学报(农业与生命科学版)*, 2020, **46**(2): 217-224.
Huai Y, Chen Z M, Zhang G M, *et al.* Nitrogen reduction effect of side-deep placement of fertilizer on the rice production [J]. *Journal of Zhejiang University (Agriculture & Life Sciences)*, 2020, **46**(2): 217-224.
- [73] 唐良梁, 李艳, 李恋卿, 等. 不同施氮量对稻田氨挥发的影响及阈值探究[J]. *土壤通报*, 2015, **46**(5): 1232-1239.
Tang L L, Li Y, Li L Q, *et al.* Effect of different nitrogen application rate on paddy ammonia volatilization and nitrogen threshold [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2015, **46**(5): 1232-1239.
- [74] Zhang G B, Song K F, Miao X, *et al.* Nitrous oxide emissions, ammonia volatilization, and grain-heavy metal levels during the wheat season: effect of partial organic substitution for chemical fertilizer [J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, **311**, doi: 10.1016/j.agee.2021.107340.
- [75] 陈园, 房效凤, 沈根祥, 等. 太湖流域典型稻田大气氨排放特征及其影响因子[J]. *浙江农业学报*, 2017, **29**(1): 119-128.
Chen Y, Fang X F, Shen G X, *et al.* Research on ammonia emission characteristics and its influencing factors from paddy fields in Taihu Lake region [J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2017, **29**(1): 119-128.
- [76] 邢月, 沙之敏, 卑志钢, 等. 不同施肥方式对稻田氨挥发特征的影响[J]. *江苏农业科学*, 2019, **47**(17): 313-318.
Xing Y, Sha Z M, Bei Z G, *et al.* Effects of different fertilization methods on ammonia volatilization characteristics in paddy fields [J]. *Jiangsu Agricultural Sciences*, 2019, **47**(17): 313-318.
- [77] 陈佳仪, 房水清, 杨睿, 等. 田面水位对稻田氨挥发影响的试验研究[J]. *上海交通大学学报(农业科学版)*, 2019, **37**(6): 68-75.
Chen J Y, Fang Y Q, Yang R, *et al.* Effect of water level on ammonia volatilization in paddy field [J]. *Journal of Shanghai Jiaotong University (Agricultural Science)*, 2019, **37**(6): 68-75.
- [78] 杨振宇, 罗功文, 赵杭, 等. 种植方式对稻田氨挥发及氮磷流失风险的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2021, **40**(7): 1529-1537.
Yang Z Y, Luo G W, Zhao H, *et al.* Effects of planting patterns on ammonia volatilization and nitrogen and phosphorus loss in paddy fields [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, **40**(7): 1529-1537.
- [79] Kastner J R, Miller J, Das K C. Pyrolysis conditions and ozone oxidation effects on ammonia adsorption in biomass generated chars [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **164**(2-3): 1420-1427.
- [80] Korus A, Szłek A, Samson A. Physicochemical properties of biochars prepared from raw and acetone-extracted pine wood [J]. *Fuel Processing Technology*, 2019, **185**: 106-116.
- [81] Li C F, Cao C G, Wang J P, *et al.* Nitrogen losses from integrated rice-duck and rice-fish ecosystems in southern China [J]. *Plant and Soil*, 2008, **307**(1-2): 207-217.
- [82] 王昂, 马旭洲, 于永清, 等. 北方稻蟹共作系统氨挥发损失的研究[J]. *浙江农业学报*, 2018, **30**(4): 622-631.
Wang A, Ma X Z, Yu Y Q, *et al.* Ammonia volatilization from rice-crab culture systems in northern China [J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2018, **30**(4): 622-631.
- [83] 杨亚男, 张晓惠, 陈红, 等. 我国北方立体种养稻田氮素利用率研究[J]. *中国生态农业学报*, 2015, **23**(7): 812-822.
Yang Y N, Zhang X H, Chen H, *et al.* Nitrogen use efficiency in stereoscopic planting rice field in North China [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2015, **23**(7): 812-822.
- [84] Fang K K, Yi X M, Dai W, *et al.* Effects of integrated rice-frog farming on paddy field greenhouse gas emissions [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, **16**(11), doi: 10.3390/ijerph16111930.
- [85] Lin K M, Wu J P. Effect of introducing frogs and fish on soil phosphorus availability dynamics and their relationship with rice yield in paddy fields [J]. *Scientific Reports*, 2020, **10**, doi: 10.1038/s41598-019-56644-z.
- [86] 许云翔, 何莉莉, 陈金媛, 等. 生物炭对农田土壤氨挥发的影响机制研究进展[J]. *应用生态学报*, 2020, **31**(12): 4312-4320.
Xu Y X, He L L, Chen J Y, *et al.* Effects of biochar on ammonia volatilization from farmland soil: A review [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, **31**(12): 4312-4320.

CONTENTS

A Comparative Study of Soil Environmental Standards for Agricultural Land Among Different Countries and Its Implication for China	LI Xu-zhi, JIANG Rong, WANG Guo-qing, <i>et al.</i>	(577)
Evaluation Parameters and System for Reclaimed Water Quality Stability	ZHANG Xin-yi, WEI Dong-bin, DU Yu-guo	(586)
Distribution Characteristics and Sources of Heavy Metals in Atmospheric Deposition During Heating and Non-heating Period in Lanzhou	HUANG Wen, WANG Sheng-li	(597)
PM _{2.5} Source Apportionment Based on a Variety of New Receptor Models	WANG Zhen-yu, LI Yong-bin, GUO Ling, <i>et al.</i>	(608)
Characteristics and Source Analysis of Water-soluble Inorganic Pollution in PM _{2.5} During Summer in Central China	SU Ye-wang, LIU Wei-jie, MAO Yao, <i>et al.</i>	(619)
Pollution Characteristics of Water-soluble Ions in PM _{2.5} During the Lantern Festival of 2021 in Zibo City	CHEN Qiao, WU Li-ping, XU Bo, <i>et al.</i>	(629)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Perfluorinated Compounds in PM _{2.5} in Zhejiang Province	LI Bing-jie, CHEN Jin-yuan, LIU Zheng-zheng, <i>et al.</i>	(639)
Impact of Meteorological Conditions on PM _{2.5} in Jiangsu Province from 2001 to 2019	PAN Chen, KANG Zhi-ming	(649)
Comparison and Analysis of PM _{2.5} Forecast in Key Areas Based on the Neural Network Model and Numerical Model	GAO Yu-xiao, WANG Wei, HUANG Yong-hai, <i>et al.</i>	(663)
Temporal and Spatial Variations in Ozone and Its Causes over Hainan Province from 2015 to 2020	FU Chuan-bo, XU Wen-shuai, DAN Li, <i>et al.</i>	(675)
Ozone Formation and Key VOCs of a Continuous Summertime O ₃ Pollution Event in Ji'nan	SUN Xiao-yan, ZHAO Min, SHEN Heng-qing, <i>et al.</i>	(686)
Pollution Characteristic and Control Factor Analysis of Atmospheric Ozone During Summer Typical Periods in Linyi, Shandong	YANG Xue, AN Xin-yue, LIU Yu-qi, <i>et al.</i>	(696)
Improved Performance of PMF Source Apportionment for Volatile Organic Compounds Based on Classification of VOCs' Aging Degree in Air Mass	ZHU Yu-fan, CHEN Qiang, LIU Xiao, <i>et al.</i>	(707)
Spatial Distribution Characteristics of VOCs and Its Impact on Ozone Formation Potential in Rizhao City in Summer	YAO Wei-jie, WANG Da-wei, XIE Fu-ying, <i>et al.</i>	(714)
Long-term Trends and Sources of Atmospheric Halocarbons at Mount Taishan, Northern China	ZHAO Feng, CHEN Tian-shu, DONG Can, <i>et al.</i>	(723)
Emission Characteristics of VOCs and <i>n</i> -alkanes from Diesel Forklifts	ZHOU Wen-qin, LI Cheng, LIU Jun-wen, <i>et al.</i>	(735)
Driving Mechanism of the Spatiotemporal Evolution of Vegetation in the Yellow River Basin from 2000 to 2020	TIAN Zhi-hui, REN Zu-guang, WEI Hai-tao	(743)
Effects of Land Use on Riverine Dissolved Inorganic Carbon (DIC) and $\delta^{13}\text{C}_{\text{DIC}}$ in a Karst River Basin, Southwestern China	XU Sen, LI Si-liang, ZHONG Jun	(752)
Effects of Biochar Addition on Soil Nitrogen Mineralization and Leaching Characteristics in Riparian Zone of Taihu Lake	XIONG Yu-ting, YUAN Xu-yin, ZHOU Hui-hua, <i>et al.</i>	(762)
Impacts of Riparian Buffer Zone Type on Reduction in Runoff Pollution in the North Canal River Under Different Rainfall Events	ZHU Li-ying, ZHAO Kai, ZHANG Jun-ya, <i>et al.</i>	(770)
Pollution Characterization and Comprehensive Water Quality Assessment of Rain-source River: A Case Study of the Longgang River in Shenzhen	BI Ye-liang, WANG Hua-cai, XIA Bing, <i>et al.</i>	(782)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Source Apportionment of Runoff Pollution in Langfang City	PAN Xin-rong, ZUO Jian-e, ZHANG Yu, <i>et al.</i>	(795)
Analysis on Diversity of Plankton Microbial Community in the Beijing-Tianjin-Hebei Section of the North Canal River	GUO Zhi-zhi, SU Zhen-hua, DI Yan-ming, <i>et al.</i>	(803)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics and Driving Factors of Denitrification Bacterial Community Structure from Landscape Water in Hebei Province: Taking Shijiazhuang as Example	CHEN Zhao-ying, ZHANG Zi-wei, ZHANG Tian-na, <i>et al.</i>	(813)
Source and Optical Dynamics of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Watershed of Lake Qinghai	YU Xiao-qin, MENG Xian-qiang, WU Hua-wu, <i>et al.</i>	(826)
Influences of Hydrological Scenarios on the Bioavailability, Fate, and Balance of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Lake Poyang	GUO Yan-ni, YAO Xiao-long, CHEN Hui-min, <i>et al.</i>	(837)
Spectral Characteristics of Dissolved Organic Matter in Sediments from Poyang Lake	LUO Yan-qing, WAN Zhi-wei, YAN Cai-xia, <i>et al.</i>	(847)
Pollution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Tangxun Lake	LI Xing-yu, LI Peng, SU Ye-wang, SHI Ming-ming, <i>et al.</i>	(859)
Identifying Relationship Between Nutrient Contents in Road-Deposited Sediment and Urban Basic Elements Based on Kernel Density Estimation	WANG Zi-qiao, LI Xu-yong	(867)
Pollution Characteristics and Risk Assessment of DBPs in Typical Drinking Water Sources in Wuhan Under the COVID-19 Pandemic	ZHANG Kun-feng, CHANG Sheng, TU Xiang, <i>et al.</i>	(878)
Synergistic Control of Nitrogenous Disinfection By-products and Opportunistic Pathogens in Drinking Water by Iron-Modified Quartz Sand Filtration	QI Peng, HU Chun, XING Xue-ci, <i>et al.</i>	(887)
Degradation Characteristics and Mechanism of Ibuprofen by Ozone Catalyzed by Nitrogen-Doped Biochar	CHAI Cheng, XU Lu, JIN Xin, <i>et al.</i>	(896)
Adsorption Properties and Host-guest Effects of Porous Cyclodextrin Polymers for Dye Molecules in Water	ZHAO Chuan-liang, WANG Zi-jie, YAN Yi, <i>et al.</i>	(907)
Characterization of Sludge Morphology and Bacterial Community Evolution in the Rapid Activation of Freeze-stored PN/A Granular Sludge	HUANG Zi-heng, ZHANG Li, CUI Shu-hui, <i>et al.</i>	(920)
Effect of Different Cationic Polyacrylamide Organic Dehydrating Agents on Sludge Dewatering Performance	FENG Qi-yun, GAO Bao-yu, YUE Qin-yan, <i>et al.</i>	(928)
Health Risk Assessment of Soil Heavy Metals in a Small Watershed of a Mining Area in Yunnan	LIU Yang, HE Zhao-hui, NIU Xue-kui, <i>et al.</i>	(936)
Spatial Characteristics and Potential Ecological Risk Factors of Heavy Metals in Cultivated Land in the Transition Zone of a Mountain Plain	ZHANG Ding, HUANG Rong, GAO Xue-song	(946)
Geo-accumulation Index Method to Optimize the Evaluation Method of Polymetallic Environment Quality: Taking Developed Agricultural Areas as an Example	JU Tie-nan, LEI Mei	(957)
Safety Production Threshold and Land Quality Classification of Vegetable Pb in High Geological Background Area of Southwest China	MU De-miao, SUN Yue-bing	(965)
Pollution Properties and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Farmland Soils and Crops Around a Typical Manganese Mining Area	HUANG Zhong-ting, YI Sheng-wei, CHEN Bei-bei, <i>et al.</i>	(975)
Characteristics of Plant Diversity and Heavy Metal Enrichment and Migration Under Different Ecological Restoration Modes in Abandoned Mining Areas	ZHOU Peng-fei, ZHANG Shi-wen, LUO Ming, <i>et al.</i>	(985)
Soil Properties, Heavy Metal Accumulation, and Ecological Risk in Vegetable Greenhouses of Different Planting Years	REN Qiang, SUN Rui-ling, ZHENG Kai-xuan, <i>et al.</i>	(995)
Effects of Greenhouse and Open-field Cultivation on Heavy Metal Uptake During Carrot Growth	CAO Chun, REN Dan, LÜ Zhen-ying, <i>et al.</i>	(1004)
Effects of Different Amendments on Cadmium Accumulation in Rice Safety in Cadmium-Contaminated Farmland Under Two Flooding Treatments	WANG Gang, YU Hai-ying, LI Ting-xuan, <i>et al.</i>	(1015)
Effect of Composite Leaching on Cadmium Removal Efficiency in Plow Layer Soil of Agricultural Land and Its Functional Regulation	CAO Kun-kun, ZHANG Sha-sha, HU Xue-yu, <i>et al.</i>	(1023)
Polyamine-producing Bacteria Regulated the Community Structure of Rhizosphere Bacteria and Reduced the Absorption of Cd in Wheat	LI Xiao-zhe, QIN Shan-mei, CHEN Zhao-jin, <i>et al.</i>	(1031)
Responses of Soil <i>PhoC</i> and <i>PhoD</i> Gene Microbial Communities to the Combined Application of Biochar with Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers	YANG Wen-na, YU Luo, LUO Dong-hai, <i>et al.</i>	(1040)
Changes in Soil Microbial Carbon-Degrading Enzymes and Their Relationships with Carbon Pool Components During the Restoration Process of <i>Robinia pseudoacacia</i>	LI Wen-jie, ZHANG Zhen-jiao, ZHAO Ya-ping, <i>et al.</i>	(1050)
Soil Enzyme Stoichiometric Characteristics of <i>Pinus massoniana</i> Plantations at Different Stand Ages in Mid-subtropical Areas	JIAO Peng-yu, GUO Wen, CHEN Ze-long, <i>et al.</i>	(1059)
Characteristics of Microbial Utilization for Crop Residue-Derived C in Paddy and Upland Soils	DENG Shao-hong, ZHENG Xiao-dong, MAO Wan-qiong, <i>et al.</i>	(1069)
Influence of Artificial Root Exudates and Actual Root Exudates on the Microbial Community in Pyrene-contaminated Soil	HAN Bo-yuan, ZHANG Wen, HU Fang-yu, <i>et al.</i>	(1077)
Pollution Characteristics and Driving Factors of Antibiotic Resistance Genes in Dexing Copper Mine	HAN Liu, LOU Qian, QIAO Min, <i>et al.</i>	(1089)
Spatial Prediction Method of Farmland Soil Organic Matter in Weibei Dryland of Shaanxi Province	WEI Fang, LIU Jing, XIA Li-heng, <i>et al.</i>	(1097)
Emission Characteristics, Transformation Mechanism, and Reduction Potential of Ammonia Emissions from a Crop Rotation System in Yangtze River Delta	XU Chang, MIAO Wen-liang, NI Yuan-zhi, <i>et al.</i>	(1108)