秸秆覆盖和配施有机肥对侵蚀坡耕地土壤胞外酶 化学计量特征的影响

王珮环¹,张晴雯^{1*},石玉龙¹,李孟妮¹,李雪亮¹,黄新君² (1中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所,北京100101;2河南工业大学,河南郑州 450001)

摘要:【目的】土壤胞外酶化学计量特征能够反映养分的有效性和限制性,探究侵蚀生境有机物料添加对耕地 土壤酶活性特征的影响,从微生物作用机制认识坡耕地的退化诱因。【方法】研究在我国西南紫色土丘陵区坡 耕地观测径流小区进行,试验已进行了8年。设置4个保护性措施处理:无秸秆覆盖无有机肥添加对照(CK)、 有机肥替代 20% 化肥氮 (OM)、秸秆覆盖替代 20% 化肥氮 (SW)、秸秆覆盖+有机肥替代 20% 化肥氮 (OMSW)。 采集侵蚀区和沉积区 0-20 cm 耕层土样,测定土壤胞外酶活性和颗粒组成及土壤不同形态 C、N、P 含量,分 析土壤胞外酶化学计量特征、土壤养分化学计量比和土壤可蚀性因子的关联性。【结果】坡耕地各处理沉积区 土壤 β-葡萄糖苷酶 (BG)、乙酰氨基葡萄糖苷酶 (NAG)、亮氨酸氨基肽酶 (LAP)、碱性磷酸酶 (AKP) 活性分别显 著高于侵蚀区 52.31%、50.60%、16.97%、13.11%。土壤胞外酶活性计量比约为1:0.79:1.13,偏离1:1:1; 4种处理的土壤酶活性表现为 SW>OMSW>CK>OM。4种处理矢量角度均表现为侵蚀区>沉积区 (P<0.05), 矢量 长度表现为侵蚀区<沉积区 (P<0.05)。4 种处理的矢量角度均大于 45°,同时 4 个处理的矢量长度均在 1:1 线上 方, 坡耕地总体受磷限制 (养分限制) 和碳限制 (能量限制)。【结论】坡耕地侵蚀加速了土壤碳、氮、磷的周转 速率,各处理沉积区土壤 BG、NAG、LAP、AKP 活性显著高于侵蚀区。坡耕地总体受养分限制(磷限制)和能 量限制(碳限制),土壤胞外酶活性计量比偏离1:1:1,侵蚀区受养分限制较重,而沉积区受能量限制较重, 侵蚀-沉积作用促使坡耕地土壤由磷限制转变为碳限制。秸秆覆盖并添施有机肥可以缓解土壤胞外酶活性化学 计量失衡,其中秸秆覆盖可以显著增加土壤酶活性,缓解土壤磷限制,促进土壤养分循环。 关键词:紫色土;土壤侵蚀;土壤酶活性;土壤胞外酶活性计量比;养分限制

Effects of straw mulching and organic fertilizer on the stoichiometry of soil extracellular enzymes in eroded slope farmland

WANG Pei-huan¹, ZHANG Qing-wen^{1*}, SHI Yu-long¹, LI Meng-ni¹, LI Xue-liang¹, HUANG Xin-jun² (1 Institution of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Beijing 100101, China; 2 Henan University of Technology, Zhengzhou, Henan 450001, China)

Abstract: [Objectives] Soil extracellular enzyme stoichiometry reflects nutrient availability and nutrient limitation. We explored the effect of organic materials on the characteristics of soil enzyme activity to understand soil nutrient migration and transformation in cultivated land affected by erosion. **[Methods]** The experiment was based on a 8-year runoff observation experiment in Southwest China. The four treatments on the field were no straw and organic fertilizer control (CK), 20% nitrogen substituted by organic fertilizer (OM), 20% nitrogen substituted by straw (SW), 20% nitrogen substituted by straw and organic fertilizer (OMSW). Soil samples were collected from 0–20 cm plough layer in erosion and deposition section of each treatment, respectively. Soil enzyme activity, particle composition, and content of C, N and P were measured. The stoichiometric characteristics of soil extracellular enzyme activity, and correlation of soil nutrient stoichiometric ratio and soil erodibility factors were analyzed. **[Results]** The activities of soil β -glucosidase (BG), β -glucosaminnidase (NAG), L-leucine

基金项目:国家自然科学基金项目(41977072);国家重点研发计划(2022YFD1901401)。

收稿日期: 2022-07-31 接受日期: 2022-10-31

联系方式: 王珮环 E-mail: 1120556690@qq.com; * 通信作者 张晴雯 E-mail: zhangqingwen@caas.cn

aminopeptidase (LAP) and phosphatase (AKP) in the deposition section of each treatment were 52.31%, 50.60%, 16.97% and 13.11% higher than those in the erosion section, respectively. The soil extracellular enzyme activity ratio was $1 \div 0.79 \div 1.13$. The soil enzyme activities of the four treatments were SW>OMSW>CK>OM. The vector angles of the four treatments were all represented as erosion area>deposition area (P<0.05), and the vector length was represented as erosion area(P<0.05). All the vector angles of the four treatments were above the $1 \div 1$ line. The sloping farmland was generally limited by P (nutrient) and energy (carbon). **[Conclusions]** Erosion accelerated the turnover rate of soil carbon, nitrogen and phosphorus in the sloping farmland. The activity of soil extracellular enzymes was significantly higher in deposition section than that in eroded section. The sloping farmland was generally nutrient-limited (P-limited) and energy-limited (C-limited), and the soil extracellular enzyme activity ratio deviated from $1 \div 1 \div 1$. The nutrient limitation (P-limited) was more serious in erosion section while the power limitation (C-limited) was more serious in the deposition section. Straw mulch with organic fertilizer can alleviate the stoichiometric imbalance of soil extracellular enzyme activity, alleviate soil phosphorus limitation, and promote soil nutrient cycling.

Key words: purple soil; soil erosion; soil enzyme activity; soil extracellular enzyme stoichiometry; nutrient restriction

土壤胞外酶化学计量特征 (extracellular ecoenzymatic stoichiometry, EES) 是量化胞外酶活性的重要指标, 它不仅反映了养分和能量对微生物新陈代谢的限 制,也反映了微生物利用营养物质的能力,表明物 质和能量分配的变化如何改变相应的养分需求[1-2]。 Sinsabaugh 等回提出了酶活性化学计量的概念,用 ln(BG)、ln(NAG+LAP)、ln(AKP)比值表征微生物 对 C、N、P 元素的需求状况。在全球尺度上,土壤 胞外酶活性计量比,即ln(BG):ln(NAG+LAP): ln(AKP)约为1:1:1,代表了碳、氮、磷获取酶活 性的计量稳态。土壤胞外酶活性是有机物降解的限 速因素,土壤侵蚀、耕作活动等干扰引起的土壤生 物地球化学特征变化可能对土壤酶活性及其化学计 量比产生重要影响。主壤胞外酶活性随土壤侵蚀程 度不同有很大差异, Khalili-Rad 等鬥研究结果表明, 较低坡位沉积区通常土壤微生物种群更多,从而能 提供更多的碳等营养成分,存在更大的微生物生物 量和活性。已有研究结果显示,川中丘陵区侵蚀造 成的陡坡地侵蚀区土壤脲酶、土壤碱性磷酸酶与土 壤蔗糖酶活性最低¹⁵,而坡底沉积部位的土壤酶活性 最高。因此,土壤胞外酶活性计量比可作为上述途 径的外在表征,从另一个角度揭示微生物在侵蚀驱 动下的元素限制状况。

坡耕地水蚀过程是碳和氮磷养分等关键生源要 素迁移转化的主要驱动力和载体。侵蚀对碳、氮、 磷有一定的选择性迁移,已有研究将富集归因于径 流对土表富含养分的有机质和粘粒的选择性搬运^[6]。 土壤剥蚀、迁移和沉积过程会改变陆地碳和氮磷养 分的大小和空间分布^[7]。除了侵蚀等物理机制外,微 生物是碳氮等生源要素迁移转化的引擎,水蚀作用 使得微生物的功能特征受到干扰,从而又反过来影 响碳氮的转化迁移和耦合^[7]。但是,水蚀过程是否会 驱动胞外酶活性的变化,这种变化跟侵蚀沉积部位 底物的再分布是否存在互馈关系,目前并不清晰。

鉴于坡耕地是西南地区重要的土地利用类型, 并且受到侵蚀的威胁, 生态系统稳定性较差, 秸秆 覆盖以及添加有机肥被认为是西南紫色土区坡耕地 抗侵蚀的一种重要方法。韩明钊等18的研究发现,添 加有机物料后土壤团聚体稳定性提升效果表现为沉 积区优于侵蚀区,并且秸秆的修复效果最好。已有 研究表明单独添加秸秆诱发土壤养分限制,N和 P养分获取酶活性分别显著提高 3.1 和 3.5 倍,碳氮 磷获取的相关酶近同步增长^[9]。尽管添加有机肥和 秸秆对土壤化学计量特性的影响以及微生物代谢限 制10的研究已被报道,但关于这些生态过程之间联系 的信息报道仍然很少,紫色土坡耕地土壤胞外酶化 学计量学是否可以反映微生物资源的限制性和底物 质量,特别是侵蚀生境有机物料添加对西南紫色土 坡耕地土壤的酶活性特征是否有显著影响,这对于 改进侵蚀环境中土壤微生物驱动的养分循环动力学 研究至关重要。

本研究以西南紫色土区8年的长期定位试验坡

461

耕地为对象,研究秸秆覆盖和有机肥添加对坡耕地 不同坡位土壤酶活性、不同赋存形态碳、氮、磷含 量和土壤可蚀性参数的影响,分析侵蚀-沉积区土壤 酶活性及其计量比特征,揭示土壤胞外酶对土壤侵 蚀过程及其保护性措施的响应机制,分析不同保护 性措施对侵蚀导致的土壤胞外酶活性计量比失衡的缓解 作用,为阐明坡耕地退化诱因及其作用机制提供科 技支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

坡耕地长期定位试验位于四川省仓山县 (30° 05'27"N, 104°34'16"E),该地区属亚热带季风气候,年平均气温为 16.7℃,年平均降水量为 700~ 900 mm。全年降水量分布不均,全年降水量的 80% 出现在 5 月至 10 月,暴雨导致当地坡耕地严重的土壤侵蚀和养分流失。流域以紫色土为主,成土母质是页岩,土壤中的粘土矿物包括水云母、蒙脱石和绿泥石。主要种植制度是冬小麦-夏玉米轮作。耕层土壤有机质为 12.00 g/kg,全氮为 0.98 g/kg,全磷为 0.75 g/kg,全钾为 20.44 g/kg,耕层土壤容重为 1.39 g/cm³。砂粒 (粒径 2~0.05 mm)、粉粒 (粒径 0.05~0.002 mm) 和粘粒 (粒径<0.002 mm) 的平均含量分别约为 21%、59% 和 20%。

1.2 研究方法

选择于 2014 年开始布设的坡耕地长期定位试验 的 4 个处理作为研究对象,该地坡长为 20 m,坡度 在 12°~15°,坡向为东偏北 27°。在有机肥和秸秆等 氮替代化肥的基础上,长期定位试验采用随机区组 法布设的 4 个处理如下: 1)不覆盖秸秆和无有机肥 施用,每年正常施化肥 N 150 kg/hm²、P₂O₅ 60 kg/hm²、 K₂O 90 kg/hm² (CK); 2) 有机肥替代 20% 化肥氮 (OM); 3) 秸秆覆盖替代 20% 化肥氮 (SW); 4) 秸秆 覆盖同时施用有机肥替代 20% 化肥氮,有机肥和秸 秆占比 50% (OMSW),各处理设置 3 个重复。前茬 作物冬小麦收获后的秸秆覆盖于玉米种植带,玉米 收获后的秸秆覆盖于小麦行间。有机肥、小麦秸秆 和玉米秸秆的年施用量分别为1035 kg/hm² (OM)、 3710 kg/hm² (SW), 4900 kg/hm² (SW)。20% 氮肥和 全部磷、钾肥及有机肥作为基肥。播种后,将小麦 秸秆均匀地覆在土壤表面。剩余的 30% 和 50% 氮肥 根据作物生长需要分两次施用。氮、磷、钾肥分别 采用尿素 (N 46.0%)、过磷酸钙 (P₂O₅ 12.0%)、硫酸 钾(K₂O 52%),其他管理措施与当地传统做法一致。 试验所用有机肥为商品有机肥,含有机碳 35.3%、N 2.9%、P 5.5%、K 2.2%; 小麦秸秆含 N 8.09 g/kg、P 0.42 g/kg、K 21.95 g/kg; 玉米秸秆含 N 9.60 g/kg、P 1.32 g/kg K 22.33 g/kg

为了避免收获对土壤的扰动,于 2021 年 5 月中 旬,小麦收获前采集土样。在坡耕地坡面侵蚀区及 沉积区各取 0—20 cm 表层土 500 g,每个采样点 3 个重复。采集的土样立即带回实验室,分成两份。 一份自然风干,研磨后,分别过 2、1、0.25 mm 筛 后,用于土壤理化性质的测定;另一份在-20℃条件 下冷藏,用于分析土壤酶活性。同时采集土壤环刀 样 (100 cm³),采集的环刀样带回实验室后立即称 重,此后在 105℃ 烘箱内烘干至恒重,用于计算土 壤容重与水分含量。另取 500 g 原状土带回实验室进 行土壤水稳性团聚体的测定。

土壤酶活性的测定内容包括 β-葡萄糖苷酶 (BG)、乙酰氨基葡萄糖苷酶 (NAG)、亮氨酸氨基肽 酶 (LAP) 和碱性磷酸酶 (AKP) 的活性。土壤胞外水 解酶采用 96 孔黑色微孔板荧光光度法测定 (表 1)^[11]。

试验步骤:提前7天将土样从-20℃转移到4℃ 进行复苏,称取2.75g新鲜土样加入91mLTris-

Tabla 1	Abbroviations	functions and corresponding su	hetrates of soil extracellular enzymes
		表1 土壤胞外酶对应的缩写、	功能和底物

Tuble 1 11	obreviations, runet	ions and corresponding substra	ates of som extracemanar enzymes
酶名称	缩写	功能	底物
Enzyme	Abbreviation	Function	Substrate
β-葡萄糖苷酶	BG	纤维素分解	4-甲基伞形酮-β-D-葡糖苷
β-glucosidase		Cellulose degradation	4-MUB-β-D-glucoside
乙酰氨基葡萄糖苷酶	NAG	几丁质降解	4-甲基伞形酮-N-乙酰氨基-β-D-吡喃葡萄糖苷
β-glucosaminnidase		Chitin degradation	4-MUB-N-acetyl-β-D-glucosaminide
亮氨酸氨基肽酶	LAP	纤维素降解	亮氨酸-7-氨基-4-甲基香豆素
L-leucine aminopeptidase		Cellulose degradation	L-Leucine-T-amino-4-methylcoumarin
碱性磷酸酶	AKP	有机磷的矿化	4-甲基伞形酮-磷酸盐
Phosphatase		Organic P mineralization	4-MUB-phosphate

Buffer (pH≈8,与土样 pH 相近),置于 200 r/min 旋转 式摇床 (25℃)振荡 2 h,均质化后取 200 µL 土壤悬 浊液加入到 96 孔微孔板中,同时加入 50 µL 的 10 mmol/L 底物。包括样品对照 (50 µL Tris-Buffer+ 200 µL 土壤悬浮液)、底物对照 (50 µL 底物+200 µL Tris-Buffer)、荧光标准液 (50 µL 荧光标准液+200 µL Tris-Buffer)。每个样品 4 个重复,置于 25℃ 黑暗条 件培养 4 h 后采用多功能酶标仪测定,激发波长为 365 nm,吸收光波长为 460 nm。土壤酶活性 (以鲜土 计)单位表示为 nmol/(g·h)。

土壤有机碳、全氮、全磷、全钾、速效磷、速 效钾、碱解氮和微生物碳氮含量均按照相关标准方 法测定^[12],土壤团聚体采用 yoder 湿筛法^[13]进行测定。

1.3 统计分析

本研究使用土壤胞外酶活性计量比计算的矢量 长度 (vector length, VL) 和矢量角度 (vector angle, VA),来表征不同处理下土壤微生物的元素限制情况^[4]。 VL 和 VA 的计算公式如下:

$$VL = SQRT(X^2 + Y^2)$$
(1)

$$VA = Degrees[ATAN2(X, Y)]$$
(2)

式中, X表示 ln(BG)/ln(AKP), Y表示 ln(BG)/ ln(NAG+LAP), SQRT 为开平方函数, Degree 为弧 度转角度函数, ATAN2 为反正切函数。VL 越长, 表明微生物受能量(碳)限制的程度越高; VA 大于 45°表示微生物受磷限制, VA 小于 45°表示微生物受 氮限制。

土壤可蚀性 *K* 因子表征土壤对侵蚀的抵抗力。 *K* 因子是根据土壤质地、有机碳含量等土壤特征确 定的。计算可蚀性 *K* 因子的公式如下^[15]:

$$K = \left[0.2 + 0.3 \times e^{-0.256 \times m_s \left(1 - \frac{m_{silt}}{100}\right)}\right] \times \left(\frac{m_{silt}}{m_c + m_{silt}}\right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25 \times \text{orgC}}{\text{orgC} + e^{3.72 - 2.95 \times \text{orgC}}}\right] \times \left[1 - \frac{0.7 \times \left(1 - \frac{m_s}{10}\right)}{\left(\frac{1 - m_s}{100}\right) + e^{-5.51 + 2.95 \times \left(1 - \frac{m_s}{100}\right)}}\right] \times 0.1317 \quad (3)$$

其中, *K* 是土壤可蚀性因子 [t·h/(MJ·mm)], m_s 、 m_{sit} 和 m_c 分别是砂粒、粉粒和粘粒的百分含量, orgC 是土层的有机碳百分含量 (%)。

数据经过 Excel 2016 软件处理后,使用 SPSS 19.0 软件进行统计分析。采用单因素方差分析检验 侵蚀-沉积作用和土壤酶活性及其计量比是否受到显 著影响,同时采用 Duncan 法检验组间差异的显著性

(P<0.05 为差异显著),采用冗余分析 (redundancy analysis, RDA) 研究生物与非生物因素 (微生物碳 氮、土壤含水量、pH 和土壤养分)、土壤酶活性及其 计量比的相关性,明确坡耕地土壤酶活性变化的主 要影响因子。使用 Origin 8.0 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 侵蚀坡耕地的土壤理化性质

表 2 显示,坡耕地土壤 pH 均较高 (pH>8), CK 和 SW 沉积区的土壤 pH 均显著小于侵蚀区 (P<0.05)。沉积区土壤总有机碳 (TOC) 含量较侵蚀区 高 (P<0.05),且 3 种不同的施肥措施下土壤 TOC 含 量相较 CK 都有不同程度的增加;SW沉积区 TOC 含 量显著高于其他 3 个处理。NO₃⁻-N、NH₄⁺-N、土壤 全氮 (TN)、土壤有效磷 (AP)、土壤全磷 (TP) 均表现 为沉积区含量显著高于侵蚀区含量,并且 3 种施肥 措施下的 NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 含量均显著高于 CK。侵 蚀-沉积作用和秸秆覆盖添施有机肥改变了土壤的可 蚀性 K 因子,可蚀性 K 因子在侵蚀区比沉积区低 0.05 (P<0.05),在侵蚀区,OM、SW 和 OMSW 处理 的土壤可蚀性 K 因子显著低于 CK,在沉积区, OM、SW 和 OMSW 处理与 CK 的可蚀性 K 因子差 异不显著。

2.2 土壤酶活性及其化学计量特征

侵蚀-沉积作用和秸秆覆盖添施有机肥显著影响 土壤 BG、NAG、LAP和AKP等4种土壤酶活性 (图 1)。坡耕地沉积区 BG、NAG、LAP和AKP显著 高于侵蚀区,依次比侵蚀区高52.31%、50.60%、 16.97%、13.11%。侵蚀-沉积作用对 BG产生的影响 最显著,沉积区 BG活性约为侵蚀区 BG活性的 2倍。与对照相比,OM处理下 BG、NAG、LAP和 AKP4种土壤酶活性均降低;OMSW处理下土壤胞 外酶活性增加,但不如单独施用秸秆(SW)增加效果 好。SW处理下 BG、NAG、LAP、AKP活性沉积区 与侵蚀区的差异相对于其他处理较小,并且 SW处 理下侵蚀区和沉积区都具有较高的土壤酶活性,与 其他处理有显著差异,说明 SW 是很好缓解侵蚀的 保护性措施。

土壤胞外酶活性计量比因侵蚀-沉积作用和有 机物料添加有所不同(图2)。土壤酶活性ln(BG): ln(NAG+LAP)平均为1.27±0.03,ln(BG):ln(AKP) 为0.88±0.02。所有研究点均落在土壤微生物碳和磷 共同限制区域,其中侵蚀区磷限制较沉积区更强。

表 2 侵蚀坡耕地的土壤理化性质	Soil physicochemical properties of eroded sloping farmland
	Table 2

处理 Treatment	采样点 Sampling site	Hq	TOC (g/kg)	NO ₃ ⁻ -N (mg/kg)	NH4 ⁺⁻ N (mg/kg)	TN (g/kg)	AP (mg/kg)	TP (g/kg)	土壤可蚀性K因子 Soil erodibility K [t-h/(MJ·mm)]
CK	侵蚀区 Erosion section	8.42±0.04 Aa	12.92±1.01 Ba	11.59±0.04 Bb	9.31±1.01 Bab	1.49±0.66 Bc	11.31±0.32 Bd	0.72±0.11 Bc	0.33±0.008 Aa
	沉积区 Deposition section	8.18±0.03 Ba	14.94±0.39 Ac	16.29±0.05 Ab	9.39±0.39 Aab	1.90±0.61 Ac	16.81±0.06 Ad	0.81±0.07 Ad	0.27±0.004 Bab
MO	侵蚀区 Erosion section	8.11±0.12 Ab	13.23±0.06 Ba	19.32±0.01 Ba	10.22±0.31 Ba	1.62±0.31 Bb	13.23±0.06 Bc	0.84±0.07 Bb	0.32±0.001 Ab
	沉积区 Deposition section	8.01±0.05 Aa	17.94±0.01 Ab	21.03±0.02 Aa	10.46±0.55 Aa	2.63±0.52 Ab	18.70±0.26 Ac	0.99±0.06 Ac	0.28±0.005 Ba
SW	侵蚀区 Erosion section	8.29±0.03 Aab	13.12±0.01 Ba	18.68±0.05 Ba	10.27±0.31 Ba	1.67±0.71 Bb	19.25±0.26 Ba	0.81±0.13 Bb	0.31±0.002 Ac
	沉积区 Deposition section	8.21±0.03 Ba	21.94±0.01 Aa	21.04±0.08 Aa	10.54±0.55 Aa	2.76±0.04 Aa	22.35±0.33 Ab	1.31±0.07 Aa	0.27±0.001 Bab
OMSW	侵蚀区 Erosion section	8.15±0.03 Ab	14.10±0.01 Bb	17.95±0.80 Ba	10.32±0.80 Ba	1.73±0.18 Ba	18.10±0.06 Bb	0.94±0.10 Ba	0.32±0.004 Ab
	沉积区 Deposition section	8.13±0.05 Aa	18.13±0.01 Ab	20.84±0.46 Aa	10.56±0.46 Aa	2.78±0.76 Aa	23.28±0.12 Aa	1.27±0.06 Ab	0.28±0.009 Ba
注: CK一不施	·秸秆和有机肥;OM—有机肥替	·代20%化肥氮; SV	√──秸秆替代20%4	t肥氮; OMSW—7	肓机肥和秸秆混合	彗代20%化肥氮 。	TOC—土壤总有标	凡碳;TP──土壤⊴	è磷; AP—土壤有效磷;

TOC-Total organic C of soil; TP-Total P of soil; AP-Available P of soil; TN-Total N of soil. Values followed by different capital letters in a column indicate significant difference between the two Note: CK-No straw and organic fertilizer; OM-20% nitrogen substituted by organic fertilizer; SW-20% nitrogen substituted by straw; OMSW-20% nitrogen substituted by organic fertilizer and straw. TN一土壤全氮。同列数据后不同大写字母表示相同处理不同区域之间差异显著,同列数据后不同小写字母表示相同区域不同处理之间差异显著 (P-0.05)。 experimental sections under the same treatment, and different lowercase letters indicate significant difference among treatments in the same section (P<0.05).



图 1 坡耕地土壤酶活性特征



注: BG—β-1,4-葡萄糖苷酶; NAG—β-1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶; LAP—亮氨酸氨基肽酶; AKP—碱性磷酸酶。CK—不施秸秆和有机肥; OM—有机肥替代 20% 化肥氮; SW—秸秆替代 20% 化肥氮; OMSW—有机肥和秸秆混合替代 20% 化肥氮。柱上不同大写字母表示相同处理两个区域间差异显著,不同小写字母表示相同区域不同处理之间差异显著 (P<0.05)。

Note: BG— β -1,4-glucosidase; NAG— β -1,4-N-acetylglucosidase; LAP—L-leucine aminopeptidase; AKP—Alkaline phosphatase. CK—No straw and organic fertilizer; OM—20% nitrogen substituted by organic fertilizer; SW—20% nitrogen substituted by straw; OMSW—20% nitrogen substituted by organic fertilizer and straw. Different capital letters above the bars indicate significant difference among sections under the same treatment, and different lowercase letters above the bars indicate significant difference among treatments in the same section (P<0.05).

从这些指标来看,平均土壤胞外酶活性计量比约为 1:0.79:1.13。CK处理下土壤胞外酶活性计量比约 为1:0.80:1.14,OM处理下土壤胞外酶活性计量 比约为1:0.71:1.16,SW处理下土壤胞外酶活性 计量比约为1:0.82:1.11,OMSW处理下土壤胞外酶活性 计量比约为1:0.82:1.11,OMSW处理下土壤胞外 酶活性计量比约为1:0.81:1.12,总体而言,胞外酶 活性计量比的比值偏离1:1:1。在侵蚀区,OMSW 和SW处理的ln(BG):ln(NAG+LAP)显著高于CK、 OM处理的ln(BG):ln(LAP+NAG),在沉积区域则 是SW和CK处理的ln(BG):ln(NAG+LAP)显著高 于OMSW和OM处理下的ln(BG):ln(NAG+LAP), OM处理下的ln(BG):ln(NAG+LAP)最低。侵蚀区 的OM、CK、OMSW的ln(BG):ln(AKP)显著高于 SW的ln(BG):ln(AKP),沉积区的ln(BG):ln(AKP) 表现为CK>OM>SW>OMSW。

矢量长度 (VL) 和可蚀性 K 因子成显著负相关 (P< 0.05), 矢量角度 (VA) 和可蚀性 K 因子呈显著正相 关 (P<0.05) (图 2b)。侵蚀区土壤胞外酶活性计量

比的矢量角度和矢量长度与沉积区的具有显著差异(图 2),4种处理 VA 均表现为侵蚀区>沉积区 (图 2c)。不同处理侵蚀-沉积作用 VL 之间也存在显 著差异,CK、SW、OMSW 的 VL 表现为侵蚀区<沉 积区。四种处理对 VL 有显著影响 (P<0.05),表现为 OM>CK>SW>OMSW (图 2d)。

从表 3 可知, 侵蚀-沉积作用和不同处理对 ln(BG):ln(NAG+LAP)、ln(BG):ln(AKP)有显著影 响,侵蚀-沉积作用和处理对ln(BG):ln(AKP)有显 著交互作用。侵蚀-沉积作用和处理对碳限制 [VL 越 长,表明微生物受能量(碳)限制越大]影响显著, 并且无显著交互作用,侵蚀-沉积作用和处理对磷限 制(VA>45°表明微生物受磷限制)影响显著(P< 0.05),并且无显著交互作用。秸秆覆盖添施有机肥 处理和侵蚀-沉积作用显著影响可蚀性 K 因子(P< 0.01),并且无显著交互作用。

2.3 土壤酶活性与土壤理化性质的关系

为了阐明土壤理化性质和土壤养分对土壤酶活







注: BG—β-1,4-葡萄糖苷酶; NAG—β-1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶; LAP—亮氨酸氨基肽酶; AKP—碱性磷酸酶。CK—不施秸秆和有机肥; OM—有机肥替代 20% 化肥氮; SW—秸秆替代 20% 化肥氮; OMSW—有机肥和秸秆混合替代 20% 化肥氮。K—土壤可蚀性 K 因子。柱上不同大写字母表示相同处理两个区域间差异显著,不同小写字母表示相同区域不同处理之间差异显著 (*P*<0.05)。 Note: BG—β-1,4-glucosidase; NAG—β-1,4-N-acetylglucosidase; LAP—L-leucine aminopeptidase; AKP—Alkaline phosphatase. CK—No straw and

organic fertilizer; OM—20% nitrogen substituted by organic fertilizer; SW—20% nitrogen substituted by straw; OMSW—20% nitrogen substituted by organic fertilizer and straw. *K*—Soil erodibility *K*. Different capital letters above the bars indicate significant difference between the two experimental sections under the same treatment, and different lowercase letters above the bars indicate significant difference among treatments in the same section (P<0.05).

性和土壤胞外酶活性计量比的影响,进行了 Pearson 相关性分析和冗余分析。Pearson 相关分析(图 3)表 明,BG 活性与 AN、TOC、TN、TP、AP、微生物 量碳(MBC)、微生物量氮(MBN)、NAG、LAP、 AKP 呈显著正相关,BG 与 pH、可蚀性 K 因子呈显 著负相关(P<0.05)。当土壤氮酶和磷酶活性增加时, BG 活性也显著增加,VL 也随之增大,表现出微生 物碳限制,MBC 与 BG 活性呈显著正相关,碳限制 越强,微生物活性越高。NAG 活性与 AN、TOC、 TP、MBC、MBN、BG 呈显著正相关,与 C/P 和可 蚀性 K 因子呈显著负相关(P<0.05),NAG 与可蚀性 K因子呈显著负相关,说明侵蚀显著降低土壤 NAG 的活性,并且 NAG 活性对碳含量和碳酶活性有很强 的依赖性。LAP 活性与 AN、MBN、BG 呈显著正相 关,与 C/N、N/P、AP 呈显著负相关 (P<0.05);AKP 与 AN、TOC、TP、MBC、MBN、BG 呈显著正相 关,与 pH、N/P、可蚀性 K 因子呈显著负相关 (P<0.05),氮素的增加会增加磷酶的活性,增加碳相关 微生物的活性。可蚀性 K 因子与 TOC、TN、TP、 AP、MBC、MBN、BG、NAG、AKP、ln(BG): ln(LAP+NAG)、Ln(BG):ln(AKP)、VL 呈显著负相 关关系 (P<0.05),与 VA 呈显著正相关关系 (P<0.05),

Table 3 Two-way ANOVA of integration	raction between erosion-deposition	n and straw mulchi	ing and organic fertilizer (<i>P</i> value)
显著性	侵蚀-沉积作用	处理	侵蚀−沉积作用×处理
Significance	Erosion-deposition effect	Treatment	Erosion-deposition ×Treatment
ln(BG) : $ln(NAG + LAP)$	0.014*	0.020*	0.717
$\ln(BG)$: $\ln(AKP)$	0.020*	0.017*	0.04*
矢量长度 Vector L	0.001***	0.001***	0.775
矢量角度 Vector A	0.003***	0.015*	0.717
ТР	0.001***	0.001***	0.08
AP	0.001***	0.012***	0.488
TOC/TN	0.086	0.094	0.902
TOC/TP	0.006***	0.008***	0.696
pH	0.006***	0.001***	0.001***
K	0.008***	0.033*	0.145

表 3 侵蚀─沉积作用和秸秆覆盖配合有机肥处理的双因素方差分析 (*P* 值)

注: BG—β-1,4-葡萄糖苷酶; NAG—β-1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶; LAP—亮氨酸氨基肽酶; AKP—碱性磷酸酶; TOC—土壤总有机碳; TP—土壤全磷; AP—土壤有效磷; TN—土壤全氮; *K*—土壤可蚀性*K*因子。*—*P*<0.05; **—*P*<0.01; *—*P*<0.05。

Note: BG— β -1,4-glucosidase; NAG— β -1,4-N-acetylglucosidase; LAP—L-leucine aminopeptidase; AKP—Alkaline phosphatase; TOC—Total organic C of soil; TP—Total P of soil; AP—Available P of soil; TN—Total N of soil; K—Soil erodibility K. ***—P<0.001; **—P<0.01; *—P<0.05.

表明侵蚀--沉积作用对土壤酶活性具有显著影响,表明沉积区碳限制比侵蚀区强,磷限制则相反。

冗余分析结果表明,土壤胞外酶活性及其计量 比受到土壤理化特性的调控(图4)。从图4中可知, 对土壤胞外酶活性及其计量比的第一轴解释度为 49.8%,第二轴的解释度为32.1%,可蚀性 K 因子 (F=4.1, P=0.012)、pH (F=6.5, P=0.014) 对微生物碳 限制和磷限制有显著影响 (P<0.05),其解释度分别 为15.9%、17.3%。可蚀性 K 因子与 VL 呈显著负相 关。为了进一步区分评价底物资源和生境条件对土 壤酶活性变异的相对贡献,本研究进行了方差分解 分析。结果显示,底物资源和生境条件的贡献分别 为17.30%和24.32%,二者共同解释的比例为45.57% (图4)。

3 讨论

3.1 土壤养分有效性在坡耕地的空间分布

土壤侵蚀是一种选择性作用过程,侵蚀会优先 携带更细且富含营养的土壤颗粒迁移。侵蚀区和沉 积区是土壤侵蚀的两个重要单元,侵蚀区土壤细颗 粒减少、团聚体破坏、养分更易矿化损失;沉积区 细颗粒增多,不同形式的碳氮磷发生沉积,减少其 矿化损失。由于土壤细颗粒因土壤侵蚀而迁移,导 致侵蚀部位表层土壤养分含量降低。本研究结果表 明, 沉积区土壤总有机碳 (TOC)、全氮 (TN)、全磷 (TP)含量显著高于侵蚀区土壤 TOC、TN、TP 含 量。Lal^[16] 2005 年的研究认为,土壤养分通过侵蚀和 搬运发生沉积和掩埋,因此沉积区土壤养分相对于 侵蚀区富集。在沉积过程中,土壤 TOC、TN 和 TP 一般伴随着泥沙迁移,因此表层土壤因侵蚀而横向 迁移会影响养分的再分配。即使埋在地表以下 20 cm, 气候或人为因素也会影响有机质矿化四。秸秆覆盖添 施有机肥可以显著改善土壤养分的有效性,本研究 中同一坡位 OM、SW、OMSW 处理下土壤 TOC、 NO, 、AP 显著高于 CK 处理, 已有大量研究证明秸 秆和有机肥的等量替代可以显著增加土壤碳储量189, 在土壤中添加有机物料有助于通过改善土壤生物学 特性和微生物群落活性,以及增加土壤团聚体稳定 性来增加 TOC 储量, 而 NO₃、AP 在添加有机物料 处理下显著增加可能归因于有机物质的分解和养分 逐渐释放到土壤中。

3.2 秸秆覆盖添施有机肥对侵蚀坡耕地土壤酶活性的影响

土壤酶活性在坡上部侵蚀区和坡下部沉积区呈 现显著性差异。差异显著性分析表明,4个处理坡耕 地在沉积部位的N获取酶NAG与LAP,碳代谢相 关酶BG、磷酶AKP均显著高于侵蚀部位相应的土 壤酶活性。本研究结果与Boerner等^[19]在火烧林迹地









注:AN—有效氮;TOC—土壤总有机碳;MBC—微生物量碳;MBN—微生物量氮;BG—β-1,4-葡萄糖苷酶;NAG—β-1,4-N-乙酰氨基葡 萄糖苷酶;LAP—亮氨酸氨基肽酶;AKP—碱性磷酸酶;TP—土壤全磷;AP—土壤有效磷;TN—土壤全氮;K—土壤可蚀性K因子; VA—矢量角度;VL—矢量长度。

Note: AN—Available N of soil; TOC—Soil organic matter; MBC—Microbial C; MBN—Microbial N; BG— β -1,4-glucosidase; NAG— β -1,4-N-acetylglucosidase; LAP—L-leucine aminopeptidase; AKP—Alkaline phosphatase; TP—Total P of soil; AP—Available P of soil; TN—Total N of soil; *K*—Soil erodibility *K*; VA—Vector angle; VL—Vector length.

坡面的酶呈现空间变异性的研究结果一致,该研究 表明沉积区的 BG、AKP 和几丁质酶活性均比侵蚀区 高。侵蚀作用下坡耕地表层土壤以及土壤粘粒在坡 面迁移,在坡面下部沉积。与侵蚀区土壤的质地相 比,沉积区土壤粘粒部分的比例较高,证实了侵蚀 对土壤颗粒的迁移作用,侵蚀-沉积作用会导致附着 在粘粒等物质的土壤酶向坡面下部迁移^[20]。不同处理 坡耕地侵蚀部位可蚀性 K 因子值均显著大于沉积部 位,坡耕地侵蚀-沉积作用明显,可蚀性 K 因子与 BG、NAG、AKP 均呈显著负相关关系 (P<0.001)。

坡耕地土壤酶活性的空间分布特征与侵蚀-沉积 作用对坡地土壤有机碳和养分的再分配有关^[17]。侵蚀 区含表层富集的有机碳、氮矿物在上坡流失在下坡 沉积,上坡底物减少导致酶活性较沉积区降低。在 侵蚀-沉积作用下,沉积区长时间的土壤碳的积累促 进了土壤固碳微生物的活动,坡耕地上部表层土壤 携带的有机碳在侵蚀过程中容易发生流失^[21]。研究结 果表明,碳代谢相关的 BG 活性与 TOC 和 MBC 均 呈现出显著的相关性 (*P*<0.001),证实了侵蚀-沉积 作用下有机碳是导致坡耕地土壤酶活性差异的主要 因素。由于坡耕地整体不仅受碳限制而且受磷限 制,沉积区土壤碳含量高,土壤微生物为了获取养 分分泌了更多的胞外酶,同时土壤有机质在沉积点 增加,增加了酶的底物资源。土壤 AKP 活性主要受 TP 和可蚀性 K 因子的综合影响,土壤胞外酶 AKP 活性和 TP 具有显著的正相关性 (*P*<0.05),与可蚀性 *K* 因子呈显著负相关关系 (*P*<0.01))。一般认为当土 壤中 TP 含量低时,微生物会释放更多的 AKP,促 进土壤磷循环,以满足植物及微生物生长的需要^[22], 而本研究中沉积区 TP 含量比侵蚀区高,AKP 活性



图 4 土壤理化性质与土壤酶活性的冗余分析

Fig. 4 Redundancy analysis of soil physical and chemical properties and soil enzyme activity

注: CK—不施秸秆和有机肥; OM—有机肥替代 20% 化肥氮; SW—秸秆替代 20% 化肥氮; OMSW—有机肥和秸秆混合替代 20% 化肥 氮。AN—有效氮; TOC—土壤总有机碳; MBC—微生物量碳; MBN—微生物量氮; BG—β-1,4-葡萄糖苷酶; NAG—β-1,4-N-乙酰氨基葡 萄糖苷酶; LAP—亮氨酸氨基肽酶; AKP—碱性磷酸酶; TP—土壤全磷; AP—土壤有效磷; TN—土壤全氮; *K*—土壤可蚀性 *K* 因子; VA—矢量角度; VL—矢量长度。红色箭头代表理化因子和微生物量因子, 蓝色箭头代表不同土壤胞外酶活性及其计量比。 Note: CK—No straw and organic fertilizer; OM—20% nitrogen substituted by organic fertilizer; SW—20% nitrogen substituted by straw; OMSW—20% nitrogen substituted by organic fertilizer and straw. AN—Available N of soil; TOC—Soil organic matter; MBC—Microbial C;

MBN—Microbial N; BG— β -1,4-glucosidase; NAG— β -1,4-N-acetylglucosidase; LAP—L-leucine aminopeptidase; AKP—Alkaline phosphatase; TP—Total P of soil; AP—Available P of soil; TN—Total N of soil; *K*—Soil erodibility *K*; VA—Vector angle; VL—Vector length. The red arrows represent physical and chemical factors and microbial biomass factors, while the blue arrows represent the extracellular enzyme activities and their stoichiometric ratios.

也比侵蚀区高,这与养分挖掘理论相反,可能的原因是侵蚀--沉积作用将土壤细颗粒带到沉积区。质地 更细的土壤可能不仅有利于稳定酶,而且还可能在 基质上提供更多的反应位点^[23],所以沉积区土壤可能 具有更高的土壤磷酶活性。LAP 与可蚀性 *K* 因子相 关性不显著。

有机物料的添加可能改变微生物和土壤酶活性^[24],OM、SW和OMSW土壤BG活性与TOC和MBC含量在坡面侵蚀区和沉积区均显著高于CK处理(图1),表明秸秆覆盖以及秸秆覆盖后添加有机肥促进了土壤TOC的积累,土壤BG活性随之增加。施用秸秆和有机肥增加了土壤中有机碳的含量,导致C/N和C/P升高。对于BG、NAG、LAP和AKP而言,SW和OMSW处理增加了土壤酶活性,这可能是由于秸秆中碳、氮、磷输入为土壤酶提供丰富的底物并激发了微生物的负反馈效应,另一方面有

机肥的添加也将外源的微生物添加到土壤中从而分 泌了更多的土壤酶^[25]。此外,SW和OMSW处理后 土壤扰动较少,保持并改善了对微生物有利的土壤 环境条件^[26]。并且SW的措施对土壤胞外酶活性的影 响要大于OMSW,所以与传统施肥模式相比,SW 措施有利于提高土壤酶活性,与前人研究^[27]结果 一致。

3.3 秸秆覆盖添施有机肥对侵蚀坡耕地土壤胞外 酶计量特征的影响

生态经济理论表明,微生物通过分配更多的能量来获取最能限制生长的营养物质^[27]。例如,根据消费者驱动的养分循环理论,限制性养分能够高效地用于微生物生长,而非限制性元素一般被消耗掉并被土壤微生物同化^[8]。坡耕地上部侵蚀区 CK、OM、SW、OMSW 等4种处理土壤胞外酶活性计量比分别为1:0.89:1.22、1:0.85:1.26、1:0.9:1.18、1:

0.94:1.22, 坡耕地下部沉积区土壤胞外酶活性计量 比分别为1:0.83:1.09、1:0.76:1.09、1:0.84: 1.07、1:0.81:1.07。已有研究表明,在全球尺度土 壤胞外酶活性计量比大体呈现1:1:1的关系[28]、本 研究的土壤胞外酶活性计量比与全球尺度均值有所 偏离,且侵蚀部位相比沉积区偏离更大。研究结果 显示, 坡耕地 ln(BG): ln(NAG+LAP) 和 ln(BG): ln(AKP)的比随着侵蚀加剧呈现相同的趋势, ln(BG): ln(NAG+LAP)和ln(BG): ln(AKP)与可蚀 性K因子均呈显著负相关(P<0.05, P<0.01), 这表明 土壤侵蚀会造成土壤胞外酶在侵蚀区和沉积区的重 新分配^[29]。ln(BG):ln(NAG+LAP)和TOC、TN、 MBC 均呈极显著正相关 (P<0.001), ln(BG): ln(AKP)和TOC、AN、MBC均呈极显著正相关 (P<0.001), 与TN、TP、MBN均呈显著正相关 (P<0.01)₀

在侵蚀区,OMSW和SW处理的ln(BG): ln(LAP+NAG)显著高于CK、OM处理,在沉积区 域则是SW和CK处理的ln(BG):ln(NAG+LAP)显 著高于OMSW和OM处理。ln(BG):ln(NAG+LAP) 与MBC呈显著正相关,原因可能是坡耕地长期水土 流失的作用导致有机碳流失,侵蚀区土壤有机碳含量 整体上偏低,添加OMSW和SW改善了侵蚀区土壤 中秸秆碳源的含量,底物增加促使BG活性增加^[28]。 侵蚀区的OM、CK、OMSW的ln(BG):ln(AKP)显 著高于SW,沉积区的ln(BG):ln(AKP)显 著高于SW,沉积区的ln(BG):ln(AKP)显 了一个人体子

3.4 秸秆覆盖添施有机肥对侵蚀坡耕地微生物限 制的影响

本研究发现沉积区土壤的酶活性高于侵蚀区土 壤,坡耕地总体上表现出碳限制和磷限制。Moorhead 等^[14]发现由于坡耕地在雨滴冲击、水流剪切等作用下 使土壤中之前受保护的土壤养分因为水力作用溶解 于水,在大部分陆地生态系统都表现为微生物碳限 制。矢量角分析显示,坡面下部沉积区的磷限制比 坡面上部侵蚀区有所减缓。冗余分析 (RDA) 表明, 侵蚀 K 因子与 VA 小于 90°,说明侵蚀作用对矢量角 有显著影响。VA 与碳磷比呈显著正相关 (P<0.05), VL 与碳磷比呈显著负相关 (P<0.05)。沉积区土壤的 碳限制高于侵蚀区土壤,磷限制低于侵蚀区土壤, 侵蚀-沉积作用将更多的氮素运移到沉积区,沉积区 的 C/N 降低,所以表现出更强的碳限制。侵蚀状况 是影响土壤碳、磷的有效性和养分计量限制的关键 性因子。因此,在研究紫色土坡耕地土壤微生物代 谢机制时,应该考虑侵蚀对土壤微生物活动的影 响。并且有研究表明,沉积区土壤氮含量丰富,氮 素富集可以引起微生物碳限制加剧^[30],坡下部沉积 区4个处理的碳氮比均小于坡上部侵蚀区,沉积区 呈现出更为明显的碳限制。pH 不仅会影响养分有效 性,还会影响微生物活性和胞外酶活性。沉积区 pH 较低,而较低的 pH 可能减慢碳分解速度,从而 造成碳限制,与之前的研究结果^[31]一致。

Lacombe 等[32]研究表明,采用秸秆覆盖添施有机 肥可以有效地减少地表径流,防止土壤侵蚀。本研 究中土壤胞外酶活性计量比显示, 坡耕地土壤微生 物受碳、磷限制。虽然由于化肥的投入,土壤中的 有效磷保持在较高水平,但在侵蚀严重的土壤,磷 的利用率较低。在四川紫色土坡耕地中,不同侵蚀 条件下微生物对胞外酶的投入存在差异,这可能是 由于侵蚀-沉积作用下每种处理底物的养分利用率不 同所导致。4种处理下,碱性紫色土磷素有效性相对 不足,微生物为了满足磷素需求分泌了更多的 AKP, SW 处理的 VA 相对于其他处理有显著差异 (图 2a), 更接近 45°, 表现出更小的 P 元素限制, 这进一步说 明秸秆覆盖减小了耕层磷素的流失,从而减缓了磷 素限制。SW、OMSW 处理磷限制小于单施有机肥 OM 处理,秸秆覆盖处理比单施有机肥对土壤侵蚀 有一定减缓作用,从而减少了坡耕地流失的磷素, 从而对磷限制有一定缓解作用[33]。总体而言,土壤 胞外酶活性计量比与坡耕地侵蚀状况密切相关,这 与最近发现的土壤侵蚀影响微生物多样性结果[34] 相似。

4 结论

坡耕地侵蚀加速了土壤碳、氮、磷的周转速 率,沉积区土壤β-葡萄糖苷酶(BG)、乙酰氨基葡萄 糖苷酶(NAG)、亮氨酸氨基肽酶(LAP)、碱性磷酸 酶(AKP)活性显著高于侵蚀区。坡耕地总体受磷养 分和能量限制(碳限制),土壤胞外酶活性计量比偏 离1:1:1,养分限制侵蚀区大于沉积区,能量限制 则是沉积区大于侵蚀区。秸秆覆盖添施有机肥可以 缓解土壤胞外酶化学计量失衡,其中秸秆覆盖可以 显著增加土壤酶活性,缓解土壤磷限制,促进土壤 养分循环,西南紫色土坡耕地秸秆覆盖同时辅施有 机肥可缓解坡耕地质量退化的侵蚀胁迫。

参考文献:

- [1] Sinsabaugh R L, Shah J J F. Ecoenzymatic stoichiometry and ecological theory[J]. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 2012, 43(1): 313–343.
- [2] 姚云柯,周卫,孙建光,等.田间条件下不同促腐菌对水稻秸秆腐解及胞外酶活性的影响[J]. 植物营养与肥料学报,2020,26(11): 2070-2080.

Yao Y K, Zhou W, Sun J G, *et al.* Effects of different strawdecomposition inoculants on increasing the activities of extracellular enzymes and decomposition of rice straw buried into soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2020, 26(11): 2070–2080.

- [3] 肖海兵,李忠武,聂小东,等.南方红壤丘陵区土壤侵蚀--沉积作用 对土壤酶活性的影响[J].土壤学报,2016,53(4):881-890.
 Xiao H B, Li Z W, Nie X D, *et al.* Effects of soil erosion and sedimentation on soil enzymes in the red soil hilly region of South China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(4): 881-890.
- [4] Khalili-Rad M, Nourbakhsh F, Jalalian A, *et al.* The effects of slope position on soil biological properties in an eroded toposequence[J]. Arid Land Research and Management, 2011, 25(3): 308–312.
- [5] 聂小军,苏艳艳. 川中丘陵区紫色土坡耕地土壤侵蚀特征[J]. 生态 环境学报, 2012, 21(4): 682–686.
 Nie X J, Su Y Y. Soil erosion characteristics of purple soil sloping farmland in hilly area of central Sichuan[J]. Journal of Ecological Environment, 2012, 21(4): 682–686.
- [6] Li Z, Xiao H, Tang Z, et al. Microbial responses to erosion-induced soil physico-chemical property changes in the hilly red soil region of southern China[J]. European Journal of Soil Biology, 2015, 71: 37– 44.
- [7] O'Geen A T, Budd R, Gan J, et al. Advances in agronomy[M]. New York: Academic Press, 2010. 108: 1-76.
- [8] 韩明钊, 赵雨森, 翟国庆, 等. 有机物料添加对黑土团聚体稳定性及 有机碳影响[J]. 东北林业大学学报, 2021, 49(5): 109–114.
 Han M Z, Zhao Y S, Zhai G Q. Effect of adding exogenous organic materials into black soilon soil aggregates and soil organic carbon[J].
 Journal of Northeast Forestry University, 2021, 49(5): 109–114.
- [9] 翟国庆. 侵蚀—沉积作用下黑土有机碳及碳循环酶活性研究[D]. 黑龙江哈尔滨: 东北林业大学硕士学位论文, 2020. Zhai G Q. Organic carbon and carbon cycle enzyme activity of black soil affected by erosion-deposition process[D]. Harbin, Heilongjiang: MS Thesis of Northeast Forestry University, 2020.
- [10] Zhang Q, Shamsi I H, Xu D, *et al.* Chemical fertilizer and organic manure inputs in soil exhibit a vice versa pattern of microbial community structure[J]. Applied Soil Ecology, 2012, 57: 1–8.
- [11] Allison S D. A trait-based approach for modelling microbial litter decomposition[J]. Ecology Letters, 2012, 15(9): 1058–1070.
- [12] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
 Bao S D. Soil and agrochemical analysis[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2000.
- [13] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)[M]. American: Agricultural Handbook, 1997.
- [14] 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 & Biochemistry, 2016, 93: 1–7.

- [15] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity[J]. Journal of Soil & Water Conservation, 1983, 38(5): 381–383.
- [16] Lal R. Soil erosion and carbon dynamics[J]. Soil & Tillage Research, 2004, 81(2): 137–142.
- [17] Doetterl S, Berhe A A, Nadeu E, et al. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes[J]. Earth-Science Reviews, 2016, 154: 102–122.
- [18] Wang W J, Dalal R C. Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage, nitrogen fertilisation and stubble management practices[J]. Soil & Tillage Research, 2005, 91(1): 68–74.
- [19] Boerner, Rej, Decker, et al. Prescribed burning effects on soil enzyme activity in a southern Ohio hardwood forest: A landscape-scale analysis[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32(7): 899–908.
- [20] Quinton J N, Catt J A. Enrichment of heavy metals in sediment resulting from soil erosion on agricultural fields[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(10): 3495–3500.
- [21] Schaub M, Alewell C. Stable carbon isotopes as an indicator for soil degradation in an alpine environment (Urseren Valley, Switzerland)
 [J]. Rapid Communications in Mass Spectrometry, 2010, 23(10): 1499–1507.
- [22] 谷晓楠, 贺红士, 陶岩, 等. 长白山土壤微生物群落结构及酶活性随 海拔的分布特征与影响因子[J]. 生态学报, 2017, 37(24): 8374– 8384.

Gu X N, He H S, Tao Y, *et al.* Soil microbial community structure, enzyme activities, and their influencing factors along different altitudes of Changbai Mountain[J]. Journal of Ecology, 2017, 37(24): 8374–8384.

- [23] Cui Y X, Zhang X C, Fang L C, *et al*. Ecoenzymatic stoichiometry and microbial nutrient limitation in rhizosphere soil in the arid area of the northern Loess Plateau, China[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2018, 116: 11–21.
- [24] Hoffmann I, Gerling D, Kyiogwom U B, et al. Farmers' management strategies to maintain soil fertility in a remote area in northwest Nigeria[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2001, 86(3): 263–275.
- [25] 马垒,李燕,魏建林,等.连续施用化肥及秸秆还田对潮土酶活性、 细菌群落和分子生态网络的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2022, 28(8): 1353–1363.

Ma L, Li Y, Wei J L, *et al.* Effects of continuous chemical fertilizer application and straw returning on soil enzyme activity, bacterial community and co-occurrence patterns in a fluvo-aquic soil[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2022, 28(8): 1353–1363.

- [26] 化党领,介晓磊,张一平,等. 有机肥对石灰性土壤肥力属性的长期 影响[J]. 生态学杂志, 2005, 24(9): 1053–1057.
 Hua D L, Jie X L, Zhang Y P, *et al.* Long-term effects of organic fertilizers on calcareous soil fertility properties[J]. Chinese Journal of Ecology, 2005, 24(9): 1053–1057.
- [27] Sinsabaugh R L, Hill B H, Shah J F. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment[J]. Nature,

2010, 462: 795.

- [28] 荣勤雷. 有机肥/秸秆替代化肥模式对设施菜田土壤团聚体微生物 特性的影响[D]. 北京: 中国农业科学院博士学位论文, 2018. Rong Q L. Effects of partial substitution of chemical fertilizer with organic amendments on microbial characteristics of soil aggregates in greenhouse vegetable production[D]. Beijing: PhD Dissertation of Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018.
- [29] Salinas-Garcia J R, Hons F M, Matocha J E, et al. Soil carbon and nitrogen dynamics as affected by long-term tillage and nitrogen fertilization[J]. Biology & Fertility of Soils, 1997, 25(2): 182–188.
- [30] Hao C, Li D, Jie Z, et al. Nitrogen addition aggravates microbial carbon limitation: Evidence from ecoenzymatic stoichiometry[J]. Geoderma, 2018, 329: 61–64.
- [31] Motavalli P P, Palm C A, Parton W J, et al. Soil pH and organic C

dynamics in tropical forest soils: Evidence from laboratory and simulation studies[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27(12): 1589–1599.

- [32] Lacombe G, Valentin C, Sounyafong P, et al. Linking crop structure, throughfall, soil surface conditions, runoff and soil detachment: 10 land uses analyzed in Northern Laos[J]. Science of the Total Environment, 2018, 616/617: 1330–1338.
- [33] Alamgir M, Mcneill A, Tang C, et al. Changes in soil P pools during legume residue decomposition[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2012, 49(1): 70–77.
- [34] Shi Y, Zhang Q, Liu X, et al. Organic manure input and straw cover improved the community structure of nitrogen cycle function microorganism driven by water erosion[J]. International Soil and Water Conservation Research, 2022, 1: 129–142.