

DOI: 10.5846/stxb201405120971

金慧, 赵莹, 赵伟, 尹航, 秦立武, 崔凯峰, 李晓杰, 黄祥童. 长白山牛皮杜鹃群落物种多样性的海拔梯度变化及相似性. 生态学报, 2015, 35(1): 0125-0133.

Jin H, Zhao Y, Zhao W, Yin H, Qin L W, Cui K F, Li X J, Huang X T. Elevational changes in species diversity and similarity analysis of a *Rhododendron chrysanthum* community on Changbai Mountain. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(1): 0125-0133.

# 长白山牛皮杜鹃群落物种多样性的海拔梯度变化及相似性

金 慧, 赵 莹, 赵 伟, 尹 航, 秦立武, 崔凯峰, 李晓杰, 黄祥童\*

长白山科学研究院; 吉林省长白山植物(药用植物)种质资源保护工程重点实验室, 二道白河 133613

**摘要:** 采用样地调查法, 研究了牛皮杜鹃群落物种组成、群落结构特征、物种多样性及其沿海拔梯度的变化规律, 对不同海拔牛皮杜鹃群落进行相似性分析。结果表明: (1) 牛皮杜鹃群落相同海拔高度, 草本层的物种多样性普遍高于灌木层的物种多样性。自海拔 1926—1986m, 灌木层  $\alpha$  多样性指数先降低后升高, 1986m 后再次降低, 到达海拔 2010m 处达到最低点, 适应高山苔原带特殊生境条件的物种逐渐增多, 多样性指数开始回升。海拔 2250m, 生物多样性指数的变化趋于平缓, 物种组成相对较为稳定。海拔 2528m 以上, 生物多样性再次呈降低趋势。草本层的  $\alpha$  多样性指数中, 物种多样性指数  $SW$ 、丰富度指数  $D$  和均匀度指数  $R$  沿海拔梯度的变化趋势大致相同。海拔 1986m 处时出现最小值, 海拔 2350m 时达最大值。牛皮杜鹃群落  $\alpha$  多样性指数间呈  $P < 0.01$  水平极显著正相关性, 物种丰富度指数对群落的物种多样性贡献率最大, 表现为丰富度指数 ( $D1$ 、 $D2$ )  $>$  种间机遇指数 ( $H$ )  $>$  生态优势度指数 ( $SN$ )  $>$  群落均匀度指数 ( $R$ )。 (2) 牛皮杜鹃群落  $\beta$  多样性沿海拔梯度基本呈波形变化, 草本层  $\beta$  多样性指数普遍高于灌木层  $\beta$  多样性指数。在牛皮杜鹃群落物种沿海拔梯度的替换速率上, 草本植物高于灌木物种。Routledge 指数的变化趋势不显著。海拔 1986m 处和海拔 2250m 处, 草本层 Cody 指数出现两处极值, 海拔 2250m 以上群落灌木层之间差异和变化较小, Whittaker 多样性指数和 Cody 指数逐渐趋于平稳。 (3) 海拔梯度间生境及群落结构差异性越大, 生物多样性变化越明显。海拔高度接近的群落间相似性系数较高, 海拔是影响牛皮杜鹃群落差异的主要因素。

**关键词:** 牛皮杜鹃;  $\alpha$  多样性;  $\beta$  多样性; 群落相似性

## Elevational changes in species diversity and similarity analysis of a *Rhododendron chrysanthum* community on Changbai Mountain

JIN Hui, ZHAO Ying, ZHAO Wei, YIN Hang, QIN Liwu, CUI Kaifeng, LI Xiaojie, HUANG Xiangtong\*

Changbai Mountain Academy of Sciences, Jinlin Changbai Mountain Plant (Medicinal Plant) Germplasm Resources Conservation Project Laboratory, Erdaobaihe 133613, China

**Abstract:** We analyzed variations in community structure and species diversity of a *Rhododendron chrysanthum* community along an elevational gradient by using sample plot investigations. In addition, we evaluated the similarity of the *Rhododendron chrysanthum* community at different elevations. We showed that, at the same elevation, the species diversity of the herb layer was higher than that of the shrub layer. As the altitude increased from 1926 m to 1986 m, the  $\alpha$  diversity index of the shrub layer initially decreased and then increased. As the altitude increased from 1986 m to 2010 m, the  $\alpha$  diversity index dropped to its lowest value and then increased again, indicating a gradual increase in the number of species adapted to growth under the unique habitat conditions of alpine tundra. At an altitude of 2250 m, we observed gradual

基金项目: 国家“十二五”农村领域科技计划课题(2012BAD22B0401); 吉林省科技发展计划项目(20100426)

收稿日期: 2014-05-12; 修订日期: 2014-11-14

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: huangxiangtongcbs@126.com

changes in the  $\alpha$  diversity index and the species composition remained relatively stable. At an altitude of  $>2528$  m, the  $\alpha$  diversity index again showed a downward trend. Regarding the herb layer, the Shannon-Wiener index, richness index, and Pielou's index showed similar trends along the elevation gradient. The diversity index was lowest at an altitude of 1986 m and highest at an altitude of 2350 m. The  $\alpha$  diversity index of the community was significantly positively correlated ( $P < 0.01$ ). The greatest contribution to the  $\alpha$  diversity index was determined for the species richness, followed by Hurlbert's index, Simpson's index, Pielou's index, and the richness index. The  $\beta$  diversity of the *Rhododendron chrysanthum* community showed waveform changes along the altitudinal gradient; moreover, the  $\beta$  diversity of the herb layer was generally higher than that of the shrub layer. The replacement rate along the altitudinal gradient was higher for herb species than for shrub species. We determined no significant trends in Routledge's index. At altitudes of 1986 m and 2250 m, Cody's index for the herb layer appeared two extreme. At an altitude of  $>2250$  m, species variations in the shrub layer were small and Whittaker's index and Cody's index showed generally stable trends. Along the different elevational gradients, we observed marked differences in habitat and community structure and clear biodiversity changes. We determined relatively high similarity coefficients for two altitudes with similar elevations. Taken together, our findings imply that altitude is the key factor that influences variations in the *Rhododendron chrysanthum* community.

**Key Words:** *Rhododendron chrysanthum* Pall.;  $\alpha$  diversity;  $\beta$  diversity; community similarity

牛皮杜鹃(*Rhododendron chrysanthum* Pall.)为杜鹃花科多年生常绿小灌木,株高10—25cm,径横卧。主要生长于长白山海拔1300—2650m<sup>[1-3]</sup>,属长白山高山苔原带生态系统中的优势种群<sup>[4]</sup>。目前,对牛皮杜鹃大多集中在遗传结构、组织培养和植株解剖等方面的研究<sup>[4-7]</sup>。关于牛皮杜鹃群落结构和生物多样性方面鲜有报道,尤其是牛皮杜鹃群落不同海拔梯度的物种组成更是未见报道。物种多样性是表征群落学的重要指标,在反映植物群落的生境差异、群落结构组成和稳定性程度等方面具有重要的意义<sup>[8-9]</sup>,高山植物群落物种多样性随海拔梯度的变化始终是生态学家们的研究热点<sup>[10]</sup>。本文以长白山牛皮杜鹃群落为研究对象,综合调查牛皮杜鹃群落物种组成及生物多样性沿海拔梯度的变化,揭示牛皮杜鹃群落生物多样性的变化规律,旨在深入了解牛皮杜鹃群落物种多样性的海拔分布格局,为牛皮杜鹃群落生物多样性的保护和管理提供理论依据。

## 1 研究区域概况

研究区位于长白山北坡海拔1900—2150m的岳桦-苔原过渡带和海拔2150m以上高山苔原带。气候条件属于湿润性亚高山气候,冬季寒冷多风,夏季温凉短暂。年平均气温低,生长季节短。岳桦-苔原过渡带土壤为火山熔岩或火山浮石上发育起来的山地生草森林土,土质贫瘠,土层较薄<sup>[11]</sup>。高山苔原带土壤受到成土母岩和风化壳类型的制约,表层出现泥炭化和粗腐殖质的积累,土壤表现为粗骨性和薄层性<sup>[12]</sup>。特殊的环境条件发育着特殊的植被类型,在岳桦-苔原过渡带,岳桦(*Betula ermanii*)与长白落叶松(*Larix olgensis*)、东北赤杨(*Alnus mandshurica*)等混生,林下灌木种类较多,主要有牛皮杜鹃(*Rhododendron chrysanthum*)、西伯利亚刺柏(*Juniperus sibirica*)、笃斯越桔(*Vaccinium uliginosum*)等<sup>[10]</sup>;高山苔原带植被矮小,灌木匍匐生长,呈座垫状,耐严寒,抗风力强,根系浅而发达,地下部分明显多于地上部分<sup>[12]</sup>。调查的牛皮杜鹃群落植物组成随海拔变化有所不同,主要植物种类为牛皮杜鹃(*Rhododendron chrysanthum*)、松毛翠(*Phyllodoce caerulea*)、笃斯越桔(*Vaccinium uliginosum*)、苞叶杜鹃(*Rhododendron bracteatum*)、宽叶仙女木(*Dryas octopetala* var. *asiatica*)、圆叶柳(*Salix crenata*)、毛山菊(*Dendranthemum zawadskii* var. *alpinum*)、高山罂粟(*Papaver alpinum*)等。

## 2 研究方法

### 2.1 样地设置与调查

以长白山北坡海拔1900—2600m牛皮杜鹃群落为研究区域,根据研究区域的立地条件,采用样地调查

法,自海拔 1900m 至 2600m 利用 GPS 定位,分别在 10 个不同海拔地段具有代表性的牛皮杜鹃群落设置样地,样地面积为 20m×20m,在样地内选取 8 个面积 5m×5m 有代表性的小样方用于灌木层物种多样性的调查,再取 8 个面积为 1m×1m 的小样方用于草本层物种多样性的调查。调查内容包括样地经纬度、海拔高度、坡度等基本概况以及灌木、草本植物的种数、株高、地径、冠幅、株数等。样地概况见表 1 所示。

表 1 研究样地描述

Table 1 Description of the Sample plots

海拔 Elevation/m	经度 Longitude	纬度 Latitude	坡度 Slope/(°)	坡向 Aspect/(°)	群落高 Community height/m	群落外貌 Community physiognomy
1926	128°04'15.38"	42°03'37.41"	25	130	13	林型主要为岳桦-牛皮杜鹃林,灌木以牛皮杜鹃为主,伴生蓝靛果忍冬、花楸;牛皮杜鹃为散生片状分布
1949	128°04'19.55"	42°03'38.64"	≥5	140	12	片段化群落外围,乔木以岳桦为主,牛皮杜鹃为优势灌木,草本层不发达
1986	128°03'58.0"	42°03'27.50"	15	175	13	乔木为岳桦,牛皮杜鹃均匀分布,群落稳定
1992	128°03'57.2"	42°03'25.10"	7—10	158	8	岳桦上限,岳桦稀疏,牛皮杜鹃矮小,均块状分布
2010	128°03'57.9"	42°03'14.50"	15	65	5	岳桦上限,牛皮杜鹃片状分布,有小块状生长不良
2250	128°04'25.37"	42°02'28.32"	35	40	0.30	沟谷上沿,牛皮杜鹃多分布在中断沟谷底
2350	128°04'21.97"	42°02'27.97"	10	100	0.31	沟谷边缘分布牛皮杜鹃,而沟谷外牛皮杜鹃少量分布,以笃斯越桔为主
2450	128°04'19.44"	42°02'11.82"	30	35	0.28	牛皮杜鹃斑块状分布,灌木总盖度 85%
2528	128°04'18.12"	42°02'05.70"	35	175	0.13	牛皮杜鹃盖度达 80%,矮小,偶见毛毡杜鹃、苞叶杜鹃
2598	128°04'20.98"	42°01'54.97"	10	95	0.15	有河流冲刷小沟谷,斑块状群落外围镶嵌式分布

## 2.2 研究指标及数据分析方法

研究中调查数据处理与统计分析,均采用 SPSS17.0 软件和 Microsoft Office Excel 2003 软件完成。

### 2.2.1 重要值与综合优势比<sup>[13]</sup>

重要值  $VI_i = (\text{相对盖度} + \text{相对频度} + \text{相对密度}) / 3$

综合优势比  $SDR_{4i} = (\text{相对多度} + \text{相对盖度} + \text{相对频度} + \text{相对高度}) / 4$

### 2.2.2 群落 $\alpha$ 多样性<sup>[13]</sup>

(1) 物种丰富度指数 ( $D_1, D_2$ )

Gleason 指数  $D_1 = \frac{S}{\ln A}$

Marglef 指数  $D_2 = \frac{S-1}{\ln A}$

(2) Shannon-Wiener 物种多样性指数 (SW)

$$SW = - \sum \frac{N_i}{N} \ln \frac{N_i}{N}$$

(3) 修正后的 Simpson 生态优势度指数 (SN)

$$SN = - \ln \left[ \sum \left( \frac{N_i}{N} \right)^2 \right]$$

(4) 种间机遇机率 Hurlbert 指数( $H$ )

$$H = \left[ \frac{N}{N-1} \right] \times \left[ 1 - \sum \left( \frac{N_i}{N} \right)^2 \right]$$

(5) Pielou 群落均匀度( $R$ )

$$R = \frac{SW}{\ln S}$$

式中, $S$  为研究系统中物种总数, $A$  为单位面积, $N_i$  为种  $i$  的个体数, $N$  为所在群落的全部种的个体总数。

2.2.3 群落  $\beta$  多样性测定<sup>[13]</sup>(1) Whittaker 指数( $\beta_w$ )

$$\beta_w = \frac{S}{ma} - 1$$

式中, $S$  为研究系统中的物种总数; $ma$  为各样方中物种的平均数。

(2) Cody 指数( $\beta_c$ )

$$\beta_c = \frac{g(H) + l(H)}{2}$$

式中, $g(H)$  为沿海拔梯度上的新增种群数; $l(H)$  为沿海拔梯度上失去的物种数目,即在上一个梯度中存在而在下一个梯度中没有的物种数目。

(3) Routledge 指数( $\beta_R$ )

$$\beta_R = \frac{S^2}{2c+S} - 1$$

式中, $S$  为研究系统中的物种总数; $c$  为两个样方共有的物种数目。

## 2.2.4 群落相似性

采用 Jaccard 相似性公式计算相似性系数<sup>[13]</sup>:

$$q = \frac{c}{a+b-c}$$

式中, $q$  为群落相似性系数; $c$  代表两个样方共有的物种数目; $a$  和  $b$  分别代表两个群落的物种总数。 $0.00 < q < 0.25$  表示极不相似, $0.25 < q < 0.50$  表示中等不相似, $0.50 < q < 0.75$  表示中等相似, $0.75 < q < 1.00$  表示极相似<sup>[14]</sup>。

## 3 结果与分析

## 3.1 牛皮杜鹃群落结构特征

调查的牛皮杜鹃群落中(表 2),共包含灌木种类 14 种,草本种类 96 种。从不同海拔的物种总数上看,低海拔高度时牛皮杜鹃群落的物种数最多,达到 34 种。随着海拔的升高,物种总数呈先减少再增加再减少的趋势,主要与长白山岳桦上线和高山苔原带特殊的地形条件有关。海拔 2000m 为长白山岳桦上线,岳桦带植物逐渐消失而仅出现部分适合生存的苔原带植物,物种总数相对减少,而海拔 2300m 左右为苔原带植物生长的最佳生境,物种总数最多。

表 2 研究样地物种数目

Table 2 The number of species in Sample plots

植被层次 Vegetation Layer	物种数目 number of species									
	1926	1949	1986	1992	2010	2250	2350	2450	2528	2598
灌木层 Shrub layer	6	2	7	4	3	7	7	7	7	6
草本层 Herb layer	28	23	7	8	11	23	24	20	13	16
总计 Total	34	25	14	12	14	30	31	27	20	22

从灌木层的重要值特征与综合优势比(表3)可知,牛皮杜鹃在整个群落中的重要值和优势度最高,低于2000m的牛皮杜鹃群落,灌木物种越桔在各海拔梯度均有分布,西伯利亚刺柏除1949m没有出现,其它样方均有分布。这一结果显示,长白山岳桦与苔原过渡带调查的牛皮杜鹃群落中,牛皮杜鹃种群为优势种群,越桔为次优种群。

表3 牛皮杜鹃群落重要值特征与综合优势比

Table 3 The importance value and dominance of *Rhododendron chrysanthum* community

灌木树种 Shrub species	重要值与综合优势比 $VI_i$ and $SDR_{4i}/\%$									
	1926	1949	1986	1992	2010	2250	2350	2450	2528	2598
牛皮杜鹃 <i>Rhododendron hrysanthum</i>	72.2 (57.7)	87.3 (87.2)	60.1 (49.3)	64.3 (55.9)	100.0 (100.0)	41.9 (39.0)	26.7 (24.7)	37.9 (36.2)	39.6 (37.1)	17.3 (22.3)
越桔 <i>Vaccinium vitisidaea</i>	2.2 (2.7)	12.7 (12.8)	17.4 (14.0)	21.9 (18.4)	—	—	—	—	—	—
笃斯越桔 <i>Vaccinium uliginosum</i>	—	—	1.7 (2.6)	11.8 (13.7)	—	10.7 (11.2)	22.3 (24.9)	6.4 (8.2)	3.5 (5.5)	6.9 (9.7)
西伯利亚刺柏 <i>Juniperus sibirica</i>	8.9 (10.0)	—	5.2 (8.7)	2.1 (12.0)	—	—	—	—	—	—
花楸 <i>Sorbus pohuashanensis</i>	5.4 (1.6)	—	—	—	—	—	—	—	—	—
蓝靛果忍冬 <i>Lonicera caerulea</i>	4.7 (7.5)	—	1.7 (7.3)	—	—	—	—	—	—	—
林奈木 <i>Linnaea borealis</i>	2.3 (2.5)	—	12.5 (12.1)	—	—	—	—	—	—	—
毛毡杜鹃 <i>Rhododendron confertissimum</i>	—	—	—	—	—	3.1 (4.7)	16.0 (14.4)	1.0 (3.3)	4.1 (6.3)	3.7 (5.9)
松毛翠 <i>Phyllocladus caerulea</i>	—	—	—	—	—	19.5 (18.7)	5.3 (7.1)	21.2 (18.9)	19.6 (17.7)	—
兴安杜鹃 <i>Rhododendron dauricum</i>	—	—	1.4 (6.0)	—	—	—	—	—	—	—
苞叶杜鹃 <i>Rhododendron redowskianum</i>	—	—	—	—	—	10.4 (10.1)	10.2 (10.2)	15.0 (14.0)	15.4 (15.3)	6.6 (7.8)
宽叶仙女木 <i>Dryas octopetala var. asiatica</i>	—	—	—	—	—	5.2 (5.9)	18.6 (16.4)	5.7 (6.2)	7.1 (7.5)	43.8 (35.2)
圆叶柳 <i>Salix crenata</i>	—	—	—	—	—	9.3 (10.4)	0.9 (2.3)	12.7 (13.3)	10.8 (10.5)	21.7 (19.2)

海拔2000m以上的数据显示,随着海拔的升高,牛皮杜鹃群落中灌木物种组成发生明显变化,越桔、西伯利亚刺柏等物种全部消失,随之出现苞叶杜鹃、宽叶仙女木、圆叶柳等灌木。达到高海拔时,物种组成基本稳定。牛皮杜鹃种群作为群落的优势种群,除海拔2598m无松毛翠,其它海拔梯度上松毛翠的重要值和优势度均较高,作为群落中的次优势种存在。各群落类型的分布主要受海拔和坡度、坡位、生境条件等小地形因素控制。

### 3.2 牛皮杜鹃群落沿海拔梯度的生物多样性特征

#### 3.2.1 群落 $\alpha$ 多样性的垂直变化

植物群落作为物种种群对环境反应的集合体,其群落本身特征随物种组成变化而变化。 $\alpha$ 多样性是表征植被群落内物种组成特征的一项重要指标(表4)。由于长白山特殊地理环境,水热条件严酷,致使灌木物种分布有限,草本物种类型较为丰富。研究发现,牛皮杜鹃群落相同海拔高度,草本层的物种多样性普遍高于灌木层的物种多样性。

灌木层 $\alpha$ 多样性结果显示,除丰富度指数 $D_2$ 变化不明显,其他各指数沿海拔梯度的变化基本表现出一致性,自海拔1926—1986m,多样性指数先降低后升高,1986m后再次降低,到达海拔2010m降到最低点后多样性指数开始回升,直至海拔2250m,生物多样性指数的变化趋于平缓。说明沿海拔的升高,到达高山苔原带

后,适应高山苔原带特殊生境条件的物种增多,海拔 2250—2528m 范围内,达到最为适宜的气候条件,群落的各种多样性指数除生态优势度指数  $SN$  外,其他指数的变化趋于平稳状态,物种组成相对较为稳定。海拔 2528m 以上由于高海拔区域气候寒冷,土层渐薄,火山灰层加厚,限制了植物的生存,生物多样性再次呈降低趋势。研究结果与长白山特殊的地理环境有关,1949—2010m 为岳桦上线,2010m 以上为高山苔原带。

表 4 牛皮杜鹃群落物种  $\alpha$  多样性指数Table 4 Species  $\alpha$  diversity index of *Rhododendron chrysanthum* community

海拔/m Elevation	层次 Layer	Simpson 生态优势度指数 ( $SN$ )	Shannon 物种多样性指数 ( $SW$ )	Gleason 丰富度指数 ( $D_1$ )	Marglef 丰富度指数 ( $D_2$ )	Pielou 均匀度指数 ( $R$ )	Hurlbert 种间机遇指数 ( $H$ )
1926	灌木 shurb	0.625	0.925	1.731	0.786	0.516	0.466
	草本 herb	2.911	3.069	13.465	4.251	0.921	0.947
1949	灌木 shurb	0.251	0.381	0.577	0.194	0.550	0.223
	草本 herb	2.576	2.821	11.061	3.130	0.900	0.925
1986	灌木 shurb	0.890	1.222	2.020	0.823	0.628	0.590
	草本 herb	2.618	1.694	3.366	0.984	0.870	0.786
1992	灌木 shurb	0.744	0.950	1.154	0.472	0.685	0.526
	草本 herb	2.911	1.622	3.847	1.094	0.780	0.947
2010	灌木 shurb	0.000	0.000	0.289	0.000	—	0.000
	草本 herb	2.618	2.296	5.290	1.761	0.957	0.894
2250	灌木 shurb	1.395	1.639	2.020	0.862	0.842	0.753
	草本 herb	2.819	2.968	11.061	3.639	0.947	0.943
2350	灌木 shurb	0.638	1.724	2.020	0.855	0.886	0.806
	草本 herb	2.894	3.034	11.542	3.474	0.955	0.946
2450	灌木 shurb	1.447	1.629	2.020	0.840	0.837	0.765
	草本 herb	2.529	2.755	9.618	3.019	0.920	0.922
2528	灌木 shurb	1.435	1.650	2.020	0.819	0.848	0.762
	草本 herb	2.215	2.367	6.252	1.966	0.923	0.893
2598	灌木 shurb	1.274	1.482	1.731	0.831	0.827	0.722
	草本 herb	2.493	2.607	7.694	2.128	0.940	0.918

牛皮杜鹃群落草本层的  $\alpha$  多样性指数显示,生态优势度指数  $SN$ 、种间机遇指数  $H$  的变化趋势不明显,而物种多样性指数  $SW$ 、丰富度指数  $D$  和均匀度指数  $R$  沿海拔梯度的变化大致表现相同的变化趋势。自海拔 1926m 开始,先降低后升高,到达 2350m 时为最大值,随后继续下降,到达 2528m 后再次升高,但是此阶段变化不显著。

### 3.2.2 群落 $\alpha$ 多样性指数间的相关及回归分析

在群落多样性梯度上,在不同的空间水平,群落各种  $\alpha$  多样性指数对于群落物种多样性的贡献不同。

根据相关分析结果可知(表 5):牛皮杜鹃群落各  $\alpha$  多样性指数间呈  $P < 0.01$  水平极显著正相关性,由于各变量之间存在着高度相关性,对物种多样性指数( $SW$ )与其他各指数之间进行了回归分析:

$SW$  与生态优势度指数  $SN$  的回归方程

$$Y = -0.049 + 0.985X$$

$SW$  与丰富度指数  $D_1$  的回归方程

$$Y = -3.107 + 4.368X$$

$SW$  与丰富度指数  $D_2$  的回归方程

$$Y = -0.809 + 1.306X$$

$SW$  与均匀度指数  $R$  的回归方程

$$Y = 0.541 + 0.148X$$

SW 与种间机遇指数  $H$  的回归方程

$$Y = 0.250 + 0.264X$$

从对群落物种多样性 SW 的贡献上看,在整个牛皮杜鹃群落中,物种丰富度对群落的多样性指数贡献率最大,表现为丰富度指数 > 种间机遇指数 > 生态优势度指数 > 群落均匀度指数。

### 3.2.3 群落 $\beta$ 多样性的垂直变化

牛皮杜鹃群落  $\beta$  多样性沿海拔梯度基本呈波形变化,牛皮杜鹃群落  $\beta$  多样性极值基本出现在群落的交错地带。表 6 显示,牛皮杜鹃群落的草本层  $\beta$  多样性指数普遍高于灌木层  $\beta$  多样性指数,这意味着在牛皮杜鹃群落物种沿海拔梯度的替换速率上,草本植物高于灌木物种。Routledge 指数的变化趋势不显著,而 Cody 指数的变化灌木层和草本层基本相同。随着海拔的逐渐升高,Cody 指数在海拔 1986m 和海拔 2250m 处,出现两次极值。第一处极值反映了高山岳桦带向高山苔原带的过渡;第二处极值反映了草本层物种的构成差异较大。海拔 2250m 以上灌木层的 Whittaker 多样性指数和 Cody 指数逐渐趋于平稳,说明海拔上段群落灌木层之间的差异和变化较小。 $\beta$  指数波动与相邻样方间的水平距离引起的物种构成变化大小有关<sup>[15]</sup>。

表 5 牛皮杜鹃群落物种  $\alpha$  多样性指数间相关系数

Table 5 The correlation coefficient between  $\alpha$  diversity index of *Rhododendron chrysanthum* community

	SW	SN	$D_1$	$D_2$	R	H
SW	1					
SN	0.877**	1				
$D_1$	0.910**	0.811**	1			
$D_2$	0.920**	0.795**	0.992**	1		
R	0.863**	0.763**	0.651**	0.650**	1	
H	0.903**	0.864**	0.681**	0.699**	0.904**	1

\*\* 代表  $P < 0.01$  水平的差异显著性

表 6 牛皮杜鹃群落物种  $\beta$  多样性指数

Table 5 Species  $\beta$  diversity index of *Rhododendron chrysanthum* community

海拔区间/m Elevation range	层次 Layer	Whittaker 指数 ( $\beta_w$ )	Cody 指数 ( $\beta_c$ )	Routledge 指数 ( $\beta_R$ )
1926—1949	灌木	6.000	2.000	11.739
	草本	3.174	12.500	90.275
1949—1986	灌木	1.000	2.500	11.739
	草本	12.714	16.500	93.633
1986—1992	灌木	2.500	1.500	10.686
	草本	11.000	6.000	95.000
1992—2010	灌木	3.667	1.500	13.000
	草本	7.727	7.500	92.305
2010—2250	灌木	1.000	4.000	13.000
	草本	3.174	14.000	92.852
2250—2350	灌木	1.000	0.000	9.955
	草本	3.000	10.500	90.275
2350—2450	灌木	1.000	0.000	9.955
	草本	3.800	11.000	90.432
2450—2528	灌木	1.000	0.000	9.955
	草本	6.385	7.500	90.798
2528—2598	灌木	1.333	0.500	10.147
	草本	5.000	3.000	90.432

### 3.3 不同海拔牛皮杜鹃群落相似性系数

采用 Jaccard 相似性系数作为不同海拔间群落相似性的度量标准,并加以分析。如表 7 所示,海拔 2250m 与海拔 2450m 群落相似性系数为 0.583;海拔 2350m 与海拔 2528m 群落相似性系数为 0.545;海拔 2450m 与海拔 2528m 群落相似性系数为 0.516,海拔 2528m 与海拔 2598m 群落相似性系数为 0.680,以上各海拔牛皮杜鹃群落均呈现中等相似水平;海拔 1926m 与海拔 1949m 群落相似性系数为 0.311;海拔 1926m 与海拔 1992m 相似性系数为 0.278,海拔 2250 m 与海拔 2350m、2528m、2598m 之间,海拔 2350m 与海拔 2450m、2598m 之间,海拔 2450m 与海拔 2592m 之间群落相似性系数均在 0.25—0.50 之间,呈中等不相似水平;其他各群落之间的相似性系数均在 0.00—0.25 间,属于极不相似水平。海拔梯度间生境及群落结构差异性越大,物种多样性变化越明显,海拔高度接近的群落间相似性系数较高。

表 7 牛皮杜鹃群落相似性系数

Table 7 The similarity index of *Rhododendron chrysanthum* community

海拔/m Elevation	1926	1949	1986	1992	2010	2250	2350	2450	2528
1949	0.311(10)								
1986	0.127(8)	0.147(5)							
1992	0.278(10)	0.156(5)	0.238(1)						
2010	0.200(8)	0.147(5)	0.217(5)	0.300(6)					
2250	0.085(5)	0.078(4)	0.048(2)	0.105(4)	0.100(3)				
2350	0.048(3)	0.037(2)	0.098(4)	0.132(5)	0.071(3)	0.452(12)			
2450	0.070(4)	0.061(3)	0.051(2)	0.083(3)	0.051(2)	0.583(21)	0.450(11)		
2528	0.038(2)	0.023(1)	0.097(3)	0.143(4)	0.063(2)	0.471(16)	0.545(18)	0.516(9)	
2598	0.037(2)	0.044(2)	0.091(3)	0.133(4)	0.059(2)	0.405(15)	0.472(17)	0.400(14)	0.680(11)

括号内数字表示两样地重叠的植物种类数

## 4 结论

(1)牛皮杜鹃群落沿海拔梯度的变化逐渐形成以灌木为主、多年生草本植物为辅的群落结构类型,牛皮杜鹃作为优势种群,次优势种群随着海拔升高而发生改变。说明牛皮杜鹃群落物种组成受海拔和坡度、坡位、生境条件等多因素控制。

(2)群落  $\alpha$  多样性具有海拔梯度、纬度梯度等多种环境梯度格局。海拔梯度作为环境梯度格局中的主导梯度<sup>[16]</sup>,引起相关学者的极度重视。天山南麓山前平原植物群落物种多样性随海拔的增加而增加<sup>[17]</sup>;关帝山海拔 2500—2755m 的灌丛草甸群落物种多样性随着海拔的升高综合多样性呈下降趋势<sup>[18]</sup>;青海高寒草甸地区海拔 3840—4435m 物种多样性呈先增加后减少的趋势<sup>[19]</sup>。关于牛皮杜鹃群落生物多样性研究中,在 1926—2010m 海拔区间内, $\alpha$  多样性指数的极值出现在了海拔 1986m,灌木层  $\alpha$  多样性指数在该处出现最大值,而草本层  $\alpha$  多样性指数在该处出现最小值。主要由于海拔 1986m 作为长白山岳桦上限,处于与高山苔原带的交界处,物种组成发生着明显的变化,适合该处生境生存的草本植物较少,而高山灌木相对的适应性更强。在 2010—2598m 海拔区间内,在 2250m 出现极值后趋于平缓,该海拔地段适生物种已经趋于稳定,人为干扰较小。

牛皮杜鹃群落间各  $\alpha$  多样性指数间呈  $P < 0.01$  水平极显著正相关性。在整个牛皮杜鹃群落中,物种丰富度对群落多样性的贡献率最大。这与以往的大多研究相一致,柳妍妍等在天山南坡中段高寒草地的研究结果表明,群落的物种丰富度指数对多样性的贡献率大于其他指数<sup>[20]</sup>。杨利民等在松嫩平原草地的研究结论显示群落物种多样性受丰富度指数的影响大于受均匀度指数的影响<sup>[21]</sup>。

(3)群落中物种  $\beta$  多样性反映了一定距离水平上群落物种组成的差异以及环境梯度上群落物种组成的更替。研究发现物种  $\beta$  多样性除了灌木层的 Whittaker 多样性指数略有不同,其他指数沿海拔梯度同样在

1986m 和 2250m 出现了两个极值,但大体呈波形变化,由于长白山岳桦林带向高山苔原带过渡带物种变化速率较快, $\beta$ 多样性出现一个极大值。2250m 适生物种的种类再次发生变化,物种变化速率较快, $\beta$ 多样性第二次出现极大值,而后趋于平缓。而灌木层的 Whittaker 多样性指数和 Cody 指数均反映了以 2250m 为分界,两侧的物种构成的相似性和垂直替代。

(4)不同海拔梯度间生境及群落结构差异性较大,物种多样性变化相对较为明显。海拔高度接近的群落间相似性系数较高,说明海拔是影响牛皮杜鹃群落差异的主要因素,种群扩散与种群定居均受海拔高度的影响,植物群落的物种组成随着海拔的变化而发生变化。

(5)从牛皮杜鹃物种多样性的海拔格局来看,海拔相近的区域,由于不同的地形条件致使物种多样性间的差异,研究未对海拔以外的影响因子加以分析,但是较小海拔范围内其它因素的影响不容忽视。因此,以后的研究中应针对牛皮杜鹃群落物种多样性在大小尺度上的差异进行研究方法的改进,对物种多样性沿海拔梯度的同一尺度变化以及地形等其他因子对物种多样性的影响有待于进一步研究。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] 刘景双. 长白山高山苔原牛皮杜鹃群落物质循环的研究. 生态学报, 1993, 13(1): 96-98.
- [ 2 ] 钱宏. 长白山高山冻原植被. 森林生态系统, 1992, 6: 72-95.
- [ 3 ] 周繇, 朱骏义, 于俊林. 中国长白山观赏植物彩色图志. 吉林: 吉林教育出版社, 2005: 378-378.
- [ 4 ] 官宇, 刘宪虎, 张春影, 李美善, 项美玲. 不同地区牛皮杜鹃叶片解剖结构比较分析. 延边大学农学学报, 2010, 32(1): 22-25.
- [ 5 ] 杨志勇. 牛皮杜鹃遗传多样性的研究[D]. 长春: 吉林大学, 2009.
- [ 6 ] 徐颖, 金灿, 宗成文, 于秋艳, 曹后男. 长白山牛皮杜鹃组培快繁及初步驯化栽培研究. 江苏农业科学, 2010, (2): 47-49.
- [ 7 ] 丁洪玲, 官宇, 李美善, 许明子, 刘宪虎. 牛皮杜鹃植株解剖结构的研究. 延边大学农学学报, 2008, 30(2): 90-97.
- [ 8 ] 苗莉云, 王孝安, 王志高. 太白红杉群落交错带物种多样性的研究. 广西植物, 2005, 25(2): 112-116.
- [ 9 ] Lomolino M V. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. Global Ecology & Biogeography, 2001, 10(1): 3-13.
- [ 10 ] 朱登强, 王军辉, 张守攻, 张建国, 茹广欣, 罗大庆, 潘刚. 西藏季拉山西坡急尖长苞冷杉林物种多样性及群落结构的垂直分布格局. 西北林学院学报, 2008, 23(5): 1-6.
- [ 11 ] 邹春静, 韩士杰, 周玉梅, 王晓春, 陈永亮. 过渡带中岳桦种群生态特征的研究. 应用与环境生物学报, 2001, 7(1): 1-6.
- [ 12 ] 孟宪玺. 长白山的高山苔原土. 地理科学, 1982, 2(1): 57-64.
- [ 13 ] 张金屯. 数量生态学. 北京: 科学出版社, 2004.
- [ 14 ] 沈蕊, 张建利, 何彪, 李峰, 张志明, 周睿, 欧晓昆. 元江流域干热河谷草地植物群落结构特征与相似性分析. 生态环境, 2010, 19(12): 2821-2825.
- [ 15 ] 沈泽昊, 刘增力, 方精云. 贡嘎山海螺沟冷杉群落物种多样性与群落结构随海拔的变化. 生物多样性, 2004, 12(2): 237-244.
- [ 16 ] 何艳华, 闫明, 张钦弟, 张直峰, 苗艳明, 毕润成. 五鹿山国家级自然保护区物种多样性海拔格局. 生态学报, 2013, 33(8): 2452-2462.
- [ 17 ] 赵振勇, 王让会, 尹传华, 张慧芝, 王雷. 天山南麓山前平原植物群落物种多样性及空间分异研究. 西北植物学报, 2007, 27(4): 784-790.
- [ 18 ] 袁建英, 张金屯, 席跃翔. 山西关帝山亚高山灌丛、草甸物种多样性的研究. 草业学报, 2004, 13(3): 34-39.
- [ 19 ] 王长庭, 王启基, 龙瑞军, 景增春, 史惠兰. 高寒草甸群落植物多样性和初级生产力沿海拔梯度变化的研究. 植物生态学报, 2004, 28(2): 240-245.
- [ 20 ] 柳妍妍, 胡玉昆, 王鑫, 公延明. 天山南坡中段高寒草地物种多样性与生物量的垂直分异特征. 生态学杂志, 2013, 32(2): 311-318.
- [ 21 ] 杨利民, 周广胜, 李建东. 松嫩平原草地群落物种多样性与生产力关系的研究. 植物生态学报, 2002, 26(5): 589-593.