

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2026.01.023

CSTR:32310.14.stbcbx.2026.01.023

陈伟志,龙千玉,李静婷,等.纳帕海高原湿地土壤铁结合态有机碳随水位下降的分布特征[J].水土保持学报,2026,40(1):43-55.

CHEN Weizhi, LONG Qianyu, LI Jingting, et al. Distribution characteristics of iron-bound organic carbon along water table decline in soil of Napahai Plateau wetland[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2026, 40(1):43-55.

纳帕海高原湿地土壤铁结合态有机碳随 水位下降的分布特征

陈伟志¹, 龙千玉², 李静婷³, 张亚¹, 杨梦娇¹, 李坪钊¹, 吴文林¹,
王虎¹, 周凯旋¹, 刘朋雨^{4,5}, 张思源^{2,6}, 张连凯¹

(1.中国地质调查局昆明自然资源综合调查中心,自然资源部自然生态系统碳汇工程技术创新中心,中国地质学会西南山地生态地质演化与保护修复创新基地,昆明 650100; 2.中国地质大学(北京)地球科学与资源学院,北京 100083; 3.昆明冶金高等专科学校,昆明 650033; 4.中国地质科学院岩溶地质研究所,自然资源部广西岩溶动力学重点实验室,联合国教科文组织国际岩溶研究中心,广西 桂林 541004; 5.广西平果喀斯特生态系统国家野外科学观测研究站,广西 平果 531406; 6.中国地质调查局呼和浩特自然资源综合调查中心,呼和浩特 010010)

摘要: [目的] 为探究水位下降(WTD)下高原湿地土壤有机碳(SOC)的稳定性,明晰铁结合态有机碳(OC-Fe)的分布特征和关键影响因素。[方法] 于2024年旱季末(6月初)在青藏高原东南缘纳帕海湿地横跨水文梯度和高原湿地演替类型采集土壤,将水位下降相对幅度小、中、大3个等级时交替替代为沼泽(S)、沼泽草甸(SM)、草甸(M)3类。对土壤铁氧化物形态、晶质矿物组成、铁结合态有机碳、矿物结合态有机碳(MAOC)以及颗粒有机碳(POC)进行分析。运用冗余分析水位下降后铁氧化物介导的土壤有机碳的变化和影响因素。[结果] 随水位下降,湿地S-SM-M的演替过程中,0~30 cm土层的SOC和MAOC质量分数呈先减少后增多的趋势,而OC-Fe质量分数则逐渐降低。MAOC和OC-Fe对SOC的贡献减小,POC浓度及其对SOC的贡献增大。在铁氧化物形态方面,湿地中SOC主要与无定型铁氧化物(Fe_o)结合,随水位下降,游离态铁氧化物(Fe_d)、络合态铁氧化物(Fe_p)质量分数先增多后减少, Fe_o 持续减少,导致土壤铁氧化物的活度降低。湿地土壤中黏土矿物质量分数和稳定性较高,对水位变化响应不敏感,因此对MAOC的影响较小。[结论] 随水位下降,湿地上层土壤有机碳库稳定性减弱,表现为POC占比增加,OC-Fe占比减少,有机碳与铁的结合方式从“共沉淀”向“吸附”过渡,影响因素主要有根系泌酸、微生物驱动的氧化还原和 Fe_o 的老化,研究结果为高原湿地的保护与固碳提供科学依据。

关键词: 固碳; 气候变化; 青藏高原边缘; 水位下降; 土壤铁氧化物形态; 土壤矿物; 土壤有机碳稳定性
中图分类号: X171.1; S153.6 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2026)01-0043-13

Distribution Characteristics of Iron-Bound Organic Carbon along Water Table Decline in Soil of Napahai Plateau Wetland

CHEN Weizhi¹, LONG Qianyu², LI Jingting³, ZHANG Ya¹, YANG Mengjiao¹, LI Pingzhao¹, WU Wenlin¹,
WANG Hu¹, ZHOU Kaixuan¹, LIU Pengyu^{4,5}, ZHANG Siyuan^{2,6}, ZHANG Liankai¹

(1.Kunming Comprehensive Survey Center of Natural Resources, China Geological Survey, Technology Innovation Center for Natural Carbon Sink, Ministry of Natural Resources, Innovation Base for Eco-geological Evolution, Protection, and Restoration of Southwest Mountainous Areas, Geological Society of China, Kunming 650100, China; 2.School of Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences, Beijing 100083, China; 3.Kunming Metallurgy College, Kunming 650033, China; 4.Institute of Karst Geology, CAGS, Key Laboratory of Karst Dynamics, MNR, UNESCO International Research Center on Karst, Guilin, Guangxi 541004, China;

收稿日期:2025-07-26 修回日期:2025-08-06 录用日期:2025-09-15 网络首发日期(www.cnki.net):2025-10-29
资助项目:国家自然科学基金面上项目(42271094);中国地质调查局基础地质调查项目(DD20242036,DD20230482);自然资源部自然资源要素耦合过程与效应重点实验室开放课题项目(2024KFKT002);自然资源部西南山地自然资源遥感监测工程技术创新中心开放课题项目(RSMNRSCM-2024-006)
第一作者:陈伟志(1991—),男,工程师,硕士,主要从事环境地质及地球化学研究。E-mail:cwz_email@163.com
通信作者:张连凯(1981—),男,研究员,博士,博士生导师,主要从事自然生态系统碳汇研究。E-mail:zhang_liankai@126.com

http://stbcbx.alljournal.com.cn

5. *Guangxi Pingguo National Karst Ecosystem Observation and Research Station, Pingguo, Guangxi 531406, China;*

6. *Hohhot General Survey of Natural Resources Center, China Geological Survey, Hohhot 010010, China)*

Abstract: [**Objective**] This study aims to investigate the stability of soil organic carbon (SOC) in plateau wetlands under water table decline (WTD), and to clarify the distribution characteristics and key influencing factors of iron-bound organic carbon (OC-Fe). [**Methods**] At the end of the dry season (early June) in 2024, soil samples were collected from Napahai wetland on the southeastern edge of the Qinghai-Xizang Plateau, spanning hydrological gradients and successional types of plateau wetlands. The relative magnitudes of WTD-small, medium, and large-were represented spatially by three wetland types: swamp (S), swamp meadow (SM), and meadow (M). The forms of soil iron oxides, crystalline mineral composition, iron-bound organic carbon (OC-Fe), mineral-associated organic carbon (MAOC), and particulate organic carbon (POC) were analyzed. Redundancy analysis was employed to examine the changes in iron oxide-mediated SOC and influencing factors following WTD. [**Results**] Along the S-SM-M succession of wetlands with WTD, the SOC and MAOC contents in the 0–30 cm soil layer exhibited an initial decrease followed by an increase, while OC-Fe content gradually decreased. Additionally, the contributions of MAOC and OC-Fe to SOC decreased, while the concentration of POC and its contribution to SOC increased. In terms of iron oxide forms, SOC in wetlands was primarily associated with oxalate-extractable iron oxides (Fe_o). Along the WTD, the contents of DCB-extractable iron oxides (Fe_d) and pyrophosphate-extractable iron (Fe_p) first increased and then decreased, while Fe_o continued to decline, leading to reduced activity of soil iron oxides. Furthermore, the content and stability of clay minerals in wetland soil were relatively high and showed insensitivity to water table changes, thereby resulting in minimal impact on MAOC. [**Conclusion**] Along the WTD, the stability of the organic carbon pool in the surface soil of wetlands diminishes, as evidenced by an increased proportion of POC and a decreased proportion of OC-Fe. The binding mechanism between organic carbon and iron shifts from co-precipitation to adsorption. The main influencing factors include root exudation of organic acids, microbially driven redox reactions, and the aging of Fe_o . The findings provide a scientific basis for the conservation and carbon sequestration of plateau wetlands.

Keywords: carbon sequestration; climate change; edge of Qinghai-Xizang Plateau; water table decline; soil iron oxide forms; soil minerals; soil organic carbon stability

Received: 2025-07-26

Revised: 2025-08-06

Accepted: 2025-09-15

Online(www.cnki.net): 2025-10-29

湿地仅占全球陆地表面的5%~8%,但湿地土壤储存约535 Pg C,约占全球陆地碳库的30%^[1]。如此巨大的碳储量被归因于长期淹水缺氧的环境下,土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)生产超过受阻的分解,进而积累形成^[2]。SOC对水位下降(water table decline, WTD)的响应极为敏感,是固碳研究的热点^[3]。然而,因全球气候变化等因素导致水位下降,全球湿地面积约50%($2.7 \times 10^6 \sim 6.4 \times 10^6 \text{ km}^2$)已经消失^[4]。水位下降可能导致SOC分解增加,将湿地从碳汇转为碳源^[4-5],对固碳行动和气候缓解策略产生重大影响^[6]。

湿地水位下降后可能影响矿物稳定SOC的机制。铁氧化物对SOC保护被认为是其长期稳定性的重要机制,铁氧化物可作为胶结剂形成对有机碳的物理保护,还可与有机碳络合形成复合体,从而提高

有机碳的稳定性^[7-8];矿物通过将SOC吸附至其表面,减少土壤溶液中可溶性SOC的浓度,并进一步通过物理封闭和聚集作用限制水解酶对SOC的分解,形成有机无机复合体^[9];铁氧化物充当“铁轮”,通过“吸附-氧化-聚合-解吸-凝结/吸附到黏土矿物”的循环,连续不断将极性、更易溶解、较小的有机分子转化为与矿物结合的疏水、难溶解、较大的有机分子^[10]。此过程促使土壤中的活性SOC转移至土壤稳定碳库,然而,铁氧化物和黏土矿物稳定的SOC对水位下降后的长期状态特征尚不清楚。

青藏高原构造地貌演化深刻影响高原东南缘水位。青藏高原自新生代隆起至始新世晚期高原边界形成,之后高原东南缘为广阔的内流区,可能存在大量湖泊湿地,并得以长期保持,随后的高原边缘河流的溯源侵蚀及河流袭夺过程使得原先的

内流河变为现今的外流河^[11-13],使大量湖泊湿地水位下降。高原东南缘的纳帕海曾经为湖泊,约 15 kaBP 以来,水位持续降低,气温上升,沼泽化程度加剧,水生及湿生草本植物迅速繁衍^[14-15];1981—2001 年,叠加人为排水等影响因素,纳帕海湿地水深下降约 95%,面积减少约 87%,正向沼泽 (swamp, S)-沼泽化草甸 (swamp meadow, SM)-草甸 (meadow, M) 演替^[16-19]。2004 年纳帕海被列入国际重要湿地保护名单,2004—2024 年水位维持安全状态。可见,青藏高原东南缘纳帕海湿地现今的 S、SM 和 M 生境在 15 kaBP 或 1981 年时极可能具有相似的地质背景、母质类型及初始土壤性质,为研究水位下降对铁氧化物介导的 SOC 影响提供独特的自然案例。

已有大量研究^[20-24]为全面理解 SOC 稳定过程奠定了基础,包括 Fe 价态、铁氧化物形态、酶活性、SOC 种类和来源、铁氧化物与 SOC 结合的显微形态等。气候变化可能导致水位下降后长期不能得到恢复^[25-28],但多数关于铁氧化物介导的土壤有机碳对水位下降响应的研究仅聚焦于水位下降后数月或数年的变化^[29-32],而本研究独辟蹊径,着眼于水位下降后的长期状态特征。基于此,以青藏高原东南缘纳帕海湿地为研究对象,运用时空替换法,横跨水文梯度和高原湿地演替类型获取沼泽、沼泽草甸和草甸样品并测试分析,描述水位下降后对高原湿地铁氧化物介导的有机碳的长期影响,基于冗余分析定性讨论其影响因素。研究成果可为当地政府湿地保护、固碳、土地利用规划提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

纳帕海湿地位于青藏高原东南缘横断山中段香格里拉县境内,地理坐标为 27°48'56"~27°54'28"N, 99°37'11"~99°40'20"E,平均海拔 3 260 m,年平均气温 5.4℃。其水量补给主要来源于降雨,干湿季分明,其中雨季(5—10月)降雨量是干季降雨量的 4 倍,年平均降雨量 619.9 mm,年蒸发量是年降雨量的 2 倍以上,是典型的低纬度高原季节性沼泽湿地^[33-35]。

湿地主要植被群落为木里苔草群落 (*Com. Carex muliensis*)、眼子菜-荸荠群落 (*Com. Potamogeton distinctus-Eleocharis dulcis*) 和云雾苔草-马先蒿-委陵菜-鼠曲草群落 (*Com. Carex nubigena-Pedicularis sylvatica-Potentilla chinensis-Pseudognaphalium affine*)^[36]。纳帕海流域内分布的富铁地质体主要有二叠系玄武岩和凝灰岩、厚度巨大的三叠系含铁碎屑岩-碳酸盐岩建造;断层发育,可见多处铁矿化;研究区西北侧

有 1 处未实质性开采的中小型铁矿,金属矿物主要为赤铁矿、磁铁矿、黄铁矿等。

纳帕海经历长期持续的水位降低,近 20 a 来维持现状(图 1)。约 32 kaBP,纳帕海为湖泊,水位较高,气候冷湿。约 15 kaBP 至全新世,纳帕海出现湖退,湖盆大规模萎缩,与滇池、洱海一致,气候暖偏干。全新世以来,纳帕海水位继续下降,原先的湖泊被浅水沼泽取代,气候温偏干^[14-15, 37-39]。据考察资料^[16-19],1981—2001 年,纳帕海水位持续下降,湖水和沼泽面积缩减约 86.67%,中心水深下降约 95%,湿地一年中大部分时间处于排水疏干状态,淹水面积仅约 500 hm²,部分沼泽水深不足 0.1 m,多数仅呈过湿状态,随着水位下降,纳帕海湿地正在向沼泽-沼泽化草甸-草甸方向演替。2004 年纳帕海被列入《国际重要湿地名录》,政府实施保护措施,确保 2 400 hm²湿地的水位维持安全状态。因此,在 1981 年或 15 kaBP,沼泽、沼泽化草甸和草甸具有相同地质背景和母质类型,很可能具有相似的初始土壤性质。



图 1 研究区水位

Fig. 1 Schematic diagram of water table decline in the study area

1.2 研究方法

1.2.1 样品采集 在充分调查纳帕海第四系地质、水文梯度和群落演替的基础上,于枯水期末丰水期前(2024年6月初)对沼泽、沼泽化草甸、草甸典型代表的3个样地采集土壤,每个样地(50 m×50 m)内随机设置3个小样方,选择4种深度(0~10、10~20、20~30、30~40 cm)分层连续采集土壤。将新鲜土壤样品在4℃以下运输至实验室冻干,干燥后去除根系、石块等杂质,全部过10目尼龙筛。将每个样地中的样品按相对应深度等重量组合为1个分析样,混合均匀后,采用四分法取样200 g以上,装入聚乙烯塑料瓶中密封,送往实验室进一步加工并分析。共有组合分析样12件。

1.2.2 分析测试 土壤中铁氧化物在中国地质调查局昆明自然资源综合调查中心实验室完成,游离态铁氧化物(DCB-extractable iron oxides, Fe_d)采用柠檬酸钠-连二亚硫酸钠-碳酸氢钠(dithionite-citrate-bicarbonate, DCB)浸提,邻菲罗啉比色法测定;无定型铁氧化物(oxalate-extractable iron oxides, Fe_o)采用草酸铵浸提,邻菲罗啉比色法测定;络合态铁氧化物(pyrophosphate-extractable iron, Fe_p)采用焦磷酸钠浸提-原子吸收光谱法测定。有机碳由卡文思检测技术有限公司完成,铁结合有机碳(iron-bound organic carbon, OC-Fe)采用NaCl提取有机碳质量分数与连二亚硫酸钠-柠檬酸三钠-碳酸氢钠还原溶解提取有机碳质量分数之差测定;颗粒有机碳(particulate organic carbon, POC)、矿物结合态有机碳(mineral-associated organic carbon, MAOC)通过六偏磷酸钠分散过53 μm筛后分别测筛上、下物质获得;SOC采用重铬酸钾-硫酸-硫酸亚铁溶液容量滴定法测定。使用3组空白样、1组质量控制平行样控制分析的准确度,相对偏差为1.9%~8.3%。X射线衍射(X-ray Diffraction, XRD)由中国冶金地质总局山东局集团测试有限公司完成,通过分析X射线与矿物晶体结构相互作用产生的衍射图谱来确定主要矿物,基于各物相衍射峰强度并结合内标法、K值法等相关计算模型来估算各矿物在样品中的相对质量分数,准确度、精密性等质量指标均满足相关行业标准^[40-41]。鉴于本研究聚焦对比相关数据的变化趋势,经评估其误差特点后,认为该数据可参考。

1.2.3 数据收集分析与图件绘制 为半定量探讨铁氧化物介导的土壤有机碳稳定性与相关的环境因素的关系,生物量和放牧干扰程度数据参考文献[36],微生物量碳浓度、含水率和体积质量数据参考文献[42],土

壤细菌、真菌、养分数据参考文献[34,43-47],土壤酶活性参考文献[17],空缺值根据其随深度变化的经验公式补充,整理与分析利用Excel 2007和IBM SPSS 19.0软件完成,冗余分析方法见文献[48],图件绘制利用ArcGIS pro 2.8和Origin 2021软件完成。

2 结果与分析

2.1 土壤铁氧化物形态随水位下降的变化

为确定铁氧化物形态对OC-Fe的重要性,分析其随水位下降的变化(图2)。0~30 cm沼泽和沼泽草甸的 Fe_d (游离态铁氧化物)浓度随土层深度增加而增加,0~40 cm草甸的 Fe_d 随土层深度增加而减少。各土层深度中沼泽草甸 Fe_d 最高(24.45、28.23、31.10、27.79 g/kg),其次是0~10、10~20 cm草甸(24.14、23.37 g/kg)和20~30、30~40 cm湿地(27.49、25.51 g/kg),最小的是0~10、10~20 cm湿地(20.00、21.53 g/kg)和20~30、30~40 cm草甸(21.31、15.48 g/kg)。可见,随水位下降 Fe_d 浓度先增加,水位继续下降 Fe_d 浓度减少。

在湿地不同退化类型中, Fe_o (无定型铁氧化物)浓度随土层深度增加先增加后减少,10~20 cm土层最高(平均值为7.38 g/kg)。0~10 cm沼泽 Fe_o 浓度最高(7.64 g/kg),其次是草甸(5.67 g/kg),沼泽草甸最低(4.99 g/kg);10~20、20~30 cm,沼泽 Fe_o 浓度最高(10.90、5.64 g/kg),其次是沼泽草甸(6.40、4.90 g/kg),草甸最低(4.83、3.62 g/kg);30~40 cm沼泽草甸 Fe_o 浓度最高(3.51 g/kg),其次是沼泽(2.74 g/kg),草甸最低(2.01 g/kg)。可见,随水位下降 Fe_o 浓度减少。

在湿地不同退化类型中, Fe_p (络合态铁氧化物)浓度平均值在0~10 cm最高(2.16 g/kg),30~40 cm最低(1.11 g/kg),总体随土层深度增加而减少。0~10、10~20、20~30、30~40 cm,沼泽草甸 Fe_p 浓度最高(均值2.13 g/kg),其次是沼泽(1.54 g/kg),草甸最低(0.91 g/kg)。可见,随水位下降 Fe_p 先增加,水位继续下降 Fe_p 减少。

沼泽和沼泽湿地 $Fe_o:Fe_d$ (土壤铁氧化物的活度)随土层深度增加先变大后变小,在10~20 cm最大(平均值36.7%),而草甸 $Fe_o:Fe_d$ 随土层深度增加而变小。0~10 cm沼泽 $Fe_o:Fe_d$ 最大(38.2%),其次是草甸(23.5%),沼泽草甸最小(20.4%);10~20 cm沼泽 $Fe_o:Fe_d$ 最大(50.7%),其次是沼泽草甸(22.7%),草甸最小(20.7%);20~30 cm沼泽 $Fe_o:Fe_d$ 最大(20.5%),其次是草甸(17.0%),沼泽草甸最小(15.7%);30~40 cm草甸 $Fe_o:Fe_d$ 最大(13.0%),其次是沼泽草甸(12.6%),草甸最小(10.7%)。可见,随水位下降,0~30 cm土壤铁氧化物的活度变小。

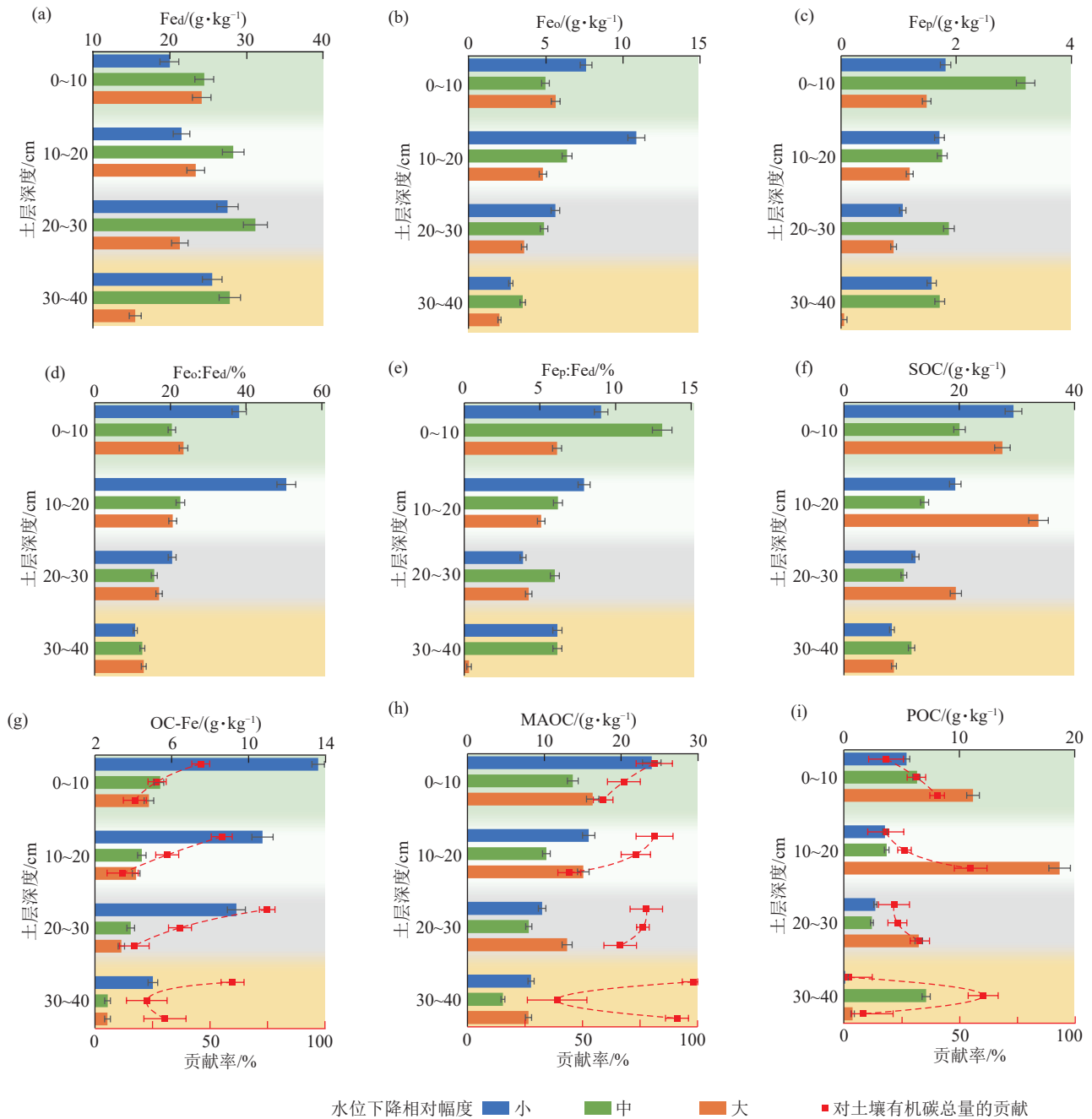


图 2 土壤铁氧化物形态和有机碳组分随水位下降的变化

Fig. 2 Changes in soil iron oxide forms and organic carbon components along water table decline

沼泽和沼泽湿地 $Fe_p:Fe_d$ (土壤铁氧化物的络合度)随土层深度增加先变小后变大,20~30 cm 最小(平均值 4.9%),草甸 $Fe_p:Fe_d$ 随土层深度增加而变小。0~10 cm 沼泽草甸 $Fe_p:Fe_d$ 最大(13.1%),其次是沼泽(9.0%),草甸最小(6.1%);10~20 cm 沼泽 $Fe_p:Fe_d$ 最大(7.9%),其次是沼泽草甸(6.2%),草甸最小(5.1%);20~30 cm 沼泽草甸 $Fe_p:Fe_d$ 最大(6.0%),其次是草甸(4.3%),沼泽最小(3.9%);30~40 cm 沼泽草甸 $Fe_p:Fe_d$ 最大(6.2%),其次是沼泽(6.1%),草甸最小(0.3%)。可见,水位下降与土壤铁氧化物的络合度间关系较为复杂,总体上沼泽草

甸土壤铁氧化物的络合度较大。

2.2 晶质矿物随水位下降的变化

为确定晶质矿物对 SOC 的重要性,分析其随水位下降相对幅度的变化(图 3)。湿地土壤主要晶质矿物以黏土矿物和石英为主,占比分别为 35%~57%和 24%~52%。在湿地不同退化类型中,各土层深度黏土矿物质量分数大小差异较大,0~10 cm 为沼泽(46%)<沼泽草甸(51%)<草甸(57%),10~20 cm 为沼泽(41%)<草甸(52%)<沼泽草甸(53%),20~30 cm 为沼泽草甸(47%)<沼泽(49%)<草甸(51%),30~40 cm 为沼泽(35%)<

草甸(45%)<沼泽草甸(55%)。各土层深度石英质量分数大小顺序表现为0~10 cm为沼泽(24%)<草甸(37%)<沼泽草甸(41%),10~20 cm为沼泽(29%)<草甸(35%)<沼泽草甸(39%),20~30 cm为沼泽(38%)<草甸(39%)<沼泽草甸

(44%),30~40 cm为沼泽草甸(40%)<草甸(42%)<沼泽(40%)。可见黏土矿物和石英质量分数随水位下降变化似乎没有规律。与铁氧化物相比,变化较小,可能是二者对水位的变化响应不敏感。

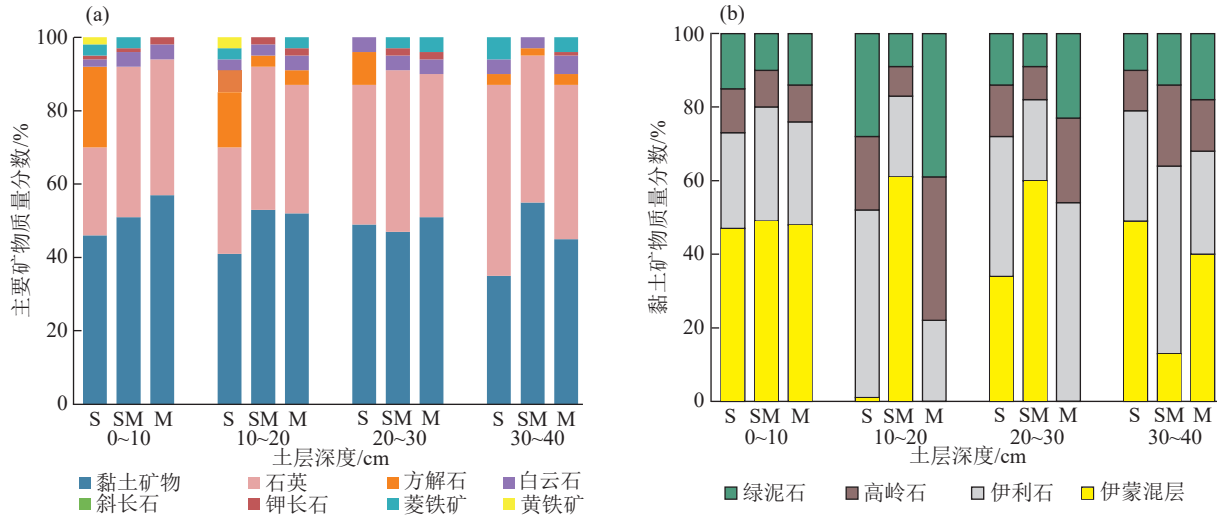


图3 不同水位下降幅度下的湿地土壤矿物质量分数

Fig. 3 Mineral content of wetland soil with different magnitudes of water table decline

在湿地不同退化类型中,各土层深度长石类矿物(钾长石 K-feldspar, Kf+斜长石 Plagioclase, Pl)质量分数大小顺序表现为0~10 cm沼泽(3%)<沼泽草甸(5%)<草甸(6%),10~20 cm沼泽(3%)<沼泽草甸(5%)<草甸(6%),20~30 cm沼泽(4%)<沼泽草甸(6%)=草甸(6%),30~40 cm沼泽草甸(4%)<沼泽(3%)<草甸(6%)。可见,长石类矿物在草甸中质量分数最高,总体上随水位下降而增加,可能是水位下降后水解反应减弱而使钾长石和斜长石得以更多地保留。各土层深度碳酸盐矿物(方解石 Calcite, Cal+白云石 Dolomite, Dol)质量分数大小顺序表现为0~10 cm为沼泽草甸(0)=草甸(0)<沼泽(22%),10~20 cm沼泽草甸(3%)<草甸(4%)<沼泽(15%),20~30 cm沼泽草甸(0)=草甸(0)<沼泽(9%),30~40 cm沼泽草甸(2%)<草甸(3%)=沼泽(3%)。可见,碳酸盐矿物在沼泽中质量分数最高,总体上随水位下降而减少,可能是某段时期沼泽区水体碳酸盐矿物过饱和而沉淀形成。

在湿地不同退化类型中,菱铁矿(siderite, Sid)平均质量分数随土层深度增加而增加,表现为0~10 cm(2%)=10~20 cm(2%)<20~30 cm(2.3%)<30~40 cm(3.3%),可能是湿地土壤随土层深度增加氧气含量减少而环境还原性增加,有利于 Sid (FeCO_3)的形成。黄铁矿(Pyrite, Py)仅在沼泽0~10、10~20 cm出现,质量分数分别为2%和3%。反映沼泽的

表层土中氧质量分数已经极低,在厌氧条件下,硫酸盐还原菌和铁还原菌分别将 SO_4^{2-} 和 Fe(III) 转化为 S^{2-} 和 Fe(II) ,使得黄铁矿能够形成,也意味着随水位下降,湿地表层土壤中黄铁矿被氧化耗尽。

在湿地不同退化类型中,各土层深度伊/蒙混层矿物(illite-montmorillonite mixed-layer mineral, I/S)质量分数大小顺序为0~10 cm沼泽(21.6%)<沼泽草甸(25.0%)<草甸(27.4%),10~20 cm草甸(0)<沼泽(0.4%)<沼泽草甸(32.3%),20~30 cm草甸(0)<沼泽(16.7%)<沼泽草甸(28.2%),30~40 cm沼泽草甸(7.2%)<沼泽(17.2%)<草甸(18.0%)。各土层深度伊利石(illite, It)质量分数大小顺序为0~10 cm沼泽(12.0%)<沼泽草甸(15.8%)<草甸(16.0%),10~20 cm草甸(11.4%)<沼泽草甸(11.7%)<沼泽(20.9%),20~30 cm沼泽草甸(10.3%)<沼泽(18.6%)<草甸(27.5%),30~40 cm沼泽(10.5%)<草甸(12.6%)<沼泽草甸(28.1%)。各土层深度高岭石(kaolinite, Kao)质量分数大小顺序为0~10 cm沼泽草甸(5.1%)<沼泽(5.5%)<草甸(5.7%),10~20 cm沼泽草甸(4.2%)<草甸(8.2%)<沼泽(20.3%),20~30 cm沼泽草甸(4.2%)<沼泽(6.9%)<草甸(11.7%),30~40 cm沼泽(3.9%)<草甸(6.3%)<沼泽草甸(12.1%)。各土层深度绿泥石(chlorite, C)质量分数大小顺序为0~10 cm沼泽草甸(5.1%)<沼泽(6.9%)<草甸(8.0%),10~20 cm沼泽草甸(4.8%)<草甸(20.3%)<沼泽

(11.5%), 20~30 cm 沼泽草甸(4.2%) < 沼泽(6.9%) < 草甸(11.7%), 30~40 cm 沼泽(3.5%) < 沼泽草甸(7.7%) < 草甸(8.1%)。可见,伊/蒙混层、伊利石、绿泥石、高岭石随水位下降的变化规律较为复杂,其质量分数可能与水位下降无关。综上,湿地土壤中黏土矿物质量分数较高,且黏土矿物在湿地水位变化中可能相对稳定,对形成 MAOC 的限制和促进影响较小。

2.3 土壤有机碳组分随水位下降的变化

为确定 OC-Fe、MAOC 和 POC 对 SOC 的重要性,分析其随水位下降的变化(图 2)。自然状态的土壤剖面中,随土层深度增加,土壤年龄增大,所经历的 SOC 矿化与积累时间增长,因此,若某组分 SOC 随土层深度增加对 SOC 贡献越大,那么该组分 SOC 稳定性越强。湿地 SOC 浓度随土层深度的增加而减少。MAOC、OC-Fe 浓度随土层深度增加而减少,但对 SOC 的贡献随土层深度增加而增加,反映 MAOC、OC-Fe 比其他组分的 SOC 稳定。而且 OC-Fe 对 MAOC 的贡献随土层深度增加而增加,即 OC-Fe 比 MAOC 稳定。0~40 cm 沼泽、0~30 cm 沼泽草甸和 10~40 cm 草甸中,POC 浓度和其对 SOC 的贡献随土层深度增加而减少,反映 POC 稳定性比 OC-Fe 和 MAOC 差。可见,SOC 稳定性强弱顺序为 OC-Fe > MAOC > POC。

SOC 浓度在湿地不同退化类型中表现出差异。湿地 SOC 平均浓度最高的是草甸(22.23 g/kg),其次是沼泽(17.39 g/kg),最低的是沼泽草甸(14.05 g/kg)。0~10 cm 沼泽 SOC 浓度最高(29.40 g/kg),其次是草甸(20.04 g/kg),沼泽草甸最低(19.44 g/kg); 10~20 cm 草甸 SOC 浓度最高(33.76 g/kg),其次是沼泽(19.34 g/kg),沼泽草甸最低(13.99 g/kg); 20~30 cm 草甸 SOC 浓度最高(19.44 g/kg),其次是沼泽(12.45 g/kg),沼泽草甸最低(10.40 g/kg); 0~30 cm 各土层均以沼泽草甸 SOC 浓度最低,而在 30~40 cm 则沼泽草甸最高(11.75 g/kg),其次是草甸(8.66 g/kg)和沼泽(8.36 g/kg)。可见,随水位下降 0~30 cm SOC 浓度减少,水位继续下降反而增加。

在湿地不同退化类型中,OC-Fe 平均浓度最高的是沼泽(9.68 g/kg),其次是沼泽草甸(4.09 g/kg),草甸最低(3.75 g/kg)。0~10、10~20、20~30 cm OC-Fe 浓度大小顺序为沼泽(13.62、10.73、9.37 g/kg) > 沼泽草甸(5.40、4.44、3.87 g/kg) > 草甸(4.82、4.14、3.38 g/kg), OC-Fe 对 SOC 的贡献为沼泽(46.3%、55.4%、75.2%) > 沼泽草甸(26.9%、31.7%、37.2%) > 草甸(17.5%、12.3%、17.4%); 30~40 cm OC-Fe 浓度大小顺序为沼泽(5.02 g/kg) > 沼泽草甸(2.67 g/kg) > 草甸

(2.66 g/kg), OC-Fe 对 SOC 的贡献为沼泽(60.0%) > 草甸(30.7%) > 沼泽草甸(22.7%)。可见,随水位下降,OC-Fe 浓度和对 SOC 的贡献减小。

在湿地不同退化类型中,MAOC 平均浓度最高的是沼泽(14.43 g/kg),其次是草甸(13.05 g/kg),沼泽草甸最低(9.14 g/kg)。0~10、10~20 cm MAOC 浓度大小顺序为沼泽(23.97、15.78 g/kg) > 草甸(16.28、15.05 g/kg) > 沼泽草甸(13.69、10.28 g/kg), 20~30、30~40 cm MAOC 浓度大小顺序为草甸(12.95、7.92 g/kg) > 沼泽(9.72、8.25 g/kg) > 沼泽草甸(7.97、4.61 g/kg)。0~10、10~20、20~30 cm MAOC 对 SOC 的贡献为沼泽(81.5%、81.6%、78.1%) > 沼泽草甸(68.3%、73.5%、76.6%) > 草甸(59.3%、44.6%、66.6%)。可见,随水位下降,0~30 cm MAOC 对 SOC 的贡献减小,MAOC 浓度先减少而后增加。

在湿地不同退化类型中,POC 平均浓度最高的是草甸(9.28 g/kg),其次是沼泽草甸(4.91 g/kg),沼泽最低(2.96 g/kg)。0~10、10~20、20~30 cm POC 浓度大小顺序为草甸(11.19、18.71、6.49 g/kg) > 沼泽草甸(6.35、3.71、2.44 g/kg) > 沼泽(5.44、3.56、2.73 g/kg), POC 对 SOC 的贡献大小顺序为草甸(40.7%、55.4%、33.4%) > 沼泽草甸(31.7%、26.5%、23.4%) > 沼泽(18.5%、18.4%、21.9%); 30~40 cm POC 浓度大小顺序为沼泽草甸(7.41 g/kg) > 草甸(0.74 g/kg) > 沼泽(0.10 g/kg), POC 对 SOC 的贡献大小顺序为沼泽草甸(60.8%) > 草甸(8.6%) > 沼泽(1.2%)。可见,随水位下降,0~30 cm POC 浓度和其对 SOC 的贡献增大。

2.4 冗余分析

分别对铁氧化物形态、OC-Fe、MAOC 与土壤主要的物理、化学、微生物因子进行冗余分析(图 4)显示,除与土壤晶质矿物的冗余分析外,第 1 轴和第 2 轴的累积解释率为 69.36%~99.99%,说明除土壤晶质矿物外,主要的物理、化学、微生物对 OC-Fe 和 MAOC 有显著的影响。由铁氧化物形态、SOC 与土壤环境的关系(图 4a)可以看出,OC-Fe 与 Fe_d 、 Fe_o 、 Fe_p 、 Fe_o : Fe_d 、 Fe_p : Fe_d 呈正相关,与 SOC 接近相互独立;铁氧化物形态和 OC-Fe 与 WTD、BD 呈负相关,与 WL、MC、MBC 呈正相关;MAOC 与 WTD 接近相互独立,与 MBC、SOC、POC、biomass 呈正相关,与 pH、Depth 呈负相关。由铁氧化物形态、SOC 与土壤晶质矿物的关系(图 4b)可以看出,OC-Fe、MAOC 与 Py、Dol、Cal、It 呈正相关,与 Pl 和 Qtz 呈负相关;MAOC 与 Clay 呈不显著负相关,与 It 呈正相关、与 I/S 和 Qtz 呈负相关;第 1 轴和第 2 轴的累积解释率仅为 52.12%,暗示土壤晶质矿物对湿地 OC-Fe 和 MAOC 的影响较小,因为与非晶质矿物相

比, 晶质矿物的比表面积和螯合能力较小^[49]。如铁氧化物形态、SOC 与土壤养分的关系(图 4c), WTD 引起 AN、AP、AK 的降低和 C/N 的上升; 铁氧化物形态与 AN、AP、AK、N、K 呈正相关, 与 C/N 呈负向相关; OC-Fe 与 AN、AP、AK、N、K 呈正相关, 与 C/N 呈负向相关; MAOC 与 AN、AP、AK、K、P 呈正相关。由图 4d 可知, Fe_o 、 Fe_d 与 Catalase 过氧化氢酶呈正相关; Fe_p 与 Urease 脲酶、Invertase 蔗糖酶、Protease 蛋白酶、Catalase 过氧化氢酶呈正相关; OC-Fe 与 Catalase 过氧化氢酶呈正相关; 反映酶活性可增加 Fe_p 、Catalase 过氧化氢酶因分解过氧化氢而抑制铁碳耦合过程中的芬顿反应^[50], 显著保护 OC-Fe、 Fe_o 和 Fe_d 。如表层土壤 OC-Fe、MAOC 与土壤细菌的关系(图 4e), OC-Fe、MAOC 与厌氧菌[如绿弯菌门(Chloroflexi)、拟杆菌门(Bacteroidetes)]成正比, 与好氧菌[如芽单胞菌门(Gemmatimonadetes)]、兼性菌[如放线菌门(Actinobacteria)]成反比; 如表层土壤 OC-Fe、MAOC 与土壤真菌的关系(图 4f), OC-Fe、MAOC 与厌氧菌[如壶菌门(Chytridiomycota)]和真菌覆盖度成正比, 与好氧菌[如子囊菌门(Ascomycota)、担子菌门(Basidiomycota)、接合菌门(Zygomycota)]成反比; 与细菌丰度指数(除 Shannon 指数外)和真菌丰度指数成反比。可见, OC-Fe、MAOC 的稳定性不仅受细菌和真菌丰度影响, 更由功能菌群的氧化还原代谢途径所调控, 即厌氧菌通过 Fe(II)/Fe(III) 循环促进矿物保护机制, 而好氧菌则通过氧化分解有机碳。

3 讨论

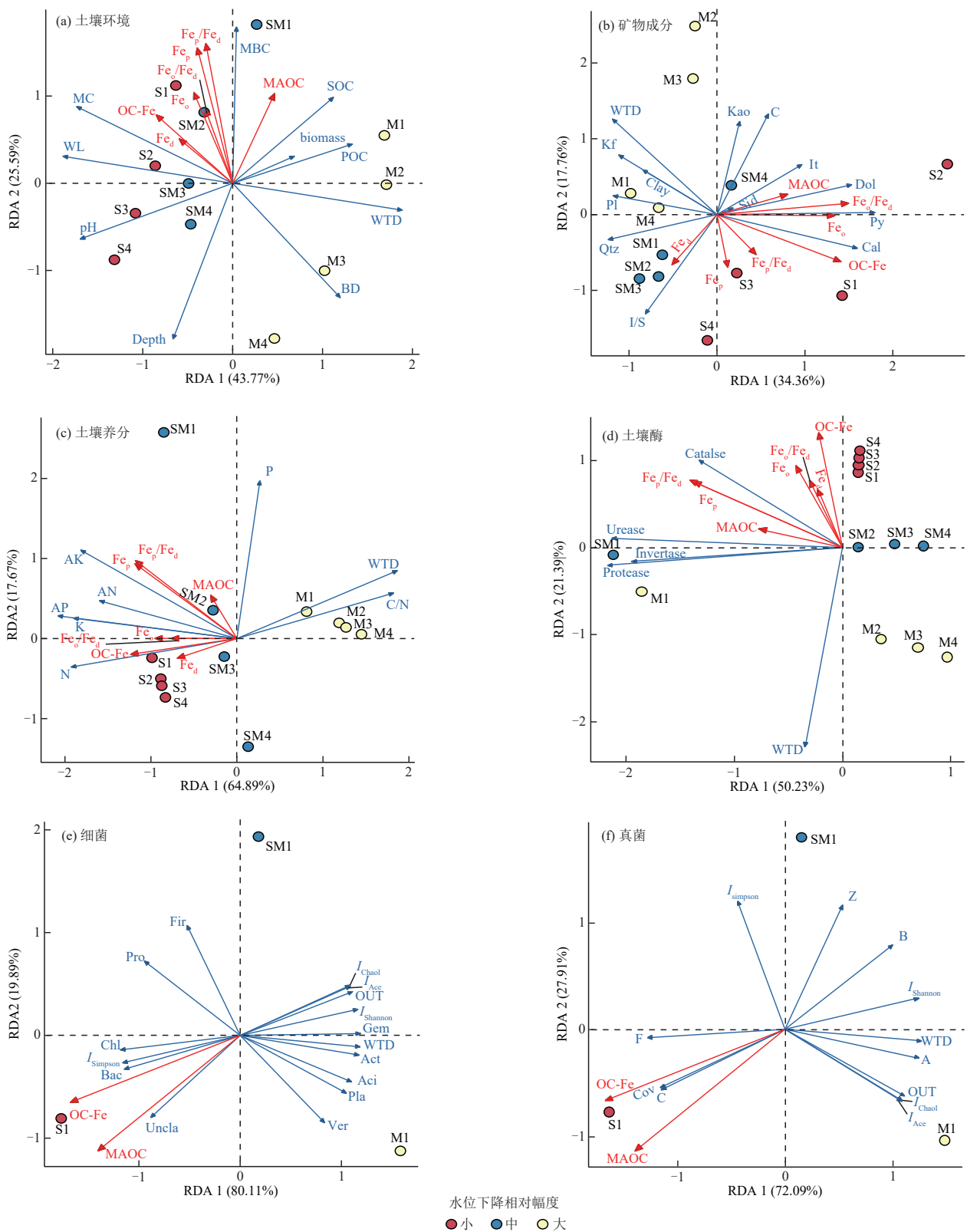
水位下降后, 沼泽草甸土壤经历从淹水状态到干湿交替状态的转变, 草甸土壤经历从干湿交替状态到非淹水状态的转变, 伴随着植物生物量、土壤微生物群落结构和活性的变化。

分析土壤中铁氧化物各形态的质量分数对探究土壤有机碳转化与稳定具有重要意义。铁氧化物在土壤中的赋存形态包括游离态铁氧化物(Fe_d)、无定型铁氧化物(Fe_o)、络合态铁氧化物(Fe_p)和高结晶度氧化铁。 Fe_o 因其具有较大的比表面积和吸附位点, 通常能吸附固定土壤中的有机碳。因高结晶度氧化铁对有机碳的吸附能力相对较弱^[49-50], 本次研究不纳入考虑。研究区沼泽土壤中 Py (FeS_2) 的存在指示强还原环境, 铁氧化物向 Fe(II) 形式转变并结晶为晶质矿物, 引起沼泽中 Fe_d 减少, 与数据结果一致。随水位下降, 沼泽草甸处于干湿交替环境, 土壤频繁地在氧化和还原状态间转换, 导致高晶度的铁硫化物和氧化铁溶解, 促使新的 Fe_d 形成; 而 Fe_o 在土壤中相对不稳定, 频繁的落干过程使土壤中的一部分 Fe_o 脱水老化为

Fe_d 或高晶度氧化铁^[51], 导致沼泽草甸 $Fe_o:Fe_d$ 变小; 由于干湿交替区氧化/还原类微生物交替活跃, Fe(II)/Fe(III) 循环促进 Fe_p 的形成^[20]; 但干湿交替下 Fe_d 和 Fe_p 的增加幅度不一, 使得水位下降对应的 $Fe_p:Fe_d$ 变化规律较弱。水位继续下降, 干燥使得草甸土壤中 Fe_d 向高晶度氧化铁转变, Fe_o 老化。尽管草甸处于落干氧化状态下, Fe_p 通常较为稳定, Fe_p 的减少可能是受根系分泌的有机酸影响^[8], 因此, Fe_p 、 Fe_o 和 Fe_d 进一步减少; $Fe_p:Fe_d$ 变小, 反映 Fe_p 比 Fe_d 减少得更多, 推测根系分泌有机酸影响显著; $Fe_o:Fe_d$ 稍微变大, 可能与夜间草甸植物表面凝聚水滴而湿润土壤, 使土壤 Fe_o 减小幅度没有 Fe_p 大。因此, 随水位下降, 氧化还原状态变化、干燥和根系分泌有机酸等因素影响着铁氧化物形态, 进而影响铁氧化物对 SOC 的保护。

纳帕海湿地水位下降后, 干湿交替区和干区生长大量植物, 植被生长过程中根系和凋落物分解产生大量 POC, 增加 SOC 浓度; 其中沼泽草甸在干湿交替下好氧性微生物不断繁殖-死亡-繁殖循环, 使得 SOC 被持续分解; 同时, 干湿交替中 SOC 随水的迁移也可能是沼泽草甸 SOC 较低的原因。因此, 呈现出 SOC 随水位下降先减少后增加的趋势。

铁氧化物、黏土矿物可与有机碳通过静电桥接和氢键作用形成有机-矿物复合体, 在微团聚体内部为 SOC 提供物理保护^[52-53], 阻碍微生物对 SOC 的分解, 该类与铁氧化物结合的 SOC 属于 OC-Fe。干湿交替下, 黏土矿物(如 I/S) 干燥收缩与吸水膨胀交替, 长期非淹水状态下持续失水收缩; 随水位下降, 反复的收缩应力可能使为团聚体破裂, 使铁氧化物与 SOC 的连接被破坏, 被物理保护的有机碳暴露出来, 进而被微生物接触而分解。尽管根系泌氧导致的微氧环境和根际沉积碳的输入更有利于 OC-Fe 的形成, 但根系分泌物中的草酸等有机酸能够通过溶解铁氧化物将其固持的有机碳释放出来, 增加微生物对有机碳的可及性, 进一步加剧 OC-Fe 的矿化。同时, 随水位下降土壤真菌和细菌多样性增加, 然而, 土壤水分减少使得土壤通气透水性得到改善, 抑制低代谢速率的绿弯菌门(Chl) 等厌氧菌使之活性减弱甚至死亡, 促进高代谢速率好氧性降解菌类群大量繁殖, 活性增强, 能够更有效地分解 SOC, 尤其是在铁氧化物形态变化中而失去物理保护的 SOC。再者, 随水位下降, Catalase 过氧化氢酶, 对铁碳耦合过程中的芬顿反应抑制减小, 激发 OC-Fe 矿化。综上, 水位下降后, 团聚体破裂、根系泌酸、好氧性降解菌活跃、芬顿反应受抑制减小等, 加剧失去铁氧化物保护的 SOC 分解, 导致湿地土壤铁-碳关系解耦, 使 OC-Fe 呈减少趋势, OC-Fe 对 SOC 的贡献减小, SOC 稳定性降低。



注: WTD、MC、WL、BD、MBC、biomass 分别为水位下降相对幅度、土壤水分质量分数、水位线、土壤体积质量、微生物量碳、生物量; Kao、C、It、I/S、Dol、Clay、Py、Cal、Qtz、Pl、Kf 分别为高岭石、绿泥石、伊利石、伊蒙混层、白云石、总黏土矿物、黄铁矿、方解石、石英、斜长石、钾长石; N、P、K、AN、AP、AK、C/N 分别为全氮、全磷、全钾、速效氮、速效磷、速效钾、碳氮比; Urease、Invertase、Protease、Catalase 分别为脲酶、蔗糖酶、蛋白酶、过氧化氢酶; OUT、 I_{Acc} 、 I_{Chao1} 、 $I_{Shannon}$ 、 $I_{Simpson}$ 、Cov、Pro、Aci、Fir、Chl、Act、Bac、Ver、Pla、Gem、Uncla 分别为 OTU 数目、Ace 指数、Chao1 指数、Shannon 指数、Simpson 指数、覆盖率、变形菌门、酸杆菌门、厚壁菌门、绿弯菌门、放线菌门、拟杆菌门、疣微菌门、浮霉菌门、芽单胞菌门、未分类菌门; A、B、F、Z、C 分别为子囊菌门、担子菌门、未分类真菌、接合菌门、壶菌门。

图 4 土壤有机碳与理化生因子冗余分析

Fig. 4 Redundancy analysis of soil organic carbon and physicochemical and biological factors

矿物在土壤环境中具有较强的反应活性,通过物理化学反应与包括微生物残体碳在内的 SOC 相结合,形成稳定的矿物-有机复合体。随水位下降,沼泽草甸土壤在反复的干湿交替下,层状结构的黏土矿物反复吸水 and 失水而不断地膨胀和收缩,矿物层间的 SOC 可能被挤出,失去矿物的物理保护。矿物表面的化学活性位点还可与 SOC 的官能团(如羧基、羟基等)形成化学键,当 SOC 与矿物结合形成 MAOC 后,其被分解可能需要先破坏矿物-有机碳间的化学键,增加稳定性。当水位继续下降时,草甸土壤中矿物在干燥过程中表面可能形成一些微小的裂缝或孔隙,增加 SOC 的吸附位点和吸附强度。因此,随湿地水位下降时 MAOC 浓度减小,水位继续下降则增加。

OC-Fe 与 Fe 的摩尔比(OC-Fe:Fe)表示 SOC 与铁氧化物结合的机制,比率 <1、6~10 分别表示吸附和共沉淀^[49,54]。在研究区湿地中,如果 SOC 主要与 Fe_d、Fe_o、Fe_p 中某一类铁氧化物结合,OC-Fe:Fe_d 为 0.45~3.18,平均值为 1.17,那么 SOC 与 Fe_d 的结合方式以吸附为主;OC-Fe:Fe_o 为 3.24~8.56,平均值为 5.27,那么 SOC 与 Fe_o 的结合方式以共沉淀为主,以吸附为辅,与已有研究^[55]相一致;OC-Fe:Fe_p 为 7.29~247.53,平均值为 37.78,那么 75% 的样品 SOC 与 Fe_p 的结合方式超出共沉淀和吸附的极限。因此,湿地中 SOC 主要与 Fe_o 结合,影响湿地 OC-Fe 浓度的重要矿物因素是 Fe_o。在湿地不同退化类型中,OC-Fe:Fe_o 平均值和大小的顺序为沼泽(7.31、4.59~8.56) > 草甸(4.62、3.97~6.17) > 沼泽草甸(3.88、3.24~5.04)。可见,沿水位下降,SOC 与 Fe_o 的主要结合方式从“共沉淀”向“吸附”过渡,使 OC-Fe 稳定性降低。

本研究首次探讨纳帕海湿地退化过程中铁氧化物形态-晶质矿物-有机碳的耦合演变规律,但仍存在局限性。样地古环境背景相似性是基于历史沉积环境的一致性分析推定;微生物数据引自历史文献,但其样点环境特征与本研究高度一致,OC-Fe 分解机制仍属推断;未实时测定 Eh/pH 等参数,Fe(II)/Fe(III) 转化依赖黄铁矿等间接指标。未来类似的调查研究中,需同步测定微生物、团聚体和铁价态,验证铁还原菌功能基因,以进一步深化铁氧化物介导的土壤有机碳稳定性模型。

4 结论

1) 随水位下降,Fe_o 浓度总体减少,Fe_d、Fe_p 浓度先增加后减少;0~30 cm 土层土壤铁氧化物的活度变小,干湿交替区土壤铁氧化物的络合度较大。干湿

交替下,氧化/还原频繁变动,导致高晶度的铁硫化物和氧化铁溶解,促使新的 Fe_d 形成,Fe_p 的总量也最高。落干过程使土壤中的一部分 Fe_o 脱水老化减少。根系泌酸等因素导致草甸土壤中 Fe_p 和 Fe_o 减少。

2) 湿地土壤中黏土矿物质量分数和稳定性较高而对形成 MAOC 的影响较小,影响湿地 OC-Fe 浓度的重要矿物因素是 Fe_o。湿地中 SOC 主要与 Fe_o 结合,水位下降后,SOC 与 Fe_o 的主要结合方式从“共沉淀”向“吸附”过渡,导致 OC-Fe 稳定性降低。

3) 湿地 SOC 稳定性强弱顺序为 OC-Fe > MAOC > POC。随水位下降,0~30 cm SOC 和 MAOC 浓度先减少而后增加;OC-Fe 浓度持续减小,POC 浓度持续增大。OC-Fe 和 MAOC 对 SOC 的贡献减小,POC 对 SOC 的贡献增大。可见,水位下降后湿地表层土壤 SOC 稳定性下降。

4) 水位下降深刻影响湿地土壤的物理、化学、微生物属性,对铁氧化物形态、OC-Fe、MAOC 和 POC 有显著的影响,可导致湿地表层土壤铁-碳关系解耦,使 SOC 稳定性降低。

参考文献:

- [1] POST W M, EMANUEL W R, ZINKE P J, et al. Soil carbon pools and world life zones[J]. *Nature*, 1982, 298: 156-159.
- [2] DAVIDSON E A, JANSSENS I A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change[J]. *Nature*, 2006, 440(7081): 165-173.
- [3] WANG Y Y, WANG H, HE J S, et al. Iron-mediated soil carbon response to water-table decline in an alpine wetland[J]. *Nature Communications*, 2017, 8: e15972.
- [4] FLUET-CHOUINARD E, STOCKER B D, ZHANG Z, et al. Extensive global wetland loss over the past three centuries[J]. *Nature*, 2023, 614(7947): 281-286.
- [5] 张金婷, 张珊, 赵蕾, 等. 湖泊湿地土壤有机碳形成、周转及稳定性研究进展[J]. *生态学报*, 2024, 44(20): 8996-9010.
ZHANG J T, ZHANG S, ZHAO L, et al. Research progress of soil organic carbon in lake wetlands: Formation, turnover and stability [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44(20): 8996-9010.
- [6] MALONE S L, STARR G, STAUDHAMMER C L, et al. Effects of simulated drought on the carbon balance of Everglades short-hydroperiod marsh [J]. *Global Change Biology*, 2013, 19(8): 2511-2523.
- [7] CHEN C M, HALL S J, COWARD E, et al. Iron-mediated organic matter decomposition in humid soils can counteract protection[J]. *Nature Communications*, 2020, 11(1): e2255.

- [8] 段勋,李哲,刘森,等.铁介导的土壤有机碳固持和矿化研究进展[J].地球科学进展,2022,37(2):202-211.
DUAN X, LI Z, LIU M, et al. Progress of the iron-mediated soil organic carbon preservation and mineralization[J]. Advances in Earth Science, 2022, 37(2):202-211.
- [9] 肖可青,李心男,邢稳,等.土壤“矿物碳泵(MnCP)”介导有机碳的固存与稳定机制[J].土壤学报,2025,62(3):595-609.
XIAO K Q, LI X N, XING W, et al. Mechanisms of organic carbon sequestration and stabilization mediated by the soil "mineral carbon pump (MnCP)"[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62(3):595-609.
- [10] NIU C Y, WENG L P, LIAN W L, et al. Carbon sequestration in paddy soils: Contribution and mechanisms of mineral-associated SOC formation[J]. Chemosphere, 2023, 333:e138927.
- [11] AN Z S, KUTZBACH J E, PRELL W L, et al. Evolution of Asian monsoons and phased uplift of the Himalaya-Tibetan Plateau since Late Miocene times [J]. Nature, 2001, 411(6833):62-66.
- [12] 邢宇堃,刘静,王伟,等.青藏高原周缘的河流纵剖面特征及其对构造地貌演化的启示[J].地质通报,2023,42(1):107-121.
XING Y K, LIU J, WANG W, et al. Longitudinal profile analysis of rivers draining edges of the Tibetan Plateau and its geomorphology implications [J]. Geological Bulletin of China, 2023, 42(1):107-121.
- [13] HAN X, DAI J G, SMITH A G G, et al. Recent uplift of *Chomolungma* enhanced by river drainage piracy [J]. Nature Geoscience, 2024, 17:1031-1037.
- [14] 刘占红,谢曼平,方念乔,等.云南中甸纳帕海16000年以来硅藻植物群的演化及其古环境意义[J].地质科技情报,2004,23(3):35-39.
LIU Z H, XIE M P, FANG N Q, et al. Assemblage of diatoms in Napa lake, Zhongdian, Yunnan Province and their environmental significance up to 16000 a B. P[J]. Geological Science and Technology Information, 2004, 23(3):35-39.
- [15] 殷勇,方念乔.云南中甸纳帕海57000年来湖泊气候记录及与海洋记录的对比[J].地学前缘,2002,9(1):10-11.
YIN Y, FANG N Q. Lake climate records in Napahai lake, Zhongdian, Yunnan for 57 000 years and their comparison with ocean records [J]. Earth Science Frontiers, 2002, 9(1):10-11.
- [16] 陆梅.纳帕海湿地退化对土壤微生物群落结构及多样性的影响[D].北京:北京林业大学,2018.
LU M. Effects of wetlands degradation on structure and biodiversity of soil microbial community in Napahai Plateau wetlands[D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2018.
- [17] 田昆.云南纳帕海高原湿地土壤退化过程及驱动机制[D].哈尔滨:中国科学院研究生院(东北地理与农业生态研究所),2004.
TIAN K. Mechanism and process of soil degradation in Napahai wetland on Yunnan Plateau[D]. Harbin: North-east Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, 2004.
- [18] 王泉泉,王行,张卫国,等.滇西北高原湿地景观变化与人为、自然因子的相关性[J].生态学报,2019,39(2):726-738.
WANG Q Q, WANG H, ZHANG W G, et al. The correlations between wetland landscape and social-natural factors on northwestern Yunnan Plateau [J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(2):726-738.
- [19] 孙广友.横断山滇西北地区沼泽成因、分布及主要类型的初步探讨[M]//黄锡畴.中国沼泽研究.北京:科学出版社,1988.
SUN G Y. Preliminary study on the origin, distribution, and main types of swamp in the northwestern Yunnan region of Hengduan Mountains[M]//HUANG X C. Chinese Swamp Research. Beijing: Science Press, 1988.
- [20] ZHAO Y P, LIU C Z, LI X Q, et al. Sphagnum increases soil's sequestration capacity of mineral-associated organic carbon *via* activating metal oxides[J]. Nature Communications, 2023, 14(1):e5052.
- [21] GUO Y, GU S S, WU K X, et al. Temperature-mediated microbial carbon utilization in China's lakes [J]. Global Change Biology, 2023, 29(17):5044-5061.
- [22] SANG L, ZHAO W W, WU H B, et al. Multiple element coupling and molecular-chemical diversity of organic matter control how much energy is retained in mountain ecosystems[J]. Catena, 2024, 247:e108548.
- [23] ZHOU Z H, WANG C K, CHA X Y, et al. The biogeography of soil microbiome potential growth rates [J]. Nature Communications, 2024, 15(1):e9472.
- [24] LIAO Z M, YUE C, HE B B, et al. Growing biomass carbon stock in China driven by expansion and conservation of woody areas[J]. Nature Geoscience, 2024, 17:1127-1134.
- [25] 陈忠良,张晋喆,沈仕豪,等.长江中下游水阳江流域BZK0402孔多重地层划分及其冰后期海平面变化的沉积响应[J].中国地质,2022,49(2):655-666.
CHEN Z L, ZHANG J Z, SHEN S H, et al. Multi-stratigraphic study and response to sea-level fluctuations since the last deglaciation detected from BZK0402 core in the Shuiyang River basin, Yangtze River [J]. Geology in China, 2022, 49(2):655-666.
- [26] 魏荣珠,庄其天,闫纪元,等.山西晋中盆地晚新生代地层划分、沉积环境及其先秦以来气候和湖泊演化[J].中国地质,2022,49(3):912-928.
WEI R Z, ZHUANG Q T, YAN J Y, et al. Late Cenozoic stratigraphic division and sedimentary environment of Jinzhong basin in Shanxi Province, with the climate and lake evolution since the pre-Qin period (2500 years ago) [J]. Geology in China, 2022, 49(3):912-928.

- [27] 张艺璇,白辰阳,刘宇佳,等.黑海西北部多瑙河峡谷北侧陆坡沉积特征及其与古气候的关系[J].中国地质,2022,49(3):880-900.
ZHANG Y X, BAI C Y, LIU Y J, et al. Sedimentary characteristics of the northern continental slope of the Danube Canyon in the northwest of the Black Sea and its relation with paleoclimate changes[J].Geology in China, 2022,49(3):880-900.
- [28] 赵玉茹,高达,胡明毅,等.古气候和海平面变化对浅水碳酸盐岩高频层序及有利储层的控制:以川中地区龙王庙组为例[J].中国地质,2024,51(2):577-591.
ZHAO Y R, GAO D, HU M Y, et al. Controls of paleoclimate and sea-level changes on the high-frequency sequence of shallow-water carbonates: A case study of the Longwangmiao Formation in the central Sichuan basin [J]. Geology in China, 2024, 51 (2) : 577-591.
- [29] FENNER N, FREEMAN C. Drought-induced carbon loss in peatlands [J]. Nature Geoscience, 2011, 4: 895-900.
- [30] BLODAU C, BASILIKO N, MOORE T R. Carbon turnover in peatland mesocosms exposed to different water table levels [J].Biogeochemistry, 2004, 67 (3) : 331-351.
- [31] WANG H J, RICHARDSON C J, HO M. Dual controls on carbon loss during drought in peatlands [J]. Nature Climate Change, 2015, 5: 584-587.
- [32] MUHR J, HÖHLE J, OTIENO D O, et al. Manipulative lowering of the water table during summer does not affect CO₂ emissions and uptake in a Fen in Germany [J].Ecological Applications, 2011, 21 (2) : 391-401.
- [33] 陈伟志,陶兰初,李静婷,等.高原湿地纳帕海流域地表水水化学特征及控制因素[J].地学前缘,2025, 32 (5) : 493-510.
CHEN W Z, TAO L C, LI J T, et al. Hydrochemical characteristics and control factors of surface water in the Napahai basin of plateau wetland[J]. Earth Science Frontiers, 2025, 32 (5) : 493-510.
- [34] 陆梅,孙向阳,田昆,等.纳帕海高原湿地不同退化阶段土壤真菌群落结构特征[J].北京林业大学学报,2018, 40(3):55-65.
LU M, SUN X Y, TIAN K, et al. Characteristics of soil fungal community structure at different degraded stages in Napahai plateau wetland of northwestern China [J]. Journal of Beijing Forestry University, 2018, 40 (3) : 55-65.
- [35] 吕晶花,李聪,杨志东,等.纳帕海高原湿地土壤微生物群落对土地利用方式改变的响应[J].土壤通报,2023, 54(3):682-694.
LV J H, LI C, YANG Z D, et al. Responses of soil microbial communities to land use changes in the Napahai Plateau wetlands [J]. Chinese Journal of Soil Science, 2023,54(3):682-694.
- [36] 叶坤,李杰,杨璐遥,等.小尺度高寒湿地放牧干扰格局:以纳帕海湿地为例[J].生态学报,2024,44(9) : 3721-3735.
YE K, LI J, YANG L Y, et al. Disturbance pattern of grazing in fine-scale alpine wetland: A case study of Napahai, an internationally important wetland [J]. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(9) : 3721-3735.
- [37] 殷勇,方念乔,胡超涌,等.云南中甸纳帕海古环境演化的有机碳同位素记录[J].湖泊科学,2001,13(4) : 289-295.
YIN Y, FANG N Q, HU C Y, et al. Palaeoenvironmental evolution deduced from organic carbon stable isotope compositions of Napahai Lake sediments, northwestern Yunnan, China [J]. Journal of Lake Sciences, 2001, 13 (4) : 289-295.
- [38] 殷勇,方念乔,胡超涌,等.云南中甸纳帕海57000年来的有机质碳同位素特征及其古气候意义[J].第四纪研究,2001,21(3):277.
YIN Y, FANG N Q, HU C Y, et al. Carbon isotope characteristics of organic matter in Napahai Lake, Zhongdian, Yunnan Province since 57000 years and its paleoclimatic significance[J].Quaternary Sciences, 2001, 21(3) : 277.
- [39] 殷勇,方念乔,盛静芬,等.云南中甸纳帕海湖泊记录指示的57 ka环境演化[J].海洋地质与第四纪地质,2002, 22(4):99-106.
YIN Y, FANG N Q, SHENG J F, et al. Lacustrine records of environmental changes during the last 57 ka in the Napahai Lake, northwestern Yunnan, China [J]. Marine Geology and Quaternary Geology, 2002, 22 (4) : 99-106.
- [40] 国家能源局.沉积岩中黏土矿物和常见非黏土矿物X射线衍射分析方法:SY/T 5163—2018[S].北京:石油工业出版社,2018.
National Energy Bureau of the People's Republic of China. Analysis method for clay minerals and ordinary non-clay minerals in sedimentary rocks by the X-ray diffraction: SY/T 5163—2018 [S]. Beijing: Petroleum Industry Press, 2018.
- [41] 中华人民共和国教育部.多晶体X射线衍射方法通则:JY/T 0587—2020[S].北京:中国标准出版社,2020.
Ministry of Education of the People's Republic of China. General rules for X-ray polycrystalline diffractometry: JY/T 0587—2020 [S]. Beijing: China Standard Press, 2020.
- [42] 赖建东,田昆,郭雪莲,等.纳帕海湿地土壤有机碳和微生物量碳研究[J].湿地科学,2014,12(1):49-54.

- LAI J D, TIAN K, GUO X L, et al. Organic carbon and microbial biomass carbon in soil in Napahai wetlands [J]. *Wetland Science*, 2014, 12(1):49-54.
- [43] 赵定蓉, 陆梅, 赵旭燕, 等. 土壤细菌群落对纳帕海高原湿地退化的响应[J]. *浙江农林大学学报*, 2024, 41(2):406-418.
- ZHAO D R, LU M, ZHAO X Y, et al. Response of soil bacterial community to wetland degradation in the Napahai Plateau [J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2024, 41(2):406-418.
- [44] 陆梅, 田昆, 张仕艳, 等. 不同干扰程度下高原湿地纳帕海土壤酶活性与微生物特征研究[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(12):2783-2788.
- LU M, TIAN K, ZHANG S Y, et al. Study on the soil enzyme activities and microorganism characteristics of different human disturbances of plateau wetlands Napahai [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2010, 19(12):2783-2788.
- [45] 陆梅, 田昆, 莫剑锋. 高原湿地纳帕海4种湿地利用类型土壤养分和微生物特征研究[J]. *水土保持研究*, 2011, 18(2):241-245.
- LU M, TIAN K, MO J F. Study on the soil nutrients and microbiological characteristics of four utilization types of plateau wetlands Napahai [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2011, 18(2):241-245.
- [46] 范方喜, 陆梅, 彭淑娴. 高原湿地纳帕海不同演替阶段下土壤养分和酶活性干湿季节变化[J]. *广东农业科学*, 2016, 43(8):74-79.
- FAN F X, LU M, PENG S X. Seasonal pattern of soil nutrients and enzymes activities at different successional stages of plateau wetland in Napahai [J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2016, 43(8):74-79.
- [47] 曹萍麟, 陆梅, 田昆, 等. 纳帕海高原湿地不同干扰强度下土壤真菌的分布格局[J]. *植物生态学报*, 2014, 38(11):1166-1173.
- CAO P L, LU M, TIAN K, et al. Soil fungi distribution patterns under different levels of disturbance in the wetland of Napahai Plateau [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2014, 38(11):1166-1173.
- [48] LYU F Y, HAN F R, GE C L, et al. OmicStudio: A composable bioinformatics cloud platform with real-time feedback that can generate high-quality graphs for publication [J]. *iMeta*, 2023, 2(1):e85.
- [49] JIA N, LI L, GUO H, et al. Important role of Fe oxides in global soil carbon stabilization and stocks [J]. *Nature Communications*, 2024, 15:e10318.
- [50] 秦俊豪, 王希, 范凯青, 等. 大气氧化沉降过氧化氢对红树林湿地土壤有机碳转化和温室气体排放的影响[J]. *生态学报*, 2024, 44(23):10724-10733.
- QIN J H, WANG X, FAN K Q, et al. The impact of atmospheric oxidative deposition of hydrogen peroxide on organic carbon transformation and greenhouse gas emissions in mangrove wetland soils [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2024, 44(23):10724-10733.
- [51] 苏玲, 章永松, 林咸永. 干湿交替过程中水稻土铁形态和磷吸附解吸的变化[J]. *植物营养与肥料学报*, 2001, 7(4):410-415.
- SU L, ZHANG Y S, LIN X Y. Changes of iron oxides and phosphorus adsorption-desorption in paddy soils under alternating flooded and dried conditions [J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2001, 7(4):410-415.
- [52] 谭文峰, 许运, 史志华, 等. 胶结物质驱动的土壤团聚体形成过程与稳定机制[J]. *土壤学报*, 2023, 60(5):1297-1308.
- TAN W F, XU Y, SHI Z H, et al. The formation process and stabilization mechanism of soil aggregates driven by binding materials [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(5):1297-1308.
- [53] 刘亚龙, 王萍, 汪景宽. 土壤团聚体的形成和稳定机制: 研究进展与展望[J]. *土壤学报*, 2023, 60(3):627-643.
- LIU Y L, WANG P, WANG J K. Formation and stability mechanism of soil aggregates: Progress and prospect [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(3):627-643.
- [54] WAGAI R, MAYER L M. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2007, 71(1):25-35.
- [55] HUANG X Y, LIU X W, LIU J L, et al. Iron-bound organic carbon and their determinants in peatlands of China [J]. *Geoderma*, 2021, 391:e114974.