

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^{1,2}, 曹欢^{1,2}, 王率^{2,3}, 李凇^{1,3}, 裴向军^{1,2}, 唐晓鹿^{1,2*}

1. 天府永兴实验室, 6102131

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: 隧道工程施工会对显著改变土壤结构与功能。土壤微生物与植物作为土壤有机碳库的关键来源, 在全球碳循环中扮演核心角色。青藏高原生态环境脆弱, 易受人为影响, 从而影响土壤碳库, 甚至影响全球气候变化。(目的) 为探究大型工程对青藏高原土壤有机碳来源的影响, (方法) 本研究以青藏高原某隧道为依托, 在其建设影响区与非影响区, 沿 3240 m、3420 m、3600 m 不同海拔及 0-10 cm、10-30 cm 不同土层深度, 采用氨基糖、木质素作为标志物表征土壤团聚体有机碳的微生物与植物来源, 探究隧道建设对土壤颗粒(> 0.053 mm) 及矿物结合态(< 0.053 mm) 团聚体有机碳来源的影响。(结果) 结果表明隧道建设对土壤团聚体中氨基葡萄糖、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, 各处理的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 3420 m 处的氨基糖含量显著低于海拔 3240 m 和 3600 m。海拔 3420 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%, 显著低于与对照区。(结论) 隧道建设降低土壤团聚体稳定性, 特别是矿物结合态团聚体。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, 显著降低其微生物残体碳含量及其对 SOC 的贡献率, 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。

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

中图分类号: X825;S714

收稿日期: 2025-10-30

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

Lin Hongyu,³ Yu Du¹, Cao Huan¹, Wang Shuai¹, Li Ling¹, Pei Xiangjun¹, Tang Xiaolu^{1,3*}

1.College of Ecology and Environment, Chengdu University of Technology

2.College of Geography and Planning, Chengdu University of Technology

基金项目: 四川省科技教育联合基金重点项 (2024NSFSC1956)、四川省天府永兴实验室科技攻关任务重点项目 (2023KJGG06) 和四川省天府永兴实验室创新项目 (2024CXXM10) 资助

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。E-mail: linhongyu17@mails.uicas.ac.cn

***通作者简介:** 唐晓鹿 (1986—), 男, 研究员, 主要从事生态地质环境互馈作用机制研究。E-mail: txt2010@163.com

3.Tianfu Yongxing Laboratory

Abstract: Tunnel engineering significantly impacts soil structure and function. Soil microorganisms and plants, being critical sources of the soil organic carbon pool, play a central role in the global carbon cycle. The ecological environment of the Qinghai-Tibet Plateau is fragile and susceptible to anthropogenic disturbances, which can affect the soil carbon pool and subsequently influence global climate change. To investigate the impact of large-scale engineering on the sources of soil organic carbon on the Qinghai-Tibet Plateau, this study focuses on a specific tunnel on the plateau. It compares affected and non-affected areas across different elevations (3240 m, 3420 m, and 3600 m) and soil depths (0 - 10 cm and 10 - 30 cm). Using amino sugars and lignin as biomarkers, the research characterizes the microbial and plant sources of organic carbon in soil aggregates. The study aims to explore the influence of tunnel construction on the sources of organic carbon in particulate (> 0.053 mm) and mineral-associated (< 0.053 mm) soil aggregates. The results showed that tunnel construction had no significant effects on the contents of glucosamine, galactosamine, total amino sugars, fungi and total lignin phenols in soil aggregates ($P > 0.05$), but significantly reduced the contents of muramic acid, mannosamine, and bacterial residue carbon in soil aggregates. There was no significant difference in amino sugars in soil particulate aggregates across different altitudes at the 0-10 cm soil depth. However, at the 10-30 cm soil depth, amino sugar content at 3420 m was significantly higher than that at 3240 m and 3600 m. For mineral-bound aggregates, amino sugar content at 3420 m were lower than those at the other altitudes. 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 indicated that tunnel construction reduces the stability of soil aggregates, especially that of mineral-bound 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 the microbial and plant-derived carbon contributions to organic carbon in soil particulate aggregates are not significantly affected by tunnel construction.

Key words tunnel construction; Tibetan; soil aggregate organic carbon; microbial residue carbon; Ligninol

土壤碳库作为陆地生态系统中最大的碳库,其动态变化直接关联全球碳循环格局与生态安全 (Scharlemann et al., 2014; Batjes, 2025)。土壤有机碳 (SOC) 作为土壤碳库的主要组成之一,不仅是衡量土壤质量的关键指标,还对土壤养分循环、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, 2018; Smith et al., 2020)。

土壤团聚体是土壤结构的基本功能单元,其对 SOC 的包裹作用是维系土壤碳库物理稳定性的核心。同时, SOC 对土壤颗粒具有胶结作用,为团聚体的构建与稳定提供必要支撑 (白晓雄等, 2024; 马群等, 2025)。土壤团聚体稳定性用其平均重量直径 (mean weight

diameter, MWD) 和几何平均直径 (geometric mean diameter, GMD) 来表征。MWD 和 GMD 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 的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途径之一 (Chen et al., 2024; Buckeridge et al., 2022)。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, 微生物死亡后在土壤中滞留时间较长, 可被用做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。微生物残体在土壤碳库中重要组成部分, 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 形成和稳定具有重要作用。

为提升交通便利, 隧道建设等重大工程蓬勃发展, 但这类重大工程在建设运营期间, 会对土壤及其周边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 等, 2022; Tang 等, 2020)。因此, 系统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, 已成为当前生态工程与环境科学领域亟待解决的重要课题。以

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; Zhang, 2021)。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 (Doetterl et al., 2018; Sistla et al., 2013; 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 SOC 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)。但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，最终助力实现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 4000 m（图 1），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 3224 m 和 3719 m，进出口间最大海拔高差达 500 m（于杜等, 2025）。

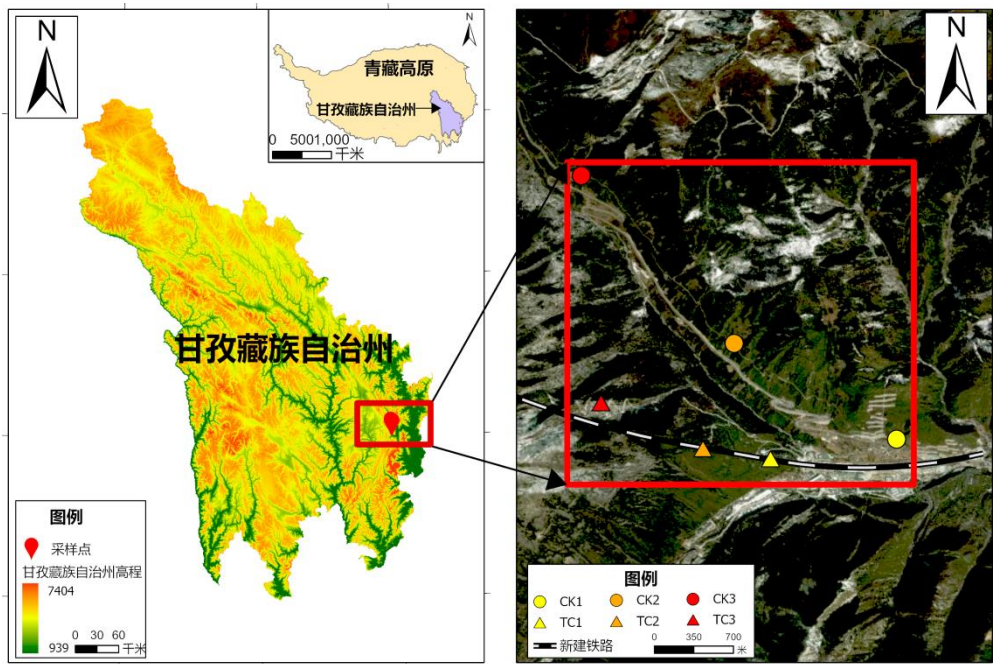


图 1 研究区域概况

Fig.1 Overview of the study area

隧道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℃，昼夜温高差达 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。本研究选取 3240 m（TC1）、3420 m（TC2）和 3600 m（TC3），三个海拔梯度隧道洞口，分别于隧道洞口上方约 150m 范围内设立隧道建设扰动监测样地。样地优势植被为川滇高山栎灌丛（*Quercus aquifolioides shrubland*），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 2 所示。

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 ⁻¹)
3240	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
3420	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
3600	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

TC 为隧道建设影响区，CK 为非影响区，1 为海拔 3240 m，2 为海拔 3420 m，3 为海拔 3600 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 ⁻¹)	土壤体积含水率/ (g L ⁻¹)	总孔隙度/%
3240	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
3420	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
3600	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

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（ $P < 0.05$ ）。

1.2 样品采集与处理

排除交通、农业活动等其他人干扰因素后，于隧道洞口上方按不同海拔梯度（3240 m： TC1， 3420 m： TC2， 3600m： TC3）选取 3 个固定监测样地。参照 Jin et al. (2016) 研究提出的 520-643m 影响范围结论，在距离建设影响区约 1000 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）等相近的区域，分别在不同海拔区设置对照样地（CK），且每个样地内均布设 3 组半径 5 m 的重复样圆，各组样圆圆心间距约 20 m，最终包含 18 个样地。

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，在同一深度土层，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℃冰箱中冷藏保存，以用于部分土壤酶活性与微生物量碳（MBC）测定，剩余样品带回实验室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，土壤容重、孔隙度等物理性质的测定，采用环刀法进行样品采集（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 土样过 8 mm 筛，去除石子沙砾，随后将土样通过一套含有 2 mm 和 0.053 mm 孔径的筛子，随后将 2 mm 和 0.053 mm 筛子以及套筛托盘的土壤团聚体收集，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 et al. (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⁻¹ 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°C 条件下水解 8 小时。水解结束后，将消解管取出冷却至室温后将水解液转移至离心管中，以 4000 - 5000 r min⁻¹ 的转速下离心 15 min 后，取上清液，缓慢加入 6 mol L⁻¹ 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（4-二甲氨基吡啶和盐酸羟胺，吡啶-甲醇做溶剂）和一定量的 Na₂SO₄ 以去除残留的水分，在 70 - 80 °C 温度下水浴 1 h。冷却后，加入乙酐，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，测定样品中胞测定氨基糖中氨基葡萄糖（GluM）、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 °C，保持 1 min，然后以 10°C min⁻¹ 的速率升温至 300 °C，保持 5 min。载气为高纯氮气，流速为 1.0 ml min⁻¹。

细菌残体碳（BNC）、真菌残体碳（FNC）和总微生物残体碳（MNC）。计算公式如（2）、（3）和（4）所示：

$$BNC = MurA \times 45 \quad (2)$$

$$FNC = (GlcN / 179.17 - 2 \times MurA / 251.23) \times 179.17 \times 9 \quad (3)$$

$$MNC = BNC + FNC \quad (4)$$

式中，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 的 1 mol L⁻¹ 的 CuO 溶液和 1 mL 的 1 mol L⁻¹ 的 NaOH 溶液。密封好后，放入 170 °C 的油浴锅中 2 h，期间轻轻摇晃反应管数次，使其反应更充分。加热结束后取出冷却至室温，随后向反应管中加入 20 mL 的二氯甲烷萃取 3 次，将所有下层二氯甲烷混合物合并后氯甲烷提取液转移至旋转蒸发仪的蒸馏瓶中，在 40 °C 的水浴温度下减压浓缩，直至溶液体积浓缩至约 1 - 2 mL。随后，将浓缩液通过 C₁₈-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 °C 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。载气一般为高纯氮气，流速设置为 1.0 ml min⁻¹。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⁻¹）。计算公式如下：

$$TLP = V + S + C \quad (5)$$

$$P = \frac{\frac{V}{33\%} + \frac{S}{90\%} + \frac{C}{100\%}}{a \times SOC} \times 100\% \quad (6)$$

式中，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^{-1})；33%、90% 和 100% 分别表示香草基类、丁香基类化合物和肉桂基类化合物被 CuO 的氧化效率； α 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 对所测数据初步计算与统计。使用 R 语言进行三因素方差分析，用于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 软件对所得数据和结果进行绘图。

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

隧道影响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在 $11.78 - 39.61 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $13.05 - 45.98 \text{ g kg}^{-1}$ 之间，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在 $9.12 - 51.79 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $12.74 - 63.98 \text{ g kg}^{-1}$ 之间（图 2）。不同海拔的土壤团聚体有机碳含量存在极显著差异（ $P < 0.001$ ），且整体呈现随海拔升高先降低后增加的变化趋势。海拔 3240 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，在 $27.48 - 51.79 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $32.23 - 63.98 \text{ g kg}^{-1}$ 之间，且该海拔的颗粒态团聚体有机碳含量显著高于其他海拔区域；而海拔 3420 m 处的团聚体有机碳含量最低，颗粒态团聚体有机碳含量仅为 $9.11 - 24.83 \text{ g kg}^{-1}$ 和 $13.05 - 28.08 \text{ g kg}^{-1}$ 之间。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，但不同团聚体类型的响应存在差异。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低于 10 - 30 cm，矿物结合态团聚体有机碳仅在海拔 3420 m 下随土层加深显著降低。

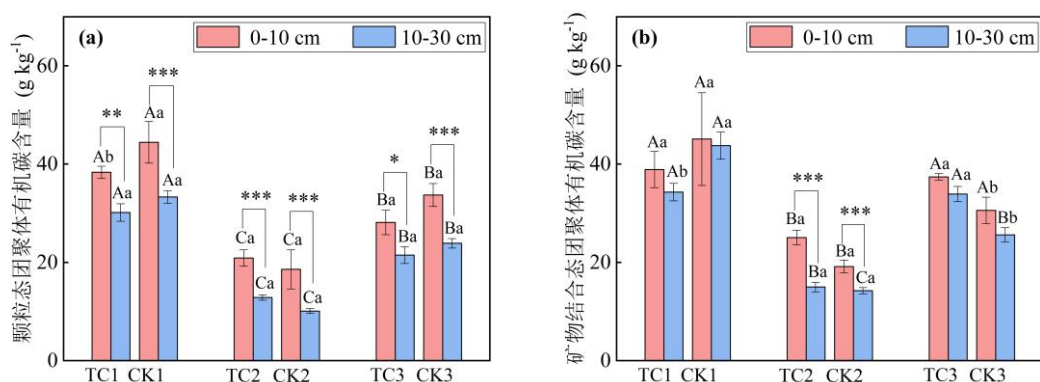


图 2 隧道建设下不同海拔和土层土壤团聚体有机碳含量

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

(a) 和 (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，*为 $P < 0.05$ ，** 为 $P < 0.01$ ，*** 为 $P < 0.001$ 。

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变化如图 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 ($P < 0.05$)，且变化趋势与团聚体有机碳一致，表现为随海拔升高先降低后增加。不同土层各团聚体氨基糖的含量均存在显著差异 ($P < 0.05$)，整体呈现随土层深度增加而显著降低的规律，但对不同海拔、不同建设区域的响应差异显著 ($P < 0.05$)。0 - 10 cm 土层中，各处理的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 3420 m 处的氨基糖含量显著低于海拔 3240 m 和 3600 m。在海拔 3420 m 和 3600 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 3240 m 处的颗粒态与矿物结合态团聚体总氨基糖含量最高，TC1、CK1 的总氨基糖量分别显著高于海拔 TC2、CK2 处 51.85% - 76.23% 和 66.76% - 101.70% (图 4b)。海拔 3420 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 3240 m (TC1 和 CK1) 和 3600 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 的 0 - 10 cm 与 10 - 30 cm 土层间土壤总氨基糖含量无显著差异。

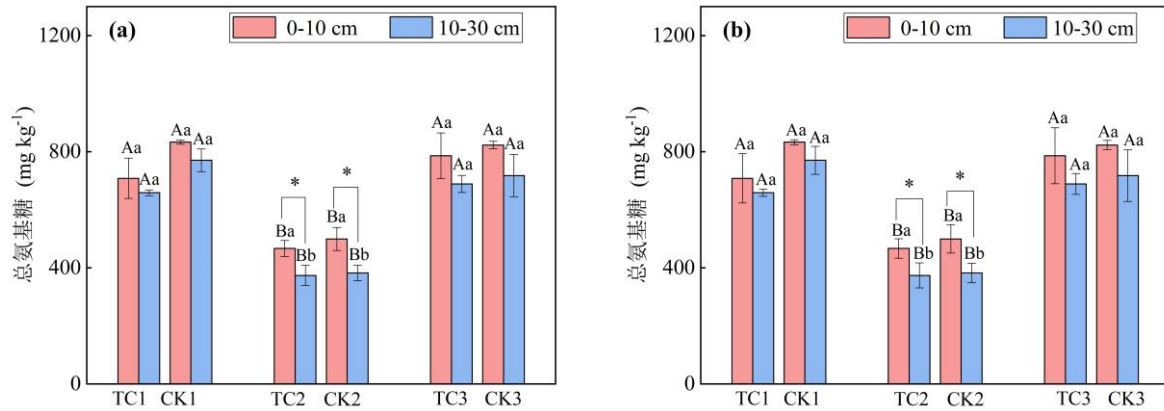


图 3 隧道建设下不同海拔和土层土壤团聚体氨基糖含量

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

(a) 和 (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 $P < 0.05$ ，** 为 $P < 0.01$ ，*** 为 $P < 0.001$ 。

2.2.2 隧道工程建设对土壤团聚体氨基糖类物质含量

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出先降低后增加的趋势。隧道工程建设区土壤颗粒态团聚体氨基糖类物质的含量从高到低为：GluM > GalN > MurA > ManN (图 4)。其中，颗粒态团聚体和矿物结合态团聚体 GluM、ManN 和总氨基糖平均含量在海拔 3240 m 处中最高，分别为 $590.31 \text{ mg kg}^{-1}$ 、 11.92 mg kg^{-1} 、 $742.32 \text{ mg kg}^{-1}$ 和 $632.22 \text{ mg kg}^{-1}$ 、 20.48 mg kg^{-1} 、 $839.21 \text{ mg kg}^{-1}$ ，比含量最低海拔 3420 m 处平均值分别高出 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 3600 m 处，分别为 $191.03 \text{ mg kg}^{-1}$ 和 40.96 mg kg^{-1} ，比海拔 3420 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 GluM 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 30.057% 和 32.54%；而土壤团聚体 ManN 含量仅在 TC1 处随土层显著降低；MurA 含量在海拔 3600 m 随土层加深显著降低 ($P < 0.05$)。

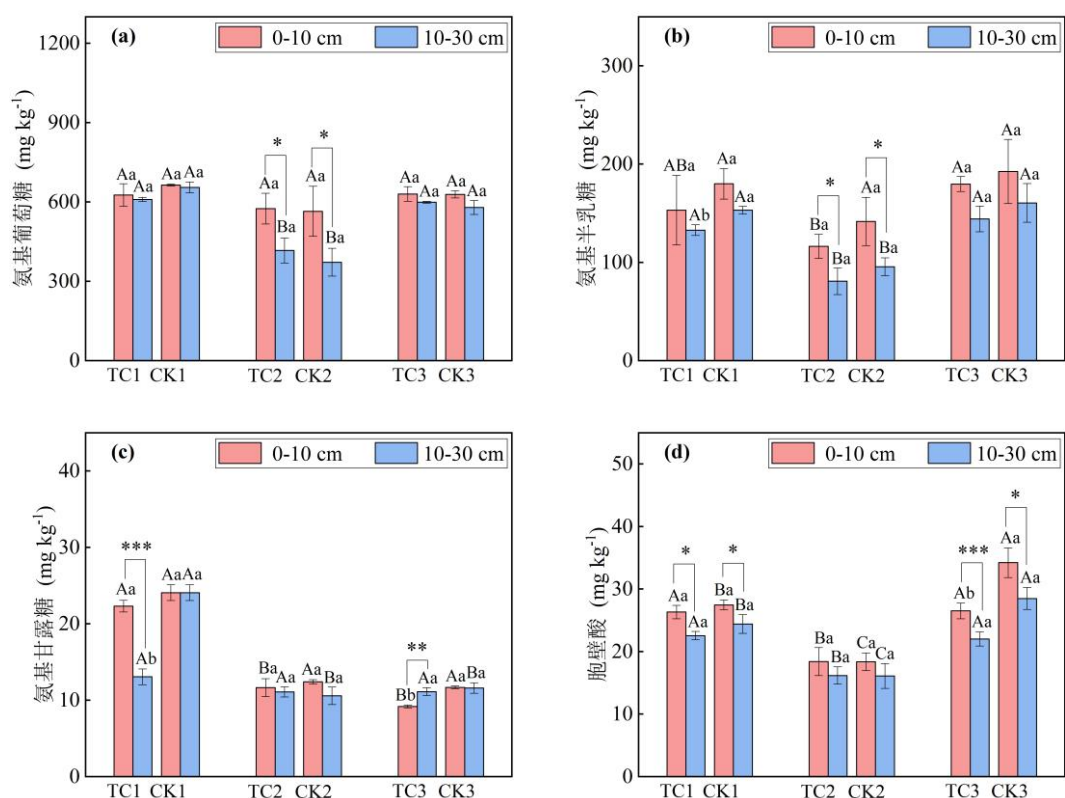


图4 隧道建设下不同海拔和土层土壤颗粒态团聚体氨基糖类物质的含量

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 $P < 0.05$ ，**为 $P < 0.01$ ，***为 $P < 0.001$ 。

隧道工程建设区土壤矿物结合态团聚体氨基糖类物质含量从高到低为：GluM > 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，GluM和GalN含量在海拔3420 m处的含量显著低于海拔3240 m和3600 m处，但海拔3240 m与3600 m之间含量无显著差异（ $P > 0.05$ ）。

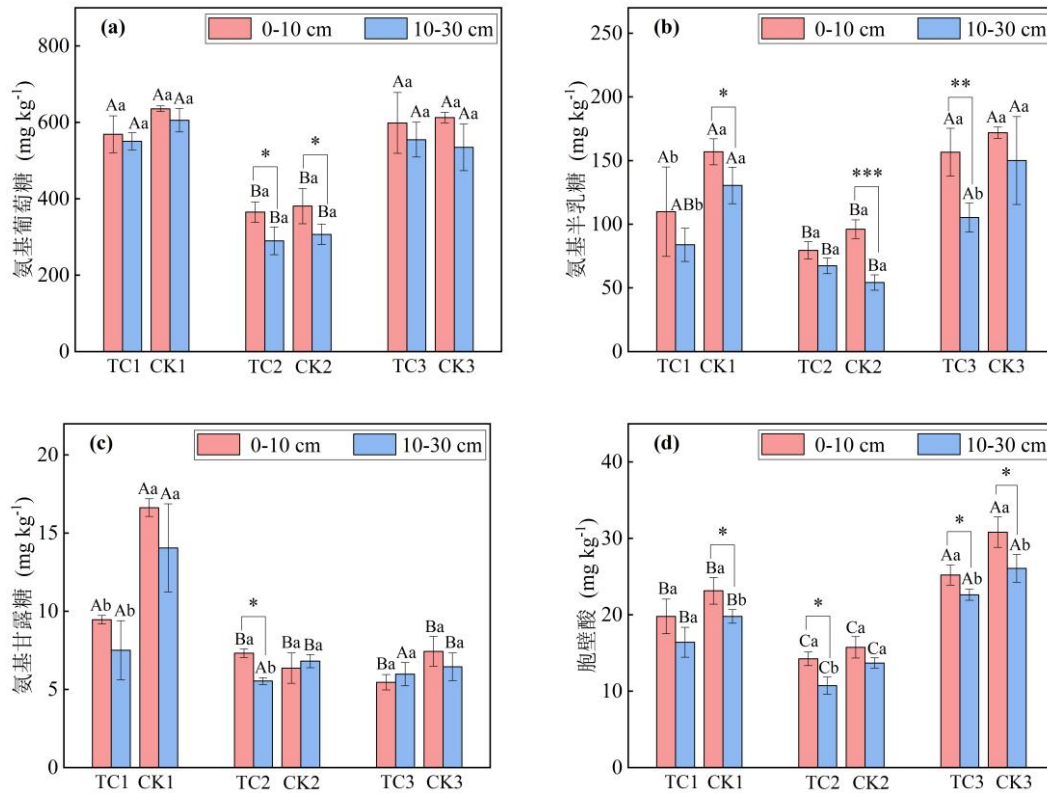


图 5 隧道建设下不同海拔和土层土壤矿物结合态团聚体氨基糖类物质含量的影响
Fig.5 Amino sugars in mineral-associated aggregates at different altitudes and soil layers under tunnel construction

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 $P < 0.05$ ，** 为 $P < 0.01$ ，*** 为 $P < 0.001$ 。

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%。除海拔 3600 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 处相显著降低 40.54% - 58.69%。此外，海拔 3240 m（TC1、CK1）与海拔 3600 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 含量随着土层的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 处随着土层的增加显著下降，而土壤 FNC 则在 TC2 和 CK2 处随土层的增加显著下降，但在海拔 3240 m 处（TC1 和 CK1），所有处理土壤

微生物残体随土层下降并没有显著变化 ($P > 0.05$)。

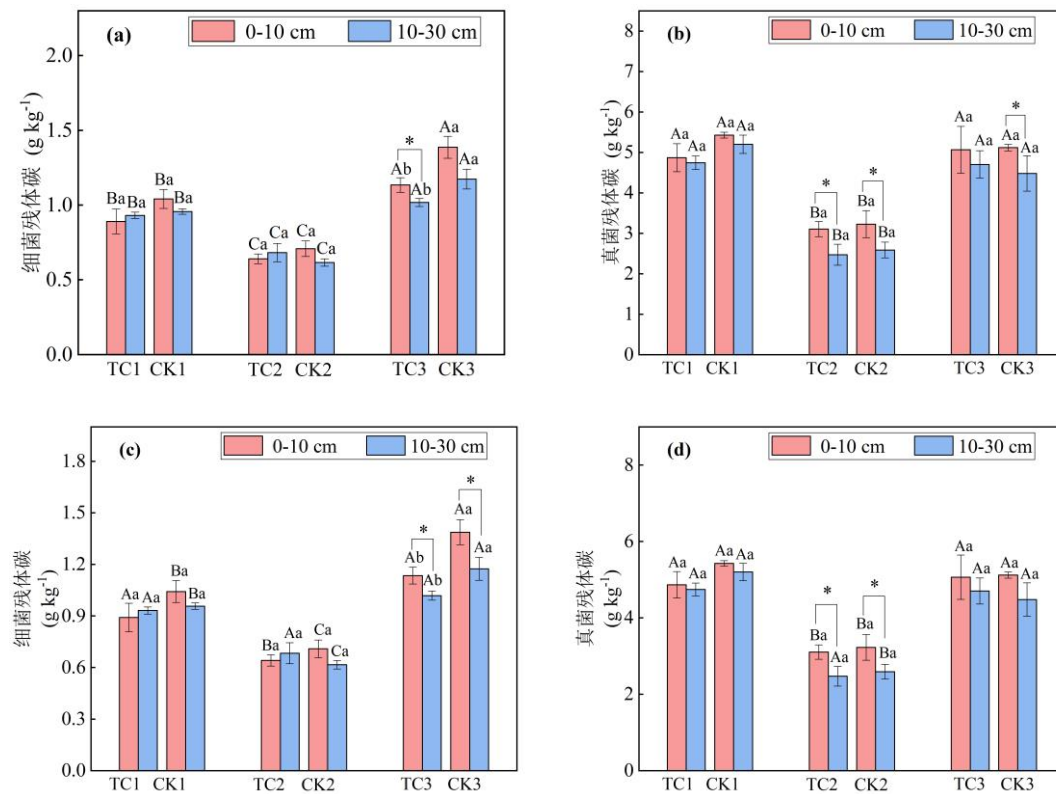


图 6 隧道建设下不同海拔和土层土壤微生物残体碳含量

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

(a) 和 (b) 为土壤颗粒态团聚体细菌和 FNC; (c) 和 (d) 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 $P < 0.05$, ** 为 $P < 0.01$, *** 为 $P < 0.001$ 。

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变化如图 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 57.82% - 57.34%。对于 CK 处理, CK3 分别显著高于 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 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 处理, CK3 显著高于 CK1 和 CK2 处 24.43% - 32.51%和 45.11% - 58.19%, 但 CK1 和 CK2 间无显著差异 ($P > 0.05$)。不同土层间, 仅 TC1 和 CK1 处土壤木质素酚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% ($P < 0.05$)。

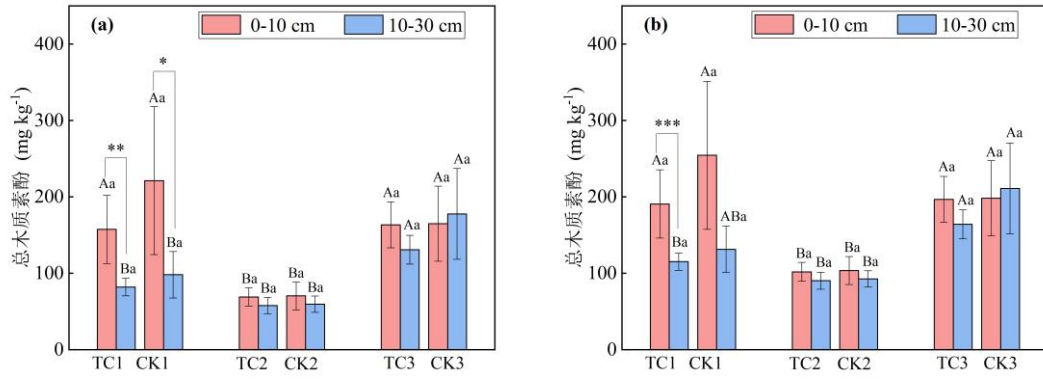


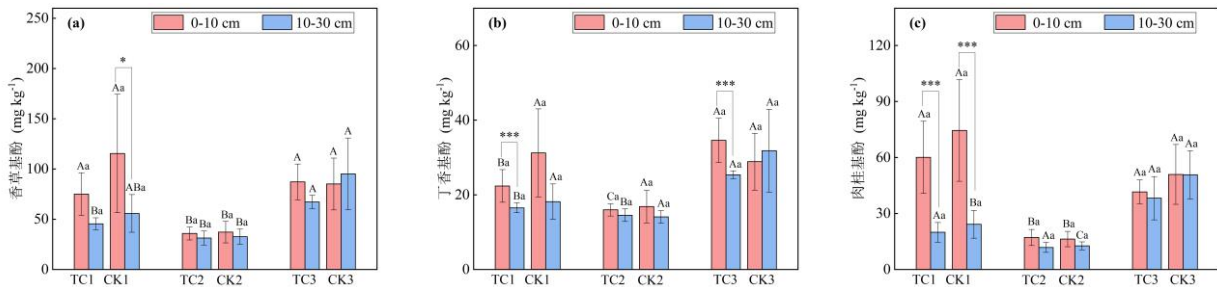
图 7 隧道建设下不同海拔和土层土壤木质素酚含量

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

(a) 和 (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 $P < 0.05$ ，** 为 $P < 0.01$ ，*** 为 $P < 0.001$ 。

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和矿物结合态团聚体 V、C 和 S 平均含量在 TC3 处中最高显著高于 TC2 处含量，其含量分别为 83.64 mg kg⁻¹、45.36 mg kg⁻¹、30.17 mg kg⁻¹ 和 95.92 mg kg⁻¹、54.36 mg kg⁻¹、42.14 mg kg⁻¹ 平均显著高于 TC1 处 144.24%、213.23%和 96.72% ($P < 0.05$)。不同土层各团聚体各木质素酚类单体物质均表现为随着土层的增加呈现出降低的趋势，其中 C 含量在不同土层差异显著 ($P < 0.05$)，但 V 和 S 的含量无显著差异 ($P > 0.05$)。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 平均含量为 30.25 mg kg⁻¹ 和 35.90 mg kg⁻¹，显著高于比 10-30 cm 土层中的 C 平均含量 65.41%和 49.00%。隧道建设对土壤团聚体 V、C 和 S 含量无显著影响 ($P > 0.05$)。



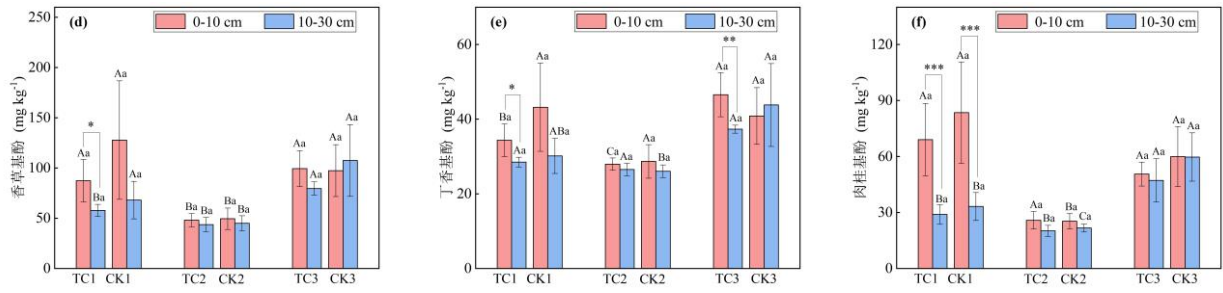


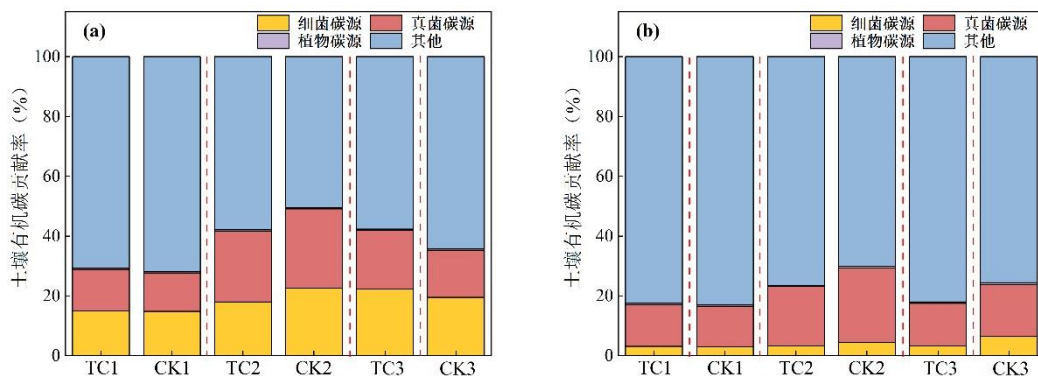
图 8 隧道建设下不同海拔和土层土壤团聚体木质素酚类物质含量

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

(a)、(b) 和 (c) 表示土壤颗粒态团聚体木质素酚类物质；(d)、(e) 和 (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 $P < 0.05$ ，** 为 $P < 0.01$ ，*** 为 $P < 0.001$ 。

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 3240 m 处，BNC 和 FNC 源占比低且相近，在海拔 3420 m 和 3600 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 (3600 m) 土壤团聚体 BNC 占比显著高于低海拔 (3240 m) 和中海拔 (3420 m)，其中 TC3 处 0 - 10 cm 层土壤团聚体 BNC 含量在 1.5 g kg^{-1} 以上，GluM 含量超 600 mg kg^{-1} 。对于不同粒径团聚体，土壤颗粒态团聚体 (图 9a、c) 中 BNC、FNC 占比显著高于土壤矿物结合态团聚体 (图 9b 和 d)。随海拔升高，颗粒态和矿物团聚体中 FNC 占比先增后减，颗粒态团聚体 0 - 10 cm 层中，TC2 处的 FNC 占比分别显著高于 TC1 和 TC3 处 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 ($P < 0.05$)。



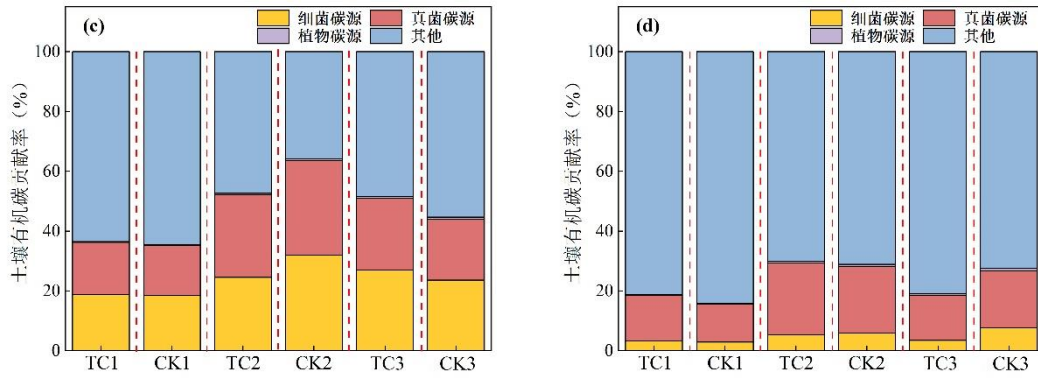


图 9 隧道建设下不同海拔和土层下各土壤有机碳源碳对土壤团聚体有机碳贡献率

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) 分别表示土壤矿物结合态团聚体不同碳源贡献率

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 GluM、GalN 和总氨基糖含量没有显著影响 (表 S1, $P > 0.05$), 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 \times 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 \times 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 存在负显著相关 ($P < 0.05$), 有效磷、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 ($P < 0.05$)。

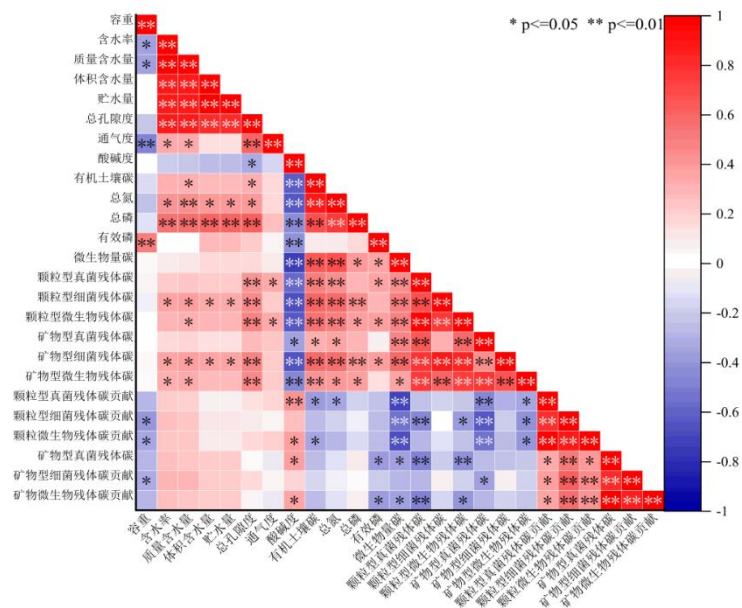


图 10 土壤微生物残体碳及其贡献率与理化性质相关性分析

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 $P < 0.05$ ，** 为 $P < 0.01$ ，*** 为 $P < 0.001$ 。

三因素方差分析结果表明隧道建设对土壤团聚体V、S、C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、C单体和总木质素酚有显著影响 ($P < 0.05$)，土层对V、S、C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 (表 S2, $P > 0.05$)。

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负显著相关 ($P < 0.01$)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和总氮和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 ($P < 0.05$)。

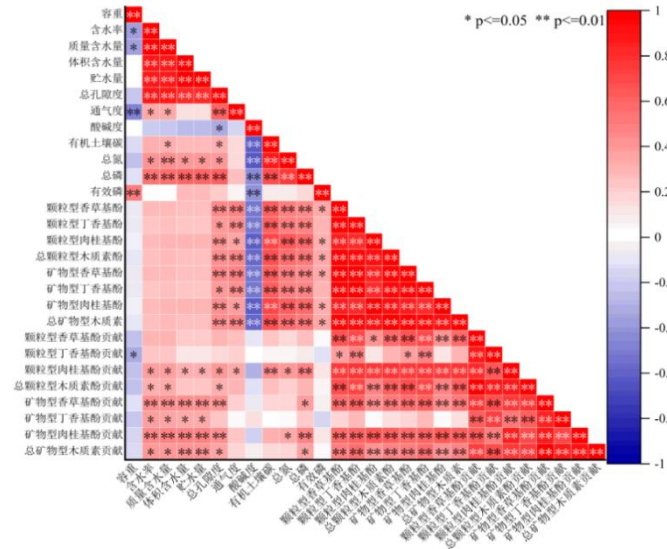


图 11 土壤木质素酚与理化性质相关性分析

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 $P < 0.05$, ** 为 $P < 0.01$, *** 为 $P < 0.001$ 。

3 讨论

3.1 隧道建设对土壤团聚体微生物碳源的影响

本研究发现隧道建设下土壤团聚体 FNC 和总的 MNC 无显著差异 ($P > 0.05$), 但是显著降低了土壤团聚体 BNC 的含量 ($P < 0.05$)。这能说因为 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 (Christopher et al., 2015)。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, 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, 包裹有机碳避免分解 (Miao et al., 2025)。因此, 真菌对碳固存影响更持久, 主要贡献于 SOC 库的稳定组分, 利于稳定碳库形成。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 (乐毅全等, 2019; 臧玉红等, 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, 因此, 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., 2023)。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稳定性 ($P < 0.05$)。颗粒态团

聚体的形成与稳定,更多依赖土壤颗粒自身性质及范德华力、静电引力等较弱物理作用力,相对稳定,使隧道建设虽影响土壤环境,却不易破坏颗粒态团聚体结构,故其对微生物源和植物源残体碳的吸附固定能力,对 SOC 的物理保护较强,而矿物结合态团聚体的 MNC 易暴露,分解风险较高,积累相对困难,所以其含量变化相对显著 (Kyle et al., 2012; Liu et al., 2021)。

3.2 隧道建设对土壤团聚体植物碳源的影响

本研究发现在 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,会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,因此土壤木质素酚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 (潘菲等, 2020; Wang et al., 2018)。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 ($P > 0.05$),表明各样地间植物源输入没有显著差异,因此土壤木质素酚未呈现显著差异。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 (刘宽庆等, 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,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 ($P > 0.05$),这可能也是土壤木质素酚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原因。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,降低分解过程中分解酶的作用,保证了其能在土壤中长期稳定存在 (Sanchez et al., 2008)。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土壤木质素酚的影响不显著。

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没有显著性影响 ($P > 0.05$),但显著降低了土壤矿物结合态团聚体 FNC 和 BNC 的团聚体有机碳的贡献 ($P < 0.05$)。研究 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 受到影响小,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，本研究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 $4.83 \text{ g kg}^{-1} \text{ SOC}$ 和 $7.83 \text{ g kg}^{-1} \text{ SOC}$ 左右，低于全球生态系统平均水平 (约 $16.5 \text{ g kg}^{-1} \text{ SOC}$)，说明相对于其他生态系统，位于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 (赵双等, 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，进而降低木质素酚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、来源及其相关影响因子的，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微生物源碳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，隧道建设降低土壤团聚体稳定性，特别是矿物结合态团聚体。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，显著降低其 MNC 含量及其对 SOC 的贡献率，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，研究开展于隧道建成后两年，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。

References

- 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>
- Chen, Y., Xiang, J., Wang, X., 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>
- Christopher W. F., Langley, J.A., Samantha, C., 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>
- Doetterl, S., Berhe, 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., Chen, D., Su, T., 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*, 2025. <https://doi.org/10.1007/s11368-025-04154-z>
- Hedges, J.L., 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](https://doi.org/10.1016/0016-7037(79)90028-0)
- 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*, 2023, 29(12). <https://doi.org/10.1111/gcb.16676>
- Hu, P.H., 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*, 2016, 75(16). <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5949-y>
- Zheng, R.K., Liu, W., Liu, W., 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>
- Kyle, W., Stuart, G. A., 2012. The origin of litter chemical complexity during decomposition. *Ecology letters*, 15(10): 1180-8. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01837.x>
- Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304: 5677. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.10.017>
- 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(3): 159953. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159953>
- 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*, 2021, 27(12): 2780-92. <https://doi.org/10.1111/gcb.15604>
- Miao, Y.Z., Wang, W., Xu, H.H., et al., 2025. A novel decomposer-exploiter interaction framework of plant residue microbial decomposition. *Genome Biology*, 2025, 26(1): 20. <https://doi.org/10.1186/s13059-025-03486-w>
- Sánchez, C., 2008. 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., Tanner, E., 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>
- 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>
- Shuai 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>
- Smith, P., Soussana, J.F., Anderas, 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, 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*, 2018, 11(4): 560-568. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtx028>
- Yao, T., 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>
- Zhang, X.D., Amelung, W., 1996. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine, and galactosamine in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(9): 1201-1206. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00117-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00117-4)
- Zhao, Y., Wang, X., Li, J., et al., 2022. Variation of $\delta^{13}\text{C}$ 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. <https://doi.org/10.20103/j.stxb.202306231335>
- 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)
- 才金玲, 冯飞, 李佳欣, 等, 2024. ccc. 应用化工, 53(07): <https://doi.org/1681-6.10.16581/j.cnki.issn1671-3206.2024.07.032>
- Cai, J.L., Feng, F., Li, J.X., et al., 2024. Research progress of biological decomposition lignin. *Applied Chemical Industry*, 53(07): 1681-1686 (in Chinese with English abstract).
- 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): 4099-108. <https://doi.org/10.5846/stxb201410242086>
- 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).
- 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(04): 149-65. <https://doi.org/10.13560/j.cnki.biotech.bull.1985.2015.03.014>
- 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(04): 149-165 (in Chinese with English abstract).
- 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. <https://doi.org/10.13560/10.12474/dzgb.20250311>
- 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 Geological Hazards and Environment*

- Preservation*, 36(3): 78-87 (in Chinese with English abstract).
- 侯晓娜, 李慧, 朱刘兴, 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. <https://doi.org/10.3864/j.issn.0578-1752.2015.04.08>
- Hou, X.N., Li, H., Zhu, L.X., 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).
- 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*, 2010, 47(1): 153-158.
- Liang A.Z., Zhang X.P., Yang X.M. et al., 2010. Dynamics of soil particulate associated 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).
- 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.
- Lu, R.K., 2000. Methods of soil agrochemical analysis. *China Agricultural Science and Technology Press, Beijing (in Chinese)*.
- 乐毅全, 王士芬, 2019. 环境微生物学. 北京, 化学工业出版社.
- Yue, Y.Q., Wang, S.F., 2019. Environmental Microbiology. *Chemical Industry Press, Beijing (in Chinese)*.
- 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(01): 241-252. <https://doi.org/10.19336/j.cnki.trtb.2021032302>
- Li, T.Y., Li, S.Y., Liu, X., 2022. Soil biomarkers--research progress of amino sugars, *Chinese Journal of Soil Science*, 53(01): 241-252.
- 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(01): 95-107. <https://doi.org/10.19336/10.13287/j.1001-9332.201901.010>
- 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(01): 95-107 (in Chinese with English abstract).
- 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(06): 1264-78. <https://doi.org/10.12211/2096-8280.2023-062>
- Liu, K.Q., Zhang, Y.H., 2024. Biological degradation and utilization of lignin. *Synthetic Biology*, 5(06): 1264-1278 (in Chinese with English abstract).
- 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(02): 85-8. <https://doi.org/10.3969/j.issn.1673-6478.2013.02.017>
- Mei, H., Wang, X.G., Wang, F.C., 2013. Harm and counter-measures of handling of highway tunnel muck. *Traffic Energy Conservation & Environmental Protection*, 9(2): 85-88 (in Chinese with English abstract).
- 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. <https://doi.org/10.11733/j.issn.1007-0435.2025.02.024>
- 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).
- 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(02): 306-17. <https://doi.org/10.7522/j.issn.1000-0240.2023.0023>
- 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).
- 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(02): 37-42.

- <https://doi.org/10.13348/j.cnki.sjlyyj.2019.0108.y>
- Pan, F., Zhang, Y. L., Huang, C. F., et al., 2020. Research progress on ecological functions of forest soil animals. *World Forestry Research*, 33(2), 37-42 (in Chinese with English abstract).
- 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(01): 1-10. <https://doi.org/10.7522/j.issn.1000-0534.2021.00117>
- 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).
- 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
- Yu, D., Zhang, Y., Chen, Y.Z., et al., 2025. Ecological functions of forest soil fauna: a review. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 15(4), 1409-1421 (in Chinese with English abstract).
- 徐步, 2025. 隧道施工对周边环境的影响分析. *工程技术研究*, 10(08): 36-8. <https://doi.org/10.19537/j.cnki.2096-2789.2025.08.011>
- Xu, B., 2025. Analysis of the influence of tunnel construction on the surrounding environment. *Engineering Technology Research*, 10(8): 36-38 (in Chinese with English abstract).
- 臧玉红, 郭立达, 2024. 环境微生物. 北京, 化学工业出版社.
- Zang, Y.H., Guo, L.D., 2024. Environmental Microbiology. **Chemical Industry Press, Beijing** (in Chinese).
- 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(04): 53-7.
- 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).
- 赵润英, 李凇, 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(01): 15-24.
- 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.
- 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. 东北师范大学
- Zhao, S., 2021. Influence of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Soil Aggregates and Carbon Storage under Warming and Nitrogen Addition in Songnen Grassland. Northeast Normal University (in Chinese with English abstract).