

青藏铁路沿线植物群落物种多样性研究

马涛¹, 周金星²

(1. 甘肃省水土保持科学研究所, 甘肃 兰州 730020; 2. 中国林业科学研究院 荒漠化研究所, 北京 100091)

摘要: 对新建青藏铁路沿线植物群落多样性进行了研究。研究结果表明: (1) 新建青藏铁路沿线各样带植物丰富度(S)的变化呈先上升后趋于平稳的趋势; 物种多样性指数(H)、均匀度指数(J)均随样带的递进有缓慢上升之势。优势度指数(P)呈下降趋势。物种丰富度的多少在一定程度上决定 H 指数值的大小。同时, 当多样性指数相近时, 均匀度小的群落比均匀度大的群落其优势种更为明显, 优势度也更高。(2) 在多年冻土地带植物的次生恢复过程中, 丰富度指数、多样性指数和均匀度指数的变化趋势基本一致。均随与铁路距离的增大呈先上升后下降趋势。在 75 m 处达到最大值, 在 300 m 处群落的 3 个指数值最小。说明受轻微干扰的植物群落在经过次生恢复后其多样性指数要高于原始群落, 可达到更稳定的状态。(3) 物种丰富度随海拔的上升和下降呈相同的变化趋势。通过对物种丰富度与环境因子之间的关系分析表明, 物种丰富度主要受海拔变化影响。

关键词: 新建青藏铁路; 植物群落; 物种多样性; 次生恢复; 海拔

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2012)02-0261-06

中图分类号: S718.3

Species Diversity of Plant Communities Along Qinghai – Tibet Railway

MA Tao¹, ZHOU Jin-xing²

(1. Soil and Water Conservation Institute of Gansu Province, Lanzhou, Gansu 730020, China;

2. Institute of Desertification Studies, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract: The species diversity of plant communities was investigated along the Qinghai—Tibet railway. The results show that the species richness index (S) increased and then remained steady. The Shannon—Wiener index (H), Pielou (evenness) index (J) were still rising gradually, however the Simpson (dominance) index (D) decreased. The S index value determined to some degree the H index. In the communities with similar S indices, the plant communities with higher J indices were often dominated by the species with higher D index. In the communities experienced secondary recovery on the permanent tundra, the S index, H index, and the J index showed a same tendency: ascending and then descending gradually with increasing distances to the railway. The maximum values of the indices were found at the distance of 75 m from the railroad, and the minimums were found at the distance of 300 m. This indicates that plant communities experienced gentle disturbance showed higher species diversity and become more stable after secondary recovery. The S index changed accordingly with the variations of elevations, as shown by the relationship between the S index and environment factors.

Keywords: Qinghai – Tibet Railway; plant communities; species diversity; secondary recovery; elevation

物种多样性是指物种水平的生物多样性, 是从生态学角度对群落的组织水平进行研究^[1]。它是生境中物种丰富度及分布均匀性的一个指标, 体现群落的结构类型、组织水平、发展阶段、稳定程度和生境差异^[2], 具有重要的生态学意义。物种多样性的现状、形成、演化及维持机制等是物种多样性的主要研究内容, 是了解植被现状及特有程度等在内的最有效的

途径。

在青藏高原地区仅就特定的生态类型(植被类型)区做过一些植被多样性的研究^[3-6], 而对于新建青藏铁路沿线植物群落多样性的研究还未有系统报道。本研究利用多样性指数对新建铁路沿线两侧植物群落物种多样性进行调查, 分析因铁路建设导致环境变化对植被的影响, 以期研究该区生物多样性的

收稿日期: 2011-04-08

修回日期: 2011-06-13

资助项目: 铁道部科技研究开发计划基金项目“青藏铁路灌丛植被生态恢复技术研究示范”(2004G009)

作者简介: 马涛(1983—), 男(满族), 甘肃省天水市人, 硕士, 工程师, 主要从事流域治理与技术服务等方面的工作。E-mail: mataosbsgsu@126.com。

保护,乃至为该地区生态系统及景观多样性的保护与持续利用提供科学参考。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区域概况

新建青藏铁路即自 2001 年 6 月 29 日在格尔木和拉萨同时开建的格拉段(格尔木—拉萨)。位于青藏高原腹地,处于东经 $90^{\circ}30'$ — $95^{\circ}56'$,北纬 $29^{\circ}48'$ — $36^{\circ}32'$ 的范围内。北起青海省格尔木市,大致与青藏公路平行,经青海的西大滩、昆仑山口、五道梁、沱沱河,翻越唐古拉山,到西藏自治区的安多、那曲、当雄、羊八井,直至自治区首府拉萨市,全长 1 142 km。其中青海省境内 562 km,西藏自治区境内 548 km,海拔在 4 000 m 以上的地段达到 960 km,4 500 m 以上的地段长达 78 km,翻越唐古拉山的铁路最高点海拔 5 072 m,多年连续冻土地段约 550 km。自昆仑山至唐古拉山约 450 km 的路段处于长江源地区,横跨我国三江源自然保护区和可可西里自然保护区;唐古拉山以南进入我国“一江两河”自然保护区,分布有大片的湿地。新建青藏铁路 90% 以上的路段由北

向南穿行于青藏高原。因此,保护好新建青藏铁路沿线地区的特殊自然生态环境是一项重要的任务,也是新世纪铁路环境保护工作面临的巨大挑战和新的机遇。

1.2 研究方法

1.2.1 样地设计与调查 根据地形、地貌、植被类型等不同,将新建青藏铁路沿线划分为 5 个生态类型区(表 1)^[7]。将铁路沿线分为两段进行调查,即格尔木—当雄段和当雄—拉萨段。各样带以铁路线为中心,垂直于铁路线布置。格尔木—当雄段长约 980 km,每隔 50 km 设一样带,共 21 条;当雄—拉萨段长约 160 km,每隔 25 km 设一样带,共 6 条。在铁路两侧沿样带各设置样地 5 个,样地面积 400 m²,样地中心距铁路线距离分别为 5、25、75、150 和 300 m。5 m 处样地规格为 10 m×40 m,其余为 20 m×20 m。每个样地按四顶点、对角线上四点及对角线交点设置 9 个样方调查植被,样方面积设为 1 m×1 m,测定植物种类组成、高度、盖度、株丛数及物候期,同时记录生境因子如海拔、经纬度、土壤类型等项目。研究期为 2005 年 6—8 月。

表 1 新建青藏铁路沿线基本概况

生态分区	高程/ 10 ³ m	年平均 气温/°C	最高 气温/°C	最低 气温/°C	年平均降 水量/mm	植被类型	地貌特征
格尔木—南山口	2.80~3.00	6.7	35.5	-33.6	40	戈壁裸地	柴达木盆地南缘山前冲、洪积倾斜平原
南山口—昆仑山	3.00~4.77	-3.6	23.7	-26.7	250~300	山地荒漠、山地草原	昆仑山河谷区
昆仑山—唐古拉山	4.50~5.20	-2~6.9	24.2	-45.2	250~300	高寒草甸、草原、荒漠	高准平原地貌
唐古拉山—当雄	5.20~4.30	-1.3~2.9	24.2	-41.2	293~430	高寒草甸	藏北高原
当雄—拉萨	4.30~3.64	1.6~7.8	29.6	-35.9	407~468	灌丛草原	谷地

1.2.2 物种多样性的测度 选用 Shannon—Wiener 指数(H)、Pielou 指数(J)和丰富度指数(S)讨论群落的物种多样性特征^[8-11]。

物种丰富度指数(S): S = 出现在样地内的物种个数。

多样性指数 H 的计算公式为: $H = -\sum P_i \ln P_i$
式中: P_i ——种 i 的相对重要值 $P_i = N_i/N$; N_i ——种的绝对重要值; N ——种所在样方的各个种的重要值之和。

均匀度指数 J 反映群落中个体数量分布得均匀程度,其计算公式为: $J = \sum P_i \ln P_i / \ln S$

Simpson 优势度指数 D 反映测定群落内不同物种所起的作用和所占的地位,其计算公式为:

$$D = \sum P_i^2$$

2.1 铁路沿线各样带植物群落物种多样性分析

各样带植被调查结果详见表 2。各样带物种丰富度、Shannon—Wiener 指数、Pielou 指数以及 Simpson 指数的变化情况如图 1 所示。从总体趋势上看,各样带植物丰富度的变化呈先上升后趋于平稳之势; Shannon—Wiener 指数、Pielou 指数呈相同的变化趋势,即均随样带的递进有缓慢上升之势,而 Simpson 指数则呈下降趋势。从图 1 中反映出物种丰富度的多少在一定程度上决定 Shannon—Wiener 指数值的大小。同时,当多样性指数相近时,均匀度小的群落比均匀度大的群落其优势种更为明显,优势度也更高,从 16 样带以后表现明显。这与刘创民^[2]等所得结论一致。

2 结果与讨论

表2 铁路沿线各样带植被调查结果

样带	地名	物种总数	主要植物种	株数	盖度/%	样带	地名	物种总数	主要植物种	株数	盖度/%
1	南山口	8	合头草	38	63				矮火绒草	8 729	
2	纳赤台	10	木本猪毛菜	154	80	14	安多	53	短穗兔耳草	752	43
			垫状驼绒藜	57					多茎委陵菜	708	
			盐爪爪	52					兰石草	702	
3	西大滩	42	矮火绒草	20 861	35	15	措那湖	54	矮火绒草	8981	65
			牛耳风毛菊	11 376					短穗兔耳草	1 327	
			白花枝子花	2 17 7					无茎黄鹌菜	1 169	
			二裂委陵菜	1 62 1					多茎委陵菜	997	
4	不冻泉	43	扇穗茅	883	39	16	嘎 恰	41	无茎黄鹌菜	3 888	60
			喜马拉雅嵩草	838					矮火绒草	1 320	
			紫花针茅	51 4					针叶苔草	845	
			牛耳风毛菊	50 5					华灰早熟禾	700	
5	楚玛尔河	38	紫羊茅	471		17	那曲市	55	无茎黄鹌菜	2 402	
			矮火绒草	9 975					钉柱委陵菜	1 287	
			紫花针茅	4 790					矮火绒草	1 117	
			牛耳风毛菊	3 077					牛耳风毛菊	1 612	
6	五道梁	46	青海早熟禾	12 468	65	18	母布曲大桥	51	矮火绒草	1 142	37
			矮嵩草	6 680					二裂委陵菜	1 052	
			小嵩草	6 53 6					鳞叶龙胆	907	
			紫羊茅	4 609					钉柱委陵菜	1 314	
			黑褐苔草	3 128					黑褐苔草	776	
7	风火山口	62	矮火绒草	3 03 6	49	19	乌玛塘	56	无茎黄鹌菜	706	38
			矮羊茅	1 358					钉柱委陵菜	1 020	
			矮嵩草	12 068					矮火绒草	868	
			小嵩草	9 458					多茎委陵菜	673	
			矮火绒草	2 95 5					劲直黄芪	443	
			青海早熟禾	2 75 4					二裂委陵菜	431	
8	乌 丽	34	苔 草	1 17 0	40	21	当雄大桥	66	华灰早熟禾	413	69
			垂穗披碱草	1 102					钉柱委陵菜	1 499	
			矮火绒草	24 989					二裂委陵菜	1 140	
			二裂委陵菜	3 254					鳞叶龙胆	665	
9	开心岭	55	牛耳风毛菊	2 10 1	30	22	宁 中	55	华灰早熟禾	526	38
			矮嵩草	3 154					鹅绒委陵菜	822	
			矮火绒草	2 550					辐 花	656	
10	塘 岗	49	矮火绒草	1 0750	32	23	羊八林	43	川藏蒲公英	614	43
			二裂委陵菜	2 464					肉果草	385	
			牛耳风毛菊	1 718					碱毛茛	371	
11	布玛德	55	矮火绒草	9 077	43	24	羊八井	58	淡黄香青	1 424	37
			宽叶栓果芹	4 120					苔 草	1 057	
			二裂委陵菜	1 43 0					二裂委陵菜	522	
			牛耳风毛菊	1 307					辐 花	43	
			龙 胆	1 266					华灰早熟禾	41	
12	唐古拉山北	81	矮嵩草	2 752	50	25	马乡嘎	58	囊 吾	40	39
			矩叶垂头菊	599					矮嵩草	31	
			紫羊茅	518					二裂委陵菜	411	
			华马先蒿	379					苔 草	173	
			龙 胆	374					肉果草	164	
			丛生风毛菊	354					黑穗画眉草	221	
13	扎加藏布	61	异穗苔草	324	75	26	古 荣	47	小花毛果草	179	65
			针叶苔草	1 222					固沙草	151	
			叠裂银莲花	450					芒 草	105	
			紫羊茅	433					鹅绒委陵菜	982	
			宽瓣棘豆	327					海乳草	534	
			垫状金露梅	288					碱毛茛	448	42
			小嵩草	265					矮嵩草	384	

注:合头草(*Sympegma regelii*);木本猪毛菜(*Salsola arbuscula*);垫状驼绒藜(*Ceratoides compacta*);盐爪爪(*Kalidium foliatum*);矮火绒草(*Leontopodium nanum*);牛耳凤毛菊(*Saussurea woodiana*);白花枝子花(*Dracocephalum heterophyllum*);二裂委陵菜(*Potentilla bifurca*);扇穗茅(*Litledalea racemosa*);喜马拉雅嵩草(*Kobresia royleana*);紫花针茅(*Stipa purpurea*);紫羊茅(*Festuca rubra*);青海早熟禾(*Poa qinghaiensis*);矮嵩草(*K. humilis*);小嵩草(*K. pygmaea*);黑褐苔草(*Carex atrofusca*);矮羊茅(*Festuca coelestis*);苔草(*Carex* spp.);垂穗披碱草(*Elymus nutans*);宽叶栓果芹(*Cortiella caespitosa*);矩叶垂头菊(*Cremanthodium oblongatum*);华马先蒿(*Pedicularis oederi* var. *sinensis*);龙胆(*Gentiana scabra*);丛生毛茛菊(*S. caespitosa*);异穗苔草(*C. heterostachya*);针叶苔草(*C. onoei*);叠裂银莲花(*Anemone imbricate*);宽瓣棘豆(*Oxytropis platysema*);垫状金露梅(*Potentilla fruticosa* var. *pumila*);短穗兔耳草(*Lagotis brachystachya*);多茎委陵菜(*P. multicaulis*);兰石草(*Lancea tibetica*);无茎黄鹌菜(*Youngia siuamatrix*);华灰早熟禾(*P. botryoides*);钉柱委陵菜(*P. saundersiana*);鳞叶龙胆(*G. squarrosa*);劲直黄芪(*Astragalus strictus*);鹅绒委陵菜(*P. anserina*);辐花(*Lomatogoniopsis alpina*);川藏蒲公英(*Taraxacum maurocarpum*);肉同兰石草果草(*Lancea tibetica*);碱毛茛(*Halerpestes sarmentosa*);淡黄香青(*Anaphalis flavescens*);囊吾(*Ligularia sibirica*);海乳草(*Glauca maritima*);小花毛果草(*Lasiacaryum munroi*);固沙草(*Orinus thoroldii*);芒草(*Audropogon*);鹅绒委陵菜(*Potentilla anserina*);黑穗画眉草(*Eragrostis nigra*)。

由丰富度指数图 1a 可知,在 1 号和 2 号样带物种丰富度最小,仅为 8 种和 10 种。之后,物种丰富度显著上升,在 12 号样带达到最大值(81 种);随后,物种丰富度缓慢下降,趋于平稳,约保持在 50 种。由图 1b 可以看出,Shannon—Wiener 指数在 24 号样带最大(1.529),8 号样带最小(0.492);在前 3 个样带指数值较小,这主要由其上物种丰富度小的影响造成。其后,仅在 4 号、8 号、12 号样带出现较大波动(其 Shannon—Wiener 指数值分别为 1.280、0.492、1.367),其余各样带 Shannon—Wiener 指数均在 1.0 左右分布。由图 1c 和图 1d 可知, Pielou 和 Simpson 指数在 3—8 号样带有较大波动性,其 Pielou 指数和 Simpson 指数分别为 0.377—0.321;0.367—0.554。当群落均匀度变小时,说明从数量上优势种占优势程度减弱,其优势度下降;相反,群落均匀度大,则优势种在数量上占优势

的程度加强,其优势度上升。

从整体看,在 1—2 号样带丰富度、Shannon—Wiener 指数均较其它样带小,而表现在 Pielou 指数和 Simpson 指数上则不然,因为在 1—2 号样带物种数量虽少,但各物种分布有序,能有效利用生态位资源,生长良好。其后,随着物种数的变化,多样性指数、均匀度指数以及优势度指数均发生变化。当群落内个别物种的数量较其它物种数量大的多时,其在群落中的优势程度较大,表现在优势度指数上也较大。均匀度指数相应较小。例如 8 号样带,物种数为 34,仅矮火绒草就有 24 989 株,在数量上占有绝对优势,故此样带优势度指数出现较大的上升波动,反映在均匀度指数上则为下降的波动。总体上,Shannon—Wiener 指数与物种多样性指数变化趋势基本一致。均匀度指数与优势度指数的变化趋势相关性较强。

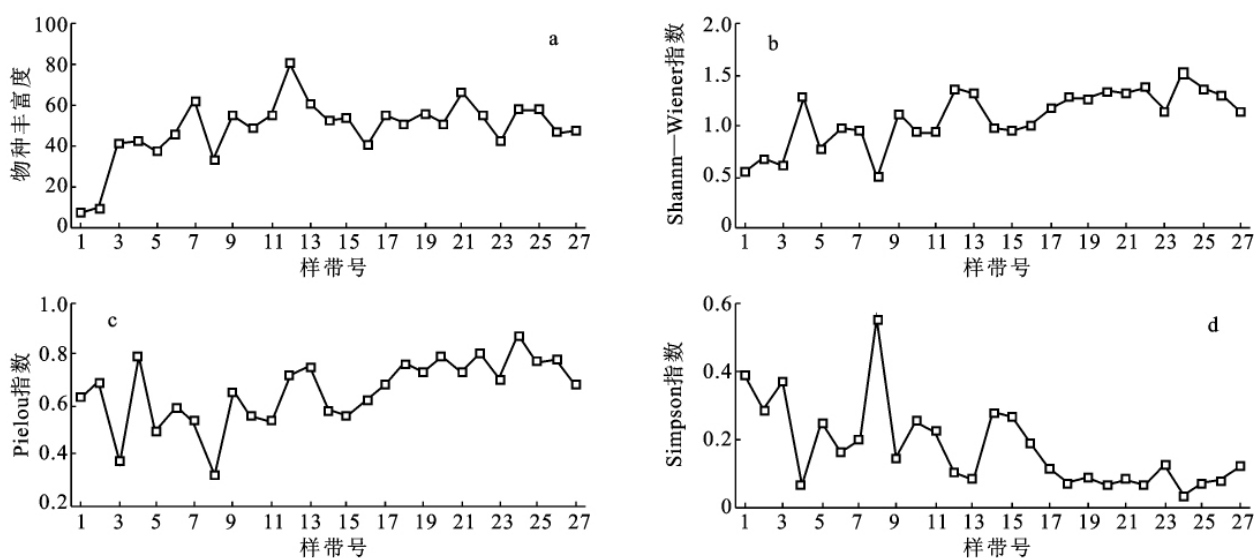


图 1 铁路沿线植物群落多样性的变化

2.2 铁路修建迹地上植物群落物种多样性的变化

放牧和水淹对草地群落植物物种多样性影响的研究报道较多^[12-13],而交通干线对草地植物群落多样性影响的研究较少^[3]。修建铁路势必造成沿线两侧

草地的退化。选择多年冻土区植物丰富度相当的 5 个样带进行此项研究。选择离铁路距离分别为 5, 25, 75, 150 和 300 m 的样方,以距离铁路 300 m 处的群落代表原始群落,5, 25, 75 和 150 m 分别代表不同

影响强度。距离越远 影响越小。进行植物多样性分析 旨在说明铁路修建对植物多样性的影响程度。

根据 5 条样带的资料统计分析 铁路两侧多年冻土地带植被在天然次生恢复的过程中 丰富度指数、多样性 Shannon—Wiener 指数和均匀度 Pielou 指数的变化趋势基本一致(图 2)。3 个指数在距离铁路 5, 25, 75 m 处的差异不大 有缓慢上升的趋势。在 75 m 处均达到最大值(丰富度指数 S 为 22; 多样性指数 H 为 1.221; 均匀度指数 J 为 0.91)。随后的 150 和 300 m 处群落的 3 个指数均呈显著下降之势 并且在 300 m 处群落的 3 个指数值最小(S, H, J 指数值分别为 16, 0.433 和 0.36)。在原生群落中 其它草种生存或入侵相对困难 形成相对稳定的顶级群落。而受到轻微干扰后 群落的覆盖度会受到影响和不同程度的破损 原来的顶级平衡状态被打破 优势种群对光和水等资源的垄断利用格局被破坏。这给其它物种的入侵提供了有利条件 也给原来群落内已存在 但资源利用能力较弱的物种生长提供了便利 基于此 处于中间样方的植物群落 其物种多样性要高于原始群落。此变化趋势与郭正刚^[3] 等对青藏公路修建对植被群落多样性的影响结果相同 即均随交通干线距离的加大 多样性指数呈先上升后下降之势。由于调查工作是在 2005 年 7 月份进行的 距铁路修建时间(2001 年 6 月)较远 在这段时间 植被经过次生恢复过程已达到基本稳定状态。故而在距离铁路较近(5, 25 m)的样方测得的各指数值并不比其它样方低很多。另外 300 m 处作为原始群落代表地是本研究经过考察选择的 还需要进行大量试验以期考证。

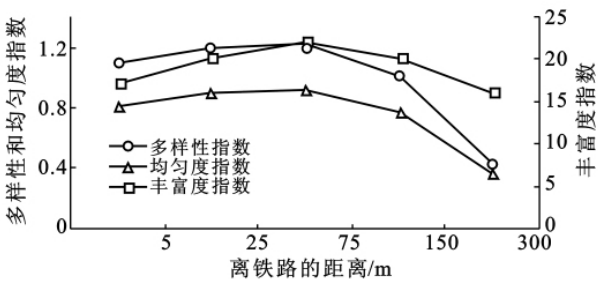


图 2 多年冻土区植被恢复过程中的物种多样性变化

2.3 群落多样性的地理分异及其环境解释

物种丰富度随海拔不同而不同。从图 3 可以看出 海拔因子能够较好地说明物种丰富度的变化情况。随海拔高度的上升 从 1 号样带(3 094 m)到 12 号样带(4 945 m) 物种丰富度从 8 种增加到 81 种; 其后 海拔高度逐渐下降 到 27 号样带处海拔值为 3 663 m 物种数也减少到 48 种。将海拔与物种丰富度进行相关分析 可得两者的直线相关方程: $y =$

$0.021 6x - 46.667$ 相关系数 $R^2 = 0.440 8$ 说明两者具有较好的相关关系。

青藏高原属北半球热带、温带气候过渡带。年均气温为 $-3.6 \sim 7.8 \text{ }^\circ\text{C}$ 年降雨量为 $40 \sim 468 \text{ mm}$ 属高海拔、空气稀薄、气压低、气候寒冷的高原气候。分布于其腹地上的铁路沿线物种分布的格局是多个生态过程的产物 这些生态过程主要受物种进化(物种的形成、迁移及灭亡) 地理差异以及环境因子(地质、地貌、气候、土壤等)的控制。气候条件决定了生物所能获得的光、热、水等生长必需条件。因而地域及气候条件对物种丰富度的空间分布也有重要的影响。由于铁路沿线各地年均气温和降雨量差异不大 故它们对物种丰富度的分布影响就没有海拔因子的影响密切。

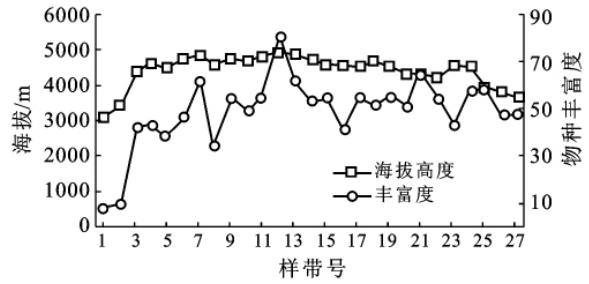


图 3 物种丰富度与海拔的关系

3 结论

(1) 新建青藏铁路沿线各样带植物丰富度(S)的变化呈先上升后趋于平稳之势 最大值出现在 12 号样带 为 81 种; 物种多样性 Shannon—Wiener 指数、均匀度 Pielou 指数均随样带的递进有缓慢上升的趋势 Shannon—Wiener 指数在 8 号样带最小(0.492) 24 号样带最大(1.529) 除在 4, 8, 12 号样带出现较大波动外(其 Shannon—Wiener 指数值分别为 1.280, 0.492, 1.367) 其余各样带 Shannon—Wiener 指数均在 1.0 左右分布。优势度 Simpson 指数呈下降趋势。物种丰富度的多少在一定程度上决定 Shannon—Wiener 指数值的大小。同时 当多样性指数相近时 均匀度小的群落比均匀度大的群落其优势种更为明显 优势度也更高。

(2) 在多年冻土地带植物的次生恢复过程中 丰富度指数(S)、多样性指数(H)和均匀度指数(J)的变化趋势基本一致。均随与铁路距离的增大呈先上升后下降趋势。在 75 m 处达到最大值(S, H, J 指数值分别为 22, 1.221, 0.91); 在 300 m 处群落的 3 个指数值最小(S, H, J 指数值分别为 16; 0.433; 0.36)。说明受轻微干扰的植物群落在经过次生恢复后其多

样性指数要高于原始群落,达到更稳定的状态。

(3) 物种丰富度随海拔的上升和下降呈相同的变化趋势。通过对物种丰富度与环境因子之间的关系得阐述结果表明,物种丰富度主要受海拔变化影响,具有较好的线性相关性。

[参 考 文 献]

- [1] 陈廷贵,张金屯.山西关帝山神尾沟植物群落物种多样性与环境关系的研究: I. 丰富度、均匀度和物种多样性指数[J].应用与环境生物学报,2000,6(5):406-411.
- [2] 刘创民,李昌哲,苏云良,等.北京九龙山灌丛植被的物种多样性分析[J].林业科学研究,1994,7(2):143-148.
- [3] 郭正刚,王根绪,沈禹颖,等.青藏高原北部多年冻土区草地植物多样性[J].生态学报,2004,24(1):149-155.
- [4] 杨元合,饶胜,胡会峰,等.青藏高原高寒草地植物物种丰富度及其与环境因子和生物量的关系[J].生物多样性,2004,12(1):200-205.
- [5] 周华坤,赵新全,唐艳鸿,等.长期放牧对青藏高原高寒灌丛植被的影响[J].中国草地,2004,26(6):1-11.
- [6] 吴勇,苏智先,方精云.九顶山药用植物资源多样性研究[J].西华师范大学学报:自然科学版,2005,26(1):25-31.
- [7] 孙士云.青藏铁路沿线的生态环境特点及保护对策[J].冰川冻土,2003,8(25):181-185.
- [8] 马克平,黄建辉,于顺利,等.北京东灵山地区植物群落多样性的研究: II. 丰富度、均匀度和物种多样性指数[J].生态学报,1995,15(3):268-277.
- [9] 郭正刚,刘慧霞,孙学刚,等.白龙江上游地区森林植物群落物种多样性的研究[J].植物生态学报,2003,27(3):388-395.
- [10] 李新荣,张景光,刘立超,等.我国干旱沙漠地区人工植被与环境演变过程中植物多样性的研究[J].植物生态学报,2000,24(3):257-261.
- [11] 高贤明,陈灵芝.北京山区辽东栎(*Quercus liaotungensis*)群落物种多样性的研究[J].植物生态学报,1998,22(1):23-32.
- [12] 杨利民,韩梅,李建东.中国东北样带草地群落放牧干扰植物多样性的变化[J].植物生态学报,2001,25(1):110-114.
- [13] 王正文,邢福,祝廷成,等.松嫩平原羊草草地植物功能群组成及多样性特征对水淹干扰的响应[J].植物生态学报,2002,26(6):708-716.

(上接第 260 页)

(4) 尽管说经济增长会最终改善环境质量,但是这是社会技术进步、全社会环保意识提高、环保政策合理并有效付诸实施的结果。9 大湖泊流域仍然需要在发展经济的同时,重视环保教育工作,加大对环保投资力度,采取有效的生态补偿措施,制定有效的生态保护政策并切实执行,才能最终达到人与环境协调发展。

致谢:感谢云南省环保厅等单位对本研究工作的全力协助。

[参 考 文 献]

- [1] Basnyat P, Teeter L D, Flynn K M, et al. Relationships between landscape characteristics and nonpoint source pollution input to coastal estuaries [J]. Journal of Environmental Management, 1999, 23(4): 539-549.
- [2] Tong Susanna T Y, Chen Wenli. Modeling the relationship between land use and surface water quality [J]. Journal of Environmental Management, 2002, 66(4): 377-393.
- [3] Ren Wenwei, Zhongyang, Meligrana J, et al. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947-1996 [J]. Environment International, 2003, 29(5): 649-659.
- [4] 郭青海、马克明、杨柳. 城市非点源污染的主要来源及分类控制对策[J]. 环境科学, 2006(11): 2170-2175.
- [5] Grossman M, Krueger B. Environmental Impacts of a north American Free Trade Agreement [D]. Princeton NT: Woodrow Wilson School, 1992.
- [6] Shafik N, Bandyop adhyay S. Economic Growth and Environment Quality: Time Series and Crosscountry Evidence [R]. Background Paper for World Development Report Washington D C: World Bank, 1992.
- [7] 张晓. 中国环境政策的总体评价 [J]. 中国社会科学, 1999, 19(3): 95-98.
- [8] 吴玉萍, 董锁成, 宋键峰. 北京市经济增长与环境污染水平计量模型研究 [J]. 地理研究, 2002, 21(2): 239-246.
- [9] 苏伟, 刘景双. 吉林省经济增长与环境关系污染研究 [J]. 干旱区资源与环境, 2007, 21(2): 37-40.
- [10] 宋涛, 郑挺国, 佟连军. 基于面板协整的环境库兹涅兹曲线的检验与分析 [J]. 中国环境科学, 2007, 27(4): 572-576.
- [11] 李志涛, 黄河清, 张明庆. 鄱阳湖流域经济增长与水环境污染关系研究 [J]. 资源科学, 2010, 32(2): 267-273.
- [12] 师莉莉, 杨晓红. 滇中三大湖泊氮、磷水质变化趋势研究 [J]. 环境科学导刊, 2007, 26(S): 67-69.
- [13] 郑国强, 于兴修, 江南, 等. 洱海水质演变过程及趋势 [J]. 东北林业大学学报, 2004, 32(1): 99-102.
- [14] 于洋, 张民, 钱善勤, 等. 云贵高原湖泊水质现状及演变 [J]. 湖泊科学, 2010, 22(6): 820-828.