

王 昂,戴丹超,马旭洲,等. 稻蟹共作模式对土壤微生物量氮和酶活性的影响[J].江苏农业学报,2019,35(1):76-84.
doi:10.3969/j.issn.1000-4440.2019.01.011

稻蟹共作模式对土壤微生物量氮和酶活性的影响

王 昂^{1,2,3}, 戴丹超^{1,3}, 马旭洲^{1,3}, 牟 群⁴, 于永清⁵, 吕为群^{1,2}

(1.上海海洋大学,水产科学国家级实验教学示范中心,上海 201306; 2.上海海洋大学,水产种质资源开发利用重点实验室,上海 201306; 3.上海海洋大学,农业部淡水水产种质资源重点实验室/上海市水产养殖工程技术研究中心/水产动物遗传育种协同创新中心,上海 201306; 4.淮安生物工程高等职业学校,江苏 淮安 223200; 5.盘山县河蟹技术研究所,辽宁 盘锦 124000)

摘要: 为探索稻蟹共作系统中微生物量氮(MBN)含量和酶活性的动态变化,在辽宁盘锦开展田间试验,试验采用2因素裂区设计,以养蟹为主因素,施肥为副因素,设置4个处理,即单作稻不施氮肥处理(R0M)、稻蟹共作不施氮肥处理(R0C)、单作稻施氮肥处理(R1M)和稻蟹共作施氮肥处理(R1C)。结果表明,施肥显著提高0~20.0 cm土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和MBN的含量,显著提高0~20.0 cm土壤脲酶、蛋白酶和脱氢酶的活性,以及0~10.0 cm土壤过氧化氢酶活性。养蟹对土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量影响较小,在施肥条件下,养蟹显著提高0~20.0 cm土层土壤MBN含量,在不施肥稻田中,养蟹对土壤MBN的影响较小。养蟹显著提高0~10.0 cm土壤脲酶和蛋白酶活性以及0~20.0 cm土壤脱氢酶活性,对10.1~20.0 cm土壤脲酶活性、蛋白酶活性和0~20.0 cm土壤过氧化氢酶活性的影响较小。因此,稻蟹共作模式可以在一定程度上提高土壤MBN含量和酶活性,增强酶在土壤氮素转换过程中的积极作用,提高土壤氮素的有效性。

关键词: 稻蟹共作模式; 微生物量氮; 土壤酶活性

中图分类号: S966.16 文献标识码: A 文章编号: 1000-4440(2019)01-0076-09

Effects of rice-crab culture system on soil microbial biomass nitrogen and soil enzymes activities

WANG Ang^{1,2,3}, DAI Dan-chao^{1,3}, MA Xu-zhou^{1,3}, MOU Qun⁴, YU Yong-qing⁵, LYU Wei-qun^{1,2}

(1.Shanghai Ocean University, National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai 201306, China; 2.Shanghai Ocean University, Key Laboratory of Exploration and Utilization of Aquatic Genetic Resources, Shanghai 201306, China; 3.Shanghai Ocean University, Key Laboratory of Freshwater Aquatic Genetic Resources, Ministry of Agriculture/Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture/Shanghai Collaborative Innovation for Aquatic Animal Genetics and Breeding, Shanghai 201306, China; 4.Huaian Higher Vocational School of Biological Engineering, Huaian 223200, China; 5.Panshan Research Institution of Crab Technology, Panjin 124000, China)

收稿日期:2018-04-09

基金项目:国家自然科学基金项目(31572599);上海市现代农业产业技术体系项目[沪农科产字(2018)第4号];水产动物遗传育种中心上海市协同创新中心项目(ZF1206)

作者简介:王 昂(1986-),男,江苏淮安人,博士研究生,主要从事稻田种养生态系统研究。(E-mail) karso135@163.com

通讯作者:吕为群, (E-mail) wqlv@shou.edu.cn; 马旭洲, (E-mail) xz-ma@shou.edu.cn

Abstract: To study the effects of rice-crab culture on soil microbial biomass nitrogen (MBN) and enzyme activity at soil depths of 0–10.0 cm and 10.1–20.0 cm, a field experiment was conducted in Panjin, Liaoning province. A split-plot design with two factors was arranged in this experiment, taking crab as the main factor and fertilizer as sub-factors. The treatments included rice monoculture without fertilizer (R0M), rice-crab culture without fertiliz-

er (R0C), rice monoculture with fertilizer (R1M) and rice-crab culture with fertilizer (R1C). The results showed that the concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and MBN in the 0–20.0 cm soil layers, the activities of urease, protease and dehydrogenase in the 0–20.0 cm soil layers as well as the activity of catalase in 0–10.0 cm soil layer were improved by the utilization of fertilizer. Crab rearing in rice field had less effect on concentrations of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Compared with R1M treatment, R1C treatment significantly increased the MBN content in the 0–20.0 cm soil layers, whereas there was little difference between R0M and R0C treatments. The activities of urease, protease in the 0–10.0 cm soil layer and dehydrogenase activity in the 0–20.0 cm soil layers in rice-crab culture system were significantly higher than those in the rice monoculture system, but there were no significant differences in the activities of urease, protease in the 10.1–20.0 cm soil layer and catalase activity in the 0–20.0 cm soil layers between the two culture systems. The results suggested that rice-crab culture system could improve the soil MBN content and enzyme activities to a certain extent and stimulate the activity of the enzyme in soil nitrogen transformation, which could promote the effectiveness of nitrogen during the rice growth.

Key words: rice-crab culture system; microbial biomass nitrogen; soil enzyme activities

土壤微生物是物质循环的调节者,在土壤有机物的分解和养分循环中起重要作用^[1-5]。微生物作为土壤养分的源和库^[6],一方面,可以固定矿质养分,降低养分的损失;另一方面,可以参与有机质矿化,释放矿质养分,满足作物的需要。土壤微生物量氮(MBN)是微生物含氮的总和,约占土壤中总氮(TN)的5%^[7],但是它非常活跃,其含量受气候条件、土壤环境、施肥、耕作等因素的影响^[8-10]。因此,监测土壤 MBN 对了解土壤生态系统氮素动态有着重要的意义。土壤酶是土壤生态系统的组分之一,是一类具有专性催化作用的生物活性物质,来自土壤动植物和微生物的残体和分泌物^[11],种类丰富,在土壤物质循环、能量转化和作物生产过程中发挥重要作用^[12]。在土壤中,不同的酶发挥不同的作用,脲酶可以促进尿素水解,为土壤提供氮素营养。蛋白酶可以水解土壤中的蛋白质、氨基酸以及含蛋白质氮的有机化合物,其产物是高等植物的氮源之一。过氧化氢酶可以促进土壤中过氧化氢的分解,以降低其对生物的毒害。脱氢酶能加速脱氢反应,促进有机质矿化,是表征土壤有机质厌氧分解强度的重要指标^[13]。因此,与土壤 MBN 类似,土壤酶活性也是反映土壤肥力的重要指标之一,易受气候条件、土壤条件和种植制度等因素的影响^[14-15]。有些研究表明,单施有机肥、单施无机肥或者有机肥和无机肥配施均可以提高土壤酶活性^[13,16],而有些学者则认为施肥对土壤酶活性影响较小^[17]。

稻蟹共作模式是中国北方稻作区一种重要的种养模式,根据河蟹的生长特点,可以分为稻田培育1龄蟹种(放入大眼幼体,6–10月)和稻田培育成蟹(放入1龄蟹种,6–9月)。在北方,水稻是单季栽

培,与河蟹的生长较为同步,而且北方夏季气温较低,对河蟹生长非常有利。此外,稻蟹共作模式还有提高资源利用率,提高水稻产量和品质,增加收入等特点,从而被广泛推广和应用^[18]。李成芳等^[11]发现,稻田养鱼或养鸭均可以提高土壤 MBN 含量以及脲酶、脱氢酶和蛋白酶的活性,对过氧化氢酶影响不显著。Si 等^[19]发现,稻田养殖小龙虾会降低土壤脲酶、转化酶和磷酸酶的活性。目前,关于稻蟹共作模式下土壤酶活性的研究较少,安辉等^[20]的研究结果表明,在北方稻田培育成蟹,有机管理条件(单施猪粪,不施化肥,不使用农药)下,可以显著增加土壤脲酶、转化酶、过氧化氢酶和碱性磷酸酶的活性,但是在常规管理条件(猪粪和化肥配施,使用农药)下,对土壤酶活性无显著影响。关于培育1龄蟹种稻田土壤 MBN 含量和酶活性的研究较少,关于不同土层 MBN 含量和酶活性的深入研究更少。因此,本研究拟通过探索不同土层的 MBN 含量和4种酶(脲酶、过氧化氢酶、蛋白酶和脱氢酶)活性的变化特征,分析其相关性,探讨在施肥和不施肥条件下,培育1龄蟹种对土壤 MBN 含量和酶活性的影响,以期对稻蟹共作模式的规模化应用提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 试验地点和试验材料

2013年的6月至10月,于辽宁省盘锦市坝墙子镇姜家村开展田间试验。试验点地处温带季风性气候区,2013年年均气温9.2℃,降水量613.7mm,降水主要集中在5–9月,占全年降水量的72.7%。经检测,该试验地点土壤总氮(TN)含量为1.61g/kg,总磷(TP)含量为0.45g/kg,总有机碳

(TOC) 含量为 13.80 g/kg, pH 为 7.28。水稻品种为盐粳 456, 生育期 163 d, 河蟹为辽河水系中华绒螯蟹。生产用肥为尿素、过磷酸钙和硫酸钾, 饲料购自禾丰牧业有限公司。

1.2 试验设计

田间试验按照施肥和养蟹 2 个因素进行裂区设计。以养蟹为主因素, 施肥为副因素, 共 4 个处理, 即单作稻不施氮肥处理 (ROM)、稻蟹共作不施氮肥处理 (ROC)、单作稻施氮肥处理 (R1M) 和稻蟹共作施氮肥处理 (R1C), 每个处理重复 3 次, 共 12 个小区, 每个小区面积为 100 m²。

1.3 田间管理

每个小区都有各自的进水口和排水口, 用 80 目的尼龙网包裹, 防止杂鱼进入或河蟹游出。小区之间用宽 1.0 m, 高 0.5 m 的田埂隔开, 并用加厚塑料膜和竹竿做成高 40.0 cm 的防逃墙。田埂内侧沿四周用镀锌铁皮 (宽 45.0 cm, 厚约 0.5 mm) 垂直插入土壤 (深 20.0 cm), 以减少各小区之间的侧渗。5 月 27 日, 将肥料一次性施入稻田, 施肥量为 N 160 kg/hm², P₂O₅ 70 kg/hm², K₂O 80 kg/hm², 随后翻地 (15.0~20.0 cm 土层)。5 月 30 日灌水泡田, 6 月 1 日人工插秧, 行株距为 30.0 cm×16.0 cm, 每穴 2 株秧苗, 此后田间无任何植物保护措施。6 月 9 日, 将大眼幼体 (0.005 g) 放入养蟹单元格, 密度为 1 hm² 1.2×10⁶ 只。每天 17:00 左右投喂一次饲料, 天气不好或者饵料有剩余的情况不投喂。为了防止 1 龄蟹种提早成熟, 在 8 月 25 日至 9 月 15 日期间停止投喂, 于 9 月 16 日恢复投喂至 9 月 23 日, 10 月 1 日人工收割水稻, 河蟹于 10 月 20 日收获, 累积投饵量为 920 kg/hm²。

1.4 采样与测定

在水稻的返青期、分蘖期、拔节期、灌浆期和成熟期对稻田土壤进行采样, 分别在每个小区 S 型取 5 个点, 每个点用土钻 (直径 2.5 cm) 采集深度为 0~10.0 cm 和 10.1~20.0 cm 的土壤样品, 分别剔除砂砾和可见有机物, 过 2.0 mm 筛, 立即带回实验室, 进行氮含量和酶活性的测定。

称取 20 g 新鲜土壤, 加入 2 mol/L 的 KCl 溶液 50 ml, 振荡浸提 1 h, 分别用靛酚蓝比色法^[21] 和紫外分光光度法^[22] 测定浸提液中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 的含量, 土壤 MBN 含量采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 溶液浸提法^[23] 测定, 脲酶和脱氢酶的活性分别采用苯酚钠比

色法和 2,3,5-氯化三苯基四氮唑 (TTC) 比色法进行测定^[24], 过氧化氢酶活性采用紫外分光光度法^[25] 进行测定, 蛋白酶活性采用改进的茚三酮比色法^[26] 进行测定。

1.5 数据分析

采用 SPSS 软件对各处理土壤氮素、酶活性的差异显著性和相关性进行分析, 用 Origin 9.1 和 Excel 软件作图。

2 结果与分析

2.1 不同处理土壤 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量的动态变化

图 1 显示, 随着水稻生育进程的推进, 0~10.0 cm 土层, 土壤 NH₄⁺-N 含量呈下降趋势; 10.1~20.0 cm 土层, 施氮肥稻田土壤 NH₄⁺-N 含量呈下降趋势, 不施氮肥稻田土壤 NH₄⁺-N 含量变化较平稳, 峰值均出现在分蘖期。在水稻全生育期, 0~10.0 cm 土层, 土壤 NH₄⁺-N 平均含量为 9.36 mg/kg, 施氮肥稻田土壤 NH₄⁺-N 含量是不施氮肥稻田的 2.75 倍 ($P<0.01$), 养蟹稻田土壤 NH₄⁺-N 含量与不养蟹稻田相比, 增加了 12.9% ($P>0.05$); 10.1~20.0 cm 土层, 土壤 NH₄⁺-N 平均含量为 7.70 mg/kg, 施氮肥稻田土壤 NH₄⁺-N 含量是不施氮肥稻田的 2.95 倍 ($P<0.01$), 养蟹稻田土壤 NH₄⁺-N 含量与不养蟹稻田相比, 增加了 5.7% ($P>0.05$)。

土壤 NO₃⁻-N 含量在返青期最高。在水稻全生育期, 0~10.0 cm 土层, 土壤 NO₃⁻-N 平均含量为 2.48 mg/kg, 施氮肥稻田土壤 NO₃⁻-N 含量是不施氮肥稻田的 1.63 倍 ($P<0.01$), 养蟹稻田土壤 NO₃⁻-N 含量与不养蟹稻田相比, 降低了 1.1% ($P>0.05$); 10.1~20.0 cm 土层, 土壤 NO₃⁻-N 平均含量为 1.79 mg/kg, 施氮肥稻田土壤 NO₃⁻-N 含量是不施氮肥稻田中的 1.46 倍 ($P<0.01$), 养蟹稻田土壤 NO₃⁻-N 含量与不养蟹稻田相比, 降低了 7.8% ($P>0.05$)。

2.2 不同处理土壤 MBN 含量的动态变化

图 2 显示, 各处理土壤 MBN 含量为 4.74~34.52 mg/kg, 大多呈现先升高后降低的趋势。在水稻全生育期, 各处理 0~10.0 cm 土壤 MBN 平均含量为 17.48 mg/kg, 显著高于 10.1~20.0 cm 层土壤 MBN 的平均含量 (13.02 mg/kg)。在水稻全生育期, 0~10.0 cm 土层, 施氮肥稻田土壤 MBN 平均含

量为 20.53 mg/kg,与不施氮肥稻田相比,提高了 42.2% ($P<0.01$);稻蟹共作施氮肥处理,土壤 MBN 的平均含量为 23.13 mg/kg,比单作稻施氮肥处理土壤 MBN 的平均含量高 29.1% ($P<0.01$);单作稻不施氮肥处理和稻蟹共作不施氮肥处理的土壤 MBN 平均含量分别为 13.38 mg/kg 和 15.49 mg/kg,差异不显著。在 10.1~20.0 cm 土层,施氮肥处理

的土壤 MBN 平均含量为 16.84 mg/kg,比不施氮肥处理土壤 MBN 平均含量高 83.2% ($P<0.01$);稻蟹共作施氮肥处理,土壤 MBN 平均含量为 17.92 mg/kg,比单作稻施氮肥处理下土壤 MBN 平均含量高 13.7% ($P<0.01$);单作稻不施氮肥处理和稻蟹共作不施氮肥处理土壤 MBN 平均含量分别为 8.97 mg/kg 和 9.41 mg/kg,差异不显著。

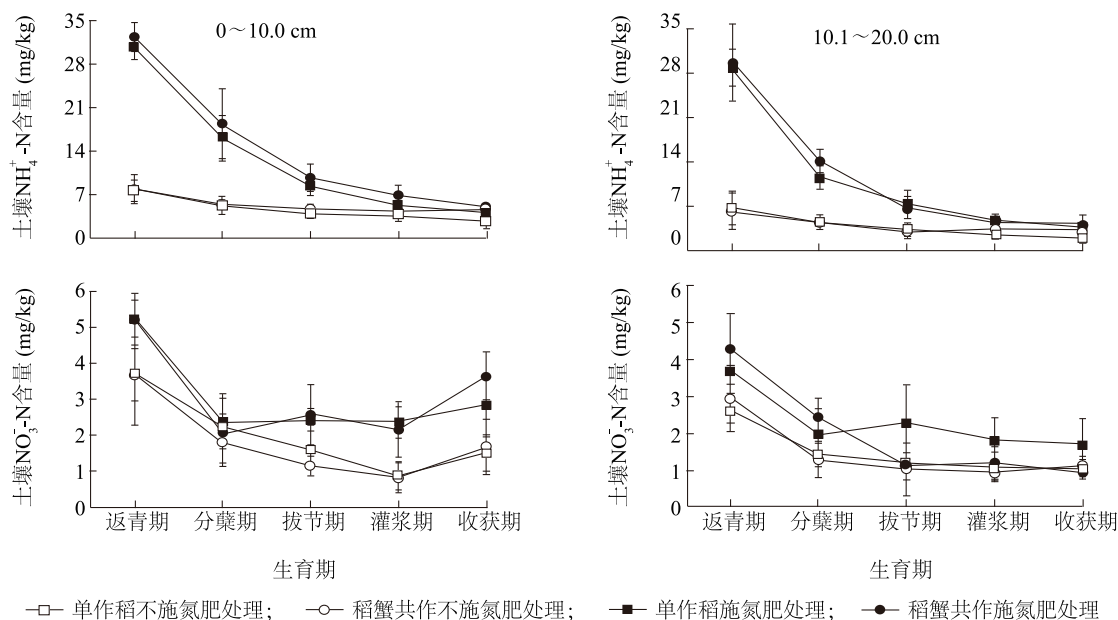


图 1 土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的动态变化

Fig.1 Dynamic change of the concentrations of soil $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_3^-\text{-N}$

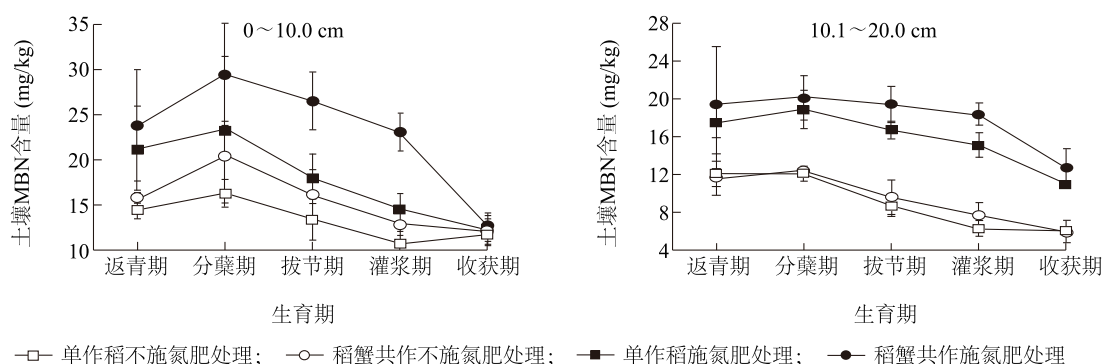


图 2 土壤微生物量氮 (MBN) 含量的动态变化

Fig.2 Dynamic change of the concentrations of soil microbial biomass nitrogen (MBN)

2.3 不同处理土壤酶活性的动态变化

在水稻整个生长期,土壤脲酶活性呈先降低后升高再降低的趋势(图 3a、图 3b)。0~10.0 cm 土层,土壤脲酶活性峰值出现在拔节期,10.1~20.0

cm 土层,土壤脲酶活性峰值出现在返青期。在水稻全生育期,0~10.0 cm 土层,各处理土壤脲酶活性平均为 197.56 $\mu\text{g/g}$ 。其中,施氮肥稻田土壤脲酶活性平均为 221.85 $\mu\text{g/g}$,比不施氮肥稻田土壤脲酶活

性平均高 28.0% ($P < 0.01$); 养蟹稻田土壤脲酶活性平均为 207.89 $\mu\text{g/g}$, 比不养蟹稻田土壤脲酶活性平均高 11.0% ($P < 0.05$)。在水稻全生育期, 10.1~20.0 cm 土层, 各处理土壤脲酶活性平均为 151.99 $\mu\text{g/g}$, 其中, 施氮肥稻田土壤脲酶活性平均为 163.90 $\mu\text{g/g}$, 比不施氮肥稻田土壤脲酶活性平均高 17.0% ($P < 0.01$), 养蟹稻田土壤脲酶活性平均为 154.34 $\mu\text{g/g}$, 比不养蟹稻田土壤脲酶活性平均高 3.1% ($P > 0.05$)。

土壤过氧化氢酶与脲酶类似, 其活性也呈现先降低后升高再降低的趋势(图 3c、图 3d)。在水稻全生育期, 0~10.0 cm 土层, 各处理土壤过氧化氢酶活性平均为 1.23 ml/g。其中, 施氮肥稻田土壤过氧化氢酶活性平均为 1.44 ml/g, 比不施氮肥稻田土壤过氧化氢酶活性平均高 43.0% ($P < 0.05$); 养蟹稻田和不养蟹稻田土壤过氧化氢酶活性平均分别为 1.27 ml/g 和 1.18 ml/g, 差异不显著。10.1~20.0 cm 土层, 各处理土壤过氧化氢酶活性平均为 0.92 ml/g, 其中, 施氮肥稻田与不施氮肥稻田土壤过氧化氢酶活性平均分别为 0.96 ml/g 和 0.87 ml/g, 差异不显著, 养蟹稻田和不养蟹稻田土壤过氧化氢酶活性平均分别为 0.95 ml/g 和 0.88 ml/g, 差异也不显著。

土壤蛋白酶活性呈先增加后降低的趋势(图 3e、图 3f)。0~10.0 cm 土层, 不养蟹稻田土壤蛋白酶活性峰值出现在拔节期, 养蟹稻田土壤蛋白酶活性峰值出现在灌浆期。10.1~20.0 cm 土层, 各处理的峰值均出现在拔节期。在水稻全生育期, 0~10.0 cm 土层, 土壤蛋白酶活性平均为 0.48 mg/g, 施氮肥稻田中土壤蛋白酶活性平均是不施氮肥稻田的 1.97 倍 ($P < 0.01$), 养蟹稻田与不养蟹稻田相比, 土壤蛋白酶活性平均提高了 28.6% ($P < 0.01$)。10.1~20.0 cm 土层, 土壤蛋白酶活性平均为 0.36 mg/g, 施氮肥稻田土壤蛋白酶活性平均是不施氮肥稻田的 1.88 倍 ($P < 0.01$), 养蟹稻田与不养蟹稻田相比, 土壤蛋白酶活性平均提高了 5.7% ($P > 0.05$)。

土壤脱氢酶活性与蛋白酶活性的变化趋势类似, 也是先增加后降低。0~20.0 cm 土层, 土壤脱氢酶活性的峰值均出现在拔节期(图 3g、图 3h)。在水稻全生育期, 0~10.0 cm 土层, 土壤脱氢酶活性平均为 183.26 mg/g, 施氮肥稻田土壤脱氢酶活性是不施氮肥稻田的 1.60 倍 ($P < 0.01$), 养蟹稻田与

不养蟹稻田相比, 土壤脱氢酶活性提高了 16.7% ($P < 0.01$)。10.1~20.0 cm 土层, 土壤脱氢酶活性平均为 146.45 mg/g, 施氮肥稻田土壤脱氢酶活性是不施氮肥稻田的 1.56 倍 ($P < 0.01$), 养蟹稻田与不养蟹稻田相比, 土壤脱氢酶活性提高了 16.2% ($P < 0.01$)。

2.4 土壤氮素和酶活性的相关性分析

土壤氮素和酶活性的相关性分析结果(表 1)显示, 土壤 3 种氮素含量之间显著正相关。4 种酶活性, 除了过氧化氢酶活性和脱氢酶活性不相关外, 其他酶活性之间均两两呈显著正相关。土壤微生物量氮含量与脲酶活性、过氧化氢酶活性、蛋白酶活性呈极显著正相关, 与脱氢酶活性呈显著正相关。脲酶活性、过氧化氢酶活性与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均呈极显著正相关, 脱氢酶活性与土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量呈显著负相关, 与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量不相关。蛋白酶活性与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均不相关。

3 讨论

3.1 不同处理土壤 MBN 含量的动态变化及其与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量的相关性

土壤 MBN 作为土壤的活性养分, 可表征土壤有效养分状况, 是评价土壤肥力的重要指标^[27]。在本研究中, 土壤 MBN 含量为 4.74~34.52 mg/kg, 与赵先丽等^[28]的研究结果相近, 低于麦田土壤和南方稻田土壤 MBN 含量^[6, 29-30], 这可能与气候、土壤等条件有关^[31]。0~10.0 cm 土壤 MBN 平均含量显著高于 10.1~20.0 cm 层土壤 MBN 平均含量, 与张敬昇等^[32]结果类似。这是因为土壤表层可以获得更多的有机质, 促进微生物繁殖, 从而提高 MBN 含量。从水稻整个生长期来看, 各处理稻田土壤 MBN 含量大多呈先升高后下降的趋势。这是因为水稻返青期至分蘖期的温度适宜, 有机质(前茬留下的秸秆和稻根)含量丰富, 利于微生物生长和繁殖^[29]。此外, 水稻生长前期吸收能力较弱, 因此 MBN 含量达到最高值。随后, 由于水稻的吸收, 土壤 MBN 含量逐渐下降^[11]。在水稻生长后期, 水稻根系吸氮量减弱, 根系脱落物增加, 促进土壤 MBN 含量的提升^[11, 27], 但是可能因为北方气温较低, 致使土壤部分微生物死亡, 土壤 MBN 含量降低^[8]。由此可见, 土壤微生物既是氮库, 在土壤氮丰富的时候储存氮素, 也是氮源, 在水稻需要的时候为其供氮^[27]。土壤 MBN 含

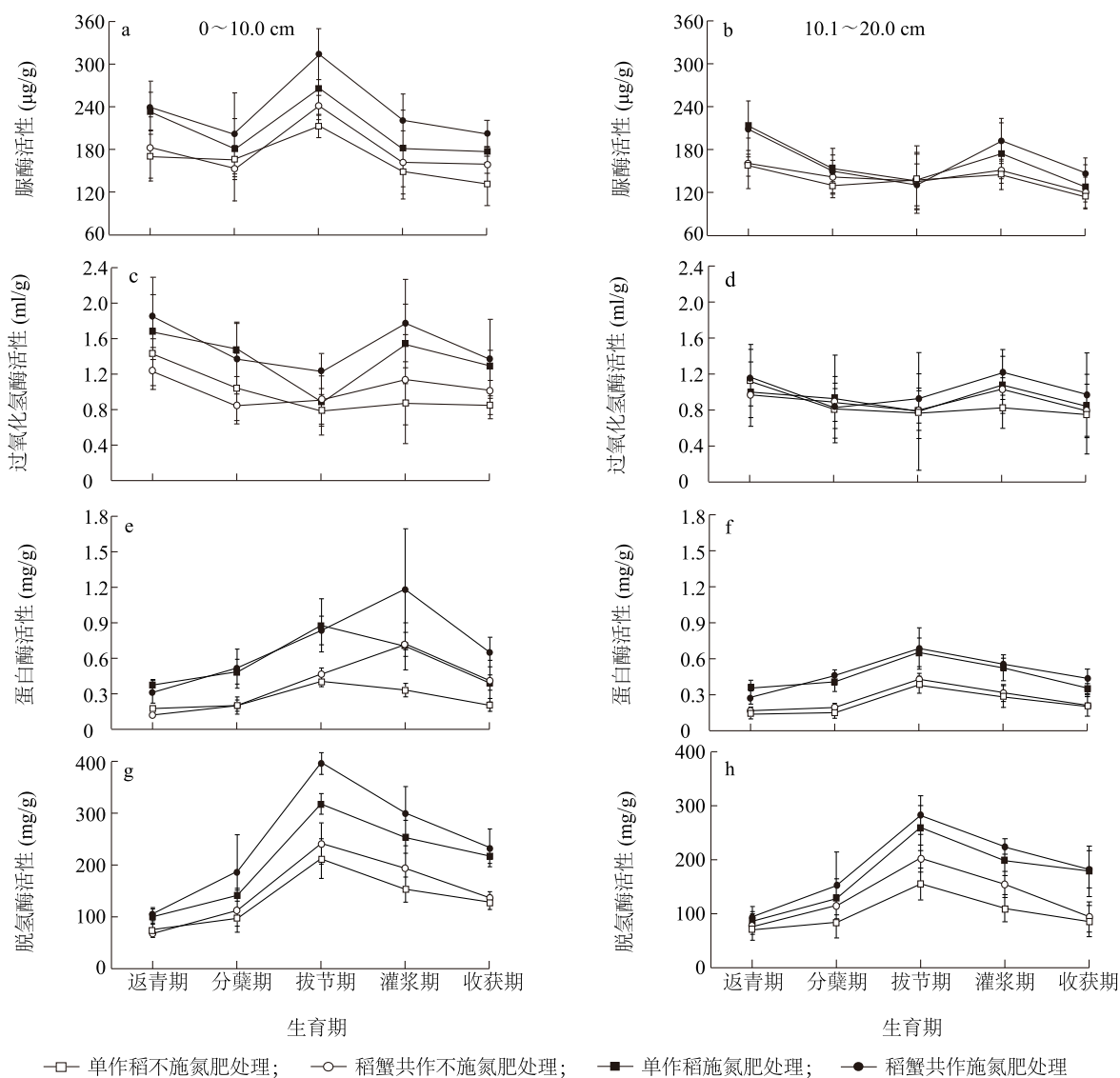


图 3 土壤脲酶、过氧化氢酶、蛋白酶和脱氢酶活性的动态变化

Fig.3 Dynamic change of urease, catalase, protease and dehydrogenase activities in soil

表 1 土壤氮素和酶活性的相关性

Table 1 Correlation between soil nitrogen and enzyme activities

项目	相关系数						
	脲酶活性	过氧化氢酶活性	蛋白酶活性	脱氢酶活性	NH_4^+ -N含量	NO_3^- -N含量	土壤微生物量氮含量
脲酶活性	1.000						
过氧化氢酶活性	0.544 **	1.000					
蛋白酶活性	0.481 **	0.326 *	1.000				
脱氢酶活性	0.469 **	0.107	0.880 **	1.000			
NH_4^+ -N含量	0.592 **	0.566 **	0.247	0.041	1.000		
NO_3^- -N含量	0.420 **	0.558 **	-0.200	-0.355 *	0.785 **	1.000	
土壤微生物量氮含量	0.647 **	0.566 **	0.437 **	0.332 *	0.779 **	0.582 **	1.000

* 表示在 0.05 水平上显著相关; ** 表示在 0.01 水平上极显著相关。

量与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 含量、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量均呈极显著正相关,也为上述结论提供了支撑。施肥显著提高土壤 MBN 含量,因为施肥增加了土壤的能源物质,提高微生物活性^[6]。养蟹也提高了土壤 MBN 含量,一方面,河蟹的粪便为土壤提供有机质,为微生物固氮提供了碳源。另一方面,河蟹的扰动加速有机质分解,利于微生物吸收、利用^[33]。稻蟹共作施氮肥处理与单作稻施氮肥处理的土壤 MBN 含量差异显著,而稻蟹共作不施氮肥处理与单作稻不施氮肥处理的土壤 MBN 含量差异不显著,可能因为河蟹是杂食性的,除了摄食配合饲料,还取食稻田中的水生植物^[34]、稻叶、稻花等有机质,而施肥稻田中这些有机物产量要高于不施肥稻田,因此不施肥稻田中河蟹天然饵料的来源较少,对系统 MBN 含量的促进作用有限。另外,不施肥稻田土壤氮素少,水稻与微生物竞争养分,导致土壤微生物减少至较低水平^[11]。

3.2 不同处理土壤酶活性动态变化及其与氮素的相关性

本研究分别测定了 0~10.0 cm 和 10.1~20.0 cm 土层的 4 种酶活性,发现 0~10.0 cm 的土壤酶活性均高于 10.1~20.0 cm 的土壤酶活性,与之前的许多研究结果^[32,35-37]一致。土壤酶的来源是微生物、动植物活体或残体等有机物质^[20],因此表层更丰富。纵观水稻整个生长期,酶活性的峰值大多出现在水稻拔节期和灌浆期,这是因为此时水稻生长旺盛,对稻田养分的需求增加,同时水稻根系分泌出大量有机酸和碳水化合物,增强酶活性^[11,38]。不过,脲酶和过氧化氢酶活性在水稻生长前期也较高,可能是由于前期水稻根系较小或者处于恢复状态,吸氮能力弱,系统积累的氮素较多,尤其是施肥稻田,同时前茬秸秆也提供了碳源,促进酶活性的提升^[39]。在成熟期,水稻根系衰老,分泌物减少,此时温度也较低,所以酶活性降低^[15,40]。适量施肥会显著提高土壤酶活性^[13],一方面,施肥直接增加系统的氮素含量,另一方面,施肥可以促进水稻生长,增加水稻生物量和根系分泌物量,提高酶活性。但如果施肥超过一定的量,会降低酶活性^[14,16]。孙瑞莲等^[41]和万水霞等^[38]发现,单独施用化肥可以降低土壤过氧化氢酶的活性,杨林生等^[42]报道,长期使用含氯化肥会降低过氧化氢酶活性,唐玉姝等^[17]指出,长期施用化肥对酶活性影响不大。上述研究结果的差异,可能与土壤性质、肥料种类、施肥量等因

素有关。与水稻单作稻田相比,养蟹稻田的脲酶(0~10.0 cm 土层)、蛋白酶(0~10.0 cm 土层)和脱氢酶(0~20.0 cm 土层)活性显著提高。可能的原因如下:第一,河蟹在稻田中生活,其粪便提高了土壤中碳和氮的含量,促进土壤微生物繁殖,提高土壤酶活性^[43];第二,河蟹是杂食动物,通过摄食稻田中的浮萍、丝状藻、杂草等^[34,44],加速稻田有机质的分解,提高土壤酶活性;第三,河蟹在稻田中扰动,促进水稻根系对养分的吸收,同时根系分泌物增多,因此土壤酶活性增强^[45]。但是,养蟹对 10.1~20.0 cm 土层的脲酶和蛋白酶活性无显著促进作用,可能因为河蟹的规格较小,其摄食和扰动作用仅对表层土壤影响较大。另外,养蟹对 0~20.0 cm 土层过氧化氢酶活性的促进作用较小,与不养蟹稻田差异不显著,这与李成芳等^[11]的研究结果一致。然而, Si 等^[19]研究水稻和克氏原螯虾共作的土壤酶活性发现,稻虾共作会降低土壤脲酶活性,这可能是因为常规稻田(对照组)采用控制灌溉,养蟹稻田(试验组)采用长期淹水的措施,控制灌溉或者干湿交替均能提高土壤酶活性^[14],因此常规稻田脲酶活性更高。

相关性分析结果表明,4 种酶中除了过氧化氢酶与脱氢酶的活性不显著相关外,其他酶活性均两两显著正相关,这可能是因为土壤酶之间存在某些共同底物,当任意一种酶与底物结合,会释放某些信息物质,刺激其他酶的活性^[46]。4 种酶活性与土壤 MBN 含量均显著正相关,说明土壤酶活性与微生物之间存在刺激作用,土壤酶活性水平可以反映土壤肥力,同样土壤微生物量大小也可以反映出土壤酶活性的高低^[47],与张电学等^[48]的研究结果一致。脲酶和过氧化氢酶活性与土壤 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著正相关,这与黄容等^[39]研究结果类似。脱氢酶活性与土壤 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 含量显著负相关,与罗世琼等^[49]研究结果类似。但是,影响酶活性的因素很多,关于酶活性与土壤氮素相关关系的结果差异也较大,所以有待更细致、深入的研究^[50]。

参考文献:

- [1] 尹玉玲,汤泳萍,谢启鑫,等.豆蔻酸对茄子根际土壤微生物生理类群和土壤酶活性的影响[J].江苏农业学报,2017,33(1): 181-184.
- [2] 张彭良,李 静,王丹丹.生物有机肥对春小麦生理特性及土壤养分和微生物的影响[J].江苏农业科学,2018,46(9):66-72.
- [3] TRACY B F, FRANK D A. Herbivore influence on soil microbial

- biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem; Yellowstone National Park[J]. *Oecologia*, 1998, 114 (4): 556-562.
- [4] 黄 芬, 韦红群, 曹建华. 土壤微生物对玉米秸秆还田的响应特征——亚热带石灰土与红壤的典型对比[J]. *南方农业学报*, 2018, 49(1): 22-29.
- [5] 吴 晶, 王娟娟, 朱腾义, 等. 不同施肥和栽培措施对水稻土壤微生物多样性的影响综述[J]. *江苏农业科学*, 2018, 46(10): 14-17.
- [6] 臧逸飞, 郝明德, 张丽琼, 等. 26 年长期施肥对土壤微生物量碳、氮及土壤呼吸的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(5): 1445-1451.
- [7] ANDERSON J P E, DOMSCH K H. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils[J]. *Soil Science*, 2006, 171(6): S106-S111.
- [8] 王传杰, 肖 婧, 蔡岸冬, 等. 不同气候与施肥条件下农田土壤微生物生物量特征与容量分析[J]. *中国农业科学*, 2017, 50(6): 1067-1075.
- [9] 徐明岗, 李 玲, 苗惠田, 等. 有机-无机配施对农田土壤微生物量碳氮的影响研究[J]. *绿洲农业科学与工程*, 2016(1): 19-25.
- [10] 唐先亮, 魏甲彬, 周玲红, 等. 耕作方式对稻田土壤微生物量氮的动态影响[J]. *作物研究*, 2016, 30(3): 282-287.
- [11] 李成芳, 曹凑贵, 徐拥华, 等. 稻鸭与稻鱼生态系统土壤微生物量 N 和土壤酶活性动态[J]. *生态学报*, 2008, 28(8): 3905-3912.
- [12] 王理德, 王方琳, 郭春秀, 等. 土壤酶学研究进展[J]. *土壤*, 2016, 48(1): 12-21.
- [13] CHATTERJEE D, MOHANTY S, GURU P K, et al. Comparative assessment of urea briquette applicators on greenhouse gas emission, nitrogen loss and soil enzymatic activities in tropical lowland rice[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2018, 252: 178-190.
- [14] 肖 新, 朱 伟, 肖 靓, 等. 适宜的水氮处理提高稻基农田土壤酶活性和土壤微生物量碳氮[J]. *农业工程学报*, 2013, 29(21): 91-98.
- [15] 王学娟, 周玉梅, 王秀秀, 等. 长白山苔原生态土壤酶活性及微生物生物量对增温的响应[J]. *土壤学报*, 2014, 51(1): 166-175.
- [16] 王保君, 王 伟, 胡乃娟, 等. 麦秸还田下水氮管理对稻田土壤养分、酶活性及碳库的短期影响[J]. *核农学报*, 2016, 30(5): 957-964.
- [17] 唐玉姝, 慈 恩, 颜廷梅, 等. 长期定位施肥对太湖地区稻麦轮作土壤酶活性的影响[J]. *土壤*, 2008, 40(5): 732-737.
- [18] 王 昂, 王 武, 马旭洲. 稻蟹共作模式的发展历程和前景展望[J]. *东北农业科学*, 2013, 38(3): 89-92.
- [19] SI G, YUAN J, XU X, et al. Effects of an integrated rice-crayfish farming system on soil organic carbon, enzyme activity, and microbial diversity in waterlogged paddy soil[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(1): 29-35.
- [20] 安 辉, 刘鸣达, 王耀晶, 等. 不同稻蟹生产模式对土壤活性有机碳和酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2012, 32(15): 4753-4761.
- [21] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [22] 宋 歌, 孙 波, 教剑英. 测定土壤硝态氮的紫外分光光度法与其他方法的比较[J]. *土壤学报*, 2007, 44(2): 288-293.
- [23] 肖 新, 邓艳萍, 汪建飞, 等. 不同节水稻作模式对土壤微生物数量和微生物量碳氮的影响[J]. *水土保持通报*, 2013, 33(2): 62-65.
- [24] 关荫松. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京: 农业出版社, 1986.
- [25] 杨兰芳, 曾 巧, 李海波, 等. 紫外分光光度法测定土壤过氧化氢酶活性[J]. *土壤通报*, 2011, 42(1): 207-210.
- [26] 蔡 红, 沈仁芳. 改良茚三酮比色法测定土壤蛋白酶活性的研究[J]. *土壤学报*, 2005, 42(2): 306-313.
- [27] 汤 宏, 沈健林, 张杨珠, 等. 秸秆还田与水分管理对稻田土壤微生物量碳、氮及溶解性有机碳、氮的影响[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(1): 240-246.
- [28] 赵先丽, 吕国红, 于文颖, 等. 辽宁省不同土地利用对土壤微生物量碳氮的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(10): 1966-1970.
- [29] 汤 宏, 沈健林, 刘杰云, 等. 稻秸的不同组分对水稻土壤微生物量碳氮及可溶性有机碳氮的影响[J]. *水土保持学报*, 2017, 31(4): 264-271.
- [30] 周玲红, 魏甲彬, 唐先亮, 等. 冬季种养结合对稻田土壤微生物量及有效碳氮库的影响[J]. *草业学报*, 2016, 25(11): 103-114.
- [31] BUTENSCHOEN O, SCHEU S, EISENHAEUER N. Interactive effects of warming, soil humidity and plant diversity on litter decomposition and microbial activity[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1902-1907.
- [32] 张敬昇, 王昌全, 李 冰, 等. 控释掺混尿素对稻、麦土壤氮与酶活性的影响[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(6): 1899-1908.
- [33] 郝晓晖, 胡荣桂, 吴金水, 等. 长期施肥对稻田土壤有机氮、微生物生物量及功能多样性的影响[J]. *应用生态学报*, 2010, 21(6): 1477-1484.
- [34] 张庆阳, 马旭洲, 王 昂, 等. 稻蟹共作系统对稻田水体丝状藻类的影响[J]. *上海海洋大学学报*, 2015, 24(1): 68-73.
- [35] 王彦峰, 王 兵, 肖 波, 等. 陕北黄土高原藓结皮的 7 种土壤酶活性及其剖面分布特征[J]. *西北农林科技大学学报(自然科学版)*, 2017, 45(3): 161-169.
- [36] 任万军, 黄 云, 吴锦秀, 等. 免耕与秸秆高留茬还田对抛秧稻田土壤酶活性的影响[J]. *应用生态学报*, 2011, 22(11): 2913-2918.
- [37] 文都日乐, 李 刚, 张静妮, 等. 呼伦贝尔不同草地类型土壤微生物量及土壤酶活性研究[J]. *草业学报*, 2010, 19(5): 94-102.
- [38] 万水霞, 朱宏斌, 唐 杉, 等. 紫云英与化肥配施对安徽沿江双季稻区土壤生物学特性的影响[J]. *植物营养与肥料学报*, 2015, 21(2): 387-395.

- [39] 黄容,高明,万毅林,等. 秸秆还田与化肥减量配施对稻-菜轮作下土壤养分及酶活性的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(11):4446-4456.
- [40] 曾路生,廖敏,黄昌勇,等. 水稻不同生育期的土壤微生物量和酶活性的变化[J]. 中国水稻科学, 2005, 19(5):441-446.
- [41] 孙瑞莲,赵秉强,朱鲁生,等. 长期定位施肥对土壤酶活性的影响及其调控土壤肥力的作用[J]. 植物营养与肥料学报, 2003, 9(4):406-410.
- [42] 杨林生,张宇亭,黄兴成,等. 长期施用含氯化肥对稻-麦轮作体系土壤生物肥力的影响[J]. 中国农业科学, 2016, 49(4):686-694.
- [43] 李江涛,钟晓兰,刘勤,等. 长期施用畜禽粪便对土壤生物化学质量指标的影响[J]. 土壤, 2010, 42(4):526-535.
- [44] 吕东锋,王武,马旭洲,等. 稻蟹共生对稻田杂草的生态防控试验研究[J]. 湖北农业科学, 2011, 50(8):1574-1578.
- [45] 徐国伟,吕强,陆大克,等. 干湿交替灌溉耦合施氮对水稻根系性状及籽粒库活性的影响[J]. 作物学报, 2016, 42(10):1495-1505.
- [46] 熊明彪,雷孝章,田应兵,等. 长期施肥对紫色土酶活的影响[J]. 四川大学学报(工程科学版), 2003, 35(4):60-63.
- [47] 曹成有,朱丽辉,蒋德明,等. 科尔沁沙地不同人工植物群落对土壤养分和生物活性的影响[J]. 水土保持学报, 2007, 21(1):168-171.
- [48] 张电学,韩志卿,李东坡,等. 不同促腐条件下秸秆还田对土壤微生物量碳氮磷动态变化的影响[J]. 应用生态学报, 2005, 16(10):1903-1908.
- [49] 罗世琼,杨宇虹,晋艳,等. 长期培肥对烤烟-小麦轮作红壤各级团聚体氮及其酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(4):127-132.
- [50] 朱海强,李艳红,李发东. 艾比湖湿地典型植物群落土壤酶活性季节变化特征[J]. 应用生态学报, 2017, 28(4):1145-1154.

(责任编辑:王妮)