

人为干扰对喀斯特土壤团聚体及其有机碳稳定性的影响*

魏亚伟^{1,2,3,4} 苏以荣^{1,2**} 陈香碧^{1,2,4} 何寻阳^{1,2} 覃文更⁵ 韦国富⁵

(¹ 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室, 长沙 410125; ² 中国科学院环江喀斯特生态系统观测研究站, 广西环江 547100; ³ 中国科学院沈阳应用生态研究所, 沈阳 110016; ⁴ 中国科学院研究生院, 北京 100039; ⁵ 广西木论国家级自然保护区, 广西环江 547100)

摘要 以桂西北喀斯特原生林地、自然恢复地、放牧+火烧草地和玉米-红薯轮作地为对象, 研究了不同人为干扰方式下4种生态系统中土壤团聚体含量及其有机碳的稳定性. 结果表明: 除玉米-红薯轮作地土壤的水稳性团聚体(>0.25 mm)含量为37.7%外, 其余样地土壤水稳性团聚体(>0.25 mm)含量均大于70%; 土壤团聚体结构破坏率为玉米-红薯轮作地(54.9%)>放牧+火烧草地(23.2%)>自然恢复地(9.8%)和原生林地(9.6%), 差异显著. 随培养时间的延长, 团聚体有机碳的矿化速率先增加后减小, 20 d后趋于平稳, 而且随团聚体粒级的减小逐渐增大; 相同粒级团聚体中有机碳的矿化速率为原生林地>放牧+火烧草地和自然恢复地>玉米-红薯轮作地; 原生林地有机碳矿化率在1.7%~3.8%, 显著高于自然恢复地、放牧火烧草地和玉米-红薯轮作地; 有机碳的累积矿化量与矿化速率变化规律一致. 土壤有机碳和团聚体中有机碳含量分别与矿化速率和累积矿化量呈极显著正相关, 与矿化率极显著负相关.

关键词 喀斯特生态系统 土壤团聚体 有机碳 矿化

文章编号 1001-9332(2011)04-0971-08 **中图分类号** S151.9, S152.4 **文献标识码** A

Effects of human disturbance on soil aggregates content and their organic C stability in Karst regions. WEI Ya-wei^{1,2,3,4}, SU Yi-rong^{1,2}, CHEN Xiang-bi^{1,2,4}, HE Xun-yang^{1,2}, QIN Wengeng⁵, WEI Guo-fu⁵ (¹Key Laboratory for Agro-ecological Processes in Subtropical Region, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; ²Huanjiang Observation and Research Station for Karst Ecosystems, Huanjiang 547100, Guangxi, China; ³Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; ⁴Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China; ⁵National Natural Reserve of Mulun in Guangxi, Huangjiang 547100, Guangxi, China). -*Chin. J. Appl. Ecol.*, 2011, 22(4): 971-978.

Abstract: Taking the primary forest land (PF), natural restoration land (NR), grazing grassland burned annually in winter (GB), and maize-sweet potato cropland (MS) in Karst regions of North-west Guangxi as test objects, this paper studied the soil aggregates content and their organic C stability in the four ecosystems under different human disturbance patterns. The soil water-stable aggregates (>0.25 mm) content in PF, NR, and GB accounted for more than 70%, while that in MS was only 37%. The destruction rate of soil aggregates structure in the four ecosystems decreased in the sequence of MS (54.9%) > GB (23.2%) > NR (9.8%) and PF (9.6%), with significant differences among them ($P < 0.05$). With increasing incubation time, the mineralization rate of soil aggregate organic C decreased after an initial increase and kept stable after 20 days, and increased with decreasing aggregate size. In the same size aggregates, the mineralization rate of organic C in the four ecosystems increased in the sequence of MS < GB and NR < PF. In PF, the mineralization ratio of soil organic C was 1.7%~3.8%, being significantly higher than that in NR, GB, and MS. The cumulative mineralization amount of soil organic C had the same change trend with the minerali-

* 中国科学院知识创新工程重要方向项目(KSCX2-YW-436, KZCX2-YW-JC403)和中国科学院战略性先导科技专项(XDA05070403)资助.

** 通讯作者. E-mail: yrsu@isa.ac.cn

2010-10-31 收稿, 2011-01-18 接受.

zation rate. The contents of soil organic C and aggregate organic C were significantly positively correlated with the mineralization rate and cumulative mineralization amount of organic C, respectively, and significantly negatively correlated with the mineralization ratio of organic C.

Key words: Karst ecosystem; soil aggregate; organic C; mineralization.

喀斯特地貌是世界上主要的地貌类型之一,由于其成土速率低、土层发育浅、土壤渗漏性强,岩石界面与土壤之间缺乏风化母质的过渡层,其生态环境极其脆弱.我国喀斯特地貌主要分布在西南地区,以广西、贵州、云南为中心,总面积达 $5.4 \times 10^5 \text{ km}^2$,是国家进行环境治理与扶贫的重点和难点^[1].

随着社会的发展,人类活动对生态系统及过程的作用越来越明显.人类对土地的利用方式不仅反映了人类对各种土地资源利用活动的结果,并且形成了不同时间和空间尺度上的土地覆被状况^[2],进而影响到生态系统的变化.在最近几十年甚至百年尺度上,由于人类活动影响产生的环境变化已经超过了由自然因素引起的环境变化^[3],因此,人为干扰已经成为改变生态系统尤其是喀斯特地区极其脆弱的生态系统的主要因素.

土壤碳库是陆地碳库的重要组成部分,据估计,全球有1400~1500 Gt的碳是以有机质的形式存储于土壤中,是陆地植被碳库的2~3倍,是全球大气碳库的2倍多^[4-5],其较小幅度的变化就可能影响到大气 CO_2 浓度的巨大变化.研究表明,土壤有机碳含量与土壤团聚体密切相关,良好的土壤结构是储存和稳定有机碳的重要基础,因此,关于团聚体及团聚体中有机碳含量的变化逐渐受到人们的关注^[6].张旭辉等^[7]对太湖地区和江淮丘陵土壤研究发现,有机碳积累与0.25~2 mm团聚体含量密切相关;李辉信等^[8]对红壤性水稻土研究表明,有机碳含量在团聚体中的分布随粒径减小而增多;Jastrow等^[9]利用 ^{13}C 示踪法证实大团聚体比微团聚体含有更多的有机碳;Maysoon等^[10]研究认为,0.25~2 mm团聚体有机碳含量最高.土壤有机碳的矿化是重要的生物地球化学过程之一,目前关于土壤有机碳的矿化研究已有一些报道^[11-12],而关于土壤团聚体有机碳的矿化,尤其是喀斯特地区土壤团聚体中有机碳含量的研究较少.研究不同人为干扰对喀斯特生态系统土壤团聚体及其有机碳矿化的影响,不仅对改善喀斯特地区严重的土壤侵蚀和水土流失、增加喀斯特土壤有机碳含量具有重要作用,也将为喀斯特地区退化生态系统的管理与恢复重建提供参考依据.

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于广西壮族自治区环江毛南族自治县($24^{\circ}44' - 25^{\circ}33' \text{ N}$, $107^{\circ}51' - 108^{\circ}43' \text{ E}$)内,海拔339~501 m.该地区为中亚热带湿润气候,雨热同季,无霜期长,年均气温 $16.5 \text{ }^{\circ}\text{C} \sim 19.9 \text{ }^{\circ}\text{C}$,年均降雨量1389 mm,降雨集中在4—9月;原生植被为亚热带常绿阔叶林,土壤多为石灰岩母质发育形成,具有典型的喀斯特地貌.根据生态系统所受的人为干扰强度不同,选择了母质均为石灰岩的4种典型生态系统:1)玉米-红薯轮作地(MS):主要作物为玉米和红薯,每年进行翻耕和施肥,连续进行100年以上;2)放牧+火烧草地(GB):主要地上植物有野古草(*Arundinella anomala*)、粗毛鸭嘴草(*Ischaemum bartatum*)和刺子莞(*Rhynchospora rubra*)等,植被覆盖率 $<50\%$,每年冬季进行火烧,春、夏、秋季放牧,连续30年以上;3)自然恢复地(NR):主要地上植物有牡荆(*Vitex negundo* var. *cannabifolia*)、盐肤木(*Rhus chinensis*)、八角枫(*Choerospondias axillaris*)、类芦(*Neyraudia reynaudiana*)、芦竹(*Arundo donax*)和五节芒(*Miscanthus floridulus*)等,植被覆盖率 $>95\%$,退耕20年以上,退耕后每年仅有少量野草被收割;4)原生林地(PF):主要为乔木林,有伊桐(*Itoa orientalis*)、野桐(*Mallotus japonicus*)和掌叶木(*Handeliendron bodinieri*)等,林下有灌木和草本,植被覆盖率 $>95\%$,极少受到人为干扰,有着长期的保护历史.

1.2 采样与测定方法

每种生态系统类型分别选取4个典型样地,每个样地分别随机采集4个原状土(0~20 cm),每个原状土约2.5 kg,装入20 cm \times 10 cm \times 10 cm盒子带回实验室,风干至含水量约为田间持水量的20%时,沿土壤缝隙将土剥开至10~12 mm土块,继续风干、保存,用于土壤机械稳定性和水稳定性团聚体的测定.

土壤有机质的测定采用重铬酸钾-硫酸加热法,全氮测定采用半微量开氏法^[13];土壤团聚体的分离分别采用干筛和湿筛法^[14]:分别分离出 >5 、2~5、

1~2、0.5~1 和 0.25~0.5 mm 5 个粒级。

团聚体结构破坏率 = (>0.25 mm 机械稳定性团聚体含量 - >0.25 mm 水稳定性团聚体含量) / >0.25 mm 机械稳定性团聚体含量 $\times 100\%$ 。

团聚体中有机碳稳定性的测定采用室内培养碱液吸收法。取不同粒级的团聚体 50 g, 调节至其饱和含水量的 60%, 置于小烧杯中, 再将小烧杯放在培养瓶内, 瓶底铺满水, 以保持空气湿度, 同时放入一盛有 10 ml 1 mol \cdot L⁻¹ 的 NaOH 溶液吸收瓶, 室温 25 $^{\circ}$ C, 黑暗条件下培养 80 d, 定期更换碱液, 并用 Phoenix 8000 碳-自动分析仪测定其中的碳含量。

1.3 数据处理

所有数据均采用 Excel 2003 和 SPSS 13.0 软件进行统计分析, 测定结果取平均值, 差异显著性检验均采用 LSD 法, 显著性水平设定为 $\alpha=0.05$ 。

2 结果与分析

2.1 人为干扰对喀斯特土壤团聚体含量的影响

土壤结构主要包括土壤结构的形态、稳定性和复退性^[15], 是维持土壤肥力和土壤生态服务功能的基础。由表 1 可以看出, 除玉米-红薯轮作地中 >0.25 mm 土壤机械稳定性团聚体总量为 83.4% 外, 其他样地均 $>90\%$ 。其中原生林地、自然恢复地、放牧+火烧草地和玉米-红薯轮作地中 >5 mm 土壤团聚体分别占 >0.25 mm 土壤团聚体总量的 63.7%、83.2%、77.6% 和 45.4%; 而 0.25~2 mm 各粒级均以玉米-红薯轮作地最高, 与其他 3 种土壤差异显著。

原生林地和自然恢复地 >0.25 mm 水稳定性团聚体含量最高, 玉米-红薯轮作地最低, 差异显著;

>5 mm 和 2~5 mm 水稳性团聚体含量为原生林地和自然恢复地 $>$ 放牧+火烧草地 $>$ 玉米-红薯轮作地 ($P<0.05$), 而且 >5 mm 粒级玉米-红薯轮作地为零, 可能与频繁的农业耕作和人为干扰有关。0.25~2 mm 水稳性团聚体总量则以玉米-红薯轮作地最多, 放牧+火烧草地次之, 且显著高于原生林地和自然恢复地; 其中玉米-红薯轮作地 0.25~0.5 mm 水稳性团聚体含量占 >0.25 mm 含量的 48.9%。

研究表明, 土壤团聚体结构破坏率越大, 土壤结构越易崩解破碎, 土壤越容易被侵蚀^[16-17]。由表 1 可以看出, 玉米-红薯轮作地土壤团聚体结构破坏率最大 (54.9%), 显著高于放牧+火烧草地, 这与人为干扰有关; 实行自然恢复以后, 土壤团聚体结构破坏率显著降低, 自然恢复地仅为 9.8%, 与原生林地的差异较小。

2.2 土壤各粒级团聚体中有机碳和全氮含量

由图 1 可以看出, 相同粒级不同生态系统土壤水稳性团聚体中, 有机碳和全氮含量均为原生林地 $>$ 自然恢复地 $>$ 放牧+火烧草地 $>$ 玉米-红薯轮作地, 与表层土壤有机碳和全氮含量变化规律一致^[18]。原生林地 >5 mm 粒级的土壤有机碳含量 (58.7 g \cdot kg⁻¹) 分别是自然恢复地和放牧+火烧草地的 2.74 和 3.09 倍; 2~5 mm 团聚体中有机碳含量大小为原生林地 (52.3 g \cdot kg⁻¹) $>$ 自然恢复地 (22.0 g \cdot kg⁻¹) $>$ 放牧+火烧草地 (18.5 g \cdot kg⁻¹) $>$ 玉米-红薯轮作地 (10.7 g \cdot kg⁻¹); 4 种生态系统 1~2 mm 粒级团聚体有机碳含量与 2~5 mm 相差较少; 0.5~1 mm 和 0.25~0.5 mm 粒级中, 玉米-红薯轮作地有机碳含量较 2~5 mm 和 1~2 mm 略有增加, 原生林地仍然最高。

同一生态系统土壤中, 不同粒级团聚体中有机

表 1 不同生态系统中土壤团聚体的百分含量

Table 1 Percentage of soil aggregates in different ecosystems (% , mean \pm SE)

土壤类型 Land type	方法 Method	土壤团聚体粒级 Soil aggregates size fraction (mm)						破坏率 Damage ratio (%)
		>5	2~5	1~2	0.5~1	0.25~0.5	>0.25	
PF	I	60.9 \pm 5.4B	22.8 \pm 3.7A	4.0 \pm 0.69B	5.8 \pm 0.9B	2.3 \pm 0.2B	95.6 \pm 0.2A	9.6 \pm 0.5C
	II	35.2 \pm 3.2b	34.5 \pm 2.7a	8.4 \pm 0.81a	5.1 \pm 0.5b	3.2 \pm 0.4c	86.4 \pm 0.6a	
NR	I	79.6 \pm 1.1A	9.5 \pm 0.8C	1.9 \pm 0.12C	3.2 \pm 0.2C	1.4 \pm 0.1B	95.7 \pm 0.7A	9.8 \pm 0.9C
	II	66.5 \pm 2.4a	11.3 \pm 0.8b	3.3 \pm 0.20c	2.8 \pm 0.1c	2.5 \pm 0.2c	86.3 \pm 1.5a	
GB	I	71.0 \pm 1.6AB	12.6 \pm 0.5BC	2.4 \pm 0.07C	3.9 \pm 0.3C	1.6 \pm 0.2B	91.5 \pm 0.9A	23.2 \pm 2.8B
	II	34.6 \pm 6.7b	8.4 \pm 1.9bc	6.8 \pm 1.50ab	8.6 \pm 1.7a	12.0 \pm 1.2b	70.4 \pm 3.0b	
MS	I	37.9 \pm 4.4C	18.0 \pm 1.3AB	6.8 \pm 0.43A	14.6 \pm 0.5A	6.1 \pm 0.6A	83.4 \pm 4.8B	54.9 \pm 1.9A
	II	0.0c	4.9 \pm 1.1c	5.3 \pm 0.46bc	9.1 \pm 1.0a	18.5 \pm 3.5a	37.7 \pm 3.1c	

MS: 玉米-红薯轮作地 Maize-sweet potato cultivated land; GB: 放牧+火烧草地 Long-term grazing grassland burned annually in winter; NR: 自然恢复地 Natural restoration land; PF: 原生林地 Primary forest land. I: 干筛 Dry sieving; II: 湿筛 Wet sieving. 同列不同大、小写字母分别表示各土壤类型间机械稳定性或水稳定性团聚体含量差异达显著水平 ($P<0.05$) The different uppercase or lowercase letters showed significant difference at 0.05 level among land types or soil aggregates, respectively.

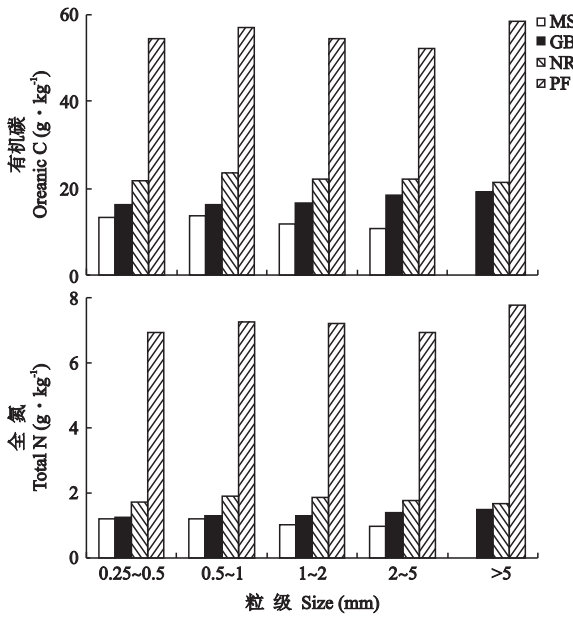


图1 不同粒径团聚体中有机碳和全氮的含量

Fig. 1 Contents of soil organic C and total N in different soil aggregates ($n=19$).

MS:玉米-红薯轮作地 Maize-sweet potato cultivated land; GB:放牧+火烧草地 Long-term grazing grassland burned annually in winter; NR:自然恢复地 Natural restoration land; PF:原生林地 Primary forest land. 下同 The same below.

碳和全氮的含量各不相同,但各个粒径间均无显著差异.各粒径团聚体中有机碳含量并没有随粒径的变化表现出相似的变化规律,而团聚体全氮含量与有机碳含量变化相似.经相关分析,土壤团聚体中有机碳和全氮呈极显著的正相关关系($R=0.99, P<0.01$).

2.3 土壤团聚体中有机碳的稳定性

2.3.1 土壤团聚体中有机碳的矿化速率 由图2可以看出,随培养时间的增加,不同生态系统各粒径土壤团聚体中有机碳矿化速率逐渐增加,在第5天达最大值,随后开始下降,第20天左右趋于平稳.培养前期(1~10 d),各粒径团聚体间有机碳矿化速率相差较大;培养后期,随矿化速率的下降,这种差别逐渐减小;而且同一生态系统土壤中,随团聚体粒径的增大,矿化速率逐渐减小.各生态系统中团聚体有机碳的矿化速率为 $>5\text{ mm}<2\sim 5\text{ mm}<1\sim 2\text{ mm}<0.5\sim 1\text{ mm}<0.25\sim 0.05\text{ mm}$.

相同粒径不同生态系统中土壤团聚体有机碳的矿化速率均为原生林地最大,玉米-红薯轮作地最小.其中 $0.25\sim 0.5\text{ mm}$ 粒径培养第1天,团聚体有机碳矿化速率为:原生林地>自然恢复地>放牧+火烧草地和玉米-红薯轮作地,差异显著;第5天,其矿化速率均达到最大值,为原生林地(108.4

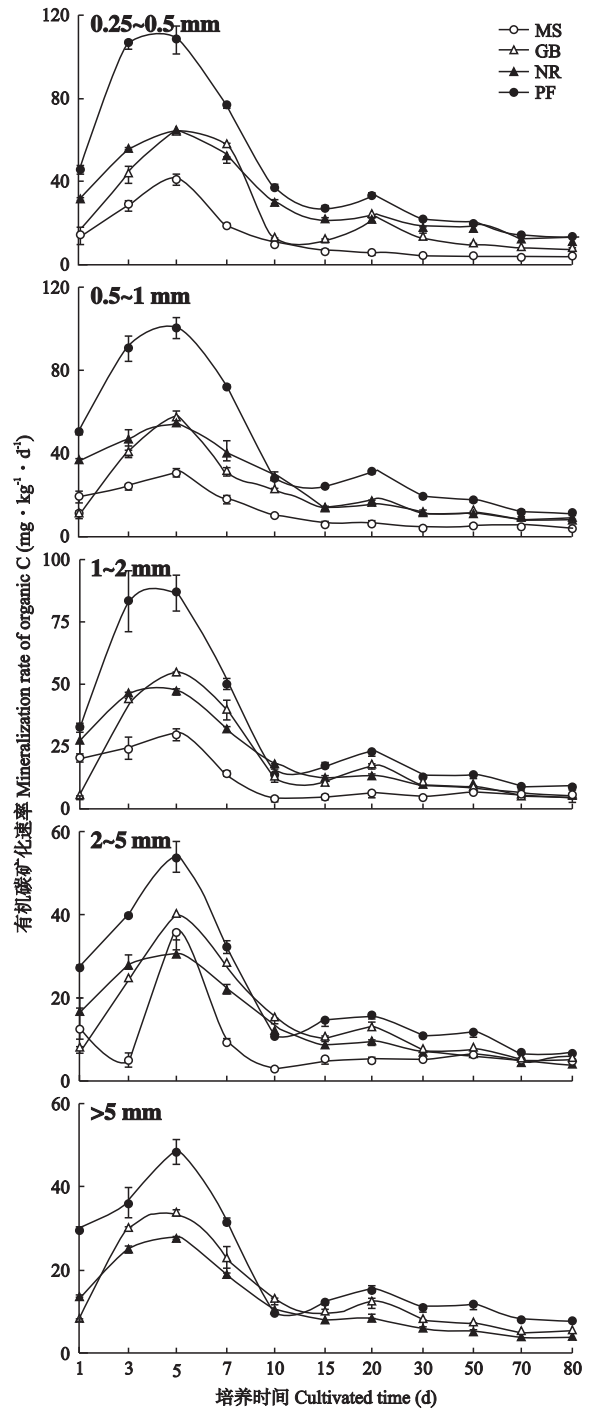


图2 不同生态系统土壤团聚体中有机碳的矿化速率

Fig. 2 Mineralization rate of organic C in aggregates under different ecosystems.

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)>自然恢复地($63.8\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)和放牧+火烧草地($63.6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)>玉米-红薯轮作地($40.8\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$);培养第20天至第80天,其矿化速率为原生林地和自然恢复地>放牧+火烧草地>玉米-红薯轮作地,差异均显著.

2.3.2 土壤团聚体中有机碳的累积矿化量 由图3可以看出,随培养时间的增加,有机碳的累积矿化量

逐渐增多,培养前期增幅较快,后期逐渐趋于平缓,这与其矿化速率密切相关. 相同粒级不同生态系统土壤团聚体中,有机碳的累积矿化量均为原生林地最大,玉米-红薯轮作地最小,其中 0.25~0.5、0.5~1 和 1~2 mm 粒级中,自然恢复地大于放牧+火烧草地,而 2~5 和 >5 mm 粒级则相反,放牧+火烧草地大于自然恢复地.

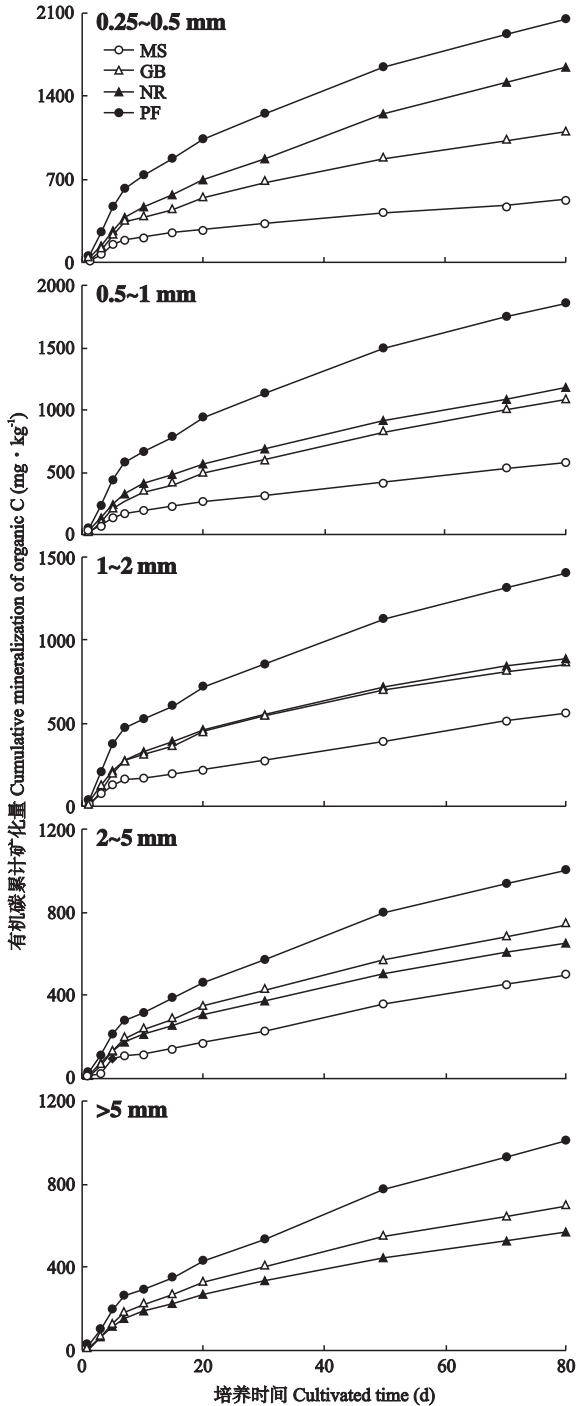


图3 不同生态系统各粒级团聚体中有机碳的累积矿化量
Fig.3 Cumulative mineralization of organic C in aggregates under different ecosystems.

培养末期 0.25~0.5 mm 有机碳的累积矿化量为原生林地>自然恢复地>放牧+火烧草地>玉米-红薯轮作地. 随粒级的增大,有机碳的累积矿化量逐渐减少,这与有机碳的矿化速率变化规律一致. 其中, 2~5 和 >5 mm 粒级土壤团聚体有机碳的累积矿化量小于放牧+火烧草地; 玉米-红薯轮作地土壤团聚体有机碳的累积矿化量的最大值与最小值相差

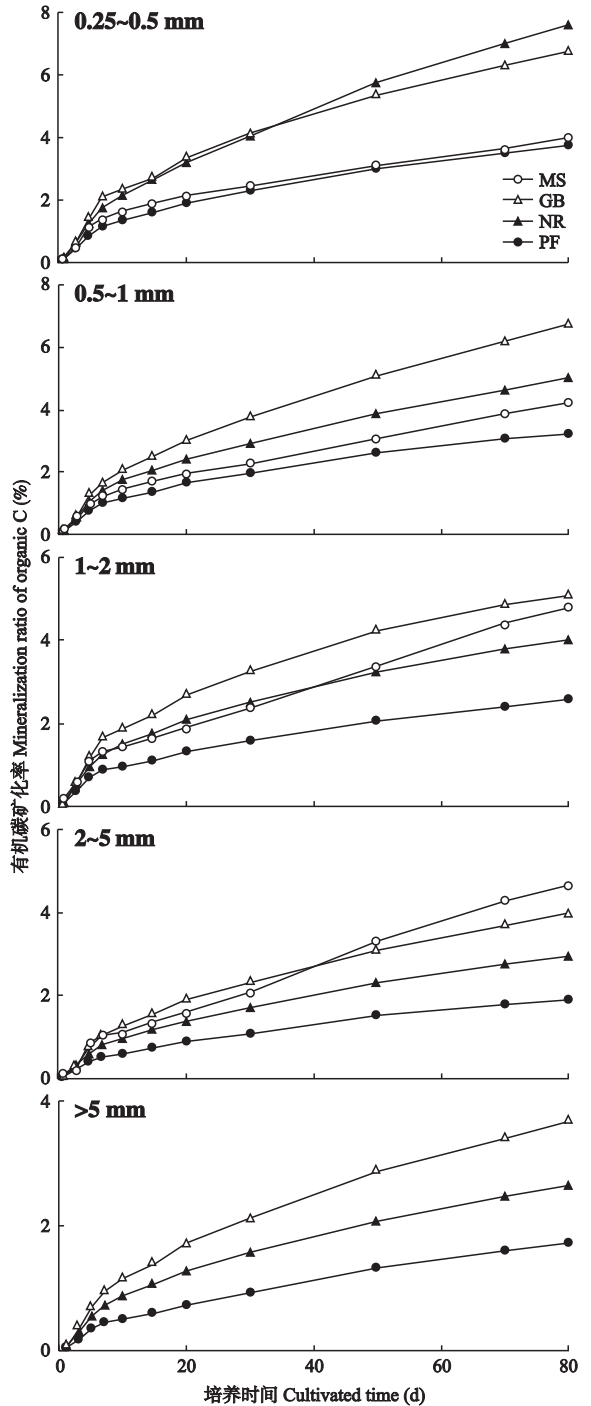


图4 不同生态系统各粒级团聚体中有机碳的矿化率
Fig.4 Mineralization ratio of organic C in aggregates under different ecosystems.

13.6%,原生林地相差51.2%。这与各生态系统土壤有机碳含量和土壤微生物的活性有关。

2.3.3 土壤团聚体中有机碳的矿化率 由图4可以看出,随培养时间的增加,各生态系统土壤团聚体有机碳的矿化率均逐渐增大;0.25~0.5 mm 粒级团聚体中,自然恢复地的有机碳矿化率最大;0.5~5 mm 和>5 mm 中,放牧+火烧草地的有机碳矿化率大于自然恢复地和玉米-红薯轮作地;而同粒级团聚体中有机碳的矿化率均以原生林地最小。这与团聚体有机碳的矿化速率和累积矿化量相反。

在培养末期,原生林地、自然恢复地、放牧+火烧草地和玉米-红薯轮作地土壤团聚体有机碳的矿化率变化范围分别在1.7%~3.8%、2.7%~7.6%、3.7%~6.8%和4.0%~4.3%。

3 讨 论

3.1 人为干扰对土壤团聚体含量的影响

本研究结果表明,原生林地和自然恢复地水稳性团聚体总量(>0.25 mm)显著高于放牧+火烧草地和玉米-红薯轮作地,而土壤团聚体结构破坏率显著低于后二者,其中玉米-红薯轮作地中0.25~2 mm 各粒级水稳性团聚体均显著高于其他3种生态系统。这说明原生林地和自然恢复地有良好的土壤结构,土壤抗侵蚀性和保持养分能力较强;而放牧+火烧草地和玉米-红薯轮作地发生土壤侵蚀和养分流失的可能性较大,这与频繁的人为干扰有关。玉米-红薯轮作地每年进行翻耕,收获作物,不仅破坏了土壤结构,加速了水稳性大团聚体向小粒级(0.25~2 mm)转变,而且减少了有机物的来源。虽然每年对其进行施肥,但并不能弥补耕作和收获对土壤造成的破坏。这与章明奎等^[6]研究结果一致。史奕等^[19]研究表明,有机肥和人为活动是土壤团聚体形成的主要影响因素,因此,增加喀斯特农耕地有机肥的施用量,减少人为干扰是改善土壤结构的一个有效措施。自然恢复地较放牧+火烧草地土壤结构稳定性和抗侵蚀性更好,这是由于自然恢复地在抛荒以后,人为干扰减少,地上植被生长完整,归还土壤的生物量较大、地表覆盖率较高,而放牧+火烧草地每年冬季进行火烧、春夏秋季放牧,造成地上草本稀疏且植被矮小,既动物的压实和有机物来源的减少严重破坏了土壤结构。原生林地由于极少受到人为干扰,土壤结构完整性保持较好,但是当原生生态系统受到人为干扰破坏以后,土壤团聚体结构破坏率显著升高,其抗侵蚀性和保持养分能力显著

降低。

3.2 人为干扰对土壤团聚体有机碳和全氮含量及其矿化速率和累积矿化量的影响

Puget 等^[20]研究发现,大团聚体比小团聚体含有更多的碳、氮、颗粒有机质和不稳定有机质,是高富集有机碳的源;Christensen 等^[21]研究显示,有机碳和全氮主要分布在小粒径微团聚体中,有机质含量与粘粒和粉砂含量呈正相关关系;李恋卿等^[22]发现,有机碳在团聚体中呈V型分布,<0.002 mm 和>2 mm 团聚体中有机碳含量均较高。本研究结果表明,土壤各粒级团聚体中有机碳和全氮含量的变化趋势基本一致,各粒级团聚体间的含量没有显著差异,这可能与喀斯特地区特殊的地貌类型有关,较高的土壤碳酸钙和粘粒含量是影响土壤水稳性团聚体形成的主要因素^[23]。

土壤团聚体有机碳的累积矿化量前期增加较快,后期增加缓慢,与韩成卫等^[24]和郝瑞军等^[25]研究结果相似。这可能与团聚体中土壤有机碳的组成有关。有机碳由易矿化和难矿化两部分组成^[26]。培养前期,易矿化部分被微生物迅速分解利用,有机碳矿化速率较快,则有机碳累积矿化量增加也较快;培养后期,易矿化部分逐渐被分解完,微生物开始利用难矿化部分,矿化速率趋于稳定,累积矿化量增加减慢。矿化速率和累积矿化量均随团聚体粒级的减小逐渐增大。这说明喀斯特土壤大团聚体的有机碳较稳定,不易分解,而小团聚体中的有机碳易矿化,不利于有机碳的储存。这与前人研究结果不同,Elliott 等^[27]研究表明,大团聚体中的有机碳比较年轻,因而比微团聚体中的有机碳更易矿化;Puget 等^[28]发现,小团聚体中的有机碳比大团聚体中的有机碳老化。这可能与土壤母质、地上植被和生态环境的差异,造成土壤团聚体中有机碳的组成不同有关。这方面的机理还有待进一步的研究。

土壤团聚体有机碳的矿化速率和累积矿化量均以原生林地最大,玉米-红薯轮作地最小,自然恢复地和放牧+火烧草地相差较少,与各生态系统土壤团聚体中和表层土壤中有机碳含量密切相关。统计分析表明,土壤有机碳含量和团聚体有机碳含量与其矿化速率和累积矿化量分别呈极显著的正相关关系,相关系数分别为0.57、0.59、0.66和0.68($n=19, P<0.01$)。这与Sato 等^[29]研究结果相似,土壤可矿化的碳与微生物生物量碳和土壤有机碳有着很好的相关性,但不同粒级团聚体中有机碳矿化量的差异,除与土壤微生物和有机碳含量有关外,还可能受

其他多种因素的影响^[25].

3.3 人为干扰对土壤团聚体有机碳矿化率的影响

各生态系统中小粒级团聚体(0.25 ~ 2 mm)有机碳矿化率大于大粒级(>2 mm)(玉米-红薯轮作地除外),与有机碳的矿化速率和累积矿化量一致.这说明喀斯特生态系统小粒级团聚体有机碳矿化的绝对数量和矿化的比例均较高,相对稳定性较差;而大粒级团聚体对有机碳的保护作用更强.原生林地土壤团聚体有机碳的矿化率最小,与其较高的矿化速率和累积矿化量相反.这与原生林地土壤较高的有机碳含量有关.喀斯特土壤团聚体有机碳的含量与矿化率呈极显著的负相关($R=0.59, P<0.01, n=19$),说明喀斯特原生林地不仅有有机碳含量较高,而且相对稳定性好,有利于土壤有机碳的储存.这与 Smithwick 等^[30]研究结果一致,未受人为干扰的原始林地有机碳储量最大,对有机碳的保护作用最强.玉米-红薯轮作地、放牧+火烧草地和自然恢复地土壤团聚体有机碳的矿化率均显著增大,其中自然恢复地有机碳矿化率随粒级增大逐渐降低,说明人为干扰不仅降低了土壤有机碳含量,而且加速了有机碳的分解;而自然恢复提高了有机碳含量^[18],增强了团聚体有机碳的稳定性.

4 结 论

喀斯特原生林地土壤结构较好,抗侵蚀性较强,对维持土壤养分和有机碳含量有较好的促进作用,因此应该加强保护,避免人为干扰;对于喀斯特耕地,应注重用养结合,在增加有机肥料的同时,实行少耕或免耕等保护性耕作措施,培肥地力;而减少人为干扰,实行自然恢复则可作为喀斯特地区退化生态系统恢复重建的一种有效方式.

参考文献

- [1] Lan A-J (兰安军), Zhang B-P (张百平), Xiong K-N (熊康宁). Spatial pattern of the fragile Karst environment southwest Guizhou Province. *Geographical Research* (地理研究), 2003, **22**(6): 733-742 (in Chinese)
- [2] Li Y-B (李阳兵), Xie D-T (谢德体), Wei C-F (魏朝富). Correlation between rock desertification and variations of soil and surface vegetation in Karst ecosystem. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2004, **41**(2): 196-202 (in Chinese)
- [3] Kotlyakov VM, Mather JR, Sdasyuk GV, et al. Global change: Geographical approaches. *Proceedings of the*

- National Academy of Sciences of the United States of America*, 1988, **85**: 5986-5991
- [4] Post WM, Emanuel WR, Zinke PJ, et al. Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 1982, **298**: 156-159
- [5] Schlesinger WH. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 1990, **348**: 232-234
- [6] Li Z-P (李忠佩), Lin X-X (林心雄), Che Y-P (车玉萍). Analysis for the balance of organic carbon pools and their tendency in typical arable soils of eastern China. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2002, **39**(3): 351-360 (in Chinese)
- [7] Zhang X-H (张旭辉), Li L-Q (李恋卿), Pan G-X (潘根兴). Effect of different crop rotation systems on the aggregates and their SOC accumulation in Paludals in North Huai region. *Chinese Journal of Ecology* (生态学杂志), 2001, **20**(2): 16-19 (in Chinese)
- [8] Li H-X (李辉信), Yuan Y-H (袁颖红), Huang Q-R (黄欠如), et al. Effect of fertilization on soil organic carbon distribution in various aggregates of red paddy soil. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2006, **17**(3): 422-429 (in Chinese)
- [9] Jastrow JD, Miller RM, Boutton TW. Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society of America Journal*, 1996, **60**: 801-807
- [10] Maysoon MM, Charles WR. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, **68**: 809-816
- [11] Miao S-J (苗淑杰), Zhou L-R (周连仁), Qiao Y-F (乔云发), et al. Organic carbon mineralization and carbon contribution in aggregates as affected by long-term fertilization. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2009, **46**(6): 1068-1075 (in Chinese)
- [12] Chen T (陈涛), Hao X-H (郝晓晖), Du L-J (杜丽君), et al. Effects of long-term fertilization on paddy soil organic carbon mineralization. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2008, **19**(7): 1494-1500 (in Chinese)
- [13] Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences (中国科学院南京土壤研究所). *Soil Physical and Chemical Property Analysis*. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1987 (in Chinese)
- [14] Liu G-S (刘光崧). *Standard Methods for Observation and Analysis in Chinese Ecosystem Research Network: Soil Physical and Chemical Properties Analysis and Description of Soil Profiles*. Beijing: China Standards Press, 1996 (in Chinese)

- [15] He D-Y (何电源). Soil Fertility and Fertilization of Cultivated Crops in South China. Beijing: Science Press, 1994 (in Chinese)
- [16] Zhang M-K (章明奎), He Z-L (何振立). Formation of water-stable aggregates in red soil as affected by land use. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 1997, **34**(4): 359–366 (in Chinese)
- [17] Wang C-T (王长庭), Long R-J (龙瑞军), Wang Q-L (王启兰), *et al.* Changes in soil organic carbon and microbial biomass carbon at different degradation successional stages of alpine meadows in the headwater region of three rivers in China. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology* (应用与环境生物学报), 2008, **14**(2): 225–230 (in Chinese)
- [18] Wei Y-W (魏亚伟), Su Y-R (苏以荣), Chen X-B (陈香碧), *et al.* Response of soil to degraded ecosystem in Karst region of Northwest Guangxi. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2010, **21**(5): 1308–1314 (in Chinese)
- [19] Shi Y (史奕), Chen X (陈欣), Shen S-M (沈善敏). Stable mechanisms of soil aggregate and effects of human activities. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2002, **13**(11): 1491–1494 (in Chinese)
- [20] Puget P, Angers DA, Chenu C. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, **31**: 55–63
- [21] Christensen BT. Straw incorporation and soil organic matter in macro-aggregates and particle size separates. *European Journal of Soil Science*, 1986, **37**: 125–135
- [22] Li L-Q (李恋卿), Pan G-X (潘根兴), Zhang X-H (张旭辉). Changes in organic carbon storage in aggregates of the surface horizon in a degraded Paleudlt upon vegetation recovery. *Chinese Journal of Soil Science* (土壤通报), 2000, **31**(5): 193–195 (in Chinese)
- [23] Ni JZ, Xu JM, Xie ZM, *et al.* Changes of labile organic carbon fractions in soils under different rotation systems. *Pedosphere*, 2004, **14**: 103–109
- [24] Han C-W (韩成卫), Li Z-P (李忠佩), Liu L (刘丽), *et al.* Influence on carbon and nitrogen mineralization after dissolved organic matter removal in subtropical Chinese paddy soils. *Scientia Agricultura Sinica* (中国农业科学), 2007, **40**(1): 107–113 (in Chinese)
- [25] Hao R-J (郝瑞军), Li Z-P (李忠佩), Che Y-P (车玉萍), *et al.* Organic carbon mineralization in various size aggregates of paddy soil under aerobic and submerged conditions. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2008, **19**(9): 1944–1950 (in Chinese)
- [26] Juma NG, Paul EA, Mary B. Kinetic analysis of net nitrogen mineralization in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 1983, **48**: 753–757
- [27] Elliott ET, Cambardella CA. Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1991, **34**: 407–419
- [28] Puget P, Chen C, Balesdent J. Dynamics of soil organic matter associated with particle-size fractions of water-stable aggregates. *European Journal of Soil Science*, 2000, **51**: 595–605
- [29] Sato A, Seto M. Relationship between rate of carbon dioxide evolution, microbial biomass carbon, and amount of dissolved organic carbon as affected by temperature and water content of a forest and an arable soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1999, **30**: 2593–2605
- [30] Smithwick EAH, Harmon ME, Remillard SM, *et al.* Potential upper bounds of carbon stores in forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 2002, **12**: 1303–1317

作者简介 魏亚伟,男,1983年生,博士研究生.主要从事森林生态等研究. E-mail: 2000wyw@163.com

责任编辑 李凤琴
