https://doi.org/10.3799/dqkx.2026.001

青藏高原东缘隧道建设对土壤团聚体有机碳微生物和植物碳源的影响

林洪羽[1],于 杜[2],曹 欢[2],王 率[3],李 凛[2],裴向军[1,2],唐晓鹿[1,2*]

1. 天府永兴实验室,四川成都 610213
2. 成都理工大学生态环境学院,四川成都 610050
3. 成都理工大学地理与规划学院,四川成都 610050

摘 要: 为探究青藏高原大型工程建设对土壤有机碳来源的影响,本研究以该区域某隧道为研究区,划定隧道建设影响区与非影响区,沿3 240 m、3 420 m、3 600 m三个不同海拔梯度,测定0~10 cm、10~30 cm土层深度土壤团聚体结构及其微生物(氨基糖)与植物来源(木质素),分析了土壤颗粒(>0.053 mm)及矿物结合态(<0.053 mm)团聚体对土壤有机碳来源的影响.结果表明,隧道建设对土壤团聚体氨基葡萄糖、氨基半乳糖、总氨基糖、真菌、微生物残体碳含量及木质素酚含量无显著影响,但显著降低了土壤团聚体胞壁酸、氨基甘露糖含量.0~10 cm土层中,隧道建设影响区与非建设影响区各采样点土壤颗粒态团聚体氨基糖含量随海拔升高无显著差异,而10~30 cm土层中,海拔3 420 m处的氨基糖含量显著低于海拔3 240 m和3 600 m处的氨基糖含量.海拔3 420 m土壤矿物结合态团聚体总氨基糖含量最低,显著低于其他海拔地区.同时,隧道影响区矿物结合态团聚体中,微生物残体碳和植物碳源对团聚体有机碳的平均贡献分别为26.36%和20.65%,显著低于非影响建设区,表明隧道建设降低了土壤团聚体稳定性,对矿物结合态团聚体的影响尤为明显.其中,矿物结合态团聚体在隧道建设、海拔梯度与土层深度的交互作用下,微生物残体碳含量及其对SOC的贡献率均显著降低,而土壤颗粒态团聚体有机碳的微生物、植物来源碳贡献均未受隧道建设显著影响.研究结果可为青藏高原大型工程扰动区土壤碳库保护与碳汇功能提升提供重要科学依据,对服务高原生态安全屏障建设和"双碳"战略实施具有重要意义.

关键词: 隧道建设;青藏高原;土壤团聚体;有机碳;微生物残体碳;木质素酚;生态系统.

中图分类号: P642.5 **文章编号:** 1000-2383(2026)09-3332-17 **收稿日期:** 2025-10-30

Effects of Tunnel Construction on Microbial and Plant Derived Carbon Sources in Soil Aggregate Organic Carbon on the Eastern Margin of the Qinghai-Xizang Plateau

Lin Hongyu[1], Yu Du[2], Cao Huan[2], Wang Shuai[3], Li Lin[2], Pei Xiangjun[1,2], Tang Xiaolu[1,2*]

1. *Tianfu Yongxing Laboratory*, *Chengdu* 610213, *China*
2. *College of Ecology and Environment*, *Chengdu University of Technology*, *Chengdu* 610050, *China*
3. *College of Geography and Planning*, *Chengdu University of Technology*, *Chengdu* 610050, *China*

基金项目: 四川省科技教育联合基金重点项目(No. 2024NSFSC1956);四川省天府永兴实验室创新项目(No. 2024CXXM10);四川省天府永兴实验室科技攻关任务重点项目(No. 2023KJGG06).

作者简介: 林洪羽(1995—),女,助理研究员,主要从事土壤碳氮循环研究. ORCID: 0000-0003-0562-9345. E-mail: linhongyu17@mails.ucas.ac.cn

* **通讯作者:** 唐晓鹿,ORCID: 0000-0001-5079-7650. E-mail: lxtt2010@163.com

引用格式: 林洪羽,于杜,曹欢,王率,李凛,裴向军,唐晓鹿,2026.青藏高原东缘隧道建设对土壤团聚体有机碳微生物和植物碳源的影响.地球科学,51(9):3332-3348.

Citation: Lin Hongyu, Yu Du, Cao Huan, Wang Shuai, Li Lin, Pei Xiangjun, Tang Xiaolu, 2026. Effects of Tunnel Construction on Microbial and Plant Derived Carbon Sources in Soil Aggregate Organic Carbon on the Eastern Margin of the Qinghai-Xizang Plateau. *Earth Science*, 51(9): 3332-3348.

Abstract: To investigate the impact of large-scale engineering on the sources of soil organic carbon (SOC) on the Qinghai-Xizang Plateau, this study was conducted along a tunnel corridor in the region. Tunnel-affected (TC) and unaffected (CK) sites at three elevations (3 240, 3 420 and 3 600 m). Soil samples were collected from depths of 0−10 and 10−30 cm to determine aggregate structure and the contributions of microbial-derived carbon, indicated by amino sugars, and plant-derived carbon, indicated by lignin phenols, to SOC in the particulate (>0.053 mm) and mineral-associated (<0.053 mm) aggregate fractions. The results show that tunnel construction had no significant effect on glucosamine, galactosamine, total amino sugars, fungal necromass carbon or total lignin phenols in soil aggregates ($P>0.05$). However, it significantly reduced muramic acid, mannosamine, and bacterial residue carbon. In the particulate fraction, amino sugar contents did not differ significantly among elevations at 0−10 cm. There was no significant difference in amino sugars in soil particulate aggregates across different elevations at 0−10 cm soil depth. However, at 10−30 cm soil depth, amino sugar content at 3 420 m was significantly lower than that at 3 240 m and 3 600 m. For mineral-associated aggregates, amino sugar content at 3 420 m was lower than those at the other elevations. Meanwhile, in the mineral-bound aggregates of the tunnel-affected area, the average contributions of microbial residue carbon and lignin phenols to aggregate organic carbon were 26.36% and 20.65%, respectively, which were significantly lower than those in the control area ($P<0.05$). The study indicates that tunnel construction reduces the stability of soil aggregates, especially that of mineral associated aggregates. Specifically, under the interactive effects of tunnel construction, altitude, and soil depth, the microbial residue carbon content of mineral-bound aggregates and their contribution rate to soil organic carbon decrease significantly, whereas microbial- and plant-derived carbon contributions to organic carbon in particulate aggregates were not significantly affected by tunnel construction. The findings highlight the importance of protecting and enhancing soil carbon pools in areas disturbed by large-scale engineering activities on the Qinghai-Xizang Plateau, with implications for strengthening the plateau's ecological security barrier and advancing China's "carbon neutral" goal.

Key words: tunnel construction; Qinghai-Xizang Plateau; soil aggregate; organic carbon; microbial necromass carbon; lignin phenols; ecosystems.

0　引言

土壤碳库作为陆地生态系统中最大的碳库,其动态变化直接影响全球碳循环与生态安全(Scharlemann *et al.*, 2014). 土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)作为土壤碳库的主要组成部分之一,不仅是衡量土壤质量的关键指标,还在土壤养分循环、土壤结构的维系与巩固以及土壤污染物迁移转化过程的调控等方面发挥着不可或缺的作用,其储量更是对全球气候变化态势有着深刻影响(Lal, 2004; Smith *et al.*, 2020).

土壤团聚体是土壤结构的基本功能单元.团聚体对SOC的包裹作用是维系土壤碳库物理稳定性的核心.同时,SOC又对土壤颗粒具有胶结作用,对团聚体的构建与稳定性提升有重要作用(白晓雄等, 2024; 马群等, 2025).土壤团聚体稳定性用平均重量直径(mean weight diameter, MWD)和几何平均直径(geometric mean diameter, GMD)来表征,其值越高则表明团聚体结构越稳定(侯晓娜等, 2015).土壤团聚体稳定性受SOC不同来源组成的影响.SOC来源分为植物碳源和微生物碳源,其分别源于植物残体、根系分泌物和微生物自身代谢活动及其残体等,是土壤团聚体有机碳的重要输入源之一(Buckeridge *et al.*, 2022; Chen *et al.*, 2024).近年来生物标志物的量化对区分SOC来源起到重要作用.氨基糖是微生物细胞壁的重要组成成分,微生物死亡后其在土壤中滞留时间较长,可被视作微生物残体的生物标志物(Shao *et al.*, 2017).土壤中的植物残体(木质素、纤维素和脂肪酸)具有不易分解的特性,因此将木质素酚作为土壤中植物源碳的生物标志物.微生物残体是土壤碳库中的重要组成部分,性质相对稳定(梁爱珍等, 2010),而植物残体含有较多不稳定化合物,是SOC矿化的有效底物.因此,了解SOC组成对评估SOC形成和稳定性具有重要意义.

为提升交通便利性,隧道建设等重大工程蓬勃发展,但这类重大工程在建设与运营期间,会对其周边土壤及环境造成一系列影响(赵润英等, 2023).研究表明,在隧道施工阶段进行的爆破作业与机械振动,不仅直接导致土壤质地发生改变,还会破坏地表植被、降低植被覆盖度,削弱植被对土壤的固持能力(Feng *et al.*, 2025).同时,隧道开挖致使土体结构遭受破坏,导致土壤孔隙度、水渗透系数等物理性质改变,进而影响土壤通气性与透水性,打破土壤原有水热平衡(张国珍等, 2017; 徐

步，2025）.土壤团聚体作为土壤基本的物理结构，在施工扰动中易发生破碎，原本被包裹于团聚体内部、相对稳定的SOC会暴露于土壤环境中，增加其被微生物分解矿化的风险，导致土壤碳库流失（何姝蕊等，2025）.此外，施工过程中还会造成大量弃渣堆积，影响植物生长，从而减少植物残体、根系分泌物等碳源向土壤的输入，甚至改变土壤温湿度、通气性等微环境条件，影响土壤微生物群落结构与代谢活性，进而改变微生物对碳源的利用效率与转化模式，间接扰动土壤碳循环过程（梅华等，2013；Kan *et al.*，2022）.青藏高原作为“亚洲水塔”“地球第三极”，是全球独特的生态安全屏障（Yao *et al.*，2012）.与此同时，青藏高原也是全球生态最脆弱的地区之一，该地区生态系统对气候变化与人类活动的响应极为敏感，微小扰动即可能引发连锁性生态效应（Sistla *et al.*，2013；Doetterl *et al.*，2018；Zhao *et al.*，2022）.近年来，随着我国基础设施建设的推进，青藏高原已成为重大工程的密集实施区，工程活动对区域生态系统的潜在影响备受关注.已有研究表明，该地区隧道建设通过机械挖掘破坏土壤团聚体结构、改变区域水热条件等途径，削弱了土壤有机碳的物理保护屏障，进而威胁高原土壤碳库稳定性（杨耀先等，2022；牟翠翠等，2023）.因此，探究隧道建设对青藏高原高寒区土壤团聚体有机碳中微生物与植物碳源的影响机制，已成为当前亟待解决的重要问题.

当前多数研究仅聚焦于工程扰动对土壤表层团聚体有机碳的影响，而针对工程扰动下不同土层深度、不同海拔梯度以及二者交互作用对土壤团聚体有机碳影响的系统研究较为匮乏.因此，本研究以青藏高原东缘某隧道工程为依托，系统探究隧道建设对不同土层深度、不同海拔梯度下土壤团聚体有机碳来源的影响.该研究不仅有助于全面评估工程建设的生态代价，更为制定针对性的生态保护与修复策略提供科学依据，最终助力工程建设与生态环境保护的协调共进.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究隧道位于青藏高原东缘地区，处于四川盆地、青藏高原与云贵高原三大构造单元的交界过渡地带，境内山脉绵延，海拔普遍超4 000 m（图1）.隧道于2020年11月开工建设，整体呈东南-西北走向，全长约20 km，建设周期为10年，其进口和出口海拔分别为3 224 m和3 719 m，进出口间最大海拔高差达500 m（于杜等，2025）.

研究区气候垂直变化明显，属典型高山特殊气候.冬季漫长寒冷，夏季短促温凉，年平均气温约7 ℃，1月平均气温约−5 ℃，7月平均气温约15 ℃，

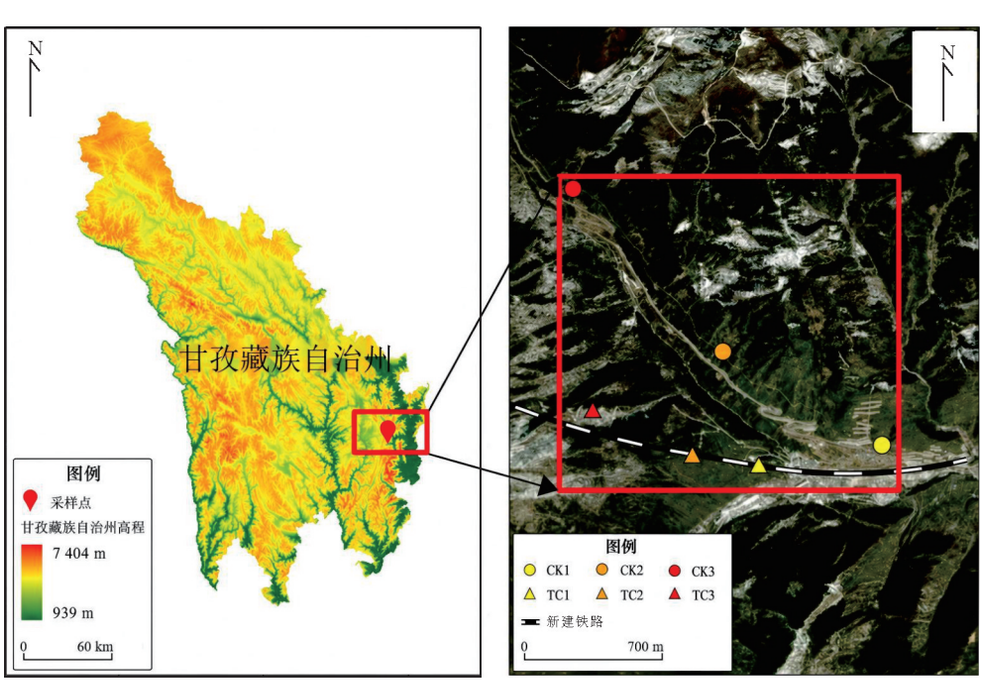

图1 研究区域概况

Fig.1 Overview of the study area

昼夜温差在15～20 ℃.年降水量约800 mm,集中在5～10月,夏季多暴雨和雷阵雨,易引发山洪、泥石流等地质灾害,冬季降雪量少但积雪期长,高海拔地区气候复杂多变,大风、暴雪频繁.排除交通、农业活动等其他人为干扰因素后,本研究选取3 240 m(TC1)、3 420 m(TC2)和3 600 m(TC3)三个海拔梯度隧道洞口,分别于隧道洞口上方约150 m范围内设立隧道建设扰动监测样地(TC).同时,参照Jin *et al.* (2016) 提出的520～643 m影响范围结论,在距离建设影响区约1 000 m处筛选出与监测样地植被类型、海拔及立地条件(如坡度、坡向、土壤母质等)相近的区域,分别在不同海拔区设置非隧道建设区(CK)用于对照.每个样地内均布设3个半径5 m的重复样圆,样圆圆心间距约20 m,共设置18个样地.样地优势植被为川滇高山栎灌丛(*Quercus aquifolioides*),地表草本植被相对稀疏.土壤类型主要为山地暗棕壤、棕壤及亚高山草甸土.土壤表层腐殖质大量聚集,土层深度超50 cm.样地具体地貌情况和土壤理化性质如表1和表2所示.

1.2　样品采集与处理

在圆形样地内,距离中心2.5 m处选取3个采样点,挖取土壤剖面,按照0～10 cm和10～30 cm土层进行采样.在圆形小样地内,在同一土层深度,沿3个不同方向采集土壤样品并混合均匀.将一部分土样装入干燥铝盒中密封,用于后续土壤含水量的测定,一部分装入无菌自封袋密封,置于4 ℃冰箱中冷

表1　隧道建设区和非建设区基本情况

Table 1　Basic situation of vegetation in disturbed and undisturbed areas

海拔(m)	样地	坡度(°)	植被覆盖度(%)	树高(m)	凋落物生物量(g/m)
3 240	TC1	69.73±2.64 Aa	71.0±2.0 Aa	1.62±0.20 Ba	0.946±0.240AB
	CK1	63.83±1.16 Aa	64.3±3.2 Aa	1.78±0.17 Ba	0.768±0.077aB
3 420	TC2	69.30±3.44 Aa	73.0±2.0 Aa	2.42±0.21 Aa	0.619±0.172AB
	CK2	62.93±5.80 Aa	73.3±3.0 Aa	2.46±0.22 Aa	1.029±0.381aB
3 600	TC3	58.93±2.25 Aa	69.3±8.1 Aa	2.85±0.52 Aa	0.860±0.040AB
	CK3	66.60±1.60 Aa	70.3±1.5 Aa	2.27±0.30 Aa	0.667±0.200aB

注:TC为隧道建设影响区,CK为非影响区,1为海拔3 240 m,2为海拔3 420 m,3为海拔3 600 m;不同大写字母表示相同样地类型不同海拔之间差异显著,不同小写字母表示相同海拔不同样地间差异显著($P<0.05$).

表2　研究区土壤理化性质

Table 2　Trend of soil physical and chemical properties

海拔(m)	土层深度(cm)	样地	贮水量(%)	含水率(%)	土壤质量含水率(g/kg)	土壤体积含水率(g/L)	总孔隙度(%)
3 240	0～10	TC1	14.21±1.43 Aa	0.22±0.04 Aa	281.47±62.44 Aa	284.26±28.64 Aa	54.16±4.40 Aa
		CK1	19.68±7.89 Aa	0.27±0.11 Aa	392.11±223.28 Aa	393.69±156.70 Aa	63.30±16.33 Aa
	10～30	TC1	11.17±2.28 Aa	0.18±0.01 Aa	217.61±15.55 Aa	223.43±45.70 Aa	50.08±0.94 Aa
		CK1	17.24±4.44 Ab	0.24±0.08 Aa	328.07±137.76 Aa	344.76±88.71 Aa	60.68±11.11 Aa
3 420	0～10	TC2	14.4±5.31 Aa	0.22±0.05 Aa	286.77±86.70 Ba	288.60±106.14 Aa	47.30±9.07 Aa
		CK2	19.05±4.73 Aa	0.31±0.08 Aa	471.75±192.38 Aa	381.08±94.68 Aa	68.41±12.53 Aa
	10～30	TC2	12.90±1.79 Aa	0.19±0.02 Aa	228.90±32.19 Ba	258.30±35.73 Aa	45.40±2.24 Ba
		CK2	16.85±0.85 Ab	0.30±0.03 Aa	419.26±129.52 Aa	336.91±16.99 Ba	59.50±5.15 Aa
3 600	0～10	TC3	16.10±1.97 Aa	0.28±0.03 Aa	388.94±65.10 Aa	323.89±39.43 Aa	60.52±3.31 Aa
		CK3	19.99±1.54 Aa	0.33±0.04 Aa	497.84±92.45 Aa	399.75±30.76 Aa	67.81±4.72 Aa
	10～30	TC3	16.30±1.73 Aa	0.30±0.05 Aa	440.41±100.29 Aa	326.90±34.62 Aa	63.60±3.21 Aa
		CK3	21.10±3.85 Aa	0.34±0.03 Aa	511.05±77.19 Aa	421.95±78.93 Aa	69.20±4.31 Aa

注:TC为隧道建设影响区,CK为非影响区;不同大写字母表示相同样地类型不同海拔之间差异显著,不同小写字母表示相同海拔不同样地间差异显著($P<0.05$).

藏保存,以用于部分土壤酶活性与微生物量碳(microbial biomass carbon,MBC)测定,剩余样品带回实验室置于阴凉通风处自然风干,除去碎石、植物残根等杂物,按对角线四分法取出一半用于测定土壤团聚体特征及其有机碳含量.随后,将分级后的团聚体收集,研磨过筛,测定氨基糖、木质素(于杜等,2025).另外,用于土壤容重、孔隙度等物理性质测定的样品,采用环刀法进行采集(鲁如坤,2000).

1.3 测定指标与方法

土壤团聚体分级采用干筛法(王杰等,2024).将采集的风干原状土,称取50~100 g过8 mm筛,去除石子砂砾,随后将土样通过一套含有2 mm和0.053 mm孔径的筛子,接着收集筛子以及套筛托盘上的土壤团聚体,分别得到>0.053 mm颗粒态和<0.053 mm矿物结合态团聚体,分别装袋用于氨基糖和木质素酚的测定.

土壤氨基糖测定参考Zhang and Amelung(1996).首先采用盐酸水解法,称取1 g过2 mm筛的风干土于聚四氟乙烯消解管中,加入6 mol/L的HCl溶液,使土壤完全浸没.将消解管密封后,放入恒温干燥箱中,在105 ℃条件下消解8 h.消解结束后,将消解管取出冷却至室温后将消解液转移至离心管中,在4 000~5 000 r/min的转速下离心15 min后,取上清液,缓慢加入6 mol/L的NaOH溶液,边加边搅拌,调节溶液的酸碱度值至中性后进行冷冻干燥.随后加入适量的衍生试剂(4-二甲胺基吡啶和盐酸羟胺,吡啶-甲醇做溶剂)和一定量的Na_2SO_4以去除残留的水分,在70~80 ℃温度下水浴1 h.冷却后,加入乙酸酐,水浴加热.再次冷却后,加入二氯甲烷,涡旋混匀.最后使用盐酸和蒸馏水去除过量的衍生试剂,并用氮吹仪吹干.最后样品注入气相色谱仪(GC-MS 8700, Agilent Technologies, USA),使用DB-5MS毛细管柱进行分离,并测定样品中氨基葡萄糖(GluN)、氨基半乳糖(GalN)、氨基甘露糖(ManN)和胞壁酸(MurA)的含量(李庭宇等,2022).色谱条件设置为:初始温度50 ℃,保持1 min,然后以10 ℃/min的速率升温至300 ℃,保持5 min.载气为高纯氦气,流速为1.0 mL/min.

细菌残体碳(BNC)、真菌残体碳(FNC)和总微生物残体碳(MNC)计算如公式(1)、(2)和(3)所示:

$$\mathrm{BNC} = \mathrm{MurA} \times 45, \tag{1}$$

$$\mathrm{FNC} = (\mathrm{GluN}/179.17 - 2 \times \mathrm{MurA}/251.23) \times 179.17 \times 9, \tag{2}$$

$$\mathrm{MNC} = \mathrm{BNC} + \mathrm{FNC}, \tag{3}$$

其中,179.17和251.23分别为GluN和MurA的分子量,45为GluN到FNC的转换系数,9为MurA到BNC的转化系数.土壤中总的MNC含量由FNC与BNC两者之和构成.MNC对SOC的贡献通常以其在SOC中所占的百分比来进行量化计算.

土壤木质素酚测定参考Hedges *et al.*(1979).准确称取约0.5 g过筛后的土壤样品于特制的四氟乙烯反应管中,加入10 mL 1 mol/L CuO溶液和1 mL 1 mol/L NaOH溶液,密封反应管后置于170 ℃油浴中反应2 h,其间轻轻摇动数次,以促进充分反应.反应结束后,取出反应管并冷却至室温.随后,每次加入20 mL二氯甲烷,重复萃取3次;合并各次萃取得到的下层有机相,并转移至旋转蒸发仪的蒸馏瓶中,于40 ℃水浴条件下减压浓缩至1~2 mL.随后,将浓缩液通过C_{18}-SPE柱进行净化处理,以去除杂质,使溶液分层.硅胶柱事先用乙酸乙酯、甲醇、超纯水进行活化,将浓缩液缓慢加入硅胶柱中,用适量的乙酸乙酯进行洗脱,收集洗脱液.向洗脱液中加入适量的N,O-双(三甲基硅基)三氟乙酰胺(BSTFA)等衍生化试剂,在70 ℃下反应30 min.将衍生化后的样品注入气相质谱,使用DB-5毛细管柱进行分离.载气一般为高纯氦气,流速设置为1.0 mL/min.根据标准物质的保留时间和峰面积,对样品中的木质素氧化产物进行定性和定量分析,进而计算出土壤中木质素的含量(mg/kg).计算公式如下:

$$\mathrm{TLP} = V + S + C, \tag{4}$$

$$P = \frac{\frac{V}{33\%} + \frac{S}{90\%} + \frac{C}{100\%}}{a \times \mathrm{SOC}} \times 100\%, \tag{5}$$

其中,V、S、C分别代表香草基类、丁香基类和肉桂基类的含量(mg/kg);33%、90%和100%分别表示香草基类、丁香基类和肉桂基类被CuO氧化的效率;a代表不同地块植被残体中木质素的平均含量.

1.4 数据分析

使用Microsoft Excel 2020对所测数据进行初步计算与统计.使用R语言进行三因素方差分析,对比隧道影响区与非影响区土壤团聚体微生物来源碳和植物来源碳差异的显著性.使用"Hmisc"包进行偏相关分析,分析土壤团聚体有机碳中微生物、植物来源碳的主要影响因素.使用Origin软件对所得数据进行绘图.

2　结果与分析

2.1　隧道工程建设对土壤团聚体有机碳含量的影响

TC区土壤颗粒态团聚体有机碳和矿物结合态团聚体有机碳含量分别为11.78～39.61 g/kg和13.05～45.98 g/kg,对照区的颗粒态团聚体有机碳和矿物结合态团聚体有机碳含量分别为9.12～51.79 g/kg和12.74～63.98 g/kg(图2).不同海拔的土壤团聚体有机碳含量差异显著($P<0.001$),整体呈现随海拔升高先降低最后又增加的变化趋势.海拔3 240 m处的颗粒态团聚体有机碳和矿物结合态团聚体有机碳含量,分别为27.48～51.79 g/kg和32.23～63.98 g/kg,且该海拔区域的颗粒态团聚体有机碳含量显著高于其他海拔区域.相比之下,海拔3 420 m处(TC2和CK2)的团聚体有机碳含量最低,其中颗粒态和矿物结合态团聚体有机碳含量分别仅为9.11～24.83 g/kg和13.05～28.08 g/kg.不同土层中的SOC含量也存在显著差异($P<0.001$),表现为随土层深度增加而下降的规律,但不同粒径团聚体对其响应存在差异.在3个海拔梯度下0～10 cm土层土壤颗粒态团聚体有机碳含量均显著高于10～30 cm,矿物结合态团聚体有机碳仅在海拔3 420 m下随土层加深显著降低($P<0.05$).

2.2　隧道工程建设对土壤团聚体有机碳微生物碳源的影响

2.2.1　隧道工程建设对土壤团聚体总氨基糖含量的影响　隧道工程建设对土壤团聚体氨基糖含量的影响如图3所示.不同海拔土壤中各形态团聚体的氨基糖含量存在显著差异($P<0.05$),其变化趋势与团聚体有机碳一致,均随海拔升高呈先降低后增加的趋势.不同土层间各粒级团聚体的氨基糖含量也存在显著差异($P<0.05$),总体上随土层深度增加

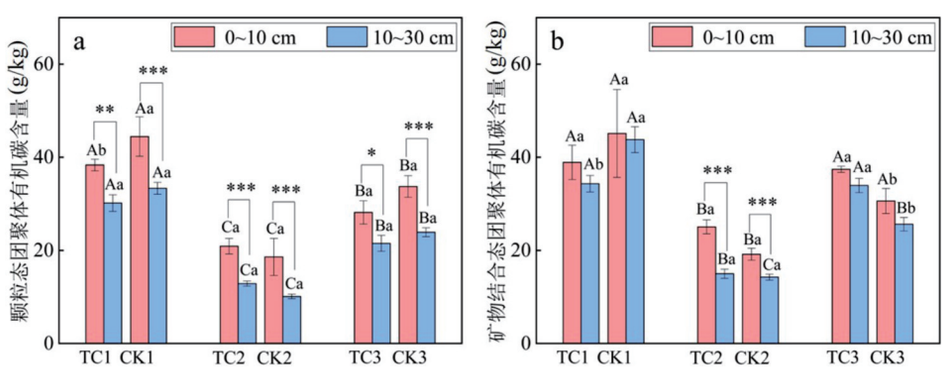

图2　隧道建设下不同海拔和土层土壤团聚体有机碳含量

Fig.2　Variations in soil aggregate organic carbon content with altitude and soil layer during tunnel construction

图a、b分别为颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体有机碳含量.不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异;不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异;*表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异($P<0.05$),** 为$P<0.01$,*** 为$P<0.001$

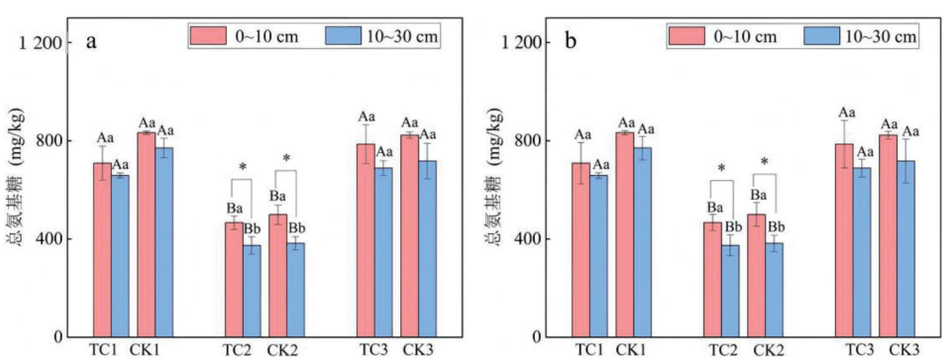

图3　隧道建设下不同海拔和土层土壤团聚体氨基糖含量

Fig.3　Variations in amino sugar content of soil aggregates with altitude and soil layer under tunnel construction

图a、b分别为颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体总氨基糖含量.不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异;不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异;*表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异($P<0.05$),** 为$P<0.01$,*** 为$P<0.001$

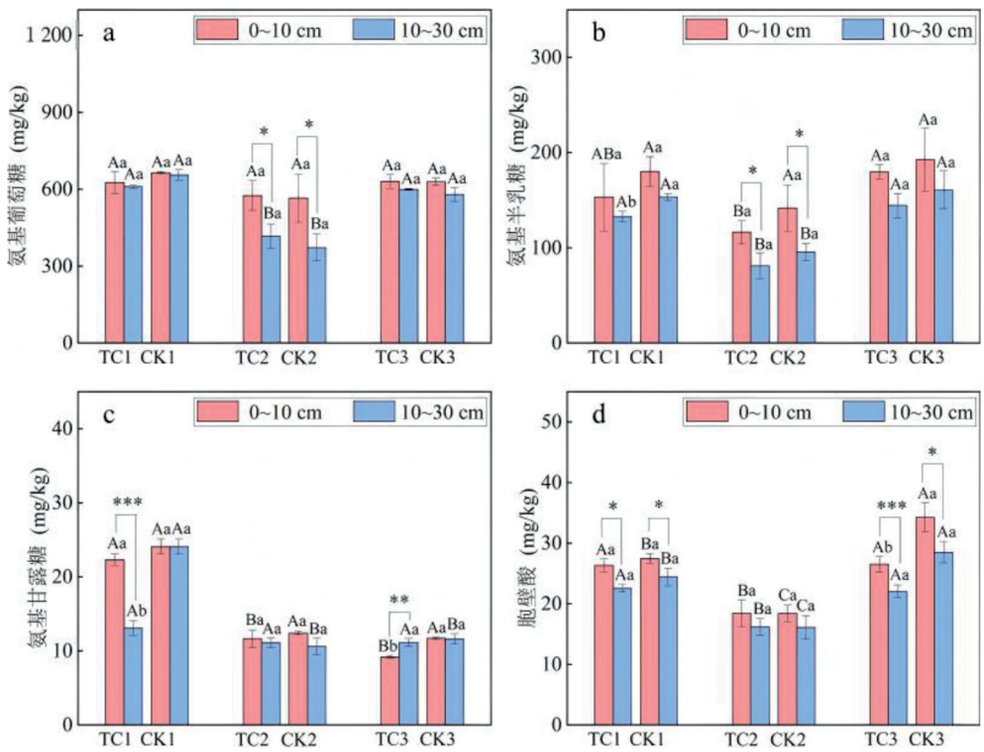

图 4 隧道建设下不同海拔和土层土壤颗粒态团聚体氨基糖类物质的含量

Fig.4 Amino sugars in particulate soil aggregates at different altitudes and soil layers under tunnel construction

不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异;不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异;*表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异($P<0.05$),** 为 $P<0.01$,*** 为 $P<0.001$

而显著降低.在 0～10 cm 土层中,隧道建设区与非建设区土壤颗粒态团聚体的氨基糖含量在不同海拔间均无显著差异,而在 10～30 cm 土层中,海拔 3 420 m 处的氨基糖含量显著低于海拔 3 240 m 和 3 600 m 处.在海拔 3 420 m 和 3 600 m 处,与 0～10 cm 土层相比,TC 区 10～30 cm 土层颗粒态团聚体氨基糖含量分别显著降低 19.91% 和 12.38%,CK 区则分别显著降低 23.51% 和 12.81%.但同一海拔下,0～10 cm 与 10～30 cm 土层的 TC 区和 CK 区之间无显著差异.海拔 3 240 m 处的颗粒态与矿物结合态团聚体总氨基糖含量最高,其中 TC1 和 CK1 分别较 TC2 和 CK2 显著提高 51.85%～76.23% 和 66.76%～101.70%(图 4b).海拔 3 420 m(TC2 和 CK2)土壤矿物结合态团聚体总氨基糖含量显著低于海拔 3 240 m(TC1 和 CK1)和 3 600 m(TC3 和 CK3).TC2 和 CK2 处 0～10 cm 土层土壤总氨基糖含量分别显著高于 10～30 cm 土层 24.85% 和 30.74%,但 TC1 和 CK1 处以及 TC3 和 CK3 处的 0～10 cm 与 10～30 cm 土层间土壤总氨基糖含量无显著差异.

2.2.2 隧道工程建设对土壤团聚体氨基糖类物质含量的影响 在不同海拔的土壤中,各氨基糖的含量均存在显著差异($P<0.05$),表现为随海拔的升高呈先降低后增加的趋势.TC 区土壤颗粒态团聚体氨基糖类物质的含量从高到低为:GluN>GalN>MurA>ManN(图 4).其中,颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 GluN、ManN 和总氨基糖平均含量在海拔 3 240 m 处最高,分别为 590.31 mg/kg、11.92 mg/kg、742.32 mg/kg 和 632.22 mg/kg、20.48 mg/kg、839.21 mg/kg,比含量最低处(海拔 3 420 m)平均值分别高出 75.82%、83.14%、72.52% 和 31.15%、79.21%、35.5%.GalN 和 MurA 最高含量出现在海拔 3 600 m 处,分别为 191.03 mg/kg 和 40.96 mg/kg,比海拔 3 420 m 处的平均含量高 74.61% 和 117.45%.不同土层各团聚体氨基糖类物质含量均存在显著差异,其中 TC2 和 CK2 处 0～10 cm 土层团聚体 GluN 含量分别显著低于 10～30 cm 土层 27.57% 和 34.15%,TC2 和 CK2 处 0～10 cm 土层团聚体 GalN 含量分别显著低于 10～30 cm 土层 30.06% 和 32.54%;而土壤团聚体 ManN 含量仅在 TC1 处随土层变深而显著降低,MurA 含量仅在海拔 3 600 m 处随土层加深显著降低($P<0.05$).

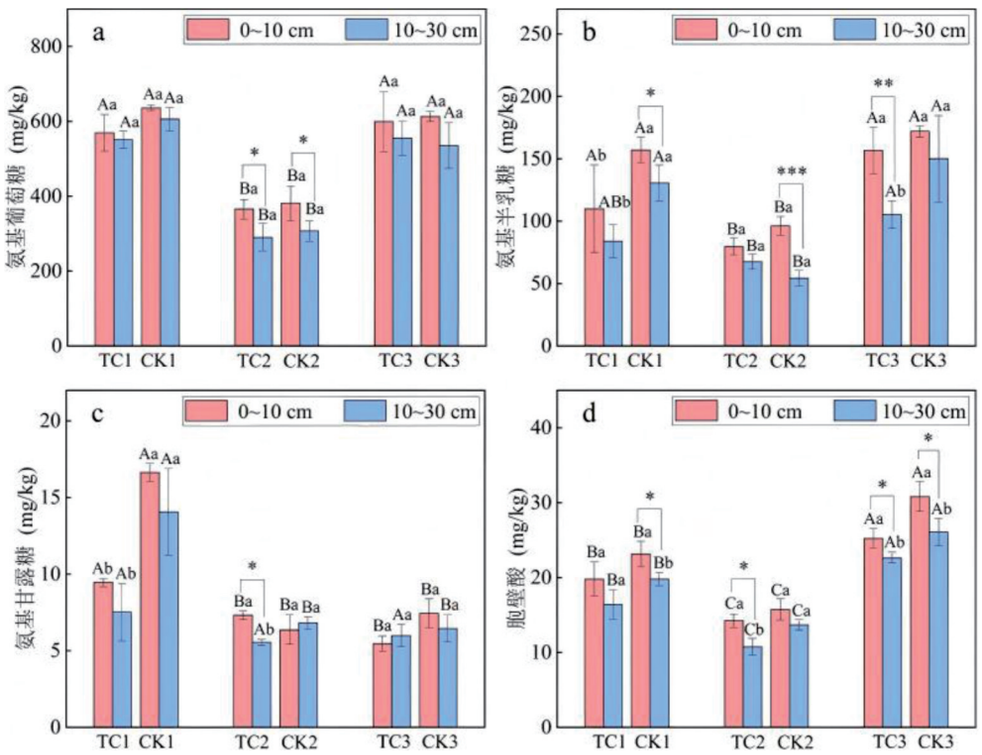

图 5　隧道建设下不同海拔和土层土壤矿物结合态团聚体氨基糖类物质含量

Fig.5　Amino sugars in mineral-associated aggregates at different altitudes and soil layers under tunnel construction

不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异;不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异;*表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异($P<0.05$),** 为 $P<0.01$,*** 为 $P<0.001$

TC 区土壤矿物结合态团聚体氨基糖类物质含量从高到低为:GluN>GalN>ManN>MurA(图 5).除 ManN 外,其余氨基糖类物质均表现为随海拔升高先降低后增加的趋势.其中,GluN 和 GalN 含量在海拔 3 420 m 处的含量显著低于海拔 3 240 m 和 3 600 m 处,但在海拔 3 240 m 与 3 600 m 之间含量无显著差异($P>0.05$).

2.2.3　隧道工程建设对土壤团聚体微生物残体碳的影响　TC3 处的颗粒态团聚体 BNC 含量最高,相比 TC1 处和 TC2 处,分别显著增加 27.41%~76.99% 和 33.17%~95.71%(图 6).除海拔 3 600 m 外,其他 TC 区与 CK 区颗粒态团聚体 BNC 含量无显著差异;且 TC1 与 TC3、CK1 与 CK3 的颗粒态团聚体 FNC 含量也无显著差异.TC3 处的矿物结合态团聚体 BNC 与 FNC 含量均为最高,相比 TC3,TC1 处的矿物结合态团聚体 BNC 含量显著降低 27.41%~76.99%,TC2 处则显著降低 33.17%~95.71%.相比 TC3 处,TC1 处土壤团聚体 FNC 含量显著降低 36.22%~63.16%,TC2 处则显著降低 40.54%~58.69%.此外,海拔 3 240 m(TC1、CK1)与海拔 3 600 m(TC3、CK3)的矿物结合态团聚体 BNC、FNC 含量间无显著差异($P>0.05$).不同土层中的颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 BNC 和 FNC 含量随着土层深度增加呈现出下降的趋势.土壤颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 BNC 在 TC3 处随着土层深度的增加显著下降,而土壤 FNC 则在 TC2 和 CK2 处随土层深度增加显著下降,但在海拔 3 240 m 处(TC1 和 CK1),所有 TC 区与 CK 区土壤微生物残体碳含量随土层深度增加并没有显著变化($P>0.05$).

2.3　隧道工程建设对土壤团聚体有机碳植物碳源的影响

2.3.1　隧道工程建设对土壤团聚体木质素酚的影响　隧道工程建设对土壤团聚体木质素酚含量的影响如图 7 所示.TC2 处土壤颗粒态团聚体木质素酚含量最低,显著低于 TC1 和 TC3 处 56.24%~69.19% 和 57.34%~57.82%.对于 CK 区,CK3 显著高于 CK1 和 CK2 处 29.56%~39.48% 和 41.14%~66.57%($P<0.05$).但 CK1 和 CK2 间无显著差异.TC2 处土壤矿物结合态团聚体木质素酚含量最低,显著低于 TC1 和 TC3 处 44.94%~61.26% 和 49.18%~51.67%($P<0.05$).对于 CK 区,CK3 显著高于 CK1 和 CK2 处 24.43%~32.51% 和 45.11%~

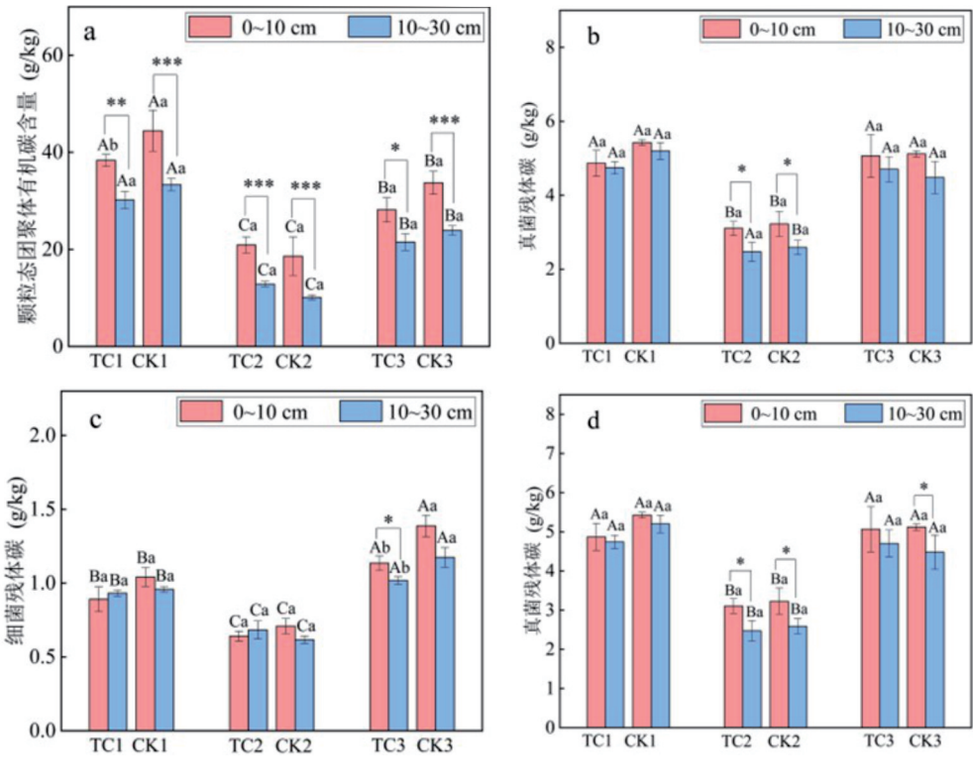

图 6 隧道建设下不同海拔和土层土壤微生物残体碳含量

Fig.6 Soil microbial necromass carbon content in soils at different altitudes and soil layers under tunnel construction.

图 a、b 分别为土壤颗粒态团聚体 BNC 和 FNC；图 c、d 分别为土壤矿物态团聚体 BNC 和 FNC. 不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异；不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异；* 表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异（$P<0.05$），** 为 $P<0.01$，*** 为 $P<0.001$

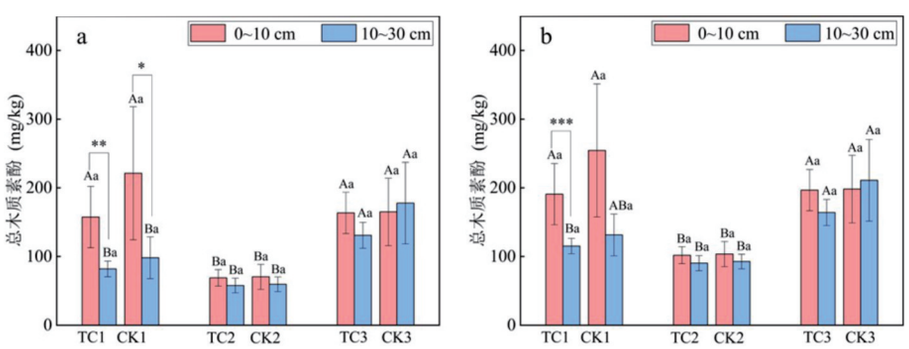

图 7 隧道建设下不同海拔和土层土壤木质素酚含量

Fig.7 Soil lignin-derived phenol content at different altitudes and soil layers under tunnel construction

图 a、b 分别为颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体总木质素酚含量. 不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异；不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异；* 表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异（$P<0.05$），** 为 $P<0.01$，*** 为 $P<0.001$

58.19%，但 CK1 和 CK2 间无显著差异（$P>0.05$）. 不同土层间，仅 TC1 和 CK1 处 LPs 含量随土层深度的增加显著降低，其中土壤颗粒态团聚体降低 47.99%，矿物结合态团聚体降低 34.43%（$P<0.05$）.

2.3.2 隧道工程建设对土壤团聚体木质素酚类的影响 土壤木质素各酚类含量从高到低为 $V>C>S$. 在不同海拔的土壤中，各木质素酚类单体的含量均存在显著差异（图 8，$P<0.05$）. 其中土壤颗粒态团聚体 V、C 和 S 在 0～20 cm 平均含量分别为 83.64 mg/kg、45.36 mg/kg、30.17 mg/kg，显著高于 TC2 处 144.24%、213.23% 和 96.72%（$P<0.05$）. 不同土层不同粒径团聚体各木质素酚类单体物质均表现为随着土层深度的增加而降低的趋势，其中 C 在不同土层差异显著（$P<0.05$），但 V 和 S 无显著

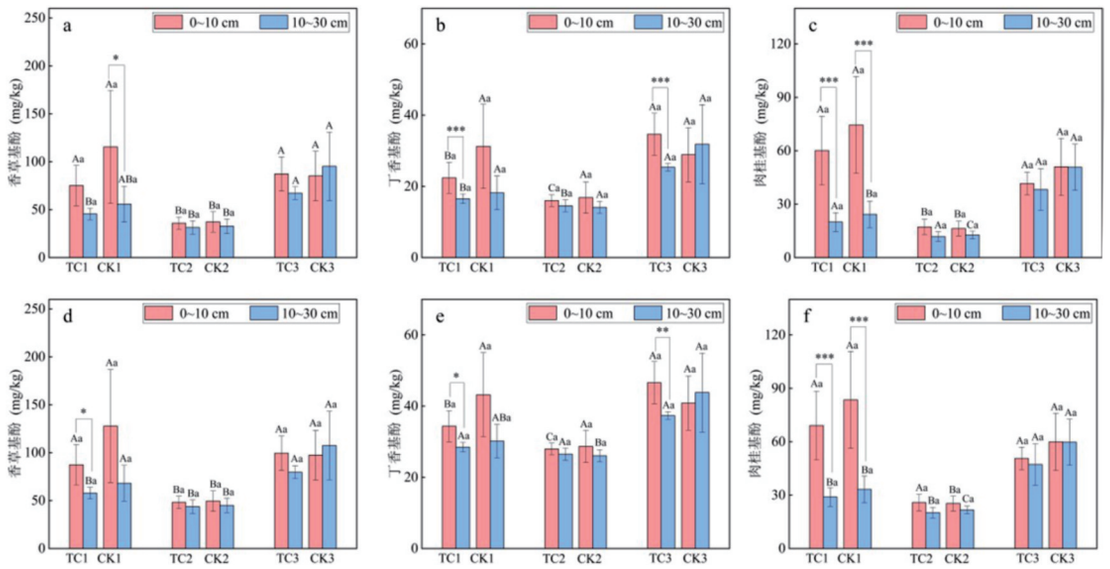

图 8　隧道建设下不同海拔和土层土壤团聚体木质素酚类物质含量

Fig.8　Soil aggregate lignin phenols at different altitudes and soil layers under tunnel construction

图 a～c 表示土壤颗粒态团聚体木质素酚类物质;图 d～f 表示土壤矿物结合态团聚体木质素酚类物质.不同大写字母表示同一区域在不同海拔具有显著差异;不同小写字母表示不同区域在同一海拔具有显著差异;*表示在同一区域同一海拔不同土层具有显著差异($P<0.05$),**为 $P<0.01$,***为 $P<0.001$

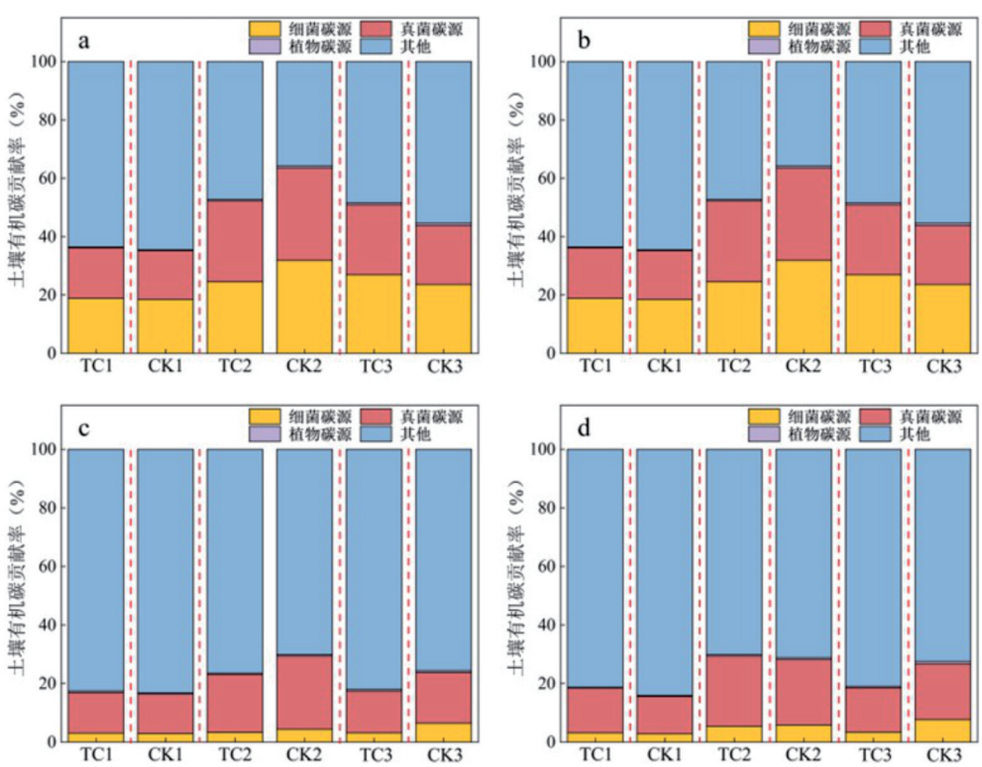

图 9　隧道建设下不同海拔和土层下各土壤有机碳源碳对土壤团聚体有机碳贡献率

Fig.9　Contribution rate of carbon from different sources to soil aggregate organic carbon at different altitudes and soil layers under tunnel construction

(a)和(b)分别表示 0～10 cm 土壤颗粒态团聚体不同碳源贡献率;(c)和(d)分别表示 1～20 cm 土壤矿物结合态团聚体不同碳源贡献率

差异($P>0.05$).0～10 cm 土层中的土壤颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 C 平均值为 30.25 mg/kg 和 35.90 mg/kg,显著高于 10～30 cm 土层中各团聚体的 C 平均值 65.41% 和 49.00%.隧道建设

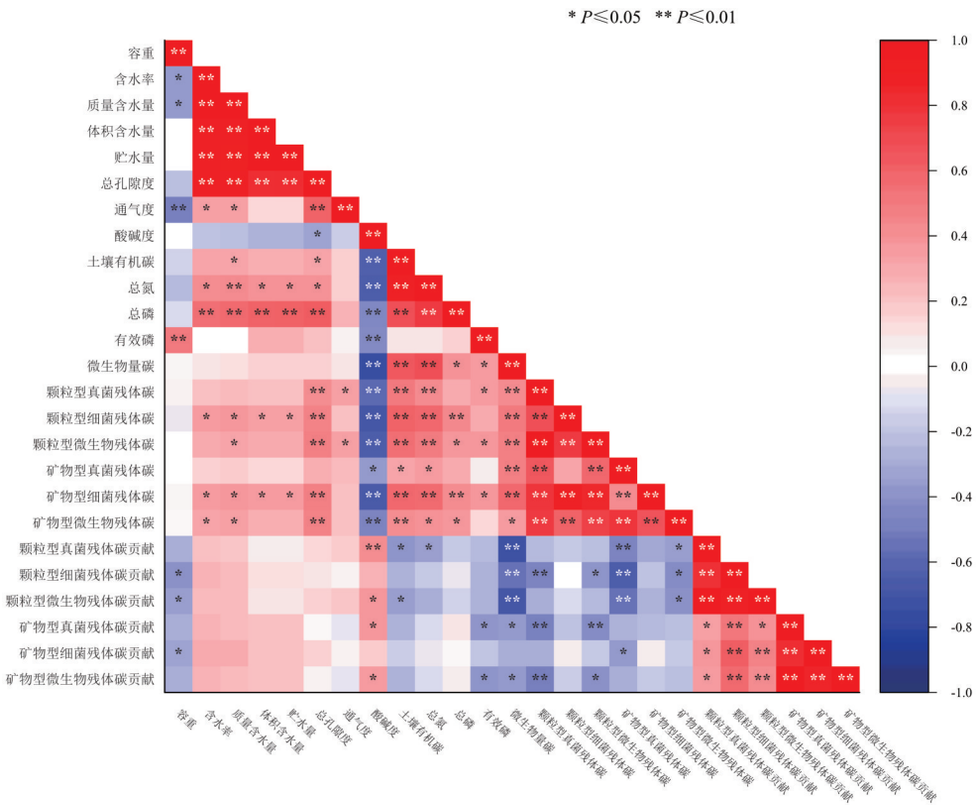

图 10 土壤微生物残体碳及其贡献率与理化性质相关性分析

Fig.10 Correlations of microbial necromass carbon and its contribution rate with soil physicochemical properties

*表示两因素间具有显著差异($P<0.05$),** 为 $P<0.01$,*** 为 $P<0.001$

对土壤团聚体 V、C 和 S 无显著影响($P>0.05$).

2.4 隧道建设对土壤团聚体有机碳不同来源的影响

隧道建设对不同粒径土壤团聚体有机碳来源的影响如图 9 所示.微生物碳源占比为 11.61%～56.37%,植物碳源占比为 1.51%～9.53%.在海拔 3 240 m 处,BNC 和 FNC 源占比低且相近,在海拔 3 420 m 和 3 600 m 处,BNC 和 FNC 占比显著增加,但两处无显著差异($P>0.05$).高海拔(3 600 m)土壤团聚体 BNC 占比显著高于低海拔(3 240 m)和中海拔(3 420 m),其中 TC3 处 0～10 cm 层土壤团聚体 BNC 含量在 1.5 g/kg 以上,GluN 含量超 600 mg/kg.对于不同粒径团聚体,土壤颗粒态团聚体(图 9a 和 9c)中 BNC、FNC 占比显著高于土壤矿物结合态团聚体(图 9b 和 9d).随海拔升高,颗粒态和矿物团聚体中 FNC 占比先增加后减小,颗粒态团聚体在 0～10 cm 层中,TC2 处的 FNC 占比分别比 TC1 和 TC3 处高 71.61% 和 22.35%.TC1 处土壤微生物和植物碳源占比均高于 CK1;但随着海拔的增加,TC2 处土壤颗粒态团聚体微生物和植物碳源占比在 0～10 cm 和 10～30 cm 土层显著低于 CK2 处,TC3 处土壤矿物结合态团聚体微生物和植物碳源占比在 0～10 cm 和 10～30 cm 土层显著低于 CK3 处($P<0.05$).

2.5 隧道建设对土壤团聚体微生物和植物碳源的相关性分析

三因素方差分析结果表明隧道建设对土壤团聚体 GluN、GalN 和总氨基糖含量没有显著影响(附表 1,$P>0.05$),但显著降低了土壤团聚体 MurA 和 ManN 含量($P<0.05$).隧道建设对土壤颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 FNC、总 MNC 含量无显著影响($P>0.05$),但显著降低了土壤颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 BNC 含量($P<0.05$).海拔显著影响土壤团聚体 BNC 和 FNC 及其所有单体含量($P<0.05$),海拔×隧道建设显著影响颗粒态团聚体微生物残体对 SOC 的贡献率($P<0.05$),海拔×土层通过影响矿物结合态团聚体 FNC 含量,进而显著影响 MNC 及其对 SOC 的贡献率($P<0.05$).相关性分析表明,除容重外,土壤物理性质与土壤团聚体的 BNC 存在显著正相关(图 10,$P<0.05$).土壤 pH 值与土壤团聚体的 MNC 存在显著负相关($P<0.05$),有效

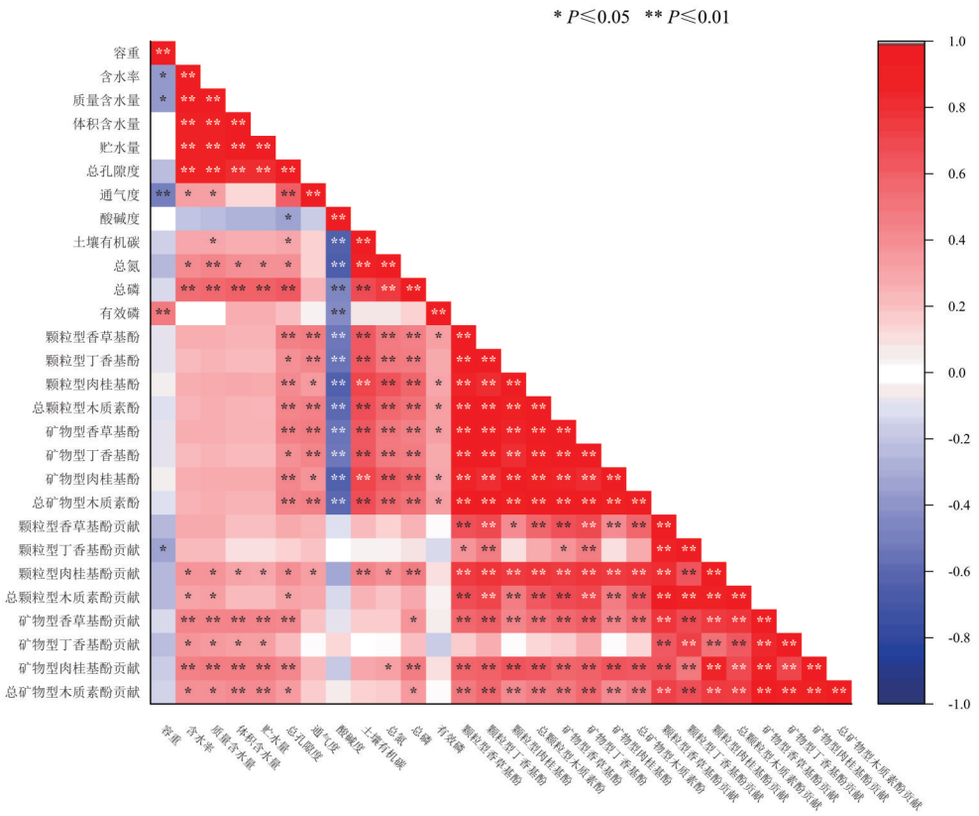

图 11　土壤木质素酚与理化性质相关性分析

Fig.11　Correlations between soil lignin phenols and physicochemical properties

*表示两因素间具有显著差异($P<0.05$),** 为$P<0.01$,*** 为$P<0.001$

磷、SOC与土壤团聚体的MNC存在显著正相关($P<0.05$),总氮、总磷、MBC等与各团聚体FNC、BNC、MNC存在极显著正相关($P<0.01$).MBC与土壤团聚体的MNC贡献存在显著负相关($P<0.05$).

三因素方差分析结果表明隧道建设对土壤团聚体香草基酚、丁香基酚、肉桂基类单体和总木质素酚无显著影响($P>0.05$).海拔对香草基酚、丁香基酚、肉桂基类单体和总木质素酚有显著影响($P<0.05$),土层对香草基类、丁香基类、肉桂基类单体和总木质素酚无显著影响($P>0.05$).隧道×海拔×土层之间的交互作用影响不显著(附表 2;$P>0.05$).

各粒径团聚体木质素酚含量与土壤通气度、总孔隙度呈显著正相关(图 11,$P<0.01$).各粒径团聚体木质素酚碳源贡献率与容重呈现负相关,与其他土壤物理性质呈显著正相关($P<0.01$).除土壤pH值与团聚体各木质素酚含量呈极显著负相关($P<0.01$)外,有效磷与团聚体木质素酚呈显著正相关($P<0.05$).总氮、总磷、MBC、SOC与团聚体木质素酚存在极显著正相关($P<0.01$).SOC、总氮与团聚体肉桂基酚碳源贡献率呈显著正相关($P<0.05$),总磷与团聚体肉桂基酚、矿物型香草基酚、矿物总木质素酚碳源贡献率呈显著正相关($P<0.05$).

3　讨论

3.1　隧道建设对土壤团聚体微生物碳源的影响

本研究表明隧道建设对土壤团聚体FNC和总的MNC无显著影响($P>0.05$),但是显著降低了土壤团聚体BNC的含量($P<0.05$).这是因为FNC相比BNC更易积累;研究表明相比于细菌,真菌具有较高的碳同化速率.真菌细胞壁中化合物稳定性较高,且容易与土壤矿物结合,物理保护较强;因此,真菌残体比细菌残体具有更稳定的化学和物理性质,不容易受工程建设扰动(Fernandez *et al.*, 2016).与BNC相比,FNC细胞结构复杂(多细胞器、厚细胞膜),抗分解能力强(公维丽等, 2015).真菌生长时产生的抗生素、酚类等代谢产物,在残体中仍可能有活性,可抑制其他微生物分解.此外,真菌菌丝能缠绕土壤颗粒形成团聚体,包裹有机碳、避免其分解(Miao *et al.*, 2025).因此,真菌对碳固

存的影响更为持久，主要贡献于SOC库中的稳定组分，有利于稳定碳库的形成.细菌细胞壁主要成分为肽聚糖，易被蛋白酶和糖苷酶分解，细胞结构简单，更易被破坏.其代谢产物在种类和作用机制上与真菌不同，对自身残体保护较弱.且细菌优先利用土壤活性碳库，将其转化为CO_2释放，加速碳周转，对碳固存的贡献以短期周转为主，主要影响土壤碳动态平衡，而非长期储存（乐毅全和王士芬，2019；臧玉红和郭立达，2024）.因此，隧道建设显著减少了BNC含量，但对FNC含量没有显著影响.此外，考虑到FNC在微生物残体中的主导地位，隧道建设对总的MNC含量影响不显著.土壤MNC的积累受到土壤中微生物活动的直接影响，本研究表明，隧道建设对微生物酶活性和MBC均没有产生显著影响（$P>0.05$）.因此BNC含量的降低可能与其分解量或者其他因素有关.研究表明土壤团聚体的物理保护作用是MNC稳定的关键因素（Lu *et al.*，2021）.本研究结果表明隧道建设显著影响土壤颗粒态团聚体含量及其稳定性（$P<0.05$）.颗粒态团聚体的形成与稳定主要受土壤颗粒自身性质及较弱物理作用力的影响.其结构对隧道建设扰动的响应相对较弱，因而仍能对微生物源和植物源残体碳发挥一定的吸附固定及物理保护作用.相比之下，矿物结合态团聚体中的MNC可能更易因土壤环境和矿物结合状态改变而暴露于分解过程，导致其稳定积累受到限制，因此其含量对隧道建设的响应更为显著（Wickings *et al.*，2012；Liu *et al.*，2023）.

3.2 隧道建设对土壤团聚体植物碳源的影响

本研究表明在TC区和CK区之间的土壤各木质素酚单体及总木质素酚含量均无显著差异（$P>0.05$）.研究表明不同植被类型和数量产生的木质素酚种类和数量存在差异，合成木质素的途径和酶系统也存在差异，导致木质素酚的单体组成不同，进而影响土壤中木质素酚的含量和分布，因此LPs含量受植被类型和凋落物输入量、土壤微生物、自然条件等影响（Wang *et al.*，2018；潘菲等，2020）.研究区样地的布设，经过了详细的调研和考察，隧道建设影响区和对照区的植被类型、植被覆盖度、树木生长情况等条件皆保持一致，后续实验中，凋落物生物量也无显著差异（$P>0.05$），表明各样地间植物源输入没有显著差异，因此LPs未呈现显著差异.其次，土壤微生物在木质素酚的转化和分解过程中起着关键作用（刘宽庆和张以恒，2024）.相关土壤微生物能够分泌木质素降解酶，如木质素过氧化物酶，将木质素酚分解为小分子化合物，从而改变土壤中木质素酚的含量和结构（才金玲等，2024）.同时，微生物的活动还会影响土壤的酸碱度和氧化还原条件，从而间接影响木质素酚的稳定性和转化速率（李萍等，2019）.而研究区中，酶活性、MBC以及显著影响酶活性的土壤营养元素均无显著差异（$P>0.05$），这可能也是LPs没有显著变化的原因.最后，可能是由于自然条件不同和木质素自身难降解.隧道建设周期为十年，采样时间为隧道建设第三年，短期隧道建设对当地主要植被——川滇高山栎生长情况的影响并不显著.同时木质素稳定的芳香环结构及其与烷基碳的结合，降低了分解过程中分解酶的作用，保证其能在土壤中长期稳定存在（Sánchez，2009）.且本研究中川滇高山栎常年生长在低气温区域，微生物活性低，有机物分解速率较慢（陈亚梅等，2016）.因此短期隧道建设对LPs的影响不显著.

3.3 隧道建设对土壤团聚体微生物、植物碳源贡献度的影响

本研究结果表明隧道建设对土壤颗粒态团聚体FNC和BNC的团聚体有机碳的贡献无显著性影响（$P>0.05$），但显著降低了土壤矿物结合态团聚体FNC和BNC的团聚体有机碳贡献（$P<0.05$）.研究表明，TC区的团聚体结构组成受到了显著影响（$P<0.05$），土壤颗粒态团聚体含量显著降低，土壤矿物结合态团聚体含量显著增加，土壤团聚体稳定性降低，导致土壤团聚体物理保护作用下降.但TC区土壤颗粒态团聚体含量占比较大，物理吸附作用和保护作用强，其内部MNC所受影响小，所以对隧道建设的响应不敏感，但矿物结合态团聚体本身占比小，自身变化波动幅度较大，并且对MNC的保护作用不稳定，容易使微生物碳暴露在环境中，分解程度大，从而导致隧道建设影响区矿物结合态团聚体的FNC和BNC含量显著降低，进而使其在团聚体有机碳中的占比减小，从而减小了MNC对团聚体有机碳的贡献（Hu *et al.*，2023）.同时，笔者发现隧道建设未对土壤颗粒态团聚体有机碳中木质素酚相对含量产生显著影响（$P>0.05$），但是对矿物结合态团聚体有机碳中木质素酚相对含量产生显著影响（$P<0.05$）.研究区内木质素酚相对含量在4.83 g/kg SOC和7.83 g/kg SOC左右，低于全球生态系统平均水平（约16.5 g/kg SOC），说明相对于其他生态系统，本研究区的高寒生态系统在土壤

矿物结合态团聚体有机碳固存过程中损失了更多的植物源碳,最终固定的植物源碳显著降低(Hu *et al.*, 2024).这可能是因为TC区大团聚体显著减少,黏粉粒团聚体显著增加,团聚体稳定性降低.土壤团聚体可以将植物源碳包裹在其内部,形成物理屏障,使植物源碳免受土壤中微生物和酶的直接接触和分解(赵双, 2021).大粒径团聚体能够抵抗外力破坏,保持其结构完整性,持续为植物源碳提供保护.矿物结合态团聚体虽然化学吸附作用较强,但含量相对较低且容易受到外界环境影响,其含有的植物源碳被微生物分解的风险增加,进而降低LPs对团聚体有机碳的贡献.

4　结论与展望

本研究系统探究了青藏高原东缘某隧道工程建设对不同海拔下0～10 cm和10～30 cm土层团聚体有机碳含量和来源的影响,结果表明,隧道建设通过对土壤施加机械作用,直接破坏土壤物理结构、降低土壤团聚体稳定性,但未显著影响土壤团聚体有机碳总量.土壤团聚体有机碳的两大核心来源包括MNC和植物源碳,相关影响因子(土壤酶活性、土壤化学性质)在隧道建设区与对照区间均无显著差异,团聚体总有机碳及各有机碳组分、MNC、木质素酚含量也未有显著差异.相比对照区,隧道建设降低了土壤团聚体稳定性,特别是矿物结合态团聚体的稳定性.其中,矿物结合态团聚体在隧道建设、海拔梯度与土层深度的交互作用下,其MNC含量及对SOC的贡献率显著降低,而土壤颗粒态团聚体有机碳的微生物及植物源碳贡献未受隧道建设显著影响.

同时,研究开展于隧道建设后三年,尽管当前已观测到团聚体BNC含量呈下降趋势,但MNC与木质素酚总量未发生显著变化,未来长期尺度下微生物和植物源碳的动态变化趋势仍不明确.因此,后续研究需重点开展长期定位跟踪监测,同时建议将研究范围拓展至青藏高原不同森林类型与土壤类型区域,以全面评估隧道工程建设对该区域微生物源碳、植物源碳及土壤团聚体有机碳积累过程的综合影响,为青藏高原生态脆弱区工程建设的生态保护与修复提供更科学的理论支撑.

附表见https://doi.org/10.3799/dqkx.2026.001.

References

Bai, X. X., Li, Y., Hu, S. L., et al., 2024. Impacts of Stand Ages on Soil Aggregate, Organic Carbon, and Bacterial Communities in Robinia Pseudoacacia Plantation. *Acta Ecologica Sinica*, 44(12): 5259－5268 (in Chinese with English abstract).

Buckeridge, K. M., Creamer, C., Whitaker, J., 2022. Deconstructing the Microbial Necromass Continuum to Inform Soil Carbon Sequestration. *Functional Ecology*, 36(6): 1396－1410. https://doi.org/10.1111/1365-2435.14014

Cai, J. L., Feng, F., Li, J. X., et al., 2024. Research Progress of Biological Decomposition Lignin. *Applied Chemical Industry*, 53(7): 1681－1686 (in Chinese with English abstract).

Chen, Y. M., He, R. L., Liu, Y., et al., 2016. Leaf Litter Invertase Activity in the Early Stage of Litter Decomposition in Alpine Timberline Ecotone of Western Sichuan, China. *Acta Ecologica Sinica*, 36(13): 4099－4108 (in Chinese with English abstract).

Chen, Y. Z., Xiang, J. C., Wang, X. D., et al., 2024. Reduced Contribution of Microbial Necromass Carbon to Soil Organic Carbon Following Tunnel Construction in the Eastern Qinghai-Tibet Plateau. *Journal of Cleaner Production*, 434: 140120. https://doi. org/10.1016/j.jclepro.2023.140120

Doetterl, S., Berhe, A. A., Arnold, C., et al., 2018. Links among Warming, Carbon and Microbial Dynamics Mediated by Soil Mineral Weathering. *Nature Geoscience*, 11(8): 589－593. https://doi. org/10.1038/s41561-018-0168-7

Feng, Z. Y., Chen, D., Su, T. Q., et al., 2025. Vegetation Restoration Promotes Soil Carbon Stability by Enhancing Mineral-Associated Organic Carbon and Microbial Necromass Accumulation in Karst Ecosystems. *Journal of Soils and Sediments*, 25(11): 3397－3409. https://doi.org/10.1007/s11368-025-04154-z

Fernandez, C. W., Langley, J. A., Chapman, S., et al., 2016. The Decomposition of Ectomycorrhizal Fungal Necromass. *Soil Biology and Biochemistry*, 93: 38－49. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.10.017

Gong, W. L., Wang, L. S., Zhang, H. Q., 2015. Diverse Synthetases and Fungi Degradation Enzymes for the Polysaccharides of Plant Cell Walls. *Biotechnology Bulletin*, 31(4): 149－165 (in Chinese with English abstract).

He, S. R., Xiong, Y. T., Xu, D. H., et al., 2025. Effects of Tunnel Construction on Soil Aggregate and Organic Carbon in Forests of Southeastern Xizang. *Journal of Geo-*

logical Hazards and Environment Preservation, 36(3): 78－87 (in Chinese with English abstract).

Hedges, J. I., Mann, D. C., 1979. The Characterization of Plant Tissues by Their Lignin Oxidation Products. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43(11): 1803－1807. https://doi.org/10.1016/0016-7037(79)90028-0

Hou, X. N., Li, H., Zhu, L. B., et al., 2015. Effects of Biochar and Straw Additions on Lime Concretion Black Soil Aggregate Composition and Organic Carbon Distribution. *Scientia Agricultura Sinica*, 48(4): 705－712 (in Chinese with English abstract).

Hu, J. X., Du, M. L., Chen, J., et al., 2023. Microbial Necromass under Global Change and Implications for Soil Organic Matter. *Global Change Biology*, 29(12): 3503－3515. https://doi.org/10.1111/gcb.16676

Hu, P. L., Zhang, W., Nottingham, A. T., et al., 2024. Lithological Controls on Soil Aggregates and Minerals Regulate Microbial Carbon Use Efficiency and Necromass Stability. *Environmental Science & Technology*, 58(48): 21186－21199. https://doi.org/10.1021/acs.est.4c07264

Jin, X. G., Li, Y. Y., Luo, Y. J., et al., 2016. Prediction of City Tunnel Water Inflow and Its Influence on Overlain Lakes in Karst Valley. *Environmental Earth Sciences*, 75(16): 1162. https://doi.org/10.1007/s12665-016-5949-y

Kan, Z. R., Liu, W. X., Liu, W. S., et al., 2022. Mechanisms of Soil Organic Carbon Stability and Its Response to No-Till: A Global Synthesis and Perspective. *Global Change Biology*, 28(3): 693－710. https://doi.org/10.1111/gcb.15968

Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304(5677): 1623－1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396

Li, P., Shi, R. J., Zhao, F., et al., 2019. Soil Bacterial Community Structure and Predicted Functions in the Larch Forest during Succession at the Greater Khingan Mountains of Northeast China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 30(1): 95－107 (in Chinese with English abstract).

Li, T. Y., Li, S. Y., Liu, X., et al., 2022. Soil Biomarkers: Research Progress of Amino Sugars. *Chinese Journal of Soil Science*, 53(1): 241－252 (in Chinese with English abstract).

Liang, A. Z., Zhang, X. P., Yang, X. M., et al., 2010. Dynamics of Soil Particulate Organic Carbon and mineral-Incorporated Organic Carbon in Black Soils in Northeast China. *Acta Pedologica Sinica*, 47(1): 153－158 (in Chinese with English abstract).

Liu, K. Q., Zhang, Y. H., 2024. Biological Degradation and Utilization of Lignin. *Synthetic Biology Journal*, 5(6): 1264－1278 (in Chinese with English abstract).

Liu, L., Gunina, A., Zhang, F. S., et al., 2023. Fungal Necromass Increases Soil Aggregation and Organic Matter Chemical Stability under Improved Cropland Management and Natural Restoration. *Science of the Total Environment*, 858: 159953. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159953

Lu, R. K., 2000. Methods of Soil Agrochemical Analysis. China Agricultural Science and Technology Press, Beijing (in Chinese).

Lu, X. F., Hou, E. Q., Guo, J. Y., et al., 2021. Nitrogen Addition Stimulates Soil Aggregation and Enhances Carbon Storage in Terrestrial Ecosystems of China: A Meta-Analysis. *Global Change Biology*, 27(12): 2780－2792. https://doi.org/10.1111/gcb.15604

Ma, Q., Bai, W., Mou, G. X., et al., 2025. Effects of Warming on Soil Aggregate Stability and Contents of Carbon and Nitrogen in Alpine Swamp Meadow. *Acta Agrestia Sinica*, 33(2): 547－555 (in Chinese with English abstract).

Mei, H., Wang, X. G., Wang, F. C., 2013. Harm and Counter‐Measures of Handling of Highway Tunnel Muck. *Energy Conservation & Environmental Protection in Transportation*, 9(2): 85－88 (in Chinese with English abstract).

Miao, Y. Z., Wang, W., Xu, H. H., et al., 2025. A Novel Decomposer-Exploiter Interaction Framework of Plant Residue Microbial Decomposition. *Genome Biology*, 26(1): 20. https://doi.org/10.1186/s13059-025-03486-w

Mu, C. C., Zhang, G. F., Xiao, C. D., et al., 2023. Interpretation of the IPCC Sixth Assessment Report: Permafrost Changes and Their Impacts. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 45(2): 306－317 (in Chinese with English abstract).

Pan, F., Zhang, Y. L., Huang, C. F., et al., 2020. Ecological Functions of Forest Soil Fauna: A Review. *World Forestry Research*, 33(2): 37－42 (in Chinese with English abstract).

Sánchez, C., 2009. Lignocellulosic Residues: Biodegradation and Bioconversion by Fungi. *Biotechnology Advances*, 27(2): 185－194. https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.001

Scharlemann, J. P., Tanner, E. V., Hiederer, R., et al., 2014. Global Soil Carbon: Understanding and Managing the Largest Terrestrial Carbon Pool. *Carbon Management*, 5(1): 81－91. https://doi.org/10.4155/cmt.13.77

Shao, S., Zhao, Y., Zhang, W., et al., 2017. Linkage of Microbial Residue Dynamics with Soil Organic Carbon Accumulation during Subtropical Forest Succession. *Soil Biology and Biochemistry*, 114: 114－120. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.07.007

Sistla, S. A., Moore, J. C., Simpson, R. T., et al., 2013. Long-Term Warming Restructures Arctic Tundra without Changing Net Soil Carbon Storage. *Nature*, 497 (7451): 615－618. https://doi.org/10.1038/nature12129

Smith, P., Soussana, J. F., Angers, D., et al., 2020. How to Measure, Report and Verify Soil Carbon Change to Realize the Potential of Soil Carbon Sequestration for Atmospheric Greenhouse Gas Removal. *Global Change Biology*, 26(1): 219－241. https://doi.org/10.1111/gcb.14815

Wang, J., Ren, S. C., Wei, Y. J., et al., 2024. Response of Water Stability of Lateritic Aggregates with Different Land Use Types under Different Antecedent Moisture Content. *Acta Pedologica Sinica*, 61(4): 978－988 (in Chinese with English abstract).

Wang, X. G., Tian, Q. X., Li, Q. X., et al., 2018. Lignin Characteristics in Soil Profiles in Different Plant Communities in a Subtropical Mixed Forest. *Journal of Plant Ecology*, 11(4): 560－568. https://doi.org/10.1093/jpe/rtx028

Wickings, K., Grandy, A. S., Reed, S. C., et al., 2012. The Origin of Litter Chemical Complexity during Decomposition. *Ecology Letters*, 15(10): 1180－1188. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01837.x

Xu, B., 2025. Analysis of the Influence of Tunnel Construction on the Surrounding Environment. *Engineering and Technological Research*, 10(8): 36－38 (in Chinese with English abstract).

Yang, Y. X., Hu, Z. Y., Lu, F. Q., et al., 2022. Progress of Recent 60 Years' Climate Change and Its Environmental Impacts on the Qinghai-Xizang Plateau. *Plateau Meteorology*, 41(1): 1－10 (in Chinese with English abstract).

Yao, T. D., Thompson, L., Yang, W., et al., 2012. Different Glacier Status with Atmospheric Circulations in Tibetan Plateau and Surroundings. *Nature Climate Change*, 2(9): 663－667. https://doi.org/10.1038/nclimate1580

Yu, D., Zhang, Y., Chen, Y. Z., et al., 2025. Impact of Tunnel Construction in the Eastern Margin of Qingzang Plateau on the Aggregation of Surface Soil and the Stability of Its Organic Carbon. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 15(4): 1409－1421 (in Chinese with English abstract).

Yue, Y. Q., Wang, S. F., 2019. Environmental Microbiology. Chemical Industry Press, Beijing (in Chinese).

Zang, Y. H., Guo, L. D., 2024. Environmental Microbiology. Chemical Industry Press, Beijing (in Chinese).

Zhang, G. Z., Cui, S. D., Zhang, H. W., et al., 2017. Influence of Tunnel Engineering on Ecological Environment and Environmental Effects. *Journal of Geological Hazards and Environment Preservation*, 28(4): 53－57 (in Chinese with English abstract).

Zhang, X. D., Amelung, W., 1996. Gas Chromatographic Determination of Muramic Acid, Glucosamine, Mannosamine, and Galactosamine in Soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(9): 1201－1206. https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00117-4

Zhao, R. Y., Li, L., Tang, X. L., et al., 2023. Effects of the Construction of the Lower Yarlung Tsangpo River Tunnel Project on the Stability of Soil Organic Carbon. *Pratacultural Science*, 40(1): 15－24 (in Chinese with English abstract).

Zhao, S., 2021. Influence of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Soil Aggregates and Carbon Storage under Warming and Nitrogen Addition in Songnen Grassland (Dissertation). Northeast Normal University, Changchun (in Chinese with English abstract).

Zhao, Y. F., Wang, X., Li, J., et al., 2022. Variation of $\delta^{13}C$ and Soil Organic Carbon under Different Precipitation Gradients in Alpine Grassland on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Journal of Soils and Sediments*, 22(8): 2219－2228. https://doi.org/10.1007/s11368-022-03223-x

中文参考文献

白晓雄，李妍，胡斯乐，等，2024. 林龄对刺槐人工林土壤团聚体、有机碳和细菌群落的影响. 生态学报，44(12): 5259－5268.

才金玲，冯飞，李佳欣，等，2024. 木质素生物降解研究进展. 应用化工，53(7): 1681－1686.

陈亚梅，和润莲，刘洋，等，2016. 川西高山林线交错带凋落叶分解初期转化酶特征. 生态学报，36(13): 4099－4108.

公维丽，王禄山，张怀强，2015. 植物细胞壁多糖合成酶系及真菌降解酶系. 生物技术通报，31(4): 149－165.

何姝蕊，熊焰婷，徐定辉，等，2025. 藏东南隧道建设对森林土壤团聚体及有机碳的影响. 地质灾害与环境保护，36(3): 78－87.

侯晓娜，李慧，朱刘兵，等，2015. 生物炭与秸秆添加对砂姜黑土团聚体组成和有机碳分布的影响. 中国农业科学，

48(4): 705－712.

李萍, 史荣久, 赵峰, 等, 2019. 大兴安岭落叶松林不同演替阶段土壤细菌群落结构与功能潜势. 应用生态学报, 30(1): 95－107.

李庭宇, 李双异, 刘旭, 等, 2022. 土壤微生物标识物: 氨基糖的研究进展. 土壤通报, 53(1): 241－252.

梁爱珍, 张晓平, 杨学明, 等, 2010. 黑土颗粒态有机碳与矿物结合态有机碳的变化研究. 土壤学报, 47(1): 153－158.

刘宽庆, 张以恒, 2024. 木质素的生物降解和生物利用. 合成生物学, 5(6): 1264－1278.

鲁如坤, 2000. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社.

马群, 白炜, 牟国旭, 等, 2025. 增温对高寒沼泽草甸土壤团聚体稳定性及碳氮含量的影响. 草地学报, 33(2): 547－555.

梅华, 王晓光, 王丰仓, 2013. 公路隧道弃渣的危害及其处置对策分析. 交通节能与环保, 9(2): 85－88.

牟翠翠, 张国飞, 效存德, 等, 2023. IPCC 第六次评估报告解读: 多年冻土变化及其影响. 冰川冻土, 45(2): 306－317.

潘菲, 张燕林, 黄彩凤, 等, 2020. 森林土壤动物生态功能研究进展. 世界林业研究, 33(2): 37－42.

王杰, 任少聪, 魏玉杰, 等, 2024. 不同土地利用方式砖红壤团聚体水稳性及其对前期含水率的响应. 土壤学报, 61(4): 978－988.

徐步, 2025. 隧道施工对周边环境的影响分析. 工程技术研究, 10(8): 36－38.

杨耀先, 胡泽勇, 路富全, 等, 2022. 青藏高原近60年来气候变化及其环境影响研究进展. 高原气象, 41(1): 1－10.

于杜, 张原, 陈雨卓, 等, 2025. 青藏高原东缘隧道建设对表层土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响. 环境工程技术学报, 15(4): 1409－1421.

乐毅全, 王士芬, 2019. 环境微生物学. 北京: 化学工业出版社.

臧玉红, 郭立达, 2024. 环境微生物. 北京, 化学工业出版社.

张国珍, 崔圣达, 张洪伟, 等, 2017. 隧道工程对生态环境的影响及环境效应. 地质灾害与环境保护, 28(4): 53－57.

赵润英, 李凛, 唐晓鹿, 等, 2023. 雅鲁藏布江下游隧道工程对土壤有机碳稳定性的影响. 草业科学, 40(1): 15－24.

赵双, 2021. 增温和施氮条件下AM真菌对松嫩草地土壤团聚体和碳储量的影响机制(硕士学位论文). 长春: 东北师范大学.