

不同氧气浓度土壤酶活性对坝地 土壤有机碳矿化的影响

胡仁正¹, 刘晓君¹, 曹永翔², 肖森³, 王锐¹, 李鹏⁴, 张祎⁵

(1. 宁夏大学农学院, 银川 750021; 2. 陕西省四主体一联合河湖生态系统保护与修复校企联合研究中心, 西安 710065; 3. 中国电建集团西北勘测设计研究院有限公司, 西安 710065; 4. 西安理工大学
旱区水工程生态环境全国重点实验室, 西安 710048; 5. 西安科技大学地质与环境学院, 西安 710054)

摘要: [目的] 土壤有机碳矿化是全球碳循环的关键环节, 了解不同氧气浓度下土壤酶活性变化对有机碳矿化的影响, 有利于解析土壤碳循环过程, 助力“碳中和”目标达成, 为解析黄土高原淤地坝碳库动态演变及完善区域碳循环提供理论依据。[方法] 选取黄土高原典型淤地坝所淤积的坝地土壤为研究对象, 通过野外采样及室内模拟矿化试验, 研究了不同氧气浓度(0%, 7%, 14%, 21%)下土壤有机碳矿化规律。[结果] (1) 培养前 15 d, 有机碳瞬时矿化量和累积矿化量均呈 21% > 14% > 7% > 0% 趋势; 而培养 15~70 d, 7% 氧气浓度矿化量超过 14% 浓度, 累计矿化量总体表现为 21% > 7% > 14% > 0%。(2) 高氧气浓度(14%, 21%)显著促进碳循环酶(β -葡萄糖苷酶、纤维素酶)和氮循环酶(亮氨酸氨基肽酶)活性, 而 β -木糖苷酶在低氧气浓度(0%, 7%)下前期活性更高; 磷循环相关酶(磷酸酶)活性仅在 7% 氧气浓度下后期显著升高。(3) 通过酶计量学特征分析, 有机碳矿化受碳、氮影响较大。(4) 随机森林分析表明培养时间(21.90%)、纤维素酶(17.41%)和 β -木糖苷酶(21.60%)是有机碳矿化的主要限制因子, 氮循环酶通过影响微生物氮源获取间接调控矿化过程, 而磷循环酶对矿化影响较弱。(5) 各因子对有机碳矿化的贡献直接作用大于交互作用, 培养时间(27.35%)和纤维素酶(26.2%)对矿化的贡献度最强。[结论] 淤地坝土壤有机碳矿化随氧气浓度变化可能呈现先降低后升高再降低的趋势, 碳、氮循环相关酶活性是驱动矿化差异的关键因子, 且各因子对矿化的直接影响大于双因子交互影响。

关键词: 氧气浓度; 土壤酶活性; 土壤有机碳矿化; 淤地坝; 黄土高原

中图分类号: S154.2; S157

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2026)03-0121-11

Effect of soil enzyme activities under different oxygen concentrations on soil organic carbon mineralization in dam-land soils

Hu Renzheng¹, Liu Xiaojun¹, Cao Yongxiang², Xiao Sen³, Wang Rui¹, Li Peng⁴, Zhang Yi⁵

(1. College of Agriculture, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 2. Shaanxi Union Research Center of University and Enterprise for River and Lake Ecosystems Protection and Restoration, Xi'an 710065, China; 3. PowerChina Northwest Engineering Corporation Limited, Xi'an 710065, China; 4. State Key Laboratory of Water Engineering Ecology and Environment in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China; 5. College of Geology and Environment, Xi'an University of Science and Technology, Xi'an 710054, China)

Abstract: [Objective] Soil organic carbon (SOC) mineralization is a key process in the global carbon cycle. Understanding the influence of soil enzyme activity on SOC mineralization under different oxygen concentrations is conducive to analyzing the soil carbon cycle process and advancing carbon neutrality goals. This study provides a theoretical basis for clarifying carbon pool dynamics in check dams on the Loess Plateau and improving regional

收稿日期: 2025-07-15

修回日期: 2025-08-01

接受日期: 2025-08-14

资助项目: 国家自然科学基金面上项目(42473069); 宁夏重点研发计划项目(引才专项)(2024BEH04060); 宁夏自然科学基金优秀青年项目(2025AAC050024, 2024AAC05021)

第一作者: 胡仁正(2000—), 男, 山东邹平人, 硕士研究生, 研究方向为土壤侵蚀与碳循环。E-mail: h1378836487@163.com

通信作者: 刘晓君(1988—), 女, 山东泰安人, 博士, 副教授, 研究方向为土壤侵蚀与养分流失研究。E-mail: liuxiaojun.lxj@163.com

<https://stbeyj.publish.founderss.cn>

carbon cycle assessments. [Methods] The dam-land soils of a typical check dam on the Loess Plateau were collected as the research object. The SOC mineralization under different oxygen concentrations (0%, 7%, 14%, and 21%) was investigated through field sampling and laboratory simulation experiments. [Results] (1) During the first 15 days of incubation, both instantaneous and cumulative SOC mineralization showed an order of 21% > 14% > 7% > 0%. However, from days 15~70 of incubation, SOC mineralization at 7% concentration exceeded that at 14%, and the cumulative mineralization was 21% > 7% > 14% > 0%. (2) High oxygen concentrations (14%, 21%) significantly promoted the activities of carbon-cycling enzymes (β -glucosidase, cellulase) and nitrogen-cycling enzymes (leucine aminopeptidase), whereas β -xylosidase was more active in the early stage at low oxygen concentrations (0%, 7%). The activity of phosphorus-cycling-related enzymes (phosphatase) increased significantly only in the later stage at 7% oxygen concentration. (3) Enzyme stoichiometry indicated that SOC mineralization was greatly affected by carbon and nitrogen. (4) Random forest analysis showed that incubation time (21.90%), cellulase (17.41%), and β -xylosidase (21.60%) were the main limiting factors for SOC mineralization. Nitrogen-cycling enzymes indirectly regulated SOC mineralization by influencing microbial nitrogen acquisition, while phosphorus-cycling enzymes had a weak effect. (5) Direct effects of individual factors to SOC mineralization exceeded their interactive effects, with incubation time (27.35%) and cellulase (26.2%) contributing the most. [Conclusion] SOC mineralization in dam-land soils may exhibit a pattern of initial decline, followed by an increase and subsequent decrease with varying oxygen concentrations. The activities of carbon- and nitrogen-cycling-related enzymes are key drivers of mineralization differences, and the direct effects of individual factors on mineralization outweigh dual-factor interactive effects.

Keywords: oxygen concentration; soil enzyme activity; soil organic carbon mineralization; check dam; Loess Plateau

土壤碳库作为地球陆地生态系统最大的碳库,在全球碳循环和气候变化中扮演着重要角色。据统计,土壤碳库固存的碳含量约为 2 500 Gt,其中土壤有机碳(Soil Organic Carbon, SOC)储量约为 1 550 Gt^[1],在全球碳循环中起到不可替代的作用。近年来,全球气候变化引起极端降雨增多,水力侵蚀加剧。黄土高原作为全球侵蚀最严重的区域,一次强降雨产生的侵蚀量甚至能达到全年侵蚀的 60% 以上^[2]。为缓解这一现象,政府在水力侵蚀区修建众多淤地坝,截至 2021 年,已建设约 5.7 万座淤地坝,累计拦沙量可达 $2.1 \times 10^{10} \text{ m}^3$ 。淤地坝作为有效控制侵蚀的沟道工程措施之一,具有拦泥保水和调控碳库的作用,能为农业种植提供大面积可用土地,是黄土高原地区最重要的碳汇区域。

SOC 矿化是土壤微生物活动条件下分解土壤中有机碳并释放 CO_2 的过程^[3]。氧气浓度的改变会影响土壤微生物群落结构,进而影响 SOC 的矿化。水力侵蚀作用下,径流将大量泥沙输移至淤地坝中沉降、淤积、压实、深埋,淤地坝在拦截泥沙的过程中,拦截的泥沙不断沉降,形成坝地。雨季的短时间强降雨让淤地坝形成独特的旋回结构^[4],受泥沙沉积的分选作用影响,该结构在坝地中呈现出特殊的“粗—细”交替结构。这种特殊结构破坏了气体交换的连

续性,使得土壤无法与外界气体环境进行交换,引起坝地内土壤气体环境产生垂直氧气浓度变化,从而影响 SOC 的矿化。

相关研究发现,沉积区地表 30—200 cm SOC 储量是地表以上 0—30 cm SOC 储量的五倍以上^[5]。因此,探究影响深层 SOC 矿化因素对有机碳库研究尤为重要。同时土壤酶作为土壤中生物化学过程的主要驱动力,对有机碳的矿化存在一定程度的影响^[6]。研究发现,糖苷酶(如 α -葡萄糖苷酶、 β -木糖苷酶和纤维二糖水解酶)可以将纤维素等糖原分解成可溶解的有机碳;亮氨酸氨基肽酶与 β -N-乙酰氨基酸葡萄糖苷酶可以通过降解土壤中的蛋白质和几内质获取氮源;磷酸酶可以通过分解土壤中的有机磷产生无机磷^[7]。此类水解酶为土壤生态系统的微生物代谢活动提供动力。Sinsabaugh 等^[8]发现碳氮磷相关水解酶的活性比例可以在一定程度上表示微生物获取能量和养分分配过程比例,引出化学计量比来表示土壤微生物的代谢活动对碳氮磷元素的响应;Moorhead 等^[9]则提出酶向量角度和向量长度的概念,具体量化水解酶对碳氮磷元素对微生物代谢的限制。氧气浓度作为限制微生物活性的主要因素之一可以通过影响有机物的分解速率,间接改变酶底物的可用性^[10],氧气浓度的垂直变化引起淤地坝剖面垂直梯度酶活性发

生变化,影响不同淤积深度土壤的矿化速率。所以研究不同氧气浓度下土壤酶活性对研究深层淤积SOC矿化情况具有重要意义。

目前学者对淤地坝表层在雨季出现的干湿交替现象引起有机碳矿化差异进行大量研究,但对淤积深度导致不同氧气梯度下有机碳的矿化规律研究较少。此前,本团队通过设置有氧无氧两组对照试验对坝地土壤出现的矿化差异进行研究,发现有氧无氧对有机碳矿化存在显著影响。本团队为继续细化不同淤积深度造成的氧气浓度差异对土壤有机碳的影响,以黄土高原典型淤地坝所淤积的坝地为研究对象,针对坝地淤积过程中淤积深度引起的沉积剖面气体环境改变现象,通过野外采样和室内矿化培养试验,系统分析淤地坝土壤在气体环境改变的作用下有机碳矿化规律和土壤酶活性的相关关系,探究气体环境改变对淤地坝SOC矿化的影响,揭示坝地形成过程SOC矿化机制,为完善黄土高原典型区域碳循环过程提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于陕西省子洲县西北部的正沟小流域(图1),处于黄河二级支流大理河下游左岸。流域坐标为 $109^{\circ}58'29''E, 37^{\circ}43'00''N$ 。占地面积 1.9 km^2 ,属于典型黄土高原沟壑区,土壤质地为黄绵土,海拔约 1100 m ,年平均降雨量约为 520 mm ,雨热同期,夏季降雨量可达全年降雨量的 70% 。本研究选取正沟流域主干坝作为研究对象,坝地于1960年建成,淤积时间较长。

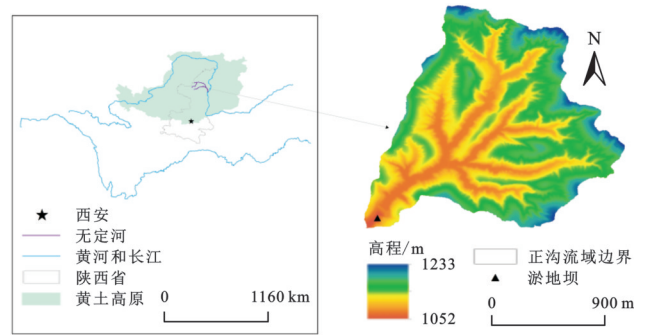


图1 研究区位置示意图

Fig. 1 Schematic diagrams of study area location

1.2 土壤采集

于2022年5月份进行土壤采集工作(图2),根据淤地坝层状淤积剖面土壤气体浓度改变的实际情况,于淤地坝内不同区域挖取原状泥沙沉积剖面,根据土壤坡面分层取样,分别代表不同氧气梯度影响下的土壤。挖取土壤剖面 14.96 m (直至原始沟道),从耕作层开始现场测量每层淤积层深度,共划分淤积层58层,采集每层土样。在样品采集过程中,快速采集剖面土壤样品,快速装入带有抽气阀门的真空袋中,并抽出袋中空气,放入便携式野外冰箱中。共采集土壤样品58份,土壤理化性质见表1。



图2 采样方式

Fig. 2 Photos of sampling method

表1 土壤理化性质

Table 1 Soil physicochemical properties

粉粒/ %	砂粒/ %	黏粒/ %	含水率/ %	有机碳/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全磷/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效磷/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	铵态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	硝态氮/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
74.52 ± 7.84	14.93 ± 7.96	10.53 ± 0.15	34.50 ± 3.89	4.52 ± 0.93	1.11 ± 0.34	3.01 ± 0.33	0.018 ± 0.01	1.57 ± 0.14	0.012 ± 0.01

1.3 氧气浓度梯度矿化试验

将采集后的58层新鲜土样混合后过 2 mm 筛,通过水分添加调节至田间持水量的 60% ,并在 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 黑暗条件下预培养 7 d ,以稳定土壤微生物活性。试验设置4组不同氧气浓度,分别为 0% , 7% , 14% , 21% ,在试验开始前,根据计算装置的体积换算不同氧气浓度条件下对应的真空值,将试验装置内的空气使用空气压缩机抽出,以达到试验氧气浓度要求。培养期间加入适量的灭菌超纯水,以保持培养土壤水分恒定。培养时间共 70 d 。

将过 2 mm 标准筛的混合土样称取 500 g ,加入试验装置中。每组氧气浓度试验设5组培养单元,将培

养装置放入人工气候箱中进行恒温培养($25\text{ }^{\circ}\text{C}$),并在装置中加入盛有 20 ml 0.1 mol/L NaOH 溶液的烧杯用于吸收所释放的 CO_2 ,每组试验设置3个重复(图3)。培养结束后,在盛有 NaOH 溶液的烧杯中加入 10 ml 0.1 mol/L BaCl_2 溶液,加入离心管中对其进行离心抽滤($0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤头),最后使用 0.5 mol/L HCl 滴定 NaOH 过滤液(以甲基橙为指示剂)并计算土壤释放的 CO_2 量。在培养周期内定期进行土壤采集用于后续土壤酶活性测定。

1.4 数据处理与分析

1.4.1 土壤 CO_2 -C释放量 土壤 CO_2 -C释放量公式:

$$C_i = \frac{[(A_0 - A_1) - (A_0 - A_2)] \times M_c}{2} \quad (1)$$

式中： C_i 为第*i*次滴定土壤CO₂释放量(mg)； A_0 为培

养前加入NaOH的摩尔数($n \text{ mol}$)； A_1 为培养土样NaOH溶液消耗的HCL滴定量($\mu \text{ mol}$)； A_2 为空白样消耗的HCL滴定量($n \text{ mol}$)； M_c 为碳的原子质量。

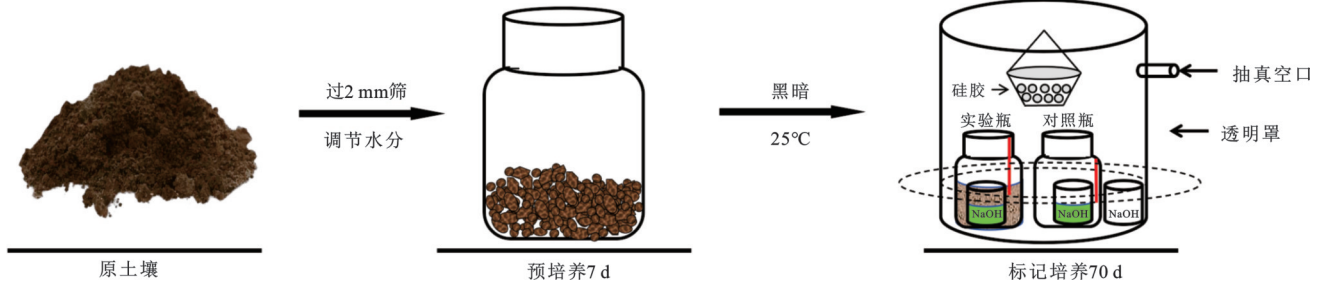


图 3 氧气浓度梯度矿化培养

Fig. 3 Mineralization incubation under an oxygen concentration gradient

1.4.2 土壤酶活性测定 土壤酶类型分为3种:碳循环相关酶β-葡萄糖苷酶(BG)、木糖苷酶(EC)、纤维素酶(EG);氮循环相关酶:β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)、亮氨酸氨基肽酶(LAP);磷循环相关酶:磷酸酶(AP),如表2所示。采用 Saiya-Cork等^[11]的微孔板荧光法进行土壤酶活性的测定,具体方法如下:

在恒温振荡器(25℃)上振荡2h以制备土壤悬浊液,抽取1ml土壤悬浊液于离心管中,加入0.25ml荧光底物,振荡后即为测定样品管。在恒温培养箱(25℃)中暗处理,并取试验装置中1g新鲜土样1mol/L醋酸钠(pH=5)125ml用于培养β-葡萄糖苷酶、木糖苷酶、纤维素水解酶和β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶4h,亮氨酸氨基肽酶和磷酸酶2h。培养结束加入1mol/L的NaOH终止反应。最后用移液器吸取250μL样品加入到96孔酶标板中上机测定(酶标仪),分别在365nm和450nm波长下测定荧光值。公式如下:

$$A = \frac{FV}{eV_1tm} \quad (2)$$

$$F = (f - f_b) - q - f_s \quad (3)$$

$$e = \frac{f_r}{C_sV_2} \quad (4)$$

$$q = \frac{f_q - f_b}{f_r} \quad (5)$$

式中: A 为土壤样品的酶活性[$\mu\text{mol}/(\text{g} \cdot \text{h})$]; F 为校正后的样品荧光值; V 为土壤悬浊液的总体积(125ml); V_1 为微孔板每孔中加入的样品悬浊液的体积(0.2ml); t 为暗培养时间(4h); m 为干土样的质量(1g鲜土样换算成干土样的结果); f 为酶标仪读取样品微孔的荧光值; f_b 为空白微孔的荧光值; q 为淬灭系数; f_s 为阴性对照微孔的荧光值; e 为荧光释放系数; f_r 为参考标准微孔的荧光值; C_s 为参考标准微孔的浓度(10μmol/L); V_2 为加入参考标准物的体积(0.05ml); f_q 为淬灭标准微孔的荧光值。

表 2 土壤酶活性种类、缩写、底物和功能

Table 2 Activity types, abbreviations, substrates, and functions of soil enzymes

土壤酶	缩写	底物	类型	功能
β-葡萄糖苷酶	BG	4-Methylumbelliferyl-β-D-glucoside	C-targeting hydrolytic	碳循环酶
β-木糖苷酶	EC	4-Methylumbelliferyl-β-D-xylopyranoside	C-targeting hydrolytic	碳循环酶
β-纤维素酶	EG	4-Methylumbelliferyl-β-D-cellobiopyranoside	C-targeting hydrolytic	碳循环酶
β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶	NAG	4-Methylumbelliferyl-N-acetyl-3-D-glucosaminide	N-targeting hydrolytic	氮循环酶
亮氨酸氨基肽酶	LAP	L-Leucine-7-amido-4-methylcoumarin hydrochloride	N-targeting hydrolytic	氮循环酶
磷酸酶	AP	4-Methylumbelliferyl phosphate	P-targeting hydrolytic	磷循环酶

1.4.3 土壤酶计量比及其矢量特征 本研究中的土壤酶计量比($EAA_{C/N}$, $EAA_{C/P}$, $EAA_{N/P}$)是土壤C, N, P获取酶(BG, EC, EG, LAP, NAG, AP)的比值^[3],计算公式如下:

$$EAA_{C/N} = \frac{\ln(BG + EC + EG)}{\ln(NAG + LAP)} \quad (6)$$

$$EAA_{C/P} = \frac{\ln(BG + EC + EG)}{\ln(AP)} \quad (7)$$

$$EAA_{N/P} = \frac{\ln(NAG + LAP)}{\ln(AP)} \quad (8)$$

土壤酶计量比的矢量长度(VectorL)和角度(VectorA)反映微生物受碳氮磷元素的抑制程度,矢量长度越长,微生物受碳限制程度越大;矢量角度小于45°,表示微生物受氮限制,矢量角度大于45°,表示微生物受磷限制^[3],具体计算公式如下:

$$\text{VectorL} = \text{SQRT} \left[\left(\frac{\text{BG} + \text{EC} + \text{EG}}{\text{AP}} \right)^2 + \left(\frac{\text{BG} + \text{EC} + \text{EG}}{\text{LAP} + \text{NAG}} \right)^2 \right] \quad (9)$$

$$\text{VectorA} = \text{Degrees} \left[\text{atan2} \left(\frac{(\text{BG} + \text{EC} + \text{EG})}{\text{AP}}, \frac{(\text{BG} + \text{EC} + \text{EG})}{(\text{LAP} + \text{NAG})} \right) \right] \quad (10)$$

1.4.4 数据处理与统计分析 使用Excel 2021进行数据初步整理,使用SPSS 27.0进行数据分析与差异性比较,通过R语言rf Permute包进行随机森林(Random Forest)分析并筛选影响有机碳矿化量的关键因子,通过JMP软件对关键因子进行功效分析,量化各因子对矿化的贡献度,使用Origin版作图。

2 结果与分析

2.1 土壤有机碳矿化特征

21% 氧气浓度在 70 d 的培养过程中有机碳累计矿化量达 166.38 mg/kg(图 4),在四组处理中最高,分别

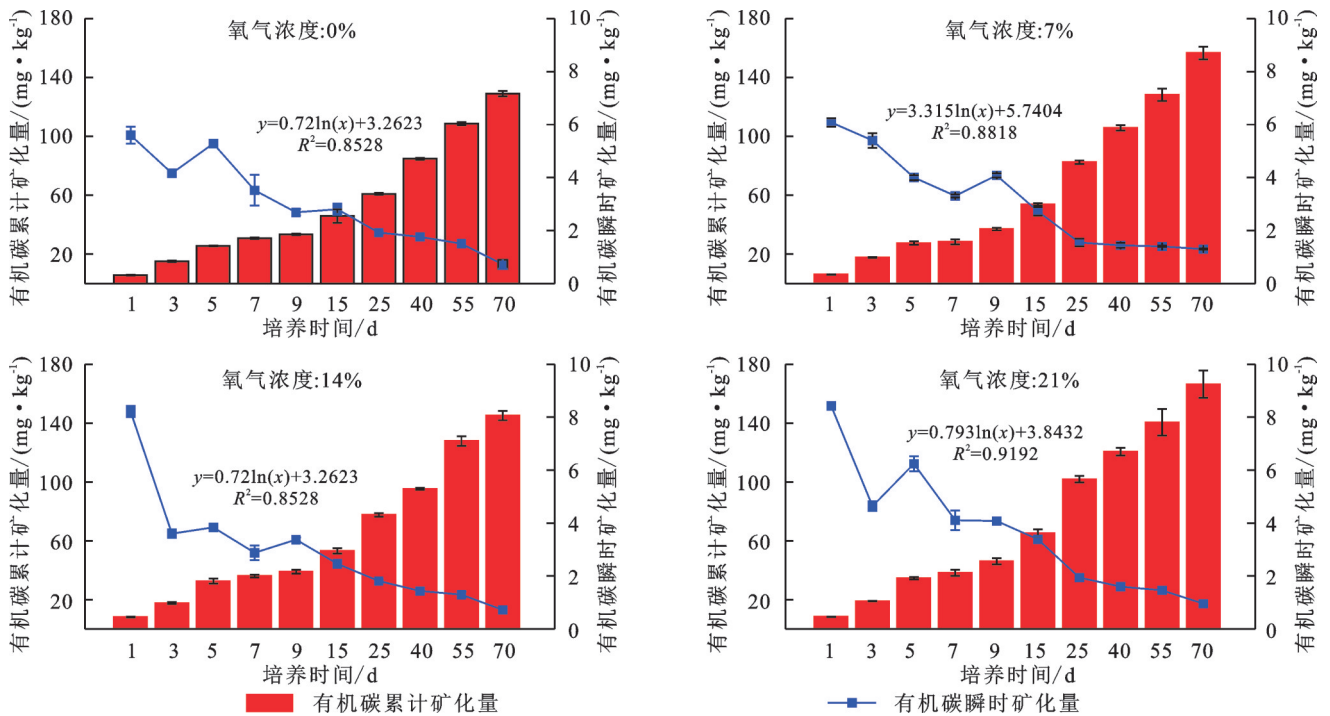


图 4 不同氧气浓度土壤有机碳矿化量

Fig. 4 SOC mineralization at different oxygen concentrations

2.2 土壤酶活性变化特征

不同酶对氧气浓度变化的响应不同(图 5)。除β-木糖苷酶,碳、氮循环相关酶在高氧气浓度(14%, 21%)下活性较高,此现象在培养 15 d 后更明显且稳定。β-木糖苷酶在培养前 7 d 的中低氧气浓度(0%, 7%)下表现出更好的活性。培养 7 d 后β-木糖苷酶活性随培养天数逐渐减弱。磷酸酶在培养前 9 d 内高氧气浓度下酶活性显著高于低氧气浓度。15 d 后 7% 氧气浓度下磷酸酶活性达到峰值,且显著高于 14% 氧气浓度($p <$

提高 29.07%(0%), 6.26%(7%), 14.65%(14%)。培养试验前 15 d 氧气浓度较高的两组处理(14%, 21%)较低氧气浓度处理(0%, 7%)矿化量略高;培养天数超过 15 d 后,7% 氧气浓度矿化量超过 14% 浓度,总体呈现 21% > 7% > 14% > 0% 的趋势。

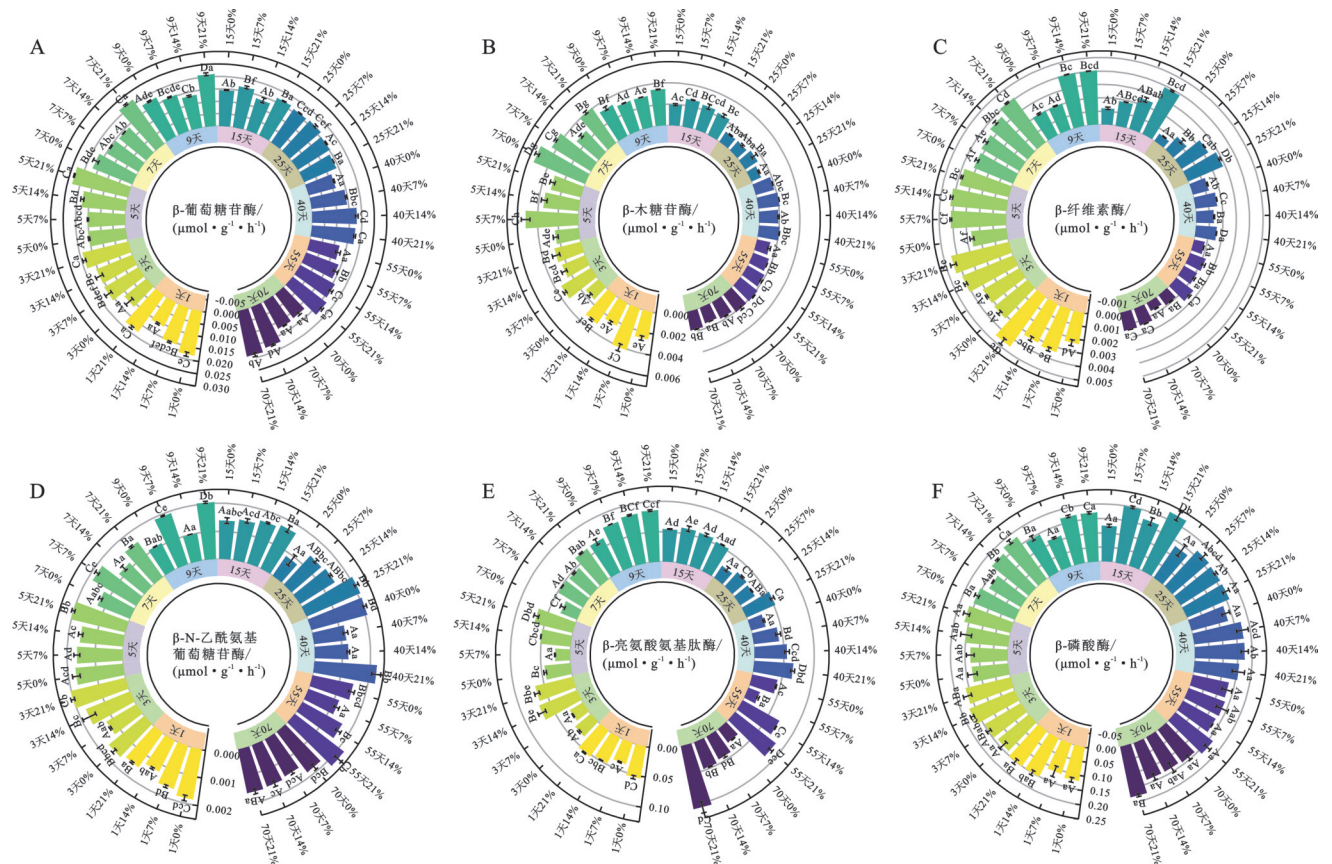
有机碳瞬时矿化量随培养时间增加而不断减少,不同氧气浓度下有机碳矿化量降低趋势相似,培养前 7 d 瞬时矿化量降幅较大,7~25 d 瞬时矿化量呈波动递减趋势,培养 25 d 后趋于稳定。培养首日瞬时矿化量最大,不同氧气浓度分别达 5.6 mg/kg(0%), 6.08 mg/kg(7%), 8.22 mg/kg(14%), 8.42 mg/kg(21%)。其中 14% 氧气浓度下单日瞬时矿化量在前 3 d 降幅最大(64.94%),为其他氧气浓度下降幅度的 2.5 倍(0%), 3.08 倍(7%), 1.45 倍(21%)。21%, 14% 氧气浓度下有机碳瞬时矿化量变化幅度较大,分别由 8.42 mg/kg, 8.22 mg/kg(第 1 天)降低至 0.96 mg/kg, 0.72 mg/kg(第 70 天),降幅分别为 88.6%, 91.24%。

0.05),并在之后的培养中持续保持较高活性。

培养天数对磷循环相关酶的影响较小。磷酸酶活性在培养过程中呈先增加后减低最后趋于平稳的趋势,于第 15 天达到峰值,但总体差异不显著。碳循环酶对培养天数的响应则较明显,β-木糖苷酶、纤维素酶活性随培养时间呈先增加后减少的趋势,分别于第 5 天、第 7 天达到峰值。β-葡萄糖苷酶活性在培养前 9 d 活性较为稳定,随后平稳下降,培养 40 d 后酶活性在不同氧气浓度下差异显著($p <$

环酶活性在不同氧气浓度趋势不同:β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶在中低氧气浓度(0%,7%)下呈先降低后升高的趋势,于25 d时达到最低值,高氧气浓度

(14%,21%)下存在较大波动;亮氨酸氨基肽酶在培养前9 d酶活性呈上升趋势,25 d后21%氧气浓度下活性提高,显著高于其他三组氧气浓度($p < 0.05$)。



注:A,B,C为碳循环相关酶;D,E为氮循环相关酶;F为磷循环相关酶。图中不同大写字母表示同一培养天数下,不同氧气浓度碳、氮、磷循环相关酶含量差异显著($p < 0.05$);不同小写字母表示同一氧气浓度下,不同培养天数碳、氮、磷循环相关酶含量差异显著($p < 0.05$)。

图5 土壤酶活性在不同氧气浓度和培养天数下的变化特征

Fig. 5 Variation characteristics of soil enzyme activity at different oxygen concentrations and incubation time

2.3 土壤酶计量学特征

土壤酶计量比如图6所示。4种氧气浓度处理下, $EAA_{C/N}$, $EAA_{C/P}$, $EAA_{N/P}$ 范围分别为1.03~1.59, 1.61~2.22, 1.16~1.95。试验前5 d, 7%氧气浓度下 $EAA_{C/N}$ 显著低于其他3种氧气浓度($p < 0.05$), 5~15 d与0%, 14%氧气浓度下则无明显差异($p > 0.05$), 随后呈现先增加后减少的趋势。0%氧气浓度于培养第5天达到峰值, 7%, 14%氧气浓度于第9天达到峰值, 21%氧气浓度于第55天达到峰值。 $EAA_{C/P}$ 在培养周期内整体变化较小(变化幅度27.48%, $p < 0.05$)。 $EAA_{N/P}$ 在培养周期内呈先增加后减少再增加后趋于平稳的趋势, 于培养第3天、第25天达到峰值。

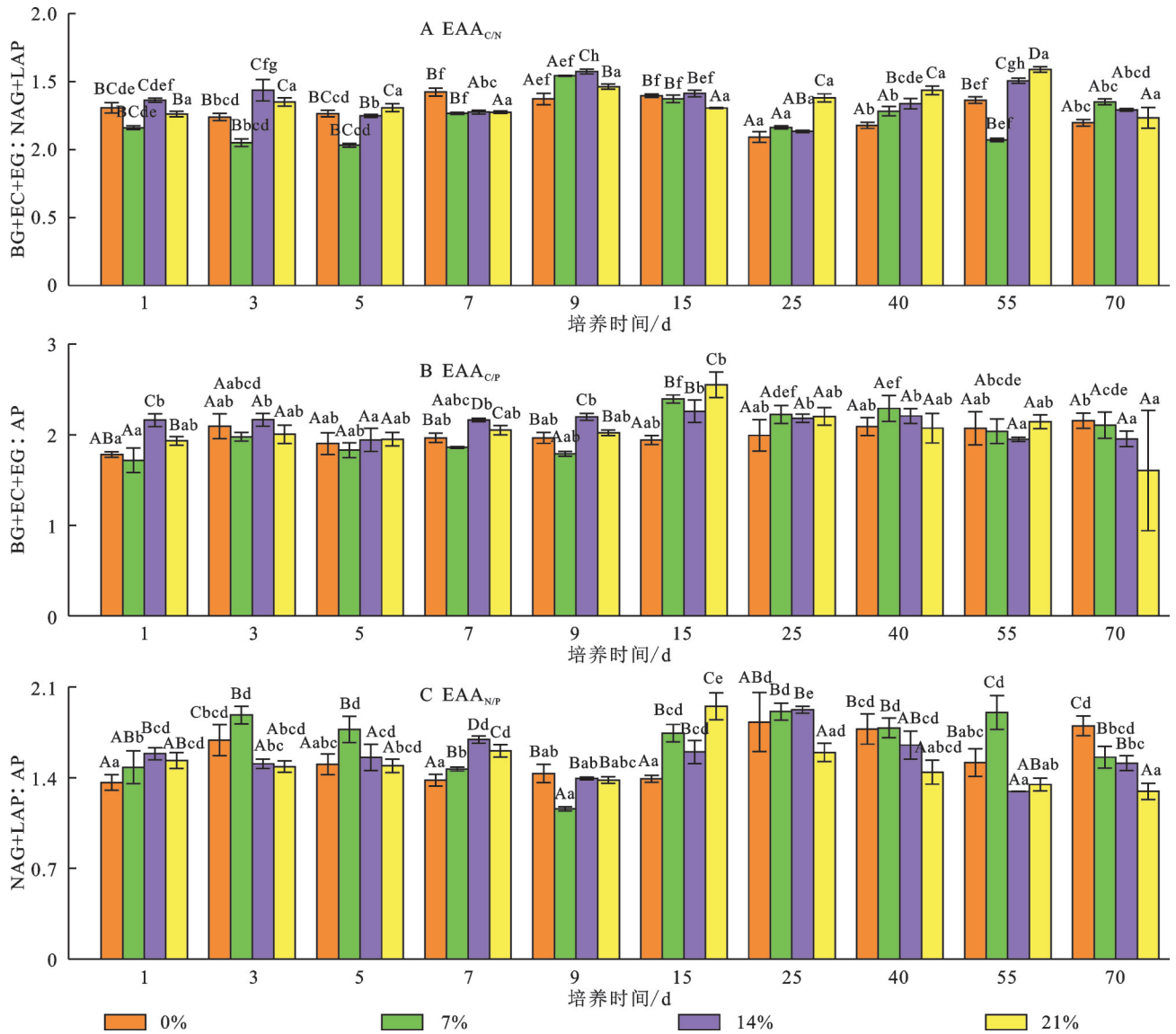
4种氧气浓度下土壤酶化学计量的向量角度均小于45°(图7A), 表明其主要受氮限制。7%氧气浓度下尤为明显, 培养前5 d向量角度不断减少, 于第5天达到最低点, 5~9 d角度不断增加, 该阶段矿化受氮影响减弱。培养15 d后各氧气梯度向量角度存在不同程度波动。

图7B为土壤酶化学计量比变化, 不同氧气浓度下向量长度均呈先升高后降低的趋势, 并于第15天达到

峰值。其中中高氧气浓度(14%, 21%)在培养1~9 d内向量长度较大, 受碳影响大于其他两组处理; 培养15 d后, 7%氧气浓度下向量角度超过14%氧气浓度, 总体呈现21% > 7% > 14% > 0%的趋势, 说明随培养时间增长, 7%氧气浓度较14%氧气浓度受碳限制更大。

2.4 有机碳矿化量关键因子筛选

利用R语言随机森林模型筛选不同氧气浓度下影响矿化的关键因子(图8), 结果表明培养时间是对矿化量影响最大的因子, 随氧气浓度提高分别为24.25%, 20.44%, 21.45%, 21.45% (均值21.90%); 纤维素酶次之分别是19.65%, 16.86%, 15.13%, 17.98% (均值17.41%)。相较于其他氧气浓度, 14%氧气浓度纤维素酶、β-葡萄糖苷酶和亮氨酸氨基肽酶对矿化影响较弱, 而对β-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶、磷酸酶的作用较强; 7%氧气浓度与21%氧气浓度对各因子的响应相似。除0%氧气浓度, β-木糖苷酶在其他3种氧气浓度下均存在显著影响($p < 0.01$)。综合4种氧气浓度发现, 培养时间、β-纤维素酶、β-木糖苷酶、亮氨酸氨基肽酶、氧气浓度、酶活性氮磷比对SOC矿化影响显著($p < 0.01$)。



注:图中大写字母表示同一培养天数下,不同氧气浓度处理酶计量比差异达到显著水平($p < 0.05$);小写字母表示在同一氧气浓度下不同培养天数处理酶计量比达到显著水平($p < 0.05$)。

图 6 土壤酶计量比

Fig. 6 Soil enzyme stoichiometric ratio

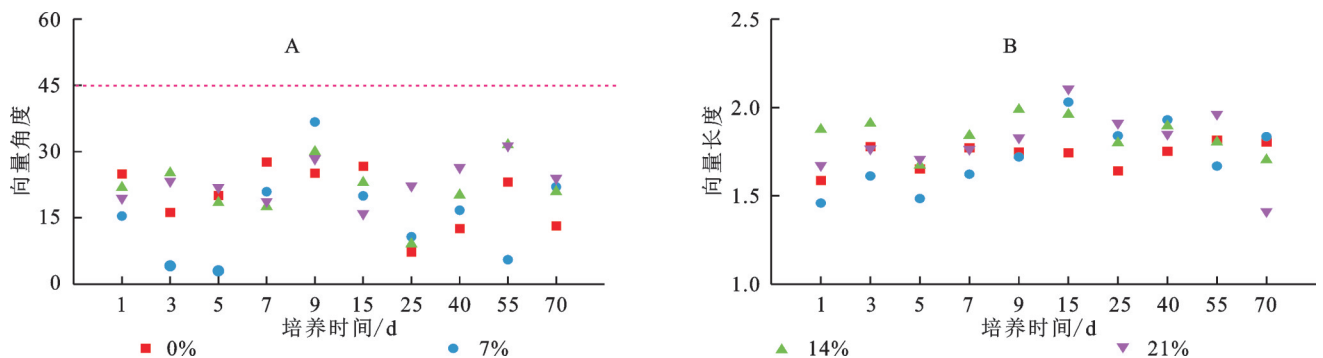


图 7 土壤酶化学计量的向量角度和长度变化

Fig. 7 Vector angle and length changes in soil enzyme stoichiometry

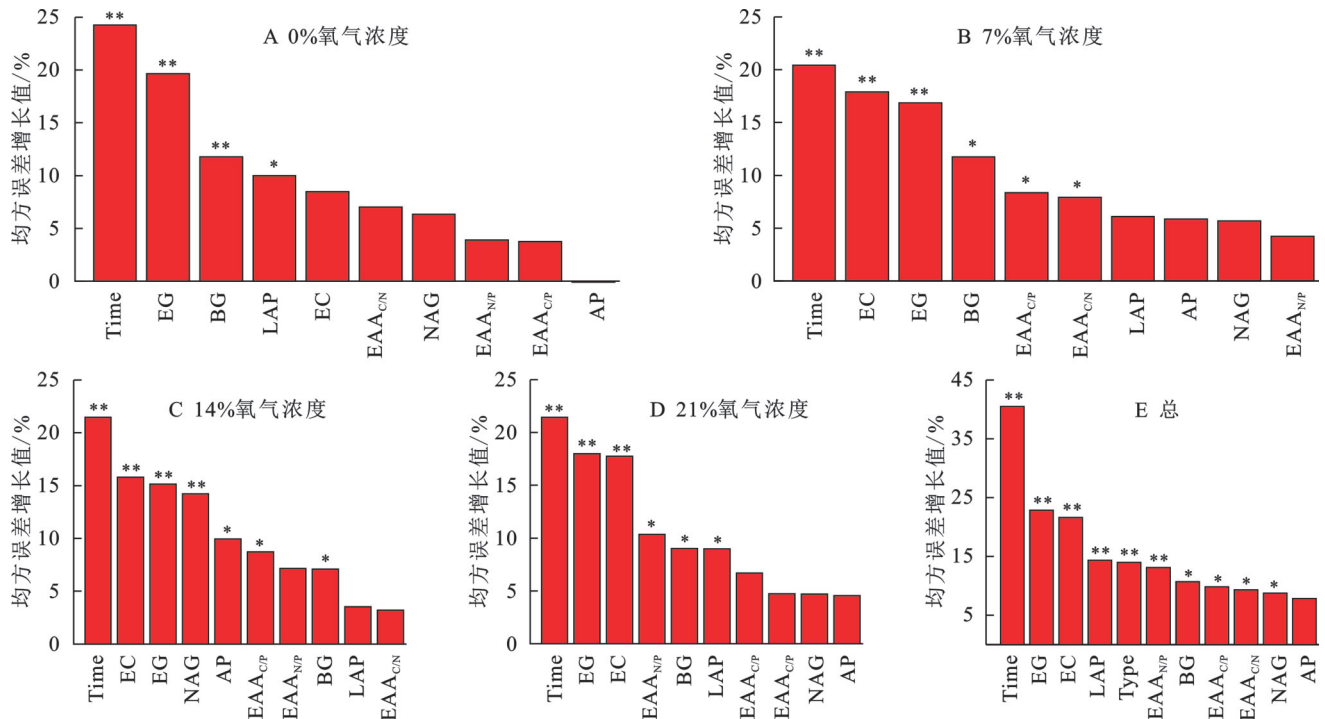
2.5 土壤酶活性对有机碳矿化的贡献度

基于随机森林可筛选出的对有机碳矿化影响显著($p < 0.01$)的关键因子,通过功效分析对关键因子对有机碳矿化量的直接贡献度和交互作用进行量化

(图 9)。结果表明培养时间是对有机碳矿化量影响最大的因子,分别为 31.2%(0%),28.6%(7%),21.9%(14%),27.6%(21%),11.53%(总体)。各因子对有机碳矿化的直接作用大于双因子交互对有机碳矿化的

影响。纤维素酶在不同氧气浓度下均为除培养时间外对矿化量影响最大的因子,平均贡献度为 26.2%。0%,21% 氧气浓度下 β -葡萄糖苷酶对矿化的影响较

高,7%,14% 氧气浓度下木糖苷酶对 SOC 矿化较高。培养时间、 β -木糖苷酶、纤维素酶对有机碳矿化贡献较大三者单因子贡献度达 35%。



注:图中 Time 表示氧气梯度试验培养天数;LAP 表示亮氨酸氨基肽酶;BG 表示 β -葡萄糖苷酶;NAG 表示 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶;AP 表示磷酸酶;EG 表示纤维素酶;EC 表示 β -木糖苷酶;EAA_{C/N} 表示酶活性碳氮比;;EAA_{N/P} 表示酶活性氮磷比;EAA_{C/P} 表示酶活性碳磷比;Type 表示培养所用的氧气浓度;*,**,*** 分别表示在 0.05,0.01,0.001 水平下差异显著。

图 8 不同氧气浓度影响矿化的相关因子

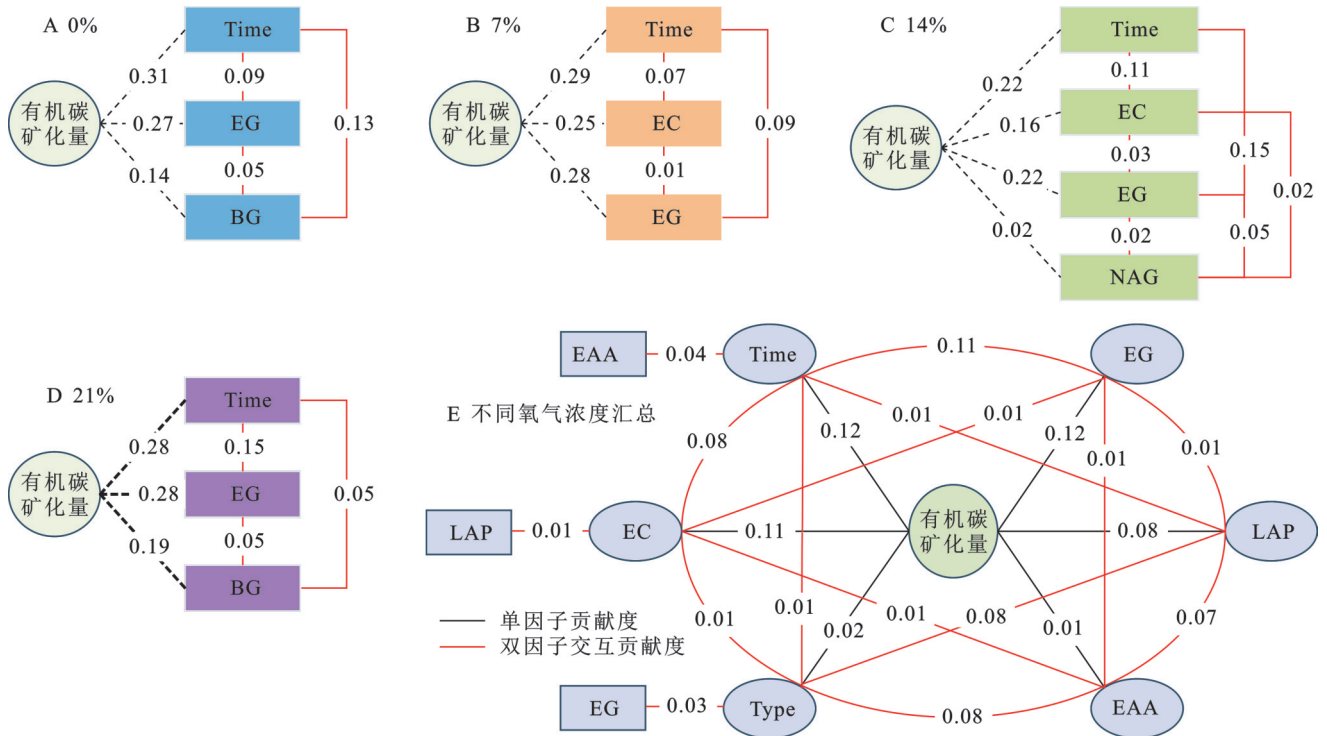
Fig. 8 Factors influencing mineralization at different oxygen concentrations

3 讨论

3.1 不同氧气浓度下坝地土壤有机碳矿化规律

研究表明,培养前 15 d SOC 矿化量随氧气浓度增加而增加,15 d 后 7% 氧气浓度 SOC 矿化量超过 14% 氧气浓度(图 4)。培养前 15 d,高氧环境(21% 浓度、14% 浓度)下好氧细菌(如变形菌门、放线菌门)和部分真菌会快速增殖,相关研究表明这些微生物会优先分解土壤中的易氧化 SOC(如可溶性糖、蛋白质),导致瞬时矿化速率较高^[12];培养 15 d 后,土壤中易被分解的 SOC 被分解殆尽,剩余的 SOC 大多为难分解的有机质(如木质素、纤维素),此类碳源在该氧气浓度下分解缓慢,14% 氧气浓度下矿化量减少。7% 氧气浓度下随培养的进行,矿化速率得到一定程度的提高,这可能与土壤中的兼性厌氧微生物(如部分放线菌、被孢霉属真菌)活性逐渐被激活有关,这些微生物通过发酵或微好氧代谢分解复杂 SOC,从而提高该氧气浓度的矿化速率^[13]。而 21% 浓度、0% 氧气浓度在培养过程中受好氧微生物(21%)和厌氧微生物(0%)主导,主导微生物并未发生改变,因此整体瞬时矿化量与培养前 15 d 呈现相同的趋势。

研究发现,不同氧气浓度下 SOC 累计矿化量趋势为 21% > 7% > 14% > 0%(图 4),SOC 累计矿化量受氧气浓度影响显著($p < 0.01$,图 8E),为影响 SOC 矿化的主要因子(图 9)。过往研究表明,不同氧气浓度下控制的微生物群落组成、代谢途径和酶活性组成存在差异。高氧条件(21%,14%)下,好氧微生物占据主导地位,较高的氧气浓度使得微生物具有较高的活性,能够迅速分解易降解碳,使得高氧条件下培养初期 SOC 矿化量较高。随着培养时间的增加,受制于易降解碳数量有限的因素的影响,21% 氧气浓度矿化量在培养中后期增长速率降低。而 14% 氧气浓度在培养初期好氧微生物增长迅速,消耗大量的氧气,抑制其他微生物的活性。但在其底物消耗殆尽后,14% 浓度中消耗其他难降解碳的微生物数量较少,严重影响培养 15~70 d 的 SOC 矿化。7% 氧气浓度下主导矿化的土壤微生物以兼性厌氧微生物为主,过往研究发现该类微生物会随着氧气浓度改变呼吸方式,避免资源竞争或代谢产物抑制^[14],因此后期矿化量超过 14% 氧气浓度;0% 氧气浓度下主导微生物为厌氧微生物,自身对 SOC 矿化效率较低,累计矿化量



注:图中单因子贡献度指单一因子对研究中有有机碳矿化的贡献程度;双因子交互贡献度指两因子间结合,对有机碳矿化变化的贡献程度。

图9 不同氧气浓度下各因子对有机碳矿化的贡献度

Fig. 9 Contribution of various factors to organic carbon mineralization under different oxygen concentrations

较少。

3.2 不同氧气浓度土壤酶活性对土壤有机碳矿化的影响

SOC 矿化是碳循环过程中与土壤碳质量相关的重要阶段,土壤微生物则是 SOC 矿化的主要驱动者^[15],微生物活性越高,矿化的效率越高。不同土壤氧气浓度的环境下,不同类型酶的活性不同,好氧厌氧酶对矿化的影响也存在差异。Li 等^[16]的研究结果表明氧气浓度会限制酶的活性,从而减少 SOC 的矿化。同时,不同氧气浓度下单一因子对 SOC 矿化的影响大于双因子交互对矿化的影响(图 9)。这可能是因为淤地坝土壤成土母质的限制,微生物的利用效率被制约,土壤酶之间的联系较弱^[3]。

研究发现,纤维素酶活性在不同氧气浓度下均显著影响($p < 0.01$)SOC 矿化,在培养 7~25 d 时酶活性对氧气的响应最为明显。纤维素酶作为好氧细菌分泌的酶,其产酶过程受氧气浓度影响较大,在高氧条件下纤维素酶可以保持较高活性,加速 SOC 矿化;培养后期(40~70 d)易分解底物被消耗殆尽,酶活性降低,对 SOC 矿化的影响变小;而低氧气浓度下,某些厌氧微生物可能通过形成“纤维小体”^[17]来降解纤维素,但这可能导致其纤维素分解酶(如 EG)的整体活性较低且不稳定。但这种形式的纤维素活性较低且稳定性不强,相对于高氧状态对 SOC 矿化的影响也较小。与此相同的是,同为碳循环相关酶的 β-木

糖苷酶和 β-葡萄糖苷酶在该环境下也通过分解纤维素、半纤维素影响 SOC 矿化^[18]。这两种酶都是通过分解土壤中与其相关碳源,对 SOC 矿化做出贡献。β-葡萄糖苷酶作为兼性厌氧微生物分泌的酶,在不同氧气浓度下酶活性差异较小,但在高氧气浓度下,β-葡萄糖苷酶的高活性对矿化的影响较大。Ren 等^[19]在热带/亚热带森林中 β-葡萄糖苷酶基因丰度显著高于温带地区,可能加速活性碳的分解;Zhou 等^[20]在研究人工林恢复过程中,β-葡萄糖苷酶活性在恢复 20 a 时达到峰值,从而显著促进 SOC 矿化。皆与本研究现象相似,高活性的酶促进 SOC 的矿化。β-木糖苷酶是由严格厌氧微生物分泌而来^[21],在低氧气浓度下拥有更高的活性,这与木糖苷酶在不同氧气浓度下的活性表现相似。左宜平等^[18]研究发现,低温导致木糖苷酶活性显著降低,导致其矿化速率减低,这与本试验低氧条件抑制酶活性,减缓矿化速率的现象一致。Zhu 等^[22]的研究中,通过控制不同碳输入,改变土壤微生物活性,研究发现酶活性的提高伴随着 SOC 矿化速率的提高,与本研究中,碳循环相关酶活性与 SOC 矿化速率正相关的现象相似。

磷酸酶活性对不同氧气浓度下的 SOC 矿化量影响整体较小。根据酶向量角度可知,向量角度在培养周期内均 $< 45^\circ$,说明 SOC 矿化量主要受氮循环相关酶影响,受磷循环相关酶影响较少。仅 14% 氧气浓度下存在波动,但仍处于 $< 45^\circ$ 范围内。其他三组处

理下,酶活性受氮循环酶影响较大。该现象与随机森林结果吻合(图 8),四组处理中仅 14% 氧气浓度下对土壤矿化量存在影响($p < 0.05$)。磷酸酶主要分为酸性磷酸酶和碱性磷酸酶,前者主要由植物分泌,后者主要由微生物分泌^[23]。磷酸酶通过分解有机磷,释放无机磷,缓解微生物的磷限制,增强微生物分解 SOC 的能力,形成碳磷循环的协同效应^[24]。Xiao 等^[25]研究发现,酸性磷酸酶与有机磷的矿化呈正相关,间接促进 SOC 的矿化。该结论与本研究结果相悖,这可能是由于本试验所试土壤为淤地坝坝地土壤,且土壤呈碱性,抑制磷酸酶的活性削弱对矿化的影响。而氧气浓度主要调控微生物群落(好氧、厌氧、兼性厌氧的转变)来影响矿化,故磷酸酶对矿化的影响较小。

与磷循环相关酶不同,氮循环相关酶活性对氧气浓度的响应较明显。亮氨酸氨基肽酶在 0% 氧气浓度、21% 氧气浓度处理下均产生影响($p < 0.05$)。 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶则对 14% 氧气浓度产生显著影响($p < 0.01$)。亮氨酸氨基肽酶参与蛋白质分解,释放氨基酸作为氮源,以增强微生物代谢活性,从而加速 SOC 的矿化^[26]。而 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶参与分解几丁质(真菌细胞壁成分),释放氨基葡萄糖,为微生物提供氮源^[27]。培养前期,无论氧气浓度如何,土壤微生物会优先利用土壤中易分解的碳源(如葡萄糖)进行生长或呼吸^[28],故氮循环酶在试验前期对氧气浓度的响应较弱。随着培养时间的增长,易分解的碳源消耗殆尽,微生物群落出现碳源转换问题,需将更多的能量转向分解复杂的难分解碳源上。而这类碳源通常具有更高的碳氮比,微生物群落在分解该类碳源的过程中,通常会面临氮素限制的限制^[29]。面临氮限制时微生物群落需要提高氮循环相关酶活性来分解氮素以满足其生长呼吸所需的能量。低氧条件下(0% 氧气浓度)蛋白质和肽类物质相对于几丁质更易分解。故低氧条件下,亮氨酸氨基肽酶活性较高而 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶活性受到抑制。而富氧条件下(14%, 21% 氧气浓度)作为好氧酶的亮氨酸氨基肽酶拥有更高的分解效率,氮源输入激发有机碳矿化效率间接影响 SOC 的矿化^[30]。较高的氧气浓度让微生物群落拥有更多能量处理分解难度更高的几丁质类物质,但几丁质物质分解效率不如易分解的蛋白质和肽类物质高,这就导致 14% 氧气浓度下氮素分解效率不及 7% 氧气浓度,出现 7% 氧气浓度矿化量在培养中后期反超 14% 浓度的现象。

4 结论

室内模拟结果表明,氧气浓度变化对坝地土壤

SOC 矿化影响显著,矿化速率随氧气浓度变化呈现非单调性(21% > 7% > 14% > 0%)。这说明在淤地坝剖面中,随淤积深度增加导致的氧气浓度降低,SOC 矿化量可能呈现先降低后升高再降低的趋势;同时氧气浓度的变化显著影响碳循环相关酶和氮循环相关酶的活性。不同氧气浓度下 SOC 矿化受碳循环、氮循环相关酶影响较大,而磷循环相关酶仅对 14% 氧气浓度下有机碳矿化存在影响。不同氧气浓度下,酶活性受氮影响较大,21%, 14% 氧气浓度酶活性较 7%, 0% 氧气浓度受碳影响更明显。各因子对有机碳矿化的直接影响大于双因子交互所产生的影响,培养时间、 β -纤维素酶、 β -木糖苷酶是有机碳矿化的主要限制因子。

参考文献(References):

- [1] Lal R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security [J]. *Science*, 2004, 304 (5677):1623-1627.
- [2] Wang N, Jiao J Y, Bai L C, et al. Magnitude of soil erosion in small catchments with different land use patterns under an extreme rainstorm event over the Northern Loess Plateau, China [J]. *Catena*, 2020, 195:104780.
- [3] 邢欣然,张祎,李鹏,等.模拟干湿条件下土壤酶活性对坝地土壤有机碳矿化的影响 [J]. *干旱区研究*, 2024, 41 (11):1969-1980.
Xing X R, Zhang Y, Li P, et al. Simulated effects of soil enzyme activity on soil organic carbon mineralization in dam land under dry and wet conditions [J]. *Arid Zone Research*, 2024, 41(11):1969-1980.
- [4] 王震,刘颖,杨明义,等.坝地剖面泥沙有机碳分解特征及其影响因素 [J]. *应用生态学报*, 2022, 33(10):2635-2643.
Wang Z, Liu Y, Yang M Y, et al. Characteristics and factors influencing organic carbon decomposition in sediment in check dams [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(10):2635-2643.
- [5] Wang X, Cammeraat E L H, Cerli C, et al. Soil aggregation and the stabilization of organic carbon as affected by erosion and deposition [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2014, 72:55-65.
- [6] 赵宇航,殷浩凯,胡雪纯,等.长期秸秆还田褐土有机碳矿化特征及其驱动力 [J]. *环境科学*, 2024, 45(4):2353-2362.
Zhao Y H, Yin H K, Hu X C, et al. Characteristics and driving forces of organic carbon mineralization in brown soil with long-term straw returning [J]. *Environmental Science*, 2024, 45(4):2353-2362.
- [7] 张睿媛,袁丹,秦树平,等.碳氮磷化学计量比对土壤有机碳矿化激发效应的影响 [J]. *中国生态农业学报(中英文)*, 2023, 31(8):1311-1321.
Zhang R Y, Yuan D, Qin S P, et al. Effects of carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry on the priming of soil carbon mineralization [J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2023, 31(8):1311-1321.

- [8] Sinsabaugh R L, Lauber C L, Weintraub M N, et al. Stoichiometry of soil enzyme activity at global scale [J]. *Ecology Letters*, 2008, 11(11):1252-1264.
- [9] 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.
- [10] Nguyen T P, Koyama M, Nakasaki K. Effects of oxygen supply rate on organic matter decomposition and microbial communities during composting in a controlled lab-scale composting system [J]. *Waste Management*, 2022, 153:275-282.
- [11] Saiya-Cork K R, Sinsabaugh R L, Zak D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(9):1309-1315.
- [12] Neff J C, Asner G P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model [J]. *Ecosystems*, 2001, 4(1):29-48.
- [13] 陈铭, 胡益, 韩磊, 等. 溶解有机质 N/C 比值的分布格局及其对湖泊增温和营养富集的影响 [J]. *湖泊科学*, 2025, 37(1):97-111.
Chen M, Hu A, Han L, et al. The N/C ratios of dissolved organic matter and their response to lake warming and nutrient enrichment [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2025, 37(1):97-111.
- [14] Chen Y J, Leung P M, Wood J L, et al. Metabolic flexibility allows bacterial habitat generalists to become dominant in a frequently disturbed ecosystem [J]. *The ISME Journal*, 2021, 15(10):2986-3004.
- [15] Tao F, Huang Y Y, Hungate B A, et al. Microbial carbon use efficiency promotes global soil carbon storage [J]. *Nature*, 2023, 618(7967):981-985.
- [16] Li Y H, Shahbaz M, Zhu Z K, et al. Oxygen availability determines key regulators in soil organic carbon mineralisation in paddy soils [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 153:108106.
- [17] Bayer E A, Belaich J P, Shoham Y, et al. The cellulosomes: multienzyme machines for degradation of plant cell wall polysaccharides [J]. *Annual Review of Microbiology*, 2004, 58:521-554.
- [18] 左宜平, 张馨月, 曾辉, 等. 大兴安岭森林土壤胞外酶活性的时空动态及其对潜在碳矿化的影响 [J]. *北京大学学报:自然科学版*, 2018, 54(6):1311-1324.
Zuo Y P, Zhang X Y, Zeng H, et al. Spatiotemporal dynamics of soil extracellular enzyme activity and its influence on potential mineralization rate of soil organic carbon in forests of Daxing'an mountain range [J]. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2018, 54(6):1311-1324.
- [19] Ren C J, Wang J Y, Bastida F, et al. Microbial traits determine soil C emission in response to fresh carbon inputs in forests across biomes [J]. *Global Change Biology*, 2022, 28(4):1516-1528.
- [20] Zhou S, Wang J Y, Chen L, et al. Microbial community structure and functional genes drive soil priming effect following afforestation [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 825:153925.
- [21] 李茜, 高欢, 符爽, 等. 消化道厌氧真菌及与其他微生物的互作关系 [J]. *畜牧兽医学报*, 2025, 56(7):3096-3106.
Li Q, Gao H, Fu S, et al. Anaerobic fungi of digestive tract and their interactions with other microorganisms [J]. *Acta Veterinaria Et Zootechnica Sinica*, 2025, 56(7):3096-3106.
- [22] Zhu Z K, Fang Y Y, Liang Y Q, et al. Stoichiometric regulation of priming effects and soil carbon balance by microbial life strategies [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 169:108669.
- [23] Wan W J, He D L, Li X, et al. Adaptation of *phoD*-harboring bacteria to broader environmental gradients at high elevations than at low elevations in the Shennongjia primeval forest [J]. *Geoderma*, 2021, 401:115210.
- [24] Guo L L, Yu Z H, Li Y S, et al. Stimulation of primed carbon under climate change corresponds with phosphorus mineralization in the rhizosphere of soybean [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 899:165580.
- [25] Xiao D, Huang Y, Feng S Z, et al. Soil organic carbon mineralization with fresh organic substrate and inorganic carbon additions in a red soil is controlled by fungal diversity along a pH gradient [J]. *Geoderma*, 2018, 321:79-89.
- [26] Sinsabaugh R L, Hill B H, Follstad Shah J J. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment [J]. *Nature*, 2009, 462(7274):795-798.
- [27] 赵沙, 颜子娟, 张舒, 等. 细菌几丁质酶结构、功能及分子设计的研究进展 [J]. *生物化学与生物物理进展*, 2022, 49(7):1179-1191.
Zhao S, Yan Z J, Zhang S, et al. Research progress on structure, function and molecular design of bacterial chitinase [J]. *Progress in Biochemistry and Biophysics*, 2022, 49(7):1179-1191.
- [28] Chen Y P, Chen G S, Robinson D, et al. Large amounts of easily decomposable carbon stored in subtropical forest subsoil are associated with r-strategy-dominated soil microbes [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 95:233-242.
- [29] Zhang M L, Zhang L Y, Li J, et al. Nitrogen-shaped microbiotas with nutrient competition accelerate early-stage residue decomposition in agricultural soils [J]. *Nature Communications*, 2025, 16:5793.
- [30] Zang H D, Mehmood I, Kuzyakov Y, et al. Not all soil carbon is created equal: labile and stable pools under nitrogen input [J]. *Global Change Biology*, 2024, 30(7):e17405.