DOI: 10.5846/stxb202108302443

吴云杰,田鑫,张明意,王硕.植被修复初期对贵州高原喀斯特湿地湖滨带碳元素的影响.生态学报,2022,42(19):7785-7795. Wu Y J, Tian X, Zhang M Y, Wang S. Influence of vegetation restoration on carbon in the lakeside zone of Karst Wetland in Guizhou Plateau. Acta Ecologica Sinica,2022,42(19):7785-7795.

植被修复初期对贵州高原喀斯特湿地湖滨带碳元素的 影响

吴云杰*,田 鑫,张明意,王 硕

贵州民族大学生态环境工程学院/喀斯特湿地生态研究中心,贵阳 550025

摘要:以贵州草海保护区(海拔约为 2171.7 m)为研究对象,采用时空互代法研究不同地貌环境(非喀斯特地貌、喀斯特地貌及 植被修复地貌)下,保护区内土壤有机碳(SOC)、易氧化有机碳(ROC)、可溶性有机碳(DOC)含量分布规律及其影响因素,以期 为准确估算保护区内碳组分储量及其固碳效益评价提供科学依据。结果表明:(1)不同地貌下有机碳(SOC)含量、易氧化有机 碳(ROC)和可溶性有机碳(DOC)与土层深度存在极显著负相关关系,即随土层深度增加而降低;(2)在 0—50 cm 土层中喀斯 特地貌与非喀斯特地貌下土壤团聚体均以>0.2 mm 粒级有机碳含量相对较高,<0.125 mm 粒级含量最低。(3)植被恢复过程 中,土壤碳组分含量显著增加,土壤固碳能力增强提高了土壤有机碳含量,促进了土壤团聚体的形成,同时也提高了土壤团聚体 的稳定性。

关键词:喀斯特;有机碳;植被修复;草海保护区

Influence of vegetation restoration on carbon in the lakeside zone of Karst Wetland in Guizhou Plateau

WU Yunjie*, TIAN Xin, ZHANG Mingyi, WANG Shuo

College of Eco-Environmental Engineering / The Institute of Karst Wetland Ecology, Guizhou Minzu University, Guiyang 550025, China

Abstract: This paper takes Guizhou Caohai Reserve (2171.7 m above sea level approximately) as the research object, the time-space substitution method was used to study the distribution and influencing factors of soil organic carbon (SOC), easily oxidizable organic carbon (ROC) and soluble organic carbon (DOC) in different geomorphological environments (non-karst landforms, karst landforms and vegetation restoration landforms). The purpose of this paper is to provide a scientific basis for accurately estimating the reserves of carbon components and evaluating the benefits of carbon sequestration in the reserve. The results showed that: (1) The contents of SOC, ROC and DOC, under different landforms had very significantly negative correlation with soil depth, that was, they decreased with the increase of soil depth. (2) In the 0-50 cm soil layer, both karst and non-karst landforms had relatively higher organic carbon content in soil aggregates larger than 0.2 mm, and the lowest content of smaller than 0.125 mm. (3) During the process of vegetation restoration, the content of soil carbon components increased significantly, and the enhancement of soil carbon sequestration capacity increased soil organic carbon content, promoted the formation of soil aggregates, and also improved the stability of soil aggregates.

Key Words: karst; organic carbon; vegetation restoration; Caohai Nature Reserve

基金项目:贵州省科技计划项目(黔科合基础-ZK[2021]一般099)

收稿日期:2021-08-30; 网络出版日期:2022-05-24

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: 156715618@ qq.com

喀斯特地貌是指具有溶蚀力的水对可溶性岩石进行溶蚀作用等所形成的地表和地下形态的总称,又称岩溶地貌^[1],而西南喀斯特地区是我国生态环境最脆弱的地区之一^[2],主要集中于贵州、广西和云南等省区,该地区具有土层浅薄、持水能力弱,在自然条件下成土速率慢等特点,植被一旦遭受破坏,就会导致大量的水土流失,极易出现石漠化,加剧生态环境的恶化^[3]。近年来,各级政府实施的一系列石漠化治理,通过恢复林草植被、转变生产生活方式、产业发展等综合措施,使得西南喀斯特地区石漠化得到及时遏制,但形势依然严峻^[4]。

碳是一切物质循环的基础,碳循环在全球气候变化中起着非常重要的作用^[5-7],土壤作为碳元素循环的 载体,同时也是陆地生态系统的重要组成部分,对碳的排放和固定直接影响生态系统的碳循环的平衡^[8]。其 中,土壤有机碳(Soil organic carbon,SOC)是促进土壤碳循环的重要组成部分,同时也是评价土壤肥力^[9]、理 化性质^[10]、生物特性^[11]等重要指标。土壤 SOC 含量是土壤中有机物质矿化分解与合成的平衡结果^[12],在喀 斯特地貌中有机碳含量受到多种环境因子的影响^[13],包括气候和土壤等因素^[14],从而间接的改变有机碳含 量和分布,在喀斯特地貌下的土壤碳含量之间的变化微弱,较难反映土壤中短期修复时的变化关系^[15],而活 性有机碳是土壤有机碳研究中常用的一个指标,可以反映土壤全碳发生变化之前土壤细微变化^[9,12],通常用 易氧化有机碳(ROC)、可溶性有机碳(DOC)来表示^[16]。二者虽然在土壤有机碳中占比小,但作为生态系统 中最主要的能量来源之一^[9],可以在不同程度上反映土壤有机碳的有效性和土壤质量^[17]。

退耕还林、还草等一系列植被恢复措施深刻改变了土壤碳固存,有效地防止了土壤退化^[18-19],喀斯特石 漠化区域的植被恢复初期恢复速度快且具有巨大固碳潜力^[20]。不同植被恢复、土地利用类型及演替过 程^[21-22]对植物群落结构^[7]、土壤理化性质^[23-26]、微生物群落^[27]及生态化学计量特征^[28]等方面取得了相应 进展,植被恢复后土壤特性变化受土地利用类型和不同植被恢复策略的影响^[29-31],同时土壤有机碳动态对植 被修复的响应也强烈依赖于深度等因素^[32-33]。目前国内外对喀斯特地区植被恢复已开展深入研究,但喀斯 特地区土壤碳循环与植被恢复演替过程的协同作用还不十分明确。土壤有机碳通过植被恢复过程中植被-土 壤复合系统参与循环与累积,对植被恢复演替起重要作用^[19],各种有机碳组分之间的差异可作为反映土壤有 机碳库的有效指标^[34]。因此,研究植被修复前后对草海湿地湖滨带土壤有机碳组分变化特征及其与土壤养 分间的内在相关性有利于解决上述问题。

本研究采用时空互代法,通过选取贵州草海区域湿地湖滨带非喀斯特、喀斯特及植被修复后的土壤为研究对象,探讨植被修复后湿地湖滨带不同地貌下有机碳组分(SOC、ROC、DOC)的变化特征、湿地湖滨带碳元素循环对不同地貌的响应,同时探究不同地貌下对土壤有机碳组分的影响因子,进一步了解湿地湖滨带不同地貌下碳循环过程及湿地生态恢复及功能提升提供理论依据,同时为该区域石漠化生态修复从土壤养分层面作出评估和一定的科学依据。

1 区域概况与研究方法

1.1 研究区域概况

研究区域位于贵州威宁草海国家级自然保护区内(26°49′—26°53′N、104°12′—104°18′E)(图1),草海国 家级自然保护区总面积约 120 km²,是贵州高原上最大的天然淡水湖泊,平均海拔约为 2171.7 m,湖泊与周围 山地落差为 100—120 m,属亚热带季风区,年平均气温在 10.6℃,最高温度达 36.8℃,最低温度为 5℃,年均降 雨量在 1000 mm 左右,多集中在每年的 2—7 月份,从而形成了春夏雨多、秋冬少雨的特点,无霜期 208.6 d,年 日照时数约 1805.4 h。土壤类型以黄壤石灰土为主,森林覆盖率小于 15%,岩石裸露率高达 75%以上,发育有 较完善的土面及石坑等小生境,属于典型的喀斯特区域,保护区内湿地植被主要以挺水植被和沉水植被为主, 植物种类较少且生长茂盛,是一个典型发育完善的高原湿地生态系统^[24]。



图1 研究区域位置 Fig.1 Location of the study area



1.2 研究方法

1.2.1 样品采集

2019年8月开始采集土壤样品,样带位于喀斯特石漠化较为严重的贵州省西北部威宁县范围内。以草 海湖滨带水生植被到陆生植被演替较为完整的样带为选择标准,最终选取3条样带作为本次研究样地,基本 情况如表1所示。在草海区域阳关山处选取非喀斯特样地貌样带1条,江家湾处选取喀斯特与植被恢复地貌 样带各一条(两条样带均为同一生境下区域,一半用作植被修复,一半作为对比研究),其中植被修复样带年 限为 3—4 年,以人工植被(榆树+草本)为主;未修复之前,江家湾区域土壤类型均为石灰土,植被群落较为均 匀,灌木群落以栒子、古钟金花小檗为主,草本层群落主要以蒿、莎草为主^[35-36]。

		Table 1	Location and	vegetation	status of the transect
样带 Transect	经纬度 Latitude longitude	海拔/m Altitude	植被盖度/% Vegetation coverage	土壤类型 Soil type	植物群落 Phytocoenosium
非喀斯特 Non-karst	104°12′1.82″— 104°13′1.82″E 26°52′3.10″— 26°52′20.60″N	2174—2196	85	黄壤	乔木群落:以槐树(Sophora japonica L)、伴生圆柏(Sabina chinensis (L.) Ant.)、杉木(Cunninghamia lanceolata (Lamb.)Hook)等为主;灌木群落: 以杜松(Juniperus rigida S. et Z)和火棘(Pyracantha fortuneana (Maxim.) Li)为主; 草本植物:以艾草(Eleusine indica (L.) Gaertn)、水芹 (Oenanthe javanica (Bl.) DC.)和灯心草(Juncus effusus)
喀斯特 Karst	104°14′0.33″— 104°14′2.81″E 26°51′51.11″— 26°52′0.38″N	2179—2202	40	石灰土	草本植物:以车轴草(Trifolium Linn)、灯芯草(Juncus effusus)和青蒿 为主
植被修复 Vegetation restoration	104°13'53.40"— 104°13'7.0"E 26°51'56.86"— 26°52'0.81"N	2179—2202	60	石灰土	乔木群落: 以榆树 (Ulmus pumila L) 为主; 灌木群落: 以胡椒木 (Zanthoxylum piperitum Benn) 为主; 草本植物: 以金鸡菊 (Coreopsis drummondii Torr. et Gray) 和青蒿 (Artemisia carvifolia) 等为主

表1 样带地理位置及植被状况

以时空互代法对3条样带土壤碳含量进行探究,每条样带自上而下设置山顶(MT)、山腰(HS)、山脚 (BM)、岸边(SS)以及湿地(WL)5个样点(植被恢复样带3个),共计13个样点(图1)。采集土壤样品并记 录相应样点植物群落特征,每个样点设置3个平行样,取样剖面深度为50 cm,深度间隔为10 cm。将所取土 样用自封袋密装并标记,低温保存带回实验室。采集后的样品经风干、粉碎、过筛等处理过程,标记后放在阴 凉且干燥处储存备用。

1.2.2 样品的预处理与测定

土壤基本理化性质测定参照《土壤农业化学分析方法》^[37];土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾氧化-外加热 法、易氧化有机碳(ROC)采用 333 nmol/L KMnO₄氧化-比色法进行测定、可溶性有机碳(DOC)采用 0.2 mol/L FeSO₄滴定测定、硝态氮采用为紫外分光光度法;铵态氮采用 2 mol/L 氯化钾-靛酚蓝比色法;全磷(TP)采用 NaOH 熔融-钼锑抗显色-紫外分光光度法、速效磷(AP)采用 0.5 mol /L NaHCO,提取-钼锑抗显色-紫外分光光 度法。将样品在105℃下烘干法测定土壤水分含量(SWC)及土壤容重(BD);电导率(EC)采用电导率仪测 定;土壤 pH 采用电极电位法;土壤的理化性质如下(表 2)。

		Table 2	Physical and c	hemical prop	erties of surface	soil from the	different transe	ect	
样带 Transect	样点 Point	рН	含水率/% Moisture content	容重 Unit weight	电导率 Electrical conductivity/ (µs/cm)	硝态氮 Nitric nitrogen/ (mg/kg)	铵态氮 Ammonium nitrogen/ (mg/kg)	总磷 Total P/ (g/kg)	速效磷 Available P/ (mg/kg)
非喀斯特	МТ	4.19±0.11b	$25.15{\pm}6.57\mathrm{b}$	1.41±0.11a	42.77±12.23c	3.04±2.17a	14.81±2.23a	$2.81{\pm}0.65{\rm b}$	4.14±1.26ab
Non-karst	HS	$4.41{\pm}0.29{\rm b}$	$27.56{\pm}3.65{\rm b}$	1.39±0.02a	$38.87{\pm}15.42{\rm c}$	$3.20 \pm 3.35a$	$11.61\ \pm 1.05\mathrm{c}$	3.11±2.26a	$5.60{\pm}0.65{\rm b}$
	BM	$4.44{\pm}0.23\mathrm{b}$	30.8±4.27ab	1.36±0.14a	$36.03 \pm 11.44 \mathrm{c}$	4.51 ±4.32a	$10.97~\pm1.08\mathrm{bc}$	2.61±1.05a	6.13±1.24a
	SS	$7.40 \pm 0.30a$	$26.62{\pm}1.57\mathrm{b}$	1.51±0.02a	$75.90{\pm}15.40\mathrm{b}$	$3.76 \pm 1.49a$	$11.21~\pm1.01\mathrm{b}$	5.94±1.24a	4.12 ± 1.90 ab
	WL	7.16±0.43a	36.95±0.93a	1.32±0.02a	125.63±17.25a	2.67 ±1.26a	$10.62~\pm1.25\mathrm{b}$	$5.85{\pm}1.51\mathrm{b}$	$1.77 \pm 0.07 \mathrm{b}$
喀斯特	МТ	8.26±0.10a	31.66±0.06a	1.37±0.06a	137.37±13.69a	$1.08~\pm1.43\mathrm{c}$	$2.81 \pm 2.05 \mathrm{b}$	$5.98{\pm}0.73{\rm c}$	1.93±1.51a
Karst	HS	8.22±0.09a	37.61±0.09a	1.30±0.09a	$81.10{\pm}24.47\mathrm{b}$	$1.34~\pm1.05\mathrm{c}$	$3.19~\pm 2.25\mathrm{b}$	5.56±1.90a	$1.40 \pm 1.05a$
	BM	7.77±0.08a	38.67±0.09a	1.26±0.09a	$59.70{\pm}18.93\mathrm{b}$	$1.44~\pm1.05\mathrm{c}$	$4.73~\pm0.05\mathrm{ab}$	$4.22{\pm}1.24{\rm bc}$	2.58±2.26a
	SS	7.81±0.13ab	30.67±0.18a	1.49±0.18a	$116.67{\pm}8.61\mathrm{b}$	$7.09 \pm 2.26a$	$8.44 \pm 0.09 a$	$8.13{\pm}0.88{\rm b}$	$5.62{\pm}0.80{\rm b}$
	WL	7.82±0.13ab	29.28±0.17a	1.48±0.17a	214.03±34.70a	$4.54{\pm}0.88\mathrm{b}$	8.58±0.10a	3.61±1.24a	$5.62{\pm}0.88{\rm b}$
植被修复	MT	7.99±0.10a	22.02±0.19a	1.59±0.19a	$99.20{\pm}32.72{\rm bc}$	2.61±0.67a	6.77±0.33a	1.91±1.45a	2.38±0.73a
Vegetation	HS	$6.47{\pm}0.33\mathrm{b}$	29.06±0.06a	1.22±0.06a	$36.63 \pm 11.87 \mathrm{c}$	3.17±1.45a	5.21±0.61a	6.51±0.45a	6.65±1.45a
restoration	BM	7.38±0.61ab	25.42±0.16a	1.41±0.16a	$89.83{\pm}47.55{\rm bc}$	2.70±0.45a	6.43±0.06a	6.12±0.07a	6.11±0.45ab

表 2 不同样带表层土壤理化性质

MT:山顶 Mountaintop;HS:山腰 Hillside;BM:山脚 Bukit mertajam;SS:岸边 Shoreside;WL:湿地 Wetland;小写字母代表同一样带不同区域之间的显著性差异(P< 0.05)

1.2.3 数据分析与统计

利用 Excel 2007 表格进行数据统计,数据分析使用 SPSS 26.0 软件进行处理,用 Canoco Software 5.0 软件 对土壤的各种有机碳为变量做主坐标分析(PCoA),作图在 Origin 9.1 软件内完成。

2 结果与分析

2.1 不同地貌碳含量的分布特征

2.1.1 不同地貌土壤有机碳分布特征

不同地貌不同深度下 3 条样带土壤 SOC 含量分布情况如图 2 所示:非喀斯特样带与喀斯特样带均表现 为逐渐减少的变化趋势,在个别点土壤表层 SOC 含量呈现明显差异(P<0.05),且在 SS 和 WL 区域处,SOC 含 量明显高于其余样点;但喀斯特样带中 MT、HS 和 BM 3 点在 0—20 cm 土层的 SOC 含量为最高,这均区别于 其他两条样点,且在 BM 处含量最低,平均为 6.606 g/kg;在植被修复样带中,各点及各深度 SOC 平均含量相 差不明显,均值为6.299 g/kg,也未呈现出表层高于其他土层的明显特征或其他分布规律。

2.1.2 不同地貌土壤易氧化有机碳分布特征

不同地貌不同深度下 3 条样带土壤 ROC 含量分布表现为含量分布情况如图 3 所示:在非喀斯特样中,从





MT 到 WL,各点土壤 ROC 平均含量表现为随深度增加含量逐渐减少的变化规律,且各点 ROC 平均含量均高 于喀斯特样带和植被修复样带;喀斯特样带中,BM 点 ROC 平均含量为最低,为1.031 g/kg;除 WL 点外均表 现为表层含量最高;植被修复样带中,从 MT 到 BM 区域,ROC 平均含量在水平方向上逐渐减少,而在垂直剖 面上,各剖面含量均无显著性差异且无明显的变化规律。





2.1.3 不同地貌土壤可溶性有机碳分布特征

不同地貌不同深度下 3 条样带土壤 DOC 平均含量分布情况如图 4 所示:非喀斯特样带中,从 MT 到 WL 区域,DOC 平均含量在水平方向上逐渐增加,含量最大值为 MT 区域的 0<h≤10 cm 层,最小值为 SS 区域的 40<h≤50 cm 层;喀斯特样带中 DOC 平均含量在水平方向上变化表现为先减少后增加的"V"型变化规律,平 均含量最大值为 MT 区域的 40<h≤50 cm 层,最小值为 BM 区域的 0<h≤10 cm 层;植被修复样带从 MT 到 BM





2.2 碳组分含量与土壤理化性质的相关性分析

2.2.1 不同样带土壤理化性质主坐标(PCoA)分析

3条样带下土壤理化性质 PCoA 分析如图 5 所示, 结果表明:在不同区域下的理化性质主要受到 2 个主坐 标成分的控制,累计解释总方差为 75.59%。其中 PC1 主轴影响最大,解释 60.81%的数据变异,PC2 主轴解释 14.78%的数据变异,说明三条样带受到土壤理化性质 的影响比较大。其中,喀斯特样带与非喀斯特样带重合 区域较大,表明其理化性质相似。

2.2.2 通径分析

由于土壤因子之间存在一定的相关性,并且各土壤 因子的含量变化范围不同,因此采用逐步回归分析直观 地体现各环境因子对土壤有机碳组分含量的贡献大小, 通过标准化回归系数的方法计算通径系数,将相关系数 分解为直接通径系数与间接通径系数,可以较直观地反 映各环境因子对土壤有机碳各组分的影响作用。由于 其中非喀斯特样带中的土壤 SOC、喀斯特样带与植被修 复样带中土壤 DOC 的含量变化均不符合正态分布,不 能计算其通径系数与间接通径系数,所以剔除。通过筛 选后分析得到各有机碳组分与其它土壤理化因子的统 计回归模型公式如下:







PC1:尽可能最大解释数据变化的主坐标成分 Major coordinates of the largest possible explain data changes; PC2: 余下的变化度中占比 例最大的主坐标成分 The rest of the degree of change in the proportion of the largest main coordinate components

非喀斯特样带:

 $ROC = 0.68 + 0.214 \text{pH} + 0.025 \text{SWC} + 0.05 \text{BD} - 0.004 \text{EC} + 0.141 \text{NO}_3^- \text{N} + 0.121 \text{NH}_4^+ \text{-N} - 0.151 \text{TP} - 0.035 \text{AP} + 0.0121 \text{NH}_4^+ \text{-N} - 0.151 \text{TP} - 0.035 \text{AP} + 0.0121 \text{NH}_4^+ \text{-N} - 0.151 \text{TP} - 0.035 \text{AP} + 0.0121 \text{NH}_4^+ \text{-N} - 0.0121 \text{NH}_4^+ \text{-N} - 0.0121 \text{NH}_4^+ \text{-N} - 0.0035 \text{AP} + 0.0035 \text{$

DOC=11.298-0.971pH-0.076SWC-1.532BD+0.008EC-0.039NO₃⁻-N-0.024NH₄⁺-N+0.559TP-0.405AP 喀斯特样带:

 $SOC = -2.82 + 5.157 \text{ pH} - 3.031 \text{ NO}_3^- \text{ N}$

ROC = -2.766+1.172pH+0.026SWC-0.176BD-0.017EC-0.0341NO₃⁻N+0.061NH₄⁺-N-0.436TP+0.203AP 植被修复样带:

 $SOC = 1.232 + 0.486 NH_4^+ - N$

 $ROC = -28.963 - 2.334 pH - 0.009 SWC + 14.446 BD + 0.032 EC + 0.909 NO_3^{-} N + 0.256 NH_4^{+} - N + 7.762 TP - 2.106 AP$

从表3可知,非喀斯特样带中,土壤pH、SWC、BD、NO₃-N和NH₄-N对土壤ROC的直接通径系数均大于 其间接通径系数,表明这五种土壤理化因子对土壤ROC含量的主要贡献表现为直接作用效应,其中,pH对土 壤ROC含量的直接作用最大,并且表现为正效应,SWC和NO₃-N次之,BD和NH₄-N对土壤ROC的直接正作 用相对较小;而TP、EC和AP对土壤ROC的间接通径系数大于其直接通径系数,表明其对土壤ROC含量的 主要贡献表现为通过影响其它因子而产生的间接作用效应,且TP和EC对土壤ROC含量的直接作用相对较 大,并且表现为负效应。TP、EC和AP对土壤DOC的直接通径系数大于其间接通径系数,说明TP对土壤 DOC含量的主要贡献为直接正效应,土壤pH、SWC、BD、NO₃-N和NH₄-N对土壤DOC的直接通径系数均小 于其间接通径系数,说明其对土壤DOC含量的主要贡献均表现为通过影响其它因子而产生的间接作用效应, 土壤理化特征因子之间的相互作用,共同影响土壤ROC和土壤DOC含量。

在喀斯特样带中,pH 对土壤 SOC 含量的直接通径系数大于其间接通径系数,表明其土壤理化因子对土 壤 SOC 含量的主要贡献表现为直接作用效应,且表现为最大正效应;而 NO₃-N 含量对土壤 SOC 含量的主要 贡献表现为通过影响其它因子而产生的间接作用效应,表现为最大负效应。在影响土壤 ROC 含量的显著性 土壤因子中,pH、AP、NH₄-N 和 SWC 对土壤 ROC 的直接通径系数均大于其间接通径系数,且均表现出正效 应,表明 pH、AP、NH₄-N 和 SWC 对 ROC 含量的主要贡献均表现为直接作用效应,EC、NO₃-N 和 TP 对 ROC 含 量的间接通径系数大于其直接通径系数,说明对 SOC 含量的主要贡献表现为通过影响其它因子而产生的间 接作用效应;其中,EC 和 TP 表现出最大负效应,土壤理化特征因子之间的相互作用,共同影响土壤 SOC 和土 壤 ROC 含量。

在植被修复样带中,NH₄⁺-N 对土壤 SOC 含量的直接通径系数大于其间接通径系数;同时,BD、EC、NO₃⁻-N、NH₄⁺-N 和 TP 对土壤 ROC 的直接通径系数均大于其间接通径系数,表明这几种土壤理化因子对 ROC 含量的主要贡献表现为直接作用效应,且均表现为正效应,而 pH、SWC 和 AP 则表现为负效应。土壤理化特征因子之间的相互作用,共同影响土壤 SOC 和土壤 ROC 含量,土壤理化特征因子之间的相互作用,共同影响 土壤 SOC 和土壤 ROC 含量。

同时,所选土壤因子对植被修复样带中的土壤 ROC 含量的决策系数为 $R^2 = 0.999$,剩余因子的通径系数 为 e = 0.0316,该值较小,说明其它因素对 ROC 含量影响较小。而不同的是,对其他样带中的土壤 SOC、ROC 和 DOC 含量的通径系数 e 值都相对较大($e_{\pm \mbox{$^{
m wROC}$}} = 0.8117$ 、 $e_{\pm \mbox{$^{
m wROC}$}} = 0.6403$ 、 $e_{\mbox{$^{
m wSOC}$}} = 0.8117$ 、 $e_{\mbox{$^{
m wROC}$}} = 0.453$),表明其他样带中还有对土壤 SOC、ROC 和 DOC 含量影响较大的一些其它因素,有待深入研究。

3 讨论

3.1 喀斯特地貌对土壤碳组分含量的影响

在湿地区域,河岸附近 SS 点与 WL 点土壤有机碳含量且均高于山体区域,为(8.046±0.001) g/kg,这与许 广平等^[38]研究结果基本一致。河岸附近 SS 点比 WL 点土壤 ROC 含量高,而土壤 DOC 含量相反,均高于样带

升	项目	指标	相关系数	直接通径系数			Ē	接通径系数	Indirect dian	aeter coefficie	ant			策系数 Decision
msect	Project	Target	Coefficient of association	Direct bore coefficient	Hq	SWC	BD	EC	NO ² -N	NH ⁺ ₄ -N	đ	AP	合计	coefficient R^2
喀斯特	ROC	Hq	-0.0060	0.7340		0.1243	0.0014	-0.3292	-0.0520	-0.1201	-0.5373	0.0944	-0.8186	0.3410
n-karst		SWC	0.0810	0.3910	0.2334		-0.0095	-0.2113	-0.1164	-0.0393	-0.2147	0.0468	-0.3110	
		BD	-0.1830	0.0140	0.0712	-0.2651		0.0627	-0.0317	-0.0070	-0.0314	0.0054	-0.1959	
		EC	-0.1140	-0.4210	0.5740	0.1963	-0.0021		-0.1126	-0.0096	-0.4169	0.0783	0.3074	
		NO_3^-N	0.3750	0.4730	-0.0807	-0.0962	-0.0009	0.1002		-0.0314	0.0676	-0.0574	-0.0989	
		NH_4^+-N	-0.0190	0.1660	-0.1201	-0.0927	-0.0006	0.0244	-0.0894		0.1797	-0.0206	-0.1193	
		TP	-0.1340	-0.5930	0.6650	0.0601	0.0007	-0.2960	-0.0539	-0.0503		0.0519	0.3776	
		AP	-0.1000	-0.1450	-0.4778	-0.1263	-0.0005	0.2273	0.1873	0.0236	0.2123		0.0459	
	DOC	μd	0.0280	-2.7810		-0.3180	-0.0342	0.5239	0.0120	0.0417	1.6589	0.9244	2.8087	0.5900
		SWC	-0.1220	-1.0000	-0.8844		0.2393	0.3363	0.0268	0.0389	0.6628	0.4587	0.8785	
		BD	0.1180	-0.3530	-0.2698	0.6780		-0.0998	0.0073	0.0069	0.0970	0.0525	0.4722	
		EC	0.1360	0.6700	-2.1747	-0.5020	0.0526		0.0259	0.0095	1.2872	0.7668	-0.5347	
		NO_3^-N	-0.4340	-0.1090	0.3059	0.2460	0.0237	-0.1595		0.0497	-0.2087	-0.5623	-0.3053	
		NH_4^+-N	0.0190	-0.1640	0.7064	0.2370	0.0148	-0.0389	0.0206		-0.5548	-0.2016	0.1835	
		TP	-0.0280	1.8310	-2.5196	-0.3620	-0.0187	0.4710	0.0124	0.0497		0.5084	-1.8588	
		AP	-0.3560	-1.4200	1.8104	0.3230	0.0131	-0.3618	-0.0432	-0.0233	-0.6555		1.0627	
斯特	SOC	μd	0.7850	0.7380					0.0466				0.0466	0.7940
rst		NO_3^-N	-0.5050	-0.4240	-0.0812								-0.0812	
	ROC	ЬH	0.3880	2.3720		0.0943	-0.0015	-0.8070	0.1625	-0.2347	-0.9151	-0.4264	-2.1279	0.6320
		SWC	0.0510	0.2430	0.7543		0.0197	-0.5181	0.1481	-0.0694	-0.3656	-0.1621	-0.1932	
		BD	0.1470	-0.0290	0.2301	-0.1648		0.1538	0.0403	-0.0123	-0.0535	-0.0186	0.1750	
		EC	0.0940	-1.0320	1.8549	0.1220	0.0197		0.1433	-0.0170	-0.7100	-0.2711	1.1417	
		NO_3^N	-0.4150	-0.6020	-0.2609	-0.0598	-0.0146	0.2456		-0.0554	0.1151	0.1988	0.1689	
		NH_4^+-N	0.1850	0.2930	-0.6025	-0.0576	0.0071	0.0599	0.1138		0.3060	0.0713	-0.1020	
		TP	0.3010	-1.0100	2.1490	0.0880	0.0069	-0.7255	0.0686	-0.0888		-0.1797	1.3185	
		AP	-0.3980	0.5020	-1.5442	-0.0785	-0.0105	0.5573	-0.2384	0.0416	0.3616		-0.9111	
陂修复	SOC	NH_4^+-N	0.7370	0.7370									0.0000	0.5440
getation	ROC	ЬH	0.1420	-0.7910		-0.0136	-1.7810	0.1339	0.8382	0.3680	1.2805	0.1041	0.9301	0.9990
toration		SWC	0.0720	-0.0890	-0.1210		-1.6885	-0.0952	-0.0982	-0.3885	2.6770	-0.1250	0.1606	
		BD	0.0980	2.5700	0.5482	0.0585		-0.0141	-0.6167	-0.0293	-2.8428	0.4235	-2.4728	
		EC	0.1290	0.7440	-0.1424	0.0114	-0.0488		0.2855	1.0790	-0.6423	-1.1558	-0.6135	
		NO_3^N	-0.4260	2.2840	-0.2903	0.0038	-0.6939	0.0930		-0.4896	0.1533	-1.4856	-2.7093	
		NH_4^+-N	0.2870	1.4660	-0.1985	0.0236	-0.0514	0.5476	-0.7629		-0.5677	-0.1701	-1.1794	
		TP	0.0500	4.1440	-0.2444	-0.0575	-1.7630	-0.1153	0.0845	-0.2008		-1.7980	-4.0946	
		AP	-0.3210	-3.4710	0.0237	-0.0032	-0.3135	0.2478	0.6274	0.0718	2.1466		2.8006	

表3 湿地土壤有机碳组分与土壤因子的简单相关系数分解

山体区域。原因是河岸附近 SS 点与 WL 点凋落物和细根碳输入较高,利于植物生长和土壤氮利用,进而影响 土壤 ROC 含量^[38];此外,淹水也会对土壤 ROC 含量有负面作用^[39]。河岸附近 SS 点土壤 DOC 含量在 20—40 cm 土层较高,而 WL 点则在 0—20 cm 土层较高。一方面是由于植被群落不同,土壤 DOC 含量受植物根系影 响^[40];另一方面,岸边 SS 点因地表径流导致表层土壤 DOC 流失,被 WL 区域土壤所截获,同时 WL 区域土壤 淹水有利于有机碳的溶出和团聚体分散而增加表层土壤 DOC 含量^[3]。

土壤中 SOC 含量及累积速率受地貌类型、植被类型和覆盖率等多种因素综合影响^[19,41]。在山体区域(MT、HS 与 BM),非喀斯特样带和喀斯特样带土壤 SOC 含量最高分别在 0—10 cm 和 10—20 cm 层,且两条样带土壤 SOC 含量垂直分布均呈现递减的趋势,前者尤为明显。一方面受地上、地下凋落物和根系分泌物的影响。非喀斯特样带处于高级演替阶段,植被覆盖以乔木群落为主,较丰富的地上和地下凋落物为土壤提供了碳源,其中 0—10 cm 层来源多为地上凋落物,因此土壤 SOC 高于其他土层呈递减现象,同时根系也直接影响土壤 SOC 的垂直分布^[42];而喀斯特样带相反,同时植物种类较少及覆盖度相对较低,不受植物根系固持的表层土壤因雨水冲刷作用,使得表层土壤碳流失或向下层转移,最终呈现出土壤 10—20 cm 层的土壤 SOC 含量最高的现象。另一方面,深层土壤容重增加,通透性和热条件差,植物根系密度降低,抑制了土壤中微生物活性,特别是根际微生物活性,进而影响土壤有机碳含量^[11,43—45]。

土壤 ROC、DOC 含量易受到凋落物数量、土壤 pH、含水率、容重、微生物组成等影响,从而形成了土壤易 氧化有机碳不同深度变化之间的差异性^[46]。研究表明,喀斯特样带土壤 ROC、DOC 在各区域下含量相差较 小,但均低于非喀斯特样带,这可能由于非喀斯特样带较为丰富的土壤凋落物分解和根系分泌的有机酸,使 pH 值降低,影响微生物对土壤碳的分解和累积,从而抑制了土壤中 ROC、DOC 的转化速率^[25]。但尽管如此, 适宜的土壤温湿度、富足的有机质也进一步加快了土壤中其他形态的碳向土壤 ROC、DOC 转化^[47];其次,喀 斯特样带土壤母质层发育缓慢且易流失^[48],而非喀斯特样带土壤母质层发育较好,小生境系统更加完善。有 研究表明湿润的气候和石灰岩发育的土壤有利于土壤有机质和 ROC、DOC 的累积^[49–50]。综上,除 SS 和 WL 两点无明显差别,喀斯特样带的土壤碳组分含量均低于非喀斯特样带。

3.2 植被修复对土壤碳组分含量的影响

本研究表明,植被修复样带中有机碳组分含量变化较喀斯特样带相比,尽管前者土壤 SOC 含量低于后者,但其 ROC 和 DOC 含量均表现出了明显的差异性。土壤 SOC 的来源途径基本为凋落物、根系物以及土壤 团聚体^[51]。在喀斯特样带中植被覆盖以草本为主,植被覆盖率较低,根系主要分布在土壤表层,尽管地上和 地下凋落物 C 的输入会增加有机碳含量,但随着土壤深度的加深,凋落物对土壤碳含量的影响逐渐减弱;而 死亡后的根系、根系脱落物以及死亡微生物成为有机碳并受降水影响向深层土迁移^[52],造就了土壤有机碳随 土壤深度而降低的垂直分布特征;而同样喀斯特样带受植被覆盖率低的影响,土壤侵蚀作用使得有机碳含量 通过物理转移向低海拔迁移,这也进一步说明了喀斯特样带 BM 样点有机碳含量明显低于其他样点。

经过植被修复后,植被覆盖度的增加对土壤固持水分的能力加强,各种所需元素的输入和输出动态平衡 发生变化,一定程度上减少土壤有机碳矿化与土壤侵蚀^[53],土壤内部固碳能力逐渐增强,进而碳含量增 加^[54]。一项荟萃分析表明,在植被自然恢复围栏演替的早期阶段(<5年),土壤有机碳的丰富度迅速增 加^[55],但本研究中有机碳含量恰恰相反,而是植被恢复样带土壤有机碳含量低于喀斯特样带,且二者土壤有 机碳含量有明显波动,这与马祥华等^[56]的研究结果相似,造成此现象原因可能包含两方面。一方面,植被群 落的急剧扩张。植被覆盖度的提高加强了植物光合作用,向土壤输送有机物质速率提升,进而提高土壤有机 碳含量和易被微生物利用的土壤活性有机碳;同时植物急剧生长扩张从土壤中吸收大量土壤养分,包括有机 碳、无机氮等营养物质^[57];另一方面,微生物作用导致的碳固持与碳损失。微生物作为土壤生物化学循环的 重要参与者,通过其养分矿化和固定活动显著影响土壤养分循环^[58],在营养贫乏的喀斯特土壤中提高土壤有 机碳和养分含量^[31]。但土壤有机碳提高的同时,植物群落促进土壤呼吸作用以改善土壤微生物群落组成和 结构,而土壤呼吸是土壤有机碳损失的主要途径之一^[19]。通过对比喀斯特样带与植被恢复样带土壤氮含量 发现,后者土壤活性氮(硝态氮与铵态氮)均有明显上升,而活性氮的增加会限制碳输入,并会增加异养呼吸^[59],这可能会触发碳输入小于流出,从而降低土壤净 SOC。

综上所述,植被恢复初期阶段土壤有机碳含量并总不是处于稳定上升趋势,受植物群落与微生物两方面 的影响,土壤有机碳的频繁输出和输入导致波动较大,最终表现为植被修复样带土壤有机碳含量低于喀斯特 样带。

4 结论

非喀斯特样带土壤有机碳含量显著高于喀斯特样带,在垂直结构上均表现为随深度增加各碳组分含量呈 逐渐降低趋势,呈现出表层富集现象。土壤 DOC 含量受植物群落和淹水条件影响,同时山体区域土壤 DOC 和 ROC 含量还受土壤有机质、气候条件和土壤母质层等因素影响。

植被恢复初期阶段土壤有机碳含量不遵循稳定上升趋势,且出现波动。植被群落的急剧扩张与微生物作 用导致的碳固持和碳损失综合作用,导致植被修复样带中土壤碳组分与喀斯特样带有所差异;此外植被修复 样带活性氮的增加可能是限制碳输入和影响土壤有机碳的重要原因。

参考文献(References):

- [1] 王世杰. 喀斯特石漠化——中国西南最严重的生态地质环境问题.矿物岩石地球化学通报, 2003, 22(2):120-126.
- [2] Sheng M Y, Xiong K N, Wang L J, Li X N, Li R, Tian X J. Response of soil physical and chemical properties to Rocky desertification succession in South China Karst. Carbonates and Evaporites, 2018, 33(1): 15-28.
- [3] Cao J H, Yuan D X, Tong L Q, Mallik A, Yang H, Huang F. An overview of Karst ecosystem in southwest China: current state and future management. Journal of Resources and Ecology, 2015, 6(4): 247-256.
- [4] 杨世凡,王朝军,孙泉忠,王钰.贵州省石漠化综合治理成效及对策分析.中国水土保持, 2021(6): 8-11.
- [5] 谢馨瑶,李爱农,靳华安.大尺度森林碳循环过程模拟模型综述.生态学报,2018,38(1):41-54.
- [6] 李国栋,张俊华,陈聪,田海峰,赵丽萍.气候变化背景下中国陆地生态系统碳储量及碳通量研究进展.生态环境学报,2013,22(5): 873-878.
- [7] 李毳,乔沙沙,刘晋仙,柴宝峰.温带亚高山针叶林土壤碳循环微生物群落的时空动态.中国环境科学,2020,40(10):4540-4548.
- [8] 蔡运龙.中国西南岩溶石山贫困地区的生态重建.地球科学进展, 1996, 11(6): 602-606.
- [9] 李学斌,李月飞,陈林,苏莹,祝忠有.宁夏荒漠草原不同土地利用方式对土壤活性有机碳的影响.北方园艺,2021(1):91-99.
- [10] 周会萍, 王晓冰, 曹映辉, 王爱芝, 梁婉言. 刺柏人工林土壤有机碳垂直分布特征研究. 林业资源管理, 2019(6): 108-114.
- [11] 王春阳,周建斌,王祥,夏志敏.黄土高原区不同植物凋落物可溶性有机碳的含量及生物降解特性.环境科学,2011,32(4):1139-1145.
- [12] Carter M R, Stewart B A. Structure and organic matter storage in agricultural soils.: CRC Press, 2020.
- [13] 黄先飞,周运超,张珍明.喀斯特石漠化区不同土地利用方式下土壤有机碳分布特征.水土保持学报,2017,31(5):215-221.
- [14] Rial M, Martínez Cortizas A, Rodríguez-Lado L. Understanding the spatial distribution of factors controlling topsoil organic carbon content in European soils. Science of the Total Environment, 2017, 609: 1411-1422.
- [15] Blair G J, Lefroy R, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. Australian Journal of Agricultural Research, 1995, 46(7): 1459.
- [16] Cerro-Gálvez E, Dachs J, Lundin D, Fernández-Pinos M C, Sebastián M, Vila-Costa M. Responses of coastal marine microbiomes exposed to anthropogenic dissolved organic carbon. Environmental Science & Technology, 2021, 55(14): 9609-9621.
- [17] 李太魁,朱波,王小国,杨小林.土地利用方式对土壤活性有机碳含量影响的初步研究.土壤通报,2012,43(6):1422-1426.
- [18] 林枫, 王丽芳, 文琦. 黄土高原土壤有机碳固存对植被恢复的动态响应及其碳汇价值. 水土保持研究, 2021, 28(3): 53-58.
- [19] 翁伯琦,郑祥洲,丁洪,王煌平. 植被恢复对土壤碳氮循环的影响研究进展. 应用生态学报, 2013, 24(12): 3610-3616.
- [20] 王世杰,彭韬,刘再华,倪健,陈喜,张信宝,刘长成.加强喀斯特关键带长期观测研究,支撑西南石漠化区生态恢复与民生改善.中国 科学院院刊,2020,35(7):925-933.
- [21] 张文敏, 吴明, 王蒙, 邵学新, 姜小三, 周斌. 杭州湾湿地不同植被类型下土壤有机碳及其组分分布特征. 土壤学报, 2014, 51(6): 1351-1360.
- [22] 袁海伟,苏以荣,郑华,黄道友,吴金水.喀斯特峰丛洼地不同土地利用类型土壤有机碳和氮素分布特征.生态学杂志,2007,26(10): 1579-1584.
- [23] 张伟,陈洪松,王克林,侯娅,张继光.桂西北喀斯特洼地土壤有机碳和速效磷的空间变异.生态学报,2007,27(12):5168-5175.
- [24] 闫俊华,周传艳,文安邦,刘兴诏,褚国伟,李坤.贵州喀斯特石漠化过程中的土壤有机碳与容重关系.热带亚热带植物学报,2011,19 (3):273-278.
- [25] 杨怡,欧阳运东,陈浩,肖孔操,李德军.西南喀斯特区植被恢复对土壤氮素转化通路的影响.环境科学,2018,39(6):2845-2852.
- [26] 司彬,姚小华,任华东,李生,何丙辉. 滇东喀斯特植被恢复演替过程中土壤理化性质分析. 水土保持研究, 2009, 16(1): 145-148.
- [27] Tan Q Y, Si J P, He Y J, Yang Y, Shen K P, Xia T T, Kang L L, Fang Z Y, Wu B L, Guo Y, Han X. Improvement of Karst soil nutrients by

arbuscular mycorrhizal fungi through promoting nutrient release from the litter. International Journal of Phytoremediation, 2021, 23 (12): 1244-1254.

- [28] 何高迅,王越,彭淑娴,郭兆来,刘嫦娥,付登高,段昌群. 滇中退化山地不同植被恢复下土壤碳氮磷储量与生态化学计量特征. 生态学 报,2020,40(13):4425-4435.
- [29] Zhang J, Chen H S, Fu Z Y, Wang K L. Effects of vegetation restoration on soil properties along an elevation gradient in the Karst region of southwest China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2021, 320; 107572.
- [30] Xiao L M, Zhang W, Hu P L, Xiao D, Yang R, Ye Y Y, Wang K L. The formation of large macroaggregates induces soil organic carbon sequestration in short-term cropland restoration in a typical Karst area. Science of the Total Environment, 2021, 801: 149588.
- [31] Hu P L, Xiao J, Zhang W, Xiao L M, Yang R, Xiao D, Zhao J, Wang K L. Response of soil microbial communities to natural and managed vegetation restoration in a subtropical Karst region. CATENA, 2020, 195: 104849.
- [32] Balesdent J, Basile-Doelsch I, Chadoeuf J, Cornu S, Derrien D, Fekiacova Z, Hatté C. Atmosphere-soil carbon transfer as a function of soil depth. Nature, 2018, 559(7715): 599-602.
- Liu Y, Ren X L, Zhang Q X, Li Q Y, She C Y, Song H Y, Liu J C, Tao J P. Soil depth alters the effect of species diversity on productivity in an [33] experimental Karst herbaceous community. Plant and Soil, 2021: 1-11.
- [34] 白义鑫,盛茂银,胡琪娟,赵楚,吴静,张茂莎.西南喀斯特石漠化环境下土地利用变化对土壤有机碳及其组分的影响.应用生态学报, 2020, 31(5): 1607-1616.
- [35] 吴华, 张建利, 范怡雯, 喻理飞, 严令斌, 袁丛军. 草海流域植物群落结构数量分类与排序. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2013, 37 $(3) \cdot 47 - 52.$
- [36] 张建利,吴华,喻理飞,严令斌,袁丛军,蔡国俊.草海湿地流域典型喀斯特森林群落 α、β 多样性分析.林业实用技术,2013(9):7-11.
- 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. [37]
- [38] 徐广平,李艳琼,沈育伊,张德楠,孙英杰,张中峰,周龙武,段春燕.桂林会仙喀斯特湿地水位梯度下不同植物群落土壤有机碳及其组 分特征.环境科学,2019,40(3):1491-1503.
- [39] Hu Y L, Zeng D H, Ma X Q, Chang S X. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. Forest Ecology and Management, 2016, 362: 38-45.
- [40] 王艮梅,周立祥.陆地生态系统中水溶性有机物动态及其环境学意义.应用生态学报,2003,14(11):2019-2025.
- [41] 向成华,栾军伟,骆宗诗,宫渊波.川西沿海拔梯度典型植被类型土壤活性有机碳分布.生态学报,2010,30(4):1025-1034.
- [42] 丁访军, 高艳平, 周凤娇, 潘明亮, 吴鹏. 贵州西部 4 种林型土壤有机碳及其剖面分布特征. 生态环境学报, 2012, 21(1): 38-43.
- 张宇辰,彭道黎.间伐对塞罕坝华北落叶松人工林土壤活性有机碳的影响.应用与环境生物学报,2020,26(4):961-968. [43]
- 程汉亭,李勤奋,王晓敏,卢天禹,张显波.不同植被恢复策略对贵州喀斯特生态系统土壤渗透特性的影响.水土保持学报,2020,34 [44] $(6) \cdot 110 - 116.$
- [45] 王进,刘子琦,鲍恩俣,张国,李渊,孙建.喀斯特石漠化区林草恢复对土壤团聚体及其有机碳含量的影响.水土保持学报,2019,33 $(6) \cdot 249 - 256.$
- [46] 张雪,韩士杰,王树起,谷越,岳琳艳,冯月,耿世聪,陈志杰.长白山白桦林不同演替阶段土壤有机碳组分的变化.生态学杂志,2016, 35(2): 282-289.
- [47] 徐侠, 王丰, 栾以玲, 汪家社, 方燕鸿, 阮宏华. 武夷山不同海拔植被土壤易氧化碳. 生态学杂志, 2008, 27(7): 1115-1121.
- 王兴富,黄先飞,胡继伟,张珍明.喀斯特石漠化过程中小生境及岩性的演替对土壤有机碳的影响.水土保持学报,2020,34(4): [48] 295-303.
- [49] 何铁光, 俞月凤, 蒙炎成, 苏天明, 胡钧铭, 杜虎, 王瑾, 李忠义, 张野, 韦彩会, 范适. 桂西北喀斯特区不同退化程度石灰土有机碳与 养分剖面分布特征.水土保持研究, 2019, 26(4): 13-18.
- [50] 苟曦, 邓良基, 何鹏, 任秋容. 川中丘陵区土壤养分含量及其与易氧化有机碳的关系. 山地学报, 2006, 24(B10): 103-109.
- [51] 何圣嘉,谢锦升,曾宏达,田浩,周艳翔,胥超,吕茂奎,杨玉盛.红壤侵蚀地马尾松林恢复后土壤有机碳库动态.生态学报,2013,33 (10): 2964-2973.
- [52] 吕茂奎,谢锦升,周艳翔,曾宏达,江军,陈细香,胥超,陈坦,付林池.红壤侵蚀地马尾松人工林恢复过程中土壤非保护性有机碳的变 化.应用生态学报, 2014, 25(1): 37-44.
- [53] Xie J S, Guo J F, Yang Z J, Huang Z Q, Chen G S, Yang Y S. Rapid accumulation of carbon on severely eroded red soils through afforestation in subtropical China. Forest Ecology and Management, 2013, 300: 53-59.
- [54] 朱鹤健. 我国亚热带山地生态系统脆弱区生态恢复的战略思想——基于长汀水土保持 11 年研究成果. 自然资源学报, 2013, 28(9): 1498-1506.
- [55] Xiong D P, Shi P L, Zhang X Z, Zou C B. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration and plant diversity in grasslands of China-A metaanalysis. Ecological Engineering, 2016, 94: 647-655.
- Ma X H, Jiao J Y. Characteristics of vegetation with natural restoration in removal lands in loess hilly-gully region and the relationship between the [56] characteristics and soil environment. Science of Soil and Water Conservation, 2005, 3(2): 15-22.
- 黄宗胜,喻理飞,符裕红.喀斯特森林植被自然恢复过程中土壤可矿化碳库特征.应用生态学报,2012,23(8):2165-2170. [57]
- [58] Spohn M. Element cycling as driven by stoichiometric homeostasis of soil microorganisms. Basic and Applied Ecology, 2016, 17(6): 471-478.
- [59] Xu C H, Xu X, Ju C H, Chen H Y H, Wilsey B J, Luo Y Q, Fan W. Long-term, amplified responses of soil organic carbon to nitrogen addition worldwide. Global Change Biology, 2021, 27(6): 1170-1180.

19 期