

肖智玉, 杜林森, 李奎, 等. 水稻-红螯螯虾综合种养对稻田氨挥发及水稻氮素积累的影响 [J]. 华南农业大学学报, 2024, 45(6): 908-917.
XIAO Zhiyu, DU Linsen, LI Kui, et al. Effects of rice-*Cherax quadricarinatus* integrated farming system on ammonia emission of rice field and nitrogen accumulation in rice[J]. Journal of South China Agricultural University, 2024, 45(6): 908-917.

水稻-红螯螯虾综合种养对稻田氨挥发及水稻氮素积累的影响

肖智玉[†], 杜林森[†], 李奎, 王华

(湖南农业大学 环境与生态学院, 湖南 长沙 410128)

摘要:【目的】探究水稻-红螯螯虾共作模式对稻田氨 (NH_3) 挥发损失和水稻氮素累积的影响, 为稻田投入品优化管理和资源高效利用提供理论依据。【方法】开展田间试验, 设置 3 个处理: 空白对照 (CK, 水稻单作, 不施肥, 不投虾), 常规水稻种植 (RM) 和水稻-红螯螯虾共作 (RN)。其中, RN 处理监测区域包括水稻种植区域和环沟区域。测定不同稻作生态系统的土壤 NH_3 挥发变化趋势和水稻氮素利用效率。【结果】RN 模式环沟区域相较水稻种植区域和 RM 模式, 能有效降低稻田 NH_3 挥发通量。RN 模式在更高的氮输入条件下并未显著增加稻田 NH_3 挥发损失量, 且损失量存在降低趋势; 稻田 NH_3 挥发通量与田面水铵态氮 (NH_4^+-N) 及总氮 (TN) 浓度显著正相关 ($P<0.01$); RN 模式通过更高的氮输入提高了土壤氮含量, 小龙虾活动改善了土壤通气, 促进水稻根系的氮素吸收, 进而显著增加水稻成熟期的全株氮素累积量 (10.2%, $P<0.05$)。【结论】相较 RM 系统, RN 系统具有更高的氮消纳潜力, 一定程度上抑制了土壤 NH_3 挥发, 增加了水稻对氮素的吸收和积累, 能够实现更高的氮素利用效率。

关键词: 稻虾综合种养; 水稻; 红螯螯虾; 氨挥发; 氮素积累

中图分类号: S511; S143.1; S966.12

文献标志码: A

文章编号: 1001-411X(2024)06-0908-10

Effects of rice-*Cherax quadricarinatus* integrated farming system on ammonia emission of rice field and nitrogen accumulation in rice

XIAO Zhiyu[†], DU Linsen[†], LI Kui, WANG Hua

(College of Environment and Ecology, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: 【Objective】To explore the impact of the rice-red claw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) farming model on ammonia (NH_3) volatilization loss in paddy field and nitrogen accumulation in rice plants, and provide a theoretical basis for optimizing input management in paddy field and efficient utilization of resources. 【Method】Field experiments were conducted with three treatments including blank control (CK, rice monoculture without fertilizer application and crayfish introduction), conventional rice monoculture (RM), and

收稿日期: 2024-05-03 网络首发时间: 2024-09-19 09:47:52

首发网址: <https://link.cnki.net/urlid/44.1110.S.20240918.1709.010>

作者简介: 肖智玉, 硕士研究生, 主要从事稻渔综合种养氮素循环研究, E-mail: 756933265@qq.com; 杜林森, 博士, 主要从事稻渔综合种养系统资源利用研究, E-mail: 740095929@qq.com; [†]表示同等贡献; 通信作者: 王华, 教授, 博士, 主要从事稻渔综合种养系统资源利用研究, E-mail: wangchina926@hunau.edu.cn

基金项目: 国家重点研发计划 (2022YFD2300305); 湖南省重点研发计划 (2021NK2059); 湖南省水产产业技术体系项目 (HARS-07); 国家自然科学基金区域创新发展联合基金 (U21A20184)

rice-red claw crayfish farming (RN). The monitoring areas of RN treatment included the rice planting area and ditch area. The variation trend of soil NH_3 volatilization and nitrogen use efficiency of rice in different rice ecosystems were determined. 【Result】 The ditch area in the RN mode could effectively reduce the NH_3 volatilization flux compared to the rice planting area and the RM mode. Under higher nitrogen input conditions, the RN mode did not significantly increase the loss of NH_3 volatilization in paddy field, and the loss value showed a decreasing trend. The NH_3 volatilization flux in paddy field was significantly positively correlated with the surface water ammonium nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) and total nitrogen (TN) concentrations ($P<0.01$). The RN mode increased soil nitrogen content through higher nitrogen input, and the crayfish activity improved soil aeration to promote nitrogen absorption by rice roots, thereby significantly increased nitrogen accumulation (10.2%) in rice total plants at maturity ($P<0.05$). 【Conclusion】 Compared to the RM system, the RN system has a higher nitrogen assimilation potential, which can potentially inhibit soil NH_3 volatilization, increase nitrogen absorption and accumulation of rice, and achieve higher nitrogen use efficiency.

Key words: Rice-crayfish integrated farming; *Oryza sativa*; *Cherax quadricarinatus*; Ammonia volatilization; Nitrogen accumulation

氨 (NH_3) 是重要的空气污染物, 其与自然界中的酸性气体结合产生的物质, 是大气中雾霾的主要来源之一, 同时还会造成自然界富营养化和生物多样性丧失等一系列生态环境问题^[1-2]。农业生态系统中, NH_3 挥发会造成大量氮素损失, 是稻田氮损失的重要途径, 导致肥料氮素利用效率降低, 对农田的盈利能力和环境造成很大的负面影响^[3-4]。农业生产中的 NH_3 挥发受多种因素的影响, 如化肥种类、用量以及施肥方式, 气候条件如温度、降水、光照及风速等, 土壤及水体的理化性质等^[5-6]。近年来, 在农业生产中主要通过优化耕作模式^[7]、改良施肥方式^[8]、改变化肥种类及减少氮肥用量^[9]、添加秸秆或生物炭^[10]、添加脲酶和硝化抑制剂^[11] 的方法来减少农业系统中的 NH_3 挥发。

稻虾综合种养是指在水稻田中套养一定数量的小龙虾, 实现水稻 *Oryza sativa* 和小龙虾的互利共生。该模式已有 50 多年的发展历史, 是一种高效的稻田种植和养殖生态模式, 并被中国农业农村部作为水产养殖核心技术在全国推广应用^[12]。目前, 稻虾综合种养已在我国长江中下游水稻种植区得到广泛应用, 其不仅能够大幅提高稻田水、肥和能量的利用率, 还能增强稻田生态系统的稳定性及抗外界冲击的能力^[13]。稻虾综合种养模式近年来发展迅速, 《中国稻鱼综合种养产业发展报告 (2024)》指出, 2023 年稻虾综合种养已成为我国稻渔综合种养第一大模式, 占全国稻渔综合种养模式总面积的 52.95%, 占全国小龙虾养殖面积的 80.77%^[14]。稻虾共作模式已经广泛应用于世界各地的稻田中, 越来越受到农业生产者的重视^[15]。红螯螯虾 *Cherax*

quadricarinatus 原产于澳大利亚北部, 1992 年由我国湖北水产研究所引进, 目前已在广东、江苏、湖南等 23 个省 (区) 形成了一定的养殖规模^[16]。由于红螯螯虾具有食性杂、生长速度快、适应性强、含肉率高、肉质好、价格高等特点, 近年来开始被用于稻虾综合种养模式中^[17]。

稻渔综合种养模式的田间结构和管理方式不同于水稻单作, 因此会对稻田中的 NH_3 挥发排放产生重大影响^[18]。稻虾综合种养减少了化肥投入, 降低由化肥施入而溶出的铵态氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), 从而抑制了土壤 NH_3 挥发^[19]。稻虾系统长期淹水增强了土壤还原条件, 导致土壤微生物活性下降, 抑制了脲酶分解, 最终影响土壤 NH_3 挥发^[20]。小龙虾的活动有助于改善土壤通气性, 增加土壤有机质分解速率, 降低土壤中氮氮的含量, 减少 NH_3 挥发^[21]。此外, 为了养殖小龙虾, 稻虾综合种养系统会开挖环沟, 约占据总面积的 10%, 是小龙虾活动^[22]、水体交换和养分循环的重要场所, 但是目前有关稻虾综合种养环沟对 NH_3 挥发和水稻氮素吸收影响鲜有报道。因此, 本研究通过大田试验对比了水稻-红螯螯虾共作模式与传统水稻单作模式下田间及虾沟 NH_3 挥发排放规律以及其与环境影响因素之间的相关性, 并且探究了 2 种模式下不同水稻生长时期水稻各部位氮素积累量的变化, 研究结果可为稻虾一体化高效氮肥管理提供理论参考。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究于 2022 年 4—11 月在湖南省长沙市望

城区风向农业有限公司 (112°87'E, 28°44'N) 进行, 该地区属典型亚热带季风气候区, 年平均降水量 1 412.4 mm。试验地前作模式为水稻单作, 土壤为沙壤, 耕层约 20 cm。试验地土壤 pH 为 6.15, 全氮、全磷、全钾、有机质质量分数分别为 0.97、0.59、5.47、28.65 g/kg, 碱解氮、速效磷、速效钾质量分数分别为 68.03、2.21、35.29 mg/kg。

供试一季稻品种为本地常种品种‘农香 42’, 该品种是湖南省水稻研究所育成的晚稻迟熟优质香稻新品种, 全生育期约 117 d。稻虾共作养殖对象为红螯螯虾, 原产地为广东省。

1.2 试验设计与田间管理

1.2.1 试验设计

试验田总面积约 6 300 m², 分为 9 个小区, 每个小区面积约 667 m²。小区之间用田埂隔开, 田埂高约 1.2 m。本次试验分为 3 个处理: 水稻-红螯螯虾共作 (RN)、正常施肥的水稻单作 (RM) 和不施氮肥的水稻单作 (CK)。RN、RM 和 CK 处理各设置 3 个重复。RN 处理组分为水稻种植区 (RC) 和环沟区 (RC₀)。

1.2.2 田间管理

试验田每个小区之间用土砌成田埂, 埂高 1.2 m 宽 1.0 m, 防止水肥交换。RN 处理组的 2 个小区四周开挖环沟, 沟宽 0.8 m 深 0.5 m, 在排水口及进水口均安装有滤网, 防止逃逸及杂鱼进入, 并在共作处理中放置饵料台, 观察小龙虾摄食情况。RN 处理组于 4—6 月进行 1 季红螯螯虾单养, 于 6 月 1 日施加生石灰消毒并晒田 1 周。RN 和 RM 处理组的水稻种植管理完全一致, 统一于 6 月 12 日施加缓释型复合肥 (N-P₂O₅-K₂O, 各组分质量比为 1:1:1) 525 kg·hm⁻² 作为基肥, 在水稻生长期不再施加追肥; CK 处理组在水稻种植前和生长期均不施任何肥料。除施肥有差异, RN、RM 和 CK 3 个处理组的水稻种植日常管理一致: 水稻于 6 月 12 日移栽, 于 10 月 9 日收割, 水稻行距及株距均为 20 cm。RN 处理组中, 幼虾于 7 月 18 日投苗, 10 月 8 日收获, 虾苗规格为 3~5 cm 长, 虾苗密度为 30 000 尾/hm²。饲料选用海大饲料, 初始投饵量为虾投放质量的 3%, 随气候变化增减投饵量。所有小区统一于 9 月 1 日排水晒田便于水稻灌浆及收割机收割。

1.3 测定项目与方法

1.3.1 田间 NH₃ 挥发测定

本研究在 6 月 12 日施加了缓释型复合肥后, 从 6 月 14 日开始对 3 个处理组连续监测稻田 NH₃ 挥发通量, 直至施肥处理 (RN 和 RM) 与不施肥处理 (CK) 的 NH₃ 挥发无明显差异。使用密闭室间歇抽气法, 利用便携式

NH₃ 挥发采样箱进行气体采集。装置由真空泵、流量计、洗气瓶、抽气室和换气杆等组成, 其中田间采样的抽气室为直径 20 cm、高 30 cm、底部开放和顶部有 2 个通气孔的圆柱形有机玻璃罩, 环沟采样的抽气室尺寸与田间相同但在底部外围增加宽 5 cm、厚 2 cm 的泡沫板用于漂浮。NH₃ 通过真空泵抽气, 经洗气瓶内的吸收液 (100 mL, 0.000 5 mol/L H₂SO₄) 吸收, 抽气速率为 15~20 L/min, 抽气结束后把吸收液带回实验室, 采用 AA3 连续流动分析仪测定吸收液中 NH₄⁺-N 浓度。采样时在每个小区的田面及环沟中分别设置 3 个采样点, 采样点选取中间位置且保持样点间距基本一致。采样时段为每天的 9:00—11:00 和 15:00—17:00, 用每日 4 h 的数据估算全天的 NH₃ 挥发通量。NH₃ 挥发通量计算公式为:

$$F = \frac{C \times V \times 6 \times 10^{-6}}{\pi \times r^2 \times 10^{-4}},$$

式中: F 为 NH₃ 挥发通量, kg/(hm²·d); C 为吸收液中 NH₄⁺-N 质量浓度, mg/L; V 为稀硫酸吸收液体积, L; $\times 6$ 表示将 4 h 换算为 24 h; $\times 10^{-6}$ 表示将 mg 转换为 kg; r 为收集 NH₃ 挥发的密闭室半径; $\times 10^{-4}$ 表示将 m² 转换为 hm²。

1.3.2 田面水取样及测定

在采集挥发 NH₃ 的同时进行田面水的采集。利用 50 mL 针管抽取各采样点 5~10 cm 水层中的水样约 40 mL, 注入塑料瓶中, 取样后立即带回实验室放入 4 °C 冰箱保存。采用 AA3 连续流动分析仪测定总氮 (TN) 和 NH₄⁺-N 浓度。

1.3.3 土壤取样及测定

在采集挥发 NH₃ 的同时, 在 RN 和 RM 处理组每个小区的水稻种植区采样点附近各采集 1 kg 的耕作层土壤 (0~20 cm 土层) 带回实验室, 在常温下自然风干后进行研磨, 分别使用 20 目和 100 目的筛子去除土壤中的石块等大颗粒物, 过筛后的土样用于测定 NH₄⁺-N 及 TN 含量。土壤 TN 含量使用凯氏定氮仪测定。

1.3.4 水稻植株样品采集及测定

在水稻 5 个不同生育期 (苗期、分蘖期、孕穗期、灌浆期、成熟期) 对水稻植株样品进行采集, 每个小区采用 S 型取样法随机选取 6 穴水稻, 取样时将水稻全株挖出, 洗净吸干水分, 分为根、茎、叶、穗装于干净信封袋中带回实验室。将水稻植株于 105 °C 杀青 30 min, 并于 70 °C 烘干至恒质量, 烘干后的植株测定其干质量后充分研磨过 100 目筛, 经 H₂O₂ 催化、浓 H₂SO₄ 消解后分别采用凯氏定氮法、钼锑抗比色法测定 TN 含量。

1.4 数据统计与分析

使用 Microsoft Excel 2021 及 SPSS 27 软件对数据进行统计分析。根据最小显著性差异 (LSD) 及独立样本 t 检验, 采用单因素方差分析比较样本间的差异。利用 Pearson 法分析 NH_3 挥发与各因子间的相关性。采用 Origin 2022 软件进行绘图。

2 结果与分析

2.1 水稻-红螯螯虾共作模式对 NH_3 挥发排放的影响

2.1.1 NH_3 挥发通量动态变化规律及其损失量

CK 的 NH_3 挥发通量较为稳定, 始终保持在

$0.01 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$ 左右。由图 1A 可知, 施肥后, RN 处理的 RC 区域和 RC_0 区域, 以及 RM 处理的 NH_3 挥发通量达到峰值, 且从第 2 天开始明显下降。RC 区域的 NH_3 挥发通量在施肥后第 1 天为峰值 $1.23 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 在施肥后第 4 天降低至 $0.14 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 在施肥后第 14 天后逐渐降低至与 CK 相近。RM 处理的 NH_3 挥发通量在施肥后第 1 天为峰值 $1.30 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 在第 4 天降低至 $0.13 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 在第 13 天后逐渐降低至与 CK 相近。 RC_0 区域的 NH_3 挥发通量第 1 天为峰值 $0.60 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 在第 7 天降低至 $0.01 \text{ kg}/(\text{hm}^2 \cdot \text{d})$, 此后无明显上升趋势。

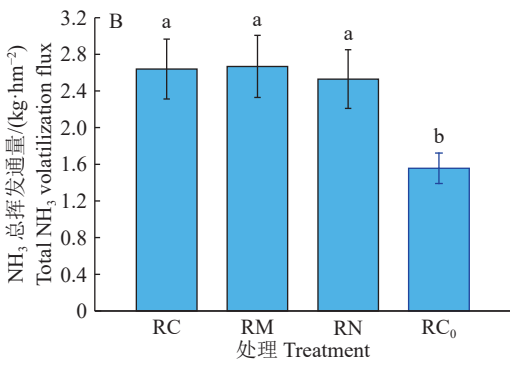
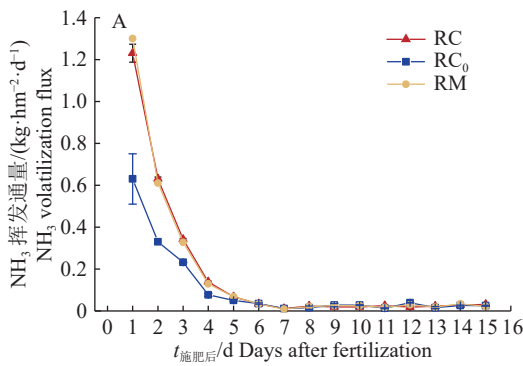


图 B 中, 柱子上的不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$, LSD 法)。
In figure B, different lowercase letters on bars indicate significant differences ($P < 0.05$, LSD method).

图 1 不同模式 NH_3 挥发通量变化

Fig. 1 Changes of NH_3 volatilization fluxes in different modes

由图 1B 可知, 在 NH_3 挥发的检测期间 (15 日) 内, RC 和 RM 的 NH_3 总挥发通量无显著差异, 分别为 2.64 和 $2.67 \text{ kg}/\text{hm}^2$ 。 RC_0 的 NH_3 总挥发通量为 $1.56 \text{ kg}/\text{hm}^2$, 显著低于 RC 和 RM, RC_0 区域相较 RC 区域和 RM 处理降低 $45\% \sim 50\%$ ($P < 0.05$)。因 RC_0 占 RN 总面积的 10% , RC 占 RN 总面积的 90% , 将其合并计算得到 RN 的 NH_3 总挥发通量为 $2.53 \text{ kg}/\text{hm}^2$, RN 模式相较 RM 模式整体 NH_3 挥发损失量降低 5.2% , 无显著差异。

2.1.2 田面水体和土壤 NH_4^+-N 及 TN 浓度的变化

田面水体 NH_4^+-N 和 TN 浓度在施肥后变化趋势和 NH_3 挥发通量变化趋势一致, 而土壤 NH_4^+-N 和 TN 浓度的变化趋势不明显 (图 2)。田面水体 NH_4^+-N 浓度在施肥后的 $0 \sim 7 \text{ d}$ 内呈明显下降趋势, 施肥后的第 1 天, RC、 RC_0 和 RM 处理组的水体 NH_4^+-N 质量浓度分别为 0.591 、 0.595 和 $0.566 \text{ mg}/\text{L}$ 。RM 处理组在第 7 天的水体 NH_4^+-N 降至 $0.03 \text{ mg}/\text{L}$; RC_0 处理组在第 9 天水体 NH_4^+-N 降至 $0.05 \text{ mg}/\text{L}$; RC 处理组在第 10 天水体 NH_4^+-N 降至 $0.05 \text{ mg}/\text{L}$ 。

在施肥后的 $5 \sim 9 \text{ d}$ 时间内, RN 处理的 RC 和 RC_0 区域的水体 NH_4^+-N 质量浓度高于 RM。

田面水体 TN 浓度在施肥后持续下降, 施肥后的第 1 天, RC、 RC_0 和 RM 处理组的水体 TN 质量浓度分别为 5.99 、 3.85 和 $5.69 \text{ mg}/\text{L}$, 而第 15 天 RC、 RC_0 和 RM 处理组的水体 TN 质量浓度分别降至 0.15 、 0.08 和 $0.14 \text{ mg}/\text{L}$ 。整体上各处理组田面水体 TN 浓度变化趋势表现为: $\text{RM} > \text{RC} > \text{RC}_0$ 。

2.1.3 NH_3 挥发排放及各影响因素间的相关性

对不同处理的田面水体 NH_4^+-N 、TN 浓度, 土壤 NH_4^+-N 、TN 浓度以及 NH_3 挥发通量进行相关性分析, 结果如表 1 所示。在 RC、RM 和 RC_0 中, NH_3 挥发通量与田面水体 NH_4^+-N 及 TN 浓度均呈显著正相关 ($P < 0.01$); 田面水体 NH_4^+-N 浓度和 TN 浓度均呈极显著正相关 ($P < 0.001$)。此外, RC 中土壤 NH_4^+-N 浓度与田面水体 NH_4^+-N 和 TN 浓度均呈显著正相关 ($P < 0.05$), 而 RM 中土壤 NH_4^+-N 浓度与田面水体 NH_4^+-N 和 TN 浓度之间不存在显著相关关系。

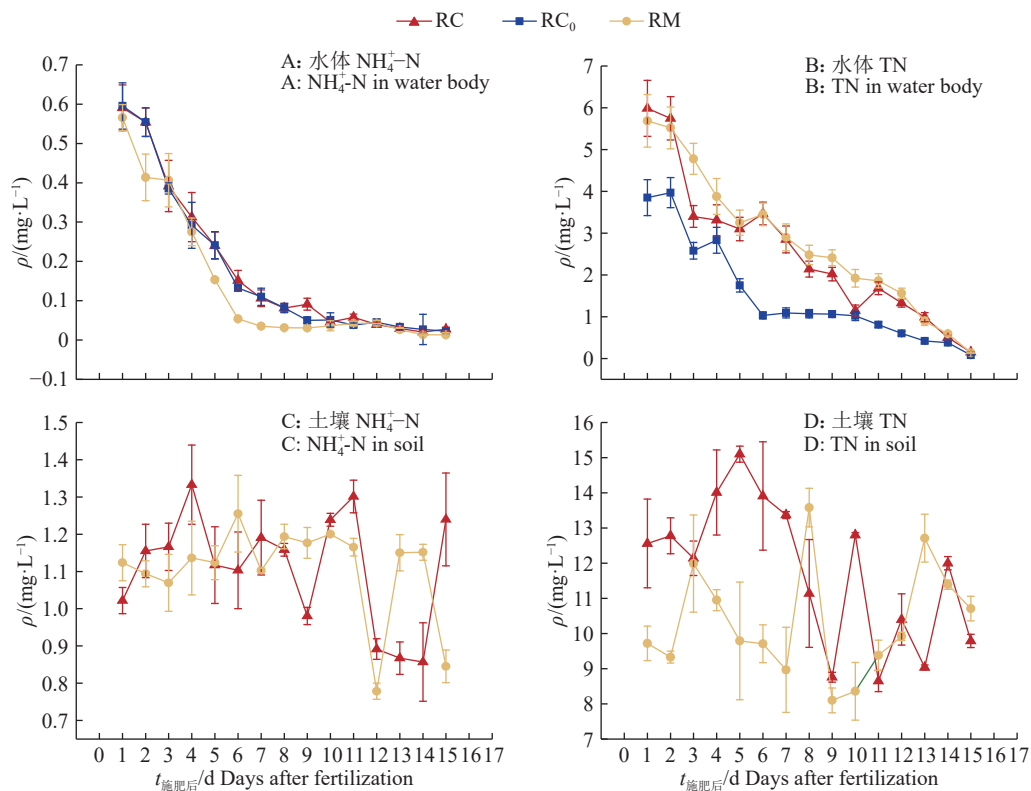


图 2 不同模式田面水体和土壤理化指标的变化

Fig. 2 Changes of physical and chemical indexes of surface water body and soil in different modes

表 1 不同模式 NH ₃ 挥发与各影响因子的相关性 ¹⁾						
Table 1 Correlation of NH ₃ volatilization and influence factors in different modes						
处理 Treatment	因素 Factor	水体铵态氮(F1) NH ₄ ⁺ -N in water body	水体总氮(F2) Total nitrogen in water body	土壤铵态氮(F3) NH ₄ ⁺ -N in soil	土壤总氮(F4) Total nitrogen in soil	NH ₃ 挥发通量(F5) NH ₃ volatilization flux
RC	F1	1.00				
	F2	0.97***	1.00			
	F3	0.55*	0.56*	1.00		
	F4	0.20	0.10	0.21	1.00	
	F5	0.65**	0.63**	0.36	0.12	1.00
RM	F1	1.00				
	F2	0.89***	1.00			
	F3	-0.15	-0.18	1.00		
	F4	-0.23	-0.06	-0.18	1.00	
	F5	0.73**	0.66**	0.07	-0.26	1.00
RC ₀	F1	1.00				
	F2	0.96***	1.00			
	F5	0.73**	0.64**			1.00

1) “*” “**” “***” 分别表示在0.05、0.01、0.001水平显著相关(Pearson法)。

1) “*”, “**” and “***” respectively indicate significant correlations at the 0.05, 0.01 and 0.001 levels (Pearson method).

2.1.4 NH₃ 挥发通量与影响因素的线性关系 由图 3A 和 3B 可知, RC、RM 和 RC₀ 处理的 NH₃ 挥发通量和田面水体 NH₄⁺-N、TN 浓度间均存在线性关系。由图 3C 和 3D 可知, RC 和 RM 处理的 NH₃ 挥发通量和土壤 NH₄⁺-N、TN 浓度间线性拟合程度较低, 不存在线性关系。

RC、RM 和 RC₀ 处理的 NH₃ 挥发通量和田面水体 NH₄⁺-N 浓度之间为指数线性相关: RC 处理

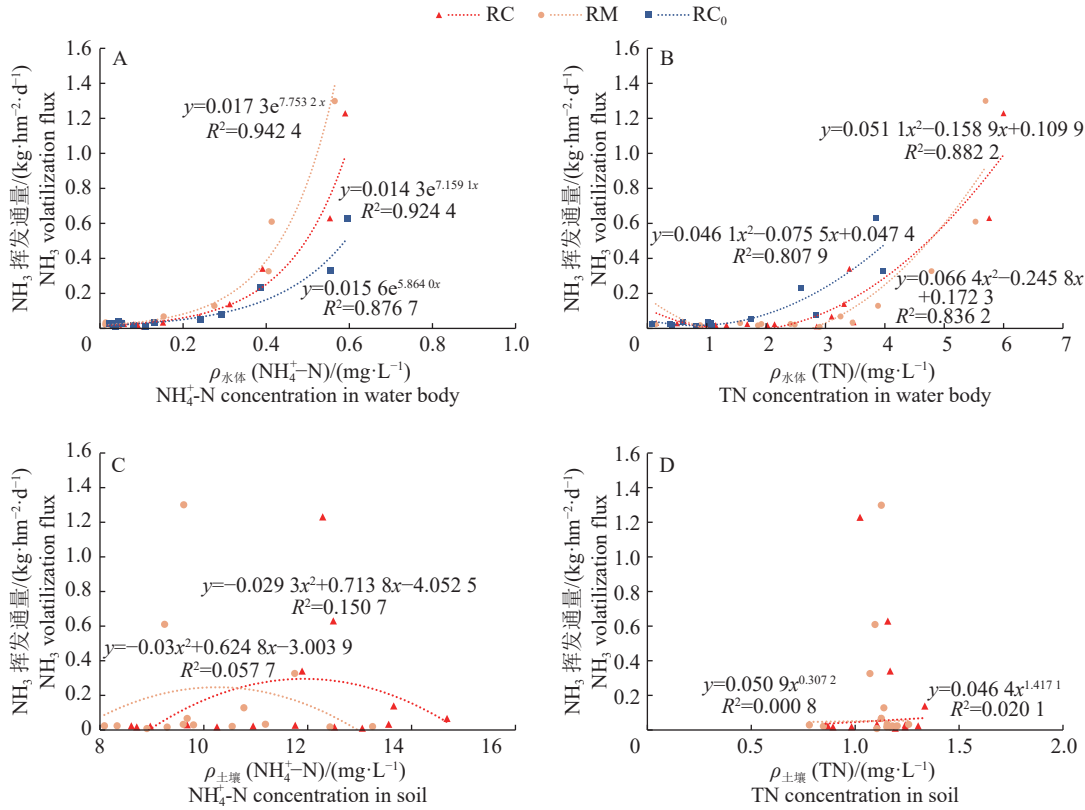


图 3 NH₃ 挥发通量与田面水体和土壤 NH₄⁺-N、TN 浓度的线性关系

Fig. 3 Linear relationship between the NH₃ volatilization flux and the concentrations of NH₄⁺-N and TN in surface water body and soil

为 $y = 0.0143e^{7.1591x}$ ($R^2 = 0.9244$); RM 处理为 $y = 0.0173e^{7.7532x}$ ($R^2 = 0.9424$); RC₀ 处理为 $y = 0.0156e^{5.8640x}$ ($R^2 = 0.8767$)。RC、RM 和 RC₀ 处理的 NH₃ 挥发通量和田面水体 TN 浓度之间为多项式相关关系: RC 处理为 $y = 0.0511x^2 - 0.1589x + 0.1099$ ($R^2 = 0.8822$); RM 处理为 $y = 0.0664x^2 - 0.2458x + 0.1723$ ($R^2 = 0.8362$); RC₀ 处理为 $y = 0.0461x^2 - 0.0755x + 0.0474$ ($R^2 = 0.8079$)。

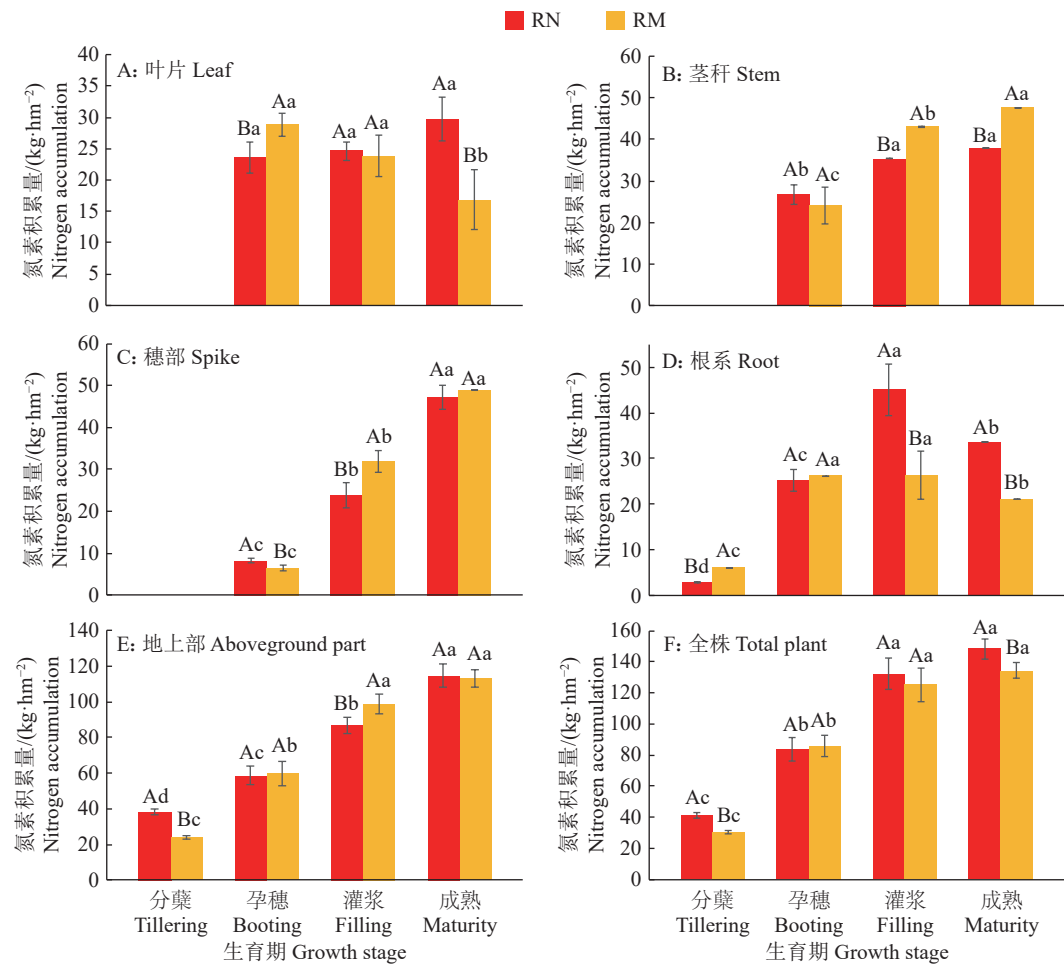
2.2 水稻氮素积累

由图 4A 可知, 仅孕穗期 RN 的叶片氮素积累量显著低于 RM, 孕穗期 RN 的叶片氮素积累量显著低于 RM, 而成熟期 RN 的叶片氮素积累量显著高于 RM, 成熟期 RN 的叶片氮素积累量显著高于孕穗期和灌浆期 ($P < 0.05$)。由图 4B 可知, 在成熟期和灌浆期时, 灌浆期和成熟期 RN 的茎秆氮素积累量显著低于 RM, 两个处理水稻茎秆氮素积累量均显著高于孕穗期 ($P < 0.05$)。由图 4C 可知, 随水稻生长, 水稻穗部氮素积累量显著上升, 其中孕穗期时 RN 的穗部氮素积累量显著高于 RM, 而灌浆期 RN 的穗部氮素积累量显著低于 RM ($P < 0.05$)。由图 4D 可知, 水稻根系氮素积累量随水稻生长呈先上升后下降的趋势, 其中水稻灌浆期时根系氮素积累量最高, 在水稻分蘖期, RN 的根系氮素积累量显著低于 RM, 而灌浆期和成熟期 RN 的根系氮素积

累量显著高于 RM ($P < 0.05$)。由图 4E 可知, 水稻分蘖期 RN 的地上部氮素积累量显著高于 RM ($P < 0.05$)。由图 4F 可知, 分蘖期和成熟期时, RN 的全株氮素积累量显著高于 RM ($P < 0.05$)。

RN 和 RM 的水稻地上部和全株氮素积累量均随水稻生长不断增加。RN 地上部的氮素积累量在分蘖至孕穗期增加 52.9%, 在孕穗至灌浆期增加 47.9%, 在灌浆至成熟期增加 29.3%; RM 地上部氮素积累量在分蘖至孕穗期增加 146.9%, 在孕穗至灌浆期增加 65.9%, 在灌浆至成熟期增加 8.4%。RN 全株氮素积累量在分蘖至孕穗期增加 103.6%, 在孕穗至灌浆期增加 57.3%, 在灌浆至成熟期增加 12.3%; RM 全株氮素积累量在分蘖至孕穗期增加 183.8%, 在孕穗至灌浆期增加 46.0%, 在灌浆至成熟期增加 7.4%。

RN 在水稻分蘖至孕穗期时, 氮素积累主要在水稻根系; 孕穗至灌浆期时, 氮素积累在水稻根系、茎秆、穗部及叶片中略微增加, 其中水稻根系增加 78.3% 的积累量, 茎秆增加 43.8%, 而穗部增加 188.1%; 在灌浆至成熟期, 氮素积累主要在穗部, 增加约 97%, 而茎秆及根系的积累量略微减少, 其中水稻根系氮素积累量减少 25.6%。RM 在水稻分蘖至孕穗期, 根系氮素积累量显著升高 ($P < 0.05$); RM



各图中，柱子上的不同大写字母表示组间 (RN 与 RM) 差异显著 ($P < 0.05$, t 检验), 不同小写字母表示组内 4 个采样时期差异显著 ($P < 0.05$, LSD 法)。

In each figure, different uppercase letters on bars indicate significant differences between groups (RN and RM) ($P < 0.05$, t test), while different lowercase letters indicate significant differences among 4 sampling periods within groups ($P < 0.05$, LSD method).

图 4 不同模式下的水稻在不同生育期各部位的氮素积累量

Fig. 4 Nitrogen accumulation in various parts of rice at different growth stages in different modes

在水稻孕穗至灌浆期, 茎秆氮素积累量增加 78.4%, 穗部氮素积累量增加 383.3%; 在水稻灌浆至成熟期, 穗部增加 53.2%, 而茎秆增加 10.8%, 叶片中显著降低 29.4% ($P < 0.05$)。

在水稻成熟期时, RN 较 RM 的全株氮素积累量显著增加了 10.2%, 其中, RN 的水稻根系氮素积累量较 RM 显著高 59.4%, 茎秆部分较 RM 显著低 20.5% ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 稻虾共作模式对 NH₃ 挥发排放的影响

水稻种植所需氮肥量约占全球氮肥施用量的 21%~25%^[23]。在稻田生态系统中 NH₃ 挥发排放是氮肥最为主要的气态损失途径, 占施肥量的 9%~40%, 它主要受土壤条件、气候因子和田间耕作方式的影响^[24]。许多研究表明, 稻渔综合种养有助于降低稻田中由于 NH₃ 挥发造成的氮素损失, 并提

高肥料的利用效率。大多数稻渔综合种养模式会在田间开挖环沟, 这造成稻田整体田面水域面积扩大, 从而使得水体 NH₄⁺-N 浓度被稀释降低, 使得稻田 NH₃ 的排放减少^[25-26]。此外, 增加淹水深度也有助于降低稻田田面水体中 NH₄⁺-N 的浓度, 从而降低 NH₃ 挥发通量^[27]。Li 等^[19] 通过对比稻鱼、稻鸭和水稻单作模式, 发现鸭和鱼的存在可以降低稻田水体中的 pH, 从而降低因 NH₃ 挥发造成的氮素损失, 提高氮肥的利用效率。Xie 等^[28] 研究发现, 在稻鱼综合种养模式中水稻所需的化肥比水稻单作模式少 24%, 这主要是由于日常投喂的饵料中有 32% 的氮被水稻吸收利用。冯珺珩^[29] 发现, 由于独特的氨氧化作用及微生物调控机制, 稻虾共作模式中的 NH₃ 挥发总量较水稻单作模式降低了 16.7%~27.3%。在本研究中, 尽管水稻-红螯螯虾共作模式水稻种植区的 NH₃ 挥发通量与水稻单作模式相近, 但环沟中的 NH₃ 挥发通量显著低于稻虾田面及水

稻单作约 26%, 这可能是造成稻虾系统中 NH_3 挥发量更低的主要原因。因此在施肥量一致的情况下, 稻虾系统中的整体 NH_3 挥发通量显著低于单作模式 5.2%。

NH_3 的挥发过程是 $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ 和 NH_3 在液气界面的交换。稻田淹水时, NH_3 挥发过程主要发生在地表水与大气交界面^[30]。Liu 等^[31] 和周平遥等^[32] 研究表明, 影响稻田 NH_3 挥发通量的主要因素是田面水体 NH_4^+-N 和 TN 浓度。本研究对不同处理的田面水体 NH_4^+-N 、TN 浓度以及 NH_3 挥发通量进行相关性分析也得出类似结论: NH_3 挥发通量和田面水体 NH_4^+-N 、TN 浓度均呈正相关关系 (与 NH_4^+-N 浓度为指数线性相关关系, 与 TN 浓度为多项式相关关系), 这与先前研究的结果^[33] 一致。此外水稻-红螯螯虾共作模式田面水体 NH_4^+-N 浓度高于水稻单作模式, TN 浓度低于单作模式。这可能是由于水稻-红螯螯虾共作模式促进了反硝化作用, 在一定程度上抑制了厌氧氨氧化作用, 从而导致田面水体 NH_4^+-N 浓度高但 NH_3 挥发通量却显著降低^[29]。

稻田中施用氮肥可以通过“添加氮相互作用”增加作物对土壤氮素的吸收和反硝化作用, 并增加土壤氮素的淋溶损失^[34]。Sun 等^[35] 研究发现, 稻田施肥后 1~7 d, 是 NH_3 挥发排放的主要时间, 这可能与施用的氮肥受环境中微生物与酶水解有关。李晓龙等^[36] 也发现稻田中 NH_3 挥发峰值出现在基肥施入后的第 7 天和追肥施入后 2~5 d, 施肥结束后 NH_3 挥发速率逐渐降低并趋于稳定。本研究也发现了相似的排放规律, 施肥后, 稻虾及单作模式的稻田 NH_3 挥发通量迅速达到峰值, 施肥后第 1 天至第 4 天迅速降低, 在第 7 天之后波动较为平缓, 在第 14 天后恢复至施肥前。这可能是由于氮素下渗、硝化、反硝化、土壤固氮和水稻吸收消耗了肥料氮, 从而减少了 NH_4^+-N 等 NH_3 挥发的基质^[37]。

3.2 稻虾共作模式对水稻氮素利用率的影响

目前, 在关于不同稻渔综合种养模式对于水稻产量及氮素利用率的报道中, 具有不同的研究结果。许多研究表明, 稻渔综合种养模式可以显著提高水稻的产量, 并提升水稻的养分积累量及氮素利用效率。如 Guo 等^[38] 研究表明, 稻渔综合种养可以通过减少杂草、促进氮素分解和补充氮素利用来增加水稻产量, 提高氮素利用效率, 并增加土壤氮素含量积累。Oehme 等^[39] 研究也发现了在稻田中养殖鱼类可以提高水稻植物对氮的吸收。也有部分研究表明稻渔综合种养模式对水稻产量没有显著的影响^[40-41]。同时, 也存在稻渔综合种养模式降低水

稻产量的报道^[42]。本研究结果表明, 在水稻-红螯螯虾共作模式中水稻成熟期的全株氮素积累量显著高于单作, 与何俊等^[43]、陶先法等^[16] 研究结果一致。这可能是由于田间虾的活动增加了水稻根际土壤的溶解氧含量、增强了土壤微生物硝化活性和氨氧化菌丰度、改善了土壤环境氮素转化, 从而促进了水稻生长和氮素吸收积累^[44]。

氮代谢在水稻生育期的动态变化直接影响矿物质营养的吸收、蛋白质的合成, 水稻植株及其器官氮含量和氮积累量高低对根系的发生和生长十分重要, 生育期越靠前, 植株氮积累量对根系生长影响越大^[45]。本研究发现在水稻孕穗期时, 水稻-红螯螯虾共作模式中水稻叶片的氮素积累量显著低于水稻单作模式, 但穗部氮素积累量显著高于水稻单作模式。而到了灌浆期时, 水稻-红螯螯虾共作模式的穗部及茎秆的氮素积累显著低于单作, 但根系氮素积累显著高于单作, 这可能是由于稻田氮素含量较高时, 水稻易出现贪青晚熟的现象, 使得籽粒灌浆受到影响^[46], 因此, 水稻-红螯螯虾共作模式可适当延长水稻生长时间, 确保水稻完全成熟, 有利于提高水稻产量。

许多研究表明稻虾共作模式可以显著增加稻田土壤的氮素积累。刘小燕^[47] 发现稻田中水生生物的活动也能提高根系活力, 促进水稻根系的生长发育及氮素积累, 增加土壤养分积累。蔡晨等^[48] 也发现在稻虾共作模式中, 由于小龙虾在稻田的掘穴行为改变了土壤的通气特性, 从而使土壤深层中相对难降解的有机物逐渐被降解, 同时食物残渣及小龙虾排泄物进入土壤, 所以显著提高了土壤中的氮、磷等营养元素的含量。厉宝仙等^[49] 研究表明, 水稻-红螯螯虾共作模式可以显著增加土壤中氨氮的含量。我们观察到, 水稻-红螯螯虾共作模式与水稻单作模式氮素积累量的差异主要发生在水稻的生长后期 (灌浆期及成熟期)。在本研究中, 水稻根系氮素积累量在灌浆期达到最大, 在整个水稻生育期呈先升高后降低的趋势。水稻生长后期水稻-红螯螯虾共作模式水稻的根系氮素积累量显著高于水稻单作模式, 水稻成熟期时水稻-红螯螯虾共作模式水稻的根系氮素积累量显著高于水稻单作模式 59.4%, 全株氮素积累量显著高于水稻单作模式 10.2%。这说明水稻-红螯螯虾共作模式可以有效地增加水稻对环境中的氮素吸收, 进而提高稻田土壤系统中的氮含量。由此可见, 水稻-红螯螯虾共作模式可以增加水稻对氮素的吸收转化、提高土壤中氮素的积累, 提升氮肥利用, 并减少 NH_3 挥发造成的

氮肥损失以及对环境造成的危害。

4 结论

本研究探究了水稻-红螯螯虾共作模式与水稻单作模式 NH_3 挥发通量及水稻氮素积累量的差异。稻虾共作模式与水稻单作模式的土壤 NH_3 挥发通量在施肥后第 1 天达到峰值,并在 1~5 d 内明显降低。在更高的氮输入条件下,相较水稻单作模式,稻虾共作模式的土壤 NH_3 挥发并未出现显著提高。深淹水条件下的稻虾共作模式的环沟区域的土壤 NH_3 挥发通量显著低于水稻种植区域和水稻单作模式,是影响稻虾共作系统土壤 NH_3 挥发的重要因素。水稻-红螯螯虾共作模式和水稻单作模式的稻田 NH_3 挥发通量与田面水体 NH_4^+-N 及 TN 浓度均呈显著正相关关系。田间虾的活动增加了水稻根际土壤通气,促进了根际土壤氮素转化,提高了水稻根系对氮素的吸收和储存,能显著增加水稻植株的氮素累积。并且,稻虾共作模式显著增加了稻田土壤氮含量,较高水平氮浓度影响水稻籽粒灌浆,延长了水稻生育期,有助于提高水稻产量。该研究结果可以为稻虾种养系统肥料优化管理和后续水稻绿色生产提供理论依据。

参考文献:

- [1] ZHANG M, TIAN Y, ZHAO M, et al. The assessment of nitrate leaching in a rice-wheat rotation system using an improved agronomic practice aimed to increase rice crop yields[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 241: 100-109.
- [2] DONG Y, YUAN J, ZHANG G, et al. Optimization of nitrogen fertilizer rate under integrated rice management in a hilly area of Southwest China[J]. *Pedosphere*, 2020, 30(6): 759-768.
- [3] CHEN Z, WANG Q, MA J, et al. Combining mechanical side-deep fertilization and controlled-release nitrogen fertilizer to increase nitrogen use efficiency by reducing ammonia volatilization in a double rice cropping system[J]. *Frontiers in Environmental Science*, 2022, 10: 1006606.
- [4] FERDOUS J, MUMU N J, HOSSAIN M B, et al. Co-application of biochar and compost with decreased N fertilizer reduced annual ammonia emissions in wetland rice[J]. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2023, 6: 1067112.
- [5] 王欢, 郑西来, 辛佳. 土壤氮挥发的影响因素及其与脲酶活性的关系研究[J]. *安徽农学通报*, 2016, 22(9): 74-79.
- [6] TIAN G, CAI Z, CAO J, et al. Factors affecting ammonia volatilisation from a rice-wheat rotation system[J]. *Chemosphere*, 2001, 42(2): 123-129.
- [7] CAI S, PITTELKOW C M, ZHAO X, et al. Winter legume-rice rotations can reduce nitrogen pollution and carbon footprint while maintaining net ecosystem economic benefits[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 195: 289-300.
- [8] LI T, ZHANG Z, CHEN P, et al. The Effect of deep placement of basal nitrogen fertilizer on gaseous nitrogen losses and nitrogen use efficiency of paddy fields under water-saving irrigation in northeast China[J]. *Agroonomy*, 2023, 13(3): 842.
- [9] JIANG C, LU D, ZU C, et al. One-time root-zone N fertilization increases maize yield, NUE and reduces soil N losses in lime concretion black soil[J]. *Scientific Reports*, 2018, 8: 10258.
- [10] 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.
- [11] HUSSAIN A, JAHAN N, JABEEN Z, et al. Synergistic effect of urease and nitrification inhibitors in the reduction of ammonia volatilization[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2021, 232(7): 303.
- [12] NING K, JI L, ZHANG L, et al. Is rice-crayfish co-culture a better aquaculture model: From the perspective of antibiotic resistome profiles[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 292: 118450.
- [13] 倡国涵, 袁家富, 彭成林, 等. 稻虾共作模式氮和磷循环特征及平衡状况[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2019, 27(9): 1309-1318.
- [14] 全国水产技术推广总站中国水产学会. 中国稻渔综合种养产业发展报告(2024)全文发布[J]. *中国水产*, 2024(8): 12-17.
- [15] BURFORD M A, HIEP L H, VAN SANG N, et al. Does natural feed supply the nutritional needs of shrimp in extensive rice-shrimp ponds? A stable isotope tracer approach[J]. *Aquaculture*, 2020, 529: 735717.
- [16] 陶先法, 李冰, 喻召雄, 等. 稻虾共生模式对水稻结实期根系分泌物及微生物的影响[J]. *水产学报*, 2022, 46(11): 2122-2133.
- [17] 张玉山, 梁志辉, 林伟松, 等. 稻虾共作模式下水稻与红螯螯虾种养试验[J]. *水产养殖*, 2022, 43(8): 42-44.
- [18] 王淳. 双季稻连作体系氮素循环特征[D]. 北京: 中国农业科学院, 2012.
- [19] 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.
- [20] YUAN W, CAO C, XING D, et al. Economic valuation associated with nitrogen losses from wetland rice-duck and rice-fish ecological system[J]. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 2012, 10(3/4): 1271-1278.
- [21] LIU T, LI C, TAN W, et al. Rice-crayfish co-culture reduces ammonia volatilization and increases rice nitrogen uptake in central China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 330: 107869.

- [22] LI F, FENG J, ZHOU X, et al. Impact of rice-fish/shrimp co-culture on the N_2O emission and NH_3 volatilization in intensive aquaculture ponds[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 655: 284-291.
- [23] HAN H, GAO R, CUI Y, et al. A semi-empirical semi-process model of ammonia volatilization from paddy fields under different irrigation modes and urea application regimes[J]. *Agricultural Water Management*, 2022, 272: 107841.
- [24] 孔盼, 夏苏敬, 张海维, 等. 耕作方式对早稻-再生稻稻田氮挥发的影响[J]. *生态环境学报*, 2021, 30(8): 1627-1633.
- [25] SUN H, ZHANG H, POWLSON D, et al. Rice production, N_2O emission and ammonia volatilization as impacted by the nitrification inhibitor 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine[J]. *Field Crops Research*, 2015, 173: 1-7.
- [26] LIU T Q, FAN D J, ZHANG X X, et al. Deep placement of nitrogen fertilizers reduces ammonia volatilization and increases nitrogen utilization efficiency in no-tillage paddy fields in central China[J]. *Field Crops Research*, 2015, 184: 80-90.
- [27] YANG Y, LI N, NI X, et al. Combining deep flooding and slow-release urea to reduce ammonia emission from rice fields[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 244: 118745.
- [28] XIE J, HU L, TANG J, et al. Ecological mechanisms underlying the sustainability of the agricultural heritage rice-fish coculture system[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2011, 108(50): E1381-E1387.
- [29] 冯珺珩. 稻虾共作模式厌氧氨氧化的空间分布特征及其微生物调控机制 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2022.
- [30] WANG C, SUN H F, ZHANG J N, et al. Effects of different fertilization methods on ammonia volatilization from rice paddies[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 295: 126299.
- [31] LIU T, HUANG J, CHAI K, et al. Effects of N fertilizer sources and tillage practices on NH_3 volatilization, grain yield, and N use efficiency of rice fields in central China[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2018, 9: 385.
- [32] 周平遥, 张震, 王华, 等. 不同深施肥方式对稻田氮挥发及水稻产量的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(11): 2683-2691.
- [33] HUANG S, LV W, BLOSZIES S, et al. Effects of fertilizer management practices on yield-scaled ammonia emissions from croplands in China: A meta-analysis[J]. *Field Crops Research*, 2016, 192: 118-125.
- [34] ZHAO X, YAN X, XIE Y, et al. Use of nitrogen isotope to determine fertilizer- and soil-derived ammonia volatilization in a rice/wheat rotation system[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2016, 64(15): 3017-3024.
- [35] SUN Z, GUO Y, LI C, et al. Effects of straw returning and feeding on greenhouse gas emissions from integrated rice-crayfish farming in Jiangnan Plain, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(12): 11710-11718.
- [36] 李晓龙, 方明, 殷全玉, 等. 烟稻轮作系统下烟田土壤 NH_3 挥发特征及影响因素分析[J]. *山东农业科学*, 2022, 54(4): 95-101.
- [37] ZHANG J S, ZHANG F P, YANG J H, et al. Emissions of N_2O and NH_3 , and nitrogen leaching from direct seeded rice under different tillage practices in central China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2011, 140(1/2): 164-173.
- [38] GUO L, ZHAO L, YE J, et al. Using aquatic animals as partners to increase yield and maintain soil nitrogen in the paddy ecosystems[J]. *eLife*, 2022, 11: 73869.
- [39] OEHRM M, FREI M, RAZZAK M A, et al. Studies on nitrogen cycling under different nitrogen inputs in integrated rice-fish culture in Bangladesh[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2007, 79(2): 181-191.
- [40] 车阳, 程爽, 田晋钰, 等. 不同稻田综合种养模式下水稻产量形成特点及其稻米品质 and 经济效益差异[J]. *作物学报*, 2021, 47(10): 1953-1965.
- [41] 梁玉刚, 李静怡, 王丹, 等. 茭作稻鱼鸡共生对水稻群体生长特性及产量形成的影响[J]. *中国农业科技导报*, 2020, 22(11): 165-175.
- [42] WANG Q, YU K, ZHANG H. Controlled-release fertilizer improves rice matter accumulation characteristics and yield in rice-crayfish coculture[J]. *Agriculture*, 2022, 12(10): 1674.
- [43] 何俊, 张宪中, 蒋造极, 等. 水稻-红螯螯虾共作模式与红螯螯虾传统池塘养殖模式对比试验[J]. *水产养殖*, 2019, 40(7): 27-30.
- [44] XU C, CHEN L, CHEN S, et al. Rhizosphere aeration improves nitrogen transformation in soil, and nitrogen absorption and accumulation in rice plants[J]. *Rice Science*, 2020, 27(2): 162-174.
- [45] 任万军, 杨文钰, 伍菊仙, 等. 水稻栽后植株氮素积累特征及其与根系生长的关系[J]. *植物营养与肥料学报*, 2007, 13(5): 765-771.
- [46] 戴华军, 韩雪梅, 许俊伟, 等. 有机无机复混肥稻田适宜施用量及养分利用效率研究[J]. *上海农业科技*, 2022(5): 103-107.
- [47] 刘小燕. 稻鸭鱼生态种养对稻田甲烷减排及水稻栽培环境改善的功能研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2004.
- [48] 蔡晨, 李谷, 朱建强, 等. 稻虾轮作模式下江汉平原土壤理化性状特征研究[J]. *土壤学报*, 2019, 56(1): 217-226.
- [49] 厉宝仙, 王保君, 怀燕, 等. 水稻-红螯螯虾共作对稻田土壤养分、碳库与稻米品质的影响[J]. *浙江农业学报*, 2021, 33(4): 688-696.