

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2026.07.006

孟文旭, 林小钢, 朱松, 等. 虾蟹放养量对稻田水质、土壤肥力及土壤酶活性的影响 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2026, 48(7): 65-78.

虾蟹放养量对稻田水质、土壤肥力及土壤酶活性的影响

孟文旭, 林小钢, 朱松, 郑永华, 李芹, 唐洪玉

西南大学 水产学院, 重庆 400715

摘要: 比较虾蟹不同放养量的稻虾蟹综合种养与传统水稻单作的水质、土壤肥力、土壤酶活性的差异, 为构建环境友好型稻渔综合种养技术体系提供科学依据与实践方案。以青虾(*Macrobrachium nipponense*)、中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)为投放对象, 将稻虾蟹共作试验组按放养量分为低放养量(LD)组(每块试验田投放青虾 7.0 kg、蟹 7.5 kg)、中放养量(MD)组(每块试验田投放青虾 10.0 kg、蟹 12.0 kg)、高放养量(HD)组(每块试验田投放青虾 15.0 kg、蟹 18.0 kg), 以水稻单作(RD)组为对照组, 每组设置 3 个平行, 于水稻生长的不同时期采集样品, 进行水质和土壤理化性质及土壤酶活性变化特征研究。结果表明: 随着放养量的增加, 水体溶解氧含量下降, 总磷、总氮含量增加, 土壤全氮增加; 试验组全氮、碱解氮、全钾、土壤速效钾含量、土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶、碱性蛋白酶以及过氧化氢酶活性显著高于稻田单作组。主成分分析结果显示: 翌年育秧前期, 土壤综合肥力得分为 MD 组最高, RD 组最低, 综合肥力得分排序由高至低依次为 MD 组、HD 组、LD 组、RD 组。经过一个种养周期后, 随着养殖放养量的递增, 土壤综合肥力整体呈先升高后降低的变化趋势, 其中 MD 组对提升土壤综合肥力的效果最优。

关键词: 放养量; 水质; 土壤肥力; 土壤酶活性

中图分类号: S96

文献标识码: A

文章编号: 1673-9868(2026)07-0065-14

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



The influence of shrimp and crab stocking density on the water quality, soil fertility and soil enzyme activity in paddy fields

Meng Wenxu, Lin Xiaogang, Zhu Song,
Zheng Yonghua, Li Qin, Tang Hongyu

College of Fisheries, Southwest University, Chongqing 400715, China

收稿日期: 2025-06-17

基金项目: 国家自然科学基金项目(32303060); 重庆市生态渔产业技术体系创新团队项目(4322500369); 重庆市水产科技创新联盟项目(CQFTIU202502-3)。

作者简介: 孟文旭, 硕士, 助理实验师, 主要从事稻渔综合种养研究。

通信作者: 唐洪玉, 副教授, 硕士研究生导师。

Abstract: This study compared the differences in water quality, soil fertility, and soil enzyme activity between the integrated rice-*Macrobrachium nipponense*-*Eriocheir sinensis* co-culture with different stocking densities and the traditional rice monoculture, aiming to provide scientific basis and practical solutions for constructing an environmentally friendly rice-fish co-culture technology system. With *M. nipponense* and *E. sinensis* as the cultured species, the experimental groups for the rice-*M. nipponense*-*E. sinensis* per co-culture were divided into three groups based on stocking quantity: the low stocking density (LD) group (7.0 kg of *M. nipponense* and 7.5 kg of *E. sinensis* per experimental field), the medium stocking density (MD) group (10.0 kg of *M. nipponense* and 12.0 kg of *E. sinensis* per experimental field), and the high stocking density (HD) group (15.0 kg of *M. nipponense* and 18.0 kg of *E. sinensis* per experimental field). The rice monoculture (RD) group was set as the control group, with three replicates in each group. Samples were collected at different growth stages of the rice to investigate the changes in water quality, soil physicochemical properties, and soil enzyme activities. The results showed that with the increase of stocking density, the dissolved oxygen content in the water body decreased, while the total phosphorus, total nitrogen and soil total nitrogen contents all increased. The contents of total nitrogen, alkali-hydrolyzable nitrogen, total potassium, soil available potassium, and the activities of sucrase, alkaline phosphatase, alkaline protease and catalase in all experimental groups were significantly higher than those in the RD group. The results of principal component analysis showed that in the early stage of the following year's seedling cultivation, the overall soil fertility score of the MD group was the highest, while that of the RD group was the lowest. The comprehensive fertility scores ranked in descending order as follows: MD group, HD group, LD group, and RD group. After one farming cycle, as the amount of breeding and grazing increased, the comprehensive soil fertility showed a trend of increasing first and then decreasing. Among them, the MD group had the best effect in improving the comprehensive soil fertility.

Key words: stocking density; water quality; soil fertility; soil enzyme activity

稻渔综合种养是一种“粮渔双赢”、绿色高效的生态循环农业模式,将“保粮”和“增收”、国家战略和民生福祉有机统一,是践行大农业观、大食物观的有效路径^[1]。近年来,重庆市依托丰富的宜渔稻田资源,大力推进稻虾、稻鱼、稻蟹、稻鳅等多种立体种养模式,形成了“一田双收、粮渔共赢”的产业格局^[2]。2023 年全市稻渔综合种养面积已突破 2.67 万 hm²,成为乡村振兴的重要抓手。然而,随着稻渔综合种养规模的快速扩张,水产动物放养量与稻田生态系统承载力间的矛盾逐渐凸显。过量放养可导致水体富营养化、土壤酸化及生物多样性降低^[3-4],而放养量不足则难以实现预期经济效益。如何科学调控水产动物放养量以平衡“生产-生态”关系,已成为稻渔模式可持续发展的关键科学问题。良好的稻田水体水质是养殖水产动物的根本^[5]。土壤肥力是土壤维持植物生长所需养分供应与环境条件调控的综合能力,其直接决定作物产量与品质的高低^[6-7]。土壤酶是土壤生物体产生的高催化作用的酶,其活性可作为土壤质量的辅助判断依据。

本研究以重庆典型稻虾蟹共生系统为对象,通过设置不同放养密度梯度试验,探究不同虾蟹放养量对稻田水体水质、土壤肥力和土壤酶活性的影响,并基于主成分分析法(Principal Component Analysis, PCA)构建土壤综合肥力评价模型,量化种养密度与系统生产力的剂量-效应关系(Dose-Effect Relationship),揭示虾蟹生物扰动与稻田物质循环的互作机制,确定兼顾生态安全与经济效益的优化放养区间,为长江中上游丘陵区稻渔系统水肥平衡的精准调控提供理论依据与技术参数。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

基于本底调查无显著差异($p>0.05$), 选取地势平坦、远离人类干扰的田块作为试验田与对照田, 确保田块间水质及土壤理化性质无显著差异。试验在重庆市合川区龙井坝育婴村开展。试验区水源以钵耳水库和大气降水为主, 田块分布见图 1。

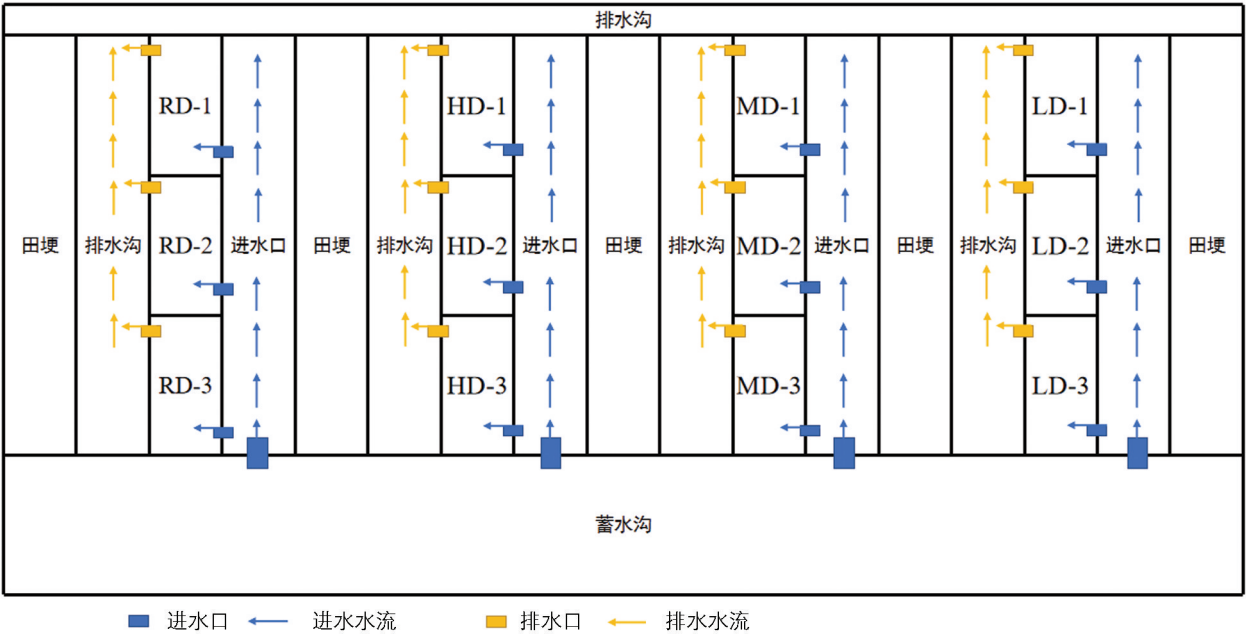


图 1 试验田分布示意图

1.2 试验设计

选取 12 块土壤理化性质无显著差异的(表 1)高标准农田(1 000 m²/块), 其中稻虾蟹共作田 9 块(“田”字形环沟+双边沟, 环沟面积占比<10%), 水稻单作田 3 块。水稻均采用人工插秧。选择单体质量(15.27±0.30) g 的健康中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)及单体质量 0.50±0.05 g 的健康青虾(*Macrobrachium nipponense*)为投放对象。将稻虾蟹共作试验组按放养量分为低放养量(LD)组(每块试验田投放青虾 7.0 kg、蟹 7.5 kg)、中放养量(MD)组(每块试验田投放青虾 10.0 kg、蟹 12.0 kg)、高放养量(HD)组(每块试验田投放青虾 15.0 kg、蟹 18.0 kg), 以水稻单作(RD)组为对照组, 每组设置 3 个平行。每日早晚投喂, 依据天气及残饵量动态调整投饲量, 养殖时段为 6—12 月。

表 1 试验田 10~20 cm 土壤主要理化性质

处理	pH 值	有机质/ (g · kg ⁻¹)	全氮/ (g · kg ⁻¹)	全磷/ (g · kg ⁻¹)	全钾/ (g · kg ⁻¹)	碱解氮/ (mg · kg ⁻¹)	速效钾/ (mg · kg ⁻¹)
综合种养	6.50±0.42	17.80±0.92	1.17±0.04	0.26±0.05	15.30±0.22	88.20±0.06	59.50±0.36
水稻单作	5.50±0.33	17.60±0.85	1.13±0.02	0.21±0.03	14.80±0.33	87.50±0.52	59.40±0.21

1.3 田间管理

水稻管理: 于 5 月中下旬移栽秧苗。水稻收割前 20 d(约 8 月下旬)开始逐步排水, 成熟后人工收割。

虾蟹放养: 4 月初进行蟹种暂养(约 50 d), 待 6 月中旬水稻分蘖后, 选择晴天将蟹种分散投放至稻田, 以提高大规格蟹比例。6 月初一次性投放虾苗, 均匀撒布。放养宜在晴天早晚进行, 避免高温强光影响成活率。

投喂管理：日投喂量依据存塘虾蟹体质量及月份调整(参考范围：3—4 月约 1%，5—6 月 3%~5%，7—10 月 5%~10%)。

水位调控：根据水稻生长阶段调节水位。虾蟹蜕壳关键期维持适宜水温与水位。水稻收割前排水，保留环沟蓄水，使虾蟹集中于环沟。收割后加深稻田水位至 20~50 cm，使虾蟹返回稻田继续生长至 12 月。

样本采集与捕捞：自 9 月起，每 10 d 采样一次。实行“捕大留小”，将达到上市规格的个体及时出售并记录数据。12 月将剩余虾蟹进行一次性捕捞统计。

1.4 样品采集与测定

试验于 2022 年 6 月至 2023 年 5 月进行。水样与土样采集期设定为：水稻分蘖期(S1)、孕穗期(S2)、抽穗期(S3)、成熟期(S4)、收割后 3 个月(S5)及翌年育秧前期(S6)。采样时间均规避人为活动干扰。因试验期间 RD 组存在断水情况，因此本试验只对试验组进行了水样采集与分析。

水样现场参数使用经标准溶液校准的哈希(HACH)三合一溶解氧仪，现场垂直测定水下 30~50 cm 处水温、溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)和 pH 值。取样前，采集器与样品瓶均用待测水润洗。采集稻田 4 边环沟与田间混合水样 1 L，确保样品代表性。样品于-4 ℃保存，48 h 内完成实验室指标测定。

土样采集：依据《土壤养分循环实地采样调查方法》，每个小区采用五点法采集 10~20 cm 深度土壤混合样品 2 kg。鲜土样品于实验室内剔除动植物残体、杂草及石块等杂质，阴干。研磨后过 60 目筛，避光干燥保存。

土壤化学性质测定：pH 值、有机质、全氮、全磷、全钾、碱解氮、速效钾等 7 项指标参照文献[8]的土壤理化性质测定方法进行测定。因 NY/T 1749—2009 已于 2025 年废止，本研究参考该标准肥力分级思路，采用修正内梅罗综合肥力指数法^[9]对研究区耕地土壤综合肥力进行定量评价，其评价指标如表 2 所示，内梅罗评价指标详见表 3。

表 2 改进后内梅罗指数肥力评价

肥力等级	I 级(很肥沃)	II 级(肥沃)	III 级(一般)	IV 级(瘦瘠)
指数范围	≥2.70	[1.80, 2.70)	[0.90~1.80)	<0.90

土壤酶活性测定：土壤中的相关酶活检测使用的土壤碱性磷酸酶、土壤过氧化氢酶、土壤蔗糖酶、土壤碱性蛋白酶活性检测试剂盒购自南京建成生物有限公司。按照说明书上的操作步骤进行土壤酶活性测定。

1.5 数据处理及统计分析

采用 IBM SPSS 19 进行单因素方差分析(One-way ANOVA)，结果以均值±标准差(Mean±SD)表示，显著性阈值设为 $p<0.05$ 。Pearson 相关性分析用于解析 11 项土壤指标间的关联性。

采用方差最大化正交旋转法构建载荷矩阵表征土壤肥力特征，数据可视化通过 Origin 2024 完成。

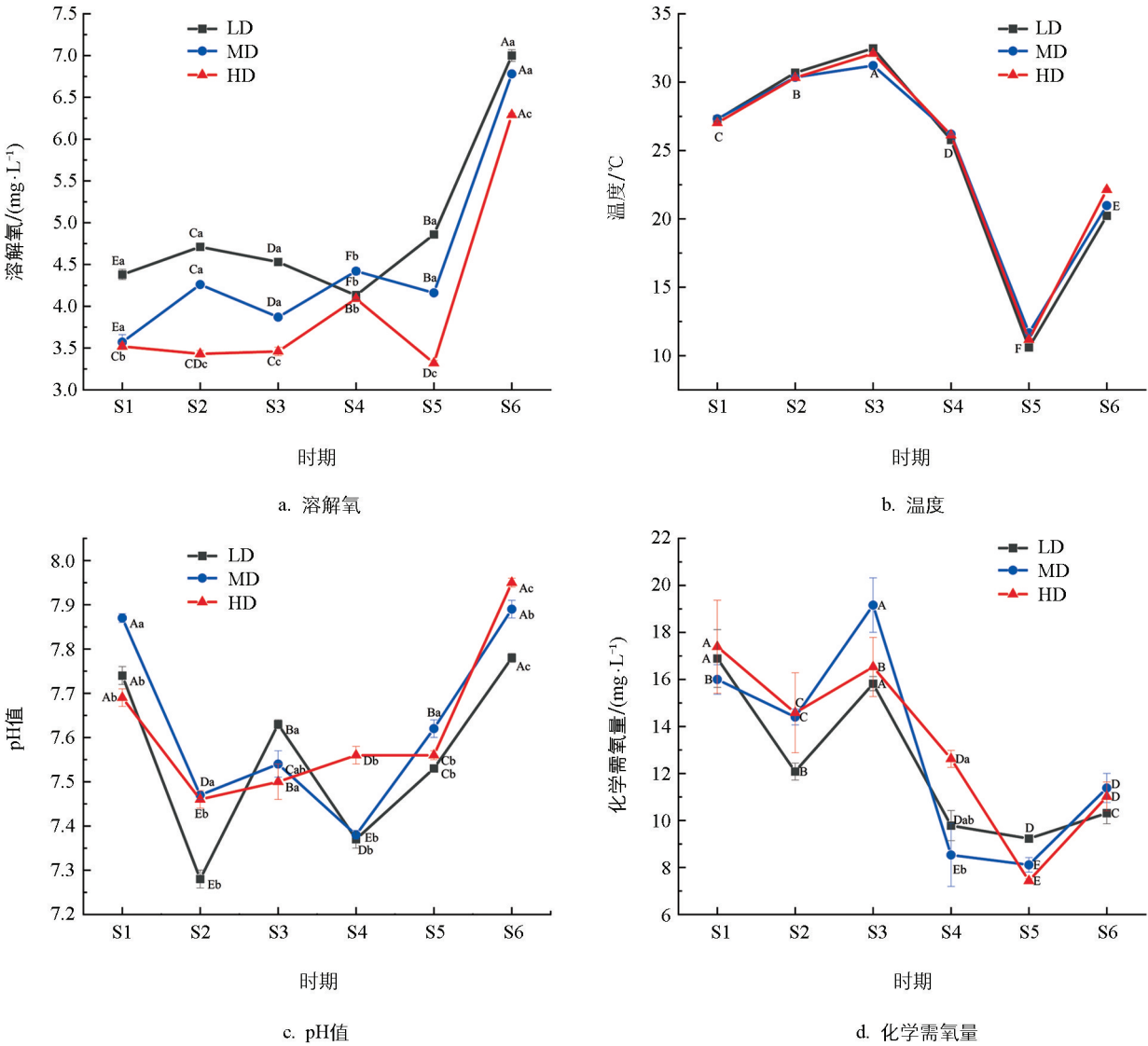
2 结果与分析

2.1 放养量对稻田水质的影响

2.1.1 放养量对稻田水质溶解氧、水温、pH、化学需氧量的影响

由图 2a 可知，除 S4 期外，各时期 LD 组的 DO 显著高于 HD 组($p<0.05$)。随着放养量的升高，虾蟹的呼吸消耗量增加，同时 HD 组虾蟹残饵、摄食产生的粪便会随之增加，使水体 DO 的消耗增加，降低水体 DO，从而导致 HD 组的 DO 低于 LD 组。由图 2b 可知，在各时期各试验组间水温均无显著性差异($p>0.05$)。由图 2c 可知，在 S2、S4、S6 3 个时期，HD 组水质 pH 值均显著高于 LD 组($p<0.05$)。在 S1、S5 期，MD 组 pH 值显著高于 LD、HD 组($p<0.05$)，主要与中密度种养下水体酸碱缓冲能力适中、虾蟹扰动适度、稻田植物根分泌有机酸较少、有机质分解平稳有关。整个养殖周期内，稻田水质

pH 值变动范围为 7.28~7.95, 符合《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002) 中Ⅲ类标准和《渔业水质标准》(GB 11607—1989)。由图 2d 可知, S4 期 HD 组化学需氧量显著高于 LD、MD 组 ($p<0.05$), 其余时期各试验组间均无显著性差异 ($p>0.05$)。稻田水质化学需氧量在 S1、S2、S3 期均处于较高水平, 但仍符合Ⅲ类水质国家标准 ($\leq 20\text{ mg/L}$), 到 S4 期, 化学需氧量才出现下降。



不同小写字母表示同一试验时段不同处理组间存在显著差异 ($p<0.05$), 不同大写字母表示同一处理组在不同试验时段存在显著差异 ($p<0.05$)。下同。

图 2 放养量在不同时期对稻田水质溶解氧、水温、pH 值、化学需氧量的影响

2.1.2 放养量对稻田水质总氮、总磷的影响

在整个种养期, 总氮呈先升高后降低的变化趋势(图 3a), 在 S4 期出现最大值, 其值为 $2.01\pm0.06\text{ mg/L}$; 在 S5 期, 总氮含量出现下降, 可能因为此时部分虾蟹已经捕捞。各时期不同试验组间, HD 组总氮含量均显著高于 LD 组 ($p<0.05$)。由图 3b 可知, 在除 S6 期外的其他几期试验中, HD 组总磷含量均显著高于 LD、MD 组 ($p<0.05$)。各试验组总磷在 S1 期到 S2 期下降, 水稻对于磷的需求量较高, 较多的磷被水稻吸收利用。S2 期到 S3 期总磷涨幅较高, 可能是因为虾蟹不断生长, 产生的残饵及代谢废物也随之增加。

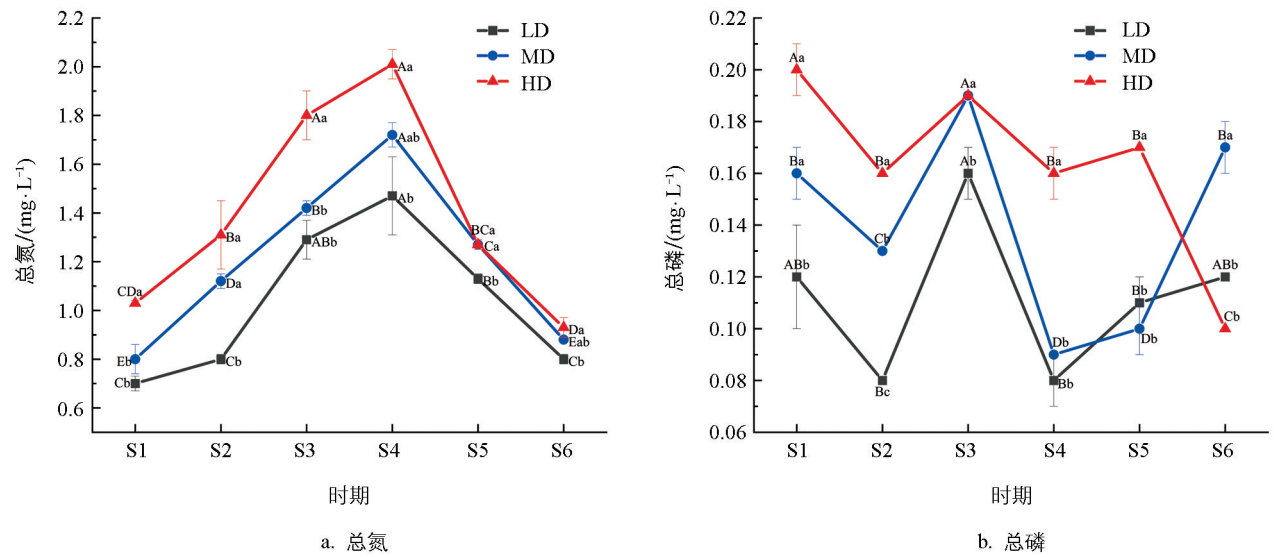


图 3 放养量在不同时期对稻田水质总氮、总磷的影响

2.2 放养量对稻田土壤肥力的影响

土壤理化性质研究需测定最小通用数据集(土壤诊断指数组合项)^[10], 包括土壤有机质、pH 值、速效钾、全氮、全磷、全钾、碱解氮等。土壤有机质含量变化如图 4a 所示, 从时间顺序来看, S2、S3、S4 期 HD 组土壤有机质含量显著高于 MD 组($p < 0.05$)。相比 S1 期, 在经历了一个养殖周期的 S6 期, LD、MD 组土壤有机质含量明显上升($p < 0.05$), 而 HD、RD 组土壤有机质含量显著下降($p < 0.05$)。各时期 3 个试验组土壤有机质含量显著高于对照组($p < 0.05$), 可能是稻渔综合种养模式加快了稻田生态系统物质积累的速度。HD 组有机质含量在 S2 期达到最大值, 其值为 28.61 ± 0.18 g/kg。MD 组在 S3 期出现最大值, 其值为 (26.50 ± 0.29) g/kg。试验组呈先升高后降低的变化趋势, RD 组有机质含量呈先上升后下降的变化趋势, 最大值出现在 S2 期为 (21.04 ± 0.31) g/kg。

土壤 pH 值变化如图 4b 所示, 在整个试验期间, 土壤 pH 值呈显著波动趋势。试验组土壤 pH 值显著高于对照组($p < 0.05$)。土壤 pH 值在 S1 期 LD 组显著高于 MD 组与 HD 组($p < 0.05$), 其余时期各试验组间无显著性差异($p > 0.05$)。RD 组土壤呈现酸性, 而 LD、MD、HD 组土壤 pH 值呈现中性。从可持续发展角度看, S6 期的试验组土壤 pH 值平均值为 6.6, 相较于 RD 组的 4.8, 依旧呈现中性。结果表明稻渔综合种养模式更有利于保持生态系统中的酸碱度平衡, 有利于水稻的生长。

土壤全氮含量变化如图 4c 所示, 不同放养量的虾蟹综合种养对土壤全氮含量有显著影响。在 S1、S2 期, MD、HD 组土壤全氮含量显著高于 LD、RD 组($p < 0.05$); 在 S3、S4、S5、S6 期, LD、MD、HD 组土壤全氮含量显著高于 RD 组($p < 0.05$)。从时间顺序看, 土壤全氮含量呈现先升高后降低的趋势。在 S2、S4、S5 期, HD 组土壤全氮含量显著高于 LD 组($p < 0.05$); 在 S3 期, 各试验组之间无显著性差异($p > 0.05$)。

土壤全磷含量变化如图 4d 所示: 在 S1、S2、S4、S5 期, HD、RD 组土壤全磷含量显著高于 LD 组($p < 0.05$); 在 S3 期, RD 组土壤全磷含量出现降低趋势可能是水稻对磷的需求量上升导致的。在 S6 期, RD 组、MD 组无显著性差异($p > 0.05$), RD 组、MD 组显著高于 LD、HD 组($p < 0.05$)。RD 组土壤全磷含量在整个养殖周期无显著变化($p > 0.05$), LD 组呈现先升高后下降趋势。

土壤全钾含量变化如图 4e 所示, 在整个试验期间, 各试验组土壤全钾含量显著高于 RD 组($p < 0.05$)。在 S2、S4 期, HD 组土壤全钾含量显著高于 LD、MD 组($p < 0.05$); 在 S5 期, HD、MD 组土壤全钾含量显著高于 LD 组($p < 0.05$); 相比 S1 期, 经过一个养殖周期, S6 期各试验组土壤全钾含量均显著升高($p < 0.05$), 各组含量均在 S6 期达到最大值。

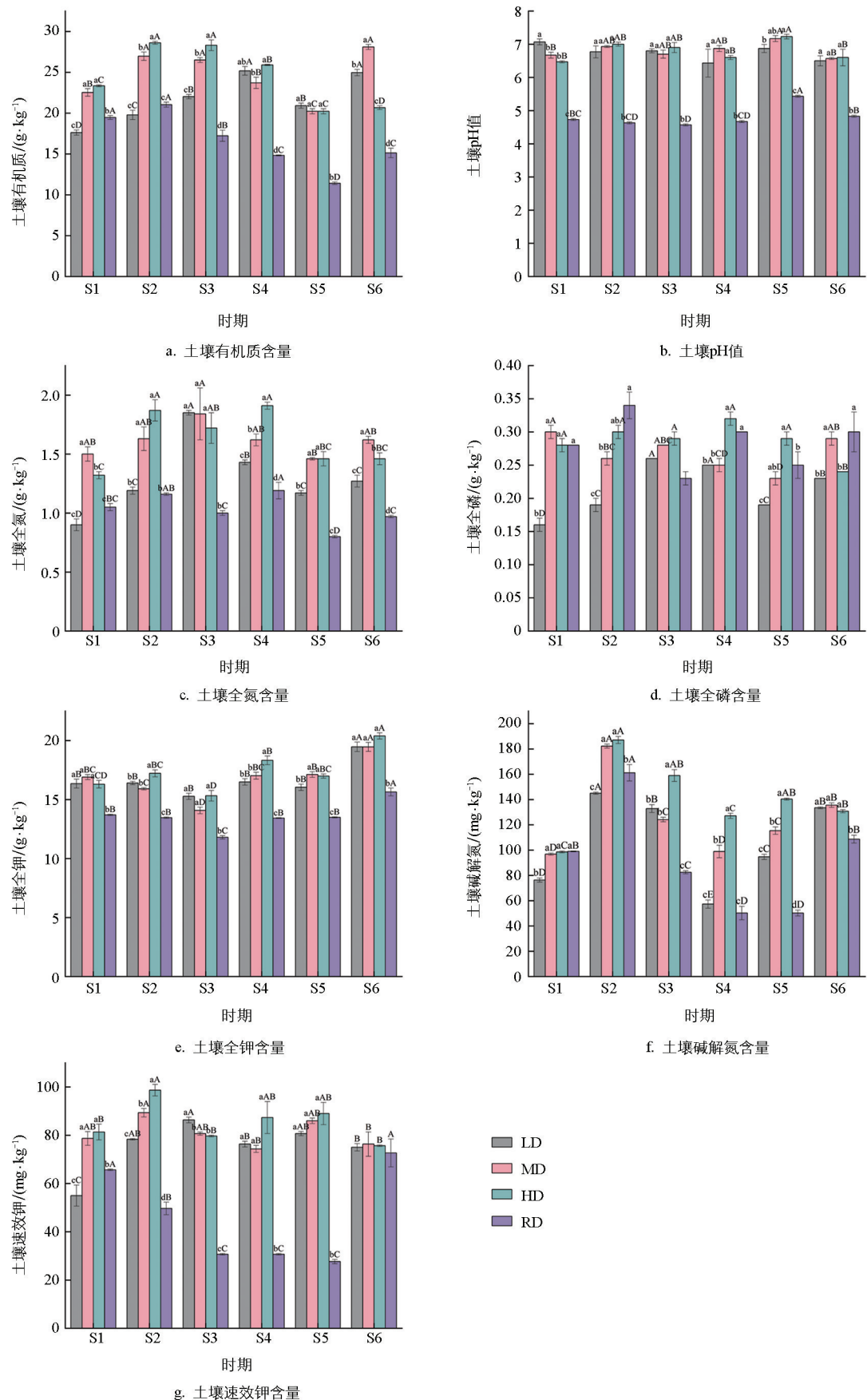


图 4 不同放养量下不同时期稻田表层土壤肥力

土壤碱解氮含量变化如图 4f 所示，碱解氮主要反映近期土壤氮素供应能力，在土壤含量不稳定，易受土壤水热条件及生物活动影响。在整个试验期间，试验组 MD、HD 组土壤碱解氮含量显著高于 RD 组($p<0.05$)。在 S1、S2 期，LD 组碱解氮含量显著低于 RD 组($p<0.05$)；在 S3、S4、S5 期，HD 组土壤碱解氮含量显著高于 LD、MD 组($p<0.05$)；相比 S1 期，经过一个养殖周期，S6 期各试验组土壤碱解氮含量均显著升高($p<0.05$)。土壤碱解氮呈先上升后下降的变化趋势，在 S2 期达到最大值。

土壤速效钾含量变化如图 4g 所示，各时期 MD、HD 组土壤速效钾含量均显著高于 RD 组($p<0.05$)。在 S1 期，HD、MD 组土壤速效钾显著高于 LD 组($p<0.05$)；在 S2 期，HD 组土壤速效钾含量显著高于 MD 组($p<0.05$)，MD 组显著高于 LD 组($p<0.05$)；其余时期，各试验组间无显著性差异($p>0.05$)。

2.3 放养量对稻田土壤酶活性的影响

土壤碱性磷酸酶活性变化如图 5a 所示：在 S1、S2 期，MD、HD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$)；在 S3 期，MD 组显著高于 LD、HD、RD 组($p<0.05$)；在 S4–S5 期，土壤碱性磷酸酶活性呈现上升趋势，且 MD、HD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$)；在 S6 期，试验组显著高于对照组($p<0.05$)，试验组之间无显著性差异($p>0.05$)。

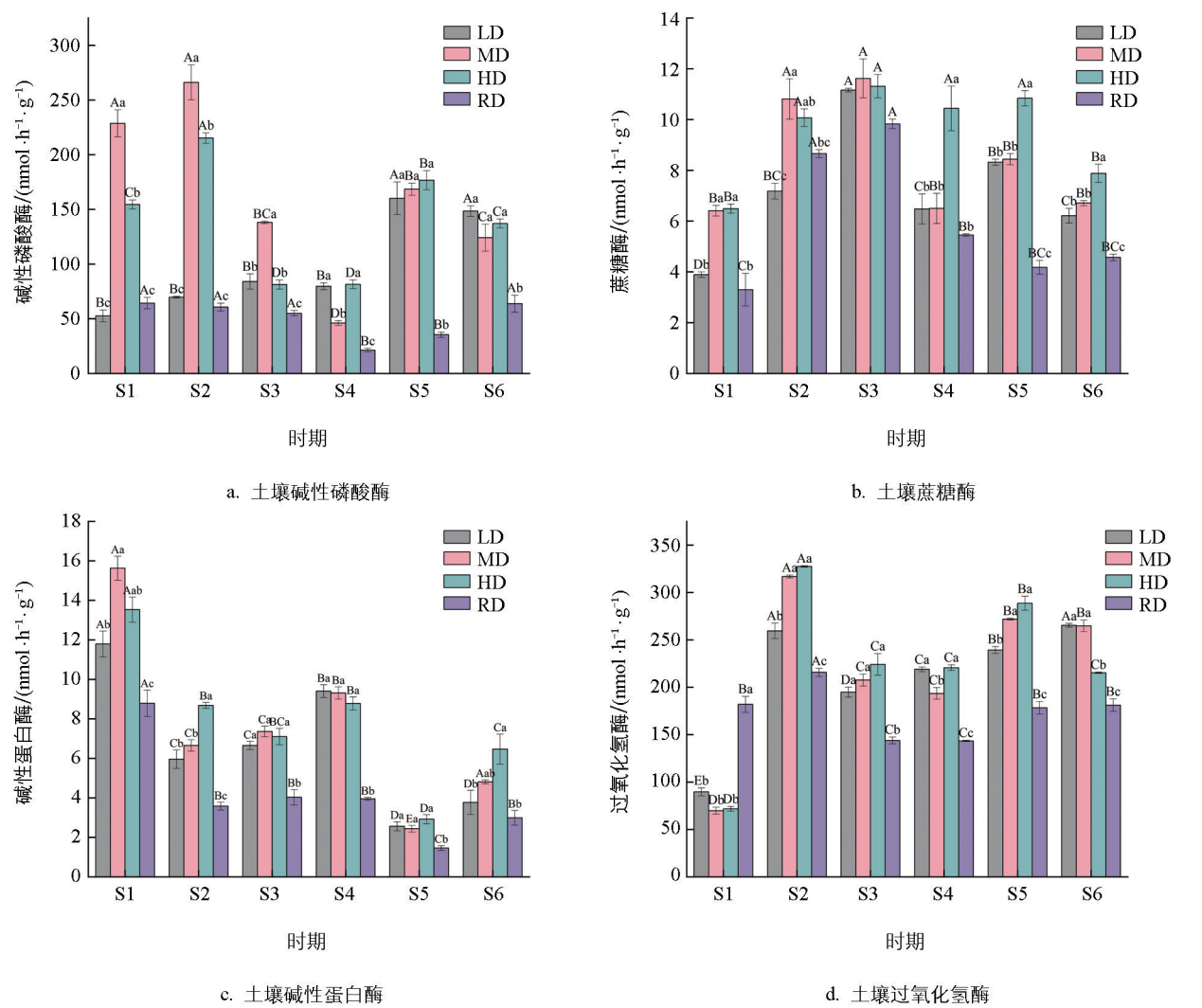


图 5 不同放养量下不同时期稻田表层土壤酶活性

土壤蔗糖酶活性变化如图 5b 所示，试验组土壤蔗糖酶活性显著高于 RD 组($p<0.05$)。在 S1 期，MD、HD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$)；在 S2 期，MD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$)；在 S3 期，各组

之间无显著性差异($p>0.05$); 在 S4 期, HD 组显著高于 LD、MD、RD 组($p<0.05$); S5、S6 时期, HD 组显著高于 LD、MD、RD 组($p<0.05$)。

土壤碱性蛋白酶活性变化如图 5c 所示, 试验组土壤碱性蛋白酶活性显著高于 RD 组($p<0.05$)。在 S1 期, MD 组显著高于 LD、HD 组($p<0.05$), 在 S2 期, HD 组显著高于 LD、MD 组($p<0.05$); 在 S6 期, HD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$); 在 S3、S4、S5 期, 各试验组之间无显著性差异($p>0.05$)。

土壤过氧化氢酶活性变化如图 5d 所示, 除 S1 期外, 试验组土壤过氧化氢酶活性均显著高于对照组($p<0.05$)。在 S1 期, RD 组显著高于 LD、MD、HD 组($p<0.05$); S2 期, MD、HD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$); 在 S3 期, 试验组显著高于对照组($p<0.05$); 在 S4 期, HD、LD 组显著高于 MD、RD 组($p<0.05$); 在 S5 期, HD、MD 组显著高于 LD、RD 组($p<0.05$); 在 S6 期, LD、MD 组显著高于 HD、RD 组($p<0.05$)。

2.4 土壤肥力诊断及评价

依据改进后的内梅罗综合指数, 对 LD、MD、HD、RD 组进行土壤肥力评价(表 3)。由表 3 可知, MD、HD 组的肥力综合指数均高于 0.9, 达到Ⅲ级土壤标准, LD、RD 组处于Ⅳ级。

表 3 土壤肥力诊断与评价

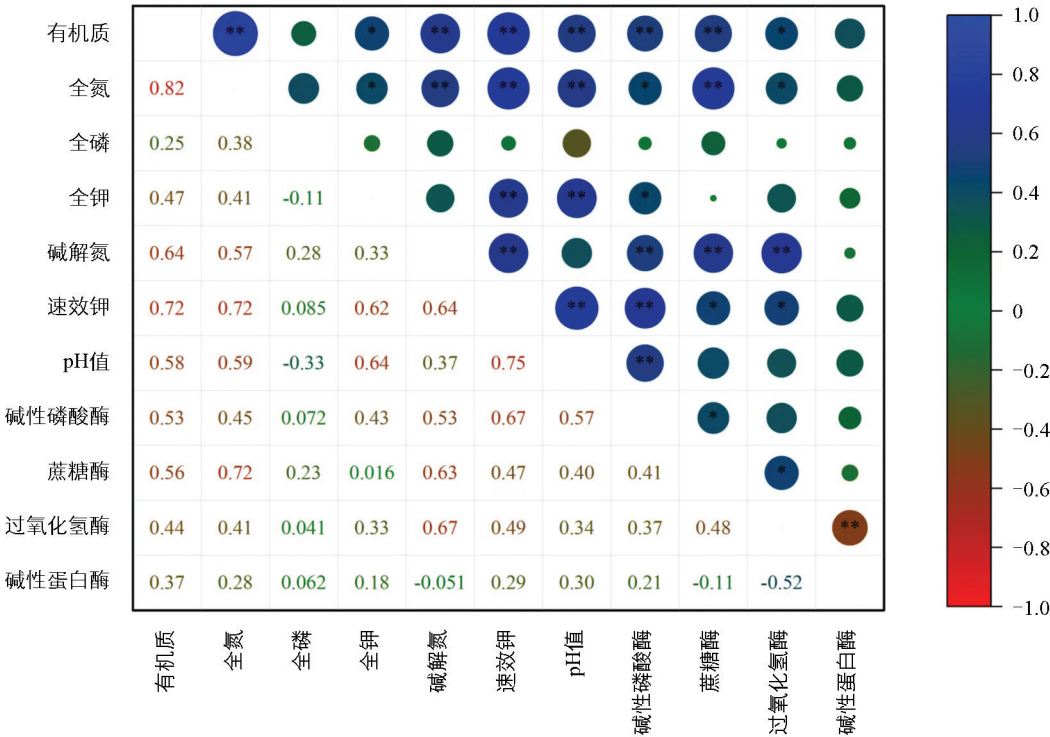
测定指标		LD 组单项	MD 组单项	HD 组单项	RD 组单项
		肥力指数	肥力指数	肥力指数	肥力指数
土壤肥力评价指标	pH	3.00	3.00	3.00	1.00
	有机质/(g·kg ⁻¹)	0.96	1.10	1.10	0.82
	全氮/(g·kg ⁻¹)	1.08	1.34	1.35	1.03
	全磷/(g·kg ⁻¹)	0.36	0.45	0.48	0.48
	全钾/(g·kg ⁻¹)	1.04	1.04	1.08	0.85
	碱解氮/(mg·kg ⁻¹)	1.01	1.20	1.34	0.88
	速效钾/(mg·kg ⁻¹)	0.75	0.81	0.85	0.58
肥力综合指数		0.87	0.96	0.99	0.66
土壤肥力等级		Ⅳ级	Ⅲ级	Ⅲ级	Ⅳ级

2.5 土壤酶活性与土壤肥力的相关性分析

在不同生态种养模式下, 所测定的 11 个土壤特征指标间存在显著或极显著的正相关性或负相关关系, 多数土壤指标间的相关系数的绝对值大于 0.3。进行 KMO 和巴特利特球形度检验, 得到 KMO 值为 0.663, 巴特利特球形度检验的相伴概率 $p<0.01$ 。在此基础上采用主成分分析法进一步分析, 土壤肥力与土壤酶活性相关性见图 6。

2.6 主成分分析

通过 SPSS 软件对不同生态种养模式稻田土壤特征进行主成分分析, 所得各主成分特征值及方差贡献率见表 4, 初始因子载荷与成分得分系数矩阵见表 5。在表 4 中按特征值 >1 原则提取出 3 个主成分, 其方差贡献率分别为 48.199%, 16.424%和 13.470%, 累计贡献率为 78.093%, 说明提取出的 3 个主成分能够基本反映不同放养量下稻田土壤情况。由表 5 中因子载荷可知: 第 1 主成分因子中速效钾、有机质、全氮因子载荷较高, 表明第 1 主成分与速效钾、有机质、全氮含量相关; 第 2 主成分因子中碱性蛋白酶、pH 因子载荷较高; 第 3 主成分因子中全磷、碱性蛋白酶因子载荷较高。



* * $p < 0.01$, * $p < 0.05$; 圆点尺寸越大, 对应变量相关性越强。

图 6 土壤肥力与土壤酶活性相关性分析示例图

表 4 土壤主成分特征值及方差贡献率

成分	初始特征值		
	合计	方差贡献率/%	累计贡献率/%
1	5.302	48.199	48.199
2	1.807	16.424	64.623
3	1.482	13.470	78.093
4	0.765	6.951	85.045
5	0.591	5.373	90.417
6	0.372	3.381	93.799
7	0.246	2.236	96.035
8	0.211	1.918	97.953
9	0.107	0.973	98.925
10	0.075	0.685	99.610
11	0.043	0.390	100.000

由表 3—5 内主成分得分矩阵可以得出 3 个主成分的线性表达式 F_1 、 F_2 和 F_3 ：

$$F_1 = 0.170X_1 + 0.164X_2 + 0.162X_3 + 0.147X_4 + 0.143X_5 + 0.138X_6 + 0.129X_7 + 116X_8 + 0.114X_9 + 0.039X_{10} + 0.034X_{11}$$

(1)

$$F_2 = 0.104X_1 + 0.037X_2 - 0.024X_3 - 0.208X_4 + 0.237X_5 + 0.070X_6 - 0.245X_7 - 0.303X_8 + 0.225X_9 + 0.423X_{10} - 0.234X_{11}$$

(2)

$$F_3 = -0.037X_1 + 0.160X_2 + 0.218X_3 + 0.000X_4 - 0.215X_5 - 0.049X_6 + 0.097X_7 - 0.311X_8 - 0.227X_9 + 0.370X_{10} + 0.507X_{11}$$

(3)

$$F = \frac{\lambda_1 F_1 + \lambda_2 F_2 + \lambda_3 F_3}{\lambda_1 + \lambda_2 + \lambda_3}$$

(4)

其中: $X_i(i=1, 2, \cdots, 11)$ 为经过 SPSS 标准化之后的土壤特征因子; λ_1 、 λ_2 和 λ_3 分别为对应主成分因子的贡献率, 分别是 48.199%、16.424%和 13.470%。

表 5 初始因子载荷与土壤主成分得分系数矩阵

土壤主成分	因子载荷			主成分得分系数		
	1	2	3	1	2	3
速效钾	0.900	0.189	−0.054	0.170	0.104	−0.037
有机质	0.868	0.066	0.237	0.164	0.037	0.160
全氮	0.860	−0.044	0.323	0.162	−0.024	0.218
碱解氮	0.782	−0.375	0.000	0.147	−0.208	0.000
pH	0.760	0.427	−0.309	0.143	0.237	−0.215
磷酸酶	0.723	0.127	−0.073	0.136	0.070	−0.049
蔗糖酶	0.684	−0.442	0.144	0.129	−0.245	0.097
过氧化氢酶	0.616	−0.548	−0.461	0.116	−0.303	−0.311
全钾	0.605	0.406	−0.336	0.114	0.225	−0.227
碱性蛋白酶	0.206	0.765	0.548	0.039	0.423	0.370
全磷	0.181	−0.423	0.751	0.034	−0.234	0.507

如表 6 所示: 在 S1 期, 各试验组土壤 F 值从高到低依次为 MD 组、HD 组、LD 组、RD 组; 在 S2—S4 期, 土壤 F 值从高到低依次为 HD 组、MD 组、RD 组、LD 组; 在 S5 期, 土壤 F 值从高到低依次为 HD 组、MD 组、RD 组、LD 组; 在 S6 期, 土壤 F 值从高到低依次为 MD 组、HD 组、LD 组、RD 组。

表 6 各时期不同试验组土壤主成分综合得分及排名

试验组	S1		S2		S3		S4		S5		S6	
	F	排名	F	排名	F	排名	F	排名	F	排名	F	排名
LD	−0.273	3	−0.117	3	0.220	3	0.110	3	−0.212	4	0.026	3
MD	0.676	1	0.541	2	0.403	2	0.194	2	−0.001	2	0.309	1
HD	0.438	2	0.799	1	0.418	1	0.575	1	0.159	1	0.171	2
RD	−0.417	4	−0.459	4	−0.874	4	−0.870	4	−1.188	3	−0.615	4

3 讨论与结论

3.1 讨论

土壤肥力是指土壤环境为植物生长提供营养和协调环境条件的综合能力, 是影响作物生长和产量的重要因素, 也是土壤最基本的属性^[11-12]。土壤的肥力来源于其养分含量, 这些养分的含量直接关系到农作物的生长状况和最终产量。在水稻生长过程中, 土壤养分的动态变化与土壤生产力的可持续发展息息相关^[13]。

土壤酸碱性是土壤重要化学性质, 是评价土壤肥力的重要指标之一^[14], 其动态变化影响着土壤物质循环、能量流动和生物活性等。在现代化农田生态系统中, 化肥的大量施用是农田土壤酸化的主要原因。土

壤 pH 值的降低会导致铝、锰等对植物的毒害,从而影响粮食品质^[15]。土壤 pH 值在 6.5 到 7.5 之间的为中性土壤,低于 6.5 为酸性土壤,高于 7.5 为碱性土壤。中性土壤适宜水稻生长。在本试验中,试验组土壤 pH 值大多在 6.5~7.2,为中性土壤,而对照组土壤 pH 值在 4.5~5.4,呈现酸性,说明稻虾蟹综合种养能有效缓解土壤酸化情况。氮、磷以及有机质作为土壤中的关键元素,是水稻生长发育不可或缺的主要营养来源。依据土壤养分分级评价标准可知^[16],在 S2、S3、S4 期,试验组土壤全氮均位于 1.5~2.0,处于丰富层级;S1、S5、S6 期,试验组土壤全氮含量均值位于 1.0~1.5,属于中等丰富层级,RD 组大多属于中等层级,S5 期属于较缺乏层级。土壤全氮含量整体呈现先升高后下降的趋势,在 S3 期土壤达到最高。各试验组土壤全氮含量最低值均出现在 S1 期,且低于 S4 期各试验组土壤全氮含量均仍高于 S1 期,说明稻渔综合种养会提升稻田土壤肥力,这与 Xie 等人^[17]研究结果一致。在 S2、S4、S5 期,随着放养量增加,土壤全氮呈现增加趋势,可能与虾蟹排泄物被土壤吸收利用有关。全氮、碱解氮、全钾、土壤速效钾含量试验组都显著高于稻田单作组,说明稻渔综合种养能显著提升土壤肥力,显著高于传统的单作模式,这与余经纬^[18]、喻记新^[19]、禹盛苗^[20]等人的研究结果一致。而土壤全磷的含量在 S2 期 3 个试验组显著低于 RD 组,可能是在 S2 期稻渔综合生态种养模式能够有效吸收、转化土壤中的养分,加速稻田生态系统物质循环,还有可能是对照组由于施肥原因,在 S2 期就呈现出较高的总磷含量。土壤全氮和全磷的含量在 S6 期都呈现出 MD 组含量最高,说明在此放养量下对土壤的可持续发展作用最强,对土壤肥力的提升效果最佳。在整个生长周期,稻渔综合种养试验组土壤速效钾含量高于水稻单作组,原因可能是虾蟹的代谢废物提高了土壤肥力。在 S3—S5 期,试验组土壤有机质的含量高于对照组,原因可能是虾蟹排泄物和残饵的积累、生物扰动、植物残茬的分解以及微生物作用等。随着放养量的增加,稻田土壤有机质含量呈现上升趋势,而到 S4 期后,土壤有机质含量趋于稳定。

土壤酶活性是衡量土壤质量的重要指标,在土壤养分循环和供应过程中发挥着至关重要的作用,可以作为辅助判断土壤质量的依据。不同气候环境和耕作方式会导致不同的土壤环境,从而影响土壤酶活性的表现^[21-22]。本研究发现,不同时期和不同放养量间土壤酶活性存在显著性差异。本试验结果证明,稻渔综合种养模式能显著提高土壤蔗糖酶、碱性磷酸酶、碱性蛋白酶以及过氧化氢酶活性($p < 0.05$)。土壤碱性磷酸酶是一种具有催化功能的酶,它能够促进土壤中有机磷化合物的矿化过程,从而直接影响有机磷在土壤中的分解转化效率和生物可利用性^[23]。其与土壤有机质、有机磷、无机磷和土壤有效氮含量有很强的相关性,可被用作植物和微生物获得无机磷的指标^[24]。在本研究中,土壤碱性磷酸酶活性试验组显著高于对照组。在 S1、S2 期,LD 组的碱性磷酸酶活性显著低于 MD 组、HD 组($p < 0.05$),可能是在水稻的 S1 期同时处于虾蟹的旺盛生长期,两者协同作用显著提高了其酶活性。而到 S3 期时,3 个试验组土壤酶活性呈现稳定趋势,可能是此时水稻生长所需降低。土壤蔗糖酶是一种水解酶,能够水解蔗糖为相应的单糖,进而被机体吸收利用。这一水解过程与土壤中的有机质、氮、磷含量,微生物的数量以及土壤的呼吸强度等因素密切相关^[25],参与土壤碳循环。试验组土壤蔗糖酶活性显著高于 RD 组,在 S4、S5、S6 期 HD 组显著高于 LD 组、RD 组,可能是在水稻 S4 期后,虾蟹的活动导致土壤蔗糖酶活性提高,此时 HD 组的虾蟹活动使土壤的呼吸强度增加,从而提高土壤酶活性。土壤过氧化氢酶是氧化还原酶的一种,可以分解过氧化氢为水和氧气,解除土壤中过氧化氢的毒害作用,减轻过氧化物对植物的毒害作用^[26]。在稻虾蟹综合种养模式下,稻田的水位和灌溉方式可能与水稻单作田不同,这也会对土壤过氧化氢酶的活性产生影响。因此,需要进一步的研究来确定稻虾蟹综合种养 S1 期土壤过氧化氢酶活性低于水稻单作田的确切原因。土壤碱性蛋白酶参与氨基酸、蛋白质和其他土壤中含有蛋白质氮的有机物的转化,调节生物的氮素代谢,是促进土壤氮循环的重要组分^[27]。土壤蛋白酶活性受到土壤理化性

质、CO₂ 浓度、土壤污染物和耕作方式等影响^[28]。

土壤肥力含量和土壤酶活性状况可作为反映土壤化学和生物性质相互作用的综合指标。本研究通过对 11 项土壤肥力与土壤酶活性指标进行相关分析，发现不同指标间存在一定相关性，且通过 KMO 和巴特利特球形度检验后，适合进行主成分分析。通过主成分分析将原始指标进行降维处理，提取出 3 个主成分，累计贡献率为 78.093%，表明这 3 个主成分能较好地代表影响土壤状况的核心因素。第 1 主成分因子中速效钾、有机质、全氮因子载荷较高，表明第 1 主成分同速效钾、有机质、全氮含量这些土壤肥力指标相关，反映了土壤的基础供养能力；第 2 主成分因子中碱性蛋白酶、pH 因子载荷较高，反应土壤酸碱环境与土壤胞外酶活性存在紧密协同关系；第 3 主成分因子中全磷与碱性蛋白酶因子载荷较高，表明第 3 主成分与土壤酶活性相关，体现了土壤磷素供给水平与酶促养分转化过程协同变化的规律。计算不同时期的不同放养量下稻渔生态种养和对照组的综合得分及排序可知，除 S5 期外，试验组得分始终高于对照组，说明稻田采取稻渔生态种养能够显著增强土壤综合肥力。

3.2 结论

本研究结果表明，稻虾蟹综合种养模式对土壤肥力具有显著提升作用。相较于 RD 组，LD 组、MD 组、HD 组土壤 pH 值、全氮、碱解氮、全钾、速效钾、全磷及有机质含量均显著升高。LD 组、MD 组、HD 组土壤酶活性显著改善，碱性磷酸酶、碱性蛋白酶、蔗糖酶和过氧化氢酶活性均显著高于对照组，其中 HD 组在 S4 期表现出显著土壤酶活性峰值。土壤综合肥力评价结果表明，MD 组、HD 组均达Ⅲ级肥力水平，显著优于 LD、RD 组的Ⅳ。经过一个完整种养周期，主成分分析显示，MD 组以 0.309 综合得分位列首位，土壤综合肥力从高到低依次为 MD 组、HD 组、LD 组、RD 组。综上可知，稻虾蟹中放养量种养模式在土壤改良方面具有最优综合效益。

参考文献：

[1] 李竣, 陈洁, 姜楠. 中国稻田养殖现状及发展前景 [J]. 农业展望, 2019, 15(1): 61-65.

[2] 杨亚, 李杰, 薛洋, 等. 重庆丘陵山地稻蛙综合种养技术要点 [J]. 中国水产, 2024(11): 78-79.

[3] 黄宁宇, 夏连军, 么宗利, 等. 养殖密度和温度对瓦氏黄颡鱼幼鱼生长影响实验研究 [J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2005, 24(3): 208-212, 248.

[4] 张奇. 圈养模式下养殖密度对大口黑鲈生长、生理指标以及肌肉品质影响的研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2020: 44.

[5] 唐玉桐, 李汉城, 徐炜琳. 稻蟹共生的生态养殖系统研究进展 [J]. 养殖与饲料, 2025, 24(4): 52-56.

[6] 李伟晶, 王洪媛, 潘君廷, 等. 稻蟹共生对水稻生长与水田生态的影响研究进展 [J]. 海洋湖沼通报(中英文), 2024, 46(6): 203-210.

[7] 吴玲云, 马天桥, 张万洋, 等. 稻-鸭-虾模式下稻田土壤肥力变化特征 [J]. 华中农业大学学报, 2025, 44(3): 84-90.

[8] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[9] 杨皓, 胡继伟, 黄先飞, 等. 喀斯特地区金刺梨种植基地土壤肥力研究 [J]. 水土保持研究, 2015, 22(3): 50-55.

[10] 王志强, 缪建群, 刘英, 等. 长江中游双季稻田不同轮作方式对土壤质量的影响 [J]. 中国生态农业学报(中英文), 2020, 28(11): 1703-1714.

[11] 赖政, 肖力婷, 赖胜, 等. 稻虾种养新模式对稻田土壤肥力和微生物群落结构的影响 [J]. 土壤学报, 2023, 60(6): 1788-1798.

[12] 张智, 安冰, 付军, 等. 广西国有派阳山林场桉树人工林土壤肥力质量评价 [J]. 西南农业学报, 2022, 35(9): 2137-2143.

[13] 文炯, 罗尊长, 李明德, 等. 土壤活性有机质及其与土壤养分的关系 [J]. 湖南农业科学, 2009(1): 57-60.

- [14] 李涛, 于蕾, 万广华, 等. 近 30 年山东省耕地土壤 pH 时空变化特征及影响因素 [J]. 土壤学报, 2021, 58(1): 180-190.
- [15] 张玲玉, 赵学强, 沈仁芳. 土壤酸化及其生态效应 [J]. 生态学杂志, 2019, 38(6): 1900-1908.
- [16] 郭海松. 青田稻-鱼共生模式优化-水稻栽培密度对稻、鱼和土壤肥力的影响 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2019: 41-42.
- [17] Xie Jian, Wu Xue, Tang Jianjun, et al. Chemical fertilizer reduction and soil fertility maintenance in rice-fish coculture system [J]. *Frontiers of Agriculture in China*, 2010, 4(4): 422-429.
- [18] 余经纬, 黄巍, 李玉成, 等. 稻田生态综合种养模式对土壤理化性质及腐殖质的影响 [J]. 生物学杂志, 2020, 37(3): 81-85.
- [19] 喻记新, 李为, 刘家寿, 等. 稻虾综合种养对稻田土壤肥力和金属元素含量的影响 [J]. 水产学报, 2021, 45(3): 453-461.
- [20] 禹盛苗, 朱练峰, 欧阳由男, 等. 稻鸭种养模式对稻田土壤理化性状、肥力因素及水稻产量的影响 [J]. 土壤通报, 2014, 45(1): 151-156.
- [21] 邱诗春, 周静, 卿晨, 等. 有机肥用量对水稻产量、净光合速率及土壤生物活性的影响 [J]. 江苏农业科学, 2023, 51(22): 107-113.
- [22] 李佳旺, 徐嘉, 于航, 等. 土壤脲酶酶促反应对 3 种有机氮肥施用的响应 [J]. 中国生态农业学报(中英文), 2024, 32(6): 1033-1042.
- [23] 戴华鑫, 牟文君, 陈丽燕, 等. 土壤硬度对烤烟生产的影响及原因分析 [J]. 中国烟草学报, 2018, 24(2): 55-64.
- [24] Adetunji A T, Lewu F B, Mulidzi R, et al. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review [J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2017, 17(3): 794-807.
- [25] Vranova V, Rejsek K, Formanek P. Proteolytic activity in soil: a review [J]. *Applied Soil Ecology*, 2013, 70: 23-32.
- [26] Brockett B F T, Prescott C E, Grayston S J. Soil moisture is the major factor influencing microbial community structure and enzyme activities across seven biogeoclimatic zones in western Canada [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2012, 44(1): 9-20.
- [27] Leigh C, Hiep L H, Stewart-Koster B, et al. Concurrent rice-shrimp-crab farming systems in the Mekong Delta: are conditions (sub) optimal for crop production and survival [J]. *Aquaculture Research*, 2017, 48(10): 5251-5262.
- [28] 边雪廉, 赵文磊, 岳中辉, 等. 土壤酶在农业生态系统碳、氮循环中的作用研究进展 [J]. 中国农学通报, 2016, 32(4): 171-178.

责任编辑 张枸