

DOI: 10.12264/JFSC2024-0337

中华绒螯蟹池塘养殖与稻蟹共作模式 CH_4 和 N_2O 排放特征及影响因素

徐克¹, 肖霖¹, 孙云飞^{1, 2, 3, 4}, 成永旭^{1, 2, 3, 4}

1. 上海海洋大学, 农业农村部稻渔综合种养生态重点实验室, 上海 201306;
2. 上海海洋大学, 农业农村部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306;
3. 上海海洋大学, 上海水产养殖工程技术研究中心, 上海 201306;
4. 上海海洋大学, 水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306

摘要: 为研究中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)池塘养殖与稻蟹共作两种模式下水-气界面温室气体的排放特征及其影响因素, 本研究使用静态箱-气相色谱仪法分别测定两种养殖模式下的温室气体排放通量, 同时采集两种养殖模式下相关环境因子, 并进行对比分析。结果表明, 稻蟹共作模式 N_2O 排放通量是池塘养殖的 2.8 倍, 波动范围为 $34.94\sim 126.90\ \mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$, 平均值为 $(85.41\pm 5.78)\ \mu\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$; CH_4 排放通量是池塘养殖的 1.19 倍, 波动范围为 $1.32\sim 39.50\ \text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$, 平均值为 $(13.69\pm 1.42)\ \text{mg}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。池塘养殖和稻蟹共作的全球增温潜势分别为 $(10.73\pm 1.16)\ \text{t}/\text{hm}^2$ 和 $(13.07\pm 1.62)\ \text{t}/\text{hm}^2$, 两种模式的排放高峰期均出现在 8 月高温期。多元逐步回归表明, 池塘养殖模式 CH_4 的排放量主要受水温 and 总氮(TN)的影响, N_2O 排放量则主要受到硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)的影响; 稻蟹共作模式 CH_4 排放量主要受到总磷(TP)含量的影响, 而 N_2O 排放量则主要受到溶解氧(DO)和水温的影响。本研究为中华绒螯蟹不同养殖模式下温室气体的排放提供了一定数据基础。

关键词: 池塘养殖; 稻蟹共作; CH_4 ; N_2O ; 环境因子; 温室气体排放

中图分类号: S966

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2025)04-0513-10

温室气体浓度的急剧上升是全球气候变暖的主要原因^[1], 其中二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)是底层大气中三种最主要的温室气体。淡水养殖业在提供食物来源的同时, 也不可避免地带来了温室气体的大量排放^[2]。中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)又称河蟹, 2023 年产量达 88.86 t, 是我国重要的淡水经济蟹类^[3]。目前, 池塘养殖和稻蟹共作模式是我国中华绒螯蟹的两种主要养殖模式。由于稻田和池塘养殖环境差异较大, 温室气体排放通量及其影响因素也可能存在显著差异。因此, 不同养殖模式下温室气体排放差异的研究亟待开展。

研究表明, 池塘养殖由于饲料投喂和残饵粪便积累等原因, 常表现为温室气体的排放源^[4]。太湖地区河蟹养殖池塘 CH_4 的排放量高达 $(962\pm 62)\ \text{kg}/\text{hm}^2$, 可能是由于池塘施肥造成的有机质有效性增强与高度厌氧环境促进了 CH_4 的排放^[5]。Liu 等^[6]对中国东南部河蟹养殖池塘 N_2O 测定发现, 投喂配合饲料养殖期间 N_2O 的排放量可达 $4.217\ \text{kg}/\text{hm}^2$ 。稻蟹共作模式下, 由于稻田耕作、施肥、河蟹活动等原因, 也会排放大量温室气体^[7]。Wang 等^[8]通过对比稻蟹和稻田温室气体, 发现稻蟹综合种养会显著提高 CH_4 季节排放, 但 N_2O 累计排放显著降低。Khoshnevisan 等^[9]对河蟹不同

收稿日期: 2024-11-05; 修订日期: 2025-01-14.

基金项目: 现代农业产业技术体系专项(CARS-48).

作者简介: 徐克(2001-), 男, 硕士研究生, 研究方向为甲壳动物养殖生态学. E-mail: 2226325425@qq.com

通信作者: 孙云飞, 博士, 副教授, 研究方向为甲壳动物养殖生态学. E-mail: yfsun@shou.edu.cn

养殖密度的研究说明,河蟹养殖密度越大,排放 CH_4 越多,而 N_2O 排放越少。目前研究多集中在河蟹单一养殖模式下的温室气体排放,尚未见到对河蟹不同养殖模式温室气体排放通量的比较研究。

本研究针对池塘养殖和稻蟹共作两种养殖模式,采用静态箱-气相色谱仪法采集测定 CH_4 、 N_2O 排放通量,并同时测定相关环境因子,探究两种模式下的温室气体排放特征及其影响因素,进而计算这两种河蟹养殖模式的综合增温潜势,以期为河蟹养殖业的节能减排提供数据和理论支撑。

1 材料与方法

1.1 实验设计与养殖管理

本实验于 2023 年 4 月至 9 月在江苏省宿迁市皂河镇霸王蟹产业发展中心($34^\circ 3' 54''\text{N}$, $118^\circ 4' 60''\text{E}$)开展。该地区属于暖温带季风气候区,年均气温 14.2°C ,年均降水量 910 mm,年均日照总时数 2291 h。

实验设置如图 1 所示,包括池塘养殖(PC)和稻蟹共作模式(RC)两组养殖模式,每种模式设置三个重复。PC 组选取三个相邻的中华绒螯蟹养殖池塘,各池塘长 60 m、宽 135 m,塘龄为 1 年。池塘距离岸边每隔 3 m 种植伊乐藻(*Elodea canadensis*),水位保持在 1.20 m 左右。蟹种于 2023 年 4 月底投放,规格为 (10.00 ± 1.40) g,密度约为 0.75 ind/m^2 。4 月至 7 月,每天下午 16 h 左右投喂河蟹配合饲料(江苏合冠饲料有限公司),投喂量为河蟹体重的 2.5%~4.0%,饲料蛋白质水平为 32%;8 月起改投冰鲜鱼,蛋白质水平为 19.8%,投喂量调整为河蟹体重的 5%~6%,具体投喂量依据天气、河蟹摄食与生长情况适当调整。RC 组选取三块相邻且大小与池塘一致的稻蟹田(距 PC 组直线距离约 50 m),蟹种投放时间、规格与密度与池塘养殖模式保持一致,6 月末采用人工插秧方式种植水稻,秧苗的间距约为 30 cm。稻田的水深保持在 30 cm 左右,四周的环沟水深约为 1.20 m,养殖期间河蟹投喂饲料种类及投喂量与池塘养殖模式保持一致。两种养殖模式在实验过程中不施用肥料,且均于 9 月底捕捞成蟹。温室气体采集从 2023 年 6 月开始至 9 月结束,每隔 10 d

采集一次气样,养殖水体和底泥样品同步采集,共计采样 12 次,若遇下雨等天气则延后 1~2 d 采样。

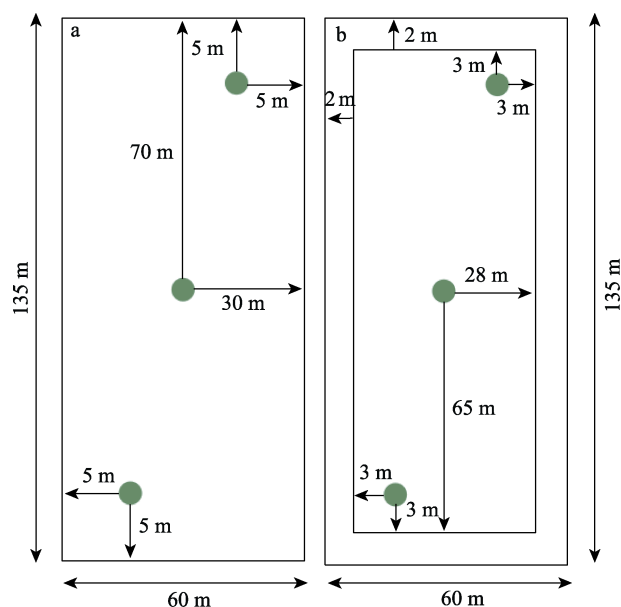


图 1 池塘养殖模式(a)和稻蟹共作模式(b)实验区温室气体采样点示意图

绿色点为采样点。

Fig. 1 Schematic diagrams of greenhouse gas sampling sites in the experimental areas of pond culture mode (a) and coupled rice-crab culture mode (b)

The green points represent the sampling sites.

1.2 温室气体采集与测定

使用静态箱原位采集温室气体(CH_4 、 N_2O),每个实验区沿对角线选择 3 个采样点(图 1),采集的温室气体使用气相色谱法测定^[10]。静态箱由透明有机玻璃构成(图 2),上方设有采气口、大气平衡口和温度计,长、宽、高均为 50 cm (RC 组后期换为高 120 cm 箱,长宽不变),四周使用黑色隔热棉包裹一圈,避免阳光对箱内温度造成影响。PC 组采样前将静态箱放置在漂浮于水面的泡沫板上,泡沫板两端由竹竿固定在采样点,保证静态箱内呈密闭环境。RC 组采样时用静态箱直接罩住水稻,底部插入土壤,使箱体内同样形成密闭环境。每次气体采集选择晴天上午 9:00—11:00 进行,在静态箱放置完毕后分别用注射器在 0、15、30、45 min 采集 100 mL 气体注于铝箔采气袋中,同时记录温度,每个时间点采集完成后,立刻将静态箱抬起,以免水生生物扰动造成误差,将样品迅速带回实验室进行检测。

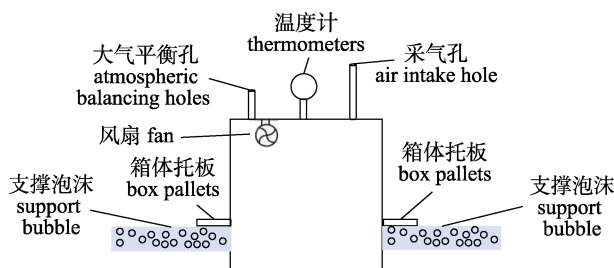


图2 温室气体采集静态箱的结构示意图

Fig. 2 Structure schematic for static greenhouse gas sampling box

CH₄ 与 N₂O 浓度测定使用 GC-14B 气相色谱仪(Shimadzu Co, LTD, Japan)同时测定, 并计算气体排放通量^[11]、全球增温潜势^[12]。气体排放通量计算公式如下:

$$F = \rho \times h \times \frac{dC}{dt} \times 273 / (273 + T)$$

式中, F 表示气体排放通量, 单位为 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$; ρ 是标准状态下气体密度, 单位为 kg/m^3 ; h 是箱高, 单位为 m ; dC/dt 为采样箱内气体浓度变化率; T 为采样过程中采样箱内的平均温度, 单位为 $^{\circ}\text{C}$ 。正值代表气体从水体进入大气, 负值代表气体从大气进入水体。N₂O 的单位是 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, CH₄ 的单位是 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。

全球增温潜势(global warming potential, GWP)是衡量温室气体对于气候变暖影响的指标, 表示一定时间内, 某种温室气体的排放量在地球大气中相对于 CO₂ 造成的变暖效应, 以 20 年影响尺度为计, 1 kg CH₄ 的增温效应是 1 kg CO₂ 的 28 倍, 而 1 kg N₂O 的增温效应是 1 kg CO₂ 的 265 倍。计算公式如下:

$$\text{GWP} = \omega\text{CH}_4 \times 28 + \omega\text{N}_2\text{O} \times 265$$

式中, ωCH_4 表示 CH₄ 的排放量, $\omega\text{N}_2\text{O}$ 表示 N₂O 的排放量。

1.3 水环境因子采集与测定

采集温室气体的同时采集测定水质指标, 其中, 氧化还原电位和 pH 测定使用便携式水质测量仪(PH200, 哈维森环境科技有限公司, 中国), 溶解氧和水温测定采用便携式电化学分析仪(HQ30d, 哈希公司, 美国), 盐度采用笔式盐度计测定(AR8212+, 希玛仪表, 中国)。

原位采集表层约 10 cm 深的水样, 装入 500 mL

聚乙烯瓶中, 避光迅速带回实验室检测。水质指标遵循国标, 总氮(TN)使用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636—2012), 亚硝态氮(NO₂-N)使用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法测定(GB 7493—87), 氨氮(NH₃-N)使用水杨酸法测定(HJ 536—2009), 总磷(TP)使用钼酸铵分光光度法测定(GB 11893—87), 硝态氮(NO₃-N)使用镉还原法测定(GB 7480—87), 磷酸盐(PO₄³⁻)使用磷钼蓝分光光度法测定(GB/T 6913—2023), 高锰酸盐指数(COD_{Mn})使用酸性高锰酸钾法测定(GB 11892—89)。

1.4 数据分析

所有数据均使用 Excel 2018 和 Origin 2024 软件处理和作图, 试验结果均以 3 次重复的平均值±标准差($\bar{x} \pm \text{SD}$)表示。使用 SPSS 17.0 软件对数据进行计算和分析, 采用 Pearson 相关分析法统计分析温室气体排放通量与环境因子间的相关关系, 使用多元逐步线性回归分析影响温室气体排放通量的主要环境因子。

2 结果与分析

2.1 水质指标的变化特征

两组水温趋势相同, 在 20~34 $^{\circ}\text{C}$ 之间波动(图 3a)。盐度方面, RC 组波动于 0.25~0.46, 6 月 7 日最高, 8 月 7 日最低; PC 组较平稳, 在 0.21~0.31 间波动, 7 月 27 日最高, 9 月 27 日最低(图 3b)。氧化还原电位, RC 组在 133~209 mV 波动, 7 月 17 日最高, 8 月 7 日最低; PC 组变化范围为 122~169 mV, 总体 RC 组高于 PC 组(图 3c)。高锰酸盐指数, 两组均先升后降, RC 组为 2.67~5.65 mg/L, PC 组为 2.37~5.3 mg/L(图 3d)。pH, PC 组实验期间高于 RC 组, 在 8.52~9.26 且趋势稳定, RC 组在 8.01~8.51 间波动也较平稳(图 3e)。溶解氧, RC 组波动于 5.5~7.5 mg/L, PC 组始终高于 RC 组, 在 8.0~10.0 mg/L, 均值为(9.00±0.82) mg/L(图 3f)。

总磷方面, RC 组的变化范围为 0.15~1.02 mg/L, 最高值在 8 月 26 日, 最低值在 9 月 27 日; PC 组的变化范围为 0.17~0.83 mg/L, 最高值在 7 月 17 日, 最低值在 8 月 7 日(图 4a)。总氮方面, RC 组的含量波动在 1.15~4.13 mg/L, 最高值在 8 月

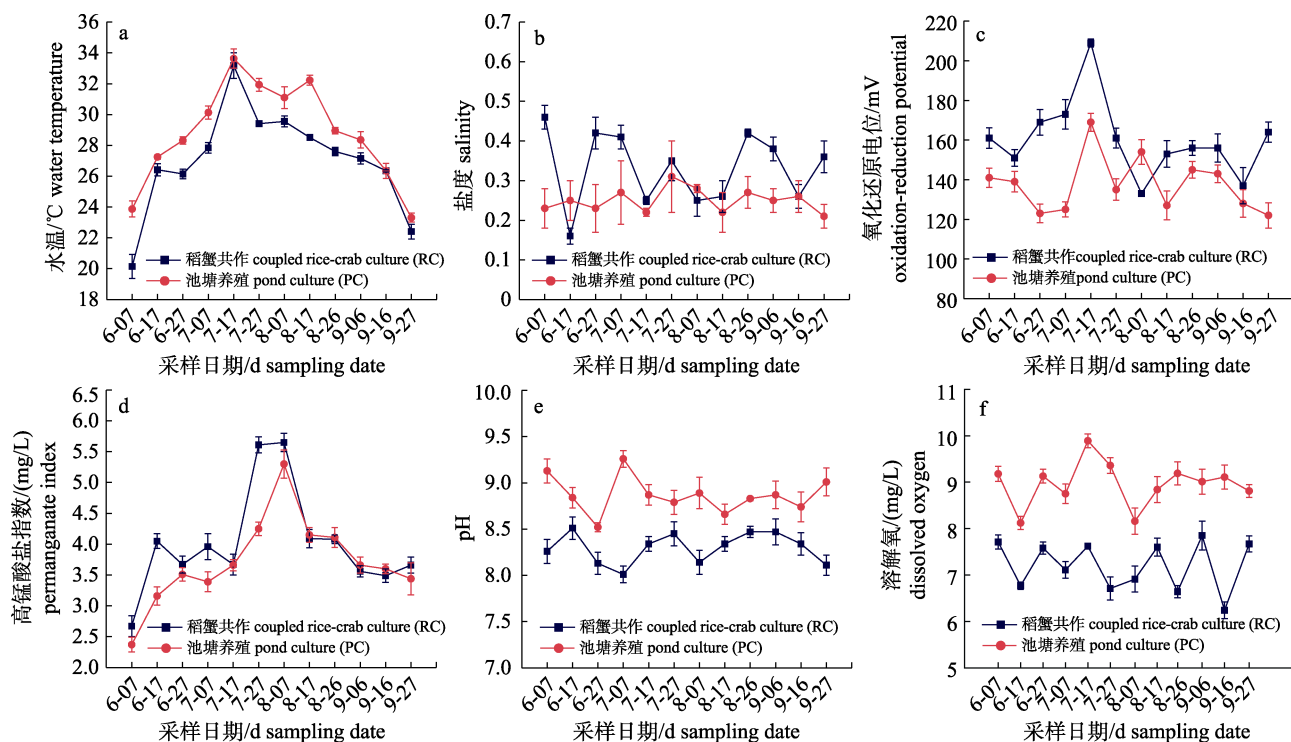


图 3 池塘养殖与稻蟹共作模式养殖期间水体水温、盐度、氧化还原电位、高锰酸盐指数、pH、溶解氧变化趋势

Fig. 3 Temporal trends in water temperature, salinity, redox potential, permanganate index, pH and dissolved oxygen during pond culture and rice-crab co-culture experiments

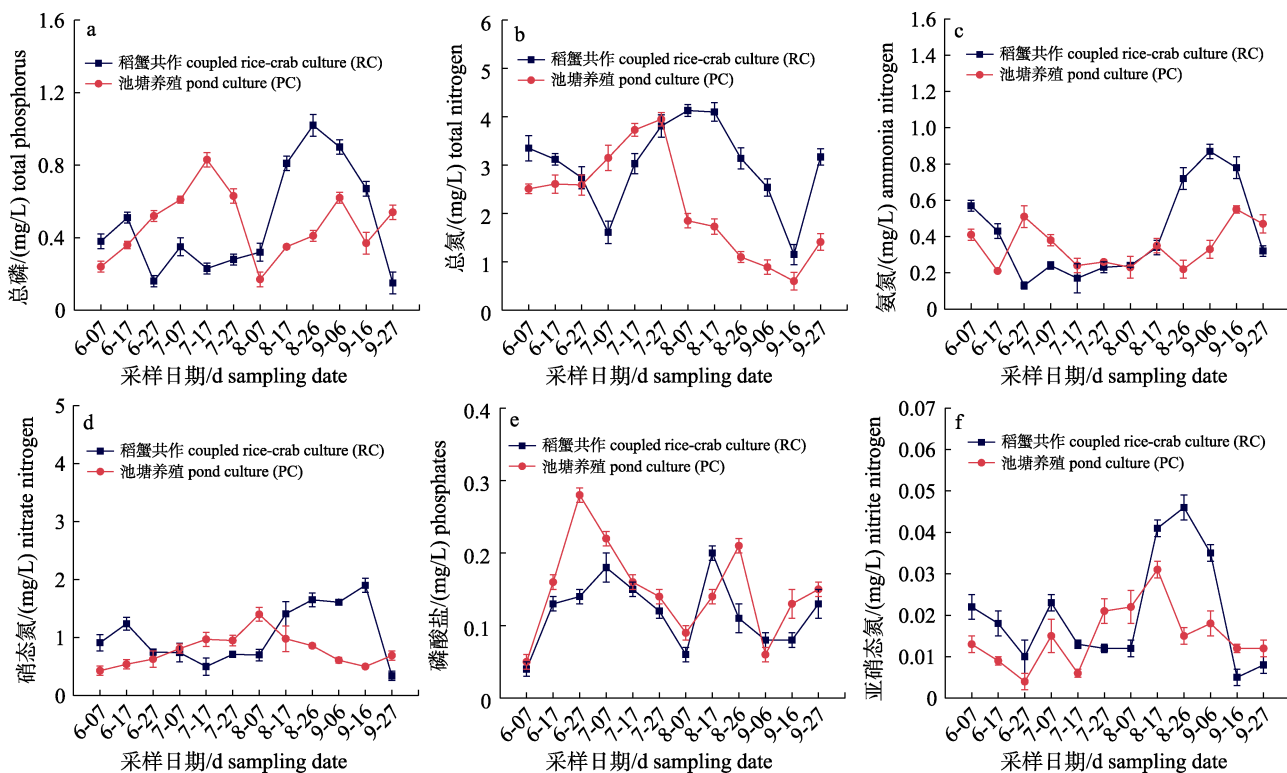


图 4 池塘养殖与稻蟹共作模式养殖期间水体总磷、总氮、氨氮、硝态氮、磷酸盐、亚硝态氮的变化趋势

Fig. 4 Trends of total phosphorus, total nitrogen, ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, phosphate, and nitrite nitrogen in the water column during pond culture and coupled rice-crab culture experiments

7日; PC组的波动范围为0.60~3.95 mg/L, 最高值在7月27日(图4b)。氨氮方面, RC组的平均值为 (0.80 ± 0.12) mg/L, PC组为 (0.30 ± 0.02) mg/L(图4c)。硝态氮方面, RC组的变化范围为0.34~1.90 mg/L, 最高值在9月16日, 最低值在9月27日; PC组的范围为0.43~1.40 mg/L, 最高值为8月7日, 最低值为9月16日(图4d)。磷酸盐方面, RC组的平均值为 (0.15 ± 0.06) mg/L, PC组也为 (0.15 ± 0.06) mg/L(图4e)。亚硝态氮方面, RC组的波动范围为0.005~0.046 mg/L, PC组为0.004~0.031 mg/L, 前期变化趋势相似, 后期则相反(图4f)。

2.2 CH_4 和 N_2O 排放通量特征

池塘养蟹和稻蟹共作 CH_4 排放通量如图5a所示, 两种模式表现出相似的变化趋势, 均表

现为先上升后下降的变化趋势。PC组 CH_4 变化范围在0.85~23.83 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 平均值为 (11.35 ± 1.23) $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 在8月进入排放高峰期, 8月17日达到最高峰。RC组 CH_4 变化范围在1.32~39.50 $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 平均值为 (13.69 ± 1.42) $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, 8月进入排放高峰期, 最高峰出现在8月26日。

池塘养蟹和稻田养蟹 N_2O 排放通量如图5b所示, PC组整个实验过程均表现为小于RC组, PC组均值为 (30.52 ± 2.46) $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$, RC组均值为 (85.41 ± 5.78) $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 。两组变化趋势相同, 均为缓慢波动后上升至8月26日达到峰值后下降。PC组前期缓慢增加, 达到最高峰55.67 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 后急速下降, RC组表现为前期先升后降, 达到最高峰126.90 $\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 后迅速下降。

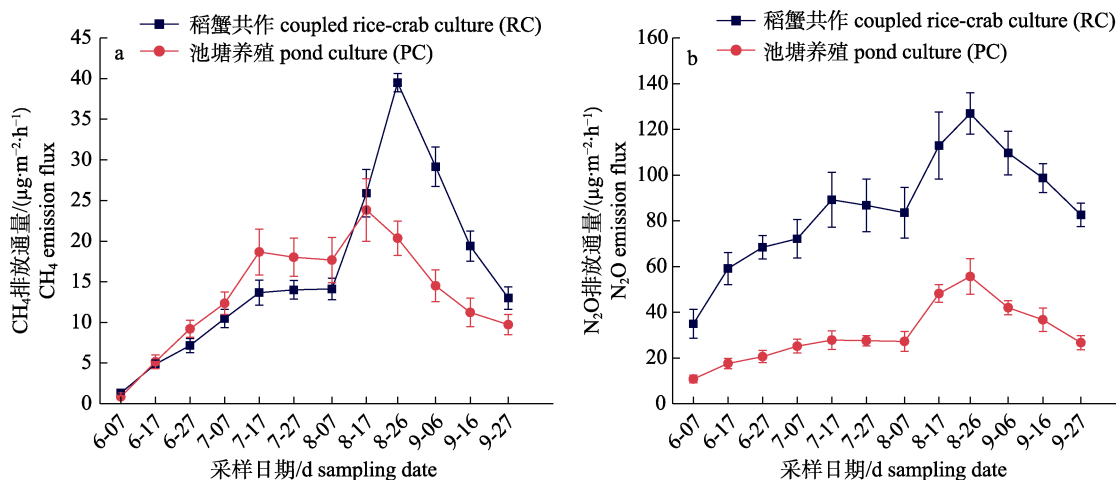


图5 河蟹池塘养殖与稻蟹共作模式养殖期间 CH_4 (a) 和 N_2O (b) 的排放通量

Fig. 5 Emission fluxes of CH_4 (a) and N_2O (b) from river crab pond culture and rice-crab co-culture modes

2.3 环境因子的相关性分析和影响因子分析

池塘养殖和稻蟹共作模式温室气体排放通量与环境因子相关性分析结果如图6a所示。在0.05的置信水平下, 池塘养殖 N_2O 排放通量与硝态氮、水温呈显著正相关, 与总氮呈显著负相关; CH_4 排放通量和水温呈显著正相关, 与总氮呈显著负相关。稻蟹共作模式温室气体排放通量与环境因子相关性分析结果如图6b所示。稻蟹共作 N_2O 排放通量与溶解氧、水温呈显著正相关($P < 0.05$), CH_4 排放通量与总磷呈极显著正相关($P < 0.01$)。为明确环境因子对两种养殖模式温室气体排放通量影响的贡献程度,

采用多元线性逐步回归分析法建立最优回归方程:

$$Y_{\text{池塘 } \text{CH}_4} = -40.413 + 2.106X_{\text{水温}} - 3.102X_{\text{总氮}}$$

$$Y_{\text{池塘 } \text{N}_2\text{O}} = -18.762 + 14.637X_{\text{硝态氮}}$$

$$Y_{\text{稻蟹 } \text{CH}_4} = 1.759 + 29.664X_{\text{总磷}}$$

$$Y_{\text{稻蟹 } \text{N}_2\text{O}} = -33.899 + 54.364X_{\text{溶解氧}} + 3.442X_{\text{水温}}$$

多元线性逐步回归分析结果表明, 池塘养殖 CH_4 排放量主要受水温和总氮的影响($R^2 = 0.786$, $P < 0.01$), N_2O 排放量主要受硝态氮的影响($R^2 = 0.584$, $P < 0.01$), 稻蟹共作模式 CH_4 排放量主要受总磷的影响($R^2 = 0.308$, $P < 0.01$), N_2O 排放量主要受总磷和水温的影响($R^2 = 0.586$, $P < 0.01$)。

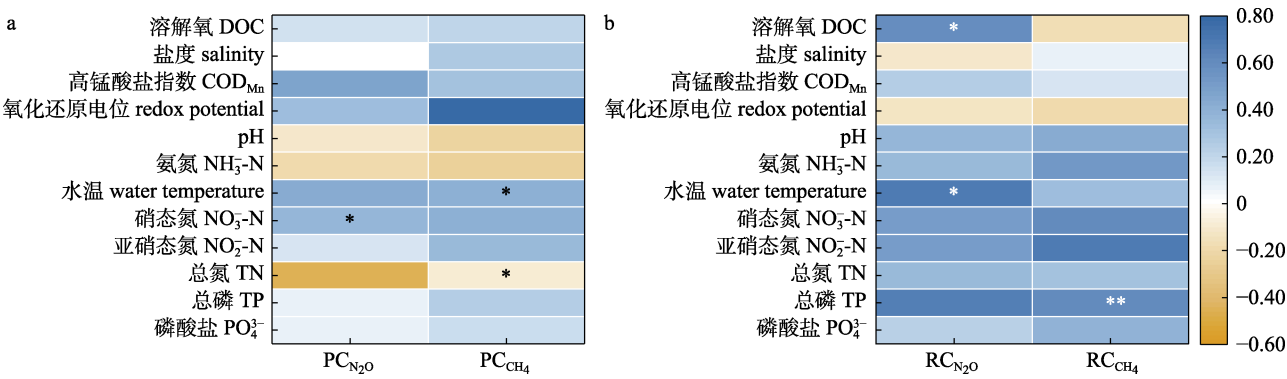


图 6 池塘养殖(a)和稻蟹共作(b)模式温室气体排放通量与环境因子的相关性分析

*表示显著相关($P<0.05$); **表示极显著相关($P<0.01$). PC: 池塘养殖; RC: 稻蟹共作养殖.

Fig. 6 Correlation analysis of greenhouse gas emission fluxes with environmental factors in pond culture (a) and rice-crab co-culture (b) modes

* represents significant correlation ($P<0.05$) and ** indicates highly significant correlation ($P<0.01$). PC: pond culture mode; RC: rice-crab culture mode.

2.4 温室气体累计排放量及增温潜势

两种养殖模式温室气体排放结果如表 1 所示, 稻蟹共作模式 N_2O 排放量显著大于池塘养殖($P<0.05$), 达到 $(2.32\pm0.13) \text{ kg/hm}^2$. 与池塘养殖相比, 稻蟹共作模式 CH_4 排放增加 18.60%. 与稻蟹共作模式相比, 池塘养殖全球增温潜势减少 21.81%.

表 1 两种养殖模式温室气体累计排放量及增温潜势
Tab. 1 Cumulative greenhouse gas emissions and warming potential of the two farming models

	N_2O 累计 排放量/ (kg/hm^2) N_2O cumulative emission	CH_4 累计 排放量/ (kg/hm^2) CH_4 cumulative emission	全球增温潜势/ (t/hm^2) global warming potential
稻蟹共作养殖 coupled rice- crab culture	2.32 ± 0.13	444.99 ± 59.31	13.07 ± 1.62
池塘养殖 pond culture	0.83 ± 0.04	375.19 ± 35.95	10.73 ± 1.16

3 讨论

3.1 两种模式 CH_4 与 N_2O 排放通量特征及其增温潜势

池塘养蟹 CH_4 排放通量在 8 月之前高于稻蟹共作模式, 高峰期较稻蟹共作模式提前出现, 原因可能是池塘养殖前期投饵较多, 使得池塘水体中浮游生物的含量增加, 同时池塘底泥随着残饵的增加也为产甲烷古菌提供充足的底物和环境^[13]. 8 月至实验结束, 池塘养殖 CH_4 排放通量小于稻蟹

共作模式, 可能是由于水温的不断降低, 增加了 CH_4 在水中的溶解度, 从而不易从水面逸出^[14]. 同时, 气温下降也会抑制产甲烷古菌的活性^[15], 因此池塘 CH_4 排放最高峰出现在温度较高的 8 月.

稻蟹共作模式的 CH_4 排放通量变化趋势呈先上升后下降的趋势, 在 8 月 26 日达到峰值(图 5a). 罗家伟^[16]通过对稻蟹共作模式下 CH_4 排放量的研究也表明, 稻蟹共作 CH_4 排放量高峰出现在 8—9 月, 与本实验的结果一致. 出现这种趋势的原因可能是由于稻蟹共作模式初期水稻植株的茎秆中通气组织尚未生长成熟, CH_4 从土壤传递到大气的输送通道存在阻滞^[17], 养殖过程中稻田的持续淹水厌氧环境也为产甲烷古菌提供产生 CH_4 的条件^[18]. 随着高温阶段的结束, 温度不断下降的同时, 也会抑制 CH_4 的产生和传输^[19].

与稻蟹共作模式相比, 池塘养殖 N_2O 排放通量表现出相同的变化趋势(图 5b), 达到高峰期时间一致, 但总体上小于稻蟹共作模式, 这可能是由于池塘水深较深, 微生物产生的 N_2O 在上升排放到空气的过程中被氧化消耗, 而稻田水面较浅, N_2O 产生后能较快排放, 消耗较少^[20]. 此外, 稻蟹共作模式后期的晒田管理也会影响稻田有机物和无机氮的含量, 从而间接影响温室气体排放. Ma 等^[21]比较养殖蟹塘淹水期和排水期的 N_2O 通量, 发现池塘排水后 N_2O 排放会急剧上升. 与本研究得出结论一致.

稻田中的 N_2O 是在微生物作用下, 在好氧环境下的硝化和厌氧环境下的反硝化作用形成^[22]。稻蟹共作模式由于稻田施放无机氮肥^[23], 促进稻田 N_2O 不断向大气中排放。本实验稻田养蟹 N_2O 从 8 月进入排放高峰期, 持续两个月, 可能是由于 8—10 月, 稻蟹共作模式出现淹水和晒田两种状态, 导致稻田好氧性环境和厌氧性环境交替出现, 硝化和反硝化作用同时进行, 夏季较高的温度也会促进微生物活性, 从而影响 N_2O 的排放情况^[24]。Zhou 等^[25]的研究也验证了这一观点。

不同地区的气候条件、土壤类型和水资源状况会影响不同养殖模式的增温潜势。本研究稻蟹共作模式全球增温潜势为 $(13.07 \pm 1.62) \text{ t/hm}^2$, 高于 Wang 等^[8]、张怡彬等^[26]的实验结果, 可能是由于其实验中稻蟹共作实验田地无晒田过程, 全程淹水的环境下释放温室气体较少^[27], 从而全球增温潜势较少。池塘养殖全球增温潜势为 $(10.73 \pm 1.16) \text{ t/hm}^2$, 相比稻蟹共作模式降低了 17.91%。 N_2O 和 CH_4 排放分别是稻蟹共作模式的 35.78% 和 84.31%。研究发现, 稻田温室气体主要是由水稻排放^[28], 而稻蟹综合种养能够显著降低稻田温室气体排放^[29]。张怡斌等^[26]通过对稻蟹共作和水稻单作的温室气体排放比较也验证了这一观点。但是, 本研究发现稻蟹共作模式温室气体排放与池塘养殖相比较。一般认为, 为减少稻蟹共作养殖模式下温室气体排放, 可以采取多种措施进行综合管理。比如, 通过减少有机肥使用, 降低因有机肥未充分分解而释放出的大量 CH_4 ^[30]。还可以配合使用生物炭, 不仅可以改善土壤结构, 还可以显著减少 CH_4 和 N_2O 的排放^[31], 从而减少全球增温潜势。

3.2 影响温室气体排放的主要环境因子

影响池塘养殖 CH_4 排放的主要环境因子是水温 and 总氮(图 6a)。 CH_4 的排放与水温呈显著正相关($P < 0.05$), 和总氮呈显著负相关(图 6a, $P < 0.05$)。水温对 CH_4 的影响主要体现于对产甲烷古菌的影响上, 自 7 月起水温开始升高, 温度每上升 10°C , 产甲烷古菌的繁殖率便提高一倍, 进而产生更多 CH_4 ^[32]。水体中总氮水平从 7 月至 9 月一直呈降低趋势, 9 月 16 日达到最低值 0.60 mg/L , 可能与

养殖池塘换水有关, 高总氮水平能促进甲烷氧化菌的活性, 这些微生物利用 CH_4 作为能源, 将其氧化为 CO_2 , 从而抑制 CH_4 的排放^[33]。影响池塘养殖 N_2O 排放的主要环境因子是硝态氮, 硝态氮呈现出缓慢上升趋势并在 8 月 7 日达到最高值 1.40 mg/L 后缓慢下降, 可能与温度变化有关, 硝态氮通过硝化和反硝化过程对河蟹养殖池塘中的 N_2O 排放有显著影响^[34]。

影响稻蟹共作模式 CH_4 排放的主要环境因子是总磷, 二者呈显著正相关(图 6b, $P < 0.01$)。夏季频繁降雨, 会增加稻田水体总磷含量, 总磷通过促进水稻植株生长, 从而产生更多植物残体, 为产甲烷古菌提供充足碳源^[35], 促进甲烷生成。影响稻蟹共作模式 N_2O 排放的主要环境因子是溶解氧和水温。 N_2O 的产生源于厌氧细菌的反硝化作用和好氧细菌的硝化作用。水稻夏季光合作用强, 产生大量氧气溶解在水中, 增加了溶解氧含量, 溶解氧充足时, 硝化作用得到促进, 而溶解氧不足时, 反硝化作用则占据优势^[36]。溶解氧与 N_2O 排放呈极显著正相关(图 6b, $P < 0.01$), 与胡继杰等^[37]所得结论相悖, 其原因可能是由于硝化作用发生时, N_2O 排放量取决于基质的 NH_4 浓度^[38], 由于残饵粪便等原因导致基质 NH_4 浓度高, 从而促进了 N_2O 的产生。 N_2O 的排放与水温呈正相关。水温对 N_2O 的影响体现在两方面: 一方面, 水温升高会增强微生物活性, 促进微生物硝化和反硝化作用产生 N_2O ^[39]; 另一方面, 水温升高会使 N_2O 在水中的溶解度降低^[40], 更易从水面排出。Silvennoinen 等^[41]的研究也发现, 水温升高可以促进水体 N_2O 的排放。

4 结论

两种养殖模式相比, 稻蟹共作 CH_4 、 N_2O 排放量均高于池塘养殖, 但两种模式的排放高峰均出现在 8 月。稻蟹共作模式相较于池塘养殖模式的全球增温潜势提高了 21.8%。影响稻蟹共作模式 CH_4 、 N_2O 排放通量的主要环境因子是水温、溶解氧和总磷, 影响池塘养殖 CH_4 、 N_2O 排放通量的主要环境因子是水温、硝态氮和总氮。综上所述, 稻蟹共作模式虽然提高了中华绒螯蟹养殖

过程中 CH₄、N₂O 温室气体排放和全球增温潜势,但稻蟹共作养殖模式温室气体减排仍有较大优化空间。

参考文献:

- [1] Raymond P A, Hartmann J, Lauerwald R, et al. Global carbon dioxide emissions from inland waters[J]. *Nature*, 2013, 503(7476): 355-359.
- [2] Li H, Wang X F, Yuan X Z, et al. Review on monitoring methods for greenhouse gases fluxes in freshwater ecosystems[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2023, 35(4): 1153-1175. [李航, 王晓峰, 袁兴中, 等. 淡水生态系统温室气体通量监测方法综述[J]. *湖泊科学*, 2023, 35(4): 1153-1175.]
- [3] Administrative Department for Fisheries the Ministry for Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Extension Center, China Society of Fisheries. China fishery statistical yearbook 2024[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2024: 24. [农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 2024 中国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国农业出版社, 2024: 24.]
- [4] Tian H Q, Chen G S, Lu C Q, et al. Global methane and nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems due to multiple environmental changes[J]. *Ecosystem Health and Sustainability*, 2015, 1(1): 1-20.
- [5] Yuan J J, Xiang J, Liu D Y, et al. Rapid growth in greenhouse gas emissions from the adoption of industrial-scale aquaculture[J]. *Nature Climate Change*, 2019, 9(4): 318-322.
- [6] Liu S W, Hu Z Q, Wu S, et al. Methane and Nitrous Oxide Emissions Reduced Following Conversion of Rice Paddies to Inland Crab-Fish Aquaculture in Southeast China[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(2): 633-642.
- [7] Wu J C, Liu Q, Wang C C, et al. Effects of straw returning and nitrogen fertilizer application on greenhouse gas emissions in rice paddy fields and research on fertilizer recommendation[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44(12): 5328-5339. [吴健成, 刘卿, 汪翠存, 等. 秸秆还田与氮肥施用对稻田温室气体排放的影响[J]. *生态学报*, 2024, 44(12): 5328-5339.]
- [8] Wang A, Ma X Z, Xu J, et al. Methane and nitrous oxide emissions in rice-crab culture systems of northeast China[J]. *Aquaculture and Fisheries*, 2019, 4(4): 134-141.
- [9] Khoshnevisan B, Bashir M A, Sun Q Y, et al. Optimal rice-crab co-culture system as a new paradigm to air-water-food nexus sustainability[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 291: 125936.
- [10] Zaman M, Heng L K, Müller C. Measuring emission of agricultural greenhouse gases and developing mitigation options using nuclear and related techniques[M]. Cham: Springer, 2021: 11-108.
- [11] Huang M, Zhou Y G, Tian H Q, et al. Rapidly increased greenhouse gas emissions by *Pacific white shrimp* aquacultural intensification and potential solutions for mitigation in China[J]. *Aquaculture*, 2024, 587: 740825.
- [12] Cao M M, Wang F, Ma S, et al. Recent advances on greenhouse gas emissions from wetlands: Mechanism, global warming potential, and environmental drivers[J]. *Environmental Pollution*, 2024, 355: 124204.
- [13] Li C S, Frolking S, Xiao X M, et al. Modeling impacts of farming management alternatives on CO₂, CH₄, and N₂O emissions: A case study for water management of rice agriculture of China[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(3): GB3010.
- [14] Xiao Q T. Spatial pattern of CH₄ flux and its impact factors analysis in Lake Taihu[D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science & Technology, 2017. [肖启涛. 太湖 CH₄ 通量的空间格局及影响因子分析[D]. 南京: 南京信息工程大学, 2017.]
- [15] Wang X F, Yuan X Z, Chen H, et al. Review of CO₂ and CH₄ emissions from rivers[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(12): 5352-5366. [王晓峰, 袁兴中, 陈槐, 等. 河流 CO₂ 与 CH₄ 排放研究进展[J]. *环境科学*, 2017, 38(12): 5352-5366.]
- [16] Luo J W. Effects of species and density of lobster on greenhouse gas emissions and carbon footprint under rice-shrimp co-cropping[D]. Hefei: Anhui Agricultural University, 2023. [罗加伟. 稻虾共作下龙虾品种和密度对温室气体排放及碳足迹的影响[D]. 合肥: 安徽农业大学, 2023.]
- [17] Aulakh M S, Bodenbender J, Wassmann R, et al. Methane transport capacity of rice plants. II. Variations among different rice cultivars and relationship with morphological characteristics[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 58(1-3): 367-375.
- [18] Jiang Y, Van Groenigen K J, Huang S, et al. Higher yields and lower methane emissions with new rice cultivars[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(11): 4728-4738.
- [19] Aulakh M S, Wassmann R, Bueno C, et al. Characterization of root exudates at different growth stages of ten rice (*Oryza sativa* L.) cultivars[J]. *Plant Biology*, 2001, 3(2): 139-148.
- [20] Jones J B, Mulholland P J. Influence of drainage basin topography and elevation on carbon dioxide and methane supersaturation of stream water[J]. *Biogeochemistry*, 1998, 40(1): 57-72.
- [21] Ma Y C, Sun L Y, Liu C Y, et al. A comparison of methane and nitrous oxide emissions from inland mixed-fish and crab aquaculture ponds[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 637-638: 517-523.

- [22] Cao W C, Song H, Wang Y J, et al. Key production processes and influencing factors of nitrous oxide emissions from agricultural soils[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2019, 25(10): 1781-1798. [曹文超, 宋贺, 王娅静, 等. 农田土壤 N_2O 排放的关键过程及影响因素[J]. *植物营养与肥料学报*, 2019, 25(10): 1781-1798.]
- [23] Yi Q, Pang Y W, Yang S H, et al. Methane and nitrous oxide emissions in paddy field as influenced by fertilization[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2013, 22(8): 1432-1437. [易琼, 逢玉万, 杨少海, 等. 施肥对稻田甲烷与氧化亚氮排放的影响[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(8): 1432-1437.]
- [24] Zheng X H, Wang M X, Wang Y S, et al. Impacts of temperature on N_2O production and emission[J]. *Environmental Science*, 1997, 18(5): 1-5. [郑循华, 王明星, 王跃思, 等. 温度对农田 N_2O 产生与排放的影响[J]. *环境科学*, 1997, 18(5): 1-5.]
- [25] Zhou S, Sun H F, Bi J G, et al. Effect of water-saving irrigation on the N_2O dynamics and the contribution of exogenous and endogenous nitrogen to N_2O production in paddy soil using ^{15}N tracing[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 200: 104610.
- [26] Zhang Y B, Xu Y, Wang H Y, et al. Greenhouse gas emission characteristics and influencing factors of rice-crab symbiosis system[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2022, 39(5): 931-939. [张怡彬, 徐洋, 王洪媛, 等. 稻蟹共生系统温室气体排放特征及其影响因素[J]. *农业资源与环境学报*, 2022, 39(5): 931-939.]
- [27] Vo T B T, Johnson K, Wassmann R, et al. Varietal effects on Greenhouse Gas emissions from rice production systems under different water management in the Vietnamese Mekong Delta[J]. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 2024, 210(1): e12669.
- [28] Wang Q S. Regulation and mechanism of greenhouse gas emissions of circular agriculture ecosystem of planting and breeding in paddy[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2018, 26(5): 633-642. [王强盛. 稻田种养结合循环农业温室气体排放的调控与机制[J]. *中国生态农业学报*, 2018, 26(5): 633-642.]
- [29] Bashir A M. Study of rice-crab co-culture system to assess the impacts on production, soil fertility and environment[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2019. [Muhammad Amjad Bashir. 稻蟹共生系统对生产力, 土壤肥力和环境的影响研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2019.]
- [30] Gu X Y, Weng S M, Li Y E, et al. Effects of water and fertilizer management practices on methane emissions from paddy soils: Synthesis and perspective[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2022, 19(12): 7324.
- [31] Lee J M, Jeong H C, Gwon H S, et al. Effects of biochar on methane emissions and crop yields in East Asian paddy fields: A regional scale meta-analysis[J]. *Sustainability*, 2023, 15(12): 9200.
- [32] Lai Y D F. Methane dynamics in northern peatlands: A review[J]. *Pedosphere*, 2009, 19(4): 409-421.
- [33] Hoefman S, Van Der Ha D, Boon N, et al. Niche differentiation in nitrogen metabolism among methanotrophs within an operational taxonomic unit[J]. *BMC Microbiology*, 2014, 14(1): Article No.83.
- [34] Deng M, Yeerken S, Wang Y R, et al. Greenhouse gases emissions from aquaculture ponds: Different emission patterns and key microbial processes affected by increased nitrogen loading[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 926: 172108.
- [35] Gao D D, Sheng R, Whiteley A S, et al. Effect of phosphorus amendments on rice rhizospheric methanogens and methanotrophs in a phosphorus deficient soil[J]. *Geoderma*, 2020, 368: 114312.
- [36] Hemond H F, Duran A P. Fluxes of N_2O at the sediment-water and water-atmosphere boundaries of a nitrogen-rich river[J]. *Water Resources Research*, 1989, 25(5): 839-846.
- [37] Hu J J, Zhu L F, Zhong C, et al. Effects of dissolved oxygen on nitrogen transformation in paddy soil and nitrogen metabolism of rice: A review[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2017, 36(7): 2019-2028. [胡继杰, 朱练峰, 钟楚, 等. 溶解氧对稻田土壤氮素转化及水稻氮代谢影响研究进展[J]. *生态学杂志*, 2017, 36(7): 2019-2028.]
- [38] Wrage N, Lauf J, Del Prado A, et al. Distinguishing sources of N_2O in European grasslands by stable isotope analysis[J]. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 2004, 18(11): 1201-1207.
- [39] Wang M X, Zhang Z X, Lyu C B, et al. CH_4 and N_2O emissions from rice paddy field and their GWPs research in different irrigation modes in cold region[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2016, 23(2): 95-100. [王孟雪, 张忠学, 吕纯波, 等. 不同灌溉模式下寒地稻田 CH_4 和 N_2O 排放及温室效应研究[J]. *水土保持研究*, 2016, 23(2): 95-100.]
- [40] Allen D, Dalal R C, Rennenberg H, et al. Seasonal variation in nitrous oxide and methane emissions from subtropical estuary and coastal mangrove sediments, Australia[J]. *Plant Biology*, 2011, 13(1): 126-133.
- [41] Silvennoinen H, Liikanen A, Rintala J, et al. Greenhouse gas fluxes from the eutrophic temmesjoki river and its estuary in the liminganlahti bay (the Baltic Sea)[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 90(2): 193-208.

Characteristics and influencing factors of CH₄ and N₂O emissions from pond culture and rice-crab co-culture modes of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*)

XU Ke¹, XIAO Lin¹, SUN Yunfei^{1, 2, 3, 4*}, CHENG Yongxu^{1, 2, 3, 4}

1. Key Laboratory of Integrated Rice-Fish Farming Ecosystem, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; Shanghai Ocean University, Shanghai, 201306, China;
2. Key Laboratory of Freshwater Aquatic Genetic Resources, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
3. Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
4. National Demonstration Center for Experimental Fishes Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

Abstract: Pond culture and rice-crab co-culture are currently the two main culture modes for the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) in China. Due to the large differences in the aquaculture environments of paddy fields and ponds, there may be significant differences in greenhouse gas (GHG) emissions and their influencing factors. Therefore, research on the differences in GHG emissions under different culture modes is urgently needed. In this experiment, the pond culture and rice-crab co-culture modes were used as the research objects, and CH₄ and N₂O emission fluxes were collected and measured using a static box-gas chromatography method, along with the related environmental factors, at 10-day intervals between 9:00 a.m. and 11:00 a.m. on sunny days from June 7 to September 27, 2023, with a view to exploring the characteristics of the GHG emissions and their influencing factors under the two modes of aquaculture. Based on the results, the integrated warming potential of the two modes of river crab culture was calculated. The results showed that N₂O emission in the rice-crab co-culture mode was 2.8 times higher than that in the pond culture, with a fluctuation range of 34.94–126.90 μg/(m²·h) and a mean value of (85.41±5.78) μg/(m²·h), whereas CH₄ emission was 1.19 times higher than that in the pond culture, with a fluctuation range of 1.32–39.50 μg/(m²·h) and a mean value of (13.69±1.42) μg/(m²·h). The Global Warming Potentials (GWPs) of pond culture and rice-crab cultivation were (10.73±1.16) t/hm² and (13.07±1.62) t/hm², respectively, and the emission peaks of both modes occurred during the high temperature period of August. Multiple stepwise regression showed that the CH₄ emission in the pond culture mode was mainly affected by water temperature and total nitrogen (TN), while the N₂O emission was mainly affected by nitrate nitrogen (NO₃⁻-N); the CH₄ emission in rice-crab culture mode was mainly affected by total phosphorus (TP) content, while the N₂O emission was mainly affected by dissolved oxygen (DO) and water temperature. In summary, the rice-crab cropping mode significantly increased the GHG emissions and GWP of CH₄ and N₂O during the cultivation of the Chinese mitten crab, probably due to the fact that the GHG emissions under the rice-crab cropping mode were mainly caused by the rice emissions, and that there was a huge space for GHG emission reduction in the rice-crab cropping mode. This study provides data support for greenhouse gas emission of Chinese mitten crab under different culture modes as well as a theoretical basis for the promotion and demonstration of rice-crab co-culture mode.

Key words: pond culture; rice-crab cultivation; CH₄; N₂O; environmental factors; greenhouse gas emission

Corresponding author: SUN Yunfei. E-mail: yfsun@shou.edu.cn