

华北不同利用强度潮土酶生态化学计量特征比较

李胜君, 盛美君, 李刚, 杨昕玥, 王蕊, 李洁, 张贵龙, 修伟明

引用本文:

李胜君, 盛美君, 李刚, 杨昕玥, 王蕊, 李洁, 张贵龙, 修伟明. 华北不同利用强度潮土酶生态化学计量特征比较[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41(12): 2733–2741.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1017>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

[亚热带天然林转变为毛竹林和茶园对土壤胞外酶活性的影响](#)

张海阔, 张宝刚, 周钟昱, 梁佳辉, 吴家森, 吕玉龙, 解宏图, 蔡延江

农业环境科学学报. 2022, 41(4): 826–833 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0932>

[长期施肥对黄土旱塬农田土壤微生物量碳、氮、磷的影响](#)

李春越, 郝亚辉, 薛英龙, 王益, 党廷辉

农业环境科学学报. 2020, 39(8): 1783–1791 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0240>

[施生物炭与有机肥对白浆土土壤酶活性的影响](#)

陆欣春, 郑永照, 陈旭, 韩晓增, 邹文秀, 董本春, 严君

农业环境科学学报. 2022, 41(3): 568–574 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0169>

[模拟酸雨及秸秆添加对农田土壤微生物呼吸及酶活性的影响](#)

张旭, 陈书涛, 陈桂发, 蔡敏, 周丽, 崔娜欣, 邹国燕

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 823–832 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1230>

[氮肥减量配施有机肥对苹果产量品质及土壤生物学特性的影响](#)

杨莉莉, 王永合, 韩稳社, 马林英, 杨乖成, 韩艳云, 同延安

农业环境科学学报. 2021, 40(3): 631–639 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1160>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

李胜君, 盛美君, 李刚, 等. 华北不同利用强度潮土酶生态化学计量特征比较[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(12): 2733–2741.
LI S J, SHENG M J, LI G, et al. Variations in eco-enzymatic stoichiometric characteristics of fluvo-aquic soil with different use intensities in The North China Plain[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(12): 2733–2741.



开放科学 OSID

华北不同利用强度潮土酶生态化学计量特征比较

李胜君^{1,2}, 盛美君^{1,2}, 李刚^{1,2*}, 杨昕玥^{1,2}, 王蕊^{1,2}, 李洁^{1,2}, 张贵龙^{1,2}, 修伟明^{1,2*}

(1. 农业农村部产地环境污染防治重点实验室 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191; 2. 天津市农业环境与农产品安全重点实验室 农业农村部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘要:为探究土壤酶活性和微生物养分限制水平对土地利用强度的响应特征,本研究设置1个高强度(小麦-玉米轮作,MW)、2个中强度(临时草地-小麦,GW;玉米-临时草地,MG)和1个低强度(多年生草地,PG)共4个处理,6 a后采样解析土壤酶活性及酶生态化学计量特征。结果表明:土壤pH值随土地利用强度降低而下降(仅PG达到显著),PG和GW均增加了土壤有机碳(Organic carbon, OC)含量;PG还增加了土壤全氮(Total nitrogen, TN)与有效磷(Available phosphorus, AP)含量,进而提高了土壤C:P和N:P的比值。与MW和MG相比,PG和GW提高了 β -1,4-葡萄糖苷酶(β -1,4-glucosidase, BG)、 β -N-乙酰-氨基葡萄糖苷酶(β -N-acetyl-glucosaminidase, NAG)+亮氨酸氨基肽酶(Leucine aminopeptidase, LAP)和碱性磷酸酶(Alkaline phosphatase, ALP)活性,以及土壤酶碳磷比(C/P ratio of extracellular enzymatic activities, EEAC:P)和土壤酶氮磷比(N/P ratio of extracellular enzymatic activities, EEAN:P),显著降低了土壤微生物P限制。相关性分析表明:土壤C、N和P关键代谢酶活性均与OC、TN、C:P和N:P显著正相关,而与NH₄⁺-N显著负相关;EEAC:P和EEAN:P均与OC、C:P和N:P显著正相关,但仅EEAN:P与NH₄⁺-N显著负相关。随机森林模型分析表明,pH是土壤微生物C限制的主要解释因子,而C:P、N:P和NH₄⁺-N对土壤微生物P限制的解释度最高。研究表明,将临时草地模式引入农田能够增强土壤固碳和供氮能力,提高土壤酶活性并降低土壤微生物P限制,可为集约化农业管理下提升农田土壤生态系统质量提供理论依据和技术支撑。

关键词: 土地利用强度; 微生物养分限制; 土壤酶活性; 生态化学计量特征; 临时草地

中图分类号:S154.2 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2022)12-2733-09 doi:10.11654/jaes.2022-1017

Variations in eco-enzymatic stoichiometric characteristics of fluvo-aquic soil with different use intensities in The North China Plain

LI Shengjun^{1,2}, SHENG Meijun^{1,2}, LI Gang^{1,2*}, YANG Xinyue^{1,2}, WANG Rui^{1,2}, LI Jie^{1,2}, ZHANG Guilong^{1,2}, XIU Weiming^{1,2*}

(1. Key Laboratory of Original Agro-environment Pollution Prevention and Control of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 2. Tianjin Key Laboratory of Agro-environment and Agro-product Safety, Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China)

Abstract: To explore the response characteristics of soil enzyme activities and microbial nutrient restriction levels to land use intensity, in the present study, a chronic fixed field experiment was conducted. The experiment had four treatments: one treatment with high use intensity(wheat-maize rotation, MW); two treatments with middle use intensity(temporary grassland rotation with wheat and maize rotation

收稿日期:2022-10-12 录用日期:2022-11-03

作者简介:李胜君(1998—),女,山东德州人,硕士研究生,主要从事农田土壤微生物群落特征与土壤健康评价研究。E-mail:lsj19811822491@163.com

*通信作者:修伟明 E-mail:xiuweiming@126.com; 李刚 E-mail:ligang20032002@126.com

基金项目:农业农村部环境保护科研监测所基础前沿项目(2022-jcqyrw-xwm);中国农业科学院科技创新工程项目和公益性行业(农业)科研专项(201503121-04)

Project supported: The Fundamental Cutting-edge Projects of Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, China (2022-jcqyrw-xwm); The Scientific and Technological Innovation Project of the Chinese Academy of Agricultural Sciences and the Special Fund for Scientific Research on Agricultural Public Causes of China(201503121-04)

with temporary grassland, GW and MG, respectively); one treatment with low use intensity (perennial grassland, PG). The soil enzyme activities and ecological stoichiometry were analyzed after 6 years. The results indicated decreasing soil pH with decreasing land use intensity (only PG was significant). PG and GW treatments increased organic carbon (OC), total nitrogen (TN), and available phosphorus (AP) contents in soil, thereby increasing the soil C:N and N:P ratios. Land use intensity had major impacts on key soil enzymatic activities, with higher activities of β -1, 4-glucosidase (BG), β -N-acetyl-glucosaminidase + leucine aminopeptidase (NAG + LAP), alkaline phosphatase (ALP), C/P ratio of extracellular enzymatic activities (EEAC:P), and N/P ratio of extracellular enzymatic activities (EEAN:P) observed in PG and GW compared with MW and MG treatments, but alleviated P limitation. Correlation analysis suggested that key enzymatic activities showed a positive relationship with OC and TN contents as well as C:P, and N:P ratios, but a remarkably negative association with NH_4^+ -N content. Both EEAC:P and EEAN:P ratios were significantly positively correlated with OC content and C:P and N:P ratios. However, a significantly negative relationship was observed only between EEAN:P ratio and NH_4^+ -N content. Random forest analysis illustrated that pH was the main explanatory variant for microbial C limitation, while C:P and N:P ratios as well as NH_4^+ -N content contributed more to soil microbial P limitation. These results indicate that integrating temporal grass into agricultural land use management can enhance soil carbon sequestration and nitrogen supply, improve soil enzyme activities, and lower soil microbial P limitation. These findings provide a theoretical basis and technical support for improving soil ecosystem quality under intensive agricultural management.

Keywords: land use intensity; microbial nutrient limitation; soil enzyme activity; eco-enzymatic stoichiometric characteristics; temporary grassland

农业集约化管理极大地促进了现代农业发展,显著提升粮食产量,为保障全球粮食安全做出了巨大贡献。然而,集约化生产使耕地超负荷运转,导致土壤肥力下降、自净作用减弱、酸化加剧、生物多样性丧失等严重的负面效应^[1]。如何应对这些不利影响,有效缓解农田土壤退化并最终消除不利于农业可持续发展的障碍,成为目前农业领域中亟需解决的关键问题。土地利用强度被定义为定量衡量人类对土地开发利用、管理和保护等干扰强度,以及由此产生的相应土地产出的有效手段^[2],能够直接反映人类活动对生态系统的影响程度。土地利用强度的改变引发了地下和地上生物种群生存环境的显著变化^[3],而在当前农业集约化生态系统管理中,长期高强度的土地利用占据主导地位。当前有关农业集约化管理下农田土壤生态系统质量变化的研究主要集中在特定的土地利用行为,如秸秆物料投入^[4-6]、水肥管理措施^[7-10]、作物种植制度^[11-15]和农田耕作措施^[14, 16]等,而缺乏针对土地利用强度的研究。

土壤酶由土壤微生物和植物根系分泌以及植物残体和土壤动物区系分解产生,是土壤生态系统中重要的生物催化剂^[17],在促进土壤营养元素的生物地球化学循环、腐殖质的合成和分解以及有机质的降解和转化等方面发挥关键作用^[18]。由于土壤酶对环境变化十分敏感,其活性常被用作评价土壤肥力、质量与健康的有力指标^[19]。在农田土壤生态系统中,酶活性与养分可利用性密切相关,能够有效反映养分限制状况^[20]。在具体应用中,通常将参与土壤碳(C)、氮

(N)、磷(P)矿化的关键酶作为主要研究对象。这些酶的分泌和活性取决于作物对养分的需求、底物的可用性和土壤微生物的活跃程度,通过酶活性的测定能够了解耕作措施变化对元素转化过程的影响。鉴于土壤酶的高度敏感性及其与土壤关键元素生物地球化学转化过程的耦合性^[21],越来越多的研究将其纳入研究指标体系中^[22-24],用于表征不同农业管理措施下土壤生态系统状况。然而,目前尚不清楚土壤酶活性对农业土地利用强度变化的响应。

为更好地利用土壤酶指标,科学家提出了土壤酶生态化学计量的概念,即土壤生态系统中参与C、N、P循环的关键酶的活性比,包括参与C循环的 β -1,4-葡萄糖苷酶(β -1,4-glucosidase, BG)、参与N循环的 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(β -N-acetyl-glucosaminidase, NAG)和亮氨酸氨基肽酶(Leucine aminopeptidase, LAP)以及参与P循环的碱性磷酸酶(Alkaline phosphatase, ALP)等^[25],主要用于表征土壤微生物代谢需求和土壤养分供应之间的关系^[26]。SINSABAUGH等^[25]对土壤酶生态化学计量比 $\ln A_{\text{BG}} : \ln A_{\text{NAG+LAP}} : \ln A_{\text{AP}}$ 进行了全球尺度研究,发现其数值近似为1:1:1,而由于环境条件和生物因子等因素的差异,区域尺度上的实际值可能会有所偏离。

自然生态系统中土壤微生物养分限制状况毫无例外地受到全球变化的深刻影响,而受人为干扰更为强烈的农田生态系统,其土壤微生物养分限制特征主要取决于外部养分的输入^[27]。施用氮肥增加了土壤微生物P限制,其中养分计量比和N素有效性是引起

微生物P限制的重要因素^[28]。生态经济学中的“最优配置”模型指出,土壤微生物可将更多可利用资源用于限制性资源的获取^[29]。针对不同施肥条件下褐土酶生态化学计量特征(5:2:3)^[30],反映出土壤中可利用的C、P相对缺乏且微生物可以通过调控酶表达来适应环境资源的稀缺。

综上所述,土壤酶生态化学计量比是表征土壤养分限制状况的敏感指标,为研究农田土壤生态系统状况提供了新的视角。鉴于此,本研究通过设置田间不同利用强度定位试验,旨在明确华北平原典型农田潮土养分转化关键酶活性、酶生态化学计量学特征对土地利用强度梯度的响应,并耦合土壤理化性质分析,揭示酶生态化学计量与土壤养分限制的关系,以期为集约化种植制度下农田土地合理利用和耕地质量提升提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况与试验设计

试验地点位于农业农村部环境保护科研监测所武清野外科学观测试验站(117°12' E, 39°21' N)。试验站地处华北平原东北部,该地海拔6.3 m,属暖温带半湿润半干旱大陆性季风气候,年均气温11.6 °C,年均降水量520~660 mm,土壤类型为潮土。试验始于2015年,4个处理小区包括1个高强度(玉米-小麦轮作,MW)、2个中强度(临时草地-小麦交替, GW;玉米-临时草地交替, MG)和1个低强度(多年生草地, PG),小区面积均为400 m²(40 m×10 m)。玉米季时,氮肥施用总量为195.5 kg·hm⁻²(以N计)、磷肥施用总量为81 kg·hm⁻²(以P₂O₅计),钾肥施用总量为75 kg·hm⁻²(以K₂O计);小麦季时,氮肥施用总量为206.5 kg·hm⁻²(以N计),磷肥施用总量为72 kg·hm⁻²(以P₂O₅计),钾肥施用总量为52.5 kg·hm⁻²(以K₂O计)。60%的氮肥(尿素)和全量磷肥及钾肥作为基肥于小麦和玉米播种时施入,另40%的氮肥(尿素)作为追肥于小麦苗期和玉米拔节期施入。小麦秸秆全部还田,玉米秸秆全部移出农田,其他田间管理措施同当地常规操作;对于临时草地,生长期不采取任何施肥和管理措施,在下一季作物种植前翻耕土壤,其植物群落的优势物种为苍耳、藜和无芒稗;多年生草地不采取任何施肥和管理措施,植物群落的优势物种为芦苇、藜和葎草。

1.2 土壤样品采集

2021年10月(MW和MG处理处于玉米成熟期, GW与PG处理处于临时草地生长期)将每个小区划

分为3个等大小样带^[8, 31~32],在每个样带内使用直径5 cm的土钻按照五点采样法采集0~20 cm耕层土壤并混成1个样品,剔除石砾和植物残体等杂质后装入自封袋,带回实验室过2 mm筛后分为两份,一份于4 °C保存,用于测定含水量、铵态氮和硝态氮含量,一份风干后用于测定酶活性和其他基础理化性质。

1.3 土壤理化性质测定

土壤理化性质测定参考《土壤农化分析》(第三版)^[33]。土壤含水量(Soil moisture, SM)采用烘干法测定;pH采用pH计测定(水土比为2.5:1);有机碳(Organic carbon, OC)采用重铬酸钾容量法测定;全氮(Total nitrogen, TN)采用凯氏定氮法测定,使用连续流动分析仪(AA3, SEAL Analytical, 德国)完成;全磷(Total phosphorus, TP)采用H₂SO₄-H₂O₂消煮和钼锑抗比色法测定;有效磷(Available phosphorus, AP)采用NaHCO₃浸提和钼锑抗比色法测定;铵态氮(Ammomium nitrogen, NH₄⁺-N)和硝态氮(Nitrate nitrogen, NO₃⁻-N)含量在土壤样品经CaCl₂浸提后使用连续流动分析仪(AA3, SEAL Analytical, 德国)测定。

1.4 土壤酶活性测定

土壤酶活性采用试剂盒法(北京索莱宝)测定。其中,土壤β-1,4-葡萄糖苷酶(BG)和土壤β-N-乙酰-氨基葡萄糖苷酶(NAG)均采用对硝基苯酚法测定^[34],土壤亮氨酸氨基肽酶(LAP)采用对硝基苯胺法测定,土壤碱性磷酸酶(ALP)采用磷酸苯二钠比色法测定^[35]。

1.5 数据处理

C、N、P代谢酶计量比可以表征土壤微生物的养分限制情况^[36]。土壤酶活性C:N、C:P及N:P分别以A_{BG}/A_{NAG+LAP}、A_{BG}/A_{ALP}及A_{NAG+LAP}/A_{ALP}表示。胞外酶活性(Extracellular enzymatic activities, EEA)计量比采用对数转化后的计量比值,公式如下:

$$\text{土壤酶碳氮比(EEAC:N)} = \ln A_{BG}/\ln A_{NAG+LAP} \quad (1)$$

$$\text{土壤酶碳磷比(EEAC:P)} = \ln A_{BG}/\ln A_{ALP} \quad (2)$$

$$\text{土壤酶氮磷比(EEAN:P)} = \ln A_{NAG+LAP}/\ln A_{ALP} \quad (3)$$

酶化学计量的向量长度(V_L)和角度(V_A)的计算公式如下:

$$V_L = \{\ln A_{BG}/\ln A_{NAG+LAP}\}^2 + (\ln A_{BG}/\ln A_{ALP})^2\}^{1/2} \quad (4)$$

$$V_A = \text{Degrees}\{\text{ATAN2}[\ln A_{BG}/\ln A_{ALP}, \ln A_{BG}/\ln A_{NAG+LAP}]\} \quad (5)$$

式中: Degrees为角度转换函数; ATAN2为反正切函数。V_L越长,表示C限制越大; V_A<45°和V_A>45°分别表示N限制或P限制的相对程度,偏离程度越大,限制越强。

采用 R 4.2.0 软件的 Envstats 包对数据进行正态性以及方差齐性检验, 不同土地利用强度下土壤理化性质、酶活性和化学计量比差异采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 检验, 并在 $\alpha=0.05$ 水平下采用 Duncan 法进行多重比较, 采用 Origin 2021 软件绘图。采用 Spearman 相关性分析研究土壤理化性质和土壤酶活性之间的相关关系, 可视化通过 R 4.2.0 软件的 ggplot2 包完成。采用随机森林回归模型分析土壤理化指标对向量长度及角度的相对重要性, 可视化通过 R 4.2.0 软件的 ggplot2 包完成。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质比较

如表 1 所示, 土壤 pH、TN、 NH_4^+ -N、 NO_3^- -N、AP 和 SM 受到土地利用强度变化的显著影响。与 MW 处理相比, GW 和 MG 处理下 pH、TN、 NH_4^+ -N、AP、C:P 和 N:P 并无显著变化 ($P>0.05$); PG 处理下 pH 显著降低 ($P<0.05$), 而 C:P 和 N:P 则显著升高 ($P<0.05$)。土壤 NO_3^- -N 含量整体呈现高利用强度>低利用强度>中利用强度的变化趋势, 且 3 种土地利用强度之间差异显著 ($P<0.05$)。与 MW 处理相比, GW 处理的 SM 并无显著变化 ($P>0.05$), 而同为中利用强度的 MG 处理与低利用强度 PG 处理则显著升高 ($P<0.05$)。3 种利用强度间的 OC、TP、C:N 均无显著差异 ($P>0.05$), 不同的是, OC 呈现随利用强度增加而升高的趋势, TP 则呈现相反趋势, 而 C:N 则表现为中利用强度最高。

2.2 土壤酶生态学计量特征比较

如图 1 所示, 各处理土壤 BG、NAG+LAP 和 ALP 活性均值的变化范围分别为 65~110、16~26、22~28 $\mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, EEAC:N、EEAC:P 和 EEAN:P 的变化范围分别为 1.38~1.46、1.28~1.42 和 0.85~0.99。与 MW 处理相比, GW 和 MG 处理 BG 活性并无显著变

化 ($P>0.05$), PG 处理则显著升高 ($P<0.05$)。与 MW 处理相比, MG 处理 NAG+LAP、ALP 活性和 EEAN:P 并无显著变化 ($P>0.05$), GW 处理与 PG 处理的 NAG+LAP 活性和 EEAN:P 显著升高 ($P<0.05$), 而 ALP 活性虽呈升高趋势, 但与 MW 处理并无显著差异 ($P>0.05$)。3 种利用强度之间 EEAC:N 无显著差异 ($P>0.05$)。对于 EEAC:P, PG 处理显著高于中、高利用强度处理 ($P<0.05$)。

不同处理向量长度均值的变化范围为 1.92~2.02, 呈现随利用强度降低而微弱升高的趋势, 各处理间无显著差异 (图 2)。各处理向量角度均值的变化范围为 45.3° ~ 48.8° (均大于 45°), 相比 MW 处理, MG 处理的向量角度无显著变化, 而 GW 处理与 PG 处理则显著降低。根据酶化学计量比假说^[36], 该农田生态系统土壤微生物主要受到 C 和 P 的限制。

2.3 相关性与贡献度分析

Spearman 相关性分析结果 (图 3) 表明, BG、ALP 和 NAG+LAP 均与 OC、TN、C:P 和 N:P 呈显著正相关关系 (除 NAG+LAP 与 TN 相关性不显著外) ($P<0.05$), 而与 NH_4^+ -N 显著负相关 ($P<0.05$); EEAC:P 和 EEAN:P 均与 OC、C:P、N:P 显著正相关 ($P<0.05$), 而 EEAN:P 仅与 NH_4^+ -N 呈显著负相关关系 ($P<0.05$)。

采用随机森林分析判别土壤理化性质对 C、P 限制的贡献程度 (图 4), 发现 pH 对土壤微生物 C 限制具有显著贡献; 而 C:P、N:P 和 NH_4^+ -N 对土壤微生物 P 限制具有显著贡献。

3 讨论

3.1 不同利用强度下土壤理化性质的变化

种植制度调整所致的利用强度变化改变了养分投入和地表植被类型及覆盖度, 进而影响了土壤养分状况。PG 处理的低 pH 值可能与地表常年覆盖丰富

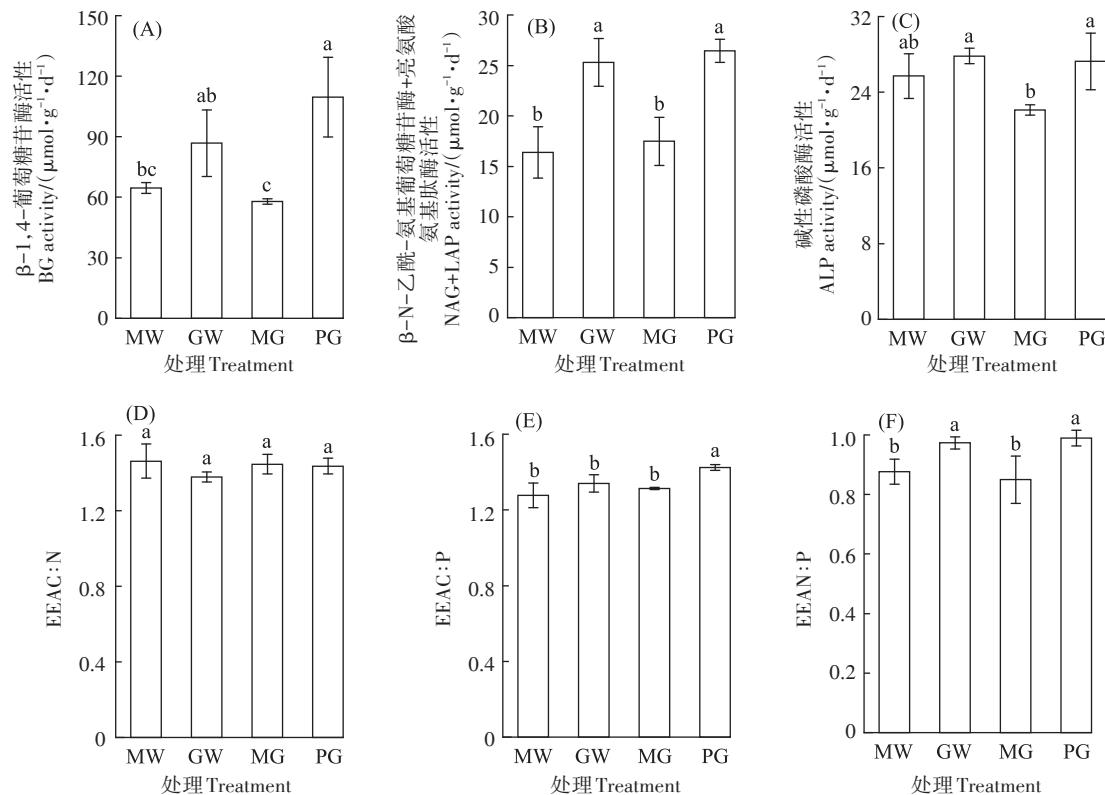
表 1 不同土地利用强度下土壤理化性质变化

Table 1 Changes in soil physical and chemical properties under different land use intensities

处理 Treatment	pH	有机碳 $(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	全氮 $(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	全磷 $(\text{g} \cdot \text{kg}^{-1})$	铵态氮 $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	硝态氮 $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	有效磷 $(\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$	含水量 SM/%	C:N	C:P	N:P
MW	$7.99 \pm 0.07\text{a}$	$11.53 \pm 1.34\text{a}$	$1.52 \pm 0.04\text{ab}$	$0.83 \pm 0.07\text{a}$	$8.65 \pm 0.39\text{ab}$	$39.43 \pm 0.87\text{a}$	$27.28 \pm 3.18\text{ab}$	$23.37 \pm 1.02\text{b}$	$7.58 \pm 0.81\text{a}$	$13.83 \pm 1.00\text{b}$	$1.83 \pm 0.10\text{b}$
GW	$7.95 \pm 0.08\text{a}$	$12.81 \pm 1.60\text{a}$	$1.45 \pm 0.01\text{ab}$	$0.77 \pm 0.07\text{a}$	$8.16 \pm 0.93\text{ab}$	$11.20 \pm 0.65\text{c}$	$19.82 \pm 3.58\text{b}$	$24.13 \pm 0.33\text{b}$	$8.32 \pm 0.48\text{a}$	$16.30 \pm 1.34\text{ab}$	$1.96 \pm 0.06\text{ab}$
MG	$7.96 \pm 0.05\text{a}$	$11.21 \pm 0.81\text{a}$	$1.36 \pm 0.10\text{b}$	$0.75 \pm 0.03\text{a}$	$8.74 \pm 1.01\text{a}$	$9.51 \pm 0.28\text{c}$	$24.02 \pm 8.56\text{ab}$	$26.21 \pm 0.33\text{a}$	$8.22 \pm 0.02\text{a}$	$14.92 \pm 1.20\text{ab}$	$1.81 \pm 0.14\text{b}$
PG	$7.75 \pm 0.04\text{b}$	$14.54 \pm 3.44\text{a}$	$1.84 \pm 0.42\text{a}$	$0.75 \pm 0.03\text{a}$	$7.50 \pm 0.45\text{b}$	$14.66 \pm 2.90\text{b}$	$37.00 \pm 3.08\text{a}$	$24.99 \pm 1.49\text{a}$	$7.92 \pm 0.22\text{a}$	$19.27 \pm 3.91\text{a}$	$2.43 \pm 0.48\text{a}$

注:C:N 为 OC:TN; C:P 为 OC:TP; N:P 为 TN:TP。同一行中不同小写字母表示各处理间差异显著 ($P<0.05$)。

Note: C:N means OC:TN; C:P means OC:TP; N:P means TN:TP. Different lowercase letters in the same line indicate significant differences among treatments at $P<0.05$ levels.



不同小写字母表示不同土地利用强度处理间差异显著($P<0.05$)。下同

Different lowercase letters represent significant differences among different land use intensities at $P<0.05$ levels. The same below.

图1 不同土地利用强度下土壤酶活性变化与酶生态化学计量特征变化

Figure 1 Changes in soil enzyme activities and enzyme eco-stoichiometric characteristics under different land use intensities

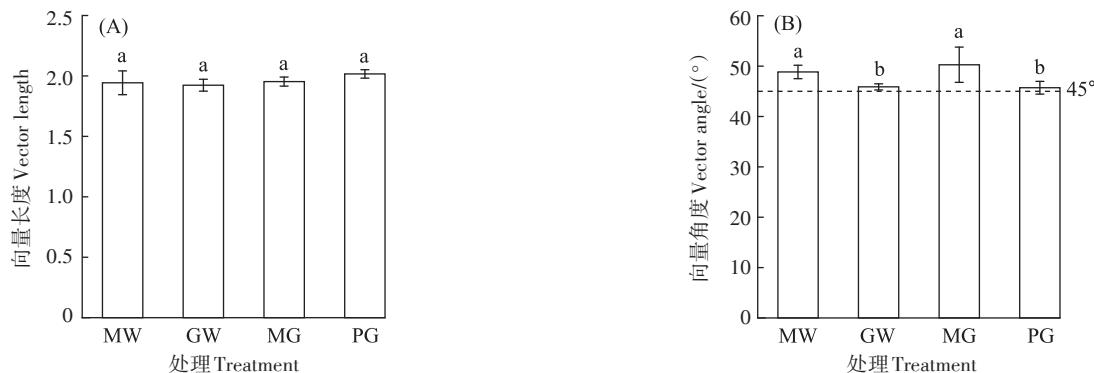
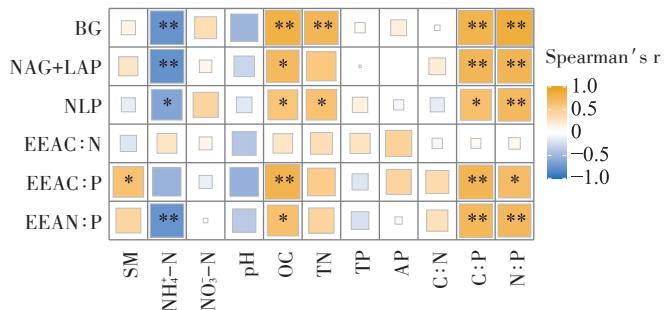


图2 不同土地利用强度下土壤酶化学计量的向量长度和向量角度变化

Figure 2 Changes in vector length and angle of soil enzyme stoichiometry in different land use intensities

的凋落物有关^[37]。凋落物分解转化过程和植物根系生长过程持续产生的有机酸会导致土壤pH下降,这与草原和森林生态系统较低土壤pH值的成因相似。同时,凋落物的分解转化与根系分泌物的产生也维持了更高的土壤有机碳含量(表1)。PG处理的高TN含量代表其具有较强的氮存储能力,结合其具有最高的OC含量,反映出其具有更强的碳固存能力和潜在的

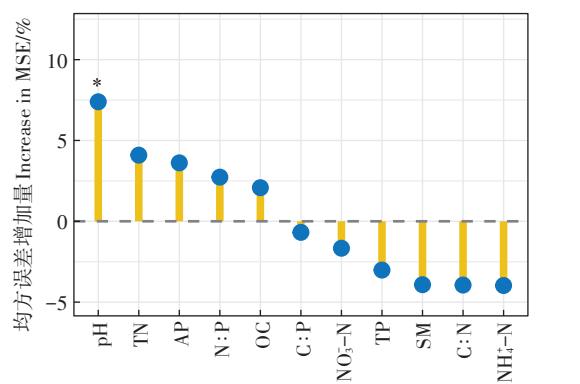
供氮能力。而对于土壤N有效性,中、高利用强度处理因N肥投入而呈现较高的土壤NH₄⁺-N含量,这也体现在MW处理的土壤NO₃⁻-N含量上。但最低值没有出现在PG处理,这可能与植物利用、土壤固持和微生物转化利用等有关。AP是反映土壤P素供应水平的指标,其重要来源为土壤有机磷分解^[38]。本研究中,土壤AP含量在PG处理中最高,这一方面与其具



黄色表示指标间呈正相关关系,蓝色表示指标间呈负相关关系,
*表示 $P < 0.05$, **表示 $P < 0.01$

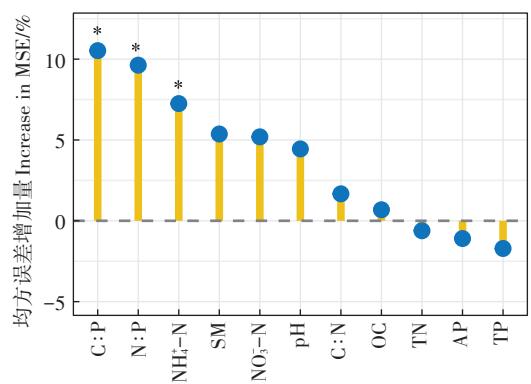
Yellow indicates a positive correlation between indicators, while blue indicates a negative correlation between indicators. * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

图3 土壤理化性质与土壤酶活性及酶化学计量比的相关性
Figure 3 Correlation between edaphic properties and enzyme activities and stoichiometric characteristics



(A) 土壤理化性质对向量长度的相对贡献

Relative contribution of soil physicochemical properties to vector length



(B) 土壤理化性质对向量角度的相对贡献

Relative contribution of soil physicochemical properties to vector angle

图4 理化性质相对重要性的随机森林分析

Figure 4 Relative importance of physical and chemical properties by random forest analysis

有持续有机物输入和有机磷分解活性有关(图1),另一方面也取决于植物和微生物的利用状况。本研究中农田土壤C:N低于我国陆地土壤平均水平(11.90)^[39],说明各处理的土壤生态系统C素和N素不

平衡,仍以消耗土壤OC为主,而积累有机质仍有一定距离。土壤C:P和N:P变化范围分别为13.80~19.27和1.81~2.43,同样远低于我国土壤C:P(61)、N:P(5.20)平均水平^[39],说明农田土壤P素、N素的消耗高于积累,且以消耗P素为主。

3.2 土壤酶活性、土壤酶生态化学计量特征及微生物养分限制对利用强度的响应

本研究中土壤酶生态化学计量比为1.45:1.00:1.08,区别于全球土壤酶生态化学计量比(1:1:1)^[25],反映出潮土农田C、P元素的相对缺乏。土壤胞外酶能够反映土壤养分周转和微生物代谢状况^[40],土地利用强度调整通过改变人为扰动程度和资源投入,影响土壤养分状况和养分化学计量比,微生物群落会迅速做出应答。本研究中,利用强度的降低整体增强了土壤C、N和P代谢酶的活性,3种胞外酶活性均呈现PG和GW处理高于MW和MG处理的趋势,形成与植物群落种类组成有关的鲜明划分(图1)。分析原因认为,采样时PG和GW处理的植物群落种类均为草本植物,而MW和MG处理均为玉米作物,处于草地生长期的临时草地-小麦与多年生草地处理积累了相对较高的OC含量,微生物可利用养分来源增多,从而刺激微生物分泌胞外酶,有利于C、N和P代谢酶活性的相对提高。此外,草本植物丰富的凋落物与根系分泌物亦为胞外酶的合成提供了丰富的底物^[28],这些因素共同导致土壤C、N和P获取酶活性的提高。相比P代谢酶,植物种类在土壤C和N代谢酶中区分更为明显,这可能是由于生态系统内部演化动力机制产生差异,从而导致了植物-土壤反馈机制的复杂程度不同^[40]。本研究中各处理的EEAC:P表现出随土地利用强度降低而升高的趋势,说明在土地利用强度降低的过程中,土壤微生物对C的需求大于对P的需求。EEAN:P同样形成与植物种类有关的划分(图1),说明凋落物与根系分泌物的产生增加了有机C源和P源,提升了土壤微生物利用C源底物矿化有机P的能力,缓解了土壤微生物P限制的程度。

酶化学计量长度与角度说明,各处理均受到C限制与P限制。C限制随土地利用强度的降低而呈现微弱升高趋势,这可能是由于中利用强度处理缺少小麦秸秆还田等外来C源投入,虽然农田的休养生息促进了OC的积累,C含量丰富的禾本科植物^[41]及其凋落物与根系分泌物可将自身养分归还给土壤,但这仍然不足以维持生态系统的内稳态。处于作物种植期的MW及MG处理具有N肥投入,因此解除了对N的限

制;而处于草地生长期的PG及GW处理草本植物群落可能存在少许豆科植物,其生长提升了微生物群落固N能力^[42],而N代谢酶活性的提高又增强了微生物对N的捕获能力,因此养分限制从N限制转向P限制。

另外发现,本研究中测定的理化因子均不能很好地解释EEAC:N,这说明通过土壤酶活性及其计量比耦合土壤理化性质来研究农田土壤微生物养分限制状况存在一定不足。这可能是因为农田生态系统具有高度复杂性,土壤植被、土壤物理化学性质、微生物结构功能以及胞外酶活性之间存在着多重耦合作用,具有强干扰性。

3.3 土壤酶生态化学计量特征及养分限制与土壤理化性质的相关关系

相关性分析结果表明(图4),NH₄⁺-N、OC、C:P和N:P对C、N、P代谢酶活性及EEAC:P、EEAN:P有很好的解释作用。前人研究表明,土壤酶活性与OC分解及物质循环密切相关^[42]。一方面,OC的积累促进了可利用C源的增加;另一方面,BURNS等^[18]研究指出,微生物需要最大限度地提高酶生产的成本效益比,优先生产短缺资源的酶,因此微生物受到N、P限制时,倾向于将更多的C用于限制性养分N、P的获取,从而使得OC与NAG+LAP、ALP呈现显著正相关,这与钟泽坤等^[42]的研究结果一致。而NH₄⁺-N与C、N、P代谢酶均呈负相关,则说明N肥施用会抑制土壤酶活性,N的投入打破了土壤的C、N平衡,增加了土壤C的消耗,造成底物C源的供应不足。土地利用强度变化也对土壤C、N和P元素计量比产生了不同程度的影响,这也可能是酶活性受到限制的主要原因之一。殷爽等^[43]在东北山区海拔梯度变化研究中也发现,胞外酶活性和生态酶化学计量的变化与土壤C、N和P化学计量比紧密关联。本研究中胞外酶活性和生态酶化学计量指标均与C:P和N:P显著正相关,而土壤TP含量未因土地利用强度变化而发生显著改变,说明土壤OC和TN的变化是驱动这些指标变化的主要原因。NH₄⁺-N、OC、C:P和N:P与酶计量比具有显著相关性,这一结果验证了土壤微生物可通过改变酶表达来调整其生理代谢以适应外部环境变化^[44]。

随机森林分析表明,pH是向量长度的主要调控因子,而C:P、N:P和NH₄⁺-N是向量角度的主要调控因子(图4)。pH通常被认为是影响土壤质量的重要指标,其可通过改变土壤酶的作用来改变土壤酶活性^[45]。C限制程度与pH显著的相关性说明了微生物

对能量的需求关系,pH的微弱变化亦会显著影响微生物的C底物需求和利用状况。土壤微生物能够通过调节自身代谢活化土壤养分,缓解对土壤中N、P等养分的限制,从而适应不同生境。CUI等^[28]的研究也发现土壤C:P和N:P与P限制显著相关,这可能是因为土壤养分化学计量比改变了微生物群落结构与活性,进而影响了微生物养分限制。根据资源配置理论^[18],AP活性与EEAN:P趋势一致,而P限制趋势与之相反,在作物类型上形成了区分,再次说明临时草地与多年生草地的存在缓解了生态系统的P限制。

4 结论

(1)通过引入草地模式调整土地利用强度对农田土壤生态系统产生了一定的积极影响。土壤有机碳含量、TN含量等土壤全量养分增加,土壤碳汇能力增强。

(2)土壤C、N和P代谢关键酶活性随土地利用强度的降低而整体增强,土壤微生物介导的能量和养分转化得到提升。低利用强度多年生草地缓解了土壤微生物受P限制的程度,能够有效进行有机P矿化作用,提升土壤AP供应水平。

(3)有机碳含量、NH₄⁺-N含量、土壤C:P及N:P是驱动酶活性及酶计量比改变的关键土壤因子;pH是C限制的主要调控因子,而C:P、N:P和NH₄⁺-N是P限制的主要调控因子。鉴于草地模式的引入涉及到丰富的植物群落,农田生态系统受到土壤性质及土壤植被的交互作用影响,未来解释该区域酶生态化学计量特征研究应考虑多重因子的耦合作用。

参考文献:

- [1] 张俊伶,张江周,申建波,等.土壤健康与农业绿色发展:机遇与对策[J].土壤学报,2020,57(4):783-796. ZHANG J L, ZHANG J Z, SHEN J B, et al. Soil health and agriculture green development: Opportunities and challenges[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2020, 57(4): 783-796.
- [2] 丁夏夏.不同土地经营强度对土壤养分及微生物的影响研究[D].安徽:安徽农业大学,2019. DING X X. The effect of land management intensification on soil property and microbial community[D]. Anhui: Anhui Agriculture University, 2019.
- [3] LE PROVOST G, THIELE J, WESTPHAL C, et al. Contrasting responses of above- and belowground diversity to multiple components of land-use intensity[J]. *Nature Communications*, 2021, 12(1):3918.
- [4] 代红翠,张慧,薛艳芳,等.不同耕作和秸秆还田下褐土真菌群落变化特征[J].中国农业科学,2019,52(13):2280-2294. DAI H C, ZHANG H, XUE Y F, et al. Response of fungal community and function to different tillage and straw returning methods[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2019, 52(13):2280-2294.

- [5] ZHANG F C, LIN Z L, QUE Y X, et al. Straw retention efficiently improves fungal communities and functions in the fallow ecosystem[J]. *BMC Microbiology*, 2021, 21(1):52.
- [6] 张婷,孔云,李刚,等.不同秸秆还田量对华北小麦-玉米体系土壤中小型节肢动物的影响[J].应用与环境生物学报,2019,25(1):70-75. ZHANG T, KONG Y, LI G, et al. Effects of straw returning on soil meso- and micro-arthropod community diversity in wheat-maize fields in north China[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2019, 25(1):70-75.
- [7] SIMON L M, OBOUR A K, HOLMAN J D, et al. Long-term cover crop management effects on soil properties in dryland cropping systems[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2022, 328:107852.
- [8] 胡荷,吴宪,赵建宁,等.有机-无机肥配施对麦玉轮作土壤中细菌氮循环功能基因的影响[J].农业环境科学学报,2021,40(1):144-154. HU H, WU X, ZHAO J N, et al. The effects of combined organic and inorganic fertilizer on the bacterial nitrogen cycling functional genes in wheat and maize soils by PICRUSt functional prediction[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1):144-154.
- [9] 吴宪,王蕊,胡荷,等.潮土细菌及真菌群落对化肥减量配施有机肥和秸秆的响应[J].环境科学,2020,41(10):4669-4681. WU X, WANG R, HU H, et al. Response of bacterial and fungal communities to chemical fertilizer reduction combined with organic fertilizer and straw in fluvo-aquic soil[J]. *Environmental Science*, 2020, 41 (10) : 4669-4681.
- [10] 胡荷,李胜君,王蕊,等.氮肥配施秸秆对土壤原生生物群落的影响[J/OL].土壤学报:1-13[2022-10-5].<http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20220509.1653.008.html>. HU H, LI S J, WANG R, et al. Effects of nitrogen fertilization combined with straw incorporation on soil protist community[J/OL]. *Acta Pedologica Sinica*: 1-13 [2022-10-5].<http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1119.P.20220509.1653.008.html>.
- [11] WEN X, DUBINSKY E, WU Y, et al. Wheat, maize and sunflower cropping systems selectively influence bacteria community structure and diversity in their and succeeding crop's rhizosphere[J]. *Journal of Integrative Agriculture*, 2016, 15(8):1892-1902.
- [12] JICHEN W, RHODES G, HUANG Q, et al. Plant growth stages and fertilization regimes drive soil fungal community compositions in a wheat-rice rotation system[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54: 731-742.
- [13] CUI J, SONG D, DAI X, et al. Effects of long-term cropping regimes on SOC stability, soil microbial community and enzyme activities in the Mollisol region of northeast China[J]. *Applied Soil Ecology*, 2021, 164:103941.
- [14] CHAMBERLAIN L A, WHITMAN T, ANÉ J-M, et al. Corn-soybean rotation, tillage, and foliar fungicides: Impacts on yield and soil fungi [J]. *Field Crops Research*, 2021, 262:108030.
- [15] SHAO J L, LAI B, JIANG W, et al. Diversity and co-occurrence patterns of soil bacterial and fungal communities of Chinese cordyceps habitats at Shergyla Mountain, Tibet: Implications for the occurrence [J]. *Microorganisms*, 2019, 7(9):E284.
- [16] SCHLATTER D C, SCHILLINGER W F, BARY A I, et al. Biosolids and conservation tillage: Impacts on soil fungal communities in dryland wheat-fallow cropping systems[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 115:556-567.
- [17] 陆琴,李冬琴.土壤酶及其生态指示作用研究进展[J].安徽农业科学,2020,48(18):14-17. LU Q, LI D Q. Research progress on soil enzymes and their functioning as ecosystem indicators[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2020, 48(18):14-17.
- [18] BURNS R G, DEFROST J L, MARXSEN J, et al. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 58:216-234.
- [19] ZADE S P, KAMAMDIAND S R, DEOGIRKAR G V. Soil enzyme: Concepts and relevance in soil health and productivity[J]. *Asian Journal of Soil Science*, 2010, 5:225-235.
- [20] SINSABAUGH R L, LAUBER C L, WEINTRAUB M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale: Stoichiometry of soil enzyme activity[J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(11):1252-1264.
- [21] CALDWELL B A. Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review[J]. *Pedobiologia*, 2005, 49(6):637-644.
- [22] CURTRIGHT A J, TIEMANN L K. Intercropping increases soil extracellular enzyme activity: A meta-analysis[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2021, 319:107489.
- [23] WANG G, GAO Q, YANG Y, et al. Soil enzymes as indicators of soil function: A step toward greater realism in microbial ecological modeling[J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(5):1935-1950.
- [24] ZHANG Y, HU Y, AN N, et al. Short-term response of soil enzyme activities and bacterial communities in black soil to a herbicide mixture: Atrazine and acetochlor[J]. *Applied Soil Ecology*, 2023, 181: 104652.
- [25] SINSABAUGH R L, FOLLSTAD SHAH J J. Ecoenzymatic stoichiometry and ecological theory[J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2012, 43(1):313-343.
- [26] MOOSHAMMER M, WANEK W, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S, et al. Stoichiometric imbalances between terrestrial decomposer communities and their resources: Mechanisms and implications of microbial adaptations to their resources[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2014, 5:22.
- [27] CUI Y, MOORHEAD D L, GUO X, et al. Stoichiometric models of microbial metabolic limitation in soil systems[J]. *Global Ecology and Biogeography*, 2021, 30(11):2297-2311.
- [28] CUI Y, ZHANG Y, DUAN C, et al. Ecoenzymatic stoichiometry reveals microbial phosphorus limitation decreases the nitrogen cycling potential of soils in semi-arid agricultural ecosystems[J]. *Soil and Tillage Research*, 2020, 197:104463.
- [29] SINSABAUGH R L, MOORHEAD D L. Resource allocation to extracellular enzyme production: A model for nitrogen and phosphorus control of litter decomposition[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1994, 26 (10):1305-1311.
- [30] 陈浩宁,周怀平,文永莉,等.长期不同施肥下褐土养分及酶活性的生态化学计量特征[J].植物营养与肥料学报,2022,28(6):972-983. CHEN H N, ZHOU H P, WEN Y L, et al. Ecological stoichiometric characteristics of soil nutrients and eco-enzymatic activities

- under different long-term fertilizations in a cinnamon soil[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2022, 28(6):972–983.
- [31] AKINDE B P, OLAKAYODE A O, OYEDELE D J, et al. Selected physical and chemical properties of soil under different agricultural land-use types in Ile-Ife, Nigeria[J]. *Heliyon*, 2020, 6(9):e05090.
- [32] CARVALHO J L N, RAUCCI G S, FRAZÃO L A, et al. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2014, 183: 167–175.
- [33] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社, 2000. BAO S D. Soil agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [34] DICK W A, THAVAMANI B, CONLEY S, et al. Prediction of β -glucosidase and β -glucosaminidase activities, soil organic C, and amino sugar N in a diverse population of soils using near infrared reflectance spectroscopy[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 56:99–104.
- [35] SHAO T, ZHAO J, LIU A, et al. Effects of soil physicochemical properties on microbial communities in different ecological niches in coastal area[J]. *Applied Soil Ecology*, 2020, 150:103486.
- [36] MOORHEAD D L, SINSABAUGH R L, HILL B H, et al. Vector analysis of ecoenzyme activities reveal constraints on coupled C, N and P dynamics[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 93:1–7.
- [37] ZENG Q, CHEN Z, TAN W. Plant litter quality regulates soil eco-enzymatic stoichiometry and microbial nutrient limitation in a citrus orchard[J]. *Plant and Soil*, 2021, 466(1/2):179–191.
- [38] MA Z, ZHANG X, ZHENG B, et al. Effects of plastic and straw mulching on soil microbial P limitations in maize fields: Dependency on soil organic carbon demonstrated by ecoenzymatic stoichiometry [J]. *Geoderma*, 2021, 388:114928.
- [39] TIAN H, CHEN G, ZHANG C, et al. Pattern and variation of C:N:P ratios in China's soils: A synthesis of observational data[J]. *Biogeochemistry*, 2010, 98(1/2/3):139–151.
- [40] PENG X, WANG W. Stoichiometry of soil extracellular enzyme activity along a climatic transect in temperate grasslands of northern China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 98:74–84.
- [41] 乔文静, 戴银月, 张伟, 等. 黄土丘陵区撂荒恢复过程中植物群落组成与土壤养分及酶活性变化的关系[J]. 环境科学, 2018, 39(12):5687–5698. QIAO W J, DAI Y Y, ZHANG W, et al. Relationship between the vegetation community and soil nutrient and enzyme activity during the restoration of abandoned land in the Loess Hilly region[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(12):5687–5698.
- [42] 钟泽坤, 杨改河, 任成杰, 等. 黄土丘陵区撂荒农田土壤酶活性及酶化学计量变化特征[J]. 环境科学, 2021, 42(1):411–421. ZHONG Z K, YANG G H, REN C J, et al. Effects of farmland abandonment on soil enzymatic activity and enzymatic stoichiometry in the Loess Hilly region, China[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(1):411–421.
- [43] 殷爽, 王传宽, 金鹰, 等. 东北地区大秃顶子山土壤-微生物-胞外酶 C:N:P 化学计量特征沿海拔梯度的变化[J]. 植物生态学报, 2019, 43(11):999–1009. YIN S, WANG C K, JIN Y, et al. Changes in soil-microbe-exoenzyme C:N:P stoichiometry along an altitudinal gradient in Mt. Datudingzi, northeast China[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2019, 43(11):999–1009.
- [44] 彭亚敏, 武均, 蔡立群, 等. 免耕及秸秆覆盖对春小麦-土壤碳氮磷生态化学计量特征的影响[J]. 生态学杂志, 2021, 40(4):1062–1072. PENG Y M, WU J, CAI L Q, et al. Effects of no-tillage and straw mulching on carbon, nitrogen, and phosphorus ecological stoichiometry in spring wheat and soil[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2021, 40(4):1062–1072.
- [45] 刘爽, 王雅, 刘兵兵, 等. 晋西北不同土地管理方式对土壤碳氮、酶活性及微生物的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(12):4376–4389. LIU S, WANG Y, LIU B B, et al. Effects of different land management practices on soil carbon and nitrogen, enzyme activities, and microbial diversities northwest of Shanxi[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(12):4376–4389.

(责任编辑:朱晓昱)