

文章编号:1000-694X(2012)03-669-05

生物土壤结皮对土壤微生物量碳的影响

刘艳梅, 李新荣*, 何明珠, 贾荣亮, 李小军, 张志山

(中国科学院寒区旱区环境与工程研究所 沙坡头沙漠试验研究站, 甘肃 兰州 730000)

摘要: 微生物量碳是土壤有机碳的重要组成部分,是判别退化系统生态修复的重要指标之一。为了探明生物土壤结皮对土壤微生物量碳的影响,以腾格里沙漠东南缘的人工固沙区不同生物土壤结皮覆盖的沙丘土壤为研究对象,根据固沙年限的不同将样地分为4个不同的区进行采样(1956、1964、1981年和1987年固沙区),并以流沙区为对照。与流沙区相比较,54龄、46龄、29龄和23龄固沙区的真藓结皮和藻结皮的存在均可显著提高其下土壤微生物量碳($P < 0.05$),且固沙年限与结皮下土壤微生物量碳存在正相关关系;真藓结皮和藻结皮对其下土壤微生物量碳的影响仅限于0~20 cm的土层,随着土层的加深,其影响逐渐减弱,到20~30 cm土层与对照相比已无显著差异($P > 0.05$)。因此,对生物土壤结皮的干扰可能会造成土壤微生物量碳的损失。

关键词: 生物土壤结皮; 微生物量碳; 人工固沙区; 腾格里沙漠

中图分类号: S154.3 文献标识码: A

生物土壤结皮(Biological Soil Crusts, BSCs)是由隐花植物如蓝藻、地衣、苔藓类和土壤中的微生物,以及相关的其他生物体通过菌丝体、假根和分泌物等与土壤表层颗粒胶结形成的十分复杂的复合体,是干旱、半干旱荒漠地表景观的重要组成部分之一^[1-3]。在全世界范围内,干旱的荒漠地区约占整个陆地面积的40%^[4]。在这些地区由于种种自然因素的限制,高等植物分布稀疏而单调,呈现斑块状分布格局,而这些植物群落斑块状的分布为生物土壤结皮的拓殖和覆盖提供了空间和适宜的生态位,使生物土壤结皮广泛分布于干旱的荒漠地区。在部分地区,生物土壤结皮盖度可以高达70%,甚至更高^[5]。

土壤中存在着大量的微生物群落,它们在土壤的物质转化和能量流动中起着重要的作用,参与土壤有机物质的分解和土壤腐殖质的形成和分解过程,以及土壤养分的转化和循环等^[6]。土壤微生物量碳是土壤营养库的一个重要组成部分,它能敏感地指示土壤有机碳的变化,是判别退化系统生态修复的一个重要指标^[7]。近年来,关于生物土壤结皮与土壤微生物之间的研究已引起了人们广泛的关注^[8-12],但在结皮广泛分布的荒漠生态系统中关于生物土壤结皮与土壤微生物量碳之间的研究仅见少量报道。因此,在腾格里沙漠东南缘的人工植被固沙区研究生物土壤结皮对土壤微生物量碳的影响程度来指示结皮对土壤质量的影响,从而揭示生物土

壤结皮在生态系统重建中的作用,为退化生态系统的恢复和管理提供一些参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验区概况

中国科学院沙坡头沙漠研究试验站地处宁夏中卫市境内,位于腾格里沙漠东南缘(37°32' N, 105°02' E),是荒漠化草原向草原化荒漠的过渡地带,也是沙漠与绿洲的过渡区。该区海拔约为1 339 m,格状新月形沙丘由西北向东南倾斜,呈阶梯状分布。受蒙古高压的影响,寒冷、干燥、多西北风,年平均风速3.5 m·s⁻¹,夏秋降雨集中,兼有大陆性气候和季风降雨的特点;该区的平均气温为10.6℃,低温极值为-25.1℃,高温极值为38.1℃,全年日照时数为3 264 h,年均降水量仅为193 mm,年潜在蒸发量高达3 000 mm。地下水埋深达80 m,不能为植物直接利用,降雨成为该区植物生长主要的水分来源。

为了确保包兰铁路沙坡头沙漠地段的畅通无阻,中国沙漠科学工作者于1956年相继建立了“以固为主,固阻结合”的植被固沙防护体系;首先在流动沙丘上垂直于主风的方向扎设阻沙栅栏,然后在阻沙栅栏扎设1 m×1 m的麦草方格作为固沙屏障,在无灌溉条件下栽植柠条(*Caragana korshin-*

收稿日期:2011-08-23; 改回日期:2011-10-04

基金项目:中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-EW-301-2);国家自然科学基金重点项目(40930636)资助

作者简介:刘艳梅(1978—),女,甘肃天水人,在读博士,主要从事干旱区生物的研究。Email: lym-781118@163.com

* 通讯作者:李新荣>Email: lxinrong@lzb.ac.cn

skii)、油蒿(*Artemisia ordosica*)、花棒(*Hedysarum scoparium*)、中间锦鸡儿(*Caragana intermedia*)、沙拐枣(*Calligonum arborescens*)和沙木蓼(*Atraphaxis bracteata*)等为主的旱生灌木,其株距与行距分别为 1 m×2 m 与 2 m×3 m。逐年实施,50 多年来在铁路北侧和南侧建立了宽度分别为 500 m 与 200 m 的人工植被固沙带,该带全长约 16 km。随着该区沙丘的固定,大量的土壤微生物和蓝藻在

其表面拓殖,接着出现丝状蓝藻和荒漠藻类,形成以藻类植物为主体的藻结皮阶段;随着结皮的进一步发育形成了结皮发育的高级阶段——地衣结皮与藓类结皮阶段^[13]。本研究以该区发育良好的藻结皮和真藓结皮为研究目标,研究生物土壤结皮对土壤微生物量碳的影响。本研究所选样地位于铁路北侧 1956 年、1964 年、1981 年和 1987 年的人工植被固沙区,其土壤理化性状见表 1^[14-16]。

表 1 人工固沙区与流动沙丘土壤理化性状详细描述

Table 1 The physical-chemical properties of topsoil (depth 0~20 cm) in artificially stabilized sand dune and mobile sand dune areas

固沙时间 /a	粒径分布/%			土壤容重 /(g·cm ⁻³)	土壤有机质 /(g·kg ⁻¹)	全 N /(g·kg ⁻¹)	pH 值	结皮层及亚土层厚度/cm
	沙粒(1~ 0.05 mm)	粉粒(0.05~ 0.002 mm)	黏粒 (<0.002 mm)					
54(1956 年)	66.40	22.60	11	1.44	3.99	0.25	7.99	5.01
46(1964 年)	66.28	24.79	6.93	1.47	2.43	0.21	7.95	4.41
29(1981 年)	71.54	23.59	4.87	1.50	1.66	0.17	7.90	3.92
23(1987 年)	88.92	9.59	1.50	1.52	1.46	0.14	7.87	2.08
0(流动沙丘)	99.67	0.12	0.21	1.53	0.24	0.01	7.99	0

1.2 试验方法

以 1956 年、1964 年、1981 年和 1987 年建立的人工植被固沙区不同生物土壤结皮覆盖的沙丘土壤为研究对象,2010 年 8 月上旬分别采集真藓结皮和藻结皮下 0~20 cm 和 0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm 的土壤样品。具体采样方法:每一植被区选择 3 个具有代表性的地段,面积为 10 m×10 m,在每块样地内随机选取 5 个点,去除地表的凋落物层,然后用 4 cm 土钻进行采样,同种结皮下相同土层的土壤组成一个混合土样,去掉土壤中可见植物根系和残体。将混合的土样用封口袋装好,带回实验室,置于冰箱中冷藏备用。土壤微生物量碳采用 Vance 等^[17]的氯仿熏蒸-K₂SO₄浸提法,浸提液中的微生物量碳(C_{mic})采用重铬酸钾氧化滴定法测定,其计算公式如下:

$$C_{mic} = F_c / K_c$$

式中:F_c为熏蒸土壤所提取的有机碳与未熏蒸土壤所提取的有机碳的差值;K_c为微生物量碳的转化系数,为 0.38^[18]。

1.3 数据处理

数据经 Excel 整理后,采用统计软件 SPSS 16.0,对不同年代之间和不同结皮类型之间微生物量碳的差异进行 Duncan 多重比较,显著性水平为 0.05。对固沙年限与土壤微生物量碳之间的关系采用相关性分析。

2 结果与分析

2.1 不同结皮类型对其下土壤微生物量碳的影响

无论是真藓结皮还是藻结皮均对土壤微生物量碳有显著影响,即有结皮覆盖的土壤微生物量碳明显高于流沙对照,差异达到显著水平(P<0.05)。由图 1 可以看出,同年代固沙区的真藓结皮下土壤微生物量碳含量高于藻结皮下土壤微生物量碳含量,但差异不显著。

在 0~20 cm 土层,随着固沙年限的增长,其真藓结皮下土壤微生物量碳呈现增长趋势,54 龄和 46 龄固沙区的真藓结皮(固沙开始时间分别为 1956 年和 1964 年)下土壤微生物量碳最高,分别为 68.64 mg·kg⁻¹和 61.6 mg·kg⁻¹,与其他固沙年代形成的结皮及流沙对照差异显著(P<0.05);29 龄和 23 龄固沙区的真藓结皮(固沙开始时间分别为 1981 年和 1987 年)下土壤微生物量碳次之,分别为 47.52 mg·kg⁻¹和 44.88 mg·kg⁻¹,与流沙对照差异显著(P<0.05);流沙对照土壤微生物量碳最低。

在 0~20 cm 土层,随着固沙年限的增长,其藻结皮下土壤微生物量碳呈现增长趋势,54 龄和 46 龄固沙区的藻结皮(固沙开始时间分别为 1956 年和 1964 年)下土壤微生物量碳最高,分别为 59.84 mg·kg⁻¹和 56.32 mg·kg⁻¹,与其他固沙年代形成的结皮及流沙对照差异显著(P<0.05);29 龄和 23 龄固沙区的藻结皮(固沙开始时间分别为 1981 年和 1987 年)

下土壤微生物量碳次之,分别为 $42.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $36.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$);流沙对照土壤微生物量碳最低。

由此可见,在 $0 \sim 20 \text{ cm}$ 土层,真藓结皮和藻结皮均有利于提高土壤微生物量碳,且真藓结皮下土壤微生物量碳含量高于藻结皮下土壤微生物量碳含量。

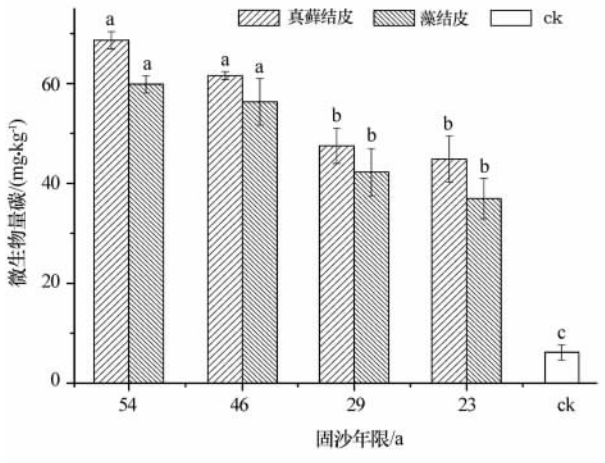


图 1 两种结皮对 $0 \sim 20 \text{ cm}$ 土层土壤微生物量碳(平均值±标准误)的影响

(注:不同字母表示均值在 $P < 0.05$ 水平上差异显著)

Fig. 1 Impact of two biological soil crusts on soil microbial biomass carbon content (mean±S. E) at $0 \sim 20 \text{ cm}$ soil layer

相关分析结果表明(表 2),固沙年限与真藓结皮下土壤微生物量碳存在显著的正相关关系($R = 0.9839, P < 0.05$),固沙年限越长,真藓结皮下土壤微生物量碳的含量也越高。固沙年限与藻结皮下土壤微生物量碳也存在显著的正相关关系($R = 0.9758, P < 0.05$),固沙年限越长,藻结皮下土壤微生物量碳的含量也越高。可见,固沙年限与土壤微生物量碳存在正相关关系($P < 0.05$),固沙年限越长,结皮形成的越早,其土壤微生物量碳含量越高。

表 2 固沙年限与结皮下 $0 \sim 20 \text{ cm}$ 土层微生物量碳的相关分析

Table 2 Correlation between sand dune fixation time and soil microbial biomass carbon content in $0 \sim 20 \text{ cm}$ soil layer

项目	线性方程及相关系数
固沙年限(y)与真藓结皮下土壤微生物量碳(x)	$y = 1.12x + 11.712 \quad R = 0.9839$
固沙年限(y)与藻结皮下土壤微生物量碳(x)	$y = 0.9942x + 10.08 \quad R = 0.9758$

2.2 生物土壤结皮对不同深度土壤微生物量碳的影响

由图 2 可以看出,真藓结皮下 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 土层中

微生物量碳的变化规律为 54 龄和 46 龄固沙区的真藓结皮下最高,分别为 $88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $84.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$);29 龄和 23 龄次之,分别为 $63.37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $56.32 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$);流沙对照土壤微生物量碳最低。同样,真藓结皮下 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 土层中微生物量碳的变化规律也是如此,54 龄和 46 龄固沙区的真藓结皮下土壤微生物量碳最高,29 龄和 23 龄次之,它们均与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$)。但到 $20 \sim 30 \text{ cm}$ 土层,54 龄、46 龄、29 龄和 23 龄固沙区的真藓结皮下土壤微生物量碳均与流沙对照相比已无显著差异 ($P > 0.05$)。因此,在 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 和 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 土层,真藓结皮可显著提高土壤微生物量碳,与流沙对照差异显著。随着土层的加深,其影响逐渐减弱,到 $20 \sim 30 \text{ cm}$ 土层与流沙对照相比已无显著差异。

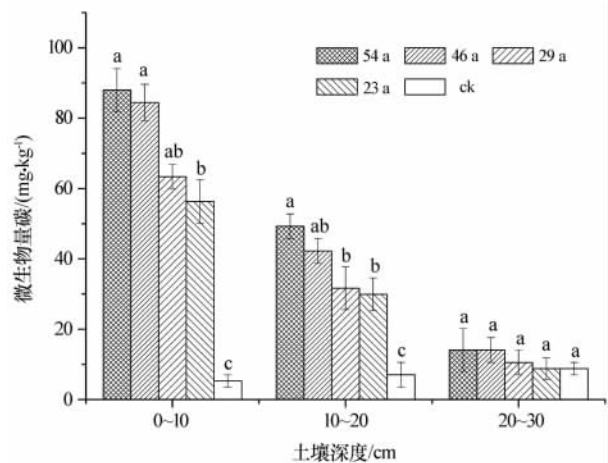


图 2 真藓结皮对不同深度土壤微生物量碳(平均值±标准误)的影响

(注:不同字母表示均值在 $P < 0.05$ 水平上差异显著)

Fig. 2 Impact of *Bryum argenteum* crust on soil microbial biomass carbon content (mean±S. E) at different soil layers

由图 3 可以看出,藻结皮下 $0 \sim 10 \text{ cm}$ 土层中微生物量碳的变化规律为 54 龄和 46 龄固沙区的藻结皮下最高,分别为 $73.92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $70.39 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$);29 龄和 23 龄次之,分别为 $52.8 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $49.28 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$);流沙对照微生物量碳最低。同样,藻结皮下 $10 \sim 20 \text{ cm}$ 土层中微生物量碳的变化规律也是如此,54 龄和 46 龄固沙区的藻结皮下土壤微生物量碳最高,29 龄和 23 龄次之,它们均与流沙对照差异显著 ($P < 0.05$)。但到 $20 \sim 30 \text{ cm}$ 土层,54 龄、46 龄、29 龄和 23 龄固沙区的土壤微生物量碳均与流沙对照相比已无显著

差异($P>0.05$)。因此,在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层,藻结皮可显著提高土壤微生物量碳,与流沙对照差异显著。随着土层的加深,其影响逐渐减弱,到 20~30 cm 土层已无显著差异。

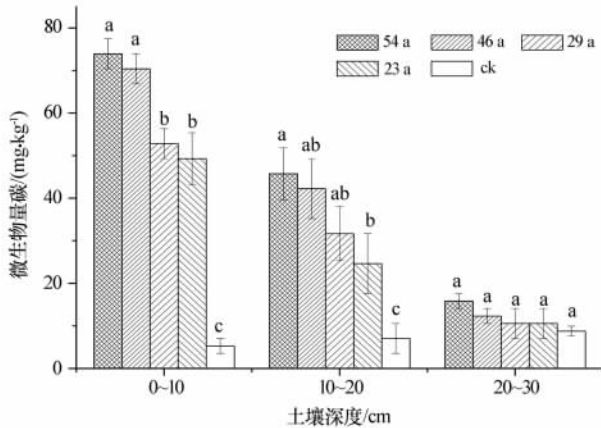


图 3 藻结皮对不同深度土壤微生物碳(平均值±标准误)的影响

(注:不同字母表示均值在 $P<0.05$ 水平上差异显著)

Fig. 3 Impact of algae crust on soil microbial biomass carbon content (mean±S. E) at different soil layers

由此可见,在 0~10 cm 和 10~20 cm 土层,真藓结皮和藻结皮均可显著提高土壤微生物量碳,并与对照差异显著。随着土层的加深,其影响逐渐减弱,到 20~30 cm 已无显著差异。

3 讨论

由图 1 可见,无论是真藓结皮还是藻结皮均对土壤微生物量碳有显著影响,即有结皮覆盖的土壤微生物量碳含量明显高于流沙对照,差异达到显著水平。其主要的原因是结皮的存在为微生物提供了重要的食物来源^[13,19]和适宜的生存环境^[13]。同年代固沙区的真藓结皮下土壤微生物量碳含量高于藻结皮下土壤微生物量碳含量,说明真藓结皮更有利于微生物的生长与繁殖。这个结论有力的支持了 Belnap 等^[3]的观点,结皮有利于提高微生物数量,且藓类结皮下的土壤微生物的数量高于藻结皮下的土壤微生物的数量。但与陈政等^[12]报道的藻结皮下的土壤微生物量碳高于藓类结皮下的土壤微生物量碳的结论不一致,气候条件和土壤空间的异质性是造成这种差异的可能原因。

相关分析结果显示,固沙年限与结皮下土壤微生物量碳存在正相关关系,也就是说,固沙年代越久,其结皮下土壤微生物数量越多,微生物量碳含量越高;这支持了李新荣等^[14,20]和王新平等^[21]及杨丽

雯等^[22]的论点,随固沙时间的增加,生物土壤结皮及表土层厚度增加,土壤基质、土壤理化性质及养分状况得到了改善,这些条件的改善促进了土壤微生物的生长与繁殖,从而有效的增加了土壤微生物量碳。

由图 2 和 3 可见,真藓结皮和藻结皮可显著增加 0~10 cm 和 10~20 cm 土层中微生物量碳,与对照差异显著。且随着土层的加深,其影响逐渐减弱,到 20~30 cm 土层已无显著差异。也就是说,这两种结皮土壤微生物量碳的影响仅限于对 0~20 cm 土层,它明显增加了表层土壤中微生物的数量,提高了微生物量碳;其主要原因是,表层土壤微生物可从生物土壤结皮获得充足营养的同时,结皮的存在还改善了表层土壤的理化性质,这包括有机质含量的增加^[3]、土壤养分含量和有效性^[13]、土壤持水量的增加^[23-24]、土壤稳定性的增加^[25]、土壤 pH 值的改变^[18]等等,这些都为微生物的生存提供了适宜的条件。对于 20 cm 以下土层,除了生物结皮所能提供的养分很难到达外,土壤理化性质变差也是一个重要的因素。

4 结论

试验结果表明,54 龄、46 龄、29 龄和 23 龄固沙区的真藓结皮和藻结皮的存在均可显著提高土壤微生物量碳($P<0.05$),且固沙年限与结皮下土壤微生物量碳存在正相关关系($P<0.05$)。生物土壤结皮对其下土壤微生物量碳的影响仅限于 0~20 cm 的土层,随着土层的加深,其影响逐渐减弱,到 20~30 cm 土层与对照相比已无显著差异($P>0.05$)。因此,对生物土壤结皮的任何干扰都可能造成土壤微生物量碳的损失,它的存在对于退化系统生态修复起着相当重要的作用。

参考文献 (References):

- [1] West N E. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid to semi-arid regions[J]. *Advances in Ecological Research*, 1990, 20: 179-223.
- [2] Eldridge D J, Greene R S B. Microbiotic soil crusts: A view of their roles in soil and ecological processes in the rangelands of Australia[J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1994, 32: 389-415.
- [3] Belnap J, Lange O L. *Biological Soil Crust: Structure, Function and Management*[M]. Berlin: Springer-Verlag, 2003.
- [4] Bowker M A, Belnap J, Davidson D W, et al. Evidence for micronutrient limitation of biological soil crusts: Importance to arid-land restoration[J]. *Ecological Applications*, 2005, 15(6): 1941-1951.

- [5] Belnap J. Surface disturbance; Their role in accelerating desertification [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1995, 37: 39–57.
- [6] 牛新胜, 张宏彦, 王立刚, 等. 玉米秸秆覆盖冬小麦免耕播种对土壤微生物量碳的影响[J]. *中国土壤与肥料*, 2009, (1): 64–68, 73.
- [7] Sparling G P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter [J]. *Australian Journal of Soil Research*, 1992, 30: 195–207.
- [8] 吴楠, 张元明. 古尔班通古特沙漠生物土壤结皮影响下的土壤酶分布特征[J]. *中国沙漠*, 2010, 30(5): 1128–1136.
- [9] 邵玉琴, 赵吉. 不同固沙区结皮中微生物生物量和数量的比较研究[J]. *中国沙漠*, 2004, 24(1): 68–71.
- [10] 张如强. 库布齐沙漠生物结皮层土壤微生物动态及其与蒿蒿 (*Artemisia ordosica*) 发育的相关性研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2009.
- [11] 阳贵德. 铜陵铜尾矿废弃地生物土壤结皮细菌多样性研究[D]. 合肥: 安徽大学, 2010.
- [12] 陈政, 阳贵德, 孙庆业. 生物结皮对铜尾矿废弃地土壤微生物量及酶活性的影响[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(9): 2193–2198.
- [13] 李新荣, 张元明, 赵允格. 生物土壤结皮研究: 进展、前沿与展望[J]. *地球科学进展*, 2009, 24(1): 11–24.
- [14] 李新荣, 肖洪浪, 刘立超, 等. 腾格里沙漠沙坡头地区固沙植被对生物多样性恢复的长期影响[J]. *中国沙漠*, 2005, 25(2): 173–181.
- [15] 贾晓红, 李新荣, 李元寿. 干旱沙区植被恢复中土壤碳氮变化规律[J]. *植物生态学报*, 2007, 31(1): 66–74.
- [16] 王新平, 李新荣, 肖洪浪, 等. 干旱半干旱地区人工固沙灌木林生态系统演变特征[J]. *生态学报*, 2005, 25(8): 1974–1980.
- [17] Vance E D, Brookes P C, Jenkinson D S. An extraction method for measuring soil microbial C [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1987, 19: 703–707.
- [18] Bååth E. Effects of heavy metal in soil on microbial processes and populations (a review) [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 1989, 47: 335–379.
- [19] Steinberger Y. Energy and protein budgets of the desert isopod *Hemilepistus reaumuri* [J]. *Acta Oecologia*, 1989, 10: 117–134.
- [20] 李新荣, 陈应武, 贾荣亮. 生物土壤结皮: 荒漠昆虫食物链的重要构建者[J]. *中国沙漠*, 2008, 28(2): 245–248.
- [21] 王新平, 李新荣, 潘颜霞, 等. 我国温带荒漠生物土壤结皮孔隙结构分布特征[J]. *中国沙漠*, 2011, 31(1): 58–62.
- [22] 杨丽雯, 周海燕, 樊恒文, 等. 沙坡头人工固沙植被生态系统土壤恢复研究进展[J]. *中国沙漠*, 2009, 29(6): 1116–1123.
- [23] Li X R, He M Z, Duan Z H, et al. Recovery of top soil physico-chemical properties in revegetated sites in the sand-burial ecosystems of the Tengger Desert, northern China [J]. *Geomorphology*, 2007, 88: 254–265.
- [24] Jia R L, Li X R, Liu L C, et al. Responses of biological soil crusts to sand burial in vegetated area of the Tengger Desert, northern China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2008, 40: 2827–2834.
- [25] Patrick E. Researching crusting soils: Themes, trends, recent developments and implications for managing soil and water resources in dry areas [J]. *Progress in Physical Geography*, 2002, 26: 442–461.

Effect of Biological Soil Crusts on Soil Microbial Biomass Carbon Content

LIU Yan-mei, LI Xin-rong, HE Ming-zhu, JIA Rong-liang, LI Xiao-jun, ZHANG Zhi-shan
(Shapotou Desert Research and Experiment Station, Cold and Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China)

Abstract: Microbial biomass carbon (MBC) is an important component of soil organic carbon and an important indicator of degraded ecosystem restoration assessment. To understand how biological soil crusts affect soil MBC content in the southeastern edge of the Tengger Desert, China, sandy soil under different types of biological soil crusts was sampled at artificially stabilized sand dunes, and sandy soil at mobile sand dunes was also sampled as the contrast. The sampling plots at the artificially stabilized sand dunes were distributed in four areas with different sand-fixing time (the sand dune were stabilized in 1956, 1964, 1981 and 1987, respectively). Compared with the contrast in the mobile sand dunes, *Bryum argenteum* crust and algae crust could significantly increase the content of soil MBC in the 54-year-old, 46-year-old, 29-year-old and 23-year-old stabilized sand dunes ($P < 0.05$). Soil MBC content under crusts is positively correlated with the sand dune fixation time ($P < 0.05$). *Bryum argenteum* and algae crusts could significantly increase the content of MBC at 0–20 cm soil layer. However, the effect decreases gradually as soil depth increases and no significant difference is showed at 20–30 cm soil layer ($P > 0.05$). Therefore, disturbances to biological soil crusts may lead to the loss of soil MBC.

Keywords: biological soil crust; microbial biomass carbon; artificially stabilized sand dune; the Tengger Desert