DOI: 10.5846/stxb202203300794

杜忠毓,邢文黎,薛亮,肖江,陈光才.喀斯特石漠化锑矿区植物群落主要物种生态位特征及其种间联结.生态学报,2023,43(7):2865-2880. Du Z Y, Xing W L, Xue L, Xiao J, Chen G C.Niche characteristics and interspecific association of main plant species in antimony mining sites of karst rocky desertification area, Guizhou, China.Acta Ecologica Sinica,2023,43(7):2865-2880.

喀斯特石漠化锑矿区植物群落主要物种生态位特征及 其种间联结

杜忠毓^{1,2}, 邢文黎¹, 薛 亮¹, 肖 江¹, 陈光才^{1,*} 1中国林业科学研究院 亚热带林业研究所, 杭州 311400 2 南京林业大学, 南京 210037

摘要:锑矿的开采等活动剥离了喀斯特石漠化区的地上植被,导致该区群落物种组成与结构被破坏、生态系统受损或功能丧失。 为了解锑矿开采后生态破坏区优势物种亮叶桦(Betula luminifera)群落特征及演替状态,并为复层植被重建的物种选择提供理 论依据。基于贵州晴隆大厂镇锑矿生态破坏区调查数据,分析了该区优势物种的 Levins 生态位宽度和 Pianka 生态位重叠度, 并运用卡方检验(X²)、Ochiai 指数(OI)和 Pearson 相关性计算了群落优势物种种间联结性。结果表明:(1)石漠化锑矿生态破 坏区物种组成远低于未破坏区(30科53属68种),仅为14科18属22种,乔木层物种仅为亮叶桦,灌木层物种重要值由高到低 依次为密蒙花(Buddleja officinalis)、茅莓(Rubus parvifolius)和水麻(Boehmeria penduliflora)等,草本层物种重要值由高到低依次 为芒(Miscanthus sinensis)、头花蓼(Polygonum capitatum)、破坏草(Ageratina adenophora)、艾草(Artemisia argyi)和鬼针草(Bidens pilosa)等。(2) 锑矿生态破坏区灌草层和未破坏区乔灌草层的物种重要值与生态位宽度呈极显著正相关,但不同物种的生态 位宽度不同,这是物种生物学属性不同所致;锑矿生态破坏区除水麻与插田泡(Rubus coreanus)的生态位重叠值为1外,其他物 种间的生态位重叠程度较低。(3)石漠化锑矿生态破坏区灌木层总体呈显著负联结,种对间负联结数占比较高(5对);草本层 总体联结性不显著,但种对间负联结数有15对,其中艾草与芒、艾草与白三叶(Trifolium repens)、芒与破坏草种对间联结程度较 高,表明植被群落处于演替前期,极不稳定且易受破坏。未破坏区乔木层和灌木层总体联结性不显著,草本层总体为显著正联 结,表明未破坏区植被群落相对稳定。(4) 石漠化锑矿生态破坏区植被恢复应选择生态习性相近、重叠程度较小、种间为正联 结的物种,例如乔本层的亮叶桦和山苍子(Litsea cubeba)等,灌木层的密蒙花和茅莓等,草本层的艾草、蕨(Pteridium aquilinum)、 芒和马唐(Digitaria sanguinalis)等,以达到乔灌草配置具有高稳定性植物群落的效果。锑矿生态破坏区物种组成较少,植物群 落结构不稳定,处于演替早期;未来喀斯特石漠化锑矿生态破坏区植物群落仍需要很长一段时间演替才能达到未破坏区植物群 落状态,适宜的乡土植物和合理的配置模式有助于加快植被恢复进程。

关键词:喀斯特;锑矿生态破坏区;重要值;生态位;种间联结

Niche characteristics and interspecific association of main plant species in antimony mining sites of karst rocky desertification area, Guizhou, China

DU Zhongyu^{1,2}, XING Wenli¹, XUE Liang¹, XIAO Jiang¹, CHEN Guangcai^{1,*}

1 Research Institute of Subtropical Forestry, Chinese Academy of Forestry, Hangzhou 311400, China

2 Nanjing Forestry University, Nanjing 210037, China

Abstract: The plant community was damaged or stripped by antimony (Sb) mining activities in the karst rocky desertification of Guizhou, China, which destroyed the species composition and structure of the community, damaged the

收稿日期:2022-03-30; 网络出版日期:2022-11-19

基金项目:国家重点研发计划场地污染土壤成因与治理技术专项项目(2020YFC1807704)

^{*} 通讯作者 Corresponding author.E-mail: guangcaichen@ sohu.com

function of this ecosystem. This study aims to well understand the actual vegetation, community characteristics and succession stage of the community with dominant species Betula luminifera in the Sb mining area, and provide the theoretical basis for revegetation and ecological rehabilitation. After the field investigation dataset of the ecological damaged area by Sb mining and control areas, the Levins's and Pianka's method were applied to evaluate the niche width of species, the interspecific niche overlap, and the interspecific associations were assessed by the chi-square test (χ^2) , Ochiai index (OI) and Pearson correlation. The results show that (1) there is only 14 families, 18 genera and 22 species in the ecological damaged area by Sb mining, which is lower than that of the undamaged area of control, with 30 families, 53 genera and 68 species. The only tree species is *Betula luminifera*, the shrubs layer species with top three importance values (IV) are Buddleja officinalis, Rubus parvifolius, Boehmeria penduliflora, and the herb layer with top five IV are Miscanthus sinensis, Polygonum capitatum, Ageratina Adenophora, Artemisia argyi and Bidens Pilosa in the ecological damaged area by Sb mining. (2) There are significantly positive between IV and niche width of species in the shrub-herb layer of Sb mining area and the layer of control area, while the niche width of different species shows inconsistence, which may be ascribed to the specific biological properties of the different species. Except for the niche overlap between Rubus coreanus and B. penduliflora is 1 in the Sb mining area, the niche overlap of others interspecies are low. (3) The main species of shrub layer in Sb mining area of karst rocky desertification has a significantly negative association, and the species pairs of negative associations are relatively high (5 pairs). The main species of herb layer of Sb mining area has no significant association, while high association values are observed between A. argyi and M. sinensis, A. argyi and Trifolium repens, T. repens and Ageratina Adenophora. It suggested the community at the early succession with extremely unstable stage. In the control area, the main species of tree and shrub layer show no significant associations, the main species of herb layer indicates the significantly positive association, indicating that the community is at relatively stable stage. (4) The results suggest that ideal plant candidates are the species with similar ecological habits, low niche overlap, and positive interspecific association for the purpose of Sb mining area revegetation, such as B. luminifera, Litsea cubeba, B. officinalis, R. parvifolius, A. argyi, Pteridium aquilinum, M. sinensis and Digitaria sanguinalis. It will help to construct the plant community with high stability of multiple stratified of trees, shrubs and herbs. Taken together, the plant community in Sb mining area characterized with low species composition, and unstable plant community, and an early stage of succession. It will take a long time for rebuilding the stable plant community in the Sb mining area, and the suitable native plant application and vegetation arrangement during the ecological rehabilitation help to facilitate the revegetation and succession.

Key Words: karst; antimony mining ecology damaged area; importance value; niche; interspecific association

群落物种的相互关系作为种群生态学研究的核心问题,主要包括不同物种对群落中有限资源的竞争关系 及不同物种间的稳定共存关系,这种共存关系常常由物种的生态位及种间联结特征反映^[1]。生态位(Niche) 是指群落中各种群所利用的资源总和及其与其他相关种群间的功能关系,是种群在群落中地位和重要性的体 现方式^[2],其在物种共存机制研究和预测群落演替中起着重要作用^[3-4]。生态位宽度和生态位重叠度分别反 映物种对环境资源的利用能力^[5]和两个物种对某一资源的共同利用程度(表现为对资源的分享与竞争)^[6]。 越来越多的研究表明,生态位分化是物种共存的基本机制之一,对生物多样性的维持、群落演替动态的预测具 有重要意义^[7-8]。

种间联结(Interspecific association)是指不同种类物种在空间分布上的相互关联性,通常依赖于物种的存在与否^[9],是群落重要的数量和结构特征,也是群落结构形成与演化的基础^[10-11]。种间联结会影响物种的 共存^[12],可以推测植物共存的机制和动态演替过程^[13-14]。群落演替理论认为,种间联结可以指示物种及其 环境的空间分布关系和功能依赖性^[15-16],复杂稳定的森林群落是群落演替过程中不同植物竞争和更迭的结 果,物种的竞争和更迭往往会导致群落结构发生变化^[17-18]。研究发现,群落在由稳定性低的先锋群落演替为 稳定性高的顶级群落(或者在植物群落恢复)过程中,物种间的正相关关系逐渐增强^[19-22];相反,在物种入 侵、生态系统退化过程中,物种间的正相关关系逐渐减弱,负相关关系逐渐增强。研究种间联结有助于理解物 种之间的相互作用、生态关系和种群动态^[23]。此外,生态位宽度和生态位重叠反应了种群对资源的利用能 力,种间联结可以反映群落生境及优势物种生态位重叠与分离的差异,二者息息相关^[24],可以揭示群落结构 与功能、了解群落稳定状态及判断群落演替趋势^[23]。

喀斯特地貌是陆地生态系统的重要组成部分,约占全球陆地面积的15%左右^[25]。喀斯特石漠化是喀斯 特水文过程造成土壤侵蚀与生态系统退化的极端现象,石漠化环境的高度异质性与复杂的水文结构,加之土 壤贫瘠,风化层薄、孔隙度高且分布不均匀,导致生态十分脆弱,极易受破坏。贵州是我国西南喀斯特地貌最 为集中的地区,石漠化面积位居全国第一^[26],该区土壤形成过程极其缓慢,土层浅薄且不连续,表层土壤结构 不稳定,持水和抗侵蚀能力极弱且土壤养分极易流失^[27]。同时,该区也是能源矿产资源富集区^[28],矿产资源 的开采等造成了喀斯特地区植被退化,水土流失进一步加剧,严重影响了生态系统健康^[29],制约着区域可持 续发展^[30]。矿业开采等人为干扰严重超出了喀斯特生态系统的自我修复能力,导致生态系统退化,原有生态 系统的稳定性被破坏,主要表现为生物多样性减少或丧失、土壤养分维持能力和养分循环受阻、生态系统生产 力下降等。此外,采矿活动对周边地区环境带来严重污染,例如开采产生的矿井废水和有毒矿物元素等,会直 接威胁着当地居民的生命安全。

喀斯特植被不仅具有涵养水源、阻断土壤退化等功能,而且在维持该区生态系统结构和功能及其稳定方面具有重要作用^[31]。因此,通过对该区植物种类筛选和合理搭配种植,恢复矿区受损生态系统结构与功能显得尤为必要。目前关于喀斯特的研究主要集中在植物群落结构^[32]、植物与土壤相互作用^[33]、植物化学养分循环^[34]和适应策略^[35]、植物与土壤属性^[36]、土壤微生物群落结构^[37]等方面。采矿活动后自然恢复过程中群落植物生态位及其种间联结变化尚不清楚。鉴于此,本研究以贵州晴隆大厂镇锑矿生态破坏区为研究对象,通过对该区植物群落调查,拟解决以下科学问题:(1)西南地区锑矿生态破坏区植被的组成如何?其优势物种的生态位和种间联结如何?(2)是否能够通过优势物种生态位和种间联结来预测生态破坏区植物群落的演替方向?本研究旨在揭示贵州晴隆锑矿生态破坏区植物群落演替特征,并进一步推测该区植物群落的演替趋势和方向,以期为石漠化锑矿生态破坏区植被恢复与重建提供理论依据。

1 材料和方法

1.1 研究区概况

研究区位于贵州省黔西南布衣族苗族自治州晴隆县大厂镇(25°33′—26°40′N, 105°05′—105°25′E)。 该区属于高原峡谷区,地形起伏较大,地势东南低,西北高,海拔约750—2025 m 左右,地貌类型多为山区,包 含低山、低中山、中山和高山等。喀斯特岩溶地貌发育强烈,地下有河床、溶洞、落水洞和岩溶干沟等^[38]。该 区气候属于亚热带季风气候,温暖湿润,年平均气温为14.0—14.7℃,年降雨量约1500 mm,降雨多集中在5— 10月,占全年降雨量的80%以上,雨热同期,无霜期约为350 d,热量充沛,年均日照数约1454—1714 h。地形 较为复杂,土壤类型以棕黄色石灰土为主^[39]。主要植被类型为亚热带常绿落叶阔叶混交林,主要的乔木有亮 叶桦(Betula luminifera)、盐肤木(Rhus chinensis)、油桐(Vernicia fordii)、响叶杨(Populus adenopoda)、山苍子 (Litsea cubeba)等;主要的灌木有珍珠荚蒾(Viburnum foetidum)、紫穗槐(Amorpha fruticosa)、茅莓(Rubus parvifolius)、插田泡(Rubus coreanus)等;主要的草本植物有芒(Miscanthus sinensis)、艾草(Artemisia argyi)、蕨 (Pteridium aquilinum)、破坏草(Ageratina adenophora)等。晴隆县大厂锑矿生态破坏区至今已有60余年锑矿 开采历史,该区尾矿(渣)的堆积量巨大,且类型多样,例如浮选尾矿(渣)、冶炼尾矿(渣)和手选尾矿 (渣)^[40]。为使调查具有代表性,本研究植被调查覆盖尾矿(渣)所有区域,尾矿(渣)堆积总面积约10 hm²。 锑矿开采后在尾矿(渣)堆积区,无人为干扰,该区植被经过了十余年左右(亮叶桦的树木年龄为8—15年)的 自然生长后,组成明显发生了变化。该区乔木仅为亮叶桦,灌木和草本植物主要有密蒙花(Buddleja officinalis)、苎麻(Boehmeria nivea)、茅莓、插田泡和芒、头花蓼(Polygonum capitatum)、破坏草、艾草等。 1.2 样地设置与调查方法

对晴隆县大厂锑矿生态破坏区植被组成及其分布系统踏查基础上,于 2021 年9月在大厂镇锑矿生态破坏区经自然恢复十年左右的植物群落内设置 16 个 10 m×10 m 的样方,记为锑矿生态破坏区;在相距锑矿生态破坏区约 20 km 外且以亮叶桦(年龄为 8—15 年)为建群种的自然群落设置 11 个 10 m×10 m 的样方,记为未破坏区。2021 年9月对共计 27 个大样方的所有乔木和灌木进行物种鉴定,并在每个样方内又设置了 3 个 1 m×1 m 的小样方用于调查草本植物,共计 81 个草本小样方;同时记录了海拔、坡度、坡向、经纬度和郁闭度等基本信息。具体调查指标为:(1)乔木层:记录样方内植物名称、株数、胸径、高度、冠幅、郁闭度;(2)灌木层:记录样方内植物种类、高度、冠幅、株丛数;(3)草本层:包括草质藤本和蕨类植物,记录样方内物种名、物种数、高度、盖度、株丛数,并采用收获法将小样方中的草本植物按照物种收取地上生物量,带回实验室进行烘干称重。

		1 80	e i Basic status	s of study area			
区域	样方	经度	纬度	海拔	坡度	坡向	郁闭度
Area	Plot	Longitude(E)	Latitude(N)	Altitude/m	Slope/(°)	Slope aspect	Canopy density
锑矿生态破坏区	1	105°10'25"	25°40'27"	1533	38	东南	45
Sb mining ecology	2	105°10′26″	25°40'27"	1530	38	东南	30
damaged area	3	105°12′50″	25°40'50"	1521	56	东南	40
	4	105°12′50″	25°40'50"	1521	56	东南	28
	5	105°10′23″	25°40'17"	1498	43	西南	25
	6	105°10'10"	25°40'26"	1493	43	西南	45
	7	105°10'8"	25°40'25"	1499	43	西南	43
	8	105°10′22″	25°40'17"	1524	13	西南	22
	9	105°10'8"	25°40'27"	1521	47	西南	88
	10	105°10'8"	25°40'26"	1527	47	西南	79
	11	105°10′25″	25°40'18"	1550	54	西南	55
	12	105°10'7"	25°40'26"	1503	48	南	53
	13	105°10'8"	25°40'26"	1493	48	西南	40
	14	105°10'9"	25°40'26"	1531	43	西北	82
	15	105°10'9"	25°40'26"	1552	43	西北	87
	16	105°10'7"	25°40'26"	1550	43	西北	78
未破坏区	17	105°8'48"	25°43'40"	1297	0	—	70
Natural ecology area	18	105°8'48"	25°43'43"	1326	23	北	84
	19	105°8′53″	25°43′42″	1346	0	_	45
	20	105°9′34"	25°43′10"	1497	30	西北	30
	21	105°9′35"	25°43′6"	1498	27	西北	45
	22	105°9′36"	25°43′11"	1486	29	西北	46
	23	105°9′47"	25°43′6"	1528	12	西北	75
	24	105°9′59"	25°42′57"	1597.8	12	西北	75
	25	105°9′59"	25°42′57"	1597.8	12	西北	55
	26	105°9′59"	25°42′57"	1597.8	12	西北	58
	27	105°5′4"	25°41′54"	1530	16	西南	88

表1 样地基本信息

一: 无

1.3 数据处理与分析

1.3.1 重要值

各层重要值(IV)计算公式^[41]如下:

(1)乔木层:IV=(相对优势度+相对多度+相对高度)/3

(2) 灌木层: IV=(相对多度+相对盖度+相对高度)/3

(3)草本层:IV=(相对盖度+相对高度+相对多度+相对地上生物量)/4

其中,相对优势度(*RP*)和相对多度(*RA*)参考董鸣^[42]的方法进行计算,乔木的相对优势度用胸高断面积 计算,具体公式如下:

相对优势度(RP)=(样方中该物种的胸高断面积之和/样方中全部个体的胸高断面积之和)×100;

相对多度(RA)=(某种植物的个体数/全部植物的个体数)×100;

相对盖度(RC)=(某个种的平均盖度/所有种的平均盖度之和)×100;

相对高度(RH)=(某个种的平均高度/所有种的平均高度之和)×100;

相对地上生物量(RB)=(某个种的平均地上生物量/所有种的平均地上生物量之和)×100。

1.3.2 生态位宽度

Levins 生态位宽度^[9]公式如下:

$$BL = \frac{1}{\sum_{i=1}^{r} P_{ij}^2}$$

式中, *P_{ij}为物种 i* 在资源位 *j* 上重要值与物种 *i* 在所有资源位上重要值总和之比, *r* 为资源位总数。 **1.3.3** 生态位重叠

Pianka 指数计算种对间的生态位重叠^[43],公式如下:

$$O_{ik} = \sum_{j=1}^{r} P_{ij} P_{kj} / \sqrt{\left(\sum_{j=1}^{r} P_{ij}^{2}\right) \left(\sum_{j=1}^{r} P_{kj}^{2}\right)}$$

式中, O_{ik} 为第 i 种和第 k 种的生态位重叠指数; p_{ij} 和 p_{kj} 分别为种 i 和种 k 在资源 j 上的重要值。

1.3.4 总体联结性

采用 Schluter^[44]的方差比(VR)检验方法对植物群落整体关联程度进行检验,并检验相关系数的显著性:

$$\delta_T^2 = \sum_{i=1}^{N} P_i (1 - P_i)$$

$$S_T^2 = \left(\frac{1}{N}\right) \sum_{j=1}^{N} (Tj - t)$$

$$VR = S_T^2 / \delta_T^2$$

$$P_i = n_i / N$$

式中,S是物种总数,N是样方总数,T;为j样方中的物种数,n;是i物种的样方数,t为样方中的平均物种数。

在独立性假设下,*VR*=1,当*VR*>1时,植物群落呈正联结,当*VR*<1时,植物群落呈负联结。植物群落间存在正联结、负联结和不联结^[22]。此外,由于物种间的正联结和负联结可以相互抵消,因此使用统计*W*(*W*=*N*×*VR*)进一步检验*VR*值与1的偏离程度。当 $\chi^2_{0.95}(N) < W < \chi^2_{0.05}(N)$ 时,物种间无显著联结性;反之,物种间存在显著联结性。

1.3.5 种对间关联性

利用卡方检验(X^2)、Ochiai 指数(OI)和 Pearson 相关性计算群落内优势物种的种间联结性。建立种对间的 2 × 2 列联表,统计 a, b, c, d 的值。a 为 A、B 两物种同时存在的样方数,b 为 B 物种存在而 A 物种不存在的样方数,c 为 A 物种存在而 B 物种不存在的样方数,d 为 A、B 两物种均不存在的样方数。

(1) 卡方检验(X²)

使用卡方检验(χ^2)(Yates's correction formula)来检验种间联结性,公式如下^[9,11]:

$$\chi^{2} = \frac{N \left[(\mid ad - bc \mid) - (1/2)N \right]^{2}}{(a + b)(c + d)(a + c)(b + d)}$$

http://www.ecologica.cn

N为样方数,当ad>bc时,种对间联结为正,当ad < bc时,种对间联结为负。当 $X^2 < 3.841$ 时,种对间不联结;当 $3.841 < X^2 < 6.635$ 时,种对间存在着联结;当 $X^2 > 6.635$ 时,种对间为显著联结。

(2) Ochiai 指数(*OI*)

Ochiai 指数(OI)度量不同个体间联结的概率和程度,公式如下:

$$OI = a / \sqrt{(a+b)(a+c)}$$

OI的范围为[0,1],越接近1,种间正联结程度越强;反之则表示种间正联结程度越低。

(3) Pearson 相关性

公式如下:

$$r_{s(i,k)} = \left[\sum_{j=1}^{N} (x_{ij} - \overline{x_i}) (x_{kj} - \overline{x_k})\right] / \sqrt{\sum_{j=1}^{N} (x_{ij} - \overline{x_i})^2 (x_{kj} - \overline{x_k})^2}$$

 $r_{s(i,k)}$ 为样方中种 i 与种 k 之间的 Pearson 相关系数, N 为样方总数, x_{ij} 和 x_{kj} 分别为种 i 和种 k 的多度; 它们 构成向量 x_i 和 $\overline{x_k}$ 。 x_i 和 $\overline{x_i}$ 分别是物种 i 和 i 在 j 样方中的重要值的平均值。 $r_{s(i,k)}$ 的值在(0,1]为正相关, $r_{s(i,k)}$ 的值在[-1,0)为负相关, $r_{s(i,k)}$ 的值为0时不相关。

1.4 统计分析

利用 Excel 2016 计算物种重要值,用 R 语言的 spaa 包计算总体联结性、 χ^2 统计量及联结程度。其中总体联结性、 χ^2 统计量及联结程度分别用 sp.assoc()函数和 sp.pair()函数进行计算;利用 psych 包的 corr.test()函数对植物种对间的 Pearson 相关性进行显著性检验;生态位宽度与重要值间关系用 stats 包中的 lm()函数进行计算。以上数据分析和绘图均在 R 4.0.5 中进行。

2 结果与分析

2.1 锑矿生态破坏区和未破坏区物种组成、重要值及生态位宽度

锑矿生态破坏区和未破坏区物种组成差异较大(表 2)。锑矿生态破坏区物种分属 14 科 18 属 22 种,主 要为豆科、禾本科、菊科和蔷薇科等。锑矿生态破坏区乔木层仅有亮叶桦,重要值和生态位宽度分别为 100 和 16;灌木层重要值依次为密蒙花(25.00)、茅莓(8.52)、水麻(4.45)、苎麻(3.98)和插田泡(1.80),生态位宽度 依次为密蒙花(4.00)、茅莓(1.64)、水麻(1.00)、苎麻(1.00)和插田泡(1.00);草本层重要值依次为芒 (53.28)、头花蓼(13.02)、破坏草(12.54)、艾草(7.26)、鬼针草(5.02)和地果(4.05)等,草本层植物生态位宽 度依次为芒(34.89)、头花蓼(13.35)、破坏草(9.77)、艾草(10.29)、鬼针草(6.02)和地果(3.87)等。

未破坏区物种分属 30 科 53 属 68 种,主要为蔷薇科、樟科、杨柳科、荨麻科等。未破坏区群落的乔本层植 物重要值依次为亮叶桦(43.82)、山苍子(12.47)、盐肤木(8.68)、胡桃(8.58)和板栗(7.82)等,灌木层植物重 要值依次为茶树(20.91)、珍珠荚蒾(13.81)、川莓(12.23)和紫穗槐(10.01)等,草本层植物重要值依次为芒 (45.45)、马唐(12.88)、蕨(8.43)和艾草(7.23)等。未破坏区乔木层植物生态位宽度依次为亮叶桦(10.64)、 山苍子(9.15)、盐肤木(4.16)、胡桃(3.54)和板栗(3.48)等,灌木层植物生态位宽度依次为珍珠荚蒾(7.54)、 川莓(6.11)、茶树(6.03)和紫穗槐(3.86)等,草本层植物生态位宽度依次为芒(19.59)、艾草(9.74)、马唐 (7.75)和蕨(6.36)等。

2.2 锑矿生态破坏区和未破坏区物种重要值与生态位宽度间关系

锑矿生态破坏区灌草层和未破坏区乔灌草层中物种的重要值与生态位宽度均呈极显著正相关(图 1, P< 0.001),其相关系数均大于 0.75,表明物种的生态位宽度与重要值的关系十分密切。

2.3 锑矿生态破坏区和未破坏区主要物种生态位重叠

锑矿生态破坏区和未破坏区四种灌木植物生态位重叠值(表3)显示,锑矿生态破坏区植物仅水麻与插田 泡完全重叠(1.00);未破坏区植物密蒙花与水麻的生态位重叠值为1.00,插田泡与茅莓的重叠值为0.28。其 他植物种对间无生态位重叠。

宽度
生态位]
值及其
哎、重 要
夠种组 月
Σ群落¹
未破坏I
坏区和
生态破
5 锑矿
表

importance value and niche width of plant community in Sb mining ecology damaged area and natural ecology area Table 2 Species composition.

↑ 大 ⊞	돌려오	がな	な習	重要值 Impc	rtance value	生态位宽度	Niche width
エいw Growth form	W11-44 Species	rer ta Family	Genus	锑矿生态 破坏区	未破坏区	锑矿生态 破坏区	未破坏区
乔木层 Tree layer	亮叶桦 Betula luminifera	桦木科 Betulaceae	桦木属 Betula	100	43.82	16.00	10.64
	油桐 Vernicia fordii	大戟科 Euphorbiaceae	油桐属 Vernicia		2.09		2.72
	杨树 Populus simonii	杨柳科 Salicaceae	杨属 Populus		0.47		1.00
	响叶杨 Populus adenopoda	杨柳科 Salicaceae	杨属 Populus		3.43		2.96
	香樟树 Cinnamomum camphora	樟科 Lauraceae	樟属 Cinnamomum		1.00		1.00
	杉木 Cunninghamia lanceolata	杉科 Taxodiaceae	杉木属 Cunninghamia		1.53		2.86
	润楠 Machilus pingü	樟科 Lauraceae	润楠属 Machilus		2.12		1.57
	柳杉 Cryptomeria fortunei	杉科 Taxodiaceae	柳杉属 Cryptomeria		0.38		1.00
	胡桃 Juglans regia	胡桃科 Juglandaceae	胡桃属 Juglans		8.58		3.54
	板栗 Castanea mollissima	壳斗科 Fagaceae	栗属 Castanea		7.82		3.48
	自栎 Quercus fabri Hance	壳斗科 Fagaceae	栎属 Quercus		2.39		1.90
	櫻桃 Cerasus pseudocerasus	蔷薇科 Rosaceae	櫻属 Cerasus		0.79		1.77
	盐肤木 Rhus chinensis	漆树科 Anacardiaceae	盐肤木属 Rhus		8.68		4.16
	鼠矢枣 Rhamnella franguloides	鼠李科 Rhannaceae	猫乳属 Rhannella		0.44		1.00
	山苍子 Litsea cubeba	樟科 Lauraceae	木姜子属 Litsea		12.47		9.15
	金丝桃 Hypericum monogynum	藤黄科 Clusiaceae	金丝桃属 Hypericum		1.56		2.75
	火棘 Pyracantha fortuneana	蔷薇科 Rosaceae	火棘属 Pyracantha		1.60		3.55
	木姜子 Litsea pungens	樟科 Lauraceae	木姜子属 Litsea		0.82		1.98
灌木层 Shrub layer	苎麻 Boehmeria nivea	荨麻科 Urticaceae	苎麻属 Boehmeria	3.98		1.00	
	密蒙花 Buddleja officinalis	马钱科 Loganiaceae	醉鱼草属 Buddleja	25.00	2.28	4.00	1.00
	紫穗槐 Amorpha fruticosa	豆科 Fabaceae	紫穗槐属 Amorpha		10.01		3.86
	珍珠荚蒾 Viburnum foetidum	忍冬科 Caprifoliaceae	荚蒾属 Viburnum		13.81		7.54
	茅莓 Rubus parvifolius	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus	8.52	4.42	1.64	3.10
	水麻 Boehmeria penduliflora	荨麻科 Urticaceae	水麻属 Debregeasia	4.45	1.93	1.00	1.00
	山莓 Rubus corchorifolius	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus		0.71		1.00
	杞柳 Salix integra	杨柳科 Salicaceae	柳属 Salix		0.63		1.00
	荚蒾 Viburnum dilatatum	忍冬科 Caprifoliaceae	荚蒾属 Viburnum		2.12		1.92
	红雾水葛 Pouzolzia sanguinea	荨麻科 Urticaceae	雾水葛属 Pouzolzia		1.20		1.00
	高粱泡 Rubus lambertianus	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus	I	1.85		1.00
	粗叶悬钩子 Rubus alceaefolius	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus	I	10.09		3.95
	刺梨 Ribes burejense	虎耳草科 Saxifragaceae	茶藨子属 Ribes		3.05		1.82
	川莓 Rubus setchuenensis	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus		12.23		6.11
	插田泡 Rubus coreanus	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus	1.80	6.37	1.00	5.35
	栽秧泡 Rubus ellipticus	蔷薇科 Rosaceae	是钩子属 Rubus		3.58		1.94
	皱叶荚蒾 Viburnum rhytidophyllum	忍冬科 Caprifoliaceae	荚蒾属 Viburnum		4.81		2.72
	茶树 Camellia sinensis	山茶科 Theaceae	山茶属 Camellia		20.91		6.03
草本层 Herb layer	艾草 Artemisia argyi	菊科 Asteraceae	蒿属 Artemisia	7.26	7.23	10.29	9.74
	$\dot{arepsilon} \equiv arepsilon Trifolium$ repens	豆科 Fabaceae	车轴草属 Trifolium	0.60	0.20	3.82	1.00
	车前草 Plantago depressa	车前科 Plantaginaceae	车前属 Plantago	0.41	I	1.33	

2871

小刑	物轴交	和交	冨攵	重要值 Imp	ortance value	生态位宽度	Niche width
∧≇ wth form	Species	ra ta Family	Genus	锑矿生态 破坏区	未破坏区	锑矿生态 破坏区	未破坏区
	刺苋 Amaranthus spinosus	苋科 Amaranthaceae	苋属 Amaranthus	0.30	1	1.00	
	地果 Ficus tikoua	桑科 Moraceae	榕属 Ficus	4.05	1.58	3.87	2.56
	鬼针草 Bidens pilosa	菊科 Asteraceae	鬼针草属 Bidens	5.02		6.02	
	并栏边草 Pteris multifida	凤尾蕨科 Pteridaceae	凤尾蕨属 Pteris	0.21	0.61	1.00	1.00
	蕨 Pteridium aquilinum	蕨科 Pteridiaceae	蕨属 Pteridum	1.14	8.43	2.05	6.36
	苦苣菜 Sonchus oleraceus	菊科 Asteraceae	苦苣菜属 Sonchus	0.10		1.00	
	柳叶菜 Epelobium hirsutum	柳叶菜科 Onagraceae	柳叶菜属 Epilobium	0.17		1.00	
	芦竹 Arundo donax	禾本科 Poaceae	芦竹属 Arundo	1.28	I	1.00	
	马唐 $Digitaria \ sanguinalis$	禾本科 Poaceae	马唐属 Digitaria	0.14	12.88	1.00	7.75
	Ξ Miscanthus sinensis	禾本科 Poaceae	芒属 Miscanthus	53.28	45.45	34.89	19.59
	破坏草 Ageratina adenophora	菊科 Asteraceae	紫茎泽兰属 Ageratina	12.54	5.22	9.77	6.32
	头花蓼 Polygonum capitatum	蓼科 Polygonaceae	蓼属 Polygonum	13.02	I	13.35	
	长柄山蚂蝗 Podocarpium podocarpum	豆科 Fabaceae	长柄山蚂蝗属 Podocarpium	0.47	I	1.00	
	小蓬草 Conyza canadensis	菊科 Asteraceae	白酒草属 Eschenbachia		1.11		1.00
	铁苋草 Acalypha australis	大戟科 Euphorbiaceae	铁苋菜属 Acalypha		1.44		1.33
	乌蕨 Odontosoria chinensis	蕨科 Pteridiaceae	乌蕨属 Odontosoria		1.15		1.29
	钳唇兰 $Erythrodes$ blumei	兰科 Orchidaceae	钳唇兰属 Erythrodes		0.20		1.00
	万寿竹 Disporum cantoniense	百合科 Liliaceae	万寿竹属 Disporum		0.48		1.00
	龙子草 Agrimonia pilosa	蔷薇科 Rosaceae	龙牙草属 Agrimonia		1.00		1.00
	牡蒿 Artemisia japonica	菊科 Asteraceae	蒿属 Artemisia		0.18		1.00
	猪殃殃 Galium spurium	茜草科 Rubiaceae	拉拉藤属 Galium		0.23		1.88
	圆叶野扁豆 Dunbaria rotundifolia	豆科 Fabaceae	野扁豆属 Dunbaria		0.40		1.00
	茅莓 Rubus parvifolius	蔷薇科 Rosaceae	悬钩子属 Rubus		3.07		4.29
	千里光 Senecio scandens	菊科 Asteraceae	千里光属 Senecio		0.23		1.00
	知母 Anemarrhena asphodeloides	百合科 Liliaceae	知母属 Anemarrhena		0.43		1.00
	蜈蚣草 Pteris vittata	凤尾蕨科 Pteridaceae	凤尾蕨属 Pteris		2.10		2.46
	过路黄 Lysimachia christinae	报春花科 Primulaceae	珍珠菜属 Lysimachia		0.36		1.00
	黄花稔 Sida acuta	锦葵科 Malvaceae	黄花稔属 Sida		0.18		1.18
	皱叶狗尾草 Setaria plicata	禾本科 Poaceae	狗尾草属 Setaria		2.28		1.75
	薄荷 Mentha canadensis	屠形科 Lamiaceae	薄荷属 Mentha		0.11		1.00
	假地蓝 Crotalaria ferruginea	豆科 Fabaceae	猪屎豆属 Crotalaria		0.42		1.00
	野拔子 Elsholtzia rugulosa	屠形科 Lamiaceae	香薷属 Elsholtzia		0.11		1.00
	金星蕨 Parathelypteris glanduligera	金星蕨科 Thelypteridaceae	金星蕨属 Parathelypteris		0.24		1.00
	拔毒散 Sida szechuensis	锦葵科 Malvaceae	黄花稔属 Sida		0.43		1.00
	苏门白酒草 Conyza sumatrensis	菊科 Asteraceae	白酒草属 Eschenbachia		0.14		1.00
	防j 凤 Saposhnikovia divaricata	伞形科 Apiaceae	防风属 Saposhnikovia		1.28		1.00
	香青 Anaphalis sinica	菊科 Asteraceae	春青属 Anaphalis		0.43		1.00
		ままないこ	: · □ ‡ 注				

43 卷



图 1 锑矿生态破坏区和未破坏区生态位宽度值与重要值间关系

Fig.1	Relationship	between	niche	width	and	importance	value o	of Sb	mining	ecology	damaged	area	and	natural	ecology	area
阴影表	示置信区间															

Table 5 The lifelie over	Tap of main species in s	in up in 50 mining ecology	uamageu area anu natur	al ecology al ca
物种	插田泡	密蒙花	茅莓	水麻
Species	Rubus coreanus	Buddleja officinalis	Rubus parvifolius	Boehmeria penduliflora
插田泡 Rubus coreanus		0	0	1.00
密蒙花 Buddleja officinalis	0		0	0
茅莓 Rubus parvifolius	0.28	0		0
水麻 Boehmeria penduliflora	0	1.00	0	

表 3 锑矿生态破坏区和未破坏区灌木层主要物种生态位重叠度

上半部分为锑矿生态破坏区灌木层主要植物生态位重叠度;下半部分为未破坏区主要植物生态位重叠度

锑矿生态破坏区和未破坏区八种草本植物生态位重叠度(表4)显示,锑矿生态破坏区物种地果与白三叶 生态位重叠值最高(0.51),依次是白三叶与艾草(0.42),地果与艾草(0.28),破坏草与马唐(0.26),破坏草与 井栏边草(0.24),芒与艾草(0.20)。未破坏区物种破坏草与地果生态位重叠值为0.61,艾草与白三叶、芒与白 三叶的生态位重叠值均为0.51,马唐与地果生态位重叠值为0.47,艾草与井栏边草、马唐与破坏草的生态位重 叠值均为0.29,艾草与马唐、艾草与芒生态位重叠值分别为0.26和0.27。其余物种间的生态位重叠值小于 0.20。

2.4 锑矿生态破坏区和未破坏区群落主要植物联结

2.4.1 总体联结

锑矿生态破坏区乔木层植物仅为亮叶桦,因此无法计算总体联结和种对间联结(表5)。锑矿生态破坏区 灌木层植物总体联结性的方差比率值 VR<1,且检验统计量(W)没有落入χ²分布界限范围内,表明 VR 显著偏 离1,锑矿生态破坏区灌木层植物整体表现为显著负联结(表5)。未破坏区草本层植物总体联结性的方差比 率值 VR>1,且检验统计量(W)没有落入χ²分布界限范围内,表明 VR 显著偏离1,未破坏区草本层植物整体表 现为显著正联结(表5)。未破坏区草本层、乔木层和灌木层的检验统计量(W)均落入χ²分布界限范围内,表 明 VR 偏离1不显著(表5)。

Table 4 The	niche overla	p of main speci	ies in herb in	Sb mining ecol	logy damaged	area and nat	tural ecology are	ea
物种 Species	艾草 Artemisia argyi	马唐 Digitaria sanguinalis	芒 Miscanthus sinensis	破坏草 Ageratina adenophora	白三叶 Trifolium repens	地果 Ficus tikoua	井栏边草 Pteris multifida	蕨 Pteridium aquilinum
艾草 Artemisia argyi		0	0.20	0.04	0.42	0.28	0	0
马唐 Digitaria sanguinalis	0.26		0.07	0.26	0	0	0	0
芒 Miscanthus sinensis	0.27	0.06		0.17	0.12	0.14	0.08	0.17
破坏草 Ageratina adenophora	0.18	0.29	0.26		0.08	0	0.24	0.14
自三叶 Trifolium repens	0.51	0	0.51	0		0.51	0	0
地果 Ficus tikoua	0	0.47	0.01	0.61	0		0	0
井栏边草 Pteris multifida	0.29	0	0.09	0.10	0	0		0.13
蕨 Pteridium aquilinum	0.16	0.24	0.16	0.01	0	0.05	0	

表 4 锑矿生态破坏区和未破坏区草本层主要物种生态位重叠度

上半部分为锑矿生态破坏区主要植物生态位重叠度;下半部分为未破坏区主要植物生态位重叠度

Table 5 Total speci	es association of	community in Sb mining	ecology damaged	l area and natural ecology	area
区域 Area	生长型 Growth form	方差比 Variance ratio (<i>VR</i>)	统计量 Statistic W	$\chi^2(\chi^2_{0.05,18}, \chi^2_{0.95,18})$	结果 Results
锑矿生态破坏区	乔木	_	_	—	_
Sb mining ecology damaged area	灌木	0.25	1.75	[2.17, 14.07]	显著负联结
	草本	1.22	58.68	[33.10, 65.17]	正联结
未破坏区	乔木	1.68	18.51	[4.57, 19.68]	正联结
Natural ecology area	灌木	0.82	8.99	[4.57, 19.68]	负联结
	草本	1.73	57.18	[20.87, 47.40]	显著正联结

表 5 锑矿生态破坏区和未破坏区群落总体联结

2.4.2 种间联结检验

锑矿生态破坏区和未破坏区灌木层不存在显著联结的种对,除锑矿生态破坏区灌木插田泡与水麻、未破 坏区灌木密蒙花与水麻呈正联结外,其余种对间均为负联结(图2)。锑矿生态破坏区和未破坏区灌木植物呈 负联结的种对数均为5对(占所有种对数的83.33%)。

锑矿生态破坏区植物白三叶与地果呈显著正联结, 未破坏区植物马唐与芒、白三叶与井栏边草呈极显著负 联结(图3)。锑矿生态破坏区植物负联结15对 (53.57%),正联结12对(42.86%);未破坏区植物负联 结12对(42.86%),正联结14对(50.00%)(图3)。

2.4.3 种间联结程度

锑矿生态破坏区和未破坏区灌木层植物间的 Ochiai 指数和 Pearson 相关性结果(图4,图6)显示,锑 矿生态破坏区插田泡与水麻联结程度最高(OI>0.8), 且呈极显著正相关(P<0.001);未破坏区密蒙花与水麻 联结程度最高(OI>0.8),且呈极显著正相关(P< 0.001)。

锑矿生态破坏区和未破坏区草本层植物间的 Ochiai 指数和 Pearson 相关性结果(图5,图7)显示,锑 矿生态破坏区艾草与芒、艾草与白三叶、芒与破坏草、白



图 2 锑矿生态破坏区和未破坏区灌木χ²检验半矩阵图

Fig. 2 The semi-matrix of the χ^2 test of shrub in Sb mining ecology damaged area and natural ecology area

物种代号 Species codes: 1. 插田泡 Rubus coreanus; 2. 密蒙花 Buddleja officinalis; 3. 茅莓 Rubus parvifolius; 4. 水麻 Boehmeria penduliflora

三叶与地果及井栏边草与蕨联结程度较高(OI>0.40),其中芒与破坏草、井栏边草与蕨分别呈显著负相关、正

相关(P<0.05)。未破坏区艾草与芒、艾草与破坏草、马唐与破坏草、马唐与地果、马唐与蕨、芒与蕨和破坏草 与地果联结程度较高(OI>0.40),其中芒与马唐、芒与地果呈显著负相关(P<0.05),马唐与地果呈显著正相关 (P<0.05)。其他种对间联结程度较低,且不显著(P>0.05)。



图 3 锑矿生态破坏区和未破坏区草本χ²检验半矩阵图



物种代号 Species codes:1. 艾草 Artemisia argyi;2. 马唐 Digitaria sanguinalis; 3. 芒 Miscanthus sinensis; 4. 破 坏 草 Ageratina adenophora;5. 白三叶 Trifolium repens;6. 地果 Ficus tikoua;7. 井栏 边草 Pteris multifida; 8 蕨 Pteridium aquilinum





物种代号 Species codes: 1. 插田泡 Rubus coreanus; 2. 密蒙花 Buddleja officinalis; 3. 茅莓 Rubus parvifolius; 4. 水麻 Boehmeria penduliflora

未破坏区

3

4

0.8 1.0

2

0.4 0.6

锑矿生态破坏区

3

4

-0.4 -0.2

2

1

-1.0 -0.8 -0.6



图 5 锑矿生态破坏区和未破坏区草本 Ochiai 指数(OI)半矩阵图 Fig.5 The semi-matrix of the Ochiai index (OI) of herb in Sb mining ecology damaged area and natural ecology area

物种代号 Species codes: 1. 艾草 Artemisia argyi; 2. 马唐 Digitaria sanguinalis; 3. 芒 Miscanthus sinensis; 4. 破坏草 Ageratina adenophora; 5. 白三叶 Trifolium repens; 6. 地果 Ficus tikoua; 7. 井栏 边草 Pteris multifida; 8. 蕨 Pteridium aquilinum

图 6 锑矿生态破坏区和未破坏区灌木 Pearson 相关性半矩阵图 Fig.6 The semi-matrix of the Pearson correlation of shrub in Sb mining ecology damaged area and natural ecology area 物种代号 Species codes: 1. 插田泡 Rubus coreanus; 2. 密蒙花 Buddleja officinalis; 3. 茅莓 Rubus parvifolius; 4. 水麻 Boehmeria penduliflora; *** P<0.001; ** P<0.01; ** P<0.05

0 0.2

相关系数

3 讨论

3.1 锑矿生态破坏区和未破坏区植物重要值和生态位

喀斯特石漠化区锑矿的开采和废渣的堆放导致土壤、植被破坏,降低了原有的生态系统结构和功能^[45]。 研究表明,采矿活动导致矿区植被丰富度和组成显著低于非矿区,物种丰富度和组成的差异导致生态系统功 能差异^[46]。本研究锑矿生态破坏区共有植物 22 种,分属 14 科 18 属,多为豆科、禾本科和菊科植物;未破坏 区共有植物 68 种,分属 30 科 53 属。这与本研究结果一致,陕西彬长煤炭开采后该区植被数量降低,仅 13 科 28 属 32 种^[47]。采矿活动对地质结构造成破坏、植被栖 息地丧失,例如原有土壤结构受到破坏,土壤容重降低, 植被消失等^[47]。此外,采矿活动导致营养物质缺乏(例 如氮、磷、钾等)及重金属含量增加。该地球生物化学 循环平衡被打破,重金属元素的毒害作用会被放大且持 续存在^[48],植被生长受到重金属元素持久性的伤害。 植物为适应该区环境,表现出不同的适应策略,例如,蔷 薇科物种马哈利樱桃(Prunus mahaleb)能够适应干旱压 力,并通过发达的深根来吸收必要的水分^[49]:而禾本科 植物黑麦草(Lolium perenne)却更加倾向于在浅层土壤 中生长,因为其具有很多细根,有利于养分的吸收^[50]。 此外,某些植物还会增加脯氨酸含量,提高过氧化氢酶 和超氧化物歧化酶含量等,来适应逆境环境^[51]。本研 究锑矿生态破坏区主要为豆科、禾本科和菊科植物,表 明豆科、禾本科和菊科植物在群落构建过程中的作用极 为重要,由于不同的植物功能群具有不同的根系属性, 决定了其对有限资源具有高的利用率和竞争性[52]。例



图 7 锑矿生态破坏区和未破坏区草本 Pearson 相关性半矩阵图 Fig. 7 The semi-matrix of the Pearson correlation of herb Sb mining ecology damaged area and natural ecology area

物种代号 Species codes:1. 艾草 Artemisia argyi;2. 马唐 Digitaria sanguinalis; 3. 芒 Miscanthus sinensis; 4. 破坏草 Ageratina adenophora;5. 白三叶 Trifolium repens;6. 地果 Ficus tikoua;7. 井栏 边草 Pteris multifida; 8 蕨 Pteridium aquilinum; * * * P<0.001; * * P<0.01; * P<0.05

如豆科植物通过生物固氮及吸收土壤有效氮以适应养分贫瘠环境,且豆科和禾本科植物具有较强的重金属胁 迫耐受能力^[53]。因此,随着群落的演替,不同功能群植物对资源、养分的利用效率及环境耐受能力表现出差 异,逐渐会产生生态位的互补效应。

通常情况下,具有较高重要值的种群也具有较高的生态位宽度^[5]。刘润红等^[1]发现,桂林岩溶石山青冈 (*Cyclobalanopsis glauca*)群落中大多数植物重要值与生态位宽度呈现正相关,例如青冈的重要值为96.97,其 生态位宽度为72.55。但并非全是正相关,如丹凤县油松(*Pinus tabuliformis*)飞播林灌木层主要植物的重要值 与生态位宽度并非完全一致,麻叶绣线菊(*Spiraea cantoniensis*)的重要值较大(77.05)但其生态位宽度却较小 (2.97),胡枝子(*Lespedeza bicolor*)重要值为30.94,但其生态位宽度(3.06)却大于麻叶绣线菊^[54]。本研究锑矿 生态破坏区和未破坏区不同层片植物重要值与生态位宽度均呈现极显著正相关,例如锑矿生态破坏区乔木层 植物亮叶桦重要值为100,其生态位宽度也最高(16);灌木层密蒙花重要值和生态位宽度分别为25和4;草本 层芒的重要值(53.28)和生态位宽度(34.89)均为最高。无论是重要值,还是生态位宽度,均说明该物种在群 落中占据主导地位,具有较强竞争力和资源利用能力,是锑矿生态破坏区植物群落中的优势物种,对于维持群 落内部环境,群落结构和功能等均起重要作用^[55]。然而未破坏区物种重要值与生态位宽度却并非全部如此, 例如乔木层亮叶桦的重要值(43.82)和生态位宽度(10.64)均为最高,但灌木层茶树的重要值为 20.91,珍珠荚 速的重要值为13.81,而茶树和珍珠荚蒾的生态位宽度分别为6.03 和7.54,这与前人的研究结果相似,植物的 重要值与生态位宽度的排序并非完全一致,这与物种的分布频率有关^[54, 56]。

本研究发现,锑矿生态破坏区灌木层物种水麻与插田泡的生态位重叠值为1,未破坏区灌木层植物密蒙 花与水麻的生态位重叠值为1,表明该类物种分化程度极低,具有较高的生态相似性,对环境资源利用的差异 性极小,物种间的竞争激烈,若此类物种为建群种,可能会导致群落不稳定^[1]。有研究显示,水麻对重金属元 素具有较强的富集能力和耐性,水麻根系的耐受指数在镉(Cd)浓度为180 mg/kg时依然接近于1^[57],表明水 麻适应性强。插田泡与水麻的生态位几乎完全重叠,表明这两个物种对资源的需求几乎完全一致。有研究表 明,采石废弃地插田泡的光合效率很高,生长较快,可以成为种植的优选树种^[57-58]。本研究锑矿生态破坏区 除地果与白三叶、艾草与白三叶的生态位重叠值分别为0.51 和0.42 外,灌木层和草本层其他植物生态位重叠 值相对较低(平均为0.2);而未破坏区物种的生态位重叠值较高,例如破坏草与地果的生态位重叠值为0.61,

43 卷

艾草与白三叶、芒与白三叶生态位重叠值均为0.51。说明锑矿生态破坏区多数物种对资源的利用和要求差异较大,物种间竞争很小,一方面是因为锑矿生态破坏区植物群落处于演替初期(10年),群落植被较稀疏,另一方面是锑矿生态破坏区环境异质性高,土壤养分和水分条件不均匀所致^[60],因此不同物种间的生态位重叠较低,这是环境筛选过滤导致物种分化的结果。

3.2 锑矿生态破坏区和未破坏区主要植物种间联结

演替早期的植物群落,物种间的联结程度较低,群落多处于不稳定的状态;随着群落的演替,种间联结程度逐渐增加,种对间趋近于正联结,群落稳定性逐渐增加,促使群落朝着顶级方向演替^[61]。锑矿生态破坏区 灌木层物种总体呈显著负联结,未破坏区草本层植物总体呈显著正联结。锑矿生态破坏区灌木层和草本层植 物负联结种对数分别为5对和15对,占比分别为83.3%和53.57%,表明锑矿生态破坏区灌木层目前处于演 替前期,植物群落结构不稳定且易受破坏。个别物种间的联结程度较高,且呈极显著正相关(例如插田泡与 水麻),表明两个物种在资源利用和生境需求方面具有相似性或互补性^[62]。锑矿生态破坏区草本植物芒与破 坏草间呈显著负相关,表明芒与破坏草之间对资源可能存在竞争,芒具有较强的重金属吸附能力,能够在体内 富集更多的铅(Pb)和镉,具有较高富集能力^[63];破坏草是入侵物种,分布范围广,适生条件宽泛(或生态位宽 度大),竞争能力强^[64]。本研究锑矿生态破坏区灌木层和草本层物种负联结种对数相对较高,这与李丘霖 等^[65]研究结果一致。矿区生态破坏区生境具有高异质性,采矿生态破坏区的地形破碎、土壤贫瘠、重金属污 染强,加上雨水的冲刷,地表水源涵养和储蓄能力下降等恶性条件,导致该区形成不连续、不均匀和高度复杂 的异质生境,因此造成负联结的种对数占比高。然而,计算种间联结系数仅仅是对种对间关联的定量描述,取 样尺度、种间竞争、化感作用、环境因素等均会对种间联结产生影响,种间联结的内在机制还需进一步从植物 生理、遗传学和分子生态学等多角度开展研究来进行解释^[66]。

喀斯特石漠化锑矿生态破坏区群落处于演替初期,结构不稳定。人为干预、加快构建植物群落时物种的 选择显得尤为必要,既要考虑实际情况,也要结合物种的生物学特性。可以选择生态习性相近,对栖息地环境 要求基本一致且适应性较强(生态位宽度较大)的物种;还可选择生态位重叠程度较小、种间为正联结的物种 作为伴生种,以达到对环境资源充分利用、群落构建稳定持续发展等效果。针对锑矿生态破坏区植被恢复的 物种选择,乔本层植物可以选择亮叶桦和山苍子;灌木层可以选择密蒙花、茅莓等,草本层可以考虑艾草、蕨、 芒和马唐等物种,该类物种不仅生态位宽,而且在锑矿生态破坏区生长良好,可作为复层植被构建的试验物 种,同时也可达到乔灌草搭配恢复的高稳定效果。总之,人为破坏是造成生态系统退化、生态系统服务功能丧 失的主要原因,植被构建及群落演替过程中,应尽可能避免受到人为的再次干扰,应加强对破坏区的保护,为 植被生长提供良好稳定的环境条件,以促进群落的正向演替和更新,最终逐渐恢复破坏区生态系统的结构与 功能。

4 结论

本研究分析了晴隆县大厂镇锑矿生态破坏区物种的生态位及优势物种间的联结性。与未破坏区(30科 53属68种)相比,锑矿生态破坏区物种数量少,仅14科18属22种。锑矿生态破坏区草本层植物种间负联 结为15对(占比为53.57%),其中艾草与芒和白三叶、芒与破坏草、白三叶与地果等种间联结程度较高。锑矿 生态破坏区物种的生态位重叠程度不高,可能是物种的生态习性和生物学特性差异所致。本研究结果表明, 锑矿生态破坏区物种组成少,群落结构不稳定且处于演替早期。未来锑矿生态破坏区植物群落仍需很长一段 时间的演替才能达到未破坏区群落的状态。锑矿生态破坏区植被恢复过程中,应尽可能选择生态习性相近、 重叠程度较小、种间为正联结的乔灌草物种,以达到植物对环境资源充分利用、尽早形成稳定的可持续发展植 物群落。

参考文献(References):

[1] 刘润红, 陈乐, 涂洪润, 梁士楚, 姜勇, 李月娟, 黄冬柳, 农娟丽. 桂林岩溶石山青冈群落灌木层主要物种生态位与种间联结. 生态学报,

2020, 40(6): 2057-2071.

- [2] 刘润红,姜勇,常斌,李娇凤,荣春艳,梁士楚,杨瑞岸,刘星童,曾惠帆,苏秀丽,袁海莹,傅桂焕,吴燕慧. 漓江河岸带枫杨群落主要 木本植物种间联结与相关分析. 生态学报, 2018, 38(19): 6881-6893.
- [3] Kirchheimer B, Wessely J, Gattringer A, Hülber K, Moser D, Schinkel C C F, Appelhans M, Klatt S, Caccianiga M, Dellinger A, Guisan A, Kuttner M, Lenoir J, Maiorano L, Nieto-Lugilde D, Plutzar C, Svenning J C, Willner W, Hörandl E, Dullinger S. Reconstructing geographical parthenogenesis: effects of niche differentiation and reproductive mode on Holocene range expansion of an alpine plant. Ecology Letters, 2018, 21 (3): 392-401.
- [4] Yu R Y, Huang J H, Xu Y, Ding Y, Zang R G. Plant functional niches in forests across four climatic zones: exploring the periodic table of niches based on plant functional traits. Frontiers in Plant Science, 2020, 11: 841.
- [5] 陈俊华, 刘兴良, 何飞, 刘世荣. 卧龙巴朗山川滇高山栎灌丛主要木本植物种群生态位特征. 林业科学, 2010, 46(3): 23-28.
- [6] Ingram T, Costa-Pereira R, Araújo M S. The dimensionality of individual niche variation. Ecology, 2018, 99(3): 536-549.
- [7] 赵家豪, 叶钰倩, 陈斌, 袁在翔, 刘江南, 杨涛, 袁荣斌, 关庆伟. 江西武夷山南方铁杉针阔混交林主要植物生态位特征. 林业科学, 2021, 57(1): 191-199.
- [8] Bannister J R, Kremer K, Carrasco-Farías N, Galindo N. Importance of structure for species richness and tree species regeneration niches in oldgrowth Patagonian swamp forests. Forest Ecology and Management, 2017, 401: 33-44.
- [9] 张金屯. 数量生态学(第三版). 北京:科学出版社, 2018.
- [10] Álvarez-Yépiz J C, Búrquez A, Dovčiak M. Ontogenetic shifts in plant-plant interactions in a rare cycad within angiosperm communities. Oecologia, 2014, 175(2): 725-735.
- [11] 陶敏,岳兴建,岳珊,代丽娜,韩文文,王永明,刘果,李斌.四川丘陵区水库浮游植物群落结构与蓝藻水华风险——基于优势种生态位 与种间联结研究.生态学报,2021,41(23):9457-9469.
- [12] Rejmánek M, Lepš J. Negative associations can reveal interspecific competition and reversal of competitive hierarchies during succession. Oikos, 1996, 76(1): 161-168.
- [13] Nishimura N, Hara T, Miura M, Manabe T, Yamamoto S. Tree competition and species coexistence in a warm-temperate old-growth evergreen broad-leaved forest in Japan. Plant Ecology, 2003, 164(2): 235-248.
- [14] Li L, Wei S G, Huang Z L, Ye W H, Cao H L. Spatial patterns and interspecific associations of three canopy species at different life stages in a subtropical forest, China. Journal of Integrative Plant Biology, 2008, 50(9): 1140-1150.
- [15] Su S J, Liu J F, He Z S, Zheng S Q, Hong W, Xu D W. Ecological species groups and interspecific association of dominant tree species in Daiyun Mountain National Nature Reserve. Journal of Mountain Science, 2015, 12(3): 637-646.
- [16] Gu L, O'hara K L, Li W Z, Gong Z W. Spatial patterns and interspecific associations among trees at different stand development stages in the natural secondary forests on the Loess Plateau, China. Ecology and Evolution, 2019, 9(11); 6410-6421.
- [17] Moeur M. Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. Forest Science, 1993, 39(4): 756-775.
- [18] Aldrich P R, Parker G R, Ward J S, Michler C H. Spatial dispersion of trees in an old-growth temperate hardwood forest over 60 years of succession. Forest Ecology and Management, 2003, 180(1/3): 475-491.
- [19] 周先叶,王伯荪,李鸣光, 昝启杰. 广东黑石顶自然保护区森林次生演替过程中群落的种间联结性分析. 植物生态学报, 2000, 24(3): 332-339.
- [20] 康冰,刘世荣,温远光,张跃进,姜在民,常建国.广西大青山南亚热带次生林演替过程的种群动态.植物生态学报,2006,30(6): 931-940.
- [21] 张悦, 郭利平, 易雪梅, 曹伟, 王远遐, 吴培莉, 姬兰柱. 长白山北坡 3 个森林群落主要树种种间联结性. 生态学报, 2015, 35(1): 106-115.
- [22] Gu L, Gong Z W, Li W Z. Niches and interspecific associations of dominant populations in three changed stages of natural secondary forests on loess Plateau, P.R. China. Scientific Reports, 2017, 7(1): 6604.
- [23] Ofomata V C, Overholt W A, Van Huis A, Egwuatu R I, Ngi-Song A J. Niche overlap and interspecific association between *Chilo partellus* and *Chilo orichalcociliellus* on the Kenya coast. Entomologia Experimentalis et Applicata, 1999, 93(2): 141-148.
- [24] Li Y D, Xu H, Chen D X, Luo T S, Mo J H, Luo W, Chen H Q, Jiang Z L. Division of ecological species groups and functional groups based on interspecific association — a case study of the tree layer in the tropical lowland rainforest of Jianfenling in Hainan Island, China. Frontiers of Forestry in China, 2008, 3(4): 407-415.
- [25] Chai Z Z, Sun C L, Wang D X, Liu W Z. Interspecific associations of dominant tree populations in a virgin old-growth oak forest in the Qinling Mountains, China. Botanical Studies, 2016, 57(1): 23.
- [26] Han G L, Tang Y, Liu M, Van Zwieten L, Yang X M, Yu C X, Wang H L, Song Z L. Carbon-nitrogen isotope coupling of soil organic matter in a

karst region under land use change, Southwest China. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2020, 301: 107027.

- [27] Chen X B, Zheng H, Zhang W, He X Y, Li L, Wu J S, Huang D Y, Su Y R. Effects of land cover on soil organic carbon stock in a karst landscape with discontinuous soil distribution. Journal of Mountain Science, 2014, 11(3): 774-781.
- [28] 刘南婷,刘鸿雁,吴攀,罗广飞,李学先.典型喀斯特地区土壤重金属累积特征及环境风险评价.农业资源与环境学报,2021,38(5): 797-809.
- [29] Li L, Liao L, Fan Y H, Tu H, Zhang S, Wang B, Liu T Z, Wu P, Han Z W, Li L, Liao L, Fan Y H, Tu H, Zhang S, Wang B, Liu T Z, Wu P, Han Z W. Accumulation and transport of antimony and arsenic in terrestrial and aquatic plants in an antimony ore concentration area (south-west China). Environmental Chemistry, 2020, 17(4): 314-322.
- [30] Wang S J, Liu Q M, Zhang D F. Karst rocky desertification in southwestern China: geomorphology, landuse, impact and rehabilitation. Land Degradation & Development, 2004, 15(2): 115-121.
- [31] 王俊丽, 张忠华, 胡刚, 付瑞玉, 周元慧, 陶旺兰. 基于文献计量分析的喀斯特植被生态学研究态势. 生态学报, 2020, 40(3): 1113-1124.
- [32] 喻阳华,钟欣平,郑维,陈志霞,王俊贤. 喀斯特森林不同演替阶段植物群落物种多样性、功能性状、化学计量及其关联. 生态学报, 2021, 41(6): 2408-2417.
- [33] 何洁,严友进,易兴松,王勇,戴全厚.喀斯特地区土壤异质性及其与植物相互作用.应用生态学报,2021,32(6);2249-2258.
- [34] 俞月凤,何铁光,曾成城,宋同清,彭晚霞,韦彩会,苏利荣,张野,范适.喀斯特区不同退化程度植被群落植物-凋落物-土壤-微生物生态化学计量特征. 生态学报, 2022, 42(3): 935-946.
- [35] 倪鸣源, ARITSARA A N A, 王永强, 黄冬柳, 项伟, 万春燕, 朱师丹. 中亚热带喀斯特常绿落叶阔叶混交林典型树种的木质部解剖与功能特征分析. 植物生态学报, 2021, 45(4): 394-403.
- [36] Zhang Y H, Xu X L, Li Z W, Xu C H, Luo W. Improvements in soil quality with vegetation succession in subtropical China karst. Science of the Total Environment, 2021, 775: 145876.
- [37] 张铁,于存,戚玉娇.喀斯特森林常见树种倒木分解对土壤真菌群落组成及分布规律的影响.生态学报,2022,42(7):2774-2783.
- [38] He Y P, Han Z W, Wu F Z, Xiong J, Gu S Y, Wu P. Spatial distribution and environmental risk of arsenic and antimony in soil around an antimony smelter of Qinglong county. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2021, 107(6): 1043-1052.
- [39] 刘灵飞,龙健,万洪富,李娟.贵州喀斯特山区锑冶炼厂对农业土壤污染特征的影响及风险评价.土壤,2013,45(6);1036-1047.
- [40] 贾真真,彭益书,张旭,张建,高军波.贵州晴隆大厂锑矿尾矿(渣)潜在资源量与环境污染评价.矿物学报,2021,41(3):312-318.
- [41] 贺忠权,刘长成,蔡先立,郭柯. 黔中高原喀斯特常绿与落叶阔叶混交林类型及群落特征. 植物生态学报, 2021, 45(6): 670-680.
- [42] 董鸣. 陆地生物群落调查观测与分析. 北京: 中国标准出版社, 1997.
- [43] Pianka E R. The structure of lizard communities. Annual Review of Ecology and Systematics, 1973, 4: 53-74.
- [44] Schluter D. A variance test for detecting species associations, with some example applications. Ecology, 1984, 65(3): 998-1005.
- [45] Herath D N, Lamont B B, Enright N J, Miller B P. Comparison of post-mine rehabilitated and natural shrubland communities in southwestern Australia. Restoration Ecology, 2009, 17(5): 577-585.
- [46] Roy M C, Foote L, Ciborowski J J H. Vegetation community composition in wetlands created following oil sand mining in Alberta, Canada. Journal of Environmental Management, 2016, 172: 18-28.
- [47] 杜华栋, 宋世杰, 张勇, 张亦扬. 彬长矿区不同地表沉陷类型下植物群落特征. 生态学杂志, 2019, 38(5): 1520-1527.
- [48] Zhang Y M, Li S, Lai Y X, Wang L Q, Wang F, Chen Z. Predicting future contents of soil heavy metals and related health risks by combining the models of source apportionment, soil metal accumulation and industrial economic theory. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, 171: 211-221.
- [49] Nardini A, Casolo V, Dal Borgo A, Savi T, Stenni B, Bertoncin P, Zini L, Mcdowell N G. Rooting depth, water relations and non-structural carbohydrate dynamics in three woody angiosperms differentially affected by an extreme summer drought. Plant, Cell & Environment, 2016, 39 (3): 618-627.
- [50] Zhang J, Wang J M, Chen J Y, Song H Y, Li S H, Zhao Y J, Tao J P, Liu J C. Soil moisture determines horizontal and vertical root extension in the perennial grass *Lolium perenne* L. growing in karst Soil. Frontiers in Plant Science, 2019, 10: 629.
- [51] Liu C N, Huang Y, Wu F, Liu W J, Ning Y Q, Huang Z R, Tang S Q, Liang Y. Plant adaptability in karst regions. Journal of Plant Research, 2021, 134(5): 889-906.
- [52] Xu Z W, Ren H Y, Li M H, Van Ruijven J, Han X G, Wan S Q, Li H, Yu Q, Jiang Y, Jiang L. Environmental changes drive the temporal stability of semi-arid natural grasslands through altering species asynchrony. Journal of Ecology, 2015, 103(5): 1308-1316.
- [53] Lin A J, Zhang X H, Wong M H, Ye Z H, Lou L Q, Wang Y S, Zhu Y G. Increase of multi-metal tolerance of three leguminous plants by arbuscular mycorrhizal fungi colonization. Environmental Geochemistry and Health, 2007, 29(6): 473-481.

[54]	陈佳卉,卜元	〕坤, 苏少峰,	黄维,陈周娟,	李卫忠.	油松飞播林灌	木层主要物种科	种间联结及	其环境解释.	生态学杂志,	2021,	40(11):
	3512-3522.										

- [55] 刘润红,常斌,荣春艳,姜勇,杨瑞岸,刘星童,曾惠帆,傅桂焕.漓江河岸带枫杨群落主要木本植物种群生态位.应用生态学报,2018, 29(12):3917-3926.
- [56] 钱逸凡,伊力塔,胡军飞,张超,余树全,沈露,彭东琴.普陀山主要植物种生态位特征.生态学杂志,2012,31(3):561-568.
- [57] 穆彦彤. 镉、铜和磷胁迫下水麻生理特性和富集特征研究[D]. 雅安: 四川农业大学, 2013.
- [58] 卢广超,许建新,薛立,杨振意,吴彩琼,邵怡若.黄石采石场废弃地植物的生长与光合特性研究.中南林业科技大学学报,2014,34 (3):78-85,89-89.
- [59] 陈玉凯,杨琦,莫燕妮,杨小波,李东海,洪小江.海南岛霸王岭国家重点保护植物的生态位研究.植物生态学报,2014,38(6): 576-584.
- [60] 金立群,李希来,孙华方,杨鑫光,张静.不同恢复年限对高寒露天煤矿区渣山植被和土壤特性的影响.生态学杂志,2019,38(1): 121-128.
- [61] 郭忠玲,马元丹,郑金萍,刘万德,金哲峰.长白山落叶阔叶混交林的物种多样性、种群空间分布格局及种间关联性研究.应用生态学报,2004,46(11):2013-2018.
- [62] 彭焱松,周赛霞,詹选怀,桂忠明,梁同军,张丽,万萌,杜娟,聂建波.江西油岭山地花榈木群落特征及空间分布格局.中南林业科技 大学学报,2018,38(11):81-88.
- [63] 曹晶潇,陆素芬,陆泽生,李梦茜,覃勇荣.桂西北矿区3种草本植物对铅镉胁迫的生理响应和综合评价.热带亚热带植物学报,2021, 29(3):251-258.
- [64] 潘玉梅, 唐赛春, 韦春强, 李象钦, 吕仕洪. 3 种本地植物与入侵植物紫茎泽兰的竞争. 生态学报, 2022, 42(6): 2394-2404.
- [65] 李丘霖, 宗秀虹, 邓洪平, 万海霞, 吴洪英, 梁盛, 刘邦友. 赤水桫椤群落乔木层优势物种生态位与种间联结性研究. 西北植物学报, 2017, 37(7): 1422-1428.
- [66] 徐满厚, 刘敏, 翟大彤, 刘彤. 植物种间联结研究内容与方法评述. 生态学报, 2016, 36(24): 8224-8233.