

稻虾共作田恢复水旱轮作对土壤磷有效性的影响^①

胡芳^{1,2}, 付宋捷^{1,2}, 周巍³, 刘威⁴, 焦阳¹, 李清曼¹, 顾森^{1*}

(1 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072; 2 中国地质大学(武汉)环境学院, 武汉 430074; 3 洪湖市农业技术推广中心, 湖北洪湖 433299; 4 湖北省农业科学院植保土肥研究所/国家土壤质量洪山观测实验站, 武汉 430064)

摘要: 为了探究恢复水旱轮作对稻虾共作田土壤磷有效性的影响, 选取湖北省洪湖市燕窝镇稻虾共作恢复水旱轮作(IRCC-PR)、连续稻虾共作(IRCC)以及传统水旱轮作(PR)稻田, 采集 0~50 cm 土壤样品, 测定土壤有效磷含量以及碱性磷酸酶活性, 并采用改进的 Hedley 磷分级方法测定土壤磷形态。结果表明, 3 种耕作模式土壤均表现为中等活性磷含量最高(Moderate-P: 57.2%~72.7%), 稳定态磷占比次之(Residual-P: 25.5%~40.0%), 活性磷占比最低(Labile-P: 1.8%~5.4%)。相比于 IRCC 和 PR 土壤, IRCC-PR 土壤的 Labile-P 和 Residual-P 占比升高, Moderate-P 占比降低。与 PR 土壤类似, IRCC-PR 土壤的有效磷含量和碱性磷酸酶活性呈表层高、深层低, 表层土壤(0~5 cm)分别为底层土壤(30~50 cm)的 5.1 倍和 3.0 倍, 而二者在 IRCC 土壤随土层深度增加略微升高。综上所述, 恢复水旱轮作改变了土壤有效磷的剖面分布, 需将稻田磷流失风险控制策略从淋溶流失风险控制, 调整为控制磷随土壤侵蚀和地表径流的流失。

关键词: 稻虾共作; 水旱轮作; 水稻田; 磷形态; 磷有效性

中图分类号: S153 **文献标志码:** A

Influence of Restoring Rice-upland Rotation on Soil Phosphorus Availability in Integrated Rice-crayfish Co-culture Paddy

HU Fang^{1,2}, FU Songjie^{1,2}, ZHOU Wei³, LIU Wei⁴, JIAO Yang¹, LI Qingman¹, GU Sen^{1*}

(1 Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2 School of Environmental Studies, China University of Geosciences, Wuhan 430074, China; 3 Honghu Agricultural Technology Extension Center, Honghu, Hubei 433299, China; 4 Institute of Plant Protection and Soil Fertilizer, Hubei Academy of Agricultural Sciences/National Agricultural Experimental Hongshan Station for Soil Quality, Wuhan 430064, China)

Abstract: In order to investigate the effect of restoring rice-upland rotation on soil phosphorus (P) availability in rice-crayfish co-culture paddies, three field types: rice-upland rotation restored from rice-crayfish co-culture (IRCC-PR), continuous rice-crayfish co-culture (IRCC), and traditional rice-upland rotation (PR) were selected in Yanwo Town, Honghu City, Hubei Province. Soil samples were collected from 0 to 50 cm depth, and soil available P contents and alkaline phosphatase activities (APA) were measured. The modified Hedley P fractionation method was used to determine various soil P fractions. Results showed that moderate P (Moderate-P) had the highest proportion (57.2%–72.7%), followed by stable P (Residual-P, 25.5%–40.0%), with labile P (Labile-P) had the lowest proportion (1.8%–5.4%). Compared to IRCC and PR, IRCC-PR showed increased proportions of Labile-P and Residual-P, while the proportion of Moderate-P decreased. Similar to PR, IRCC-PR exhibited an obvious surface accumulation pattern for available P and APA, their concentrations in surface soils (0–5 cm) were 5.1 and 3.0 times higher than those in subsurface soils (30–50 cm), respectively. In contrast, these parameters slightly increased with depth in IRCC. In conclusion, the results revealed that the restoration of rice-upland rotation altered the vertical distribution of soil available P, emphasizing the need to shift the risk control strategy for P loss in paddy fields from managing leaching losses to controlling P loss with soil erosion and surface runoff.

Key words: Rice-crayfish co-culture; Rice-upland rotation; Rice paddy; Phosphorus forms; Phosphorus availability

①基金项目: 国家自然科学基金项目(42177038, 42077097)资助。

* 通信作者(gusen@ihb.ac.cn)

作者简介: 胡芳(2000—), 女, 江西九江人, 硕士研究生, 主要研究方向为土壤环境化学。E-mail: hufang2000w@163.com

稻虾共作(Integrated rice-crayfish co-culture, IRCC),即在同一块稻田种植水稻和养殖小龙虾(克氏原螯虾, *Procambarus clarkii*),是近十几年在我国迅猛发展起来的一种稻渔综合利用模式^[1]。该模式每年可收获 1 季中稻和 2 季小龙虾,社会经济效益良好,在湖北、安徽、湖南、江苏和江西等省份得到快速推广。截至 2023 年底,全国稻虾种养面积达 2 530 万亩(15 亩=1 hm²),占小龙虾总养殖面积的 85.8%^[2]。

IRCC 的基本理念与传统稻-渔综合种养相似,即通过稻田生态系统中的微生物和害虫为小龙虾提供天然饵料,同时小龙虾的排泄物为水稻生长提供生物肥,实现能量和物质的高效循环,从而提高单位营养物质投入的经济效益^[3]。然而,IRCC 的水力管理显著区别于传统稻渔模式。传统稻渔模式中,由于生活习性、捕鱼方法和上市时间等因素,养殖对象(鱼、蟹、泥鳅等)通常在水稻田进行短期的单养或套养^[4-5],不影响后续旱生作物种植。IRCC 则不同,小龙虾分散的繁殖习性限制了苗种的集约化培育,苗种主要来源于自然繁殖^[6]。为获取翌年的小龙虾苗种,养殖户多在每年的 9—10 月水稻收获后,将稻田灌满水,以未捕完的成虾为亲本,繁殖小龙虾苗种。IRCC 模式下,稻田基本上变成了浅水的养虾池,全年淹水时间达到 320 多天。

由于长期淹水、小龙虾饲料大量投入和磷肥施用等,IRCC 加剧了稻田次生潜育化,土壤全磷盈余,磷形态改变,磷肥力下降^[7-10]。磷是生命活动必需的矿质营养元素,也是水体富营养化的关键控制因子^[11-12]。IRCC 稻田土壤中全磷的积累高于传统水旱轮作田,实施 IRCC 年限越长,土壤全磷增量越大^[9-10]。土壤磷素盈余,存在流失和污染下游水体的风险^[13-15]。同时,为保障小龙虾生长所需,小龙虾饲料富含一定量的钙盐,而小龙虾摄取的大部分钙会以脱壳形式返回土壤,导致土壤钙积累,促进土壤交换性磷、铁结合态磷等向钙结合态磷转化,磷的有效性降低。

随着 IRCC 持续实施,稻田土壤肥力、pH 和氧化还原电位等关键理化性质改变,部分 IRCC 稻田出现水稻减产现象,且呈逐年加剧的趋势^[16]。同时,由于小龙虾国内市场的饱和以及消费习惯的改变,IRCC 模式的总体经济效益逐年下降。为降低风险,部分农户开始将 IRCC 稻田恢复为传统的水旱轮作(Paddy-upland rotation, PR)模式,如水稻-小麦、油菜、蔬菜轮作或休耕。PR 模式不仅能有效改善淹水土壤的理化性质,缓解次生潜育化,维持土壤肥力与生产力,还具有更低的磷素投入和用水强度,显著降

低农业面源磷流失风险,在当前日益严峻的水体富营养化背景下,展现出突出的环境优势。因此,IRCC 恢复为 PR 不仅是对市场波动的适应策略,也是提升土壤磷资源管理效率、实现农业绿色发展的有效路径之一^[17-19]。然而,当前关于长期淹水背景下 IRCC 稻田恢复 PR 后土壤磷形态及其有效性变化规律的研究仍较为缺乏,制约了相关管理策略的优化与推广。

基于此,本研究以江汉平原恢复 PR 的 IRCC 稻田为研究对象,探讨恢复 PR 后土壤磷形态和有效性的变化规律,为 IRCC 稻田转型利用后土壤磷肥力的可持续管理、环境风险控制提供理论依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况和试验设计

研究区位于湖北省洪湖市燕窝镇(113°90'E~114°00'E, 30°03'N~30°09'N),位于长江中游江汉平原的东南部。洪湖市是全国最早发展 IRCC 模式的区域之一,常年位居全国县市小龙虾产量排名第二^[2]。该地区气候属于亚热带湿润季风气候,年平均降水量为 1 060.5~1 331.1 mm,降水主要集中在 5—9 月。年平均气温约为 16.6 °C,无霜期较长,平均为 266.5 d^[20]。除 IRCC 模式外,该地区稻田的主要种植模式有水稻-油菜、水稻-小麦、水稻-棉花轮作等。土壤类型以水稻土为主,同时分布有潮土、黄棕壤和草甸土^[21]。

本研究以燕窝镇洲脚村一块大田为研究对象(114°00'4.06"E, 30°05'28.17"N)。该田块原采用水稻-油菜轮作种植模式,后根据农户需求调整为以下 3 种不同耕作模式:①稻虾共作恢复水旱轮作模式(IRCC-PR),3 块试验田(每块面积 0.55 hm²),于 2018 年 3 月起实施 IRCC,至 2020 年 10 月水稻收获后开始种植油菜,恢复为水稻-油菜轮作;②持续稻虾共作模式(IRCC),1 块试验田,面积 1.05 hm²,自 2020 年 3 月起持续实施 IRCC;③传统水旱轮作模式(PR),2 块试验田(每块面积 0.50 hm²),始终维持水稻-油菜轮作模式。该大田土壤类型为粉砂壤质水稻土。作物施肥管理如下:水稻季施氮肥(N)150 kg/hm²、磷肥(P₂O₅)75 kg/hm²、钾肥(K₂O)100 kg/hm²,其中,磷肥、钾肥及 50% 的氮肥作为基肥施用,剩余氮肥作为追肥。油菜季施氮肥(N)120 kg/hm²、磷肥(P₂O₅)60 kg/hm²、钾肥(K₂O)75 kg/hm²,其中,磷肥以及 50% 的钾肥和氮肥作为基肥施用,剩余钾肥和氮肥作为追肥。

1.2 样品采集

于 2022 年 5 月采用五点采样法采集 0~50 cm

土壤样品。采样时，去除表面可见凋落物，按深度分为 5 个土层(0~5、5~10、10~20、20~30、30~50 cm)采集土样，同一田块内相同土层的土壤混合为一个样品，共采集 30 个样品。部分土样于室内风干后，

挑出可见的石块、残根等，研磨、过筛(10 目和 100 目)，用于后续相关指标分析。其余新鲜土壤样品在 -20 °C 下冷冻保存。供试土壤基本理化性质见表 1。

表 1 土壤基本理化性质
Table 1 Basic physicochemical properties of soils

耕作模式	土层(cm)	pH	粒径分布(%)			有机质 (g/kg)	全磷 (mg/kg)	无机磷 (mg/kg)
			黏粒	粉粒	砂粒			
IRCC	0~5	8.73±0.03ab	5.5±0.8a	56.3±8.2a	38.3±4.3a	36.4±1.8a	636.8±31.9bc	534.8±26.8b
	5~10	8.78±0.01a	5.6±0.9a	58.9±9.3a	35.4±2.1a	34.4±1.7a	620.0±35.0c	523.5±22.3b
	10~20	8.72±0.01b	5.4±1.2a	55.8±9.0a	38.8±6.4a	36.1±1.8a	638.1±32.2bc	512.2±27.6b
	20~30	8.75±0.02ab	5.6±0.7a	55.8±7.5a	38.6±7.2a	35.2±1.6a	699.6±34.8a	657.5±45.9a
	30~50	8.78±0.06a	6.0±0.9a	60.1±10.0a	33.9±8.5a	33.8±1.7a	685.2±34.3ab	648.9±62.4a
	平均	8.75±0.03A	5.6±0.2A	57.4±2.0A	37.0±2.2B	35.2±1.1B	656.0±34.4A	575.4±71.6A
IRCC-PR	0~5	8.19±0.05c	4.7±0.9a	46.7±8.7a	48.5±9.4a	51.8±11.0a	810.4±102.3a	622.4±32.9a
	5~10	8.25±0.10c	5.3±1.0a	50.3±7.6a	44.5±8.4a	49.4±6.9a	813.9±50.4a	627.9±47.3a
	10~20	8.34±0.15bc	5.3±0.6a	52.8±9.5a	41.9±10.0a	46.8±6.1a	751.4±51.5b	605.5±47.5a
	20~30	8.47±0.10ab	6.8±1.6a	62.0±8.1a	31.1±9.6a	39.2±7.9b	646.1±52.3c	533.6±24.1b
	30~50	8.58±0.05a	5.1±1.2a	50.4±7.4a	44.5±8.6a	29.8±10.2c	545.4±11.8d	482.7±25.1c
	平均	8.37±0.16B	5.5±1.2A	52.4±8.8AB	42.1±0.1AB	43.4±11.0A	713.4±119.0A	574.4±66.7A
PR	0~5	8.58±0.10c	4.0±0.3a	42.8±0.8a	53.2±1.1a	40.0±9.3a	691.2±10.9b	584.9±33.0a
	5~10	8.77±0.16ab	4.2±0.3a	44.5±2.4a	51.3±2.7a	39.6±10.1a	714.0±16.1ab	545.8±63.5ab
	10~20	8.75±0.15ab	4.1±0.3a	46.0±1.1a	50.0±1.3a	40.0±5.8a	737.1±25.6a	560.8±53.8ab
	20~30	8.67±0.12bc	4.3±0.2a	47.7±2.8a	48.0±3.0a	34.1±0.8a	645.6±10.5c	516.2±129.7ab
	30~50	8.86±0.08a	4.6±1.6a	51.1±20.6a	44.3±0.1a	23.5±1.8b	526.2±31.2d	503.1±34.9b
	平均	8.73±0.11A	4.3±0.6B	46.4±0.1B	49.4±22.3A	35.4±8.4B	662.8±79.5A	542.2±62.2A

注：同列大写字母不同表示不同处理间差异显著($P<0.05$)；小写字母不同表示同一处理不同土层间差异显著($P<0.05$)。

1.3 测定指标与方法

土壤有效磷(Olsen-P)采用碳酸氢钠浸提-钼锑抗比色法测定^[22]；土壤碱性磷酸酶活性(Alkaline phosphatase activity, APA)使用新鲜土壤，采用对硝基苯磷酸二钠比色法测定^[22]。

土壤磷形态分级：采用 Moir 和 Tiessen^[23]改进的 Hedley 磷分级方法，按照土壤磷素稳定性由弱到强，依次分为 H₂O 提取磷(H₂O-P_i 和 H₂O-P_o)、NaHCO₃ 提取磷(NaHCO₃-P_i 和 NaHCO₃-P_o)、NaOH 提取磷(NaOH-P_i 和 NaOH-P_o)、HCl 提取磷(HCl-P_i) 和残余磷(Residual-P)。提取步骤如下：称取 1.0 g 过 100 目筛的风干土样于 50 mL 离心管中，逐级加入 H₂O、0.5 mol/L NaHCO₃(pH=8.2)、0.1 mol/L NaOH 和 1 mol/L HCl 进行提取；剩余残渣在 550 °C 煅烧 2 h，用 1 mol/L H₂SO₄ 提取。每次振荡提取 16 h，离心后取上清液测定^[23]。其中，HCl-P_i 和 Residual-P 采用钼锑抗比色法直接测定；H₂O、NaHCO₃ 和 NaOH 提取态磷包含有机(P_o)和无机(P_i)两种形态，无机磷

部分直接采用钼锑抗比色法测定；部分提取液经过 K₂SO₄ 消解后测定全磷，全磷与无机磷的差值即为有机磷。其中，H₂O 提取磷和 NaHCO₃ 提取磷为活性磷(Labile-P)，NaOH 提取磷和 HCl 提取磷为中等活性磷(Moderate-P)。

Olsen-P 反映土壤中易被作物吸收利用的磷，是指征土壤磷有效性的最常用指标^[24-26]；土壤 APA 活性常用于表征有机磷的矿化水平。本研究用二者指示受试土壤的磷有效性水平。所有指标分析均进行 3 组平行测定。

1.4 数据处理

所有数据运用 Excel 2016 进行整理，利用 SPSS 26.0 软件进行方差分析、组间多重比较和 Pearson 相关性分析，通过 Origin 2021 完成作图。

2 结果与分析

2.1 稻虾共作恢复水旱轮作后土壤磷形态变化

由表 2 可知，所有耕作模式土壤中均以 HCl-P 含

量最高(298.9~414.4 mg/kg), 其次为 Residual-P(136.0~248.1 mg/kg), 其余形态磷含量均低于 40.0 mg/kg。不同形态磷含量排序为 HCl-P>Residual-P>NaOH-P>NaHCO₃-P>H₂O-P。IRCC-PR 和 PR 土壤中, 所有形

态磷含量均表现为表层高、深层低; IRCC 土壤中, 仅 H₂O-P_o、NaHCO₃-P_i、NaHCO₃-P_o 和 NaOH-P_i 呈一定程度表层高、深层低, 且表层和深层土壤含量差值小于其余两种耕作模式处理土壤。

表 2 土壤不同形态磷含量(mg/kg)
Table 2 Contents of various soil phosphorus fractions (mg/kg)

耕作模式	土层(cm)	H ₂ O-P _i	H ₂ O-P _o	NaHCO ₃ -P _i	NaHCO ₃ -P _o	NaOH-P _i	NaOH-P _o	HCl-P _i	Residual-P	TP	回收率(%)
IRCC	0~5	1.9±0.1	1.3±0.2	12.2±1.1	4.6±0.2	29.0±1.5	12.1±0.6	357.5±17.9	197.3±9.9	636.8±31.8	96.7
	5~10	1.9±0.1	2.1±0.3	11.1±0.6	3.5±0.2	23.0±2.1	11.9±0.9	364.2±18.2	185.7±21.3	620.0±41.0	97.3
	10~20	1.0±0.1	1.4±0.1	11.1±0.6	3.9±0.3	32.4±3.6	5.3±0.3	365.8±38.3	193.5±19.7	638.1±25.9	96.3
	20~30	2.9±0.3	1.1±0.2	13.0±0.7	3.9±0.4	24.0±2.2	18.4±2.9	403.1±40.2	201.7±30.1	699.6±45.0	95.5
	30~50	2.3±0.2	0.9±0.1	8.7±0.4	3.6±0.2	21.2±2.1	19.0±1.1	396.2±19.8	202.1±5.1	685.2±34.3	95.4
	平均	2.0±0.7a	1.4±0.5a	11.2±1.6a	3.9±0.4a	25.9±4.6a	13.3±5.6a	377.4±20.7a	196.1±6.8a	656.0±34.4a	96.2
IRCC-PR	0~5	2.4±0.1	2.5±0.3	31.2±1.6	6.1±0.5	44.6±5.1	43.8±6.2	404.5±22.2	242.3±12.2	810.4±40.5	95.9
	5~10	2.1±0.2	2.0±0.1	26.6±1.3	5.8±0.3	43.2±3.2	35.0±3.8	398.4±29.9	242.7±12.1	813.9±55.7	92.9
	10~20	1.9±0.2	1.8±0.2	15.8±0.8	7.8±0.7	36.7±1.8	26.9±5.3	393.5±19.7	246.4±32.1	751.4±37.6	97.3
	20~30	1.5±0.1	1.3±0.1	8.3±0.4	6.1±0.2	27.4±2.4	14.8±2.7	308.6±35.4	248.1±22.4	646.1±42.3	95.4
	30~50	1.3±0.2	1.1±0.1	5.0±0.3	2.5±0.6	16.4±0.8	7.8±1.4	298.9±34.9	205.9±10.3	545.4±35.8	98.8
	平均	1.8±0.4a	1.7±0.6a	17.4±11.3a	5.7±1.9a	33.7±11.8a	25.7±14.6a	360.8±52.3a	237.1±17.6a	713.4±115.9a	96.1
PR	0~5	1.4±0.1	2.3±0.2	20.5±1.1	5.1±0.3	36.6±1.8	26.4±1.3	414.4±20.7	200.5±10.0	691.2±34.6	102.3
	5~10	2.2±0.3	1.3±0.1	23.2±2.1	6.2±0.6	36.6±3.8	23.9±2.2	400.2±30.0	199.3±21.0	714.0±45.7	97.0
	10~20	1.2±0.1	2.8±0.3	18.7±0.9	4.8±0.8	40.7±2.0	16.5±0.8	403.6±32.2	201.0±15.6	737.1±26.9	93.5
	20~30	1.8±0.2	2.3±0.2	13.6±1.1	4.6±0.2	34.5±1.7	14.1±1.7	392.7±19.6	191.2±24.9	645.6±42.3	101.4
	30~50	1.3±0.1	1.2±0.1	5.3±0.8	2.0±0.5	21.2±4.1	2.7±0.5	368.6±38.1	136.0±16.8	526.2±26.3	102.3
	平均	1.6±0.4a	2.0±0.7a	16.3±7.1a	4.5±1.5a	33.9±7.5a	16.7±9.3a	395.9±17.1a	185.6±28.0a	662.8±83.5a	99.3

注: 同列小写字母不同表示不同耕作模式处理间差异显著($P<0.05$)。

按照土壤磷形态活性进一步分类计算(图 1)。结果显示, 所有耕作模式土壤中等活性磷(Moderate-P)含量最高(323.1~492.9 mg/kg), 活性磷(Labile-P)含量最低(9.8~42.2 mg/kg)。相较于 IRCC, IRCC-PR 土壤 Moderate-P_i 和 Moderate-P_o 含量在 0~5、5~10 和 10~20 cm 3 个土层升高, 在 20~30 cm 和 30~50 cm 土层中降低; Residual-P 则在所有土层高于 IRCC 土壤。所有耕作模式土壤中, Moderate-P 占比最高(57.2%~72.7%), 其次为稳定态磷(Residual-P, 25.5%~40.0%), Labile-P 占比最低(1.8%~5.4%)(表 3); 其中, Moderate-P 和 Labile-P 主要由无机磷组成。相较于 IRCC, IRCC-PR 土壤 Moderate-P 占比降低, 而 Residual-P 占比升高。

2.2 稻虾共作恢复水旱轮作后土壤磷有效性变化

由图 2 可知, 3 种耕作模式处理土壤 Olsen-P 含量随土层深度的变化规律不同。IRCC-PR 土壤 Olsen-P 含量介于 2.3~11.8 mg/kg, 且随土层深度的增加显著下降; 表层 0~5 cm 土壤的 Olsen-P 含量为底

层 30~50 cm 土壤的 5.1 倍。PR 土壤 Olsen-P 含量介于 3.3~8.7 mg/kg, 随土层深度增加的下降趋势较缓, 在 20~30 cm 土层开始呈现显著下降; 表层 0~5 cm 土壤的 Olsen-P 含量为底层 30~50 cm 土壤的 2.6 倍。IRCC 土壤 Olsen-P 含量介于 5.3~7.0 mg/kg, 且随土层深度的增加无明显变化趋势; 其 30~50 cm 土层含量最低, 20~30 cm 土层 Olsen-P 含量最高, 为前者的 1.3 倍。IRCC 土壤 Olsen-P 在 0~5 cm 和 5~10 cm 土层显著低于 IRCC-PR 和 PR 土壤, 而在 20~30 cm 和 30~50 cm 土层则显著高于二者。

与 Olsen-P 相似, 3 种耕作模式处理土壤 APA 活性随土层深度的变化规律不同(图 3)。IRCC-PR 和 PR 土壤的 APA 活性无明显差异, 分别介于 183.5~554.6 mg/(kg·h) 和 71.4~517.7 mg/(kg·h), 且均随土层深度的增加而下降; 其中, 前者在 10~20 cm 土层开始呈现显著下降, 后者在 20~30 cm 土层开始呈现显著下降, 0~5 cm 土层分别是 30~50 cm 土层的 3.0 倍和 7.3 倍。IRCC 土壤

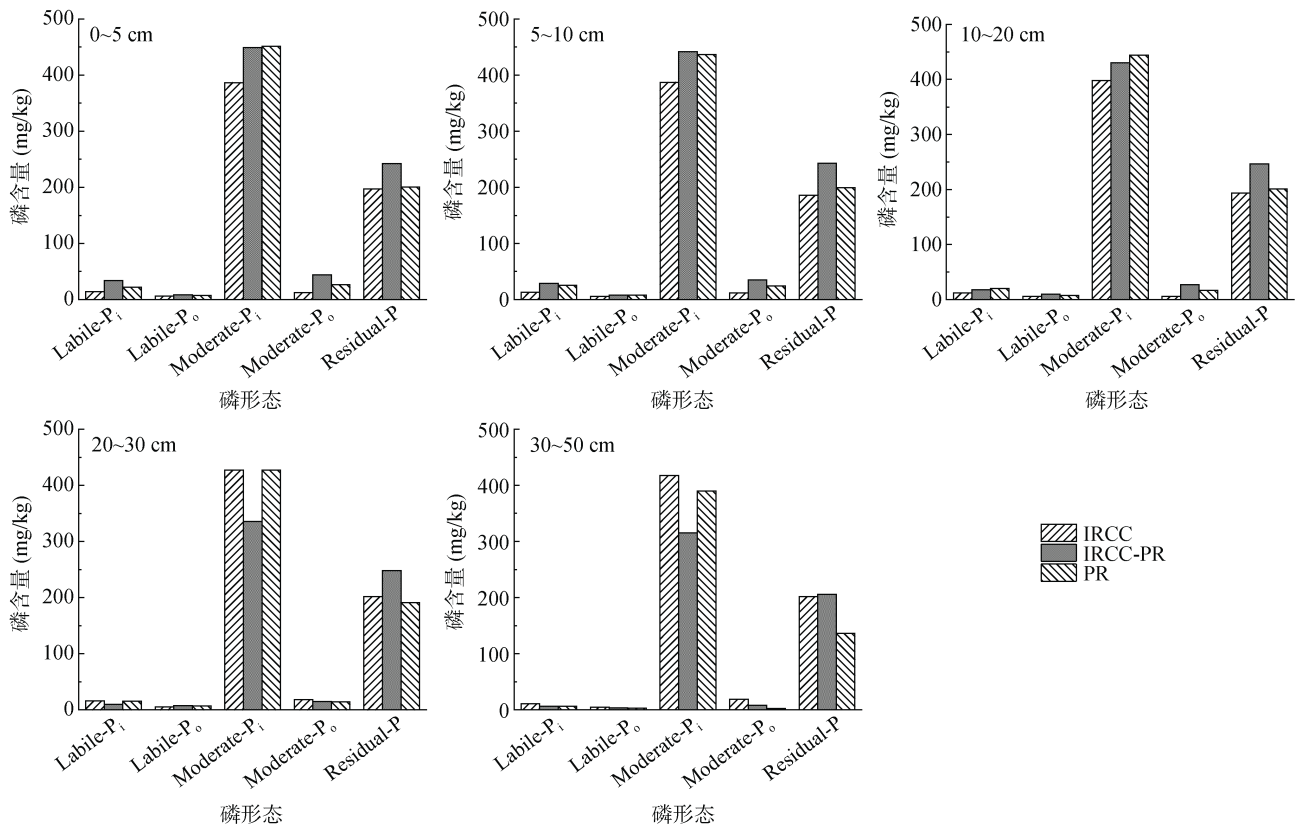


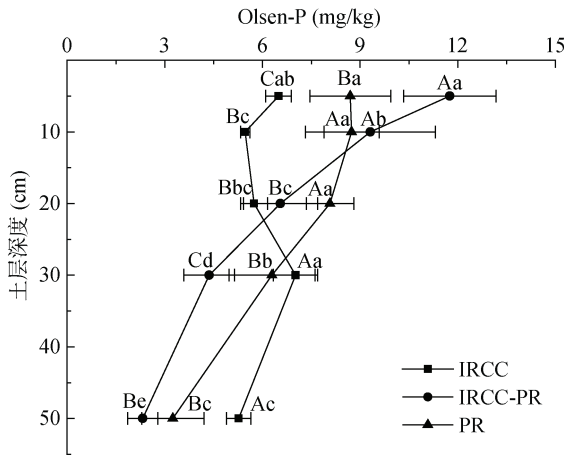
图 1 土壤不同活性形态磷含量变化

Fig. 1 Changes in contents of different active forms of phosphorus in soil

表 3 不同活性形态磷在全磷中的占比(%)

Table 3 Percentages of different active forms of phosphorus in total phosphorus (%)

耕作模式	土层(cm)	Labile-P _i	Labile-P _o	Moderate-P _i	Moderate-P _o	Residual-P
IRCC	0~5	2.3±0.1	1.0±0.1	62.8±3.1	2.0±0.1	32.0±1.6
	5~10	2.1±0.2	0.9±0.0	64.2±5.2	2.0±0.2	30.8±3.5
	10~20	2.0±0.4	0.9±0.2	64.8±6.5	0.9±0.1	31.5±4.2
	20~30	2.4±0.5	0.8±0.1	63.9±2.1	2.8±0.4	30.2±2.1
	30~50	1.7±0.1	0.7±0.1	63.8±4.2	2.9±0.5	30.9±1.1
	平均	2.1±0.3	0.9±0.1	63.9±0.7	2.1±0.8	31.1±0.7
IRCC-PR	0~5	4.3±0.6	1.1±0.1	57.9±2.9	5.6±0.3	31.1±1.6
	5~10	3.8±0.8	1.0±0.2	58.5±5.6	4.6±0.4	32.2±2.1
	10~20	2.4±0.4	1.3±0.2	59.0±10.1	3.6±0.2	33.7±1.7
	20~30	1.6±0.3	1.2±0.2	54.9±8.5	2.3±0.3	40.0±2.1
	30~50	1.2±0.3	0.7±0.0	58.7±3.7	1.4±0.0	38.0±1.9
	平均	2.7±1.4	1.1±0.2	57.8±1.7	3.5±1.7	35.0±3.8
PR	0~5	3.1±0.3	1.0±0.1	63.8±6.2	3.7±0.2	28.3±1.1
	5~10	3.7±0.7	1.1±0.1	63.2±8.8	3.4±0.5	28.6±2.4
	10~20	2.9±0.3	1.1±0.1	64.5±11.1	2.4±0.3	29.1±5.3
	20~30	2.3±0.4	1.1±0.1	65.1±2.3	2.2±0.3	29.3±6.5
	30~50	1.2±0.3	0.6±0.2	72.2±3.6	0.5±0.1	25.5±0.8
	平均	2.6±0.9	1.0±0.2	65.8±3.7	2.4±1.3	28.2±1.5



(图中大写字母不同表示同一土层不同耕作模式处理间差异显著 ($P<0.05$); 小写字母不同表示同一耕作模式处理不同土层间差异显著 ($P<0.05$); 下图同)

图 2 不同耕作模式处理土壤有效磷含量

Fig. 2 Soil available phosphorus contents under different cultivation modes treatments

APA 活性介于 71.8~196.9 mg/(kg·h), 随土层深度的增加无明显趋势, 在 0~5、5~10 和 10~20 cm 土层显著低于 IRCC-PR 和 PR 土壤。

2.3 不同形态磷与土壤磷有效性的相关性

利用 Pearson 相关性分析探讨土壤不同形态磷对

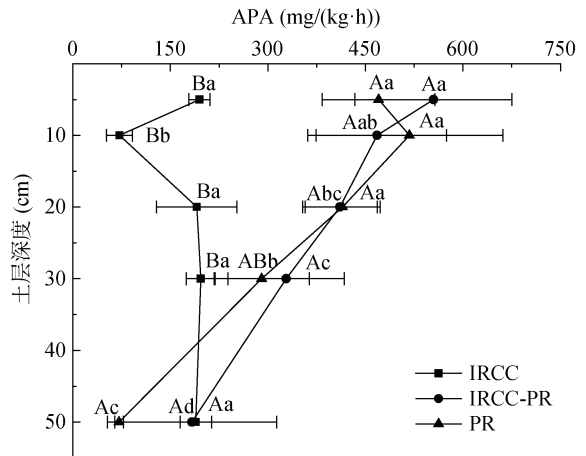


图 3 不同耕作模式处理土壤碱性磷酸酶活性

Fig. 3 Soil alkaline phosphatase activity under different cultivation modes treatments

磷有效性的影响(表 4)。结果表明, 土壤 Olsen-P 与 APA、Labile- P_i 、Labile- P_o 、Moderate- P_i 和 Moderate- P_o 间均呈显著正相关($P<0.01$), 土壤 APA 与 Labile- P_i 、Labile- P_o 、Moderate- P_o 和 Residual-P 间呈显著正相关($P<0.01$)。不同活性的磷形态间总体呈显著正相关($P<0.05$), Moderate- P_i 与 Residual-P 间呈显著负相关($P<0.05$)。

表 4 不同形态磷与土壤有效磷、碱性磷酸酶的 Pearson 相关性

Table 4 Correlation coefficients among soil available phosphorus, alkaline phosphatase activity, and various soil phosphorus fractions

	Olsen-P	APA	Labile- P_i	Labile- P_o	Moderate- P_i	Moderate- P_o	Residual-P
Olsen-P	1	0.65**	0.97**	0.53**	0.68**	0.82**	0.25
APA		1	0.66**	0.70**	0.24	0.71**	0.49**
Labile- P_i			1	0.52**	0.64**	0.85**	0.29
Labile- P_o				1	0.32	0.69**	0.55**
Moderate- P_i					1	0.44*	-0.38*
Moderate- P_o						1	0.57**
Residual-P							1

注: *, **分别表示在 $P<0.05$ 、 $P<0.01$ 水平显著相关。

3 讨论

在 IRCC-PR 模式下, 长期淹水的 IRCC 土壤经历了较长时间的旱生作物生长期, 土壤水分的显著变化可诱导土壤磷形态的转变^[27]。本研究中, 各形态磷含量的排序依次为 $HCl-P > Residual-P > NaOH-P > NaHCO_3-P > H_2O-P$, 这一结果与闫金焱等^[28]在长江流域水稻-油菜轮作土壤及吴璐璐等^[29]在潮土中的研究结果一致。相较于 IRCC 和 PR 模式, IRCC-PR 土壤的 Moderate-P 占比下降, 而 Labile-P 和 Residual-P 占比上升。Moderate-P 主要由化学吸附于铁、铝矿物表面的磷及钙矿物结合态磷构成, 而 Labile-P 主要包

含弱吸附于土壤表面的可交换无机磷及易矿化可溶性有机磷^[23]。植物优先利用土壤中的 Labile-P, 当活性磷供应不足时, 土壤中会发生一系列生物地球化学过程, 将 Moderate-P 转化为有效磷以维持供应^[30]。IRCC-PR 土壤磷形态的变化增强了短期土壤磷活性, 但削弱了土壤长期供磷潜能, 可能导致磷肥需求增加, 从而提高生产成本并加大环境风险。因此, 在 IRCC-PR 模式下, 通过施肥管理来优化磷的有效性尤为重要。例如, 可以选择在旱生作物生长季节增加磷肥施用量, 而在水稻季减少磷肥施用, 以平衡作物对磷的需求, 并降低环境风险^[31]。

土壤 TP 和 Olsen-P 含量在 IRCC-PR 和 PR 模式

下的相同土层中近似,且均表现为表层高、深层低。在耕作层(0~20 cm),其含量明显高于 IRCC,但在底层土壤则明显低于后者。这可能是由于以下两方面原因:①在 IRCC-PR 和 PR 模式下,每年种植水稻和油菜两茬作物,作物吸收的磷随植株残体分解富集于表层土壤;②IRCC 模式下,田块只在水稻季施用一季化肥,而 IRCC-PR 和 PR 模式下需施用两季化肥^[32]。由于磷肥多以基肥方式施用,且土壤基质对磷具有强吸附性,施入的磷主要积累于耕作层,提高了土壤 TP 和 Olsen-P 含量。相比之下,IRCC 土壤的 TP 和 Olsen-P 含量随土层深度增加略微升高,可能是由于小龙虾掘洞的生活习性增强了土层间物质交换,促进了磷素的剖面迁移。IRCC-PR 和 IRCC 土壤的 TP 和 Olsen-P 呈现不同的剖面分布规律,表明恢复水旱轮作后需采取不同的磷流失风险控制策略。在 IRCC-PR 模式下,磷肥施用量增加,磷素在表层土壤中富集,应重点关注磷随土壤侵蚀和地表径流的流失风险;而在 IRCC 模式下,则需关注磷的淋溶流失风险。

土壤 APA 活性通常用于表征微生物矿化有机磷的能力,而活性磷含量的增加可抑制土壤 APA 活性^[33-34]。本研究发现,IRCC-PR 和 PR 模式下,土壤 APA 活性随土层深度增加显著下降,并且在 0~30 cm 土层中的活性明显高于 IRCC 土壤;而 IRCC 土壤 APA 活性随土层深度变化不明显。这一差异可能与长期淹水抑制了微生物活性,进而降低微生物胞外酶活性有关^[35-36]。土壤 APA 活性与 Olsen-P 呈现相似分布趋势,可能由以下两方面因素共同导致:①本研究中土壤 Olsen-P 平均含量为 6.1 mg/kg(1.8~12.4 mg/kg),低于都江雪等^[37]调查的稻田平均 Olsen-P 含量(21.79 mg/kg),总体处于缺磷状态;②IRCC-PR 土壤的 Olsen-P 含量相较 IRCC 虽有所增加,但仍不足以满足水旱轮作引起的微生物生物量增长需求。

土壤 Olsen-P 和 APA 活性均可指示土壤磷的有效性,其与某一形态磷的相关性越高,说明该形态磷的有效性越高^[38]。本研究发现,Olsen-P 与 Labile-P_i 相关性最佳,相关性系数高达 0.97($P<0.01$),表明 Labile-P_i 是作物最有效的磷源,这一结果与不同类型土壤的已有研究一致^[39-41]。此外,Olsen-P 与 Labile-P_o、Moderate-P_i 和 Moderate-P_o 相关系数为 0.53~0.82,均呈显著正相关($P<0.01$),说明这些磷形态可在有效磷库不足时,通过微生物矿化或生物地球化学过程转化为有效磷。土壤 APA 活性与 Labile-P_i、Labile-P_o 和 Moderate-P_o 间相关性最佳,相关系数为

0.66~0.71($P<0.01$),说明这些磷形态在土壤微生物活动中优先被吸收利用。此外,APA 活性与 Residual-P 也呈显著正相关(相关系数为 0.49, $P<0.01$),表明在易获取磷源不足的情况下,土壤微生物可通过活化稳定态磷获取有效磷^[30]。

4 结论

相比于持续稻虾共作土壤,恢复水旱轮作后,土壤活性磷和稳定态磷占比增加,而中等活性磷占比下降,土壤中长期供磷潜力降低,磷肥需求可能上升。土壤有效磷在剖面上的分布表现为表层高、深层低,耕作层含量高于持续稻虾共作土壤,而底层土壤则低于后者。恢复水旱轮作的稻虾共作田,土壤磷随土壤侵蚀和地表径流的流失风险较高,而持续稻虾共作田土壤磷的淋溶流失风险较高,需针对性调整磷流失风险控制策略。未来,需在更大区域范围和更长时间尺度上开展研究,深入解析恢复水旱轮作后土壤磷形态的演变规律、磷肥力的恢复速度和程度,以指导磷肥的科学施用和环境风险管理。

参考文献:

- [1] 曹凑贵,江洋,汪金平,等. 稻虾共作模式的“双刃性”及可持续发展策略[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(9): 1245-1253.
- [2] 全国水产技术推广总站,中国水产学会. 中国小龙虾产业发展报告(2024)[J]. 中国水产, 2024, 584(7): 14-20.
- [3] Li K M. Rice-fish culture in China: A review[J]. Aquaculture, 1988, 71(3): 173-186.
- [4] Frei M, Becker K. A greenhouse experiment on growth and yield effects in integrated rice-fish culture[J]. Aquaculture, 2005, 244(1/2/3/4): 119-128.
- [5] Li X D, Dong S L, Lei Y Z, et al. The effect of stocking density of Chinese mitten crab *Eriocheir sinensis* on rice and crab seed yields in rice-crab culture systems[J]. Aquaculture, 2007, 273(4): 487-493.
- [6] Gong L J, Shu X Y, Zhang C Y, et al. Status and prospect of crop rotation of *Procambarus clarkii* and mid-season rice in China[M]//Information Technology and Agricultural Engineering. Berlin, Heidelberg: Springer, 2012: 283-291.
- [7] 陈世俭,马毅杰. 四湖地区潜育化土壤的肥力特征与改良利用[J]. 土壤, 2002, 34(2): 73-76.
- [8] Yuan P L, Wang J P, Li C F, et al. Long-term rice-crayfish farming aggravates soil gleying and induced changes of soil iron morphology[J]. Soil Use and Management, 2022, 38(1): 757-770.
- [9] Hou J, Zhang D Y, Zhu J Q. Nutrient accumulation from excessive nutrient surplus caused by shifting from rice monoculture to rice-crayfish rotation[J]. Environmental Pollution, 2021, 271: 116367.

- [10] Li Q M, Xu L, Xu L J, et al. Influence of consecutive integrated rice-crayfish culture on phosphorus fertility of paddy soils[J]. *Land Degradation & Development*, 2018, 29(10): 3413–3422.
- [11] 司友斌, 王慎强, 陈怀满. 农田氮、磷的流失与水体富营养化[J]. *土壤*, 2000, 32(4): 188–193.
- [12] Schindler D W. Evolution of phosphorus limitation in lakes[J]. *Science*, 1977, 195(4275): 260–262.
- [13] Hou J, Wang X L, Xu Q, et al. Rice-crayfish systems are not a *Panacea* for sustaining cleaner food production[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021, 28(18): 22913–22926.
- [14] Gray C W, McDowell R W, Carrick S, et al. The effect of irrigation and urine application on phosphorus losses to subsurface flow from a stony soil[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2016, 233: 425–431.
- [15] Fischer P, Pöthig R, Venohr M. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 599/600: 1130–1139.
- [16] Gu S, Zhou W, Bai J, et al. Insufficient Zn uptake reduces rice grain yield in integrated rice-crayfish culture—a case study in the Jiangnan Plain, China[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2023, 69(6): 861–874.
- [17] Zhou W, Lv T F, Chen Y, et al. Soil physicochemical and biological properties of paddy-upland rotation: A review[J]. *The Scientific World Journal*, 2014, 2014(1): 856352.
- [18] 范明生, 江荣凤, 张福锁, 等. 水旱轮作系统作物养分管理策略[J]. *应用生态学报*, 2008, 19(2): 424–432.
- [19] 王子琬, 梁新强. 土壤干湿交替对磷素释放的影响机制[J]. *环境生态学*, 2020, 2(5): 54–58.
- [20] 郭笑笑. 洪湖市乡村聚落空间分布特征及影响因素研究[D]. 荆州: 长江大学, 2023.
- [21] 郑雄伟, 张响荣, 王瑞杰, 等. 洪湖市土壤酸碱度趋势分析及影响因素[J]. *华东地质*, 2023, 44(2): 197–205.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [23] Moir J, Tiessen H. Characterization of available P by sequential extraction[M]//*Soil Sampling and Methods of Analysis*, Second Edition. Boca Raton: CRC Press, 2007.
- [24] Sr O. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate[M]. US Department of Agriculture, 1954.
- [25] Khan A, Zhang G N, Li T Y, et al. Fertilization and cultivation management promotes soil phosphorus availability by enhancing soil P-cycling enzymes and the phosphatase encoding genes in bulk and rhizosphere soil of a maize crop in sloping cropland[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 264: 115441.
- [26] Wu Q, Zhang S B, Zhao Y, et al. Effects of initial carbon-phosphorus ratio on phosphatase, and phosphorus availability in sludge composting[J]. *Bioresource Technology*, 2023, 382: 129192.
- [27] 程传敏, 曹翠玉. 水旱轮作中不同类型土壤无机磷形态转化及其有效性的比较[J]. *南京农业大学学报*, 1996, 19(4): 32–36.
- [28] 闫金垚, 郭丽璇, 王昆昆, 等. 长江流域稻-油轮作区土壤磷库现状及环境风险分析[J]. *土壤学报*, 2023, 60(1): 247–257.
- [29] 吴璐璐, 张水清, 黄绍敏, 等. 长期定位施肥对潮土磷素形态和有效性的影响[J]. *土壤通报*, 2021, 52(2): 379–386.
- [30] Sharpley A, Jarvie H P, Buda A, et al. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(5): 1308–1326.
- [31] 朱文彬, 汪玉, 王慎强, 等. 太湖流域典型稻麦轮作农田稻季不施磷的农学及环境效应探究[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(6): 1129–1135.
- [32] 宁大伟. 江汉平原油菜—水稻轮作制度下施肥效果及经济效益的研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2010.
- [33] Liang X Q, Jin Y, He M M, et al. Composition of phosphorus species and phosphatase activities in a paddy soil treated with manure at varying rates[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2017, 237: 173–180.
- [34] Chatzistathis T, Monokrousos N, Psoma P, et al. How fully productive olive trees (*Olea europaea* L., cv. 'Chondrolia Chalkidikis') manage to over-satisfy their P nutritional needs under low Olsen P availability in soils?[J]. *Scientia Horticulturae*, 2020, 265: 109251.
- [35] 张静, 可文静, 刘娟, 等. 不同深度土壤控水对稻田土壤微生物区系及细菌群落多样性的影响[J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2019, 27(2): 277–285.
- [36] 阚靖博, 李丽娜, 曲东, 等. 淹水培养过程中水稻土细菌丰度与群落结构变化[J]. *生物多样性*, 2014, 22(4): 508–515.
- [37] 都江雪, 柳开楼, 黄晶, 等. 中国稻田土壤有效磷时空演变特征及其对磷平衡的响应[J]. *土壤学报*, 2021, 58(2): 476–486.
- [38] 吕家珑, 张一平, 陶国树, 等. 23年肥料定位试验 0–100 cm 土壤剖面中各形态磷之间的关系研究[J]. *水土保持学报*, 2003, 17(3): 48–50.
- [39] 穆晓慧, 李世清, 党蕊娟. 黄土高原石灰性土壤不同形态磷组分分布特征[J]. *中国生态农业学报*, 2008, 16(6): 1341–1347.
- [40] 苏贵锐, 荣飞龙, 张薇, 等. 减磷施肥配施生物炭对南方酸性稻作土壤磷素形态的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2024(1): 19–27.
- [41] Zheng Z M, MacLeod J A, Sanderson J B, et al. Soil phosphorus dynamics after ten annual applications of mineral fertilizers and liquid dairy manure: Fractionation and path analyses[J]. *Soil Science*, 2004, 169(6): 449–456.

(责任编辑: 毛小芳)