

黑岱沟露天煤矿排土场不同植被配置对生物土壤结皮拓殖和发育的影响*

赵洋 张鹏** 胡宜刚 黄磊 虎瑞 刘美玲

(中国科学院寒区旱区环境与工程研究所沙坡头沙漠研究试验站, 兰州 730000)

摘要 2012年8—9月对内蒙古准格尔旗黑岱沟露天煤矿排土场乔木、乔木+灌木、乔木+草本(禾本科)、乔木+草本(豆科)和撂荒地5种人工植被配置条件下生物土壤结皮(BSCs)盖度和厚度进行了调查。结果表明:不同植被配置条件下BSCs的总盖度均超过了50%,乔木和乔木+草本(豆科)配置条件下藓类结皮的盖度最高,分别为56%和43%,显著高于其他配置条件下藓类结皮的盖度;乔木+草本(禾本科)配置条件下藓类结皮的盖度最高(34%),显著高于其他配置条件下藓类结皮的盖度。不同植被配置条件下BSCs的厚度均超过了0.30 cm,其中乔木+灌木配置条件下的BSCs厚度最高为0.55 cm,显著高于其他配置条件下BSCs厚度。露天煤矿排土场进行植被恢复有助于BSCs的拓殖和发育,植被配置类型和植被盖度显著影响BSCs的盖度和厚度。

关键词 排土场; 生物土壤结皮; 盖度; 人工植被

中图分类号 Q145 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2014)2-0269-07

Effect of re-vegetation types on colonization and growth of biological soil crusts of dumping site in open pit coal mine of Heidaigou. ZHAO Yang, ZHANG Peng**, HU Yi-gang, HUANG Lei, HU Rui, LIU Mei-ling (*Shapotou Desert Research and Experiment Station, Cold & Arid Regions Environmental and Engineering Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33(2): 269-275.

Abstract: During August to September of 2012, a survey on coverage and thickness of biological soil crusts (BSCs) was carried on a dumping site in the open pit coal mine of Heidaigou in Inner Mongolia. Fifteen woody plots with a size of 10 m × 10 m, 45 herbage plots with a size of 1.0 m × 1.0 m and 150 biological soil crusts plots with a size of 0.2 m × 0.2 m were set under five re-vegetation types of arbor, arbor + shrub, arbor + herbage (Gramineae), arbor + herbage (Leguminosae) and abandoned farmland. The results showed that the total coverage of BSCs was more than 50% under each of the five re-vegetation types. The algae crust coverage under arbor and arbor + herbage (Leguminosae) re-vegetations was 56% and 43%, respectively, being higher than under other re-vegetation types. The moss crust coverage under arbor + herbage (Gramineae) re-vegetation was 34%, being higher than under other re-vegetation types. The thickness of BSCs under arbor + shrub re-vegetation was 0.55 cm, being higher than under other re-vegetation types. Vegetation restoration is beneficial to BSCs colonizing and growth at the dumping site of the open pit coal mine, and re-vegetation types and vegetation coverage significantly influence BSCs coverage and thickness.

Key words: dumping site; biological soil crusts; coverage; re-vegetation.

我国露天开采每万吨煤破坏土地 0.22 hm², 其

中直接挖掘破坏土地 0.12 hm², 外排土场占用土地 0.10 hm², 土地复垦率仅有 2%, 严重地破坏了土地资源和生态环境, 随着露天煤矿的建设和发展, 露天开采对矿区土地资源和生态环境的破坏日趋严重(孙世国, 2000)。露天开采对地表产生剧烈扰动,

* 中国科学院西部行动计划项目(KZCX2-XB3-13-03)和国家自然科学基金项目(41201084 和 41201086)资助。

** 通讯作者 E-mail: zhangp1419@163.com

收稿日期: 2013-07-21 接受日期: 2013-10-25

由大量剥离物堆积而成的排土场土壤瘠薄,水土流失严重(李青丰等,1997;马建军等,2006)。Debelak和Schrodt(1979)报道了美国Kentucky东部Beaufort盆地20世纪50年代采矿区的土壤侵蚀状况,该区土壤流失量大约是未采矿区的70倍。黑岱沟露天煤矿矿区水土流失面积达49.09 km²,占矿区面积的94%(张力等,2006)。白中科和胡振华(1998)在安太堡排土场的研究发现,无任何复垦措施的排土场,其平台和斜坡土壤侵蚀模数分别为4500和32500 t·km⁻²·a⁻¹。黄土区露天矿开采造成的土壤侵蚀量约是开采前的1.4~2.8倍。如何在矿区建设和生产过程中避免和减少水土流失的发生,是露天矿生产安全、土地复垦与生态建设中所研究的核心内容之一。

生物土壤结皮(biological soil crusts, BSCs)是由藻类、地衣、藓类等隐花植物及土壤中的微生物和相关的其他生物体与土壤表层颗粒等非生物体胶结形成的十分复杂的复合体,是荒漠生态系统组成和地表景观的重要特征(Belnap & Lange, 2003; 李新荣, 2012)。BSCs组分内的微生物组分,蓝藻、绿藻等微生物能够分泌有机凝胶体,细菌、真菌、地衣和苔藓植物的地下菌丝和假根能够与土壤颗粒紧密粘在一起,形成较为稳定的团聚体,提高了土壤的致密度,改变土壤表面单一松散的原始状态,使其紧实度增加,进而提高了土壤表面的稳定性(Belnap & Lange, 2003),增强了土壤表面的抗剪切应力,减少了雨滴的溅蚀,从而增加了其抗蚀强度,进而提高了土壤的抗风蚀、水蚀的能力(李新荣, 2012)。Leys(1990)研究表明,有BSCs覆盖的土壤较无BSCs覆盖土壤风蚀减少了近5倍。Kinnell等(1990)研究表明,BSCs抗水蚀能力是物理结皮的3~5倍。BSCs的拓殖和发育被认为是生态恢复的一个重要标志。在干旱、半旱区,高等植物在地表的盖度很大程度上影响着BSC的形成、存在和所处的演替阶段(李新荣, 2012)。高等植物与BSCs拓殖和发育之间的关系十分复杂。一般认为,高等植物盖度较高的生境不利于BSCs的拓殖和发育,而BSCs盖度较高的生境中,高等植物的分布较少、盖度较低,即高等植物的盖度与BSC盖度呈负相关关系。因此,研究露天煤矿排土场人工恢复过程中不同植被配置条件下BSCs拓殖和发育特征,有利于正确认识人工植被恢复区地表的生态学过程与规律,同时为揭示高等植物和BSCs拓殖和发育之间的关系提供理论

依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

黑岱沟露天煤矿位于黄土高原鄂尔多斯台地的东北部,矿区地貌为典型的黄土丘陵沟壑区,面积55 km²(111°10'E—111°25'E, 39°25'N—39°59'N),海拔1025~1302 m。研究区多年平均降水量约为400 mm,集中在7—9月,并多以暴雨形式出现;年蒸发量为1824.7~2896.1 mm;年平均气温7℃,无霜期125~150 d,日照3119.3 h。矿区土壤主要为黄绵土,微碱性,肥力低下(李青丰等,1997)。

植物区系特点是以亚洲区系成分、蒙古成分和华北成分为主,地带性植被属暖温带草原带,植被稀疏、低矮,在植物旺盛生长期盖度一般在30%(李仲桥等,1998)。天然森林已全部遭到破坏,人工植被以刺槐(*Robinia pseudoacacia* L.)、小叶杨(*Populus simonii* Carr.)、柠条锦鸡儿(*Caragana korshinskii* Kom.)和沙棘(*Hippophae rhamnoides* L.)为主;荒坡主要为铁杆蒿(*Artemisia gmelinii* Willd.)、芨蒿(*Artemisia giraldii* Pamp.)、长芒草(*Stipa bungeana* Trin.)和白羊草(*Bothriochloa ischaemum* (L.) Keng)等组成的处于不同演替阶段的草本植物群落(马建军等,2006)。

1.2 研究区土地复垦现状

黑岱沟露天煤矿自1989年开工建设,1992年起开展了土地复垦工程,相继回填了刘四沟、倒蒜沟、马莲沟,形成了较大面积的工业广场;再加上其他工业建筑,形成了大面积的无土壤结构、无地表植被的工业场地。工业广场复垦绿化面积233.26 hm²,以景观绿化美化为主,按不同的立地条件布置了相应的组合模式。

1995年北排土场开始复垦,2001年底累计完成复垦面积78.67 hm²,分布在1200、1215、1230、1245及1260平台和边坡。其中边坡主要以防止水土流失为目标,种植灌木主要有沙棘、柠条、紫穗槐等,草本植物主要有沙打旺、苜蓿、草木樨、羊柴等;平台主要以土壤熟化为目的,以豆科类牧草和沙棘为主。

东排土场自1998年开始复垦,到2001年底累计完成种植面积29.97 hm²,分布在1275边坡,以及1260、1230、1200平台和边坡,配置结构类似北排土场,1275平台种植甘草面积约21.34 hm²(李青丰等,1997;马建军等,2006;姚敏娟,2007)。

表 1 样地概况

Table 1 General condition of the plots

样地类型	建植年份	建植年龄(a) (截止 2012 年)	主要人工植被	平均株高 (cm)	株行距 (m)
乔木	1995	17	杨树+油松	452.11±76.00	2×3
乔木+灌木	1995	17	杨树+沙棘	497.33±107.42	2×3
乔木+草本(禾本科)	1995	17	油松+羊草	82.31±62.72	2×2
乔木+草本(豆科)	1995	17	杨树+沙打旺	573.92±26.50	3×3
撂荒地	1998	14	山杏	78.21±17.68	4×5

* 数字为平均值±标准误。表 2 同。

表 2 各样地 0~20 cm 土壤理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of the plots in 0–20 cm soil depth

样地类型	有机质($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	总氮($\text{mg N} \cdot \text{g}^{-1}$)	总磷(%)	土壤容重($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)
乔木	3.81±0.15	0.16±0.01	4.75±0.71	1.27±0.03
乔木+灌木	4.74±1.46	0.20±0.01	4.57±0.17	1.25±0.01
乔木+草本(禾本科)	2.69±0.97	0.20±0.02	4.21±0.80	1.33±0.07
乔木+草本(豆科)	2.55±0.85	0.21±0.02	2.41±0.51	1.35±0.02
撂荒地	7.61±1.19	0.45±0.04	3.84±0.79	1.20±0.03

1.3 野外调查

2012 年 8—9 月进行野外调查,选择了 5 种植被配置类型,即乔木、乔木+灌木、乔木+草本(禾本科)、乔木+草本(豆科)、撂荒地(样地描述和基本土壤化学性质详见表 1 和表 2)。在每种植被配置样地随机设置 3 个 10 m×10 m 的样方用于调查乔木和灌木,每个大样方中再分别设置 3 个 1 m×1 m 的样方用于调查草本植物和 10 个 0.2 m×0.2 m 的样方用于调查 BSCs,分别调查样方中植物的盖度和 BSCs 的组成类型、厚度和盖度,BSCs 的盖度测定采用点针法,方法详见李新荣(2012)。共调查样方 210 个,其中草本样方 45 个,灌木样方 15 个,BSCs 样方 150 个。

1.4 数据处理

数据分析和图表绘制分别在 SPSS 16.0 和 Origin 8.0 中进行。单因素方差分析用于比较各样地所观测参数之间的差异($\alpha=0.05$)。

2 结果与分析

2.1 不同植被配置条件下 BSCs 盖度和相对盖度

不同植被配置条件下 BSCs 的总盖度均超过了 50%,其中油松+羊草和杨树+沙打旺配置条件下的 BSCs 总盖度最高,分别为 76% 和 77%,但各配置条件下 BSCs 总盖度间的差异不显著(图 1A)。杨树+油松和杨树+沙打旺配置条件下藻类结皮的盖度最高,显著高于其他配置条件下藻类结皮的盖度,分别为 56% 和 43%;撂荒地发育的藻类结皮盖度最低为

30%,显著低于其他配置条件下藻类结皮的盖度(图 1B)。油松+羊草配置条件下藓类结皮的盖度最高,显著高于其他配置条件下藻类结皮的盖度为 34%;杨树+油松配置条件下藓类结皮的盖度最低为 20%,显著低于其他配置条件下藓类结皮的盖度(图 1C)。图 1D 描述了不同配置条件下木本植物、草本植物、藻类结皮和藓类结皮的相对盖度。杨树+油松和杨树+沙棘配置条件下藻类结皮的相对盖度最高,分别为 51% 和 48%;相对盖度最低的为油松+羊草和撂荒地配置条件下,分别为 25% 和 23%。而藓类结皮的最高的相对盖度出现在杨树+沙棘配置条件下为 27%。

2.2 不同植被配置条件下 BSCs 厚度

不同植被配置条件下 BSCs 的厚度均超过了 0.30 cm,其中杨树+沙棘配置条件下的 BSCs 厚度最高,为 0.55 cm,显著高于其他配置条件下 BSCs 厚度(图 2)。

2.3 BSCs 盖度和厚度与木本植物和草本植物盖度关系

对 BSCs 盖度和厚度与木本植物和草本植物盖度关系进行线性回归发现,无论是 BSCs 的总盖度,还是藻类结皮和藓类结皮与木本植物盖度间呈正相关关系,即随着木本植物盖度的增加 BSCs 的盖度也随之增加,但二者间的关系未达到显著水平。BSCs 的总盖度和藓类结皮与草本植物盖度间呈负相关关系,藓类结皮与草本植物盖度间的关系达到了显著水平($P=0.035$)。藻类结皮与草本植物盖

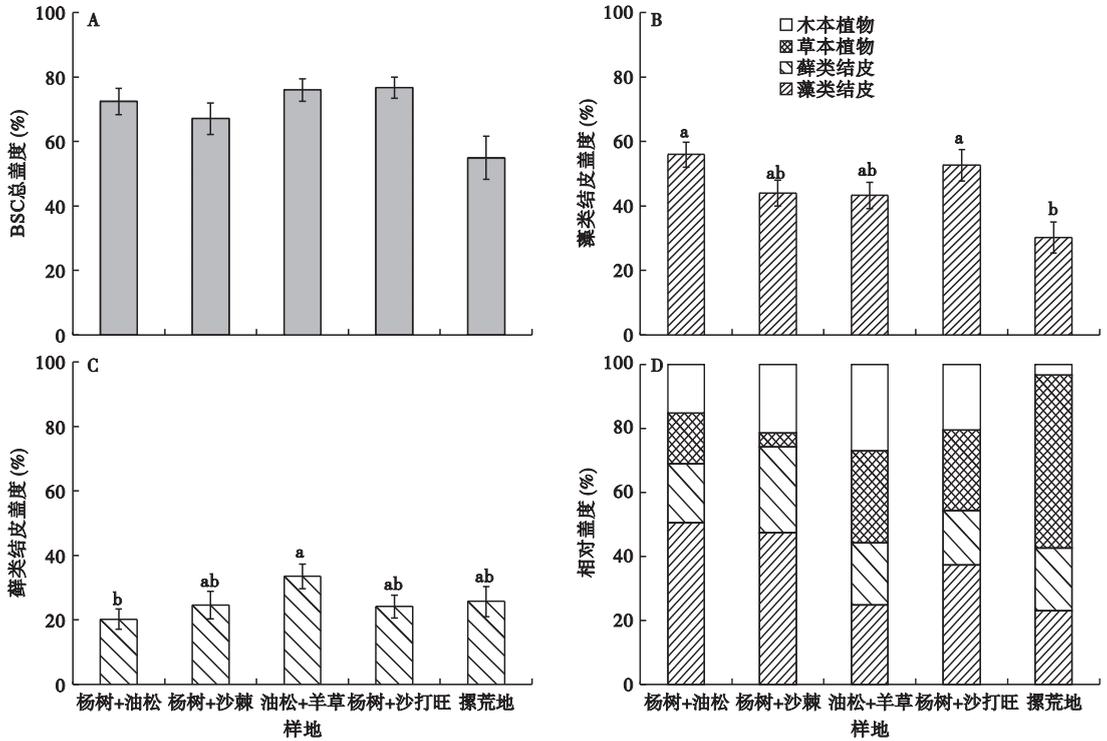


图1 不同植被配置条件下 BSCs 盖度和相对盖度

Fig. 1 Coverage and relative coverage of BSCs in different re-vegetation types

数值为 Mean±SE, $P < 0.05$ 。

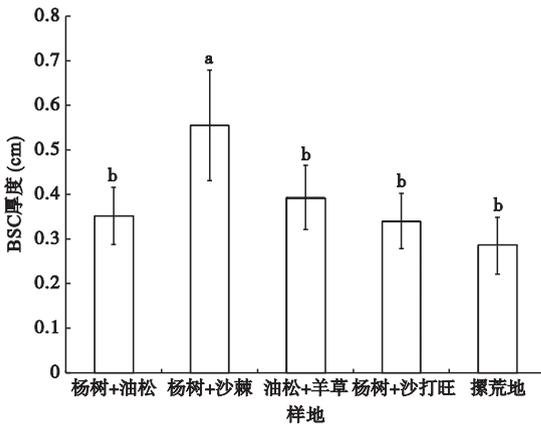


图2 不同植被配置条件下 BSCs 厚度

Fig. 2 Thickness of BSCs in different re-vegetation types

数值为 Mean±SE, $P < 0.05$ 。

度间呈正相关关系,但二者间的关系未达到显著水平。BSCs 的厚度与木本和草本植物盖度间的关系均呈现负相关关系,BSCs 的厚度与草本植物盖度间的关系达到了显著水平($P=0.004$)(图3)。

3 讨论与结论

矿山露天开采造成的大规模破坏,在中国乃至全世界都是一个十分严重而且日益受到高度重视的

生态环境问题(Krupskaya, 1992)。露天开采对地表产生剧烈扰动,植被完全被破坏。同时,由大量剥离物堆积而成的排土场土壤瘠薄,对占排土场面积主要部分的平台而言,表层土被严重压实,容重大,土壤渗透系数低,不利于植物生长(李青丰等,1997)。植被恢复是退化生态系统的恢复和重建的首要工作,因为几乎所有的自然生态系统的恢复,总是以植被恢复为前提的(Li *et al.*, 2013)。植被恢复能提高退化土壤的生物活性、增加土壤养分、改善土壤的理化属性、改良土壤环境(Li *et al.*, 2004; Zhang *et al.*, 2012)。植被恢复同样能够改变小气候特征,降低地表温度(Zhang *et al.*, 2013)。人工植被建设是退化生态系统植被重建的主要措施之一,在全球范围内得到了广泛的应用(李新荣等,2005)。李新荣(2012)在沙坡头人工植被区的研究表明,人工植被建立3~5年后,BSCs开始在地表拓殖,BSCs类型以藻类结皮为主,当人工植被建立40~50年后,BSCs的盖度达到40%~60%,厚度达到1~2cm,BSCs类型以藓类结皮为主,随着植被建立时间的增加,BSCs的盖度和厚度呈逐渐增加的趋势。本研究表明,在黑岱沟露天煤矿排土场人工植被建立后近20年的时间里,BSCs的覆盖面积已由植被建

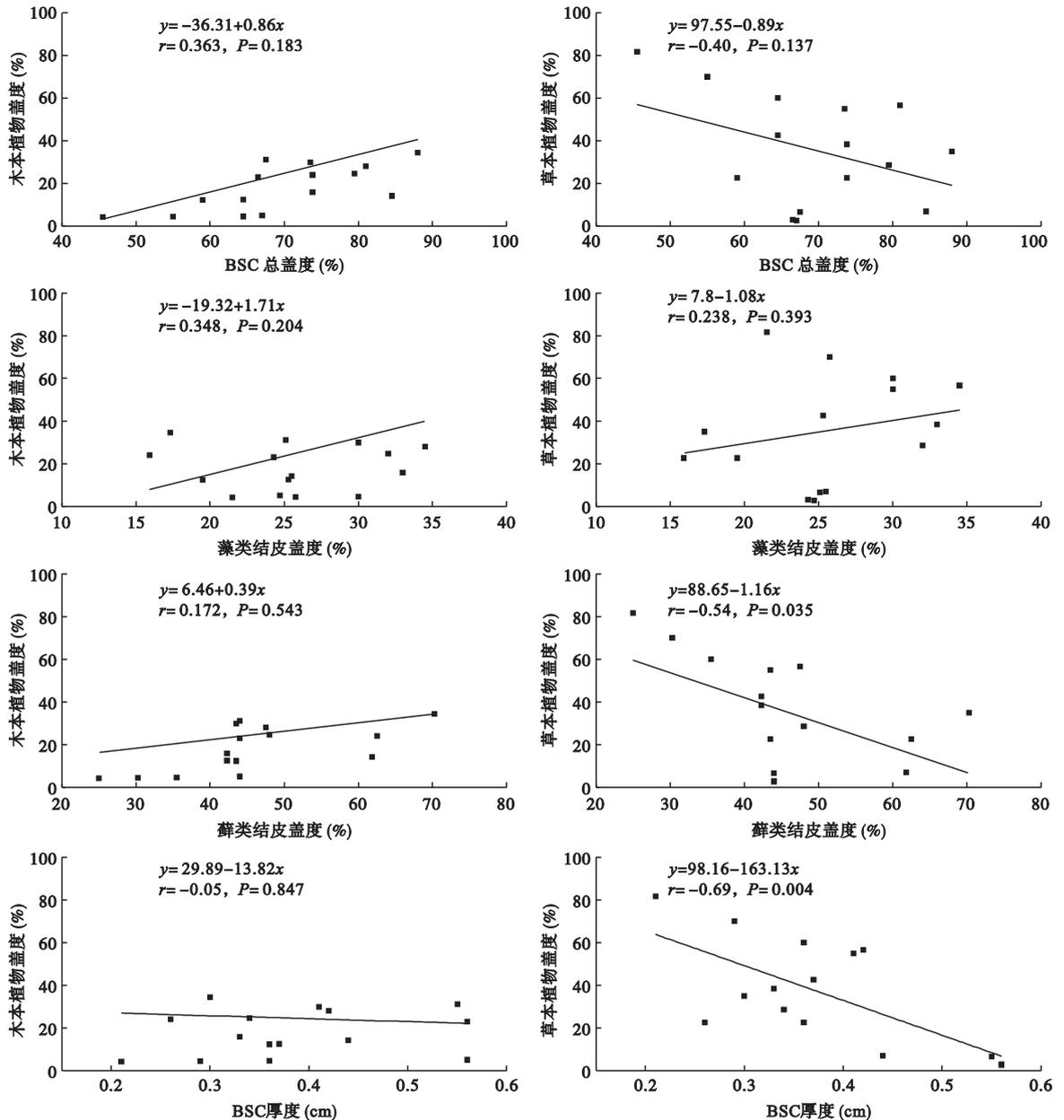


图3 不同植被配置条件下 BSCs 盖度和厚度与木本和草本植物盖度关系

Fig. 3 Relationships between coverage and thickness of BSCs and woody and herbaceous coverage in different re-vegetation types

设初期的 0 达到了 50% 以上,厚度超过了 0.3 cm,这充分说明了在退化生态系统中进行人工植被建立有利于 BSCs 的拓殖和发育。

影响 BSCs 拓殖和发育的因素主要有土壤稳定性(李新荣, 2012)、土壤质地(Kleiner & Harper, 1977)、大气降尘(Reynolds *et al.*, 2001)、降水(李新荣, 2012)和植被盖度等因素(李新荣等, 2001, 2009)。在黑岱沟露天煤矿排土场人工植被恢复区,植被类型和地表植被盖度是进行生态恢复过程

中改变最为明显的特征,因此,本研究着重探讨了不同植被类型和不同植被盖度对 BSCs 拓殖和发育的影响。干旱、半干旱区高等植物在地表的盖度很大程度上影响着 BSCs 的形成、存在和所处的演替阶段。一般而言,在高等植物盖度高的土壤表面不能形成 BSCs,这是因为 BSCs 群落生物物种无法与高盖度的高等植物进行光资源、养分资源的竞争(李新荣等, 2001)。许多研究发现, BSCs 和维管束植物之间存在密切的负相关关系,而且 BSCs 占据的地

表生境也很可能不是由维管束植物首先覆盖的生境 (West, 1990; Johansen, 1993); 也有些研究认为, BSCs 盖度与维管束植物盖度无相关关系 (Anderson *et al.*, 1982; Jeffries & Klopatek, 1987)。卜楠(2009)在陕北黄土区的研究发现, 植被盖度低于 20% 时, BSCs 有较高的盖度, 当植被盖度介于 20% ~ 60% 时, BSCs 盖度呈逐渐递增的趋势, 当植被盖度大于 60% 时, BSCs 的盖度开始下降。卜楠(2009)同样对草本、灌草和乔灌木 3 种植被类型对 BSCs 盖度的影响进行了研究, 结果表明, 草本类型 > 乔灌木类型 > 灌草类型下的 BSCs 盖度。木本植物的覆盖能够降低了近地面的风速, 使土壤表面更加稳定, 有利于空气中的矿物质和有机质的沉淀, 同时降低了土壤表层的温度而提高了土壤表层的湿度, 为 BSCs 有机体的拓殖和发育提供了外部条件 (赵哈林等, 2009), 因此, BSCs 的总盖度, 藻类结皮和藓类结皮与木本植物盖度间呈正相关关系。资源竞争可能是导致 BSCs 的总盖度和藓类结皮与草本植物盖度间以及 BSCs 的厚度与木本植物和草本植物盖度间的关系均呈现出负相关关系的主要原因 (Harper & Pendleton, 1993; Harper & Belnap, 2001)。BSCs 具有固碳和固氮作用, 通过固碳和固氮作用增加了生态系统中碳、氮的输入, 浅层土壤养分含量增加, 进而为高等植物的发展提供了宝贵的养分资源 (李新荣, 2012)。不同的植物类型对环境的适应性以及对水分和养分的需求不同, 这就造成了不同植物类型与 BSCs 竞争的差异, 木本植物的根系较深, 主要利用深层土壤的养分和水分, 而草本植物根系较浅, 主要利用浅层土壤的养分和水分。因此, BSCs 与草本植物间对资源竞争较木本植物更强烈。

综上所述, 植被恢复有助于 BSCs 的拓殖和发育, 植被类型和植被盖度显著影响 BSCs 的盖度和厚度。限制 BSCs 的拓殖和发育的因素还有很多, 如土壤养分、土壤水分和干扰等, 本研究中仅分析了植被类型和植被盖度对 BSCs 的拓殖和发育的影响, 探索影响露天煤矿排土场 BSCs 恢复的关键因素将是我们今后研究的重点。

参考文献

白中科, 胡振华. 1998. 露天矿排土场人为加速侵蚀及分类研究. 土壤侵蚀与水土保持学报, **4**(1): 34-40.
卜楠. 2009. 陕北黄土区生物土壤结皮水土保持功能研究 (硕士学位论文). 北京: 北京林业大学.
李青丰, 曹江营, 张树礼, 等. 1997. 准格尔煤田露天矿植

被恢复的研究: 排土场植被自然恢复的观察研究. 中国草地, **39**(2): 23-25.
李新荣, 贾玉奎, 龙立群, 等. 2001. 干旱半干旱地区土壤微生物结皮的生态学意义及若干进展. 中国沙漠, **21**(1): 4-11.
李新荣, 肖洪浪, 刘立超, 等. 2005. 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. 中国沙漠, **25**(2): 173-181.
李新荣, 张元明, 赵允格. 2009. 生物土壤结皮研究: 进展、前沿与展望. 地球科学进展, **24**(1): 11-25.
李新荣. 2012. 荒漠生物土壤结皮生态与水文学研究. 北京: 高等教育出版社.
李仲桥, 黄方方, 唐春海. 1998. 矿山开采对环境工程地质的影响. 广西地质, **11**(2): 51-53.
马建军, 张树礼, 李青丰. 2006. 黑岱沟露天煤矿复垦土地野生植物侵入规律及对生态系统的影响. 环境科学研究, **19**(5): 101-106.
孙世国. 2000. 露天煤矿开采对生态环境的影响及其亟待解决的问题. 煤炭环境保护, **14**(2): 53-54.
姚敏娟. 2007. 黑岱沟露天煤矿排土场不同植被配置土壤养分和土壤水分影响研究 (硕士学位论文). 呼和浩特: 内蒙古农业大学.
张力, 格日乐, 孙保平, 等. 2006. 黑岱沟露天矿水土流失防治对策. 中国水土保持, **37**(1): 45-46.
赵哈林, 郭铁瑞, 周瑞莲, 等. 2009. 植被覆盖对科尔沁沙地土壤生物结皮及其下层土壤理化特性的影响. 应用生态学报, **20**(7): 1657-1663.
Anderson DC, Harper KT, Holmgren RC. 1982. Factors influencing development of cryptogamic soil crusts in Utah desert. *Journal of Range Management*, **35**: 180-185.
Belnap J, Lange OL. 2003. *Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management*. Berlin: Springer-Verlag.
Debelak KA, Schrodt JT. 1979. Comparison of pore structure in Kentucky coals by mercury penetration and carbon dioxide adsorption. *Fuel*, **58**: 732-736.
Harper KT, Belnap J. 2001. The influence of biological soil crusts on mineral uptake by associated vascular plants. *Journal of Arid Environments*, **47**: 347-357.
Harper KT, Pendleton RL. 1993. Cyanobacteria and cyanolichens: Can they enhance availability of essential minerals for higher plants? *Western North American Naturalist*, **53**: 59-72.
Jeffries DL, Klopatek JM. 1987. Effects of grazing on the vegetation of the blackbrush association. *Journal of Range Management*, **40**: 390-392.
Johansen JR. 1993. Cryptogamic crusts of semiarid and arid lands of North America. *Journal of Phycology*, **29**: 140-147.
Kinnell PIA, Chartres CJ, Watson CL. 1990. The effects of fire on the soil in a degraded semiarid woodland. II. Susceptibility of the soil to erosion by shallow rain impacted flow. *Soil Research*, **28**: 779-794.
Kleiner EF, Harper KT. 1977. Soil properties in relation to cryptogamic ground cover in Canyonlands National Park.

- Journal of Range Management*, **30**: 202–205.
- Krupskaya LT. 1992. Preservation and rational usage of land in mountain enterprises of the Pre-Amur and Primorck regions. *Vladivostok*, 175.
- Leys JF. 1990. Soil crusts, their effect on wind erosion. Soil Conservation Service of N. S. W. Research Note 1/90.
- Li XR, Xiao HL, Zhang JG, *et al.* 2004. Long-term ecosystem effects of sand-binding vegetation in the Tengger Desert, Northern China. *Restoration Ecology*, **12**: 376–390.
- Li XR, Zhang ZS, Huang L, *et al.* 2013. Review of the eco-hydrological processes and feedback mechanisms controlling sand-binding vegetation systems in sandy desert regions of China. *Chinese Science Bulletin*, **58**: 1483–1496.
- Reynolds RL, Belnap J, Reheis M, *et al.* 2001. Aeolian dust in Colorado Plateau soils: Nutrient inputs and recent change in source. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **98**: 7123–7127.
- West NE. 1990. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid to semiarid regions. *Advances in Ecological Research*, **20**: 179–223.
- Zhang YF, Wang XP, Pan YX, *et al.* 2013. Heterogeneity of soil surface temperature induced by xerophytic shrub in a revegetated desert ecosystem, northwestern China. *Proceedings of the Indian Academy of Sciences: Earth and Planetary Sciences*, **122**: 831–840.
- Zhang ZS, Dong XJ, Liu YB, *et al.* 2012. Soil oxidases recovered faster than hydrolases in a 50-year chronosequence of desert revegetation. *Plant and Soil*, **358**: 275–287.
-
- 作者简介 赵 洋,男,1984年生,博士,主要从事干旱区生态的研究。E-mail: zhaoyang66@126.com
- 责任编辑 王 伟
-