

雅江河谷防沙治沙工程近地表特性

——林下植被特性、生物结皮及土壤养分变化特征

刘琳^{1,2,3}, 张宝军^{1,2}, 熊东红^{1,2*}, 唐永发^{1,2,4}, 袁勇^{1,2,3} (1.中国科学院山地灾害与地表过程重点实验室, 四川 成都 610041; 2.中国科学院、水利部成都山地灾害与环境研究所, 四川 成都 610041; 3.中国科学院大学, 北京 100049; 4.四川农业大学, 四川 雅安 625014)

摘要: 采用对比分析和时空互代法,从植被配置模式(杨树+砂生槐、砂生槐、花棒、藏沙蒿)、工程年限(6,10,30a)2个方面,研究了雅鲁藏布江(简称雅江)河谷防沙治沙生态工程实施过程中林下植被特性、地表生物结皮及土壤养分等变化特征.结果表明,工程年限为10a的乔灌(杨树+砂生槐)、灌木(砂生槐、花棒)型样地较草本(藏沙蒿)更有利于提高林下植物多样性,且杨树+砂生槐样地的林下植被地上生物量、枯落物量、地下生物量、土壤有机质、全氮与全磷含量均显著高于其他3种样地.藏沙蒿样地的生物结皮最为发育,花棒样地次之,杨树+砂生槐样地无结皮.随年限延长,杨树+砂生槐样地林下植物多样性、枯落物量、地下生物量、土壤有机质、全氮及全磷含量呈增加趋势,生物结皮仅在6a样地中有发育;砂生槐样地地上生物量、地下生物量、生物结皮逐渐增加,但植物多样性、全氮含量呈下降趋势,枯落物量、有机碳及全氮含量呈先增加后减小规律.不同配置模式中,杨树+砂生槐乔灌型样地各项指标综合表现最佳,并随工程年限延长,对促进河谷沙地植被演替、提高植被生产力、提升沙地肥力等作用愈强.建议该区防沙治沙工程中应推广杨树+砂生槐乔灌型模式为主.

关键词: 沙地; 生态工程; 植被特性; 生物结皮; 雅鲁藏布江

中图分类号: X171.4 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2021)09-4310-10

Variation characteristics of vegetation characteristics, biological crusts and soil nutrients under the main vegetation configuration modes in the process of sand control in the Yarlung Zangbo River valley. LIU Lin^{1,2,3}, ZHANG Bao-jun^{1,2}, XIONG Dong-hong^{1,2*}, TANG Yong-fa^{1,2,4}, YUAN Yong^{1,2,3} (1.Key Laboratory of Mountain Hazards and Earth Surface Processes, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 2.Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; 3.University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4.Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China). *China Environmental Science*, 2021,41(9): 4310-4319

Abstract: In order to understand the impact of ecological project for sand control on the vegetation, biological crusts and soil characteristics of the middle reaches of the Yarlung Zangbo River valley. The characteristics of understory vegetation, surface biological crusts, and soil fertility properties during the implementation of the project with different vegetation configuration modes and ages were analyzed. 4 modes which restoration ages were approximately 10 years were selected, including *Populus+Sophora moorcroftiana* (YS+SSH), *Sophora moorcroftiana* (SSH), *Hedysarum scoparium* (HB) and *Artemisia wellbyi* (ZSH). Because of the most widely implemented of YS+SSH and SSH, three ages were studied (i.e. 6, 10 and 30 years old). The results showed that: The arbor+shrub (YS+SSH) and shrub (SSH and HB) plots with 10 years were more conducive to increasing species diversity than the herb (ZSH). The above-ground biomass, litter volume, underground biomass, soil organic matter, total nitrogen and total phosphorus content of the YS+SSH plot were significantly higher than the other three plots. The biological crusts of the ZSH plot were the most developed, followed by the HB plots, and the YS+SSH plot had no crust. The species diversity index, litter storage, underground biomass, soil organic matter, total nitrogen and total phosphorus content of the YS+SSH plot increased with the increase of years, but the biological crust was only in 6 years. The aboveground biomass, underground biomass, and biological crusts of the SSH plot gradually increased with the increasing of years, but the species diversity index and total nitrogen content showed a downward trend. The litter storage, organic carbon and total nitrogen content increased first and then decreased. Among the different modes, the YS+SSH plot had the best comprehensive near-surface characteristics. With the increasing of the project years, it had stronger effects on promoting the succession of vegetation on the sandy land in this area, increasing the productivity of the vegetation, and enhancing the fertility of the sandy land. Therefore, it is suggested that the vegetation configuration mode of arbor+shrub(YS+SSH) should be promoted in the ecological project for sand control in this area.

Key words: land desertification; ecological project; variation characteristics; biological crusts; Yarlung Zangbo River valley

收稿日期: 2021-01-27
基金项目: 第二次青藏高原综合科学考察研究资助项目(2019QZKK0404);中国科学院先导专项 A(XDA20020401)
* 责任作者, 研究员, dhxiong@imde.ac.cn

人工营造植被是一种有效遏制风沙的手段^[1]。生物多样性与生物量作为植被恢复的重要表现^[2]，在一定程度上反映了生态系统的稳定性以及植被生产力^[3]。在防沙治沙中，人工固沙林增加了生物多样性，提高地上植被盖度、生物量和群落多样性指数^[4]，增加地表粗糙度，减轻风蚀。植被群落演替及其生产力的提高，驱动植被枯落物、生物结皮和根系系统的变化^[5]，进而提升防风固沙作用^[6-7]。同时，在植被、生物结皮与土壤的互作过程中不同程度地改善了土壤结构与养分状况^[8-9]。植被特性、生物结皮与土壤理化性质等近地表特性作为沙地生态系统结构和功能恢复的重要体现，研究这些特性在防沙治沙工程中的变化，对评价工程生态成效有重要意义。

青藏高原是中国重要生态安全屏障^[10]，西藏自治区作为青藏高原的主体，长期以来，由于气候和人类活动的影响，土地沙化严重，现有沙化土地 21.62 万 km²，位居全国第 3^[11]。雅江自西向东横贯西藏南部，其中部流域是西藏的经济和文化的中心地带，也是西藏土地沙化和风沙活动严重的区域之一，现有沙化地面积近 3000km²^[12]。自上世纪 80 年代以来，在河谷两岸沙地陆续实施了“国家级防沙治沙综合示范区”、“西藏生态安全屏障防沙治沙”、“沙化土地封禁保护区”等各类防沙治沙生态工程项目，造林总面积达 300km²。随着造林治沙工作推进，雅江沿岸大面积的流动或半流动沙丘变成绿洲，沙害现象显著减少。目前，大量研究主要集中于雅江河谷风沙现状及成因等^[13-15]。少数学者针对雅江河谷植被恢复与重建探讨了河谷沙丘及宽谷河阶地的造林适宜性^[16]、适生物种及其固沙效益等^[17]。然而，植被群落、生物结皮和土壤理化性质等近地表特性作为生态恢复成效的重要表征^[18-19]，其对雅江河谷防沙治沙生态工程实施的响应却鲜有报道。

本文选择雅江河谷沙地为研究对象，从植被配置模式、工程实施年限 2 个角度，探究该区防沙治沙生态工程实施对河谷沙地植被、生物结皮及土壤的影响，揭示不同配置模式及不同恢复时长下植被物种多样性、生物量等植被特性、地表生物结皮特性、土壤肥力的特点及其变化规律，以期为区域防沙治沙成效评价及该区沙化土地生态恢复实践提供理论依据。

1 研究区概况

研究区位于雅鲁藏布江贡嘎—扎囊中游宽谷段(29°30'N~29°31'N,91°34'E~91°54'E)，海拔 3500~3900m，地处西藏自治区山南市。该区属高原温带半干旱气候，夏季温凉多雨，冬季干冷多风，年平均气温 5~9℃，年降水量 300~450mm，约 80%的降水集中于 5~9 月，年蒸发量为 2200~2750mm；年平均风速为 2.5m/s，最大风速为 15m/s，11 月~次年 5 月大风频发。河谷辫状或乱流状水系极为发达，河流输沙率达 600kg/s，年总输沙量为 1405~1900 万 t，由于冬春季属枯水期，水位下降高达 4m^[20]，大片河床沙地出露^[21]，加之风力侵蚀强而频繁，大量泥沙被吹蚀，导致河谷两岸风成沙地或沙丘分布广泛。抗风沙、耐贫瘠的砂生槐(*Sophora moorcroftiana*)成为该区最具代表性的乡土灌丛植物^[22]，零星分布有草本藏沙蒿(*Artemisia wellbyi*)、固沙草(*Orinus thoroldii*)、白草(*Pennisetum centrasaticum*)等。河谷沙地主要造林树种有新疆杨(*Populus alba*)、银白杨(*Populus alba*)、榆树(*Ulmus pumila*)、旱柳(*Salix matsudana*)等乔木，以及花棒(*Hedysarum scoparium*)、沙棘(*Hippophae rhamnoides*)等灌木树种。

2 研究方法

2.1 样地选取及调查方法

2020 年 7 月，在详细查阅研究区所在林业管理部门历史造林档案资料的基础上，充分考虑造林前生境、地形地势、土壤类型等立地条件，经过详细的野外调查，最终选取了不同配置模式和不同年限的防沙治沙生态工程区共 8 个，包括：1)4 种配置模式，即杨树+砂生槐、砂生槐、花棒、藏沙蒿。其中，杨树+砂生槐为乔木结合乡土灌木类型，砂生槐为乡土灌木类型、花棒为引进灌木类型，藏沙蒿为乡土草本类型，这 4 种均为研究区防沙治沙生态工程中具代表性的植被类型，且多数工程实施年限均在 10a 左右。2)3 个工程年限，即 6,10,30a。由于杨树+砂生槐、砂生槐 2 种类型的工程实施面积广、年限长，在本研究区治沙工程中最常见，且调查中发现花棒与藏沙蒿在本研究区种植不多，花棒又是近 10a 的外来引进物种。因此，为了解长时间序列下防沙治沙生态工程对沙地植被及土壤

的影响,本研究基于 10a 工程年限的杨树+砂生槐与砂生槐工程区,进一步选择了 6 和 30a2 个工程年限,拟采用“空间代替时间”的方法,研究不同年限下杨树+砂生槐、砂生槐 2 种工程区内植被、生物结皮及土壤等特性变化。

每个工程区内选取 1 个 30m×20m 的样地,共计 8 个样地,记录样地海拔、经纬度等.为保证样地间具有较好的可比性,杨树+砂生槐样地仅对林下灌木和草本植被进行调查,在样地内随机选取灌木样方(2m×2m)3 个,其他 6 个样地内随机选取具代表性的

灌木样方各 3 个,藏沙蒿样地内随机选取草本样方(1m×1m)3 个,调查样方内林下灌草植被种类、株/丛数、盖度、高度、冠幅、基径、地上及地下生物量、枯落物等.样地基本情况见表 1.

由于各样地均位于雅江河谷阶地,且在人工营造植被前基本为无植被覆盖的流动沙地,土壤类型为风沙土,因而本研究在靠近各样地周边选取了立地条件、地形地势相似且长期无干扰的两个裸露沙地以代表造林前生境,并进行了相关背景值调查,其本底情况详见表 2.

表 1 样地基本信息
Table 1 General characteristics of sample plots

样地名称	造林前沙地状况			工程模式	主要树种	年限(a)	经纬度	海拔(m)	乔木密度(株/hm ²)	高度(m)	基径(mm)	盖度(%)	冠幅(m)
	植被盖度	生物结皮	土壤类型										
ZSS	-	-	风沙土	草本	藏沙蒿	10	29°18'18"N 91°32'42"E	3563	-	0.41	6.96	42.10	-
HB	-	-	风沙土	灌木	花 棒	10	29°18'18"N 91°32'44"E	3563	-	0.95	7.43	58.67	1.21
SSH6	<3%	-	风沙土	灌木	砂生槐	6	28°18'45"N 91°22'15"E	3590	-	0.60	8.06	38.33	0.82
SSH10	-	-	风沙土	灌木	砂生槐	12	29°18'18"N 91°32'17"E	3565	-	0.84	11.78	56.03	1.32
SSH30	<5%	-	风沙土	灌木	砂生槐	30	29°18'24"N 91°36'10"E	3651	-	0.79	13.08	62.28	1.67
YS+SSH6	<1%	-	风沙土	乔木+灌木	杨树+砂生槐	6	29°18'35"N 91°22'04"E	3575	1000	0.61	9.15	39.09	1.09
YS+SSH10	-	-	风沙土	乔木+灌木	杨树+砂生槐	10	29°19'06"N 91°21'17"E	3611	850	1.14	11.16	83.33	2.10
YS+SSH30	-	-	风沙土	乔木+灌木	杨树+砂生槐	30	29°17'34"N 91°06'44"E	3568	2200	0.83	5.69	97.25	-

注:表中植被高度、基径、冠幅为主要树种(除乔木)的平均高度、平均基径和平均冠幅,盖度为林下样方内植被总盖度.

表 2 裸露沙地基本概况
Table 2 The basic conditions of sandy land

编号	经纬度	海拔(m)	植被概况	生物结皮	土壤状况			
					土壤类型	0~5cm 有机质含量(g/kg)	0~5cm 全氮含量(g/kg)	0~5cm 全磷含量(g/kg)
I	29°18'26"N,91°32'41"E	3565	无	无	风沙土	0.26	0.03	0.61
II	28°18'18"N,91°20'43"E	3592	偶有稀疏砂生槐分布,盖度<1%	无	风沙土	0.00	0.02	0.51

2.2 样品采集与测定

为保护研究区内植被不被过度破坏,同时确保植被特性的可比性,仅对林下灌木与草本进行样品采集.其中,灌木地上生物量调查采用标准株法带回室内烘干至恒重(65℃),称标准株干质量进一步换算

得到地上生物量;草本地上生物量、枯落物蓄积量采用全收获法^[23].地下生物量采用荷兰 Eijkelkamp 公司 05.02 型土壤根钻(内径 8.0cm)分层(0~5cm、5~10cm、10~20cm、20~30cm、30~40cm、40~50cm、50~60cm)获取,每个样方取 3 钻,将采集的根系土样

进行室内冲洗后,装入信封烘干(65℃,24h),称重获取地下生物量.生物结皮厚度用喷壶洒水湿润后用游标卡尺测定,重复 20 次.此外,随机选择 3 个样点挖取 0~5cm 表土,装入已标记的自封袋内,密封带回室内测定有机质、全氮和全磷含量.

2.3 数据处理与分析方法

采用 Simpson 多样性指数、Shannon-Wiener 多样性指数、Margalef 丰富度指数、Pielou 均匀度指数^[24]分别测定林下植物多样性,其公式如下:

Simpson 多样性指数(D):

$$D=1-\sum_{i=1}^S P_i^2 \tag{1}$$

Shannon-wiener 多样性指数(H):

$$H=-\sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \tag{2}$$

Margalef 丰富度指数(M_a):

$$M_a=(S-1)/\ln N \tag{3}$$

Pielou 均匀度指数(J_p):

$$J_p=H/\ln S \tag{4}$$

式中: S 为样方内物种数目; N 为所有物种个体数之和; P_i 为种 i 的相对重要值^[25], $P_i=(Rc+Rh+Rd)/3$, Rc 为相对盖度, Rf 为相对高度, Rd 为相对密度.

采用 Excel 2010 进行数据处理,运用 SPSS 17.0 统计分析软件进行分析,用单因素方差分析法(One-way ANOVA)和多重比较分析不同数据组间的差异($\alpha=0.05$),运用 Pearson 相关性系数检验植被、生物结皮等指标与土壤养分的相关性,采用 origin 2018 制图.

3 结果与分析

3.1 防沙治沙工程林下植物多样性指数

雅江河谷防沙治沙生态工程实施后群落物种多样性有所提升,但整体仍处于较低水平.4 种 10a 配置模式(杨树+砂生槐、砂生槐、花棒、藏沙蒿)样地的生物多样性指数 D 为 0.46~0.60, H 介于 0.65~0.99, M_a 为 0.28~0.52.其中,花棒样地的 D 、 H 和 M_a 均最大,显著高于藏沙蒿样地,但与杨树+砂生槐、砂生槐样地无显著差异性.4 种样地的均匀度指数 J_p (Pielou 均匀度指数)介于 0.90~0.94,各样地间无显著差异(图 1).

在不同工程年限下(6,10 和 30a),杨树+砂生槐样地生物多样性指数 D 、 H 、 M_a 随工程年限延长均呈先减小后增加趋势,且 30a 最大,砂生槐样地多样性指数 D 、 H 、 M_a 均呈下降趋势.两种工程样地的均匀度指数 J_p 大小排列均为 10a>30a>6a,受年限影响不明显.经方差分析,30a 杨树+砂生槐样地 D 、 H 、 M_a 显著高于同年限砂生槐样地,均匀程度上随年限延长无明显差异.

3.2 防沙治沙工程植被生物量

3.2.1 林下植被地上生物量 4 种 10a 植被类型样地中,杨树+砂生槐样地的林下植被地上生物量最高,达 18.91t/hm²,是砂生槐(12.47t/hm²)、花棒(12.21t/hm²)和藏沙蒿样地(11.04t/hm²)的 1.52、1.55 与 1.71 倍,砂生槐、花棒、藏沙蒿样地间无显著差异(图 2).

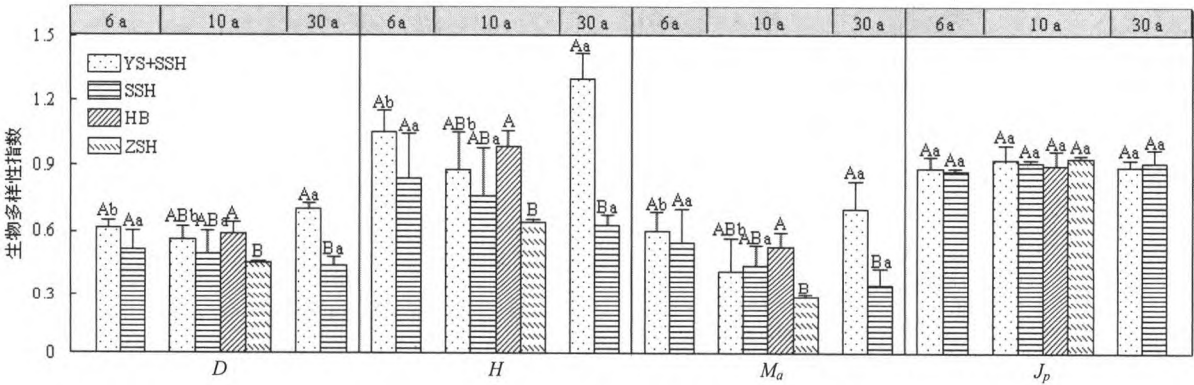


图 1 林下植物物种多样性指数

Fig.1 Species diversity index of understory vegetation

大写字母表示相同年限下不同配置模式间在 0.05 水平存在显著性差异($P<0.05$),小写字母表示相同配置模式不同年限间在 0.05 水平存在显著性差异($P<0.05$),下同.

对比不同工程年限的地上生物量变化,如图 2 所示,随年限延长,杨树+砂生槐样地的林下植被地

上生物量呈先增加后减小趋势,砂生槐样地为增加趋势.杨树+砂生槐样地中林下灌草植被的地上生物量在 10a 最高,达 $18.91\text{t}/\text{hm}^2$,6a 次之($10.66\text{t}/\text{hm}^2$),30a 地上生物量显著降低($1.60\text{t}/\text{hm}^2$).砂生槐样地的地上生物量从大到小依次排列为 30a($20.64\text{t}/\text{hm}^2$)>10a($12.47\text{t}/\text{hm}^2$)>6a($8.23\text{t}/\text{hm}^2$).在工程实施 6a,两种样地的地上生物量无显著差异,随年限延长,10a 杨树+砂生槐样地地上生物量显著高于 10a 砂生槐样地,达 30a 时,则显著低于砂生槐样地.

3.2.2 枯落物量 4 种 10a 植被类型样地中,杨树+砂生槐样地的枯落物蓄积量为 $4.85\text{t}/\text{hm}^2$,较砂生槐($0.94\text{t}/\text{hm}^2$)、花棒($0.95\text{t}/\text{hm}^2$)、藏沙蒿($0.54\text{t}/\text{hm}^2$)显著提升了 4.16 倍、4.11 倍和 7.98 倍,砂生槐、花棒、藏沙蒿样地间无显著差异(图 2).

在不同实施年限下,杨树+砂生槐与砂生槐样地枯落物蓄积量均随年限延长先增加后减小.杨树+砂生槐样地中,10a 枯落物蓄积量($4.85\text{t}/\text{hm}^2$)显著大于 30a($2.25\text{t}/\text{hm}^2$)与 6a($0.66\text{t}/\text{hm}^2$).砂生槐样地 6,10,30a 枯落物蓄积量分别为 0.52,0.94,0.84 t/hm^2 ,各年限间均无显著差异性.在工程实施初期(6a),两种工程样地枯落物蓄积量无显著差异性,随年限延长,杨树+砂生槐样地枯落物蓄积量较同年限砂生槐样地显著增加了 4.16 与 1.68 倍.

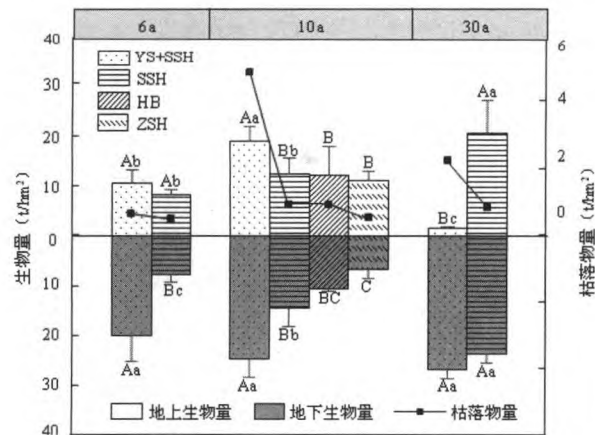


图2 林下植被地上生物量、枯落物量与地下生物量
Fig.2 Aboveground biomass, litter storage and underground biomass of understory vegetation

3.2.3 地下生物量 4 种 10a 不同植被配置模式样地中,0~60cm 地下生物量从大到小依次为杨树+砂生槐 ($24.61\text{t}/\text{hm}^2$)> 砂生槐 ($14.46\text{t}/\text{hm}^2$)> 花棒 ($10.38\text{t}/\text{hm}^2$)>藏沙蒿样地($6.52\text{t}/\text{hm}^2$)(图 2),杨树+砂

生槐样地 0~60cm 地下生物量较 3 种样地显著提升了 70.19%~277.45%.4 种样地的地下根系生物量深度分布如图 3(a)所示,杨树+砂生槐样地根系生物量随深度呈波动变化,但各土层生物量均高于同土层的其他样地;砂生槐样地根系生物量随深度呈先增加后减小,在土层 30cm 左右达最大;花棒和藏沙蒿样地的地下根系生物量随深度分布呈波动变化,各土层间较均匀分布.表层 0~20cm 根系量中杨树+砂生槐样地最高($10.62\text{t}/\text{hm}^2$),分别是藏沙蒿、花棒、砂生槐样地的 2.31、2.86、2.18 倍.

在不同实施年限下,杨树+砂生槐 0~60cm 地下生物量为 $19.79\sim26.68\text{t}/\text{hm}^2$,砂生槐 0~60cm 根系生物量为 $7.62\sim23.61\text{t}/\text{hm}^2$,两样地随年限延长均呈增加趋势(图 2).年限达 6 及 10a,杨树+砂生槐样地地下生物量均显著高于砂生槐样地,随着年限延长至 30a,两者地下生物量差异不显著.随年限增加,杨树+砂生槐与砂生槐样地根系生物量随深度增加,各土层根系生物量具有差异性,6 和 10a 杨树+砂生槐样地各土层根系量高于同年限同一土层的砂生槐样地[图 3(b)];在 30a 时,表层 0~20cm 土壤中,杨树+砂生槐样地根系生物量最大,占 0~60cm 地下总生物量的 66.7%,显著高于同年限砂生槐样地.

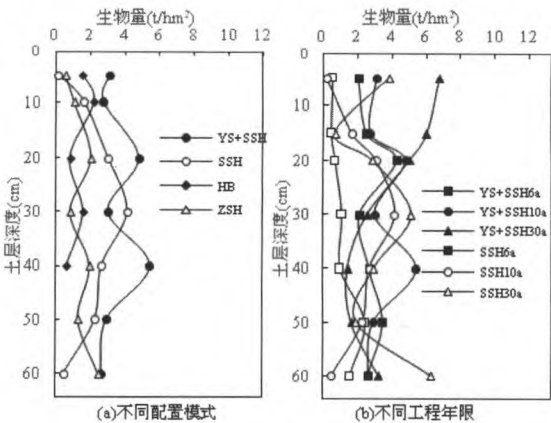


图3 地下根系生物量随土层深度分布
Fig.3 Distribution of underground root biomass with depth

3.3 防沙治沙工程生物结皮

在调查中发现,雅江河谷防沙治沙工程中地表生物结皮以苔藓结皮与藻类结皮为主.结果分析表明,地表结皮盖度、结皮厚度因植被配置模式和工程实施年限不同而异.如表 3 所示,对比 10a 工程样地,

除杨树+砂生槐样地无结皮外,生物结皮盖度从大到小依次排列为藏沙蒿>花棒>砂生槐.藏沙蒿样地中局地生物结皮盖度高达 80.00%,是砂生槐与花棒样地的 1.6 倍和 2.46 倍,其苔藓结皮厚度和藻类结皮厚度分别是花棒、砂生槐样地的 1.31 倍、1.14 倍和 1.08 倍、1.14 倍.

表 3 防沙治沙生态工程样地生物结皮
Table 3 Conditions of biological crusts in the different sample plots

指标	工程年限(a)	SSH	YS+SSH	HB	ZSS
生物结皮盖度 (%)	6	6.44±3.34Ab	4.33±1.03A		
	10	32.50±8.92Ca	-	50.00±24.03B	80.00±9.29A
	30	34.00±10.22a	-		
苔藓结皮厚度 (mm)	6	9.79±1.26Bb	14.66±0.79A		
	10	11.54±3.18Bb	-	10.03±1.11C	13.11±1.51A
	30	30.72±4.63a	-		
藻类结皮厚度 (mm)	6	5.70±1.54Ab	7.01±1.54A		
	10	6.68±2.26Ab	-	7.03±1.35A	7.59±1.58A
	30	13.18±1.43a	-		

注:表内值为平均值±标准误,同行不同大写字母表示相同年限下不同配置模式间在0.05水平存在显著性差异($P<0.05$),同列不同小写字母表示相同配置模式不同年限间在0.05水平存在显著性差异($P<0.05$).

在不同实施年限下,杨树+砂生槐样地仅在工程初期 6a 有生物结皮,其盖度为 4.33%,苔藓结皮与藻类结皮厚度分别为 14.66 和 7.01mm.砂生槐样地的生物结皮盖度与厚度随年限增加均呈增加趋势,该样地中生物结皮盖度从 6a 的 6.44%增加到 30a 的 34.00%,苔藓结皮厚度从 9.79mm 增加到 30.72mm,藻类结皮厚度从 5.70mm 增加到

13.18mm,分别提升了 4.28 倍、2.14 倍与 1.31 倍.实施年限为 6a 时,这两种工程的生物结皮盖度虽无显著差异性,但杨树+砂生槐样地苔藓结皮厚度显著高于砂生槐样地.

3.4 防沙治沙工程植被特征、生物结皮与土壤养分的关系

随着雅江河谷防沙治沙生态工程的实施,沙地土壤有机质、全氮与全磷含量有所提升,其中杨树+砂生槐提升效果最佳.

对比 4 种 10a 工程样地,有机质含量介于 2.44~9.49g/kg,砂生槐样地有机质含量最高,但与杨树+砂生槐样地无显著差异,两样地有机质含量显著高于花棒、藏沙蒿样地.全氮含量从大到小依次为杨树+砂生槐(0.66g/kg)>砂生槐(0.65g/kg)>藏沙蒿(0.28g/kg)>花棒(0.21g/kg)样地.全磷含量从大到小依次为杨树+砂生槐(0.68g/kg)>花棒(0.56g/kg)>藏沙蒿(0.55g/kg)>砂生槐(0.52g/kg)样地,杨树+砂生槐样地的全磷含量显著高于其他 3 种样地.

在不同实施年限下,杨树+砂生槐样地随工程年限延长,土壤有机质含量、全氮及全磷含量显著增加.砂生槐样地土壤有机质含量、全氮及全磷含量均呈先增加后减小趋势,10a 最大.30a 杨树+砂生槐样地的土壤有机质、全氮与全磷含量显著高于同年限的砂生槐样地.

如表 4 所示,有机质、全氮与全磷含量仅与枯落物量呈现显著的正相关关系,地上生物量、地下生物量、生物结皮盖度与结皮厚度不存在明显的相关性,表明防沙治沙工程中土壤有机质、全氮及全磷的含量主要受枯落物蓄积量的影响.

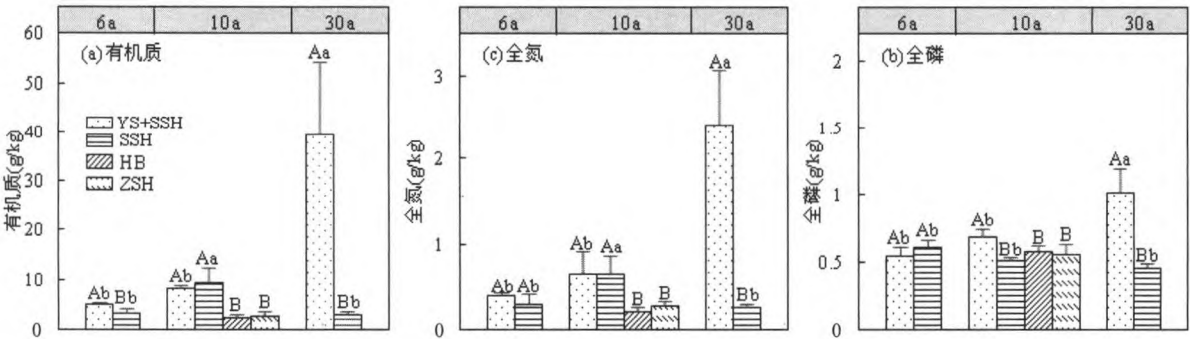


图 4 防沙治沙生态工程样地土壤有机质、全氮与全磷含量
Fig.4 Contents of soil organic matter, total nitrogen and total phosphorus in the different sample plots

表 4 防沙治沙生态工程植被特征、生物结皮与土壤养分的关系

Table 4 The relationship between vegetation characteristics, biological crusts and soil nutrients

	地上生物量	地下生物量	枯落物量	结皮盖度	苔藓结皮厚度	藻类结皮厚度
有机质	0.417	0.280	0.877**	-0.291	-0.488	-0.529
全氮	0.423	0.264	0.865**	-0.356	-0.547	-0.513
全磷	0.293	0.385	0.864**	-0.771	-0.455	-0.292

注: ** $P<0.01$ 相关性极显著.

4 讨论

4.1 防沙治沙工程对植物特性的影响

地上植被的变化能够直接反映沙地的治理恢复成效^[3].植被恢复过程中物种多样性的变化反映了植被群落的稳定程度^[2].本研究发现植被配置模式不同导致生物多样性指数具有差异,具体表现为灌木(花棒、砂生槐)与乔灌型(杨树+砂生槐)样地高于草本型(藏沙蒿)样地,表明灌木及乔灌群落更有利于提高植物多样性.在裸露的沙地地表,水分极易蒸发散失,植被的出现能够改变局地水热条件^[26],胡金姣等^[4]研究表明高山柳灌木因其具有较大冠幅,不仅能有效遮挡光照还能截留降水、减少水分损失.雅江防沙治沙工程中不论灌木(花棒、砂生槐)还是乔灌型(杨树+砂生槐)植被,较大的冠幅不仅能增加地表粗糙度^[6],降低近地面风速,还能提供较好的遮荫条件,为草本植物创造更宜生存的环境,进而比草本藏沙蒿更有助于提高地上植物多样性.本研究结果中,工程实施 10a 以内的杨树+砂生槐样地生物多样性显著低于 30a 样地,表明年限是生物多样性变化的一个重要影响因素.郁闭度在一定程度影响林下植被群落的发生和演替^[27].杨树+砂生槐样地林下优势种在 10a 内主要为砂生槐灌木,随着年限延长杨树郁闭度显著增加,林下群落结构由灌木为主到 1a 生与多年生草本为主导的多元结构,Porensky 等^[28]发现干旱区多年生草本植物能减少土壤侵蚀,但也抑制灌木的生长,因而杨树+砂生槐样地的林下灌木群落演替为草本群落,导致 30a 样地生物多样性明显增加.砂生槐样地随年限延长呈不显著下降趋势,砂生槐是雅江河谷沙地中的乡土优势种,自然状态下生长良好,这种优势可能抑制其他物种的繁殖,所以生物多样性表现出随年限降

低的趋势.

生物量是群落结构特征及其生长状况的重要标志.在海拔高、气温低且蒸发大的雅江河谷地区,10a 工程样地的地上生物量、枯落物量与地下生物量均表现为乔灌(杨树+砂生槐)>灌木(砂生槐、花棒)>草本(藏沙蒿),表明灌、草在单位时间内的初级生产力低于乔灌组合.随年限的增加,杨树+砂生槐样地各生物量较同年限砂生槐样地高(除 30a 杨树+砂生槐样地林下灌草的地上生物量显著低于砂生槐样地).金艳强等^[29]研究表明林下植被生物量与灌木群体的平均基径、盖度、高度紧密相关.在工程实施 10a 以内,杨树+砂生槐样地林下以砂生槐灌木为主,其平均基径、盖度以及高度均优于单一砂生槐样地.王树梅等^[27]发现杨树刺槐混交比纯刺槐林更有利于增加耐阴草本物种.本研究的杨树+砂生槐样地中大量草本植入也为地上地下生物量增加做出重要贡献,因而各生物量较砂生槐样地高.30a 杨树+砂生槐样地地上生物量急剧减少与林下砂生槐群落演替为草本有关.土壤根系对保持水土有显著影响^[30],不同配置模式与年限中,杨树+砂生槐样地表层 0~20cm 根系生物量最大,与其林下草本伴生有重要关联.发达的根系能提供较多分泌物以及凋亡的死根,成为土壤团聚体的胶结剂,加之以穿插缠绕等形式固结沙粒,促进沙地成土作用,杨树+砂生槐样地更有利于沙地抗侵蚀能力的提高.

总体看来,对比裸露的沙地,雅江河谷防沙治沙工程的实施促进了沙地植被恢复、提高植被生产力.其中,乔灌(杨树+砂生槐)与灌木(砂生槐、花棒)对群落物种多样性、地上生物量、枯落物量、地下生物量改善较草本藏沙蒿好,杨树+砂生槐乔灌型样地随年限延长植被恢复效果愈佳,这将更利于减轻沙地风蚀.建议在雅江河谷实施生态工程中推广“杨树+砂生槐”乔灌配置模式,并强化对单一灌木/草本型工程区的抚育与管理,以促进防沙治沙作用发挥,加快工程区内生态环境恢复与改善.

4.2 防沙治沙工程对生物结皮的影响

雅江河谷防沙治沙工程的实施在一定程度上促进生物结皮的发育,但不同的人工植被类型及实施年限导致生物结皮的发育程度迥异.本研究发现,在 4 种 10a 工程样地中,藏沙蒿样地生物结皮较其他 3 种样地发育最好;随年限的延长,砂生槐样地中生

物结皮盖度、厚度呈增加趋势,而杨树+砂生槐样地仅在工程初期 6a 发育有结皮.在立地贫瘠的生境下,植被促进生物结皮发育,当生境改善到适宜植被生长时,草本植被占据生长优势^[31],结皮逐渐退出,即植被对生物结皮存在先相互促进再抑制的关系^[26].秦福雯等^[32]和卢晓杰等^[31]发现生物结皮形成与发育受植物覆盖度、枯落物的影响.本研究中观测到植被盖度小于 65%时,生物结皮发育状况与植被盖度、枯落物量呈正相关,当植被盖度大于 65%时,生物结皮逐渐不发育(表 1、表 3).卜楠^[33]研究结果也显示植被盖度超过 60%时,生物结皮的发育受到抑制.因而,本研究中盖度较大、枯落物蓄积量高的 10 和 30a 杨树+砂生槐样地未观测到生物结皮.

生物结皮的形成能增加地表粗糙度、提高土壤颗粒的起动风速^[34].王雪芹等^[7]利用风洞实验发现有生物结皮覆盖的沙地能抵抗 25~30m/s 的大风且不发生风蚀.对比裸露地表,李新凯等^[35]发现有苔藓结皮覆盖的沙蒿、柠条和沙柳实验小区风蚀量可减少 11.3%~104.2%.Liu 等^[36]研究结果表明生物结皮能降低土壤剥离能力和细沟可蚀性,还发现裸地细沟可蚀性比有苔藓类结皮覆盖的大 3~74 倍,比混合型结皮覆盖的大 2~165 倍^[37].生物结皮作为沙地的重要保护壳,在雅江河谷裸露的沙地,生物结皮的出现有利于增强地表稳定性,尤其是在冬春大风时期,生物结皮对保护地表、抵抗风蚀有重要意义.在今后防沙治沙工程营建过程中,应重视对生物结皮的保护,以及加强对枯落物现存量的积累,进而达到更好的固结表土、改良沙地、减轻风蚀的作用.

4.3 防沙治沙工程对土壤养分的影响

雅江河谷沙地以风沙土为主,沙地表层有机质含量小于 0.5%^[16],养分含量低(表 2),土壤贫瘠.本研究发现,4 种 10a 工程样地中杨树+砂生槐与藏沙蒿样地的土壤有机质、全氮含量优于花棒和藏沙蒿样地,全磷含量最高为杨树+砂生槐样地,表明杨树+砂生槐与砂生槐样地更有利土壤肥力提升.在无外源性肥料补充的条件下,土壤肥力主要取决于植物有机物的投入量^[4].乡土灌木砂生槐属具有良好固氮作用的豆科植物,杨树为阔叶树种,其凋落物输入较多,且林下草本根系生长旺盛,为土壤有机质与全氮的投入作出重要贡献.相关性分析表明,枯落物显著影响有机质、全氮和全磷的含量.邓艳等^[8]研究结果

也发现林地枯落物分解后形成的腐殖质和有机质是土壤养分最主要的来源.本研究结果中,杨树+砂生槐样地随年限延长对土壤有机质、全氮和全磷的提升越显著.贾黎明等^[38]发现在贫瘠的立地条件下,非固氮树种与固氮树种的混交林较纯林更有利于促进树种生长和提高林分稳定性.随着林龄的增加,植被-土壤之间的互作效果愈强,林木及林下植被的改土作用越显著^[39],因而 30a 杨树+砂生槐样地养分含量显著增加.而砂生槐样地有机质、全氮含量 10a 最大,30a 有减小趋势,表明砂生槐灌木随年限增加对土壤有机质、全氮等养分含量输入有限,这可能与 30a 砂生槐处于过熟阶段,小枝和叶的生物量占比较小且枯落物量减少(图 2)有关.赵栋等^[40]对封育 5,13,22,33a 狼牙刺灌丛的土壤理化性质进行研究,发现 13a 时的土壤有机碳、全量氮、磷、钾的含量均最大,随后降低,说明了单一灌木对沙地土壤改良不是无限期的,在雅江河谷防沙治沙工程中,砂生槐达到过熟后应进行适当的人为抚育更新

土壤肥力的变化是沙地生态恢复的重要表征,该区防沙治沙工程的实施对沙地土壤养分的明显改善表明了工程对沙地生态恢复成效较好,尤其是杨树+砂生槐与砂生槐两种配置模式对土壤肥力提升显著.同时,应注重对过熟阶段砂生槐的抚育更新,并加强花棒、藏沙蒿的管护以提高生产力,进一步促进沙地土壤养分的改良.但由于本研究仅涉及 3 个工程年限,今后应加强多时间梯度下的长期动态研究.

5 结论

5.1 雅江河谷防沙治沙生态工程能在一定程度上增加植物多样性、提高植被生产力,促进生物结皮发育及沙地土壤肥力提升,使沙地植被朝着正向演替.

5.2 4 种 10a 不同配置模式样地中,各样地生物多样性指数 D 、 H 、 M_a 分别为 0.46~0.60,0.65~0.99,0.28~0.52,各样地的地上生物量、枯落物量和地下生物量分别为 11.04~18.91,0.54~4.85,6.52~24.61t/hm²,土壤有机质为 2.44~9.49g/kg.各指标均表现为乔灌(杨树+砂生槐)>灌木(砂生槐、花棒)>草本(藏沙蒿).并且随年限增加(6a、10a、30a),杨树+砂生槐的枯落物量、地下根系生物量、有机质、全氮含量增加;而对砂生槐样地,这些指标由 6a~10a 呈增加,30a 有所降低.

参考文献:

[1] 马增旺,范少辉,官凤英,等.冀北零星沙地杨树人工固沙林输沙率的研究 [J]. 河北农业大学学报, 2013,36(5):65-70.
Ma Z W, Fan S H, Guan F Y, et al. Study on sand transporting rate of different types of Poplar sand-fixation plantation in scattered sandy land of in Northern Hebei [J]. Journal of Agricultural University of Hebei, 2013,36(5):65-70.

[2] 刘若莎,王冬梅,李 平,等.青海高寒区典型人工林植物多样性、地上生物量特征及其相关性 [J]. 生态学报, 2020,40(2):692-700.
Liu R S, Wang D M, Li P, et al. Plant diversity, ground biomass characteristics and their relationships of typical plantations in the alpine region of Qinghai [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020,40(2):692-700.

[3] 王 晓,张克斌,程中秋,等.半干旱区湿地植被群落结构与交错带的变化分析 [J]. 水土保持通报, 2012,32(2):100-104.
Wang X, Zhang K B, Cheng Z Q, et al. Structure and ecotone variations of wetland vegetation communities in semi-arid region [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2012,32(2):100-104.

[4] 胡金娇,周青平,吕一河,等.青藏高原东缘半湿润沙地典型生态恢复模式的效果比较研究 [J]. 生态学报, 2020,40(20):7410-7418.
Hu J J, Zhou Q P, Lu Y H, et al. Comparison study to the effectiveness of typical ecological restoration measures in semi humid sandy land in eastern Qinghai Tibetan Plateau, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020,40(20):7410-7418.

[5] 张光辉.退耕驱动的近地表特性变化对土壤侵蚀的潜在影响 [J]. 中国水土保持科学, 2017,15(4):143-154.
Zhang G H. Potential effects of changes in near soil surface characteristics driven by farmland abandonment on soil erosion [J]. Science of Soil and Water Conservation, 2017,15(4):143-154.

[6] 李 昂,高天鹏,张 鸣,等.西北风蚀区植被覆盖对土壤风蚀动态的影响 [J]. 水土保持学报, 2014,28(6):120-123.
Li A, Gao T P, Zhang M, et al. Influences of vegetation cover on dynamic changes of soil wind erosion in wind erosion region of Northwest China [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2014, 28(6):120-123.

[7] 王雪芹,张元明,张伟民,等.古尔班通古特沙漠生物结皮对地表风蚀作用影响的风洞实验 [J]. 冰川冻土, 2004,26(5):632-638.
Wang X Q, Zhang Y M, Zhang W M, et al. Wind tunnel experiment of biological crust effect on wind erodibility of sand surface in Gurbantunggut Desert, Xinjiang [J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2004,26(5):632-638.

[8] 邓 艳,蒋忠诚,覃星铭,等.岩溶生态系统中不同植被枯落物对土壤理化性质的影响及岩溶效应 [J]. 生态学报, 2009,29(6):3307-3315.
Deng Y, Jiang Z C, Qin X M, et al. Impacts of litter on physical and chemical soil properties and its karst effects on different forested Karst ecosystems [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009,29(6):3307-3315.

[9] Abbie U, Christopher H V, Nick G, et al. Does litter input determine carbon storage and peat organic chemistry in tropical peatlands? [J]. Geoderma, 2018,326:76-87.

[10] 孙鸿烈,郑 度,姚檀栋,等.青藏高原国家生态安全屏障保护与建设 [J]. 地理学报, 2012,67(1):3-12.
Sun H L, Zheng D, Yao T D, et al. Protection and construction of the national ecological security shelter zone on Tibetan Plateau [J]. Acta Geographica Sinica, 2012,67(1):3-12.

[11] 潘红星.加强雅江流域防沙治沙工作促进西藏高原生态屏障建设 [J]. 林业经济, 2007,29(8):34-36.
Pan H X. Strengthen desertification combating of Yajiang basin to promote ecological barrier of Tibetan Plateau [J]. Forestry Economics, 2007,29(8):34-36.

[12] Shen W, Li H, Sun M, et al. Dynamics of aeolian sandy land in the Yarlung Zangbo River basin of Tibet, China from 1975 to 2008 [J]. Global and Planetary Change, 2012,86:37-44.

[13] Ling Z, Yang S, Wang X et al. Spatial-temporal differentiation of eolian sediments in the Yarlung Tsangpo catchment, Tibetan Plateau, and response to global climate change since the Last Glaciation [J]. Geomorphology, 2020,357:107104.

[14] 杨逸畴.雅鲁藏布江河谷风沙地貌的初步观察 [J]. 中国沙漠, 1984, 4(3):16-19.
Yang Y C. Aeolian landform on the banks of river valley—Case study in Yalutsangpo River Valley [J]. Journal of Desert Research, 1984, 4(3):16-19.

[15] 李 森,王 跃,哈 斯,等.雅鲁藏布江河谷风沙地貌分类与发育问题 [J]. 中国沙漠, 1997,17(4):10-18.
Li S, Wang Y, Ha S, et al. Classification and development of aeolian sand landform in the Yurlung Zangbo valley [J]. Journal of Desert Research, 1997,17(4):10-18.

[16] 廖俊国,韩裕丰,赖世登,等.西藏雅鲁藏布江中游地区宜林荒地造林探讨 [J]. 自然资源学报, 1992,7(1):18-26.
Liao J G, Han Y F, Lai S D, et al. A discussion on the afforestation on the waste land suitable to forests in the middle reaches region of the Yarlun Zangpo river, Tibet [J]. Journal of Natural resources, 1992,7(1):18-26.

[17] 沈渭寿,李海东,林乃峰,等.雅鲁藏布江高寒河谷流动沙地适生植物种筛选和恢复效果 [J]. 生态学报, 2012,32(17):5609-5618.
Shen W S, Li H D, Lin N F, et al. Screening trial for the suitable plant species growing on sand dunes in the alpine valley and its recovery status in the Yarlung Zangbo River basin of Tibet, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012,32(17):5609-5618.

[18] 吴丹丹,蔡运龙.中国生态恢复效果评价研究综述 [J]. 地理科学进展, 2009,28(4):622-628.
Wu D D, Cai Y L. Evaluation of ecological restoration effects in China: a review [J]. Progress in Geography, 2009,28(4):622-628.

[19] 赵成章,石福习,董小刚,等.祁连山北坡退化林地植被群落的自然恢复过程及土壤特征变化 [J]. 生态学报, 2011,31(1):115-122.
Zhao C Z, Shi F X, Dong X G, et al. Dynamics of vegetation structure and soil properties in the natural restoration process of degraded woodland on the northern slope of Qilian Mountains, northwestern China [J]. Acta Ecologica Sinica, 2011,31(1):115-122.

[20] 马鹏飞,张正偲,论珠群培,等.雅鲁藏布江曲水—泽当段风沙活动动力条件分析与风沙灾害防治建议 [J]. 中国沙漠, 2021,41(1):1-9.
Ma P F, Zhang Z C, Lun Z Q P, et al. Analysis on the sand transport wind power conditions and suggestions on the sand disaster preventions in the middle reaches of Yarlung Zangbo River, China [J]. Journal of Desert Research, 2021,41(1):1-9.

[21] 袁 磊,沈渭寿,李海东,等.雅鲁藏布江中游河谷区域风沙化土地演变趋势及驱动因素 [J]. 生态与农村环境学报, 2010,26(4):301-305.

Yuan L, Shen W S, Li H D, et al. Evolution and causes of aeolian desertification of the middle reaches of Yarlung Zangbo River, China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010,26(4):301-305.

[22] 崔光帅,张林,沈维,等.西藏雅鲁藏布江流域中段砂生槐灌丛生物量分配及碳密度 [J]. *植物生态学报*, 2017,41(1):53-61.

Cui G S, Zhang L, Shen W, et al. Biomass allocation and carbon density of *Sophora moorcroftiana* shrublands in the middle reaches of Yarlung Zangbo River, Xizang, China [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2017,41(1):53-61.

[23] 杨寒月,张光辉,张宝军.黄土丘陵区沟坡典型植物群落枯落物蓄积量及其持水性能 [J]. *中国水土保持科学*, 2019,17(3):83-90.

Yang H Y, Zhang G H, Zhang B J. Litter and its water- holding properties of typical plant communities distributed on gully steep slopes in the loess hilly- gully region [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2019,17(3):83-90.

[24] 师阳阳,张光辉,陈云明,等.黄土丘陵区不同退耕模式林下草本变化特征 [J]. *中国水土保持科学*, 2012,10(5):64-70.

Shi Y Y, Zhang G H, Chen Y M, et al. Characteristics of undergrowth herbage of different restoration models in the Loess Hilly region [J]. *Science of Soil and Water Conservation*, 2012,10(5):64-70.

[25] 蒯晓妍,邢鹏飞,张晓琳,等.短期放牧强度对半干旱草地植物群落多样性和生产力的影响 [J]. *草地学报*, 2018,26(6):1283-1289.

Kuai X Y, Xing P F, Zhang X L, et al. Effects of short-term grazing intensity on plant community diversity and productivity in semi-arid grassland [J]. 2018,26(6):1283-1289.

[26] 吴永胜,尹瑞平,田秀民,等.毛乌素沙地南缘人工植被区生物结皮发育特征 [J]. *中国沙漠*, 2018,38(2):339-344.

Wu Y S, Yin R P, Tian X M, et al. Development characteristics of biological crusts under artificial vegetation in Southern Mu Us sandy land [J]. *Journal of Desert Research*, 2018,38(2):339-344.

[27] 王树梅,庞元湘,宋爱云,等.基于林龄的滨海盐碱地杨树刺槐混交林土壤理化性质及草本植物多样性动态 [J]. *生态学报*, 2018,38(18): 6539-6548.

Wang S M, Pang Y X, Song A Y, et al. Soil physiochemical properties and diversity of herbaceous plants dynamic on the different ages mixed forests of *Populus × Euramerica* ‘Neva’ and *Robinia pseudocacia* in coastal saline-alkali area [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018,38(18):6539-6548.

[28] Porensky L M, Elizabeth A L, Jay D, et al. Arid old-field restoration: Native perennial grasses suppress weeds and erosion, but also suppress native shrubs [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2014,184: 135-144.

[29] 金艳强,包维楷.四川柏木人工林林下植被生物量与林分结构的关系 [J]. *生态学报*, 2014,34(20):5849-5859.

Jin Y Q, Bao W K. Relationships of the understory biomass with stand structure of the Sichuan cypress plantation forests across Sichuan Basin, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014,34(20):5849-5859.

[30] 鲁建荣,张奇,李云良,等.鄱阳湖典型洲滩湿地植物根系对水分垂向通量的影响 [J]. *中国环境科学*, 2020,40(5):2180-2189.

Lu J R, Zhang Q, Li Y L, et al. Impact of typical plant roots on vertical soil water movement in Poyang Lake Wetland: a numerical study [J]. *China Environmental Science*, 2020,40(5):2180-2189.

[31] 卢晓杰,张克斌,李瑞.北方农牧交错带生物结皮的主要影响因子探讨 [J]. *水土保持研究*, 2007,14(6):1-4.

Lu X J, Zhang K B, Li R. The study on main factor about influence of the living beings form covers in agriculture and animal husbandry of the North Interlocks [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2007,14(6):1-4.

[32] 秦福受,康颀月,姜凤岩,等.生物土壤结皮演替对高寒草原植被结构和土壤养分的影响 [J]. *生态环境学报*, 2019,28(6):1100-1107.

Qin F W, Kang B Y, Jiang F Y, et al. Effects of biological soil crust succession on vegetation structure and soil nutrients in alpine steppe [J]. *Ecology and Environmental Sciences* [J]. 2019,28(6):1100-1107.

[33] 卜楠.陕北黄土区生物土壤结皮水土保持功能研究 [D]. 北京:北京林业大学, 2009.

Bo N. Study on the soil and water conservation function of microbotic soil crusts on Loess area of northern Shanxi Province [D]. Beijing: Beijing Forestry University, 2009.

[34] 杨利云.甘肃民勤半荒漠地区人工藻结皮的固沙效果研究 [D]. 兰州:兰州理工大学, 2017.

Yang L Y. The research of stabilization of sands to Minqin in the semi-desert regions influenced by artificial algae crust [D]. Lanzhou: Lanzhou University of Technology, 2017.

[35] 李新凯,卜崇峰,李宜坪,等.放牧干扰背景下藓结皮对毛乌素沙地土壤水分与风蚀的影响 [J]. *水土保持研究*, 2018,25(6):22-28.

Li X K, Bu C F, Li Y P, et al. Influences of moss crusts on soil moisture and wind erosion under grazing disturbance in Mu Us sandy land [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2018,25(6):22-28.

[36] Liu F, Zhang G H, Sun F B, et al. Quantifying the surface covering, binding and bonding effects of biological soil crusts on soil detachment by overland flow [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2017,42(15):2640-2648.

[37] Liu F, Zhang G H, Sun long, et al. Effects of biological soil crusts on soil detachment process by overland flow in the Loess Plateau of China [J]. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2016,41(7):875-883.

[38] 贾黎明.固氮树种与非固氮树种混交林研究现状 [J]. *世界林业研究*, 1998,11(1):21-27.

Jia L M. The Review of mixtures of nitrogen-fixing and non-nitrogen-fixing tree species [J]. *World Forestry Research*, 1998, 11(1):21-27.

[39] Jeřňk H, Jan H, Martin M et al. The influence of light and nutrient availability on herb layer species richness in oak-dominated forests in central Bohemia [J]. *Plant Ecology*, 2009,205(1):57-75.

[40] 赵栋,屠影芸,李丹春.封育年限对干旱河谷灌丛土壤理化性质的影响 [J]. *水土保持通报*, 2017,37(2):39-44.

Zhao D, Tu C Y, Li D C. Effects of fencing time on soil physicochemical properties of sophora viciifoliai semi-arid valley [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017,37(2):39-44.

作者简介: 刘琳(1996-),女,贵州岑巩人,博士研究生,主要从事土壤侵蚀与水土保持工作。