



干旱河谷微生境变化对乡土植物幼苗定植的影响

胡 慧^{1,2} 杨 雨^{1,2} 包维楷¹ 刘 鑫¹ 李芳兰^{1*}

¹中国科学院山地生态恢复与生物资源利用重点实验室, 生态恢复与生物多样性保育四川省重点实验室, 中国科学院成都生物研究所, 成都 610041;

²中国科学院大学, 北京 100049

摘 要 干旱区植被斑块状分布格局引起的微生境差异对植被更新影响显著。气候变化和人类活动扰动下, 干旱区生态系统微生境多样化, 急需揭示乡土植物定植对不同微生境斑块变化的响应及其种间差异性, 并采用微生境调控技术促进退化生态系统植被恢复。该研究选择岷江干旱河谷区自然分布的灌木、半灌木和裸地微生境斑块, 采用移栽鞍叶羊蹄甲(*Bauhinia brachycarpa*)幼苗的试验方法, 揭示微生境变化对幼苗定植的影响; 进一步以极端退化的道路边坡为案例, 通过6种乡土植物种子直播试验探讨微生境调控技术及其对乡土植物幼苗定植的促进作用。结果显示, 在自然生态系统中, 裸地斑块上幼苗保存率和生物量显著大于植被斑块, 表明裸地微生境有利于幼苗定植; 养分添加仅对裸地斑块中幼苗生物量积累有促进作用。在裸地斑块中, 叶片生物量所占的比例和比叶面积较小, 相反根和茎生物量所占的比例较大。道路边坡上植被恢复试验结果显示, 6种乡土植物均能较好地适应土石混杂的边坡生境, 多数物种出苗率大于60%; 灌木幼苗保存率大于75%, 并且形成镶嵌式乡土灌草群落结构。地表覆盖和养分添加提高了边坡上种子出苗率和幼苗保存率, 促进了幼苗定植和结构稳定。该研究提供了有效促进工程边坡上乡土植物定植的方法, 可为干旱、半干旱生态系统退化荒坡和工程破坏地乡土植被恢复提供理论依据和技术指导。

关键词 生态恢复; 种间差异; 群落结构; 边坡; 微生境; 幼苗定植

胡慧, 杨雨, 包维楷, 刘鑫, 李芳兰 (2020). 干旱河谷微生境变化对乡土植物幼苗定植的影响. 植物生态学报, 44, 1028–1039. DOI: 10.17521/cjpe.2020.0216

Effects of microhabitat changes on seedling establishment of native plants in a dry valley

HU Hui^{1,2}, YANG Yu^{1,2}, BAO Wei-Kai¹, LIU Xin¹, and LI Fang-Lan^{1*}

¹CAS Key Laboratory of Mountain Ecological Restoration and Bioresource Utilization & Ecological Restoration and Biodiversity Conservation Key Laboratory of Sichuan Province, Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu 610041, China; and ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract

Aims The patchy distribution patterns of vegetation result in heterogeneous microhabitats and thus affect seed germination and seedling establishment in arid ecosystems. The impact of changes in microhabitat conditions on the colonization of native plants and the specificity need to be understood for restoring vegetation by adopting microhabitat regulation measures in arid ecosystems where vegetation degradations are exacerbated by climate change and increasing anthropogenic disturbances.

Methods Three types of microhabitat conditions, including vegetation cover of shrubs and semi-shrubs, respectively, and bare lands, were selected in an dry valley in Minjiang River basin. The effects of microhabitat conditions on seedling establishment were studied in *Bauhinia brachycarpa* by measuring the survival rate and the height and biomass of seedlings. The microhabitat effects on seed germination and seedling establishment were also studied in six other native plant species on an extremely degraded roadside slope.

Important findings The results show that *B. brachycarpa* seedlings had significantly greater survival rate and total biomass, as well as greater biomass of roots and shoots on bare lands than in habitats with shrub and semi-shrub covers; whereas the specific leaf area and leaf mass fraction of seedlings were smaller on bare lands than in shrub and semi-shrub patches. Humus addition treatment significantly increased the total biomass of seedlings in bare land microhabitat. Moreover, non-woven geotextile cover and humus addition treatment increased the germination rate in herbaceous plants, resulting in high herb density four months after treatment.

收稿日期Received: 2020-06-29 接受日期Accepted: 2020-08-26

基金项目: 国家重点研发计划(2017YFC0505105)和四川省重大科技专项项目(2018SZDZX0033和2018SZDZX0035)。Supported by the National Key R&D Program of China (2017YFC0505105), and the Science and Technology Major Project of Sichuan Province (2018SZDZX0033 and 2018SZDZX0035).

* 通信作者Corresponding author (lfl@cib.ac.cn)

The results suggest that humus addition and geotextile cover are effective in regulating microhabitat for improvement of seedling colonization and maintenance of the community structure stability. In conclusion, uses of native plants are important in the vegetation restoration of extremely degraded sites in arid regions due to their strong adaptability to road slope habitats and capability of forming a shrub-grass mosaic community structures.

Key words ecological restoration; interspecific variation; community structure; roadside; microhabitat; seedling establishment

Hu H, Yang Y, Bao WK, Liu X, Li FL (2020). Effects of microhabitat changes on seedling establishment of native plants in a dry valley. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 44, 1028–1039. DOI: 10.17521/cjpe.2020.0216

横断山区干旱河谷的微尺度植被景观主要是裸地为背景的旱生灌草丛斑块(Xu *et al.*, 2008; Qu *et al.*, 2017), 局部地段有稀树草丛。尽管这类植被的物种组成及结构简单, 但是蕴藏着适应干热环境的多种旱生灌木(半灌木)和草本植物(张荣祖, 1992; Qu *et al.*, 2017), 他们对维护区域生态系统稳定性十分重要, 也是退化地段植被恢复的优良材料(Li *et al.*, 2009)。由于自然环境的独特性, 生态敏感, 环境脆弱, 人为活动干扰导致干旱河谷区植被退化和水土流失加剧(孙辉等, 2005; 包维楷等, 2012)。在金沙江与岷江上游地区的有关研究证明, 干旱河谷区荒山荒坡乔木造林的生态效益甚微, 并且引起新的退化(朱林海等, 2009)。因此, 在生态功能的恢复理论框架下, 需要科学认识自然植被的微尺度空间差异性, 应用适宜的乡土植物, 提出有效的植被恢复与保护技术。然而, 该地区植被恢复中对乡土灌草的应用很少(李芳兰等, 2009; 包维楷等, 2012); 植被退化与水土流失严重地段如村落周围、乡村道路沿线等未受到足够关注, 目前解决干旱河谷生态退化问题并大面积应用的植被技术仍然缺乏(李芳兰等, 2009; 李文华, 2013)。

干旱、半干旱生态系统中的灌丛“肥岛”效应引起了土壤和气候等的微尺度空间差异即土壤养分由“岛”内向外梯度递减, 并且种间存在差异(李君等, 2007; 瞿王龙等, 2015)。Sack等(2003)对不同微生境中植物生物量分配格局和叶片功能性状的分析发现, 植物通过减少资源的需求适应冠层内弱光和干旱胁迫, 即干旱环境中, 植物表现出地下生物量分配比例增大而比叶面积减小; 而在弱光环境中则表现出高生长速率和比叶面积增大。

干旱胁迫与土壤贫瘠共同制约了干旱河谷区植物生长与植被发育(Li *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2012)。由于幼苗对环境胁迫的忍受能力弱, 幼苗死亡率高是绝大多数生态系统中种群更新的“瓶颈”(Engelbrecht *et al.*, 2005; Han *et al.*, 2018)。在干旱河

谷区的调查也发现, 自然生态系统中种子萌发率低, 而幼苗死亡率很高, 导致幼苗稀少, 植被更新困难(李芳兰等, 2009; Li *et al.*, 2011; 包维楷等, 2012)。干旱河谷的自然植被存在灌丛“肥岛”效应(Qu *et al.*, 2017)。土壤资源、光照、温度等环境因子在植被斑块与斑块及裸地之间差异明显(李君等, 2007; Qu *et al.*, 2017)。幼苗的可塑性较强, 其通过改变生长速率、生物量分配和生理特征适应异质环境(Lehouck *et al.*, 2008)。因此, 理解幼苗定植能力的微尺度空间变化及其限制因子, 突破环境胁迫对幼苗定植的限制问题, 将为自然植被更新和群落结构完善提供理论依据(Lehouck *et al.*, 2008)。此外, 在典型生态退化地段采用微生境调控技术促进乡土植物幼苗定植、群落构建和稳定性维持, 能够缓解严酷环境对区域植被恢复的限制。虽然我们前期系统揭示了干旱河谷植物自然更新潜力与空间分布特点, 以及种子与幼苗对干旱和土壤养分胁迫的响应机制(Li *et al.*, 2008; Zhou & Bao, 2011; Wu *et al.*, 2012), 但是对幼苗定植过程中灌丛“肥岛”的效应解释较少。

本研究选择岷江干旱河谷荒坡和道路边坡两种典型的生态系统类型, 以乡土灌木和草本植物为试验材料, 揭示幼苗对不同植被斑块微生境条件的适应性, 主要目的: 1)解释乡土植物幼苗生长和存活在不同植被微生境斑块之间如何变化? 主要驱动因子是什么? 由于植被斑块下温度低, 蒸发小, 湿度较大, 土壤菌根真菌和养分丰富(Leck *et al.*, 2008; Qu *et al.*, 2017), 因此我们假设植被斑块下幼苗存活率和生长速率高于裸地斑块。2)分析道路边坡上不同微生境处理对种子出苗、幼苗存活、生长和群落结构参数的影响, 揭示不同植物对边坡微生境反应的差异性, 回答两个方面的问题: 哪些微生境调控措施能够有效促进边坡上乡土植物幼苗定植? 不同植物类群对道路边坡环境以及微生境调控措施的适应性有何差异? 综合分析并提出促进乡土植物定植的微生境调控技术。

DOI: 10.17521/cjpe.2020.0216

1 材料和方法

1.1 研究地点

研究地点位于四川省茂县岷江干旱河谷中心地段。自然植被主要由灌木或半灌木组成, 其中灌木优势种为鞍叶羊蹄甲(*Bauhinia brachycarpa*)、白刺花(*Sophora davidii*)、四川黄栌(*Cotinus szechuanensis*)和小叶杭子梢(*Campylotropis wilsonii*)等; 半灌木为灌木亚菊(*Ajania fruticulosa*)、灰枝紫菀(*Aster poliothamnus*)和毛莲蒿(*Artemisia vestita*)等; 草本植物主要有狗尾草(*Setaria viridis*)、早熟禾(*Poa annua*)、芒(*Miscanthus* sp.)和角蒿(*Incarvillea sinensis*)等; 土壤类型为燥褐土。详细自然状况见李芳兰等(2009)。

1.2 种子收集、保存和播种前处理

以狗尾草、早熟禾、毛莲蒿、白刺花、鞍叶羊蹄甲、四川黄栌和小叶杭子梢6种干旱河谷乡土植物为试验材料。种子成熟期, 在茂县境内选择自然生境中生长良好的植株收集果实, 手工剥离果皮并选出饱满种子, 晾干。室内, 在人工气候箱中测定常规条件下(温度 25 °C、湿度 75% 和光照强度 $30 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)种子发芽率。狗尾草、早熟禾、毛莲蒿、小叶杭子梢和鞍叶羊蹄甲种子不休眠, 其晾干后在室温下保存。白刺花和四川黄栌种子存在物理和生理休眠现象, 需要解除休眠, 提高发芽率。首先, 将两种种子放入 5 °C 冰箱冷藏层积。此外, 播种前白刺花种子采用 100 °C 水浸泡 3–5 min, 软化硬实种皮, 提高透水性; 四川黄栌种子用 98% 硫酸腐蚀 10–20 min, 解除物理休眠。

1.3 试验设计

1.3.1 不同植被斑块中鞍叶羊蹄甲容器苗种植

试验地点位于茂县静州村撮箕山, 103.90° E, 31.73° N, 海拔 1 650–1 700 m, 坡向为南偏东 27°, 坡度 38°, 中坡位; 土壤特征见表 1。2016 年 4 月初, 选择鞍叶羊蹄甲灌木、灌木亚菊半灌木和裸地 3 种不同微生境类型, 在裸地中央以及灌木与半灌木斑块下方面积 30 cm × 30 cm 的范围内种植容器苗。每类微生境分别设置 15 个斑块, 共计 45 个斑块。每个斑块中, 杯口与地面平行, 埋放 2 个营养杯(高 14 cm, 直径 12 cm), 其中一个营养杯填充干旱河谷区土壤(记为不施肥, 见表 1); 另一个营养杯中填充肥力较高的森林下腐殖土作为基质(记为施肥), 其有机碳、总氮、总磷的含量分别为 (58.23 ± 2.6) 、 (3.78 ± 0.14) 和 $(1.34 \pm 0.06) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 容重 $(0.76 \pm 0.10) \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$, 来自次生针阔混交林下, 距离本试验地 5 km。共计 90 个营养杯, 每杯基质填充量均为 160 cm³。

选择优势灌木鞍叶羊蹄甲为试验材料。播种前, 种子先用清水浸泡 12 h, 再用 0.1% 的高锰酸钾溶液消毒 30 min, 并清水冲洗 3–4 次后播种。每杯播种量为 10 粒, 播种深度 2.0–2.5 cm。播种后, 立即浇 1 次水至土壤水分饱和。每 5 天观察 1 次, 记录种子出苗数, 当幼苗具有 4–5 片真叶时, 开始匀苗, 每杯保留生长状况良好的 3 株幼苗。试验期间, 幼苗在自然气候条件下生长。植被生长旺盛期(8 月中旬), 调查灌木和半灌木斑块的高度和冠幅(表 1); 同时, 在不同斑块类型中随机选 3 个点, 取深度 0–20 cm 土壤, 测定容重; 风干土研细后过 0.25 mm 筛, 用重铬酸钾氧化-硫酸亚铁滴定法测定土壤有机碳含量; 用 8 mL 浓 H₂SO₄ 和 3 mL H₂O₂ 硝化后用凯氏定氮法和钼蓝比色法分别测定土壤总氮和总磷含量。

选择优势灌木鞍叶羊蹄甲为试验材料。播种前, 种子先用清水浸泡 12 h, 再用 0.1% 的高锰酸钾溶液消毒 30 min, 并清水冲洗 3–4 次后播种。每杯播种量为 10 粒, 播种深度 2.0–2.5 cm。播种后, 立即浇 1 次水至土壤水分饱和。每 5 天观察 1 次, 记录种子出苗数, 当幼苗具有 4–5 片真叶时, 开始匀苗, 每杯保留生长状况良好的 3 株幼苗。试验期间, 幼苗在自然气候条件下生长。植被生长旺盛期(8 月中旬), 调查灌木和半灌木斑块的高度和冠幅(表 1); 同时, 在不同斑块类型中随机选 3 个点, 取深度 0–20 cm 土壤, 测定容重; 风干土研细后过 0.25 mm 筛, 用重铬酸钾氧化-硫酸亚铁滴定法测定土壤有机碳含量; 用 8 mL 浓 H₂SO₄ 和 3 mL H₂O₂ 硝化后用凯氏定氮法和钼蓝比色法分别测定土壤总氮和总磷含量。

1.3.2 道路边坡不同微生境处理下种子直播

试验地点位于茂县飞虹乡两河口, 103.90° E, 31.83° N, 海拔 1 860 m, 北偏西 54°。2017 年夏季修建公路(宽度 4–6 m)导致自然植被严重被破坏, 两侧形成宽度 3–12 m 不等的边坡, 长约 4 km。2018 年 4 月初, 我们在下边坡进行不同微生境处理下乡土

表 1 干旱河谷不同斑块微生境特征(平均值±标准误差)

Table 1 Microhabitat characteristics of different patches in the dry valley studied (means ± SE)

微生境类型 Microhabitat type	植被特征 Vegetation characteristic			土壤特征 Soil property		
	平均植株高度 Average plant height (cm)	冠幅 Crown diameter (cm)	容重 Bulk density (g·cm ⁻³)	有机碳含量 Organic carbon content (g·kg ⁻¹)	总氮含量 Total nitrogen content (g·kg ⁻¹)	总磷含量 Total phosphorus content (g·kg ⁻¹)
灌木斑块 Shrub patch	61.7 ± 10.5	1.23 ± 0.78	1.28 ± 0.65	47.66 ± 4.96	2.33 ± 0.11	0.76 ± 0.03
半灌木斑块 Semi-shrub patch	38.2 ± 5.9	0.55 ± 0.14	1.21 ± 0.64	44.62 ± 5.32	2.51 ± 0.32	0.82 ± 0.03
裸地斑块 Bare patch	—	—	1.37 ± 0.74	32.50 ± 4.31	1.81 ± 0.03	0.80 ± 0.07

灌、草种子直播及群落结构配置试验。坡面为土石混杂基质, 土壤石砾体积百分比为 $(36.21 \pm 8.43)\%$ 、土壤容重 $(1.41 \pm 0.32) \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$; 边坡植被覆盖度 $<5\%$, 仅有少量狗尾草。

试验采用裂区设计, 以裸露边坡作为对照(Control), 设置直接播种(Bare)、添加森林腐殖土后播种(Bare + N)和添加腐殖土并地表覆盖纤维毯4个处理。每个处理3个重复, 共布置12个面积为 $75\text{--}100 \text{ m}^2$ 的试验小区。

种植密度和播种量确定以该地区群落结构和受试种子发芽率为依据(包维楷等, 2012)。首先, 估算总播种密度和每个物种播种量: 其中狗尾草为 $30 \text{ 粒} \cdot \text{m}^{-2}$ 、早熟禾 $12 \text{ 粒} \cdot \text{m}^{-2}$ 、毛茛蒿估算 $180 \text{ 粒} \cdot \text{m}^{-2}$ 、鞍叶羊蹄甲 $4 \text{ 粒} \cdot \text{m}^{-2}$ 、小叶杭子梢 $4 \text{ 粒} \cdot \text{m}^{-2}$ 、四川黄栌 $8 \text{ 粒} \cdot \text{m}^{-2}$ 。其次, 根据种子千粒质量估算不同物种种子干质量的比例, 确定总播种量为 $90 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。播种前, 不同种子按照干质量比例混合, 用 0.1% 的 K_2MnO_4 水溶液消毒30 min, 再用清水浸泡24 h, 使种子充分吸水膨胀。播种时, 种子与湿沙混合, 采用人工条状播种, 种植深度约3 cm。播种后1个月内, 每周各处理等量浇水1次, 保持土面湿润, 其后植物在自然气候条件下生长。

1.4 数据收集

1.4.1 不同微生境斑块中鞍叶羊蹄甲幼苗生长和生物量测定

2016年9月, 首先测定每个营养杯中幼苗高度, 统计幼苗存活数, 幼苗保存率($\%$) = 存活幼苗数/出苗数 $\times 100$ 。然后每个营养杯作为取样和统计单元收割植物, 并将叶片与根、茎分开, 装入信封, 置于 80°C 烘至恒质量, 称生物量, 叶片生物量比($\%$) = 叶片干质量/植物总干质量 $\times 100$; 支撑器官生物量比($\%$) = 根、茎干质量之和/植物总干质量 $\times 100$; 比叶面积($\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) = 叶片面积/叶片干质量(方法见Li *et al.*, 2008)。

1.4.2 道路边坡不同微生境处理下种子出苗、幼苗生长和生物量测定

分别在每个小区内上、中、下坡位, 布置3个 $1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$ 样方, 于2018年5–8月份跟踪调查植被总盖度、物种数量、灌木盖度和平均高度、草本植物盖度和平均高度、单种盖度、株数或者丛数, 每月1次, 共4次, 每个物种密度($\text{株} \cdot \text{m}^{-2}$) = 植株数量(株)/样方面积(m^2), 出苗率($\%$) = 幼苗数量/种子数量 $\times 100$, 以及

灌木幼苗保存率($\%$) = 9月份存活幼苗数/最大幼苗数量 $\times 100$ 。草本植物生长期短并且密度较大, 未能准确测定保存率。

分别于2018年和2019年9月, 在上述样方内植物分布均匀的位置挖取一个土壤剖面, 测定最大根系分布深度, 即地表到根系最远到达的土层厚度; 采用挖取法收割样方内所有植物, 将灌木和草本植物分开, 装入信封, 80°C 烘至恒质量, 称取生物量。

1.5 统计分析

自然生态系统不同微生境斑块之间鞍叶羊蹄甲幼苗生长和生物量等参数的差异性比较采用单因素方差分析, 显著性用 p 在 0.05 水平上最小显著差异(LSD)检验。道路边坡上群落水平的监测数据, 首先计算不同微生境处理下物种丰富度、盖度、密度、平均高度以及生物量等植物群落数量特征参数的平均值和标准误差。然后, 采用单因素方差分析检验它们在不同处理之间的差异。同一生活型不同物种出苗率的差异也采用单因素方差分析。初步分析发现, 种子出苗率和幼苗保存率在不同处理之间无显著差异, 因此将不同处理之间的数据合并, 本文仅分析了种间差异。植被生长年份变化与微生境处理两因素对群落生物量及盖度的交互作用采用两因素方差分析检验。统计分析和作图主要在SPSS 16.0和Origin Pro 9.1软件中完成。

2 结果分析

2.1 自然生态系统不同微生境斑块之间鞍叶羊蹄甲生长、生物量积累与分配

在干旱河谷自然生态系统的不同微生境斑块中, 鞍叶羊蹄甲幼苗存活率在 $0\text{--}100\%$ 之间变化, 平均值为 $(56 \pm 4)\%$; 其中灌丛下幼苗保存率变异大于其他两种微生境类型; 与植被斑块相比, 裸地幼苗存活率相对较高($p = 0.031$; 图1A)。类似地, 植株高度在两种植被斑块之间无显著差异, 但是明显小于裸地斑块($p = 0.014$; 图1B)。比叶面积在裸地和半灌木斑块之间无显著差异($p > 0.243$), 但明显小于灌木斑块($p < 0.001$; 图1C)。

幼苗总生物量和不同器官生物量积累在半灌木($p = 0.102$)和灌木($p = 0.108$)微生境斑块之间均无显著差异, 但是其明显低于裸地斑块幼苗生物量积累($p < 0.001$; 图2)。施肥明显增加了裸地斑块幼苗生物量, 但是对两种植被斑块中幼苗生物量均无显

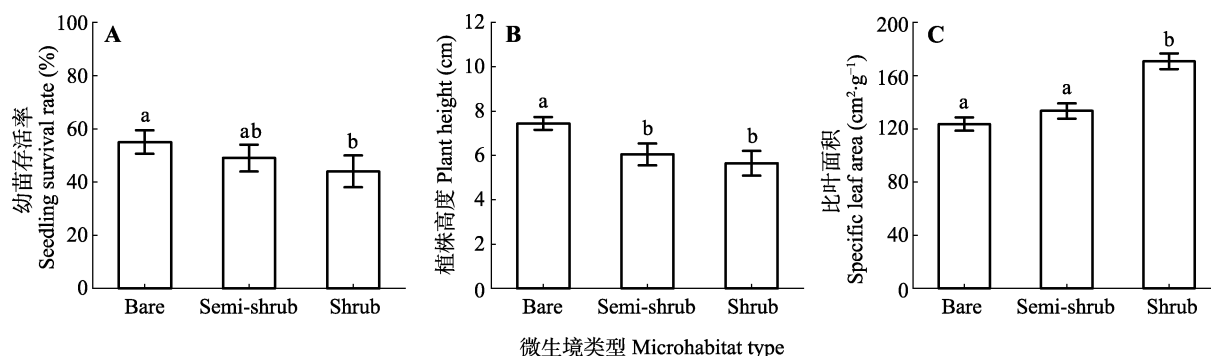


图1 干旱河谷不同微生境下鞍叶羊蹄甲幼苗存活率、植株高度和比叶面积(平均值 \pm 标准误差)。Bare, 裸地微生境; Semi-shrub, 半灌木微生境; Shrub, 灌木微生境。不同小写字母表示不同微生境之间差异显著($n = 15$; $p < 0.05$)。

Fig. 1 Survival rate, plant height and specific leaf area of two-year old *Bauhinia brachycarpa* seedlings in different microhabitats in the dry valley studied (means \pm SE). Bare, bare land microhabitats; Semi-shrub, semi-shrub microhabitats; Shrub, shrub microhabitats. Different lowercase letters indicate significant differences among the microhabitats ($n = 15$; $p < 0.05$).

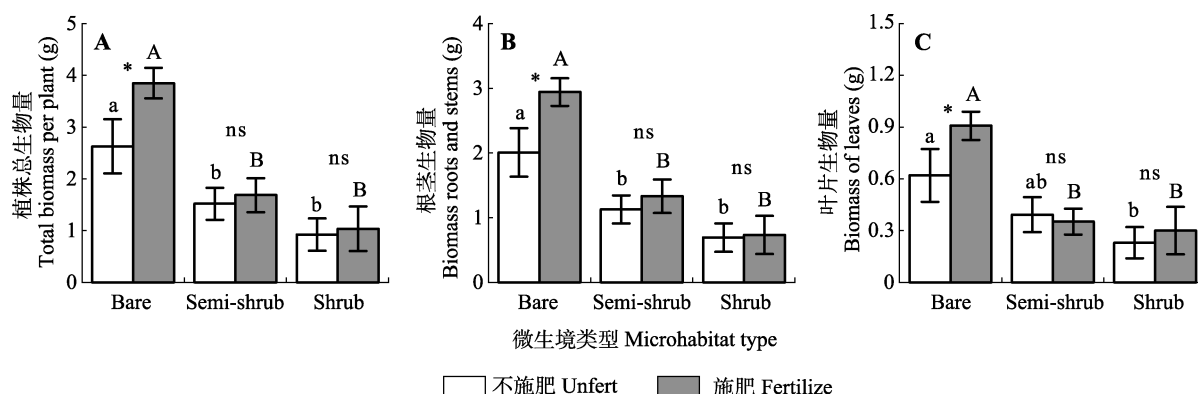


图2 干旱河谷不同微生境条件下二年生鞍叶羊蹄甲幼苗生物量(平均值 \pm 标准误差)。Bare, 裸地微生境; Semi-shrub, 半灌木微生境; Shrub, 灌木微生境。相同施肥条件下不同小写字母指示不同微生境之间差异显著($n = 15$; $p < 0.05$)。*, 同一微生境类型中施肥效果显著($n = 15$; $p < 0.05$); ns, 施肥效果不显著($n = 15$; $p > 0.05$)。

Fig. 2 Biomass (means \pm SE) of two-year old *Bauhinia brachycarpa* seedlings in different microhabitats in the dry valley studied. Bare, bare land microhabitats; Semi-shrub, semi-shrub microhabitats; Shrub, shrub microhabitats. Different lowercase letters within a fertile condition indicate significant differences among the microhabitats ($n = 15$; $p < 0.05$). *, significant difference between fertilized and unfertilized treatments ($n = 15$; $p < 0.05$); ns, non-significant difference between fertilized and unfertilized treatments ($n = 15$; $p > 0.05$).

著影响(图2)。

幼苗不同器官的生物量分配比例在不同微生境斑块之间具有明显差异, 主要表现为叶片生物量分配比例在裸地($p < 0.001$)和半灌木($p = 0.007$)斑块较小, 而灌木斑块中加大(图3A); 支撑器官生物量分配比例则呈相反趋势(图3B)。裸地和半灌木之间不同器官生物量分配比例都无显著差异($p = 0.111$; 图3)。

2.2 道路边坡不同微生境处理下6种乡土植物种子出苗与幼苗保存率

6个物种的种子在边坡上都能够出苗, 但是播种后1个月内不同物种的种子出苗率存在差异(表2):

早熟禾、狗尾草、鞍叶羊蹄甲、小叶杭子梢的出苗率较高, 达到50%以上; 白刺花出苗率次之, 平均值为43.8%; 毛茛蒿和四川黄桷的种子出苗率低于30%。生长季结束时, 4种灌木幼苗具有较高的保存率, 均在75%以上。

2.3 道路边坡不同微生境处理下的群落结构的差异

与不种植的边坡对照比, 种子直播显著提高了边坡上乡土物种丰富度(图4A)、群落密度(图5A)、盖度(图4B)、高度(图4C)和生物量(图4D); 然而物种丰富度在不同微生境处理之间无显著差异(图4A)。施肥和地表覆盖微生境处理都提高了植被盖度(图4B)、生物量(图4D)和根系分布深度(图5B); 地表覆

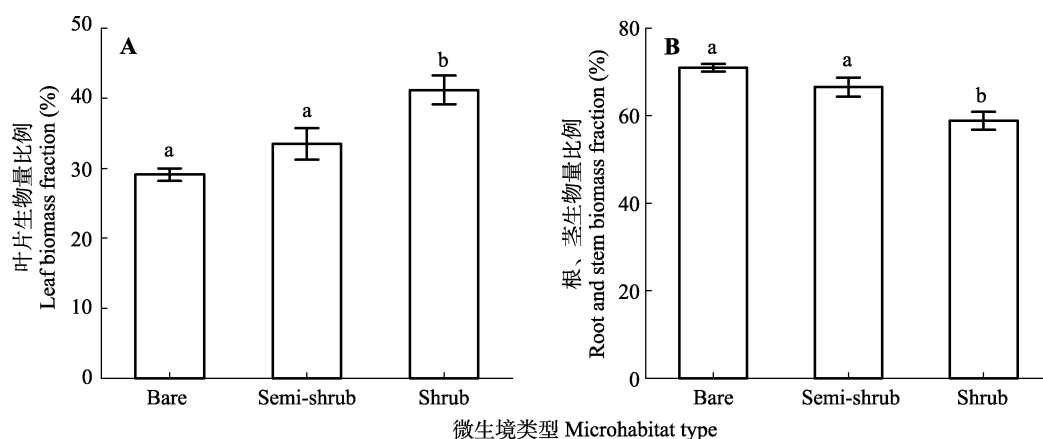


图3 干旱河谷不同微生境条件下二年生鞍叶羊蹄甲幼苗生物量分配(平均值 \pm 标准误差)。Bare, 裸地微生境; Semi-shrub, 半灌木微生境; Shrub, 灌木微生境。不同小写字母表示不同微生境之间差异显著($n = 15$; $p < 0.05$)。

Fig. 3 Biomass allocation (means \pm SE) of two-year old *Bauhinia brachycarpa* seedlings in different microhabitats in the dry valley studied. Bare, bare land microhabitats; Semi-shrub, semi-shrub microhabitats; Shrub, shrub microhabitats. Different lowercase letters indicate significant differences among the microhabitats ($n = 15$; $p < 0.05$).

表2 干旱河谷道路边坡不同乡土植物种子发芽率、萌发率和幼苗保存率(平均值 \pm 标准误差)

Table 2 Seed germination rate, seedling emergence and seedling survival rate (means \pm SE) of different native plants on roadside slope of the dry valley studied

生活型 Life form	物种 Species	种子发芽率 Seed germination rate (%)	出苗率 Seedling emergence rate (%)	保存率 Seedling survival rate (%)
草本和半灌木 Herb and semi-shrub	早熟禾 <i>Poa annua</i>	61.6 \pm 5.5 ^a	56.8 \pm 12.40 ^a	—
	狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	72.3 \pm 12.6 ^{ab}	68.2 \pm 8.11 ^a	—
	毛茛蒿 <i>Artemisia vestit</i>	80.2 \pm 9.1 ^b	23.9 \pm 6.52 ^b	—
灌木 Shrub	白刺花 <i>Sophora davidii</i>	61.2 \pm 5.4 ^a	43.8 \pm 5.49 ^a	77.0 \pm 6.2 ^a
	鞍叶羊蹄甲 <i>Bauhinia brachycarpa</i>	98.0 \pm 0.3 ^b	68.1 \pm 9.53 ^a	75.7 \pm 7.5 ^a
	四川黄栌 <i>Cotinus szechuanensis</i>	34.6 \pm 2.6 ^c	10.3 \pm 2.34 ^b	79.9 \pm 8.2 ^a
	小叶杭子梢 <i>Campylotropis wilsonii</i>	76.7 \pm 3.8 ^{ab}	58.5 \pm 13.20 ^a	76.4 \pm 5.5 ^a

同列不同小写字母表示不同物种之间差异显著($n = 3$; $p < 0.05$)。

Different lowercase letters within a column indicate significant differences among species ($n = 3$; $p < 0.05$).

盖显著提高了植被高度(图4C)和群落密度(图5A)。

2.4 道路边坡不同微生境处理下群落密度的动态变化

播种1个月后,不同微生境处理对草本植物(图6A)和灌木幼苗密度(图6B)均具有显著影响,其中施肥和地表覆盖微生境处理下的植株密度明显大于裸地。另外,随着生长时间的变化,草本植株密度在裸地和施肥微生境中逐渐下降,而在地表覆盖微生境中变化不明显(图6A);灌木密度随着时间的变化维持较稳定的水平(图6B)。

两因素方差分析显示,生长年份和微生境处理的变化及其交互作用对群落水平生物量的影响显著(表3)。播种乡土植物显著提高了边坡上总群落盖度(图7A)和生物量(图7B);施肥和地表覆盖处理下群落总盖度和生物量均大于裸地上种植。年际间的比较发现,在所有微生境处理下,第二个生长季植被

盖度和生物量明显大于第一生长季(图7),并且两个生长季的植被盖度和生物量在不同微生境处理之间的变化规律相似,这表明边坡上乡土植物群落稳定发展。

表3 生长周期与微生境处理两因素对道路边坡上群落生物量及盖度的交互作用

Table 3 Responses of community coverage and biomass to growing duration and varying microhabitat treatments and their interaction

变量 Variable	生物量 Biomass ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$)		盖度 Coverage (%)	
	F	p	F	p
生长年份 Growing duration (Gd)	46.874	<0.001	16.971	0.001
微生境处理 Microhabitat treatments (Mt)	12.191	0.001	8.276	0.006
Gd \times Mt	3.926	0.049	0.062	0.941
R^2	0.868		0.737	

通过两因素方差分析检验F和p的差异。

Differences in F and p were assessed with two-way ANOVA.

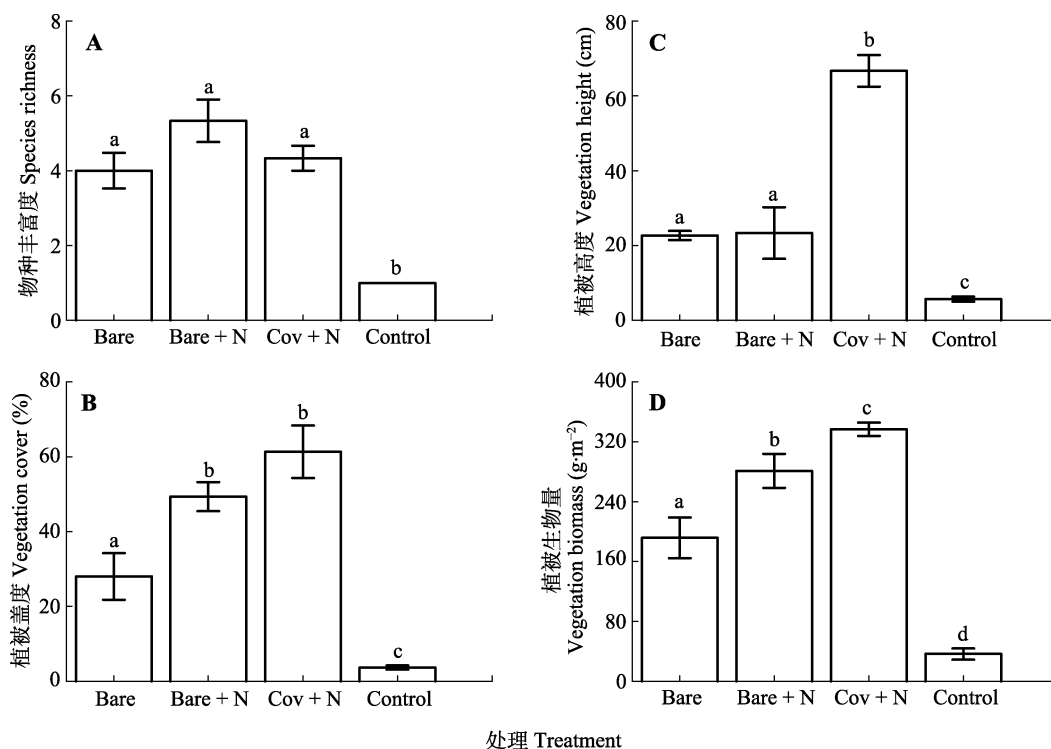


图4 干旱河谷道路边坡不同微生境处理下群落结构参数(平均值 \pm 标准误差)。Bare, 裸露播种; Bare + N, 播种+施加养分; Cov + N, 播种+施加养分+纤维毯覆盖; Control, 裸露不播种。不同小写字母表示不同处理之间差异显著($n = 3; p < 0.05$)。

Fig. 4 Community structures (means \pm SE) under varying microhabitat treatments on roadside slope of the dry valley studied. Bare, bare land only with seedling; Bare + N, bare land with seedling and nutrient; Cov + N, covered with seedling and nutrient; Control, bare land without seedling. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($n = 3; p < 0.05$).

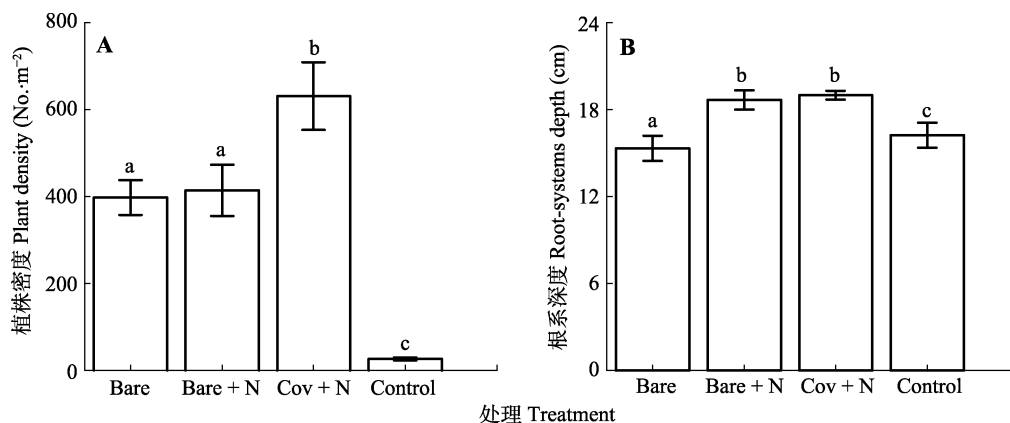


图5 干旱河谷道路边坡不同微生境处理下群落密度和根系分布深度(平均值 \pm 标准误差)。Bare, 裸露播种; Bare + N, 播种+施加养分; Cov + N, 播种+施加养分+纤维毯覆盖; Control, 裸露不播种。不同小写字母表示不同处理之间差异显著($n = 3; p < 0.05$)。

Fig. 5 Community density and rooting depth (means \pm SE) under varying microhabitat treatments on roadside slope of the dry valley studied. Control, bare land without seedling; Bare, bare land only with seedling; Bare + N, bare land with seedling and nutrient; Cov + N, covered with seedling and nutrient. Different lowercase letters indicate significant differences among treatments ($n = 3; p < 0.05$).

3 讨论和结论

3.1 干旱河谷微生境特征变化对乡土灌木幼苗定植的影响

横断山区干旱河谷自然生态系统的灌丛、半灌

丛和裸地3种微生境下鞍叶羊蹄甲幼苗定植能力存在明显差异, 其中裸地斑块中幼苗保存率显著高于植被斑块, 说明裸地微生境更加有利于乡土灌木幼苗定植。此结果不支持我们的假设: 植被斑块下幼苗存活率和生长速率较高。来自我国北方干旱区斑

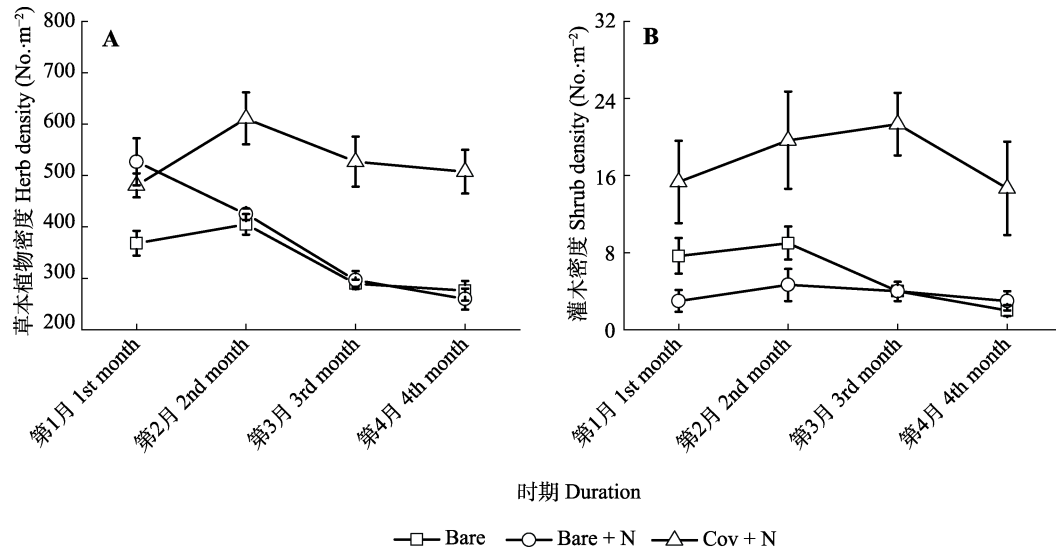


图6 干旱河谷道路边坡不同微生境处理下群落密度的动态变化(平均值±标准误差)。Bare, 裸露播种; Bare + N, 播种+施加养分; Cov + N, 播种+施加养分+纤维毯覆盖。

Fig. 6 Dynamics of community density (means ± SE) under varying microhabitat treatments on roadside slope of the dry valley studied. Bare, bare land only with seedling; Bare + N, bare land with seedling and nutrient; Cov + N, covered with seedling and nutrient.

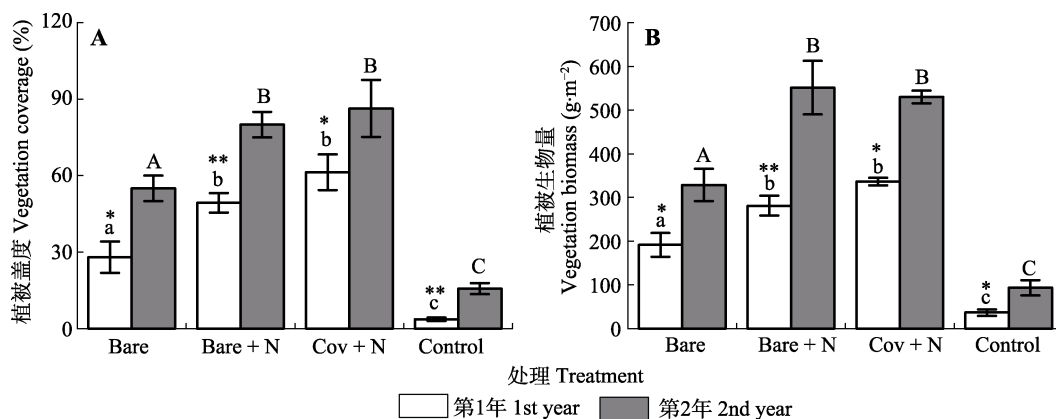


图7 干旱河谷道路边坡上不同微生境处理下群落盖度和生物量的年际间变化(平均值±标准误差)。Bare, 裸露播种; Bare + N, 播种+施加养分; Cov + N, 播种+施加养分+纤维毯覆盖; Control, 裸露不播种。**和*表示同一微生境类型年份之间差异显著($n = 15$; 分别为 $p < 0.01$ 和 $p < 0.05$), ns表示年份之间差异不显著($n = 15$; $p > 0.05$)。

Fig. 7 Inter-annual dynamics of community density and biomass (means ± SE) under varying microhabitat treatments on roadside slope of the dry valley studied. Bare, bare land only with seedling; Bare + N, bare land with seedling and nutrient; Cov + N, covered with seedling and nutrient; Control, bare land without seedling. ** and * indicate significant differences between the two observational years at $p < 0.01$ and $p < 0.05$ levels, respectively ($n = 15$); ns indicate non-significant differences between the two observational years ($n = 15$; $p > 0.05$).

块状灌丛植被的研究证明, 灌丛“肥岛”效应可改良冠下微生境, 植物覆盖斑块是土壤资源的汇, 裸地斑块为源, 因此“肥岛”能够为植物生长和更新提供有利生境(李君等, 2007; Li *et al.*, 2008; 瞿王龙等, 2015)。在干旱河谷地区, 裸地上添加养分能够明显促进幼苗生长, 说明在自然条件下裸地微生境养分对植物定植的限制严重。然而在植被覆盖的斑块中, 土壤添加养分对幼苗的生长无显著影响, 这表明自

然条件下植被覆盖斑块中养分对植物定植的限制不明显。此研究结果支持灌丛“肥岛”效应理论。我们还发现, 在灌丛或者半灌木微生境下, 鞍叶羊蹄甲容器幼苗存活率明显低于裸地微生境(图1), 可见在相同土壤养分条件下, 植被斑块显著抑制幼苗存活, 因而其并不利于幼苗定植。因此, 在干旱河谷地区, 消除土壤养分限制后, 距离正相关效应驱动着不同植被斑块之间幼苗定植的变化。Janzen Connell假说

也预测了种子和幼苗的存活率随着生长地点与树干之间距离的增加而上升(Lehouck *et al.*, 2009)。

在干旱河谷地区, 裸地微生境也有利于促进植物生长和生物量积累(图2), 进一步说明植被间裸地可能为乡土灌木定植提供了有利空间, 支持Janzen Connell假说。由此可见, 裸地上种植乡土灌木能够有效促进干旱生态系统自然植被更新, 提高植被覆盖率。Lehouck等(2009)在非洲森林下的播种试验发现, 尽管林窗中的干旱胁迫导致种子萌发和幼苗早期存活率较低, 但是后期苗木的存活和生长速率却是林下微生境中的两倍, 距离林冠越远, 幼苗存活率和生长速率越大, 并且不同生长年份规律相似。然而, Paquette等(2006)对不同生态系统的meta分析的结果与之相反, 发现植被覆盖的微生境更加有利于幼苗存活。土壤学研究发现, 干旱河谷灌丛“肥岛”效应体现在群落水平, 土壤有效养分、微生物生物量和活性与不同灌丛盖度变化显著正相关, 但是微生物结构在不同灌丛之间无显著差异(Qu *et al.*, 2017)。总体上, 灌木与半灌木之间微生境特征的变化对幼苗存活、生长和生物量分配的影响不显著, 而对叶片资源获取影响显著(图1, 图2)。

虽然不同斑块类型之间土壤有机质和N含量等存在一定的差异(表1), 但是我们发现植被斑块中土壤添加养分(消除养分限制)对幼苗生物量未产生显著影响; 而裸地上添加养分显著增加了幼苗生物量(图2), 进一步证明养分限制不是幼苗生物量变化的主导因子。前期研究发现不同时空尺度上100 cm土层深度的土壤储水量在36.2–151.2 mm之间剧烈变化(包维楷等, 2012), 干旱胁迫是制约区域植被发育的关键。裸地上, 光、热资源充足(Leck *et al.*, 2008; Qu *et al.*, 2017), 植物种间或者种内资源竞争较小, 对小降雨事件响应敏感(Leck *et al.*, 2008), 有利于幼苗生长。相反灌木覆盖对土壤水分含量具有负面影响(Qu *et al.*, 2017), 这可能限制幼苗生长。

不同微生境之间幼苗生物量分配和叶片功能性状的差异体现了植物适应环境变化的功能策略。Sack等(2003)认为植物通过减少资源需求适应环境变化, 例如干旱胁迫下植株通常变矮, 便于水分从根向叶片传输。另外, 单叶片面积和数量减小均降低蒸腾, 是植物对干旱胁迫的适应方式(Chartzoulakis *et al.*, 1993; Gindaba *et al.*, 2004; Wright *et al.*, 2017)。从不同器官生物量分配格局来

看, 裸地的植物为了减少资源需求, 将更多的碳投入到支撑器官(根和茎), 因此其生物量分配比例增加(图3)。相反, 在植被覆盖斑块中, 光、热等资源受到限制, 植物将更多的碳投入到地上部分去捕获更多的光热资源, 从而导致叶片或者枝条生物量的比例增加(图3), 此结果证实了功能平衡假说(Poorter *et al.*, 2012)。此外, 叶片性状对光照和水分最敏感(Chartzoulakis *et al.*, 1993)。在裸地上, 幼苗比叶面积较小, 可能是在于强光环境下叶片具有较少细胞或单个细胞有较大生物量, 或者叶片较厚(Casrio-Diez *et al.*, 2000), 因为比叶面积较小的个体具有较强的支持和抵御功能(Wright *et al.*, 2017)。幼苗在植被斑块中具有较大的比叶面积, 主要在于叶片较薄, 这对适应冠层下弱光条件至关重要(Milbau *et al.*, 2005)。Sack等(2003)等对林下植物观测数据表明弱光条件下, 叶片N含量较高, 寿命较短, 比叶面积较大。我们的结论与此一致。

大量研究已经分析了干旱河谷植物群落分布的环境及其对土壤的影响、植物多样性与土壤环境因子的关系以及土壤的空间异质性(包维楷等, 2012), 然而目前尚无有效数据详细地描述干旱河谷地区裸地、半灌木和灌木等不同斑块中资源有效性及其差异, 因而灌丛盖度变化及其是否对幼苗定植产生重要影响及相关机理仍缺乏证据。我们推测水分和光照的差异可能是驱动不同微生境斑块之间乡土植物幼苗生长和存活的关键因子。相关研究需要进一步针对干旱河谷地区斑块状植被分布格局, 开展土壤养分、水分和光照等微生境因子的长期监测, 深入分析土壤养分、水分微尺度空间变化特点及其对乡土植物幼苗自然更新的影响; 揭示土壤水分的季节性变化对幼苗生长和存活率的影响; 从幼苗定植角度揭示灌丛“肥岛”效应及其空间差异性, 为区域退化生态系统乡土植被恢复提供更为细致、精确的科学依据。

3.2 道路边坡上乡土植物定植能力及其种间差异性

6种乡土灌木、半灌木和草本植物对干旱河谷区土石混杂道路边坡环境具有较强的适应能力, 多数物种如早熟禾、狗尾草、毛莲蒿、小叶杭子梢4种植物出苗率较高, 大于60%, 幼苗保存率达到50%以上; 其中灌木幼苗保存率均大于75% (图1), 植株密度随着时间变化保持稳定(图6B)。这些物种通过种

子直播方式种植, 不仅成本较低、操作方便, 而且生长稳定。白刺花和四川黄桷种子出苗率较低, 小于40%, 但是其苗木具有较强抗旱能力(Li *et al.*, 2009)。近期研究发现, 这两种幼苗能够很好适应不同结构的土壤环境, 适宜采用幼苗移栽的种植方式去提高苗木定植能力。前期的植物生态适应性理论研究(Li *et al.*, 2009; Wu *et al.*, 2012)和本次野外播种试验结果证明, 6种乡土灌木和草本植物是干旱区极端退化的生态系统植被恢复的优良材料, 具有很好的推广应用价值。

3.3 微生境调控措施对道路边坡上乡土植物群落结构的影响

在极度退化的干旱生态系统中, 土壤干旱、贫瘠和根系穿透阻力大等环境胁迫并存(Certini *et al.*, 2004; 刘春霞和韩烈保, 2007; Estrada-Medina *et al.*, 2013; Lynch, 2019), 其中干旱胁迫和土壤结构退化往往相互促进(de Kroon & Visser, 2003; Tetegan *et al.*, 2015; Mi *et al.*, 2016)。我们针对干旱河谷区幼苗萌发和生长的关键制约因子, 进行不同处理的对比, 发现地表覆盖和施肥是提高道路边坡乡土植物幼苗定植和维持群落结构稳定的有效措施。试验结果显示, 土壤施肥显著提高了植株密度(图6A), 这与荒坡不同微生境斑块研究结论一致: 在干旱河谷地区及工程扰动区退化生态地段的植被恢复中适度施肥不仅能够提高乡土植物生长和存活, 而且能够维持群落稳定发展。我们前期采用水分和施氮两因素控制试验发现, 适度施氮能够提高灌木幼苗的水分利用效率和抗旱能力(Wu *et al.*, 2012), 为本试验对自然条件下植物群落结构的观测结论提供了相关生理生态学证据。

生长季高温、风频、风急等引起的过量蒸发是导致该地区严重干旱的重要因素。有效地减少地表蒸发是该地区植被恢复面临的巨大挑战。在工程边坡等裸露地表, 铺设覆盖物能减少坡面裸露面积, 调节坡面水分, 减缓水土流失(骆汉等, 2013; 马文宝等, 2013), 因此纤维毯在干旱、半干旱地区植被恢复实践中得到了推广应用。本研究针对干旱河谷气候特征和边坡立地条件, 在植物种子萌发和幼苗建立等关键阶段, 采用地表覆盖调控微生境条件, 不仅能够提高草本植物出苗率, 并且随着时间变化, 地表覆盖的微生境下草本植株密度能够维持较高水平(图6A); 相反, 裸地和土壤施肥微生境处理下植

株密度逐渐下降(图6B)。另外, 地表覆盖也能够防止种子损失。本研究基于短期(1个生长季)幼苗定植试验结果, 重点阐释了不同微生境调控措施下, 边坡上乡土植物幼苗定植能力的差异和群落数量特征的变化特点, 而对边坡等极度退化地段幼苗生长和群落结构的动态变化过程、群落稳定性及其维持的机理性解释尚存在不足, 关于土壤理化性质和资源有效性的变化及其与植物形态特征、群落物种组成和群落结构之间的相互关系也需要继续监测。

参考文献

- Bao WK, Pang XY, Li FL, Zhou ZQ (2012). *A Study of Ecological Restoration and Sustainable Management of the Arid Minjiang River Valley, China*. Science Press, Beijing. [包维楷, 庞学勇, 李芳兰, 周志琼 (2012). 干旱河谷生态恢复与持续管理的科学基础. 科学出版社, 北京.]
- Castro-Díez P, Puyravaud JP, Cornelissen JHC (2000). Leaf structure and anatomy as related to leaf mass per area variation in seedlings of a wide range of woody plant species and types. *Oecologia*, 124, 476–486.
- Certini G, Campbell CD, Edwards AC (2004). Rock fragments in soil support a different microbial community from the fine earth. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 1119–1128.
- Chartzoulakis K, Noitsakis B, Therios I (1993). Photosynthesis, plant growth and dry matter distribution in kiwifruit as influenced by water deficits. *Irrigation Science*, 14, 1–5.
- de Kroon H, Visser EJW (2003). *Root Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- Engelbrecht BMJ, Kursar TA, Tyree MT (2005). Drought effects on seedling survival in a tropical moist forest. *Trees*, 19, 312–321.
- Estrada-Medina H, Graham RC, Allen MF, Jiménez-Osornio JJ, Robles-Casolco S (2013). The importance of limestone bedrock and dissolution karst features on tree root distribution in northern Yucatán, México. *Plant and Soil*, 362, 37–50.
- Gindaba J, Rozanov A, Negash L (2004). Response of seedlings of two *Eucalyptus* and three deciduous tree species from Ethiopia to severe water stress. *Forest Ecology and Management*, 201, 119–129.
- Han AR, Kim HJ, Jung JB, Park PS (2018). Seed germination and initial seedling survival of the subalpine tree species, *Picea jezoensis*, on different forest floor substrates under elevated temperature. *Forest Ecology and Management*, 429, 579–588.
- Leck MA, Parker VT, Simpson RL (2008). *Seedling Ecology and Evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lehouck V, Spanhove T, Gonsamo A, Cordeiro NJ, Lens L

- (2009). Spatial and temporal effects on recruitment of an Afromontane forest tree in a threatened fragmented ecosystem. *Biological Conservation*, 142, 518–528.
- Li FL, Bao WK, Pang XY, Leng L (2009). Seedling emergence, survival and growth of five endemic species in the dry valley of Minjiang River. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 2219–2230. [李芳兰, 包维楷, 庞学勇, 冷俐 (2009). 岷江干旱河谷5种乡土植物的出苗、存活和生长. 生态学报, 29, 2219–2230.]
- Li FL, Bao WK, Wu N (2009). Effects of water stress on growth, dry matter allocation and water-use efficiency of a leguminous species, *Sophora davidii*. *Agroforestry Systems*, 77, 193–201.
- Li J, Zhao CY, Zhu H, Wang F (2007). Species effect of *Tamarix* spp. and *Haloxylon ammodendron* shrub “fertile island”. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 5138–5348. [李君, 赵成义, 朱宏, 王锋 (2007). 怪柳(*Tamarix* spp.)和梭梭(*Haloxylon ammodendron*)的“肥岛”效应. 生态学报, 27, 5138–5348.]
- Li PX, Wang N, He WM, Krüsi BO, Gao SQ, Zhang SM, Yu FH, Dong M (2008). Fertile islands under *Artemisia ordosica* in inland dunes of northern China: effects of habitats and plant developmental stages. *Journal of Arid Environments*, 72, 953–963.
- Li WH (2013). *Contemporary Chinese Ecological Research: Ecosystem Recovery Volume*. Science Press, Beijing. 183–193. [李文华 (2013). 中国当代生态学研究: 生态系统恢复卷. 科学出版社, 北京. 183–193.]
- Li Y, Bao WK, Wu N (2011). Spatial patterns of the soil seed bank and extant vegetation across the dry Minjiang River valley in southwest China. *Journal of Arid Environments*, 75, 1083–1089.
- Liu CX, Han LB (2007). Review of researches in vegetation restoration of freeway slopes. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 2090–2098. [刘春霞, 韩烈保 (2007). 高速公路边坡植被恢复研究进展. 生态学报, 27, 2090–2098.]
- Luo H, Zhao TY, Peng XF, Guo Y, Liang C (2013). Effectiveness of soil and water conservation of greening mulch of roadside slope. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 29(5), 63–70. [骆汉, 赵廷宁, 彭贤锋, 郭宇, 梁超 (2013). 公路边坡绿化覆盖物水土保持效果试验研究. 农业工程学报, 29(5), 63–70.]
- Lynch JP (2019). Root phenotypes for improved nutrient capture: an underexploited opportunity for global agriculture. *New Phytologist*, 223, 548–564.
- Ma WB, Ji HJ, Su YM, Liu XL, He JS, Zhang L (2013). Characteristics and research application of vegetation blanket slope protection. *Soil and Water Conservation in China*, 1(9), 30–33. [马文宝, 姬慧娟, 宿以明, 刘兴良, 何建社, 张利 (2013). 植被毯边坡防护特点及其研究应用. 中国水土保持, 1(9), 30–33.]
- Mi MX, Shao MG, Liu BX (2016). Effect of rock fragments content on water consumption, biomass and water-use efficiency of plants under different water conditions. *Ecological Engineering*, 94, 574–582.
- Milbau A, Scheerlinck L, Reheul D, de Cauwer B, Nijs I (2005). Ecophysiological and morphological parameters related to survival in grass species exposed to an extreme climatic event. *Physiologia Plantarum*, 125, 500–512.
- Paquette A, Bouchard A, Cogliastro A (2006). Survival and growth of under-planted trees: a meta-analysis across four biomes. *Ecological Applications*, 16, 1575–1589.
- Poorter H, Niklas KJ, Reich PB, Oleksyn J, Poot P, Mommer L (2012). Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist*, 193, 30–50.
- Qu LY, Wang ZB, Huang YY, Zhang YX, Song CJ, Ma KM (2017). Effects of plant coverage on shrub fertile islands in the Upper Minjiang River Valley. *Science China: Life Sciences*, 61, 340–347.
- Qu WL, Yang XP, Zhang CT, Wei B (2015). Shrub-mediated “fertile island” effects in arid and semi-arid grassland. *Acta Prataculturae Sinica*, 24, 201–207. [瞿王龙, 杨小鹏, 张存涛, 魏冰 (2015). 干旱、半干旱地区天然草原灌木及其肥岛效应研究进展. 草业学报, 24, 201–207.]
- Sack L, Grubb PJ, Marañón T (2003). The functional morphology of juvenile plants tolerant of strong summer drought in shaded forest understories in southern Spain. *Plant Ecology*, 168, 139–163.
- Sun H, Tang Y, Huang XJ, Huang CM (2005). Present situations and its R & D of dry valleys in the Hengduan Mountains of SW China. *World Sci-Tech R & D*, 27, 54–61. [孙辉, 唐亚, 黄雪菊, 黄成敏 (2005). 横断山区干旱河谷研究现状和发展方向. 世界科技研究与发展, 27, 54–61.]
- Tetegan M, de Forges ACR, Verbeque B, Nicoullaud B, Desbourdes C, Bouthier A, Arrouays D, Cousin I (2015). The effect of soil stoniness on the estimation of water retention properties of soils: a case study from central France. *Catena*, 129, 95–102.
- Wright IJ, Dong N, Maire V, Prentice IC, Westoby M, Díaz S, Gallagher RV, Jacobs BF, Kooyman R, Law EA, Leishman MR, Niinemets Ü, Reich PB, Sack L, Villar R, Wang H, Wilf P (2017). Global climatic drivers of leaf size. *Science*, 357, 917–921.
- Wu FZ, Bao WK, Zhou ZQ, Li FL (2012). Appropriate nitrogen supply could improve soil microbial and chemical characteristics with *Sophora davidii* seedlings cultivated in water stress conditions. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B: Soil & Plant Science*, 62, 49–58.
- Xu XL, Ma KM, Fu BJ, Song CJ, Liu W (2008). Influence of three plant species with different morphologies on water runoff and soil loss in a dry-warm river valley, SW China.

Forest Ecology and Management, 256, 656–663.

Zhang RZ (1992). *The Dry Valleys of the Hengduan Mountains Region*. Science Press, Beijing. 1–211. [张荣祖(1992). 横断山区干旱河谷. 科学出版社, 北京. 1–211.]

Zhou ZQ, Bao WK (2011). Levels of physiological dormancy and methods for improving seed germination of four rose species. *Scientia Horticulturae*, 129, 818–824.

Zhu LH, Bao WK, He BH (2009). Assessment on ecological

restoration effect of afforestation with *Cupressus chengiana* seedlings in the dry Minjiang River valley, southwestern China. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 15, 774–780. [朱林海, 包维楷, 何丙辉 (2009). 岷江干旱河谷典型地段整地造林效果评估. 应用与环境生物学报, 15, 774–780.]

责任编辑: 陈保冬 责任编辑: 李 敏