

苏打盐碱退化湿地淹水恢复对植物-土壤系统有机碳储量的影响

冯伟辉^{1,2,3}, 文波龙^{1,2}, 孙晓新^{3,4}, 罗那那^{1,2}, 杨静³

(1.黑土地保护与利用全国重点实验室,中国科学院东北地理与农业生态研究所,长春 130102; 2.中国科学院湿地生态与环境重点实验室,中国科学院东北地理与农业生态研究所,长春 130102; 3.森林生态系统可持续经营教育部重点实验室,东北林业大学林学院,哈尔滨 150040; 4.黑龙江三江平原湿地生态系统定位观测研究站,黑龙江 抚远 156500)

摘要: [目的] 为探索苏打盐碱退化湿地淹水恢复后植物-土壤系统有机碳储量的变化规律。[方法] 选择松嫩平原西部盐碱区域典型沼泽湿地退化多年地块(碱斑地、羊草地)和经淹水恢复的芦苇沼泽地为研究样地,基于样地植被地上-地下生物量、地下 1 m 土壤剖面理化性质指标的测定,分析探讨退化盐碱湿地恢复过程中土壤有机碳(soil organic carbon, SOC)质量分数及储量的变化规律及影响因子。[结果] 恢复后芦苇湿地植被生物量为 7 807.78 g/m²,碳库为 1.90 kg/m²,较羊草地分别增加 383.15% 和 216.67%,碱斑地植被生物量和碳库为 0,淹水恢复促进植被生物量和碳储量的增加;芦苇湿地地下 1 m 土壤剖面 SOC 储量为 17.38 kg/m²,较碱斑地、羊草地分别增加 64.12%、4.45%,且深层 SOC 储量高于表层,淹水恢复促进 SOC 储量的增加;SOC 质量分数及储量与土壤含水率呈显著正相关($p < 0.05$),与总氮、总磷、电导率、氮磷比呈显著负相关($p < 0.05$),且碱斑地、羊草地、芦苇湿地土壤理化性质之间存在显著差异($p < 0.05$),退化湿地恢复过程中土壤环境的改善有利于 SOC 积累。[结论] 苏打盐碱退化湿地淹水恢复有利于提升植物-土壤系统碳汇能力。

关键词: 苏打盐碱湿地; 退化; 淹水恢复; 土壤有机碳

中图分类号: S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)05-0024-09

Effects of Flooding Restoration on Organic Carbon Storage in Plant-Soil System of Degraded Soda Saline-Alkali Wetlands

FENG Weihui^{1,2,3}, WEN Bolong^{1,2}, SUN Xiaoxin^{3,4}, LUO Nana^{1,2}, YANG Jing³

(1.State Key Laboratory of Black Soils Conservation and Utilization, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China; 2.Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China; 3.Key Laboratory of Sustainable Forest Ecosystem Management, Ministry of Education, College of Forestry, Northeast Forestry University, Harbin 150040, China; 4.Heilongjiang Sanjiang Plain Wetland Ecosystem Observation and Research Station, Fuyuan, Heilongjiang 156500, China)

Abstract: [Objective] This study aims to investigate the variation patterns of organic carbon storage in the plant-soil system following flooding restoration of degraded soda saline-alkali wetlands. [Methods] Typical long-term degraded marsh wetlands (alkali patches, *Leymus chinensis* grasslands) and *Phragmites australis* marshlands restored by flooding in the western Songnen Plain were selected as study sites. The aboveground and belowground vegetation biomass and physicochemical properties of the 1-meter soil profiles were measured to analyze the variation patterns of soil organic carbon (SOC) content and storage, along with their influencing factors, during

收稿日期: 2025-01-13

修回日期: 2025-02-25

录用日期: 2025-03-11

网络首发日期(www.cnki.net): 2025-06-18

资助项目: 吉林省重大科技专项(20240203004NC, 20230303005SF); 国家自然科学基金项目(41971140); 中国科学院战略性先导科技专项(A类)(XDA28110400)

第一作者: 冯伟辉(1998—), 男, 硕士研究生, 主要从事湿地碳循环研究。E-mail: 1393625953@qq.com

通信作者: 文波龙(1982—), 男, 副研究员, 硕士生导师, 主要从事湿地环境科学与生态工程、农业资源与环境研究。E-mail: wenbolong@iga.ac.cn

孙晓新(1980—), 男, 副教授, 博士生导师, 主要从事退化生态系统恢复、湿地生物地球化学循环等研究。E-mail: sunxiaoxin@nefu.edu.cn

the restoration of degraded saline-alkali wetlands. [Results] After restoration, the vegetation biomass and carbon pool of *Phragmites australis* marshlands reached 7 807.78 g/m² and 1.90 kg/m², showing increases of 383.15% and 216.67%, respectively, compared with *Leymus chinensis* grasslands. The vegetation biomass and carbon pool of alkali patches were both zero. Flooding restoration promoted increases in both vegetation biomass and carbon storage. The SOC storage in the 1-meter soil profile of restored *Phragmites australis* marshlands reached 17.38 kg/m², exceeding that of alkali patches and *Leymus chinensis* grasslands by 64.12% and 4.45%, respectively, with deeper layers exhibiting higher SOC than surface soils. Flooding restoration increased the SOC storage. SOC content and storage were significantly positively correlated with soil moisture ($p < 0.05$), and negatively correlated with total nitrogen, total phosphorus, electrical conductivity, and the nitrogen-to-phosphorus ratio ($p < 0.05$). Significant differences in soil physicochemical properties were observed among alkali patches, *Leymus chinensis* grasslands, and *Phragmites australis* marshlands ($p < 0.05$), and improvements in the soil environment during restoration facilitated SOC accumulation. [Conclusion] Flooding restoration of degraded soda saline-alkaline wetlands help enhance carbon sink capacity of the plant-soil system.

Keywords: soda saline-alkali wetland; degradation; flooding restoration; soil organic carbon

Received: 2025-01-13

Revised: 2025-02-25

Accepted: 2025-03-11

Online(www.cnki.net): 2025-06-18

土壤作为陆地生态系统最大的碳汇载体,其有机碳(soil organic carbon, SOC)储量约为1 550 Pg,是大气碳库(750 Pg)的2倍,植被碳库(560 Pg)的3倍^[1],在生态系统碳循环中扮演着重要角色,因此受到学者的广泛关注。每年土壤表层(0~30 cm)SOC储量增加4%,便可抵消掉人为排放的碳^[2],因此,“千分之四全球土壤增碳计划”应运而生。SOC在土壤中的周转受多种因素制约,土壤理化性质、土地利用方式、大气CO₂浓度、干湿交替、冻融作用、火烧等均直接或间接对SOC产生影响,从而引起碳储量的变化。SOC储量巨大,微小变化便显著影响大气CO₂浓度,在全球碳循环中起到重要作用^[3]。如何最大程度发挥土壤的碳汇功能是应对全球变暖、缓解温室效应的重要措施。

松嫩平原西部地势低平,水流不畅,分布着众多面积较广的沼泽湿地,是国际候鸟迁徙地,也对松花江的径流和洪水发挥着重要的调蓄作用。但在自然、人为等因素的综合作用下,湿地大面积退化、丧失,盐碱化加剧。近年来,通过水文调控、植被恢复、土壤基底改良等措施进行恢复与重建,再现退化前的结构、功能及相关的物理、化学和生物学特性^[4]。退化湿地恢复后,生态系统结构和功能发生较大改变,目前已有研究聚焦于恢复后温室气体排放^[5]、活性炭组分及稳定性^[6]、芦苇光合特征^[7]、土壤碳氮磷累积及变化特征^[8]等,也有研究^[9]表明,天然湿地退化后SOC质量分数显著下降,但是目前对于退化湿地恢复后植被、土壤碳储量的响应规律还缺乏综合系统研究,不能支撑区域退化湿地恢复和环境效益评估的需要。为此,本研究在松嫩平原西部选择典

型沼泽湿地为研究对象,以牛心套保湿地内退化多年的碱斑地、羊草地和经水淹恢复后的芦苇湿地为样地,通过对植被地上-地下生物量、地下1 m土壤剖面理化性质进行分析,评估退化湿地恢复后植被和土壤碳汇能力。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究样地位于松嫩平原西部牛心套保湿地(45°14'~45°16'N, 123°15'~123°21'E),坐落于大安市西南部、霍林河畔,属温带半湿润半干旱季风气候过渡区,气温高,蒸发量大,年蒸发量为1 600~1 800 mm,年降雨量仅为370~570 mm,降雨量远小于蒸发量,且降雨主要集中在6—8月。四季分明,春季干旱多风,蒸发强烈;夏季温暖多雨,雨量约占全年总降雨量的70%~80%;秋季降温快,昼夜温差较大;冬季寒冷干燥且持续时间较长,冻土深度可达1.7~2.0 m。3块样地毗邻,自然背景条件一致,无植被生长的碱斑地和羊草地,都是芦苇沼泽湿地退化8 a以上形成,芦苇沼泽湿地为退化湿地再淹水恢复4 a以上形成,羊草地和芦苇湿地,二者均为单一优势种群。

1.2 样品采集与处理

土样的采集:于2023年10月在上述3块样地随机布置3个采样点(重复间隔距离约5 m),设为3个样点。取样时先清除样地表面凋落物,再用土钻取地下1 m剖面土壤,每10 cm为1层,共10层。土样风干过筛,挑出植被残体等杂物后用于酸碱度、电导率、粒径、有机碳、总氮、总磷等指标的测定。土壤体积质量样品采集采用环刀法。

土壤指标测试:土壤体积质量和含水率采用烘干法测定;酸碱度和电导率通过pH计和雷磁电导率仪测定;总氮、总磷采用连续流动分析仪测定;粒径采用马尔文激光粒度分析仪测定;有机碳采用耶拿multi N/C 3100分析仪测定。

植物样品的采集:于2023年10月采集。由于碱斑地无植被生长,故无须采集。分别在羊草地和芦苇湿地随机选取3个样方(50 cm×50 cm),对样方内植物地上部分和凋落物进行收割和采集,同时采用直径为10 cm的根钻挖取地下60 cm深植物根系。

植物样品指标分析:将芦苇样品分为根、茎、芽、叶、穗、凋落物6个部分,羊草样品分为地上、地下2个部分,采用烘干称重法测定生物量^[10],最后研磨过筛后测定有机碳质量分数。

1.3 土壤有机碳储量、植被有机碳储量、生态系统有机碳储量的计算

土壤有机碳储量(C_s)计算公式为:

$$C_s = \sum_{i=1}^k C_i \times BD_i \times E_i \times 0.01 \quad (1)$$

式中: C_s 为单位面积的土壤有机碳储量,kg/m²; C_i 为土壤有机碳质量分数,g/kg; BD_i 为土壤体积质量,g/cm³; E_i 为土层厚度,cm; k 为土层数;0.01为单位转换系数。

植被有机碳储量(D_s):将羊草分为地上和地下2个部分(附近农户每年对羊草地上部分进行收割,故羊草地不存在凋落物),将芦苇分为根、茎、芽、叶、穗、凋落物6个部分(因采样时间为10月,叶片凋落,故叶片生物量较小,凋落物生物量较大,凋落物包括当年凋落和往年凋落),分别用各自的生物量乘以碳质量分数,然后加和,得植被碳储量。

植被有机碳储量=生物量×有机碳质量分数 (2)

生态系统有机碳储量(W_s)计算公式为:

$$W_s = C_s + D_s \quad (3)$$

1.4 数据处理与分析

检验数据是否符合正态分布和方差齐性,若数据不满足条件,则对数据进行转化,直至数据符合条件;用单因素方差分析来分析不同指标之间的差异性,当 $p < 0.05$ 时认为差异具有显著性;用主成分分析探索与SOC质量分数及储量相关的各种因子。方差分析在SPSS 19.0统计分析软件中进行,主成分分析、图像绘制等均在Origin 2022绘图软件中进行。

2 结果与分析

2.1 退化湿地恢复前后土壤理化性质变化

恢复后芦苇湿地土壤理化性质发生变化,含水率除60~70、90~100 cm土层外均显著高于退化湿地(碱斑地、羊草地)($p < 0.05$),且随土层加深逐渐减

小;土壤体积质量在地下100 cm土层上逐渐增大,且在0~30、0~90 cm土层分别小于碱斑地、羊草地;土壤pH随土层加深逐渐增大,所有土层显著小于退化湿地($p < 0.05$);电导率在地下100 cm和0~80 cm土层分别显著低于碱斑地和羊草地($p < 0.05$),除0~20 cm土层外随土层加深逐渐增大;总氮质量分数为87.81~730.93 mg/kg,所有土层均显著高于碱斑地($p < 0.05$),在10~20、30~100 cm土层上显著高于羊草地($p < 0.05$);总磷质量分数为113.61~191.85 mg/kg,除60~70、90~100 cm土层外均显著高于碱斑地($p < 0.05$),除0~40、60~70、90~100 cm土层外均显著高于羊草地($p < 0.05$);总氮、总磷质量分数在土壤剖面上呈下降趋势(表1)。在地下100 cm土壤剖面砂粒、粉粒、黏粒平均占比上,恢复后芦苇湿地分别为78.60%、16.97%、4.44%,碱斑地分别为79.18%、16.50%、4.31%,羊草地分别为75.87%、18.66%、5.47%(图1)。

2.2 退化湿地恢复前后植被生物量变化

恢复后芦苇湿地地上生物量为1 668.51 g/m²,地下生物量为6 139.28 g/m²,地上-地下总生物量为7 807.78 g/m²,较羊草地分别增加234.50%、449.52%、383.15%;碱斑地由于没有植被生长,故生物量为0;芦苇根、茎、芽、叶、穗、凋落物生物量分别为6 139.28、1 506.00、17.41、14.65、130.44、638.76 g/m²(图2)。

2.3 退化湿地恢复前后土壤剖面SOC质量分数、储量变化

在地下1 m土壤剖面上,SOC质量分数和储量变化趋势较为一致,且表现出羊草地和芦苇湿地大于碱斑地的变化规律;恢复后芦苇湿地SOC质量分数和储量均在30~80 cm土层上增加,80~100 cm土层先下降后升高,而在0~30 cm土层上,SOC质量分数变化不显著,储量逐渐增加。芦苇湿地SOC质量分数和储量分别在10~20、50~100 cm土层和10~20、50~60、70~100 cm剖土层大于羊草地(图3)。

2.4 退化湿地恢复前后植物碳库、土壤碳库、生态系统碳库变化

恢复后芦苇湿地植被地上碳库、地下碳库、植被碳库总和分别为0.92、0.99、1.90 kg/m²,较羊草地分别增加384.21%、135.71%、216.67%;碱斑地为光秃裸地,植被碳库为0。芦苇湿地土壤碳库为17.38 kg/m²,较碱斑地和羊草地分别增长64.12%、4.45%,羊草地较碱斑地增长57.13%。芦苇湿地生态系统碳库为19.29 kg/m²,较碱斑地、羊草地分别增长82.15%、11.83%(表2)。

表 1 退化湿地恢复前后土壤理化性质变化
Table 1 Changes in soil physicochemical properties before and after restoration of degraded wetlands

样地	土层深度/cm	SWC	BD/(g·cm ⁻³)	pH	EC/(μS·cm ⁻¹)	TN/(mg·kg ⁻¹)	TP/(mg·kg ⁻¹)
碱斑地	0~10	0.18±0.01b	1.65±0.02a	9.90±0.03a	4 216.67±152.75a	141.34±2.86c	123.70±10.51c
	10~20	0.19±0.01b	1.57±0.06a	10.07±0.02a	1 460.00±17.35a	125.50±5.03c	109.85±5.61b
	20~30	0.20±0.01b	1.50±0.03a	10.08±0.05a	1 348.00±12.53a	139.26±2.25c	114.34±4.17b
	30~40	0.21±0.01b	1.51±0.01a	10.06±0.02a	1 447.33±10.69a	164.22±5.87c	148.71±11.50b
	40~50	0.23±0.01b	1.55±0.03a	10.05±0.01a	1 449.00±53.33a	124.35±6.00c	132.68±8.50c
	50~60	0.22±0.01c	1.56±0.01b	10.04±0.01a	1 512.33±24.91a	99.50±3.27c	122.54±10.50b
	60~70	0.23±0.01a	1.55±0.01c	10.06±0.02a	1 416.67±6.11a	75.63±4.52c	126.32±9.73a
	70~80	0.22±0.01b	1.56±0.02b	10.06±0.01a	1 407.00±9.85a	67.68±4.46c	115.79±5.90b
	80~90	0.24±0.01b	1.55±0.01b	10.07±0a	1 401.67±39.27a	66.61±6.50c	122.84±6.52b
	90~100	0.22±0.01a	1.56±0.01b	10.08±0.01a	1 420.67±7.09a	62.22±4.16b	117.43±3.51a
羊草地	0~10	0.21±0.01b	1.53±0.05a	8.98±0.04b	767.67±2.52b	846.20±16.01a	215.90±6.06a
	10~20	0.18±0.01b	1.52±0.07a	9.18±0.02b	458.00±4.36b	650.45±10.50b	171.91±6.50a
	20~30	0.19±0.01b	1.58±0.02a	9.49±0.01b	506.00±2.00b	619.42±18.87a	163.28±4.86a
	30~40	0.22±0.02b	1.60±0.02a	9.72±0.01b	567.33±12.06b	563.52±13.50b	167.91±6.64a
	40~50	0.23±0.01b	1.63±0.04a	9.80±0.01b	551.00±11.00b	392.49±11.51b	155.00±6.39b
	50~60	0.25±0.01b	1.60±0.01a	9.75±0.01b	451.33±1.15b	229.24±18.79b	133.77±8.34b
	60~70	0.23±0.01a	1.61±0.01a	9.72±0.01b	419.67±18.58b	144.24±11.21b	132.32±10.84a
	70~80	0.23±0.01b	1.61±0.02a	9.77±0.01b	424.33±11.85b	120.87±10.99b	120.58±10.50b
	80~90	0.22±0.01c	1.62±0.02a	9.82±0.01b	404.33±4.04b	91.83±6.45b	101.81±7.83c
	90~100	0.22±0.02a	1.62±0.01 a	9.84±0.01b	393.67±1.53b	77.65±7.45a	105.81±9.04a
芦苇地	0~10	0.36±0.05a	1.30±0.11b	7.85±0.04c	216.67±4.73c	695.39±15.00b	191.85±8.35b
	10~20	0.35±0.02a	1.42±0.09a	7.93±0.03c	192.67±5.51c	730.93±15.49a	181.71±8.54a
	20~30	0.31±0.01a	1.49±0.08a	8.04±0.03c	198.67±2.31c	579.88±9.62b	170.23±20.15a
	30~40	0.31±0.02a	1.54±0.07a	8.34±0.03c	255.33±3.21c	670.35±4.06a	171.53±3.26a
	40~50	0.31±0.02a	1.55±0.11a	8.89±0.05c	277.00±5.29c	456.83±13.58a	169.81±3.59a
	50~60	0.30±0.01a	1.57±0.01b	9.01±0.08c	278.33±2.89c	486.44±13.96a	155.91±6.50a
	60~70	0.26±0.02a	1.58±0.02b	9.38±0.03c	336.33±5.51c	302.33±4.00a	142.56±4.99a
	70~80	0.26±0.02a	1.60±0.02a	9.50±0.03c	343.33±5.13c	276.83±6.35a	137.68±3.00a
	80~90	0.26±0.01a	1.61±0.03a	9.63±0.02c	399.0±12.53b	184.24±7.85a	137.79±3.26a
	90~100	0.22±0.01a	1.62±0.01a	9.79±0.03c	419.67±4.04b	87.81±2.30a	113.61±7.01a

注:表中数据为平均值±标准差;同列小写字母表示不同样地在同一土层之间的差异($p<0.05$);SWC为含水率;BD为土壤体积质量;pH为土壤酸碱度;EC为电导率;TN为总氮;TP为总磷。下同。

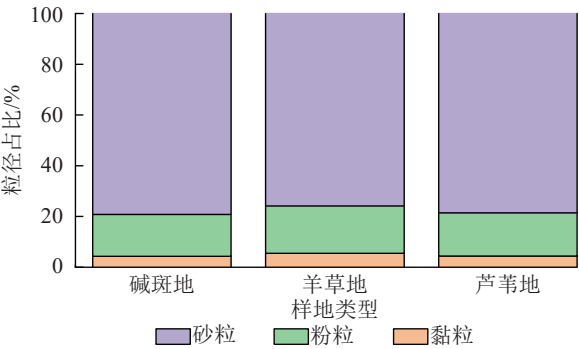
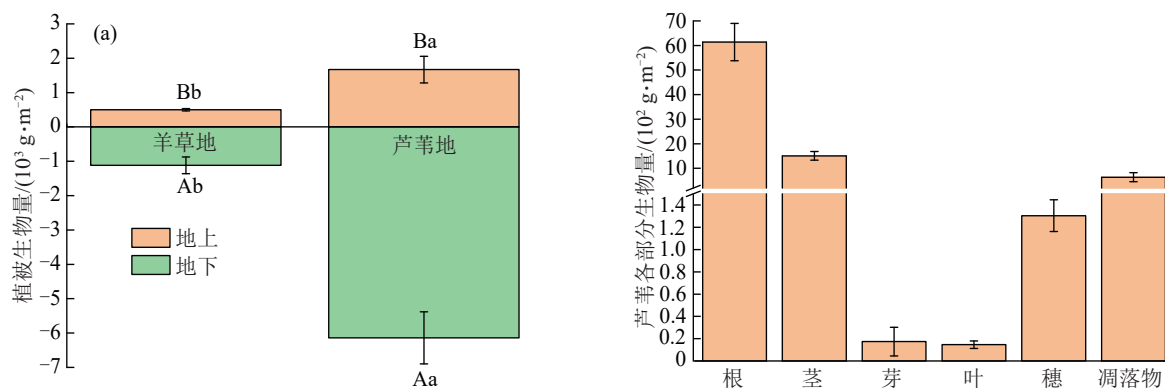


图 1 退化湿地恢复前后样地颗粒组成变化
Fig. 1 Changes in particle size distribution of sample sites before and after restoration of degraded wetlands

2.5 土壤有机碳质量分数及储量与土壤理化性质主成分分析

对 SOC 质量分数及储量与土壤理化性质进行主成分分析。从图 4 可以看出,PCA 轴 PC1、轴 PC2 共同解释方差变量的 79.5%,能够较好地解释退化湿地恢复后土壤环境差异。主成分分析显示,碱斑地、羊草地、芦苇湿地土壤理化性质彼此之间均存在显著差异($p<0.05$),SOC 质量分数及储量与 SWC 呈显著正相关($p<0.05$),与 TN、TP、EC、N/P 呈显著负相关($p<0.05$)。



注:图柱上方不同大写字母表示同一样地在地上部分与地下部分生物量之间差异显著($p<0.05$);不同小写字母表示不同样地在同一地上部分或地下部分生物量之间差异显著($p<0.05$)。

图 2 退化湿地恢复前后植被生物量变化

Fig. 2 Changes in vegetation biomass before and after restoration of degraded wetlands

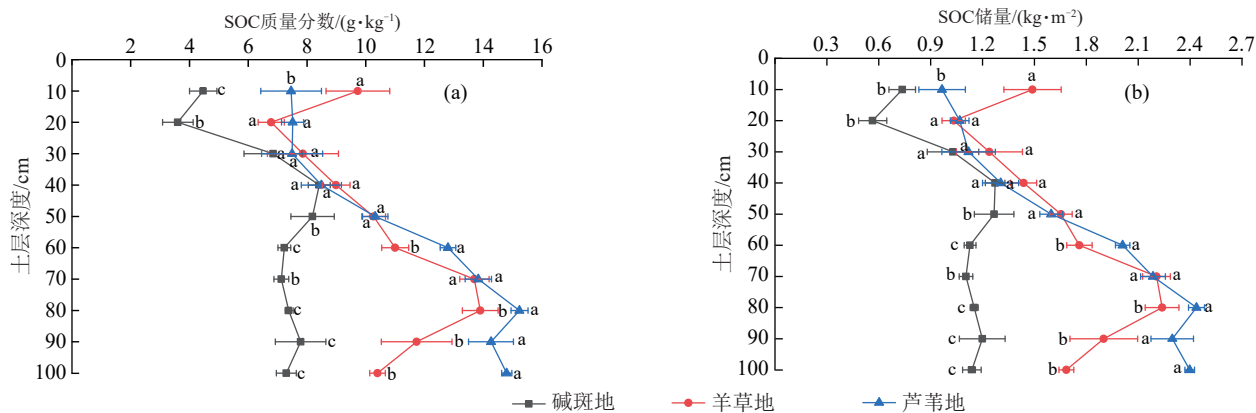


图 3 退化湿地恢复前后土壤剖面SOC质量分数与储量变化

Fig. 3 Changes in SOC content and storage in soil profiles before and after restoration of degraded wetlands

表 2 退化湿地恢复前后植被碳库、土壤碳库、生态系统碳库变化

Table 2 Changes in vegetation, soil, and ecosystem carbon pools before and after restoration of degraded wetlands $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$

样地	地上部分	地下部分	植被碳库	土壤碳库	生态系统碳库
碱斑地	0c	0c	0c	$10.59 \pm 0.54\text{b}$	$10.59 \pm 0.54\text{c}$
羊草地	$0.19 \pm 0.01\text{b}$	$0.42 \pm 0.09\text{b}$	$0.60 \pm 0.10\text{b}$	$16.64 \pm 0.88\text{a}$	$17.25 \pm 0.87\text{b}$
芦苇湿地	$0.92 \pm 0.15\text{a}$	$0.99 \pm 0.12\text{a}$	$1.90 \pm 0.03\text{a}$	$17.38 \pm 0.52\text{a}$	$19.29 \pm 0.50\text{a}$

注:同列不同小写字母表示不同样地在同一碳库之间差异显著($p<0.05$)。

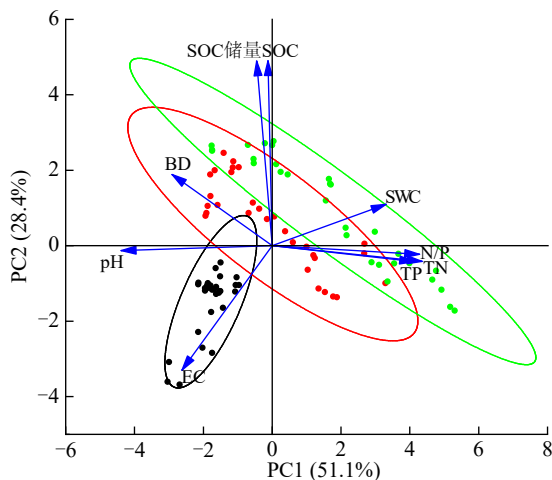


图 4 土壤有机碳及储量与土壤理化性质主成分分析

Fig. 4 Principal component analysis of soil organic carbon content, storage, and soil physicochemical properties

3 讨论

3.1 退化湿地恢复对土壤有机碳变化的影响

土壤中的活性 SOC 对外界环境变化响应应极其敏感,退化湿地恢复后土壤理化性质发生变化,SOC 在土壤中的周转时间也将发生变化。湿地土壤水分特征(如含水率、地上、地下水位、淹水时间、淹水周期等)作为影响 SOC 质量分数的重要环境因子,对 SOC 的影响极其复杂,过干和过湿的条件均不利于土壤呼吸作用的进行,只有在水分适宜时,才能激发微生物活性,促进 SOC 分解。本研究中 SOC 质量分数与含水率呈显著正相关,与王春光^[11]的研究结果相同,水分会填充土壤颗粒之间的孔隙,限制氧气扩散,从而抑制 SOC 分解。恢复后的芦苇湿地由于长期被淹水覆盖,土壤通气条件较差,微生物活性降

低,植物残体分解非常缓慢,所以土壤中含有大量有机质。FENNER等^[12]研究表明,土壤中酚类物质可通过限制微生物活性,从而抑制SOC分解,而湿地长期的高水位所导致的厌氧环境抑制酚氧化酶活性,从而提升土壤中酚类物质浓度,促进SOC积累,即“酶栓效应”。土壤体积质量对SOC质量分数也有影响,相比于羊草地,恢复后芦苇湿地体积质量降低,有利于根系在土壤中伸展,从而更好地吸收水分和养分,因此植被生长良好,其凋落物的归还促进SOC的积累;恢复后芦苇湿地深层土壤体积质量大于碱斑地,碱斑地深层较小的体积质量有利于氧气扩散,促进SOC分解。pH可通过影响与SOC相关的微生物活性及阳离子凝聚和离子交换量来间接影响SOC质量分数和分布^[13],且pH增加使得土壤溶液中负电荷上升,导致有机质溶解度增加,进而加剧SOC损失^[14],董洪芳等^[15]、常帅等^[16]研究也得出pH与SOC质量分数呈负相关的结论,本研究中退化湿地恢复后pH显著降低,在一定程度上提高SOC质量分数。

电导率作为表征盐分的指标,反映土壤中盐分大小,碱斑地和羊草地电导率有“表聚现象”,且碱斑地“表聚现象”更加明显,土壤中盐溶液在毛细作用下上升至土壤表层,而表层盐溶液水分蒸发后盐分颗粒便滞留在土壤中,所以出现“表聚现象”。本研究中SOC质量分数与电导率呈显著负相关,与李苏青等^[17]、MORRISSEY等^[18]研究结果相同,土壤中盐分能增加有机质溶解性,有利于稳定碳向活性炭转化,以至于被微生物分解利用,从而减少SOC质量分数^[19],且盐渍环境中细菌需改变细胞膜化学组成并分泌糖类、氨基酸等渗透调节物质来调节体内渗透压以适应外界环境,避免盐分胁迫^[20];过高的盐离子强度也通过负向渗透势和离子毒性等途径影响微生物功能和繁殖,甚至造成细胞裂解死亡^[21],导致微生物活性降低,生长繁殖能力较弱,其残体和代谢产物对土壤稳定性碳的贡献较小;高浓度的盐离子同时也破坏团聚体结构,并占据土壤矿物颗粒表面的吸附位点,从而减少SOC与其结合的机会,降低SOC稳定性; Fe^{3+} 、 NO_3^{2-} 、 SO_4^{2-} 等电子受体可通过提高土壤氧化还原电位在一定程度上促进SOC分解。从对植物影响的角度来说,盐分可通过改变土壤渗透势和基质势来影响植物生长和初级生产力,部分植物受盐碱胁迫而生产力低下甚至凋亡,向土壤中输送的植物源碳减少,不利于SOC积累,因此SOC质量分数与电导率呈显著负相关。本研究中恢复后芦苇湿地电导率显著低于退化湿地,有利于SOC质量分数的提升。

N、P作为植物生长所必需的营养元素,对植物生长起着非常重要的作用。在N、P缺乏的生态系统里,植被生产力低下,生物量较低,而凋落物、根系生物量及分泌物又是SOC的重要来源,所以N、P缺乏的生态系统SOC质量分数较低。通常情况下SOC质量分数与TN、TP呈正相关,但在本研究中呈负相关。植物和微生物的生长需要吸收土壤中N、P养分来构建自身细胞结构并进行代谢活动,在N、P缺乏的生态系统里,植被根系和微生物通过分泌一定量的养分矿化酶来分解含N、P的顽固有机物,以此获得与自身生长所需比例相似的N和P,即“营养挖掘假说”^[22],说明N、P限制促进SOC分解。本研究所选样地土壤N、P质量分数相对较低,植物和微生物生长所需养分很大程度上依赖于SOC的矿化,因此SOC质量分数与TN、TP呈显著负相关。

3.2 退化湿地恢复对湿地植物-土壤系统有机碳储量的影响

植被作为生态系统的能量生产者,可以通过光合作用不断固定空气中的 CO_2 合成有机物,这些有机物部分通过植物呼吸消耗以 CO_2 形式排放到大气中,同时为植物生命活动提供能量。余下的有机物(净初级生产力)则以生物量的形式储藏在植物碳库中,从而增加植物碳汇。退化湿地淹水恢复后由于环境条件改善,植被生长旺盛,光合作用增强,能够固定更多的碳存在于自身体内,因此提高植被碳储存能力。本研究所选择的3块样地,地下1 m土壤剖面TN、TP质量分数总体上呈芦苇湿地>羊草地>碱斑地的变化规律,羊草地和芦苇湿地充足的养分为植被的生长提供良好条件,而碱斑地由于土壤养分质量分数低、盐碱质量分数大,不利于植被生长,且土壤中缺少种子、孢子等植物繁殖体,因此为光秃裸地;羊草地虽然也为退化湿地,但属于盐碱程度较低的地块,在自然更新作用下,植被逐渐发育,生长良好,高度为30~50 cm;芦苇湿地经过水淹以后,植被长势茂盛,高度为1.80~2.30 m,生物量为7 807.78 g/ m^2 ,碳库为1.90 kg/ m^2 ,较羊草地分别增加383.15%、216.67%。除养分供给外,遗传特性也是决定植被光合能力的关键因素,芦苇属于C4植物,具有发达的维管束鞘结构,叶肉细胞排列紧密且叶绿体密度高,叶片较厚且具有蜡质层,能够减少水分蒸发并维持高光合效率所需的水分条件,气孔开度大, CO_2 吸收充足;而羊草属于C3植物,叶片较薄,叶肉细胞分化简单,叶绿体分布稀疏,气孔密度较低, CO_2 吸收能力较弱,且干旱条件下易关闭气孔防止水分流失,从而限制光合能力。芦苇和羊草在生长策略上也有所不同,芦苇作

为湿地先锋物种,需快速生长占据生态位,需要较高的光合能力支持其生物量积累和繁殖优势,而羊草偏向于“保守”策略,适应于资源匮乏、环境恶劣的条件,倾向于分配能量于抗逆性而非快速生长。

恢复芦苇湿地 SOC 储量为 17.38 kg/m^2 ,较碱斑地、羊草地分别增加 64.12% 、 4.45% ,其很大原因在于植被在生长发育过程中,以凋落物、根系残体及分泌物的形式不断向土壤中输送植物源碳,从而增加 SOC 储量。本研究所选择的 3 块样地,碱斑地为光秃裸地,缺乏植物源碳的输入,其土壤中存留的 SOC 可能来源于碱斑地退化之前芦苇植被残体的积累和土壤中具有 CO_2 同化能力的自养微生物固碳,以及碱斑地在水淹期间发生的物理性固碳(温度梯度驱动的大气 CO_2 形成水合 CO_2)和夜间发生的化学性固碳(CO_3^{2-} 同 H_2O 和 CO_2 反应生成 HCO_3^{3-})^[23];羊草地植被生长良好,在植物源碳输入方面优于碱斑地;芦苇湿地经过水淹以后,植被长势茂盛,地上、地下生物量均显著高于羊草地,同时产生更多的根系分泌物,在植物源碳输入方面优于羊草地。植被根系残体和凋落物的不断积累有利于 SOC 储量增加^[24],本研究中碱斑地植被生物量为零,恢复芦苇湿地植被地上、地下生物量分别为 $1\ 668.51$ 、 $6\ 139.28 \text{ g/m}^2$,较羊草地分别增加 234.50% 、 449.52% ,王春光^[11]研究表明,植被地上、地下生物量与 SOC 储量呈极显著正相关,因此羊草地、芦苇湿地植被生物量的增加、生产力的提高会促进 SOC 储量的增加,且芦苇湿地的促进程度更高。植被的生长能够改善土壤结构,提高其粗糙程度和抗侵蚀能力,有效减少地表径流引起的 SOC 损失^[25],张宇恒等^[26]研究表明, SOC 流失程度与植被覆盖度呈负相关。本研究中芦苇湿地、羊草地相对于碱斑地来说,土壤抗侵蚀能力相对较强,能保存更多的 SOC。芦苇湿地、羊草地植被盖度较大,防风固沙效果显著,土壤表面趋于稳定,能够减少风蚀引发的凋落物损失,增加生态系统对大气烟尘的固定,而烟尘中的细小颗粒物质含有丰富的有机质,为土壤提供额外的碳源,有利于 SOC 积累^[27]。这些输入到土壤中的外源有机碳,一部分通过微生物呼吸作用以 CO_2 形式排放到大气中,另一部分经微生物同化作用转化为生物量,在微生物不断生长、繁殖和死亡的迭代过程中以微生物残体碳(氨基糖)、代谢产物(胞壁质、几丁质)的形式埋藏在土壤碳库中,增加 SOC 储量。本研究中恢复芦苇湿地相对于退化湿地有更丰富的碳源、氮源,为微生物提供更多的养分,提高微生物活性,促进微生物增殖,在“微生物碳泵”的作用下,土壤中的活性 SOC 向更稳定的碳转变,从而延长 SOC 在土壤中的保留时间,增加 SOC 储量。

退化湿地恢复后,深层 SOC 储量高于表层,与滨海湿地^[28] SOC 储量随深度增加呈上升趋势的结果相同,却与洞庭湖湿地^[29]和三江平原湿地^[30]碳储量研究所得到的表层土壤($0\sim 20 \text{ cm}$) SOC 质量分数最高的结论相反,其原因在于芦苇是深根系植物,根系能伸展到地下 1 m 深,根系残体及分泌物向土壤中输送大量有机质,且芦苇湿地为砂土,土壤颗粒之间的孔隙有利于 SOC 向下迁移,而表面 40 cm 淹水环境使其迁移能力更强。淹水导致土壤处于饱和状态,吸附有 SOC 的粉粒、黏粒等细小颗粒易沿着孔隙向下迁移,且淹水在土壤剖面产生垂直方向的渗流,对土壤颗粒和 SOC 具有搬运作用,尤其是在土壤质地较为疏松、孔隙较大的情况下,水流的冲刷和携带能力更强。并且淹水后土壤较低的氧化还原电位使得氧化铁、氧化锰等金属氧化物被还原为低价态,这些低价态的金属离子溶解性较强,容易与 SOC 发生吸附-解吸反应或形成络合物,在水流搬运作用下向下迁移,有利于深层 SOC 的积累。相比于退化湿地,芦苇湿地深层土壤温度、氧气限制更加强烈,使得微生物活性降低, SOC 矿化减慢。恢复后芦苇湿地深层土壤体积质量大于碱斑地,土壤母质是影响体积质量的重要因素,粗颗粒母质(如砂粒)形成的土壤孔隙偏大,而土壤中盐分的存在加剧这种现象,碱斑地为砂土,且土壤盐分质量分数较大,土壤中的盐分存在结晶与溶解反复交替的现象,该过程能够显著增加深层土壤孔隙度,且盐离子向深层土壤的迁移会引起黏粒分散,破坏土壤团聚结构,形成多微孔隙。碱斑地高盐分降低土壤渗透性,水分滞留引起季节性干湿交替,土壤颗粒在收缩膨胀过程中形成裂隙,从而降低体积质量。

4 结 论

1) 退化湿地淹水恢复后土壤环境得到改善,有利于植被生长,使得芦苇沼泽湿地植被生物量和碳储量均高于退化湿地。

2) 植被残体的积累和淹水所导致的厌氧条件增加 SOC 储量,且深层 SOC 积累更显著,而深层由于氧气、微生物等的限制减少 SOC 矿化,有利于碳的固存。在当今气候变化背景下,对退化湿地进行淹水恢复,是提高土壤碳汇能力的重要途径。

参考文献:

- [1] BOND-LAMBERTY B, THOMSON A. Temperature-associated increases in the global soil respiration record[J]. *Nature*, 2010, 464(7288): 579-582.
- [2] PAUSTIAN K, LEHMANN J, OGLE S, et al. Climate-smart soils[J]. *Nature*, 2016, 532(7597): 49-57.

- [3] 田娜,王义祥,翁伯琦.土壤碳储量估算研究进展[J].亚热带农业研究,2010(3):193-198.
TIAN N, WANG Y X, WENG B Q. Advances in estimating soil carbon storage [J]. Subtropical Agriculture Research, 2010, 6(3): 193-198.
- [4] 赵鹏.生态工程技术在湿地保护恢复中的应用[J].林业勘查设计,2024,53(2):54-57.
ZHAO P. Application of ecological engineering technology in wetland protection and restoration [J]. Forest Investigation Design, 2024, 53(2): 54-57.
- [5] 王苗苗.松嫩平原西部盐碱湿地恢复与利用对CO₂、CH₄排放通量的影响[D].长春:吉林农业大学,2023.
WANG M M. Effects of restoration and utilization of saline-alkali wetlands in western Songnen Plain on CO₂ and CH₄ emission fluxes [D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2023.
- [6] 姚卫举.松嫩平原西部退化苏打盐碱湿地恢复与利用对土壤碳库稳定性及有机碳组分的影响[D].长春:吉林农业大学,2023.
YAO W J. Soil carbon pool stability and organic carbon composition affected by restoration and utilization of degraded soda saline-alkali wetland in the western Songnen Plain [D]. Changchun: Jilin Agricultural University, 2023.
- [7] 邵鹏帅,王美琦,赵丽莹.黄河三角洲滨海湿地退化和恢复对芦苇光合特征的影响[J].滨州学院学报,2023,39(2):68-73.
SHAO P S, WANG M Q, ZHAO L Y. Changes in photosynthetic characteristics of phragmites australis during wetland degradation and restoration in the Yellow River Delta [J]. Journal of Binzhou University, 2023, 39(2): 68-73.
- [8] 杨艳丽.苏打盐碱芦苇湿地碳氮磷累积及其在退化、恢复过程中的变化特征[D].北京:中国科学院东北地理与农业生态研究所,2020.
YANG Y L. Accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus and their changes characteristics under degradation and restoration progress in the soda saline-alkali reed wetlands [D]. Beijing: Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, 2020.
- [9] YANG Y L, MOU X J, WEN B L, et al. Soil carbon, nitrogen and phosphorus concentrations and stoichiometries across a chronosequence of restored inland soda saline-alkali wetlands, western Songnen Plain, northeast China [J]. Chinese Geographical Science, 2020, 30(5): 934-946.
- [10] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000:30-35.
BAO S D. Soil and agricultural chemistry analysis [M]. 3rd Edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 30-35.
- [11] 王春光.退耕对三江平原沼泽土壤有机碳恢复的影响机制研究[D].哈尔滨:东北林业大学,2022.
WANG C G. Mechanism of soil organic carbon restoration after reclaimed marshes abandonment in Sanjiang Plain [D]. Harbin: Northeast Forestry University, 2022.
- [12] FENNER N, FREEMAN C. Drought-induced carbon loss in peatlands [J]. Nature Geoscience, 2011, 4: 895-900.
- [13] LI Y, WU H D, WANG J Z, et al. Plant biomass and soil organic carbon are main factors influencing dry-season ecosystem carbon rates in the coastal zone of the Yellow River Delta [J]. PLoS One, 2019, 14(1): e0210768.
- [14] WANG X, TANG C, BALDOCK J A, et al. Long-term effect of lime application on the chemical composition of soil organic carbon in acid soils varying in texture and liming history [J]. Biology and Fertility of Soils, 2016, 52(3): 295-306.
- [15] 董洪芳,于君宝,孙志高,等.黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征[J].环境科学,2010,31(6):1594-1599.
DONG H F, YU J B, SUN Z G, et al. Spatial distribution characteristics of organic carbon in the soil-plant systems in the Yellow River estuary tidal flat wetland [J]. Environmental Science, 2010, 31(6): 1594-1599.
- [16] 常帅,于红博,曹聪明,等.锡林郭勒草原土壤有机碳分布特征及其影响因素[J].干旱区研究,2021,38(5):1355-1366.
CHANG S, YU H B, CAO C M, et al. Distribution characteristics of soil organic carbon in Xilin Gol steppe and its influencing factors [J]. Arid Zone Research, 2021, 38(5): 1355-1366.
- [17] 李苏青,管冬兴,李希媛,等.天津滨海湿地土壤有机碳和有效磷的盐度响应及影响因素[J].生态学杂志,2024,43(5):1381-1389.
LI S Q, GUAN D X, LI X Y, et al. Responses of soil organic carbon and available phosphorus to salinity in Tianjin coastal wetland and its influencing factors [J]. Chinese Journal of Ecology, 2024, 43(5): 1381-1389.
- [18] MORRISSEY E M, GILLESPIE J L, MORINA J C, et al. Salinity affects microbial activity and soil organic matter content in tidal wetlands [J]. Global Change Biology, 2014, 20(4): 1351-1362.
- [19] THURMAN E M. Organic geochemistry of natural waters [M]. Berlin: Springer Science and Business Media, 2012.
- [20] PIVNIČKOVÁ B, REJMÁNKOVÁ E, SNYDER J M, et al. Heterotrophic microbial activities and nutritional status of microbial communities in tropical marsh sediments of different salinities: The effects of phosphorus addition and plant species [J]. Plant and Soil, 2010, 336(1): 49-63.
- [21] RATH K M, MAHESHWARI A, BENGTSON P, et al. Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2016, 82(7): 2012-2020.
- [22] 张睿媛,袁丹,秦树平,等.碳氮磷化学计量比对土壤有

- 机碳矿化激发效应的影响[J]. 中国生态农业学报, 2023, 31(8):1311-1321.
- ZHANG R Y, YUAN D, QIN S P, et al. Effects of carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry on the priming of soil carbon mineralization[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2023, 31(8):1311-1321.
- [23] 王艺璇, 王珂, 曲鲁平, 等. 中国松嫩平原盐碱土固碳潜力过程及机理研究[J]. 中国农业资源与区划, 2024, 45(1):129-138.
- WANG Y X, WANG K, QUL P, et al. Process and mechanism of saline-alkali soil carbon uptake potential in the Songnen Plain of China[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2024, 45(1):129-138.
- [24] FENG X M, FU B J, PIAO S L, et al. Revegetation in China's Loess Plateau is approaching sustainable water resource limits[J]. Nature Climate Change, 2016, 6:1019-1022.
- [25] HAN D D, DENG J C, GU C J, et al. Effect of shrub-grass vegetation coverage and slope gradient on runoff and sediment yield under simulated rainfall[J]. International Journal of Sediment Research, 2021, 36(1):29-37.
- [26] 张宇恒, 刘春, 付智勇, 等. 坡面水文过程与土壤有机碳迁移研究进展[J]. 土壤通报, 2023, 54(3):730-738.
- ZHANG Y H, LIU C, FU Z Y, et al. Research progress of hydrological process and soil organic carbon migration in slope field[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2023, 54(3):730-738.
- [27] 贺郝钰, 刘蔚, 常宗强, 等. 腾格里沙漠南缘植被恢复对土壤有机碳组成及稳定性的影响[J]. 中国沙漠, 2024, 44(6):307-317.
- HE H Y, LIU W, CHANG Z Q, et al. Effects of revegetation on soil organic carbon composition and stability in the southern edge of the Tengger Desert[J]. Journal of Desert Research, 2024, 44(6):307-317.
- [28] 刘贵祥. 滨海芦苇湿地碳储量及刈割活动对其影响[D]. 辽宁 大连: 大连海洋大学, 2024.
- LIU G X. Carbon storage and impact of cutting activities on coastal reed wetlands[D]. Dalian, Liaoning: Dalian Ocean University, 2024.
- [29] 彭方成, 汤安民, 边华林, 等. 不同水位梯度和植被类型对洞庭湖湿地土壤有机碳储量的影响[J]. 湿地科学, 2023, 21(6):868-875.
- PENG F C, TANG A M, BIAN H L, et al. Influences of different water level gradients and vegetation types on soil organic carbon storage in the Dongting Lake wetland[J]. Wetland Science, 2023, 21(6):868-875.
- [30] 徐楠, 伍一宁, 李金博, 等. 三江平原湿地碳储量的研究[J]. 黑龙江科学, 2018, 99(1):7-8.
- XU N, WU Y N, LI J B, et al. Study on the carbon storage of wetlands in the Sanjiang Plain[J]. Heilongjiang Science, 2018, 99(1):7-8.
- (上接第 23 页)
- [90] 张梦歌, 尹可敬, 石兆勇, 等. 丛枝菌根真菌对番茄生长及土壤呼吸速率的影响[J]. 北方园艺, 2021(13):91-98.
- ZHANG M G, YIN K J, SHI Z Y, et al. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on tomato growth and soil respiration rate[J]. Northern Horticulture, 2021(13):91-98.
- [91] 赵爽, 王邵军, 杨波, 等. 接种丛枝菌根真菌对云南石漠化土壤呼吸的影响[J]. 生态学报, 2022, 42(21):8830-8838.
- ZHAO S, WANG S J, YANG B, et al. Effects of arbuscular mycorrhiza fungi inoculations on soil respiration in Yunnan rocky desertification habitat[J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(21):8830-8838.
- [92] BUNN R A, CORRÊA A, JOSHI J, et al. What determines transfer of carbon from plants to mycorrhizal fungi? [J]. New Phytologist, 2024, 244(4):1199-1215.
- [93] PÜSCHEL D, JANOUŠKOVÁ M, HUJSLOVÁ M, et al. Plant-fungus competition for nitrogen erases mycorrhizal growth benefits of *Andropogon gerardii* under limited nitrogen supply[J]. Ecology and Evolution, 2016, 6(13):4332-4346.
- [94] CHEN Y L, XU Z W, XU T L, et al. Nitrogen deposition and precipitation induced phylogenetic clustering of arbuscular mycorrhizal fungal communities[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2017, 115:233-242.
- [95] TRESEDER K K, ALLEN E B, EGERTON-WARBURTON L M, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi as mediators of ecosystem responses to nitrogen deposition: A trait-based predictive framework[J]. Journal of Ecology, 2018, 106(2):480-489.
- [96] HASSELQUIST N J, VARGAS R, ALLEN M F. Using soil sensing technology to examine interactions and controls between ectomycorrhizal growth and environmental factors on soil CO₂ dynamics[J]. Plant and Soil, 2010, 331(1):17-29.
- [97] HÖGBERG P, NORDGREN A, BUCHMANN N, et al. Large-scale forest girdling shows that current photosynthesis drives soil respiration[J]. Nature, 2001, 411(6839):789-792.
- [98] HEINEMEYER A, INESON P, OSTLE N, et al. Respiration of the external mycelium in the arbuscular mycorrhizal symbiosis shows strong dependence on recent photosynthates and acclimation to temperature[J]. The New Phytologist, 2006, 171(1):159-170.