

人为干扰对西天山野果林群落结构和物种多样性的影响

方紫妍¹, 李林瑜¹, 艾克拜尔·毛拉¹, 周龙¹, 陆彪²

(1. 新疆农业大学 林学与园艺学院, 新疆 乌鲁木齐 830052; 2. 新疆特克斯县林业局, 新疆 特克斯 835500)

摘要: [目的] 探究人为干扰对西天山野果林群落结构和物种多样性的影响, 为后期野果林的恢复、保护提供理论依据。[方法] 以西天山野果林为研究对象, 采用典型样地法, 选择 32 个 20 m×20 m 具代表性的样地布置样方。以乔木径级结构、高度级结构及各层次物种组成和物种多样性指数作为评价指标, 对比研究轻度(距离核心景区 2~3 km)、中度(距离核心景区 1~2 km)、重度(距离核心景区 0~1 km)3 种人为干扰强度下群落结构和物种多样性的变化。[结果] ①从群落结构来看, 轻度和中度干扰条件下乔木个体多分布在中径级(20 cm<DBH≤30 cm)和中高度级(5 m<树高≤8 m); 而重度干扰下乔木个体多分布在小径级(10 cm<DBH≤15 cm)、中径级(20 cm<DBH≤25 cm)和高高度级(8 m<树高≤10 m), 其群落结构与轻度和中度干扰下乔木层的群落结构明显不同。②在总面积为 1.28 hm² 的 32 个样地中, 共记录到 93 个植物物种, 隶属于 40 科 84 属; 物种数随着人为干扰强度增加呈递减趋势, 轻度、中度和重度干扰下群落的物种数依次为 93 种、69 种和 51 种。Shannon-Wiener 指数 H 值、均匀度指数 J 值随人为干扰强度的增加而降低, 优势度指数 H' 值随人为干扰强度的增加而增加。[结论] 重度人为干扰会普遍降低野果林群落的物种多样性水平, 造成群落结构不稳定, 不利于植被恢复和物种多样性保护。

关键词: 人为干扰; 野果林; 群落结构; 物种多样性

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2019)02-0267-08

中图分类号: S718.5

文献参数: 方紫妍, 李林瑜, 艾克拜尔·毛拉, 等. 人为干扰对西天山野果林群落结构和物种多样性的影响[J]. 水土保持通报, 2019, 39(2): 267-274. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2019.02.042; Fang Ziyan, Li Linyu, Ai Kebai Er · Mao La, et al. Effects of human disturbance on plant diversity of wild fruit forests in Western Tianshan Mountain [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019, 39(2): 267-274.

Effects of Human Disturbance on Plant Diversity of Wild Fruit Forests in Western Tianshan Mountain

Fang Ziyan¹, Li Linyu¹, Ai Kebai Er · Mao La¹, Zhou Long¹, Lu Biao²

(1. College of Forestry and Horticulture, Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang 830052, China; 2. Forestry Bureau of Tekes County, Tekes, Xinjiang 835500, China)

Abstract: [Objective] The effects of human disturbance on the community structure and species diversity of wild fruit forests in the Western Tianshan Mountains were studied in order to provided a theoretical basis for the restoration and protection of the wild fruit forests. [Methods] The present study investigated the effects of human disturbance on plant diversity of wild fruit forests in Western Tianshan Mountain based on the 32 representative plots with 20 m×20 m for each plot. The arbor diameter structure, the height structure, and the species composition and species diversity index of each forest layer were used as evaluation indexes. The effects of slight human disturbance (far from the core scenic area at 2~3 km), medium human disturbance (far from the core scenic area at 1~2 km) and severe human disturbance (far from the core scenic area at 0~

收稿日期: 2018-10-17

修回日期: 2018-10-24

资助项目: 国家科技部重点研发计划项目“天山北坡退化野果林生态保育与健康调控技术”(2016YFC0501501); 新疆农业大学 2612 创新团队(XJAU201528); 新疆维吾尔自治区园艺学重点学科项目(2016-10758-3)

第一作者: 方紫妍(1995—), 女(汉族), 新疆维吾尔自治区昌吉市人, 硕士研究生, 研究方向为植物资源保护。E-mail: forwanting_0@126.com。

通讯作者: 周龙(1976—), 男(回族), 新疆维吾尔自治区吐鲁番市人, 博士, 副教授, 主要从事果树种质资源与栽培生理方面的研究。E-mail: zhoulong2004@126.com。

1 km) on community structure and plant diversity of wild fruit forests were investigated. [Results] ① From the perspective of community structure, the individuals with arbor under mild and moderate disturbance were mostly distributed in the medium diameter class($20\text{ cm} < \text{DBH} \leq 30\text{ cm}$) and medium height class($5\text{ m} < \text{tree height} \leq 8\text{ m}$); individuals were mostly distributed in low diameter class($10\text{ cm} < \text{DBH} \leq 15\text{ cm}$), medium diameter class ($20\text{ cm} < \text{DBH} \leq 25\text{ cm}$) and high height class($8\text{ m} < \text{tree height} \leq 10\text{ m}$), and their community structure and mildness. The community structure of the tree layer was significantly different from moderate disturbance. ② Among the 32 plots with a total area of 1.28 hm^2 , 93 plant species were recorded, belonging to 40 families and 84 genera; the number of species showed a decreasing trend with the increase of human disturbance intensity. The numbers of species in the community under mild, moderate and severe disturbances were: 93 species, 69 species, and 51 species. The Shannon-Wiener index and the uniformity index J decreased with the increase of human disturbance intensity, and the dominance index H' increased with the increase of human disturbance intensity. [Conclusion] A severe human disturbance could reduce the plant diversity of the wild fruit forest community and result in an unstable community structure, which is not conducive to vegetation restoration and species diversity protection.

Keywords: human disturbance; wild fruit forests; community structure; species diversity

生物多样性是所有生命系统的固有特征,调节着生态系统的功能和稳定性,是人类生存和发展的基础^[1]。但随着人类经济社会的发展,人类对资源的过度开发、环境污染、气候变化等原因造成生物多样性的丧失^[2]。其中,人为干扰造成的生境质量和森林群落物种多样性的变化被认为是导致全球生物多样性丧失的主要原因之一^[3]。因而,研究人为干扰对森林群落结构和物种多样性的影响,对于认识植物群落结构的发展和更新有很大帮助,对于保护现有的森林资源及指导林区的经营管理具有重要的意义。近年来,国内外关于人为干扰对物种多样性的研究已有较多报道。大多数学者的研究范围主要集中于放牧、耕作和采伐等人为干扰对草原、湿地及农业作物物种多样性的影响等方面,且以人工林和草地生态为主,而对复杂的森林群落物种多样性的研究涉及较少^[4-8]。

新疆维吾尔自治区伊犁河谷地区是中国陆地生物多样性关键区之一,该区域内存在大面积的天然野果林,被称为天然的种质资源基因库。然而,近年来由于农业开垦、旅游开发、放牧等原因,导致目前新疆野果林面积锐减、生境破碎化现象严重。以往关于新疆西天山野果林的研究主要集中在群落特征分析^[9-10]、种子植物区系分析^[11-12]等方面,而有关人为干扰对新疆西天山野果林群落物种多样性的研究罕见报道。西天山野果林群落物种多样性在不同人为干扰强度下会出现怎样的变化? 中度干扰假说原理是否适用于新疆西天山野果林? 这些问题还不明确。因而,本研究在对 3 个不同地点野果林群落样方调查的基础上,综合分析人为干扰对西天山野果林群落结构和物种多样性的影响,期望为新疆西天山野果林种质资源的保护与开发利用提供重要的科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

选定的研究区域位于我国新疆维吾尔自治区西北角,地处天山山脉西部伊犁河谷内($80^{\circ}42'52''-83^{\circ}37'17''\text{E}$, $43^{\circ}13'14''-44^{\circ}26'28''\text{N}$, 海拔 $1\ 030\sim 1\ 600\text{ m}$)。整个区域地形较为复杂,东、南、北三面环山,地势东窄西宽、东高西低。该区域气候类型为温带大陆性气候,并具备典型的干旱气候特征,年平均气温 $10.4\text{ }^{\circ}\text{C}$,年平均降水量为 $260\sim 800\text{ mm}$,是新疆最湿润的地区,年平均日照时数达 $2\ 898.4\text{ h}$ ^[13]。土壤类型主要为黑钙土,呈黑棕色,土层较厚,土壤肥力较高^[14]。地形及气候等是影响植被分布的主要因素,研究区域内植被类型主要包括森林、草原、草甸、荒漠和隐域植被。植被资源丰富,植物组成以蔷薇科、菊科、小檗科、忍冬科为主,主要的乔木有野苹果 (*Malus sieversii*)、野杏 (*Armeniaca vulgaris*)、野生樱桃李 (*Prunus sogdiana*) 等,主要的灌木有小檗 (*Berberis nummularia*)、野蔷薇 (*Rosa multiflora*) 等,主要的草本植物有狗牙根 (*Cynodon dactylon*)、羊茅 (*Festuca gigantea*)、千叶蓍 (*Achillea millefolium*)、益母草 (*Leonurus artemisia*) 等。位于伊犁河谷内的霍城县福寿山、巩留县大莫合尔和新源县植物园及杏花沟景区以其独有的繁花美景,成为吸引无数中外游客和摄影者们的赏花胜地。但近年来由于景区开发、旅游活动逐渐频繁等因素,造成西天山野果林受到不同程度的旅游干扰。此外,长久居住在景区内的牧民住户所产生的生活垃圾以及进行放牧、砍伐等活动也是野果林遭受破坏的主要原因。因此,于 2017 年 4 月至 2018 年 4 月,将霍城县福寿山、巩留县大莫合尔和新源县植物园及杏花沟 3 个地点作为

研究区域,分别对其天然野果林居群的植被进行调查,综合分析人为干扰对新疆西天山野果林群落结构和物种多样性的影响。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设置及调查 本研究在充分踏查的基础上,根据研究区域内游客及牧民的活动范围,依照吴甘霖^[15]等的划分方法,将人为干扰强度分为 3 级:

①重度干扰。样地距游客集散地和牧民住所 0~1 km,游客量大,人类活动痕迹明显,草本层植被受到严重踩踏。②中度干扰。样地距游客集散地和牧民住所 1~2 km,游客较少,偶见少量旅游垃圾,草本层植被遭到轻度践踏。③轻度干扰。样地距游客集散地和牧民住所 2~3 km,无旅游活动,偶见牧民进行放牧活动,人为活动痕迹较不明显。

依照所划分的人为干扰强度等级,采用典型样地法,分别在 3 个地点均按照所划分的等级,选择具有代表性的植物群落布设样地,每个等级布设 3~5 个样地,在每个样地内布置 10 m×10 m 的乔木样方 4 个,并在每个样地内沿对角线选择布置 5 m×5 m 的灌木样方 8 个及 1 m×1 m 的草本样方 10 个,分别记录各样方内所有乔木、灌木和草本的物种名称、数量、高度、冠幅、胸径等指标,同时记录各样地的海拔、坡向、坡度、经度和纬度等地形因子。其中海拔高度、经纬度等使用全球定位系统(GPS)直接测得,胸径的测量通过围尺测量主干高度 1.3 m 处树木的直径。根据所选样地的实际情况,共设样地 32 块,其中,乔木样方 128 个,灌木样方 256 个,草本样方 320 个,调查点具体情况详见表 1。

表 1 研究区样地概况

样地编号	经度	纬度	海拔/m	坡向	坡度/(°)	平均胸径/cm	平均高度/m	林分密度/(株·m ⁻²)	郁闭度	干扰强度
1	80°42'52"	44°23'46"	1 240	西北	21	21.86	8.07	925	0.76	轻度
2	80°46'36"	44°25'40"	1 210	西南	28	32.44	5.52	625	0.57	轻度
3	80°46'51"	44°26'05"	1 240	北	30	19.80	7.36	750	0.73	轻度
4	80°47'40"	44°26'16"	1 240	北	40	40.32	8.54	850	0.79	轻度
5	82°45'20"	43°13'15"	1 360	东北	21	27.26	7.83	660	0.86	轻度
6	82°45'27"	43°13'27"	1 280	西	27	11.20	5.26	175	0.69	轻度
7	82°44'26"	43°13'58"	1 240	东北	36	21.97	5.08	750	0.82	轻度
8	83°37'17"	43°22'46"	1 450	北	23	24.78	5.97	450	0.84	轻度
9	83°37'16"	43°22'44"	1 500	北	31	25.92	5.67	510	0.88	轻度
10	83°36'52"	43°22'44"	1 360	东北	34	17.77	5.46	220	0.68	轻度
11	83°27'16"	43°31'49"	1 030	西北	26	25.43	5.71	566	0.87	轻度
12	80°47'13"	44°25'52"	1 168	西	6	17.60	6.55	980	0.72	中度
13	80°46'45"	44°25'48"	1 170	东	24	23.15	7.46	500	0.68	中度
14	80°46'04"	44°24'58"	1 210	东	19	27.55	4.69	725	0.47	中度
15	80°47'11"	44°25'46"	1 140	西北	23	15.06	7.03	1 000	0.68	中度
16	82°45'01"	43°13'30"	1 270	北	29	33.33	8.08	150	0.50	中度
17	82°51'53"	43°16'23"	1 460	北	17	27.60	5.04	100	0.52	中度
18	82°44'42"	43°13'14"	1 350	东北	23	27.74	6.02	600	0.82	中度
19	83°36'18"	43°22'32"	1 510	东北	27	38.29	6.32	950	0.67	中度
20	83°35'59"	43°22'24"	1 600	西北	26	33.67	8.96	750	0.74	中度
21	83°37'03"	43°22'48"	1 450	西	27	24.15	4.87	330	0.68	中度
22	83°27'13"	43°32'05"	1 060	东	31	21.50	5.78	625	0.67	中度
23	80°47'46"	44°26'22"	1 204	东	21	18.98	4.40	125	0.48	重度
24	80°46'28"	44°26'02"	1 295	西南	18	22.33	3.23	75	0.49	重度
25	80°46'23"	44°26'28"	1 530	东北	11	12.39	5.33	1 225	0.79	重度
26	80°46'06"	44°25'05"	1 210	东南	26	28.88	6.11	1 075	0.78	重度
27	82°45'02"	43°13'33"	1 280	北	24	35.60	9.43	375	0.50	重度
28	82°44'31"	43°13'32"	1 270	东北	22	27.47	6.53	367	0.69	重度
29	82°51'52"	43°16'23"	1 460	西	21	33.75	6.35	1 007	0.36	重度
30	83°34'45"	43°22'58"	1 330	北	9	10.95	4.18	4 257	0.52	重度
31	83°36'24"	43°22'36"	1 440	西北	26	35.62	8.54	975	0.38	重度
32	83°35'55"	43°22'32"	1 530	北	21	21.88	8.75	1 525	0.83	重度

1.2.2 群落结构划分 根据实际调查数据,并参考陈力^[16]的方法,将乔木个体的胸径分为 9 个等级,

统计受不同强度人为干扰野果林群落乔木层各径级的个体数,并绘制径级分布图。径级划分等级如下:

DBH \leq 5 cm 为 I 级, 5 cm<DBH \leq 10 cm 为 II 级, 10 cm<DBH \leq 15 cm 为 III 级, 15 cm<DBH \leq 20 cm 为 IV 级, 20 cm<DBH \leq 25 cm 为 V 级, 25 cm<DBH \leq 30 cm 为 VI 级, 30 cm<DBH \leq 40 cm 为 VII 级, 40 cm<DBH \leq 50 cm 为 VIII 级, DBH>50 cm 为 IX 级。将乔木个体的高度分为 8 个高度级, 统计不同强度人为干扰下野果林群落乔木层中各高度级的个体数, 并绘制高度级结构图。高度级划分等级如下: 3 m<树高 \leq 4 m 为 I 级, 4 m<树高 \leq 5 m 为 II 级, 5 m<树高 \leq 6 m 为 III 级, 6 m<树高 \leq 7 m 为 IV 级, 7 m<树高 \leq 8 m 为 V 级, 8 m<树高 \leq 10 m 为 VI 级, 10 m<树高 \leq 12 m 为 VII 级, 树高>12 m 为 VIII 级。

1.2.3 物种多样性测度 根据样地中不同物种的相对多度、相对显著度(相对盖度)和相对频度, 计算各样地中各物种的重要值(I), 并在此基础上计算物种多样性指数。本研究采用物种丰富度指数 D , Shannon-Wiener 指数 H , Simpson 指数 H' , Pielou 均匀度指数 J 综合评价西天山野果林群落的物种多样性。以下是群落以及群落各层物种多样性指数的计算方法。

(1) 重要值。

乔木层: $I = (\text{相对多度} + \text{相对显著度} + \text{相对频度})/3$

灌木层、草本层: $I = (\text{相对多度} + \text{相对盖度} + \text{相对频度})/3$

(2) 物种丰富度指数(D)计算式为:

$$D = S$$

(3) SW 指数(H)计算公式为:

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

(4) Pielou 均匀度指数(J)计算式为:

$$J = \left(- \sum_{i=1}^S P_i \ln P_i \right) \ln S$$

(5) 用 Simpson 指数(H')测定生态优势度:

$$H' = \sum_{i=1}^S \left(\frac{N_i}{N} \right)^2$$

式中: S ——样地内所有的物种数, $P_i = \frac{N_i}{N}$ ——第 i 个种的相对多度, 表示第 i 个种的个体数目; N ——群落中所有种的个体总数。

(6) 郁闭度计算公式为:

郁闭度 = 树冠遮蔽样线长度/样线总长度

郁闭度指标采用系统抽样方法, 在样地内设置样线, 通过统计所布设样线中被林冠遮蔽的样线占样线总长的份额, 重复 3 次, 计算出平均值。

(7) 林分密度由统计单位面积林地上林木的株数而确定, 其单位为: 株/hm²。

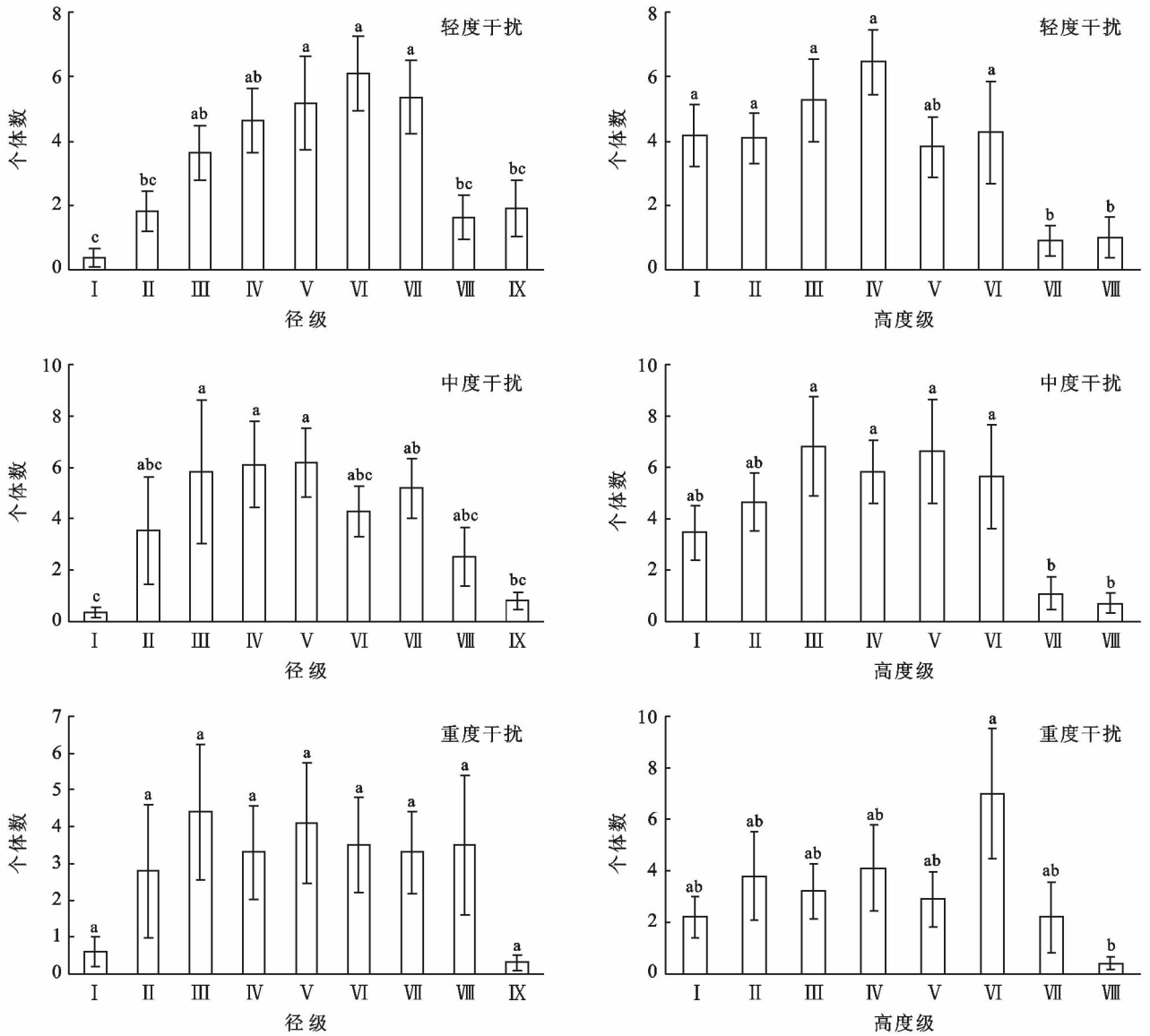
1.2.4 数据处理与分析 使用 SPSS 18.0, Excel 版本等分析软件进行数据处理和统计分析, 采用单因素方差(one-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)检验群落各层次多样性指数、高度级和径级数据的显著性差异。

2 结果与分析

2.1 人为干扰对西天山野果林群落结构的影响

2.1.1 群落径级结构 由图 1 能够看出, 不同人为干扰强度下乔木径级结构均呈近正态分布, 但乔木个体总体数量具有明显差异, 其中, 轻度干扰下乔木个体总数为 99 株, 中度干扰下乔木个体总数为 88 株, 重度干扰下乔木个体总数为 80 株。在轻度和中度人为干扰下, 各径级内乔木个体数量的分布具有明显差异($p < 0.05$)。其中, 轻度人为干扰下, 径级 VI (25 cm<DBH \leq 30 cm)内乔木个体数量分布最多, 为 6.09 株; 中度干扰下径级 V (20 cm<DBH \leq 25 cm)内数量分布最多, 为 6.18 株, 且乔木个体在各径级内的分布较其它两种干扰强度而言较更为均匀, 群落结构较为稳定。受重度干扰的乔木个体主要分布在径级 III (10 cm<DBH \leq 15 cm)和径级 V (20 cm<DBH \leq 25 cm)内, 分别为 4.40 株和 4.10 株, 其中, 中等径级个体数量较多, 而小径级、大径级个体数极少, 树木更新受阻, 群落结构不稳定。此外, 研究中发现轻度和中度人为干扰下的林分小径级树木数量很少, 表明其树木更新也受到了不同程度的影响。

2.1.2 群落高度级结构 从图 1 可以看出, 在不同强度的人为干扰下, 野果林群落乔木个体数量在各高度级的分布具有显著差异($p < 0.05$)。轻度干扰下, 乔木层高度级结构总体呈近正态分布, 在高度级 IV (6 m<树高 \leq 7 m)处出现 1 个明显峰值, 为 6.45 株, 并向两侧呈逐渐减少趋势, 且波动性较小, 其中低、中高度级乔木个体数量分布较多, 而高高度级个体数量分布极少; 中度干扰下, 乔木层在高度级 III (5 m<树高 \leq 6 m)和高度级 V (7 m<树高 \leq 8 m)处出现 2 个峰值, 分别为 6.82 株和 6.64 株, 其中低、中高度级乔木个体数量分布较多, 而高高度级个体数量分布极少; 重度干扰下, 乔木层在高度级 VI (8 m<树高 \leq 10 m)处出现 1 个明显峰值, 为 7.00 株。此外, 与受轻、中度干扰下的群落对比可见, 受重度干扰下的群落个体数量波动明显, 高高度级($H > 8$ m)分布的个体数量明显增加, 而低、中高度级($3 < H \leq 8$ m)分布的个体数量明显减少, 说明受重度干扰的群落其潜在的演替能力受到阻碍。



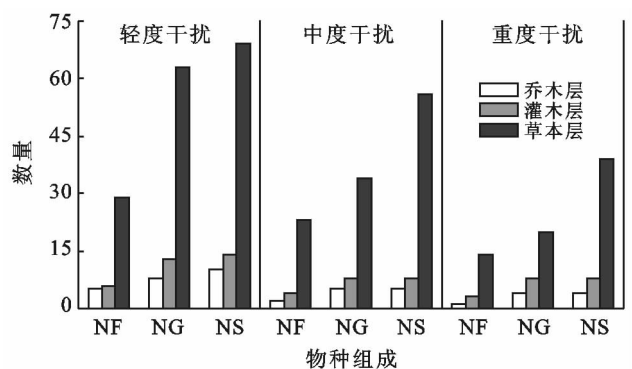
注:不同小写字母表示不同径级间、高度级间的数据差异显著 ($p < 0.05$)。

图 1 不同强度人为干扰下野果林群落乔木层的径级和高度级结构

2.2 人为干扰对西天山野果林群落物种组成的影响

2.2.1 科属种组成分析

在总面积为 1.28 hm² 的 32 个样地中,共记录到 93 个植物物种,隶属于 40 科 84 属,以蔷薇科、禾本科、菊科、唇形科为主。从图 2 可以看出,不同层次间的物种组成存在显著差异。其中,乔木层有 10 种,隶属于 5 科 8 属,以蔷薇科、杨柳科为主,物种组成较为单一;灌木 14 种,隶属于 6 科 13 属,以蔷薇科、小檗科、豆科、忍冬科为主;草本 69 种,隶属于 29 科 63 属,以禾本科、菊科、唇形科、豆科为主,物种组成较为丰富。此外,不同强度人为干扰对群落物种组成造成的影响也不同。轻度干扰样地物种有 93 种,隶属于 40 科 84 属,中度干扰样地物种有 69 种,隶属于 29 科 47 属;重度干扰样地物种有 51 种,隶属于 18 科 32 属。西天山野果林群落科数、属数和物种数均呈现随人为干扰强度增加而降低的趋势。



注: NF 科数; NG 属数; NS 种数

图 2 不同人为干扰下群落物种组成

2.2.2 重要值指标分析

从表 2 可以看出,受不同强度人为干扰的西天山野果林群落乔木物种组成单一,且存在明显差异。在受轻度干扰的群落乔木中,有新疆野苹果、野杏 (*Armeniaca vulgaris*)、野山楂 (*Crataegus*

cuneata)等 10 种;在受中度干扰的群落乔木中,有新疆野苹果、野杏、野山楂等 5 种;在受重度干扰的群落乔木中,其物种数量明显低于受轻度干扰的群落,仅有新疆野苹果、野杏、野山楂和野生櫻桃李(*Prunus divaricata*)4 种。此外,在受轻度干扰的群落中,新疆野苹果和野杏的重要值与其他物种相比均处前列,是绝对优势种,占据了群落大部分生境空间。

表 2 野果林群落乔木物种的重要值

物种	重要值(IV)		
	轻度干扰	中度干扰	重度干扰
新疆野苹果	0.398 1	0.572 1	0.611 6
野杏	0.367 6	0.169 2	0.099 7
野山楂	0.101 6	0.154 6	0.272 0
欧洲稠李	0.038 8		
野生櫻桃李	0.025 2	0.100 3	0.016 7
雪岭云杉	0.014 3		
欧洲山杨	0.022 3		
密叶杨	0.020 4		
白榆	0.007 7	0.003 8	
野核桃	0.004 0		
合计	1.000 0	1.000 0	1.000 0

注:有关植物学名为雪岭云杉(*Picea schrenkiana*)、欧洲山杨(*Populus tremula*)、密叶杨(*Populus talassica*)、白榆(*Ulmus pumila*)、野核桃(*Juglans cathayensis*)。

表 3 表明,受不同强度人为干扰的西天山野果林群落灌木物种组成存在明显差异。在受轻度干扰的群落灌木中,有新疆野苹果幼苗、小檗、野蔷薇、欧洲稠李(*Padus avium*)等 11 种;在受中度干扰的群落灌木中,有新疆野苹果幼苗、小檗、野杏幼苗、金丝桃叶绣线菊(*Spiraea hyperici folia*)等 8 种;在受重度干扰的群落灌木中,有新疆野苹果幼苗、小檗、金丝桃叶绣线菊、忍冬(*Lonicera japonica*)等 8 种。此外,新疆野苹果幼苗在受不同干扰强度的群落中均占据了绝对优势地位,说明西天山野果林群落中新疆野苹果的自然更新能力相对其他物种更强。

从表 4 可以看出,不同人为干扰强度对西天山野果林群落草本物种组成的影响显著,且草本物种组成数量随着干扰强度的增加而减少。受轻度干扰的群落,其草本物种组成最为丰富,包括狗牙根(*Cynodon dactylon*)、荨麻(*Urtica pumila*)、车轴草(*Trifolium*)等 69 种;在受中度干扰的群落草本中,有短柱藁草(*Carex turkestanica*)、狗牙根、早熟禾(*Poa annua*)等 55 种;在受重度干扰的群落草本中,有狗牙根、早熟禾、车轴草等 35 种。此外,某些物种如香薷草(*Mosla chinensis*)、野胡萝卜(*Daucus carota*)、野豌豆(*Vicia sepium*)等对人为干扰比较敏感,只存在于受人为干扰程度较轻的群落中;而某些物种如狗牙根、早熟禾等在受不同干扰强度的群落中均占据明显优势地位,表现出对不同的人为干扰强度及不同生境的广泛适应性。

表 3 野果林群落灌木物种的重要值

物种	重要值(IV)		
	轻度干扰	中度干扰	重度干扰
小檗	0.332 2	0.563 6	0.506 5
野蔷薇	0.270 2	0.139 9	0.063 3
忍冬	0.173 2	0.067 7	0.287 1
金丝桃叶绣线菊	0.090 6	0.222 5	0.138 2
锦鸡儿	0.074 0	0.006 3	
柃子	0.043 3		0.004 9
树莓	0.016 5		
合计	1.000 0	1.000 0	1.000 0

注:有关植物学名为锦鸡儿(*Caragana simica*)、柃子(*Cotoneaster megalocarpus*)、树莓(*Rubus idaeus*)。

表 4 野果林群落草本物种的重要值

物种	重要值(IV)		
	轻度干扰	中度干扰	重度干扰
狗牙根	0.129 7	0.142 6	0.202 7
荨麻	0.127 1	0.087 3	0.042 3
车轴草	0.119 9	0.038 4	0.078 3
早熟禾	0.092 8	0.140 6	0.165 3
蒲公英	0.040 7	0.023 9	0.020 4
水金凤	0.033 9	0.021 4	0.015 0
水芹菜	0.033 6	0.020 5	0.019 7
短柱藁草	0.030 1	0.167 7	0.073 7
平车前	0.028 4	0.030 6	0.046 6
白喉乌头	0.026 2	0.016 3	0.020 7
千叶蓍	0.025 9	0.010 3	0.011 6
鸭茅	0.024 6	0.017 7	
大蓟	0.023 4	0.017 6	0.004 8
野草莓	0.022 6	0.014 0	0.017 6
稗子	0.022 3	0.032 8	0.063 3
白花老鹳草	0.022 1	0.010 1	0.014 9
无芒雀麦	0.020 9	0.016 9	0.011 1
大麻	0.020 7	0.006 0	0.022 8
牛蒡	0.014 9	0.008 3	0.009 9
野薄荷	0.014 4	0.002 6	
千里光	0.014 3	0.017 3	0.018 4
草原糙苏	0.013 4	0.014 6	0.021 8
金色狗尾草	0.012 7	0.033 1	0.026 9
小蓟	0.009 0	0.002 6	0.015 6
苦豆子	0.008 1	0.007 5	0.017 8
灰绿藜	0.007 8	0.001 5	
高山羊角芹	0.007 5	0.003 3	0.007 7
香薷草	0.007 2		
轻度干扰:其余 41 种	0.045 8		
中度干扰:其余 28 种		0.094 5	
重度干扰:其余 11 种			0.051 1
合计	1.000 0	1.000 0	1.000 0

注:有关植物学名为蒲公英(*Taraxacum mongolicum*)、水金凤(*Impatiens noli-tangere*)、水芹菜(*Oenanthe benghalensis*)、平车前(*Plantago depressa*)、白喉乌头(*Aconitum leucostomum*)、鸭茅(*Dactylis glomerata*)、大蓟(*Cirsium japonicum*)、野草莓(*Fragaria vesca*)、稗子(*Echinochloa crusgalli*)、白花老鹳草(*Geranium albiflorum*)、无芒雀麦(*Bromus inermis*)、大麻(*Cannabis sativa*)、牛蒡(*Arcium lappa*)、野薄荷(*Mentha haplocalyx*)、千里光(*Senecio scandens*)、草原糙苏(*Phlomis pratensis*)、金色狗尾草(*Setaria glauca*)、小蓟(*Cirsium setosum*)、苦豆子(*Sophora alopecuroides*)、灰绿藜(*Chenopodium glaucum*)、高山羊角芹(*Aegopodium alpestre*)。

2.3 人为干扰对西天山野果林群落物种多样性的影响

不同人为干扰强度下野果林群落物种多样性如表 5 所示。从表 5 可以看出,新疆西天山野果林群落物种多样性水平随人为干扰强度的增加呈逐渐下降的趋势。物种丰富度指数 D 值、SW 指数 H 值、均匀度指数 J 值随人为干扰强度的增加而降低,优势度指数 H' 值随人为干扰强度的增加而增加。其中,轻度干扰群落的物种丰富度指数 D 值、SW 指数 H 值和均匀度指数 J 值均最高。

表 5 不同强度人为干扰下野果林群落的物种多样性指数

干扰强度	植物层	物种丰富度指数(D)	SW 指数(H)	均匀度指数(J)	优势度指数(H')
轻度干扰	乔木	2.818 2±1.601 1 ^b	0.924 1±0.401 2 ^a	0.418 4±0.352 2 ^a	0.705 6±0.305 4 ^a
	灌木	3.818 2±2.960 3 ^b	0.997 5±0.557 2 ^a	0.466 6±0.361 4 ^a	0.654 2±0.329 3 ^a
	草本	11.727 3±1.848 8 ^a	0.972 3±0.667 5 ^a	0.424 6±0.278 2 ^a	0.575 3±0.278 0 ^a
中度干扰	乔木	2.454 5±1.293 3 ^b	0.854 8±0.335 5 ^a	0.397 6±0.393 2 ^a	0.726 3±0.286 6 ^a
	灌木	2.545 5±1.809 1 ^b	0.864 8±0.362 1 ^a	0.426 7±0.365 4 ^a	0.725 1±0.266 6 ^a
	草本	9.909 1±2.256 3 ^a	0.492 7±0.555 8 ^a	0.209 1±0.218 8 ^a	0.767 7±0.258 3 ^a
重度干扰	乔木	1.500 0±0.707 1 ^b	0.844 2±0.265 4 ^a	0.303 1±0.431 7 ^a	0.842 7±0.234 1 ^a
	灌木	2.200 0±1.032 8 ^b	0.642 4±0.361 4 ^a	0.375 2±0.388 9 ^a	0.767 2±0.204 7 ^a
	草本	8.800 0±2.440 4 ^a	0.592 9±0.496 0 ^a	0.271 1±0.206 3 ^a	0.632 9±0.307 4 ^a

注:不同小写字母表示不同干扰强度下植物层层次间的数据差异显著($p<0.05$)。

3 讨论

3.1 人为干扰对西天山野果林群落结构的影响

植物群落的径级结构是对植物生长与环境关系的综合反映,也是评价森林干扰、描述演替进程及预测群落结构发展的重要指标。大量研究表明,重度人为干扰会对植被类型、植物群落结构及演替方向造成严重影响。本研究中西天山野果林群落的乔木层在不同强度人为干扰下径级和高度级结构均呈近正态分布。其中,受轻、中度干扰的结构稳定并具备一定自然更新的能力,而受重度干扰的乔木层中处于低径级、低高度级的幼树个体数量极少,自然更新的能力较弱。这与郝建锋等人^[17]在对江油地区马尾松人工林群落结构及物种多样性的研究中得出的结论一致。推测造成此结果的原因可能是由于牧民对大径级林木的盗伐所致,使得群落中幼龄个体数量少,并以伐桩萌芽幼苗占优势种,影响了群落幼苗的正常生长及草本层的更新演替。因此,本研究认为若高强度旅游活动和牧民对大径级林木的盗伐等人为干扰持续作用于野果林群落,将会严重影响野果林群落的更新演替,对其造成不可逆的破坏。此外,通过分析重要值发现,受重度干扰的乔木层中野苹果的重要值高达 0.611 6,说明野苹果是绝对优势种,且林分中存在大

综上所述,在受轻度干扰的群落中,生态环境良好,群落结构较稳定,其各层次物种丰富,且在群落生境中的分布更为均匀。

此外,在各干扰强度下,西天山野果林群落乔木和灌木层与草本层物种丰富度指数 D 值差异均显著($p<0.05$),而 SW 指数 H 值、均匀度指数 J 值和优势度指数 H' 值整体上差异均不显著($p>0.05$)。且与群落其他植物层相比,灌木层 SW 指数 H 值和均匀度指数 J 值最大。

量野苹果幼树幼苗,说明野苹果抗干扰的能力较强。

3.2 人为干扰对西天山野果林群落物种多样性的影响

物种多样性是生物多样性最主要的结构和功能单位,能同时反映出群落中物种个体数目和种群分布格局的变化,是判断生态系统稳定性的重要依据。许多研究认为中度人为干扰会增加群落物种多样性。鲁庆彬等人^[18]在研究旅游干扰对青山湖风景区植物多样性影响的过程中发现群落丰富度指数(D)和多样性指数(H)均为:中度干扰>轻度干扰>重度干扰,并得出中度干扰能够促进植物多样性增加,有助于生态系统功能的正常发挥的结论。而本研究结果表明,新疆西天山野果林群落物种多样性水平随人为干扰强度的增加呈逐渐下降的趋势。推测造成此结果的原因可能是野果林群落的自身特殊性,由于其复杂而特殊的物种组成,使得对不同人为干扰强度下的响应明显。

此外,本研究发现不同人为干扰强度下群落各层次所呈现的物种多样性特征不同。相较于群落其他植物层,灌木层 SW 指数 H 值和均匀度指数 J 值最大。这与姚小兰等人^[19]在研究人为干扰对川西碧峰峡木荷次生林群落结构和物种多样性影响的过程中得出的结论一致。推测造成此结果的原因有两点。①与各层次物种的耐受性、种群的繁殖策略等生态习

性有关;②不同的干扰形式作用到的群落层次不同,选择性采伐对乔木层造成的影响较大,旅游活动对草本层产生的影响最为严重,而居于二者中间的灌木层受到这两种干扰的影响相对较弱,因此灌木层的多样性水平较高。

3.3 西天山野果林保护管理的启示

新疆天山野果林是非常重要的种质资源库,其生态价值不可忽视,加强对西天山野果林群落物种多样性的保护,对于实现野果林的永续利用有着极为重大的现实意义。但近年来由于旅游开发造成的人为干扰、过度放牧和自然灾害等原因对野果林的生境产生强烈的影响,使得野果林群落物种多样性下降,群落更新演替受阻。因此,应进一步加强对野果林的管理保护力度,建议划定保护地或保护区,对野果林进行加强保护;对于破坏特别严重的野果林群落,应该进行生态恢复,保持其遗传多样性。同时,应积极调控和限制旅游干扰活动,规范游客及当地牧民行为,并加强宣传,提高游人的生态环保意识,降低旅游活动和选择性采伐干扰的强度,以期最终提升西天山野果林的生境质量,实现可持续旅游经营,最终实现其生态、经济及社会价值的可持续发展。

4 结论

(1) 在总面积为 1.28 hm² 的 32 个样地中,共记录到 93 个植物物种,隶属于 40 科 84 属,且物种数随着人为干扰强度增加呈递减趋势。

(2) 从群落结构上看,西天山野果林群落的乔木层在不同强度人为干扰下径级和高度级结构均呈近正态分布,且受轻、中度干扰的乔木层群落结构与受重度干扰的明显不同。

(3) 从物种多样性上看,新疆西天山野果林群落物种多样性水平随人为干扰强度的增加呈逐渐下降的趋势。

[参 考 文 献]

[1] 丁晖,杨云方,徐海根,等. 武夷山典型常绿阔叶林物种组成与群落结构[J]. 生态学报,2015,35(4):1142-1154.

[2] Santangeli A, Wistbacka R, Hanski I K, et al. Ineffective enforced legislation for nature conservation: A case study with Siberian flying squirrel and forestry in a boreal landscape[J]. *Biological Conservation*,2013,157:237-244.

[3] 陈芙蓉,程积民,刘伟,等. 不同干扰对黄土区典型草原物种多样性和生物量的影响[J]. 生态学报,2013,33(9):2856-2866.

[4] Villalobos A E D, Schwerdt L. Feral horses and alien

plants: Effects on the structure and function of the Pampean Mountain grasslands(Argentina)[J]. *Ecoscience*,2018,25(1):1-12.

[5] Korjus H, Laarmann D, Kangur A, et al. Habitat quality assessment of herb-rich spruce forests in Estonia[J]. *Journal of Engineering Science & Technology Review*,2016,9(2):12-17.

[6] Ghaley B B, Porter J R. Ecosystem function and service quantification and valuation in a conventional winter wheat production system with DAISY model in Denmark [J]. *Ecosystem Services*,2014,10:79-83.

[7] 周伶,上官铁梁,郭东罡,等. 晋、陕、宁、蒙柠条锦鸡儿群落物种多样性对放牧干扰和气象因子的响应[J]. 生态学报,2012,32(1):111-122.

[8] 李瑞霞,闵建刚,彭婷婷,等. 间伐对马尾松人工林植物多样性的影响[J]. 西北农林科技大学学报:自然科学版,2013,41(3):61-68.

[9] 田中平,庄丽,李建贵,等. 伊犁河谷北坡野果林木本植物种间关系及环境解释[J]. 生物多样性,2011,19(3):335-342,396-397.

[10] 李利平,海鹰,安尼瓦尔·买买提,等. 新疆伊犁地区野果林的群落特征及保护[J]. 干旱区研究,2011,28(1):60-66.

[11] 王磊,许正,晁海,等. 新疆霍城县大、小西沟野果林种子植物组成及资源[J]. 干旱区研究,2006,23(3):446-452.

[12] 布海丽且姆·阿卜杜热合曼,刘会良,刘娜等. 天山野果林种子植物区系分析[J]. 干旱区地理,2016,39(4):828-834.

[13] 田中平,庄丽,李建贵. 伊犁河谷北坡垂直分布格局及其与环境的关系:一种特殊的双峰分布格局[J]. 生态学报,2012,32(4):147-158.

[14] 孙慧兰,李卫红,杨余辉,等. 伊犁山地不同海拔土壤有机碳的分布[J]. 地理科学,2012,32(5):603-608.

[15] 吴甘霖,黄敏毅,段仁燕,等. 不同强度旅游干扰对黄山松群落物种多样性的影响[J]. 生态学报,2006,26(12):3924-3930.

[16] 陈力,刘国华,刘丹,等. 亚高山针叶林不同大小林窗植物多样性及其海拔动态[J]. 中南林业科技大学学报,2017,37(10):90-97.

[17] 郝建锋,王德艺,唐永彬,等. 人为干扰对江油地区马尾松人工林群落结构和物种多样性的影响[J]. 生态环境学报,2014,23(5):729-735.

[18] 鲁庆彬,游卫云,赵昌杰,等. 旅游干扰对青山湖风景区植物多样性的影响[J]. 应用生态学报,2011,22(2):295-302.

[19] 姚小兰,郝建锋,齐锦秋,等. 人为干扰对川西碧峰峡木荷次生林群落结构和物种多样性的影响[J]. 西北农林科技大学学报:自然科学版,2017,45(11):18-26.