

鄱阳湖湿地土壤植物源和微生物源有机碳沿高程的分布特征*

刘亚军¹, 左继超², 李荣富¹, 刘敬伟³, 王玺洋¹, 李亮¹, 吴永明¹, 游海林^{1*}

1. 江西省科学院资源与环境研究所, 南昌 330096;
2. 江西省水利科学院, 南昌 330029;
3. 南昌航空大学, 南昌 330063)

摘要: 湿地是陆地生态系统中的重要碳库, 其中植物源和微生物源有机碳是湿地土壤有机碳 (SOC) 稳定存储的重要组成部分。湖泊湿地是涵盖水文、地形和植被的综合性生态体系, 因其地处水陆交错带具有明显高程差。本研究以鄱阳湖湿地表层 (0-20cm) 和底层 (20-40cm) 土壤为研究对象, 结合地上、地下植物体组成和土壤基本理化性质, 探究土壤植物源和微生物源有机碳沿高程的分布特征及其影响因素。结果表明: 表层土壤 SOC 含量在对应高程上均显著高于底层土壤, 并沿高程呈逐渐升高的趋势, 而底层土壤 SOC 并未随高程呈明显的梯度变化 ($P>0.05$)。表层和底层土壤微生物源有机碳 (28.21%-62.66%、23.44%-54.10%) 对 SOC 的贡献在对应高程上均显著高于植物源有机碳 (15.81%-25.85%、16.73%-28.35%) ($P<0.05$); 其中表层和底层土壤微生物源有机碳含量及其对 SOC 的贡献均沿高程呈逐渐上升的趋势, 而植物源有机碳则无明显的变化趋势。基于偏最小二乘路径模型分析发现, 植物和土壤主要是通过微生物源有机碳影响表层土壤 SOC 含量, 而对底层土壤 SOC 的影响较小。

关键词: 湿地; 水位高程; 土壤有机碳; 微生物残体碳; 植物残体碳

Distribution characteristics of plant - and microbial - derived organic carbon in Poyang Lake wetland soil along elevation

Liu Yajun¹, Zuo Jichao², Li Rongfu¹, Liu Jingwei³, Wang Xiyang¹, Li Liang¹, Wu Yongming^{1,2}, You Hailin^{1**}

1. Institute of Resources and Environment, Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 330096, P.R.China

2. Institute of Microbiology, Jiangxi Academy of Water Science and Engineering, Nanchang 330029, P.R.China

3. Nanchang Hangkong University, Nanchang 330063, P.R.China

Abstract: Wetlands are critical carbon reservoirs in terrestrial ecosystems, where both plant-derived and microbial-derived organic carbon contribute significantly to the stable accumulation of soil organic carbon (SOC). Lake wetlands represent complex ecosystems integrating hydrological, topographic, and vegetation factors, often exhibiting distinct elevation gradients due to their location at the land-water interface. This study investigated the surface (0–20 cm) and subsurface (20–40 cm) soil layers in the Poyang Lake wetland. By combining data on above- and belowground plant communities with key soil physicochemical properties, the research aimed to clarify the distribution patterns and driving factors of plant- and microbial-derived organic carbon along elevation gradients. Results showed that SOC content in surface soil was significantly higher than in subsurface soil at the same elevations and exhibited a gradual increasing trend with rising elevation. In contrast, subsurface SOC content showed no significant variation along the elevation gradient ($P > 0.05$). Microbial-derived organic carbon accounted for 28.21% to 62.66% of SOC in surface soil and 23.44% to 54.10% in subsurface soil, significantly exceeding the contribution of plant-derived organic carbon, which ranged from 15.81% to 25.85% in surface soil and from 16.73% to 28.35% in subsurface soil across all elevations ($P < 0.05$). Both the absolute content and proportional contribution of microbial-derived organic carbon to SOC increased with elevation in both soil layers, whereas plant-derived carbon showed no consistent elevational trend. Partial least squares path modeling further indicated that plants and soil properties primarily influenced surface SOC via effects on microbial-derived carbon, while their impact on subsurface SOC was relatively limited.

Key words: Wetland; Water level elevation; Soil organic carbon; Microbial residue carbon; Plant residue carbon

全球变暖是人类所面临的最为严峻的挑战之一, 碳捕获与碳封存是除碳减排外应对气候变化最具前景的应对措施。湿地以仅占全球 5%-8% 的陆地面积却贡献了全球 20% 至 30% 的碳储量, 被认为是最具碳汇潜力的生态系统之一^[1]。然而, 湿地 (尤其是内陆湖泊湿地) 的碳循环路径十分复杂, 其碳储能力受气候、地形、水位条件、植被和土壤环境等因素的影响, 这给评估湿地碳储能力带来了巨大挑战^[2]。在当前的研究中, 大多数研究仅关注湿地土壤碳含量, 且都侧重于单个因素对湿地碳储存的影响, 往往忽略了各种因素之间的相互作用, 这限制了我们对湿地土壤碳储存的理解。

在湿地系统中, 地表高程的变化不仅决定了湿地土壤所处的水环境, 也会直接改变植物的分布格局,

* 2025-08-26 收稿; 2025-11-20 收修稿。

国家自然科学基金项目 (32460032, 42261020, 42267029)、江西省自然科学基金项目 (20232BAB213072) 和江西省重点研发计划 (20243BBH81035) 联合资助。

*通讯作者 E-mail: youhailin1985@163.com

因而高程被认为是导致土壤环境（如水分、氧化还原条件、养分条件等）空间变化分异的主导因素^[3, 4]。因此，解析高程对湿地土壤有机碳（SOC）的影响路径需要综合考虑土壤环境和植物分布。有研究认为，影响湿地碳储存的主要因素包括湿地植被的种类、生态水位以及生态模式^[5]。在湿地系统中，植物通过光合作用从大气中吸收 CO₂，从而实现碳的初步封存。而后，植物源有机碳通过地上凋落物分解和地下根系（分泌物和残根）两种输入途径影响湿地 SOC 的储存^{[6] [7]}。有研究发现，湿地植被不仅能够通过控制净初级生产力来影响生物量和有机物含量^[8]，还可以通过自身的化学计量比例（如碳氮比、木质素含量等），进而改变土壤碳储量^[9]。土壤有机碳（SOC）储存涉及复杂的非生物和生物过程，不仅包括植物源有机碳的输入，还取决于微生物介导的分解与合成代谢，它往往最终决定了湿地 SOC 的最终储存特征^[10]。微生物一方面通过异化分解驱动 SOC 的矿化^[11]；另一方面微生物通过同化作用合成自身物质，最终形成微生物残体碳（MNC），其被认为是一种持久的土壤碳库的重要组成部分^[12]。有研究发现，在农田、草地和森林表层（0-20cm）土壤中，微生物残体对 SOC 的贡献分别高达 51%、47%和 35%，并随深度的增加而减少^[13]。而在湖泊湿地土壤中，微生物残体对 SOC 的贡献度介于 20%至 30%之间^[14]，但处于不同高程的湿地土壤微生物的“碳泵”效能尚不明晰。此外，随着土壤的物理化学特性从表层向深层变化，也会导致不同土层微生物群落组成和功能特征差异，形成不同的碳储存和转化路径^[15]。近期针对新生内陆湿地的研究发现，表层土壤 SOC、植物残体碳和 MNC 的积累量均显著高于深层土壤^[16]。同时，受限于养分限制和氧化还原条件，深层土壤中细菌残体碳（BNC）对 MNC 的贡献随着土壤深度的增加而增加^[10]。因此，探究湖泊湿地不同土层中植物源/微生物源有机碳对高程响应的差异机制，对研究湿地 SOC 的形成和稳定机制至关重要。

鄱阳湖（28°22'–29°45'N，115°47'–116°45'E）作为我国最大的淡水湖泊，因其平坦的地势和较高的水位落差，湿地洲滩面积高达 2698 km²，占湖区总面积的 82%。水蓼(*Polygonumhydropiper* Linn.)、藨草 (*Phalaris arundinacea* L.)、灰化苔草 (*Carex cinerascens*)、南荻 (*Triarrhena lutarioripari*) 和芦苇 (*Phragmites commu-niss*) 作为鄱阳湖优势植被，从水域到湖岸依次分布。本研究以蚌湖（鄱阳湖大型子湖）为代表研究区域，选择其表层（0-20cm）和底层（20-40cm）土壤为研究对象，采用木质素酚和氨基糖分别作为植物和微生物源有机碳的生物标志物，结合地上、地下植物体组成和土壤性质深入分析植物和微生物源有机碳沿高程的分布特征及其影响因素，研究结果可为解析湖泊湿地碳汇潜力提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集与处理

本研究选择在江西鄱阳湖国家级自然保护区典型的子湖—蚌湖（29°10'N~29°17'N，115°54'E~116°01'E）进行。该区域属于亚热带湿润季风型气候，年平均气温 17.6°C，年降水量 1 450~1550 mm。蚌湖位于鄱阳湖东北部，枯水期与鄱阳湖主湖由修河隔开，形成一个相对独立，人为活动干扰较少的一个湖泊系统（图 1）。蚌湖地势平坦，海拔介于 10.5m 和 17m 之间（吴淞高程），湿地地上植被沿不同的高程呈现环带状分布，优势植被带垂直分布明显，从湖心至河岸依次分布有水蓼、灰化苔草、南荻和芦苇等群落。

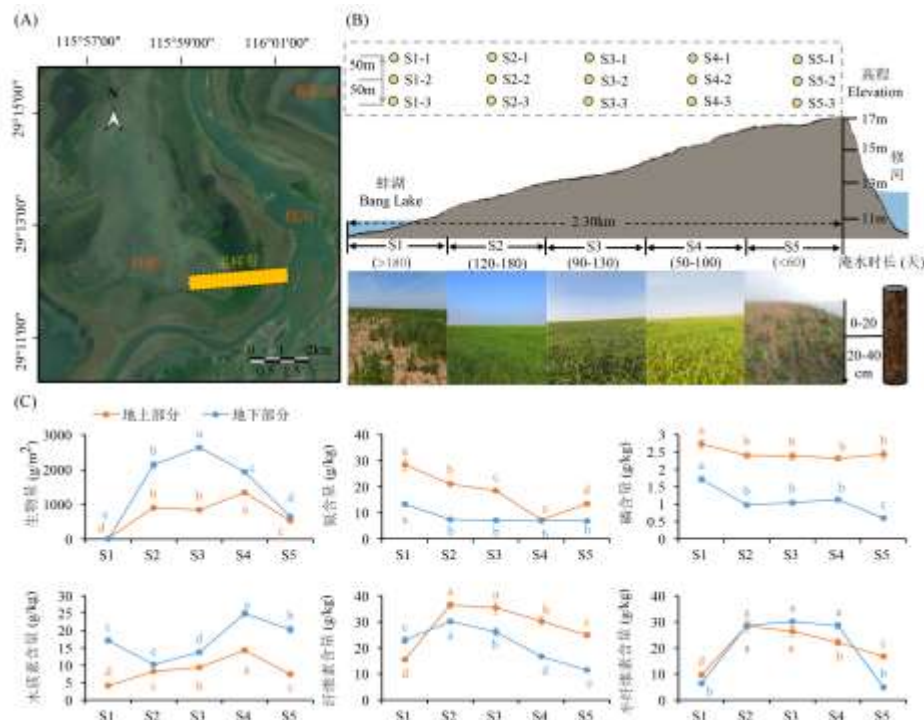


图 1 研究区域 (A)、采样点布置 (B) 和不同高程样地植被特征 (C) (不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$))
Fig.1 Research Area (A), Sampling Point Layout (B), and Vegetation Characteristics of Different Elevation Plots (C)

依据高程和植被分布特征进行样带布设,从湖心到河岸依次共设置5个采样带,分别是蓼属植物分布带(S1)、灰化苔草分布带(S2)、灰化苔草和南狄混合分布带(S3)、南狄群落分布带(S4)以及芦苇和篙类植物混合分布带(S5)。于2025年3月进行样品采样,此时鄱阳湖处于枯水期末期,所有研究样地均出露水面120天以上,同时也是湿地植被生长末期(即将进入丰水淹没期),地上植物生物量最大。具体采样如下:每条采样带设立3个相距50m的采样点,每个采样点设置5m×5m的采样方,采用五点取样法分别使用土钻采集0-20cm表层土壤和20-40cm底层土壤,对同一采样点相应土层样品进行混合,同时利用便携式氧化还原电位计现场测定土壤氧化还原点位。此外在每个采样点收集3个1m×1m的地上和地下植物体(取样深度40cm),分别获得30个土壤混样和植物(地上地下)样品。运回实验室后,去除土壤中动植物残体,土壤分成两部分,一部分用于氨基糖、木质素酚及土壤基本理化性质的测定;另一部分新鲜土壤放入4℃冰箱,用于测定土壤微生物生物量碳(MBC)、溶解性有机碳(DOC)和溶解性有机氮(SON)。植物体在60℃烘干至恒重测定生物量,而后打碎过40目筛用于木质素、纤维素和半纤维素含量的测定。

1.2 土壤和植物体基础物化性质测定

土壤含水量(SM)使用105℃烘干恒重法;土壤pH(水土比V/W=2.5:1)采用电位法;电导率(EC)采用电极法(水土比V/W=5:1);总氮(TN)采用微量凯氏定氮法;DOC和SON采用TOC仪法;总磷(TP)采用钒钼黄分光光度法;有机碳(SOC)采用重铬酸钾外加热法;颗粒态有机碳(POC)和矿物结合态有机碳(MAOC)采用湿筛法+高温外热重铬酸钾氧化-容量法^[17];土壤易氧化有机碳(POXC)采用KMnO₄氧化法^[18];采用氯仿熏蒸硫酸钾(0.5 mol·L⁻¹)浸提法测定MBC含量,转化系数选定为0.45^[19]。

植物体氮和磷含量分别采用凯氏定氮法和钒钼黄分光光度法;木质素、纤维素和半纤维素含量采用Van Soest法^[20]。

1.3 土壤植物源和微生物源有机碳测定

分别将木质素酚^[21]和氨基糖^[22]作为生物标志物测定分析土壤中植物源和微生物源有机碳,具体如下:

土壤氨基糖的测定与分析:将土样(0.35mg)加入10mL HCL(6mol·L⁻¹),在105℃环境下水解8h后添加100μL肌醇,而后过滤调节pH至6.7。利用甲醇再溶解氨基糖衍生物,而后利用气相色谱仪进行分离,分别测定氨基葡萄糖(Glucosamine, GluN)、胞壁酸(Muramic acid, MurA)、氨基半乳糖(Galactosamine, GalN)和氨基甘露糖(Mannosamine, ManN)的含量。根据各组分含量计算真菌和细菌残体碳,计算公式如下:

$$FNC = (GluN/179.17 - 2 \times MurA/251.23) \times 179.17 \times 9$$

$$BNC = MurA \times 45$$

$$MNC = FNC + BNC$$

$$NAC = MNC/MBC$$

式中,FNC、BNC、MNC分别为真菌残体碳、细菌残体碳和总微生物残体碳;NAC为微生物残体的堆积系数;179.17和251.23分别是氨基葡萄糖和胞壁酸的分子量;9是氨基葡萄糖到真菌残体碳的转换值;2是氨基葡萄糖中的细菌来源的部分与胞壁酸的比例;45是胞壁酸到细菌残体碳的转换值。

土壤木质素的测定与分析:将0.50g土样至于消解管中,依次加入0.10g六水合硫酸亚铁铵、0.50g氧化铜和0.05g葡萄糖,而后加入0.4ml乙基香草醛溶液(浓度为100μg·mL⁻¹)和15mL氢氧化钠溶液(浓度为2mol·L⁻¹),密封170℃条件下加热搅拌2h,调pH至2.0,而后依次加入0.50ml苯乙酸溶液(溶解液)、0.10mlBSTFA(衍生化试剂)和0.05ml吡啶(溶剂)60℃衍生10min,冷却至室温后立即上气相色谱仪进行测定。土壤样品中木质素酚含量(VSC)为香草基(V)、丁香基(S)和肉桂基(C)单体之和,据此计算植物残体碳占总SOC的比例P%。同时通过计算V类和S类的酸/醛比值(Ad/Al)v和(Ad/Al)s,用于估计木质素降解程度。

1.4 数据分析

采用Excel 2023对数据进行整理,用SPSS 26.0软件的双因素方差分析(two-wayANOVA)对各试验指标进行显著性分析,对数据进行方差齐性检验和邓肯(Duncan)分析法检验进行多重比较。通过PLS-PM分析探究土壤粒度组成与物化因子以及细菌群落特征的关系。基于偏最小二乘法路径模型(Partial Least Squares Path Modeling, PLS-PM)分析植物和土壤性质对湿地有机碳的影响路径;同时进行了Pearson相关性统计分析,相关性热图通过R语言(<https://www.r-project.org/>)完成。

2 结果

2.1 不同高程湿地植物特征

地上和地下生物量及植物体组成在不同高程呈差异化的分布格局(图1C)。具体来看,地上生物量表现为S4(1345.03g/m²)>S2(902.99g/m²)、S3(842.55g/m²)>S5(533.82g/m²)>S1(25.84g/m²);地下生物量表现为S3(2460.77g/m²)>S2(2139.21g/m²)>S4(1940.54g/m²)>S5(648.33g/m²)>S1(4.61g/m²)。植物体氮、磷含量随高程均呈逐渐下降的趋势(P<0.05)。值得注意的是,S4地上和地下植物体的木质素含量分别为14.33g/kg和24.92g/kg,均显著高于其他区域(P<0.05);而对于纤维素和半纤维素,从S2至S5均呈逐渐下降的趋势。

2.2 不同高程湿地土壤有机碳及基础理化特征分析

表层(0-20cm)土壤的SOC、POC、DOC和MBC在对应高程上均显著高于底层(20-40cm)(P<0.05)。同时,不同有机碳含量沿高程呈不同的变化规律(图2)。对于表层土壤,SOC、DOC和MBC从S1至S4呈逐渐升高的趋势,而后S5略有下降;S2的POC含量为7.19g/kg,S4的MAOC含量为10.17g/kg,

均显著高于其他区域 ($P<0.05$)。对于底层土壤, SOC 和 MAOC 含量在 S3 中最高, 分别为 6.79 g/kg 和 5.72 g/kg; POC 和 DOC 含量在 S4 中最高, 分别为 2.53g/kg 和 36.29 mg/kg。值得注意的是, 表层和底层土壤 POXC 含量并未受海拔变化的影响 ($P>0.05$)。

与土壤有机碳含量类似, 表层土壤养分(包括 EC、TN、SON 和 TP)在对应高程上均显著高于底层土壤 ($P<0.05$)。此外, 表层和底层湿地土壤在不同高程均形成了明显的化学梯度, 且变化趋势类似(表 1)。总体来看, 土壤 Eh 从 S1 至 S5 逐渐升高, 而 pH、EC 和 TP 则相反 ($P<0.05$)。对于 TN 和 SON 从 S1 至 S4 呈逐渐升高的趋势, 而后 S5 略有下降。

表 1 不同高程土壤基础理化性质

Table 1 Physicochemical properties of soil foundations at different elevations

Depths	Sites	SM(%)	Eh (mV)	pH	EC (ms/cm)	TN (g/kg)	SON (mg/kg)	TP (g/kg)
0-20cm	S1	36.97 ± 1.57a*	302.33 ± 4.73c*	5.09 ± 0.41a	86.35 ± 6.02a*	1.49 ± 0.01d***	10.64 ± 1.04d*	0.8 ± 0.1a
	S2	28.09 ± 1.17b	352 ± 3.61b*	4.85 ± 0.68a	69.65 ± 4.91b**	1.54 ± 0.04c**	18.01 ± 1.2c**	0.88 ± 0.04a*
	S3	27.89 ± 1.59b	351.67 ± 5.69b*	5.07 ± 0.34a	53.12 ± 5.08c*	1.66 ± 0.01b***	21.83 ± 1.47b**	0.66 ± 0.04b*
	S4	24.97 ± 1.36bc	416 ± 8.54a**	4.96 ± 0.32a	55.38 ± 5.54c*	1.74 ± 0.02a***	25.65 ± 1a**	0.62 ± 0.05b*
	S5	22.11 ± 0.49c	421 ± 11.53a*	4.31 ± 0.33a	47.58 ± 3.88c**	1.62 ± 0.01b***	16.89 ± 1.39c*	0.61 ± 0.03b*
20-40cm	S1	27.39 ± 0.62a	257.33 ± 7.57c	5.97 ± 0.45a	53.43 ± 2.46a	0.83 ± 0.02b	6.27 ± 0.39c	0.68 ± 0.01a
	S2	28.24 ± 0.61a	329 ± 7.21b	4.66 ± 0.34b	52.09 ± 3.15a	0.93 ± 0.02a	9.58 ± 0.41ab	0.71 ± 0.01a
	S3	26.45 ± 2.08ab	334 ± 11.53b	4.74 ± 0.35b	38.83 ± 5.61b	0.9 ± 0.01a	9.3 ± 0.61b	0.47 ± 0c
	S4	24.01 ± 1.4b	378 ± 7a	4.16 ± 0.57b	45.82 ± 3.58ab	0.92 ± 0.01a	10.93 ± 0.76a	0.5 ± 0.01c
	S5	20.43 ± 0.56c	396.33 ± 13.65a	4.74 ± 0.28b	40.75 ± 2.88b	0.94 ± 0.01a	10.47 ± 0.51ab	0.52 ± 0.01c

数据为平均值±标准误; 同列不同小写字母表示在同一土层差异显著($P<0.05$); *($P<0.05$), **($P<0.01$) 和*** ($P<0.001$) 表示在同一高程不同土层间差异显著。

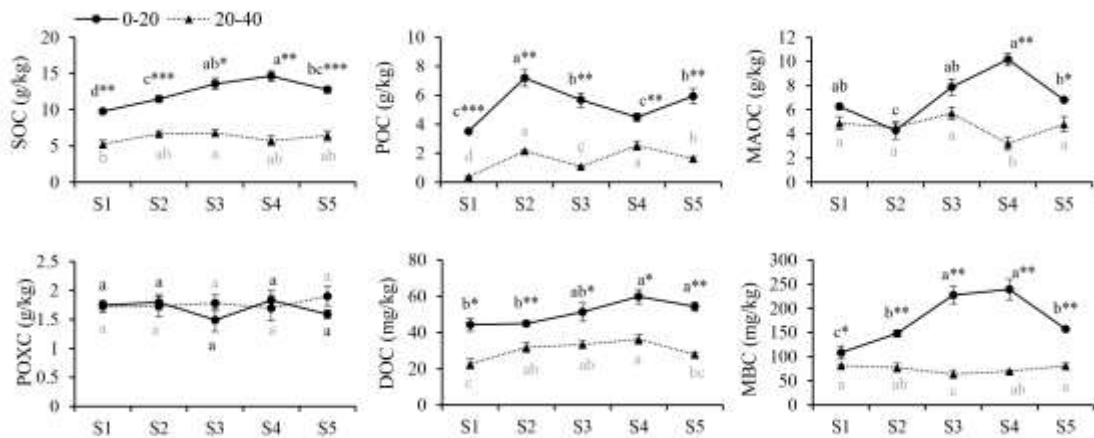


图 2 不同高程土壤有机碳特征
Fig.2 Characteristics of soil organic carbon at different elevations

2.3 不同高程湿地土壤植物源有机碳组成特征

表层土壤(67.50-153.94 mg/kg)总木质素酚(VSC)的含量明显高于底层(52.64-62.45mg/kg)($P<0.05$)。此外, 表层土壤的(Ad/Al)_v 和(Ad/Al)_s 值均显著高于底层土壤 ($P<0.05$)。总体来看, 植物源有机碳在表层(15.81%-25.85%)和底层(16.73%-28.35%)土壤 SOC 中占比(P%)均较低。同时, 表层土壤 S2 和 S3 中 P%值最高, 在底层土壤中则表现出最低的 P%值 ($P<0.05$)。

表层土壤和底层土壤植物源有机碳的组成特征沿海拔呈不同的变化趋势。具体来看, 表层土壤中 S3 (147.23 mg/kg) 的 VSC 含量最高, 其次是 S2 (115.25 mg/kg)、S4 (112.41 mg/kg) 和 S5 (110.95 mg/kg),

S1 (70.70 mg/kg) 最低 ($P<0.05$)。同时, 相较而言, S4 表现出最高的 C/V 和较低的(Ad/Al)_v 和(Ad/Al)_s; S2 则表现出较高的(Ad/Al)_v、(Ad/Al)_s 和 P%。对于底层土壤, VSC 含量表现为 S5 (62.36 mg/kg) > S1 (58.46 mg/kg) > S2 (54.38 mg/kg) 和 S3 (55.56 mg/kg) 和 S4 (57.39 mg/kg) ($P<0.05$)。此外, C/V 从 S1 至 S5 逐渐降低, 而(Ad/Al)_v 和(Ad/Al)_s 则呈逐渐上升的趋势。

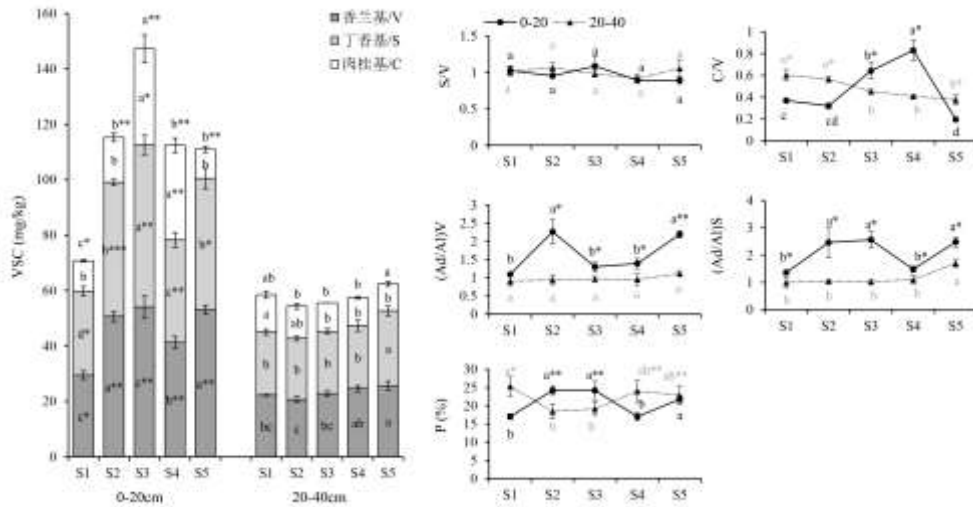


图3 不同高程湿地土壤植物源有机碳组成特征
同列不同小写字母表示在同一土层差异显著($P<0.05$)

* ($P<0.05$), ** ($P<0.01$) 和*** ($P<0.001$) 表示在同一高程不同土层间差异显著

Fig. 3 Characteristics of plant-derived organic carbon composition in wetland soils at different elevations

2.4 不同高程湿地土壤微生物源有机碳组成特征

表层土壤 MNC (2746.17-8566.56 mg/kg)、FNC (2410.12-7074.14 mg/kg) 和 BNC (593.01-1899.82 mg/kg) 的含量在对应高程上显著高于底层 (1502.14-3500.46mg/kg, 1190.71-2782.86 mg/kg, 311.42-717.61 mg/kg) ($P<0.05$) (图4)。此外, 表层土壤的 FNC%、BNC%和 MNC%在 S2、S3 和 S4 中均显著高于底层土壤 ($P<0.05$), 而 S1、S2 的表层和底层土壤均未表现出显著差异 ($P>0.05$)。值得注意的是, 表层 (28.21%-62.66%) 和底层 (23.44%-54.10%) 土壤的 MNC%值在对应高程均显著高于 P%, 同时, FNC% 在对应高程上也显著高于 BNC% ($P<0.05$)。

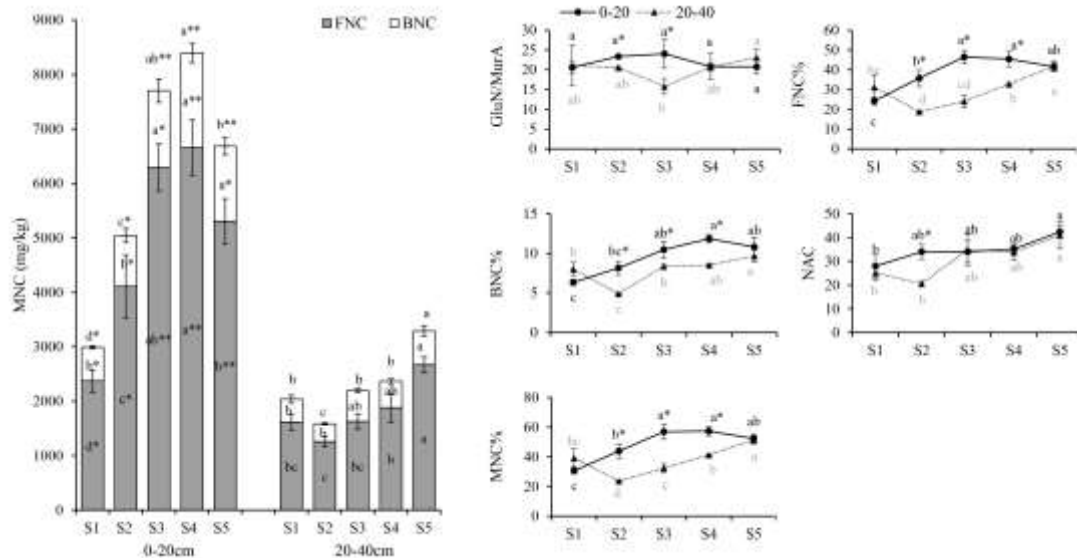


图4 不同高程湿地土壤微生物源有机碳组成特征
同列不同小写字母表示在同一土层差异显著($P<0.05$);

* ($P<0.05$), ** ($P<0.01$) 和*** ($P<0.001$) 表示在同一高程不同土层间差异显著

Fig. 4 Characteristics of microbial-derived organic carbon composition in wetland soils at different elevations

表层和底层土壤微生物源有机碳的组成特征海拔呈相似的变化趋势。具体来看, 表层土壤 FNC、BNC 和 MNC 及其对 SOC 的贡献从 S1 至 S4 均呈逐渐升高的趋势, 底层土壤则是从 S2 至 S5 呈逐渐升高的趋势。作为表征真菌和细菌残体相对保留量的 GluN/MurN (>5 真菌残体占主导) [23], 其值在表层

(17.45-28.24) 和底层 (13.53-27.67) 土壤中均大于 5, 且沿高程并未呈明显的梯度变化。此外, 表层和底层土壤的 NAC 从 S1 至 S5 均呈逐渐上升的趋势 ($P<0.05$)。

2.5 湿地土壤有机碳沿高程变化的影响因素分析

基于偏最小二乘路径模型 (PLS-PM) 分析发现 (图 5A), 对于表层土壤, 地上植物体不仅对 FNC (路径系数为 0.42)、BNC (0.53) 和 VSC (0.56) 具有直接影响, 还可以通过影响土壤性质 (1.12), 进而影响 FNC (0.76)、BNC (0.95), 最终影响 SOC; 地下植物体则主要通过影响 BNC, 进而影响 SOC。对于底层土壤, 地上植物体不仅可以直接影响 FNC (-1.76)、BNC (-0.89) 和 VSC (-1.27), 还可以通过该变土壤性质 (0.67) 间接影响 FNC (0.37) 和 BNC (0.58); 而地下植物体主要是通过直接影响 FNC (1.49)、BNC (0.37) 和 VSC (1.41)。值得注意的是, 仅发现底层土壤 BNC (0.25) 对 SOC 有正向显著影响。

基于 Pearson 相关性分析发现 (图 5B), 对于表层土壤, SOC、DOC、FNC、BNC 和 MNC 均与 Eh、TN、DON、植物地上生物量和木质素含量呈显著正相关, 与 SM、EC、TP 以及地上植物体氮、磷呈显著负相关 ($P<0.05$)。同时, SOC 还与地下植物体生物量呈显著正相关。此外, VSC 主要与 SM、TN、DON、地上植物体生物量、木质素、纤维素、半纤维素以及地下植物体生物量和半纤维素呈显著正相关 ($P<0.05$)。对于底层土壤, SOC 与 TN、地上植物体纤维素、半纤维素以及地下植物体生物量呈显著正相关, 与地下植物体氮、磷呈显著负相关; VSC、FNC、BNC 和 MNC 均与 SM、地下植物体纤维素呈显著负相关。同时, VSC 与地下植物体木质素呈显著正相关; FNC、MNC 与 Eh 和地下植物体木质素呈显著正相关 ($P<0.05$)。值得注意的是, POC、DOC 均与 Eh、TN、DON、地上植物体生物量、木质素、纤维素、半纤维素以及地下植物体生物量和半纤维素呈显著正相关, 与 pH、地上植物体氮、磷以及地下植物体氮呈显著负相关 ($P<0.05$)。

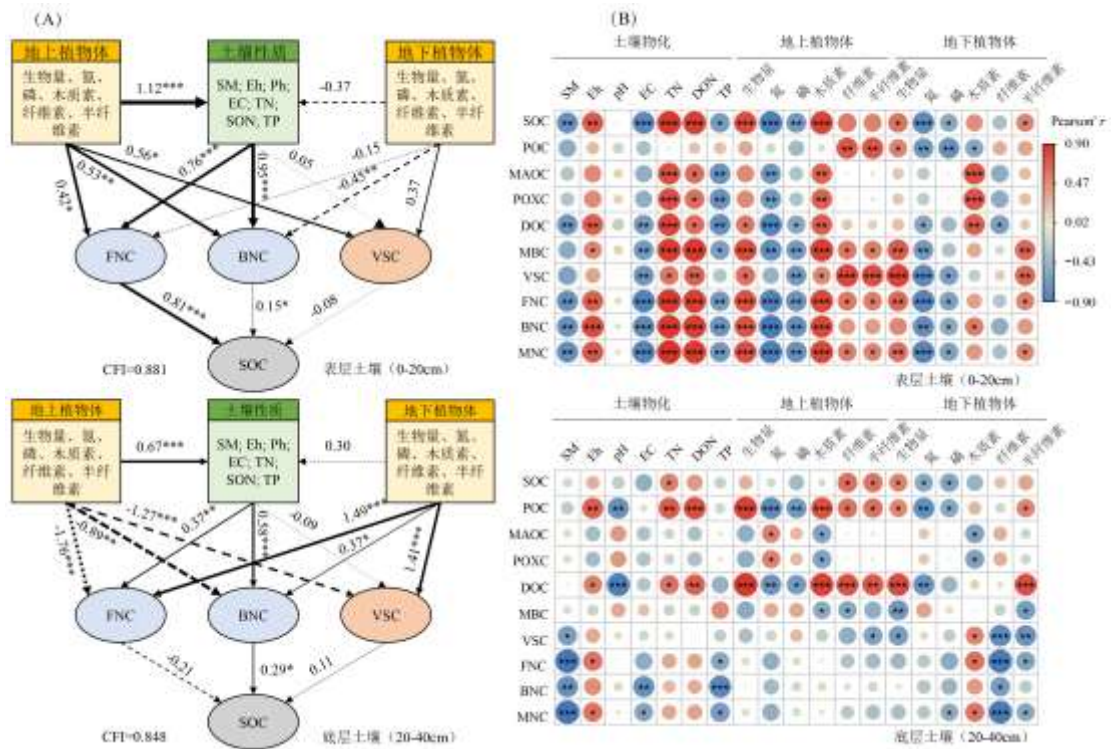


图 5 土壤有机碳与理化因子及植物特征的相关性

r : 相关系数。* $P<0.05$, ** $P<0.01$, *** $P<0.001$

Fig. 5 Correlation between soil organic carbon and physicochemical factors and plant characteristics

3 讨论

3.1 湿地土壤有机碳对水位高程梯度变化的响应

湿地是陆地生态系统与水生生态系统之间的过渡地带, 在湖泊湿地中, 土壤所处高程决定了其被淹没的频率, 进而会影响土壤养分、含水量以及植物生长等生物和非生物因素^[24, 25]。本研究发现, 表层 (0-20cm) 土壤碳 (SOC、DOC 和 MNC) 和氮 (TN 和 SON) 含量均随海拔的升高而升高, 在 S4 (南狄群落分布带) 达到最大。有研究认为, 湿地土壤中的氧气含量会随着高程的增大而增加, 最终降低有机碳的微生物分解速率, 从而有利于土壤中碳的积累^[26]。同时, 较低的高程和湿度会促使保护性有机物质的释放, 进而加速土壤碳的流失^[27]。除了高程, 植被类型也被认为是影响湖泊洲滩湿地土壤碳固存的主要因素^[28]。在本研究中, SOC 除了与 Eh、TN、DON 呈显著正相关, 还受地上植物生物量、木质素以及地下生物量的正向影响。我们前期的研究也发现, 高质量植物体的分解能够通过刺激微生物分解产生大量的易分解碳, 从而导致总体碳的损失, 而低质量植物体 (南狄) 则能够促进微生物产生更多

的难降解碳, 并提高土壤碳的稳定性和碳固存^[9]。同时, 相较于高质量植物, 低质量植物更有利于矿物伴生有机质的形成, 这可能是导致 SOC 和 MAOC 的含量在 S4 中表现最高的原因^[29]。

水位高程一般被认为比植被类型对土壤碳储存的影响更大^[30]。然而, 与表层土壤不同, 底层 (20-40cm) 土壤碳含量并未随高程变化呈规律性变化, 其中 SOC 和 MAOC 在 S3 (灰化苔草和南狄混合分布带) 中最高; 而 POC 和 DOC 则在 S4 中最高。有研究发现植物多样性增加更有利于 SOC 含量的提高^[31], 这可能是底层土壤 S3 中碳含量较高的重要原因。此外, 本研究还发现, 底层 SOC 除了与地下植物体生物量呈显著正相关, 还受地上植物体易降解部分 (纤维素和半纤维素) 的正向影响, 这可能是由于地上易降解碳组分可以通过淋溶过程影响缺氧的深层土壤^[32]。此外, 关于采煤沉陷区新生内陆湿地的研究发现, 表层土壤中的顽固碳 (多环芳烃) 积累与 pH、阳离子交换量 (CEC) 以及土壤质地密切相关, 而底层土壤中则主要受土壤氮 (总氮和铵态氮) 的影响^[6]。在本研究中, TN 和 SON 在深层土壤中均未随高程呈规律性变化, 这也可能是导致高程变化对深层土壤 SOC 影响有限的原因。

3.2 湿地土壤植物源有机碳对水位高程梯度变化的响应

循环往复的植物生长—死亡过程中不断以凋落物、根茬等形式向土壤输入碳, 其中一部分植物残体在微生物的参与下, 经过复杂的腐殖化过程转变为一类较为稳定的有机碳^[6]。由于木质素酚与土壤腐殖质类似, 均含有大量芳香环, 因此木质素酚作为一种植物残体标记物被广泛用于土壤植物源有机碳储存的评估^[33]。总体来看, 表层土壤总木质素酚 (VSC) 的含量显著高于底层土壤, 同时表现出更高的降解度 ((Ad/Al)_v、(Ad/Al)_s)。这可能是由于植物残体持续大量的输入, 导致表层土壤植物源有机碳大量富集, 同时得益于更好的氧化还原条件使得植物残体在表层土壤中更易被降解^[34]。此外, 本研究还发现, 在表层土壤中 VSC 主要受植物体生物量和组成的影响, 并在 S3 和 S5 中分别表现出最高和最低的 VSC 含量。表明保持较高的湿地植物生物量不仅可以直接固定更多空气中的 CO₂, 还可将植物固碳效应延续到表层土壤^[35]。除了生物量, 植物体质量也被认为是影响土壤碳储存的重要生物因素^[36]。本研究中, 在生物量均较为丰富的 S2 和 S4 中分别表现出较高和较低的木质素降解度 ((Ad/Al)_v 和 (Ad/Al)_s)。这可能是由于苔草 (S2) 分别作为高质量湿地植物的代表, 更容易被植物分解利用, 而南狄 (S4) 则相反^[9]。值得注意的是, 底层土壤植物源有机碳受植被特征的影响较小, 更多是受高程的影响。本研究发现, VSC 含量在海拔最低 (S1) 和最高 (S5) 的区域较高, 这可能是由于过湿和干旱的土壤环境均会抑制微生物的分解, 从而有利于植物残体碳的保存。此外, 湿地土壤随着高程的增加, 其氧气暴露强度和时间均会增强, 表现出更强的氧化还原电位 (Eh), 有利于产生自由基化的有机碳, 这可能是导致木质素酚的降解度 (C/V、(Ad/Al)_v 和 (Ad/Al)_s) 从 S1 至 S5 逐渐降低升高的重要原因^[37]。

3.3 湿地微生物源有机碳对水位高程梯度变化的响应

微生物在分解利用植物残体的过程中, 通过分解/合成代谢将相当一部分有机碳转变为微生物来源碳在土壤中得以稳定储存^[38]。微生物生物标志物, 特别是氨基糖如氨基葡萄糖 (GluN) 和胞壁酸 (MurA) 已被用于追踪土壤中的真菌和细菌残留物^[39]。总体来看, 微生物源有机碳对 SOC 的贡献在对应高程上要显著高于植物源有机碳, 其中又以真菌残体为主, 这主要是得益于土壤团聚体和矿物对微生物源有机碳的保护以及真菌残体较为缓慢的分解速率^[40]。关于洞庭湖的研究同样发现, MNC 含量介于 2652.70 mg/kg 和 3314.64 mg/kg 之间, 其中又以 FNC 为主, 占 MNC 的 70%以上^[10]。相较而言, 鄱阳湖不同高程和深度的湿地土壤 MNC 含量 (1190.71-8566.56 mg/kg) 差异明显, 同时总体来看, MNC 对 SOC 的贡献 (23.44 - 62.66%) 也高于沿海湿地 (约占 SOC 26.3%)^[41]和洞庭湖湿地 (占 SOC 23.16 - 31.65%)。这可能是由于鄱阳湖湿地具有更大的高程差, 季节性水位波动形成的干湿循环过程更有利于微生物源碳的储存^[42]。此外, 我们的研究发现在对应高程上, 表层土壤微生物源碳 (包括 MNC、FNC 和 BNC) 的含量均显著高于底层, 同时在生物量较大的样带 (S2、S3 和 S4) 微生物有机碳对 SOC 的贡献 (FNC%、BNC%和 MNC%) 均显著高于底层土壤。这可能是由于随着土壤深度的增加, 养分的可利用性和氧气含量会下降, 从而进一步限制微生物的生长和繁殖, 并减少微生物残留的积累^[13, 43]。相比于地上植物, 水位高程被认为是影响湖泊湿地 SOC 含量及微生物群落更重的环境因素^[30]。我们的研究发现, 表层 (除 S5) 和底层 (除 S1) 土壤微生物源有机碳 (FNC、BNC 和 MNC) 及其对 SOC 的贡献以及微生物残体的堆积系数 (NAC) 沿高程总体呈不断上升的趋势。有研究发现, 随着高程的增加, 水和碳源不足会抑制微生物的生长, 这可能是导致微生物源有机碳在 S5 中不再继续升高的原因^[30]。有研究认为, 植物生物量是 MNC 积累的最强预测因素^[41]。在本研究中, 发现表层土壤微生物源有机碳 (MBC、FNC 和 BNC) 与植物地上生物量和木质素含量呈显著正相关; 底层土壤 FNC 与地下植物体木质素呈显著正相关外。此外, FNC 作为微生物源有机碳的主体, 在表层和底层土壤中均与 Eh 呈显著正相关, 与 SM 呈显著负相关。微生物作为植物残体向土壤有机碳转化的主要驱动者, 其群落组成及生活策略决定了外源有机碳的分配和存留^[44]。我们前期的研究发现, 高程是影响湿地土壤微生物群落分布和碳代谢极为重要的环境因素, 这可能是导致微生物源有机碳对高程变化敏感的重要原因^[45]。此外, 有研究发现, 将稻田改为旱地会降低土壤含水量以及提高氧化还原条件, 进而提高了总氨基糖对 SOC 的贡献^[46]。综上, 高程是影响土壤微生物源有机碳分布的重要因素, 这可能是导致湖泊湿地 SOC 总体随高程升高而升高的原因。

本研究明确了鄱阳湖湿地土壤植物源和微生物源有机碳沿高程的分布特征。然而, 由于采样时间单一和采样区域的局限性, 未来应开展更多的长期原位观测, 分析水文年际变化对湖泊湿地有机碳储存的影响。同时, 微生物源有机碳作为湿地碳储存的重要组成部分, 未来还应结合微生物分解代谢和合成代谢过程, 探究湖泊湿地的长期碳储存机制。

4. 结论

1) 表层 (0-20cm) 土壤有机碳含量 (包括 SOC、POC、DOC 和 MBC) 在对应高程上均显著高于底层土壤 (20-40cm), 并沿高程呈逐渐升高的趋势, 在 S4 (南狄群落分布带) 达到最大; 底层土壤 SOC 含量并未随高程呈明显的梯度变化, 在 S3 (灰化苔草和南狄混合分布带) 最高。

2) 表层 (15.81%-25.85%) 和底层 (16.73%-28.35%) 土壤植物源有机碳对 SOC 的贡献 (P%) 均较低, 同时与总木质素酚 (VSC) 含量一样均未沿高程呈明显的梯度变化。相较而言, 表层土壤 VSC 含量显著高于底层土壤, 并表现出更高的降解率。

3) 表层土壤微生物源有机碳含量 (包括 FNC、BNC 和 MNC) 在对应高程上显著高于底层土壤; 同时, 总体来看, 表层和底层土壤 FNC、BNC、MNC 含量及其对 SOC 的贡献均沿高程呈逐渐上升的趋势。

4) 表层和底层土壤微生物源有机碳对 SOC 的贡献在对应高程上均显著高于植物源有机碳。在表层土壤中, 植物和土壤主要是通过微生物源有机碳 (FNC 和 BNC) 影响 SOC; 在底层土壤中, 发现植物和土壤对 SOC 的影响较小, 且主要是通过 BNC。综上, 未来可通过改变湿地植被组成和水文管理提高湿地表层土壤的碳汇能力。然而, 如何提高深层土壤的碳储能力仍是未来面临的一个艰巨任务。

5 参考文献

- [1] Mitsch WJ, Bernal B, Nahlik AM et al. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 2013, 28(4): 583-597 DOI: 10.1007/s10980-012-9758-8.
- [2] Li L, Xu H, Zhang Q et al. Estimation methods of wetland carbon sink and factors influencing wetland carbon cycle: a review. *Carbon Research*, 2024, 3(1): 50 DOI: 10.1007/s44246-024-00135-y.
- [3] Tan J, Huang J, Quan W et al. Divergence of microbial carbon use efficiency and soil organic carbon along a tidal flooding gradient in a subtropical coastal wetland. *Water Research*, 2025, 280: 123527 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.123527>.
- [4] Gaberšček A, Krek JL, and Zelnik I Habitat diversity along a hydrological gradient in a complex wetland results in high plant species diversity. *Ecological Engineering*, 2018, 118: 84-92 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.017>.
- [5] Zhang Y, Zhang X, Fang W et al. Carbon sequestration potential of wetlands and regulating strategies response to climate change. *Environmental Research*, 2025, 269: 120890 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120890>.
- [6] Yarwood SA The role of wetland microorganisms in plant-litter decomposition and soil organic matter formation: a critical review. *FEMS Microbiology Ecology*, 2018, 94(11): f1y175 DOI: 10.1093/femsec/f1y175.
- [7] Lee JH, Ulbrich TC, Oerther M et al. Belowground plant carbon and nitrogen exchange: plant-derived carbon inputs and pore structure formation. *Soil Biology and Biochemistry*, 2025, 207: 109833 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109833>.
- [8] Ji H, Han J, Xue J et al. Soil organic carbon pool and chemical composition under different types of land use in wetland: Implication for carbon sequestration in wetlands. *Science of The Total Environment*, 2020, 716: 136996 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136996>.
- [9] Liu X, Liu Y, Ma Y et al. Impact of litter quality on the stability and storage of soil carbon in flooded wetlands. *Soil Research*, 2022, 60(8):804-815 DOI:1 <https://doi.org/10.1071/sr21136>.
- [10] Liao S, Nie X, Liao W et al. Contribution and control of microbial necromass carbon in wetland soils. *Aquatic Sciences*, 2024, 86(3): 81 DOI: 10.1007/s00027-024-01098-3.
- [11] Xiao D, Deng L, Kim D-G et al. Carbon budgets of wetland ecosystems in China. *Global Change Biology*, 2019, 25(6): 2061-2076 DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14621>.
- [12] Fu Z, Zhang Y, Qiu W et al. Fungal and bacterial necromass: Opposite drivers of mineral-associated organic carbon gains and losses. *Soil and Tillage Research*, 2025, 253: 106634 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.106634>.
- [13] Wang B, An S, Liang C et al. Microbial necromass as the source of soil organic carbon in global ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 162: 108422 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108422>.
- [14] Liao S, Nie X, Zeng A et al. Importance of carbon and nitrogen availability to microbial necromass carbon accumulation in the drawdown area. *CATENA*, 2024, 235: 107688 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107688>.
- [15] Naylor D, McClure R, and Jansson J Trends in Microbial Community Composition and Function by Soil Depth. *Microorganisms*, 2022, 10(3): 540. DOI: <https://doi.org/10.3390/microorganisms10030540>.
- [16] Liu X, Wang Y, Zhao Y et al. Microbial necromass carbon contributed to soil organic carbon accumulation and stabilization in the newly formed inland wetlands. *Environmental Research*, 2025, 264: 120397 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.120397>.
- [17] Niu Y, Li Y, Lou M et al. Microbial transformation mechanisms of particulate organic carbon to mineral-associated organic carbon at the chemical molecular level: Highlighting the effects of ambient temperature and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 2024, 195: 109454 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109454>.
- [18] Rennert T, Ghong NP, and Rinklebe J Permanganate-oxidizable soil organic matter in floodplain soils. *CATENA*, 2017, 149: 381-384 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.020>.
- [19] Liu Y, Cheng J, Liu X et al. Tracking the changes of wetland soil bacterial community and metabolic potentials under drought and flooding conditions in experimental microcosms. *Journal of Soils and Sediments*, 2021, 21(6): 2404-2417 DOI: 10.1007/s11368-021-02920-3.
- [20] Liu X, Liu Y, Ma Y et al. Impact of litter quality on the stability and storage of soil carbon in flooded wetlands. *Soil Research*, 2022, 60: 804-815 DOI: 10.1071/SR21136.
- [21] Kaiser K and Benner R Characterization of Lignin by Gas Chromatography and Mass Spectrometry Using a Simplified CuO Oxidation Method. *Analytical Chemistry*, 2012, 84(1): 459-464 DOI: 10.1021/ac202004r.
- [22] Zhang X and Amelung W. Gas chromatographic determination of muramic acid, glucosamine, mannosamine, and galactosamine in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, 28(9): 1201-1206 DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00117-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00117-4).
- [23] Joergensen RG. Amino sugars as specific indices for fungal and bacterial residues in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 2018, 54(5): 559-568 DOI: <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1288-3>.
- [24] Bai J, Yu L, Du S et al. Effects of flooding frequencies on soil carbon and nitrogen stocks in river marginal wetlands in a ten-year period. *Journal of Environmental Management*, 2020, 267: 110618 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110618>.
- [25] Feng W, Santonja M, Bragazza L et al. Shift in plant-soil interactions along a lakeshore hydrological gradient. *Science of The Total Environment*, 2020, 742: 140254 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140254>.
- [26] Yin Y and Yan Z Variations of soil bacterial diversity and metabolic function with tidal flat elevation gradient in an artificial mangrove wetland. *Science of The Total Environment*, 2020, 718: 137385 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137385>.
- [27] Huang W and Hall SJ Elevated moisture stimulates carbon loss from mineral soils by releasing protected organic matter. *Nature*

- Communications*, 2017, 8(1): 1774 DOI: 10.1038/s41467-017-01998-z.
- [28] Wang T, Deng Z, Zhang C et al. Vegetation types and flood water level are dominant factors controlling the carbon sequestration potential in Dongting Lake floodplain, China. *Science of The Total Environment*, 2024, 921: 171146 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171146>.
- [29] Ji X, Xing D, Guan X et al. Low-quality straw over high-quality straw preferred for mineral-associated organic matter formation. *Geoderma*, 2025, 459: 117342 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2025.117342>.
- [30] Ren Q, Yuan J, Wang J et al. Water Level Has Higher Influence on Soil Organic Carbon and Microbial Community in Poyang Lake Wetland Than Vegetation Type. *Microorganisms*, 2022, 10(1): 131.
- [31] Shen C, Wang J, Jing Z et al. Plant diversity enhances soil fungal network stability indirectly through the increase of soil carbon and fungal keystone taxa richness. *Science of The Total Environment*, 2022, 818: 151737 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151737>.
- [32] Zhu E, Liu T, Zhou L et al. Leaching of organic carbon from grassland soils under anaerobiosis. *Soil Biology and Biochemistry*, 2020, 141: 107684 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107684>.
- [33] Spencer RGM, Aiken GR, Dyda RY et al. Comparison of XAD with other dissolved lignin isolation techniques and a compilation of analytical improvements for the analysis of lignin in aquatic settings. *Organic Geochemistry*, 2010, 41(5): 445-453 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.02.004>.
- [34] Keiluweit M, Wanzek T, Kleber M et al. Anaerobic microsites have an unaccounted role in soil carbon stabilization. *Nature Communications*, 2017, 8(1): 1771 DOI: 10.1038/s41467-017-01406-6.
- [35] Lin D, Anderson-Teixeira KJ, Lai J et al. Traits of dominant tree species predict local scale variation in forest aboveground and topsoil carbon stocks. *Plant and Soil*, 2016, 409(1): 435-446 DOI: 10.1007/s11104-016-2976-0.
- [36] Fanin N, Alavoine G, and Bertrand I Temporal dynamics of litter quality, soil properties and microbial strategies as main drivers of the priming effect. *Geoderma*, 2020, 377: 114576 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114576>.
- [37] Hall SJ, Silver WL, Timokhin VI et al. Lignin decomposition is sustained under fluctuating redox conditions in humid tropical forest soils. *Global Change Biology*, 2015, 21(7): 2818-2828 DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12908>.
- [38] Liang C, Schimel JP, and Jastrow JD. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nature Microbiology*, 2017, 2(8): 17105 DOI: 10.1038/nmicrobiol.2017.105.
- [39] Salas E, Gorfer M, Bandian D et al. Reevaluation and novel insights into amino sugar and neutral sugar necromass biomarkers in archaea, bacteria, fungi, and plants. *Science of The Total Environment*, 2024, 906: 167463 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167463>.
- [40] Yang Y, Dou Y, Wang B et al. Increasing contribution of microbial residues to soil organic carbon in grassland restoration chronosequence. *Soil Biology and Biochemistry*, 2022, 170: 108688 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108688>.
- [41] Zhang J, Yang X, Wang W et al. Spatial distribution and driving factors of microbial necromass carbon in coastal wetlands of China. *Functional Ecology*, 2025, 39(8):2056-2069 DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.70095>.
- [42] Dai W, Xiao R, Li Z et al. Dry - wet cycles promoting the accumulation of microbial necromass and mineral associated organic carbon after wheat straw and nitrogen co-addition. *Plant and Soil*, 2025, 508(1): 331-345 DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06803-7>.
- [43] Cao Y, Ding J, Li J et al. Necromass-derived soil organic carbon and its drivers at the global scale. *Soil Biology and Biochemistry*, 2023, 181: 109025 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109025>.
- [44] Yang L, Canarini A, Zhang W et al. Microbial life-history strategies mediate microbial carbon pump efficacy in response to N management depending on stoichiometry of microbial demand. *Global Change Biology*, 2024, 30(5): e17311 DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.17311>.
- [45] Liu Y, Zhong H, Deng M et al. Soil particles and elevation shape the distribution of prokaryotic communities in Poyang Lake. *Limnologica*, 2025, 113: 126268 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.limno.2025.126268>.
- [46] Wang Q-C, Wang W, Zheng Y et al. Converting rice paddy to upland fields decreased plant lignin but increased the contribution of microbial residue to SOC. *Geoderma*, 2022, 425: 116079 DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116079>.