

# 元江干热河谷低海拔地带退化生态系统植物 多样性及物种分布模式

杨逢春<sup>1</sup>, 刘景欣<sup>2</sup>, 黄华平<sup>3</sup>, 构箭勇<sup>4</sup>, 文慧婷<sup>1</sup>, 李 叶<sup>3</sup>, 陈 娴<sup>1</sup>,

KRITANA Prueksakorn<sup>5</sup>, HONG Anh Thi Nguyen<sup>5</sup>, CHAYA Sarathchandra<sup>6,7</sup>

(<sup>1</sup>宜宾职业技术学院, 四川宜宾 644003; <sup>2</sup>中国科学院西双版纳热带植物园环境教育中心, 云南勐腊 666302;

<sup>3</sup>中国热带农业科学院环境与植物保护研究所, 海口 570100; <sup>4</sup>云南省红河哈尼族彝族自治州气象局, 云南蒙自 661100;

<sup>5</sup>宋卡王子大学国际教育创新, 社会参与和可持续发展中心, 泰国普吉 83000; <sup>6</sup>中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085; <sup>7</sup>斯里兰卡贾拉塔大学应用科学学院生物科学系, 斯里兰卡密亨塔勒 50300)

**摘要:**元江干热河谷是一个低海拔的脆弱生态系统, 以环境干旱、植被贫乏为主要特征。17世纪中期以前它曾经植被茂盛, 但是17世纪末以后, 它逐渐演变退化为一个典型的热带山地萨瓦纳类型。本研究旨在阐明元江干热河谷低海拔地带典型干热区植物的多样性及其分布状况, 从而深入了解气温、降水、地下水等主要的环境因子对植物种类及种群的影响以及植物对干热环境的适应, 以及植物种类及其组成对元江干热河谷环境的指示作用。考察的主要指标包括物种多样性 $\alpha$ , 生境多样性 $\beta$ , 物种期望值 *Species\_estimated*, 稀有指数 *Singletons* 和 *Uniques*, 以及物种丰富度指数 *ACE*, *ICE* 和 *Chao2* 等。结果显示: (1) 在不同的样带设计中, 以紧靠河流的样带和样方 (< 25 m)  $\alpha$  多样性高, 远离河道则逐渐变小。(2) 在平行于河道的 L 样带, 随着沿河流从上游向下游延伸,  $\beta$  多样性变化趋势明显, *Bray-Curtis* < 0.500; 而在垂直于河道的 P 样带, 随着环境干热化加剧及河道渗水的急剧减少, 生境趋同性明显, *Bray-Curtis* > 0.500。(3) 总体趋势上, 干热河谷低海拔地带的植物对水分的依赖性表现得相当明显, 在紧靠河道的样带, 以及河流下游河漫滩发育地区, 物种期望值 *Species\_estimated*、稀有种指数 *Singletons* 和 *Uniques* 以及物种丰富度指数 *ACE*, *ICE* 和 *Chao2* 都明显偏高。本研究证明干热河谷低海拔地区存在特殊水热条件, 影响植物的种类和分布, 同时阐明了干热河谷低海拔地区植物多样性及种类分布与河道周边的小生境密切相关, 为脆弱生态环境环境变化监测提供建议。

**关键词:**元江干热河谷; 低海拔地带; 生物多样性; 物种分布; 指示种; 元江-红河

中图分类号: Q948.11

文献标志码: A

论文编号: casb2021-0233

## Biodiversity and Species Distribution in a Declined Ecosystem in the Lowland of Yuanjiang Dry-hot Valley

YANG Fengchun<sup>1</sup>, LIU Jingxin<sup>2</sup>, HUANG Huaping<sup>3</sup>, GOU Jianyong<sup>4</sup>, WEN Huiting<sup>1</sup>, LI Ye<sup>3</sup>, CHEN Xian<sup>1</sup>,

KRITANA Prueksakorn<sup>5</sup>, HONG Anh Thi Nguyen<sup>5</sup>, CHAYA Sarathchandra<sup>6,7</sup>

(<sup>1</sup>Yibin Vocational and Technical College, Yibin, Sichuan 644003; <sup>2</sup>Environmental Education Center, Xishuangbanna Tropical Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Mengla, Yunnan 666302;

<sup>3</sup>Environment and Plant Protection Research Institute, Chinese Academy of Tropical Agricultural Sciences, Haikou 570100;

**基金项目:**宜宾职业技术学院高层次人才科研启动金项目(ybzysc20bk03); 宜宾职业技术学院科研平台(ybzy21kyp05); 宜宾职业技术学院科技创新团队建设计划(ybzy21cxt04); 竹类病虫害防控与资源开发四川省重点实验室开放研究课题(ZLKF20-02); 四川省社会科学重点研究基地彝族文化研究中心资助项目(YZWH2101)。

**第一作者简介:**杨逢春, 男, 1980年出生, 云南个旧人, 讲师, 博士, 主要从事植物分类及环境变化等研究工作。通信地址: 644003 四川省宜宾市翠屏区新村74#, Tel: 0831-8273621, E-mail: 282594732@qq.com。

**通讯作者:**文慧婷, 女, 1980年出生, 海南东方人, 助理农艺师, 本科, 主要从事植被与环境协同作用研究工作。通信地址: 572624 海南省东方市大田中学, Tel: 0898-25870112, E-mail: 327401397@qq.com。

**收稿日期:**2021-03-08, **修回日期:**2021-06-03。

<sup>4</sup>Honghe Meteorological Bureau, Mengzi, Yunnan 661100; <sup>5</sup>International Education Hub for Innovation, Social Engagement and Sustainable Development, Prince of Songkla University, Phuket, Thailand 83000;

<sup>6</sup>State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085; <sup>7</sup>Department of Biological Science, Faculty of Applied Sciences, Rajarata University of Sri Lanka, Mihintale, Sri Lanka 50300)

**Abstract:** Yuanjiang dry-hot valley is a poorly vegetated and fragile arid ecosystem in low land. Although it was lushly forested before the middle of the 17<sup>th</sup> century, it became a tropical montane savannah after the end of the 17<sup>th</sup> century. This study focuses on the diversity and distribution patterns of plants in this representative xerophytic flora, aiming to explain the impact of main environmental factors such as temperature, precipitation and underground water supply on species and populations, so as to explore the adaptation of plants. Furthermore, dry-hot environment indications corresponding to species and species assemblage were considered. Therefore, alpha and beta indices were employed to cope with biodiversity differences in plant species and its environment, respectively. Selected indices were subscribed to the relationship among species, population size, and their living circumstances in terms of *Species\_estimated*, *Singletons*, *Uniques*, *ACE*, *ICE*, and *Chao2*. The results show that: (1) alpha diversity is higher in the transects and plots closing to the river channel (< 25 m), and decreases away from the riverway; (2) beta diversity increases from upper to lower stream in L-transect (*Bray-Curtis* < 0.500), however, it is reversed in P-transect, the homoplasy is obvious (*Bray-Curtis* > 0.500); (3) in the lowland of dry-hot valley, indices of *Species\_estimated*, *Singletons*, *Uniques*, *ACE*, *ICE*, and *Chao2* are significantly high beside river especially in the tidal range, which indicates a strong reliance on water supply. Conclusively, species composition and distribution patterns in the lowland of Yuanjiang dry-hot valley are deeply affected by heterogeneity of water and temperature allocation. Plant species and their diversity are closely correlated to the microhabitat along river channel, and this correlation could be an approach for environmental monitoring potentially.

**Keywords:** Yuanjiang dry-hot valley; lowland; biodiversity; species distribution; indicator species; Yuanjiang-Red River

## 0 引言

全球变化给地球生物及其生活环境都带来了深远的影响。物种生长、分布、以及物种与他们所赖以生存的空间的相互联系亦受到全球变化的影响<sup>[1]</sup>。与此同时,这些生态系统也以各种方式,如自我重建来抵御或适应这些影响<sup>[2]</sup>。占陆地生态系统40%的干旱和半干旱生态系统在全球变化背景下发生了深刻的变化<sup>[3]</sup>。在干旱生态系统中,物种与环境之间的相互适应可以通过形态变化或生理改变等途径,而这些变化或改变受到具体的环境因子的影响。由于环境因子存在具体的空间限制,因此,植物的变化和适应亦受限于这些空间限制。为了研究干热河谷的退化生态系统的环境特征,本研究选取了河谷低海拔地段的植物种类及其组合作为媒介开展研究,拟通过分析各种植物种类及其组合在干热河谷内的分布差异,来探究该干热河谷内的生态环境差异。环境条件对河岸植物的影响主要为环境因子的不稳定性<sup>[4]</sup>。然而目前,关于植物对各类环境因子的耐受性亦即生态幅还没有一个全面可靠的数据库可供参考,无法准确定义某一物种或某一类类群的抗性区

间或耐受度,只能根据自然地理分布状况给出大致的范围,属于经验值,这也是研究受限的地方。

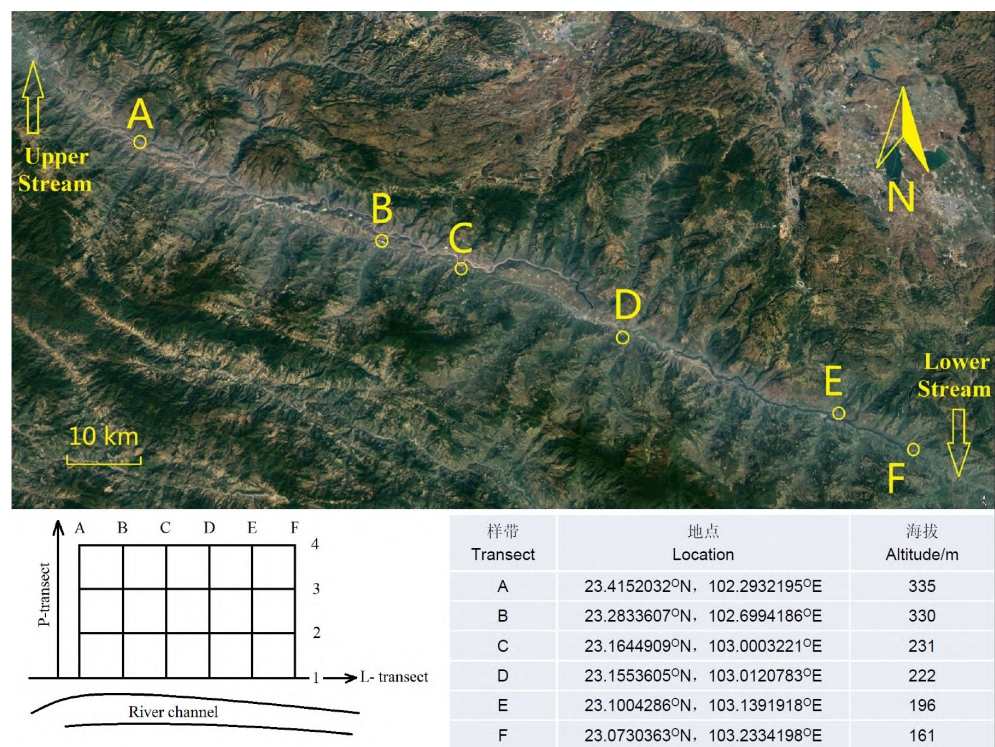
## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

元江干热河谷是元江-红河中上游的一个典型干热河谷,位于中国西南部,横跨亚热带亚热带,全年高温干燥。自17世纪以来,该地区的植被与植物种类组成经历剧烈的变化<sup>[5]</sup>。元、明时期当地还是茂密的森林植被,随着人类开发强度加大而逐步退化,到17世纪中叶,它就已经完全转变为热带山地萨王纳植被,以稀疏乔木和高大草本为主要特征<sup>[6]</sup>。旱生植物覆盖地表,低矮灌木、丛生型草本、多肉多浆和一年生植物为主要优势物种。岩石风化严重、破碎化程度较高,土壤主要为紫色砂壤土以及页岩风化形成的燥红土,土层薄,保水保肥能力低<sup>[7-8]</sup>。

### 1.2 研究方法

1.2.1 样带及样方设计 研究地点位于元江干热河谷核心区,全长105.26 km,设计2种类型的样带(图1)。一种为垂直于河流的样带(P-样带),从河边起始点开始



垂直河流样带 P-transect, A、B 属于上游样带, C、D 属于中游样带, E、F 属于下游样带; 沿河平行样带 L-transect, 样带 1 距河道 5 m, 样带 2 距河道 25 m, 样带 3 距河道 45 m, 样带 4 距河道 65 m

图 1 研究地点及样带设计

向外延伸, 每条样带长 70 m, 样带总数为 6 条, 标记为 A-F。在 P-样带上, 从河漫滩向河岸坡地延伸, 每隔 20 m 设置一个样方, 样方尺寸为 10 m × 10 m。每条样带上有 4 个样方, 共 24 个样方。另一种样带为平行于河道的理论样带(L-样带), 它依托垂直样带 A-F 的样方 1-4, 从上游向下游延伸。因此每条 L-样带理论长度为 105.26 km, 样带间距 20 m, 共 4 条样带, 每条 L-样带从上游到下游共有 6 个样方, 共 24 个样方。

样方内物种鉴定以中国植物志英文版(<http://www.iplant.cn>)为准。

1.2.2 研究区域的气候概况 本研究前期整理了 1968—2018 年元江干热河谷内 4 个低海拔气象台站 (312~576 m) 的气象监测数据表明, 元江干热河谷的年均温、降水量和蒸发量分别为 23.95℃, 814 mm 和 205 mm(真值)。

1.2.3 生物多样性计算 生物多样性的计算包括物种多样性  $\alpha$  和生境多样性  $\beta$  两个方面<sup>[9]</sup>。 $\alpha$  多样性采用以下指标: Shannon-Wiener 指数  $H$ ; 均匀性指数  $J$ ; 以及显著性指数  $Dominance$ 。 $\beta$  多样性采用 Bray-Curtis, 它是一个相似性的指标, 值越大, 表明两个样带或样方之间的生境差异越小。

1.2.4 物种期望值、稀有指数和丰富度指数计算 物种期望

值  $Species\_estimated$ : 在  $t$  个样方内的物种数量(累计值)。

物种稀有指数包括 *Singletons* 和 *Uniques*<sup>[10-11]</sup>。其中, *Singletons* 指征在  $t$  个样方内只有一个植株的物种数量(累计值), 植株数量唯一, 但生境不是唯一的; *Uniques* 指征仅出现在一个样方中的物种数量(累计值), 植株数量不唯一, 但生境是唯一的。

丰富度指数选用 *ACE*、*ICE*、和 *Chao2*<sup>[10-11]</sup>。其中, *ACE* 为基于物种丰度的覆盖度指数(均值); *ICE* 为基于物种发生率的覆盖度指数(均值); 而 *Chao2* 是由 *Singletons* 修正的物种丰富度指数。三者可相互验证。

所有样方水平和样带水平上的数据矩阵全部加载到 EstimateS (Version 9.1) 进行 999 次计算。然后使用 R 程序中 *lme4* 程序包生成简单线性模型 *GLMM*<sup>[12-13]</sup>, 使用 *Vegan* 程序包进行多变量的分析<sup>[14]</sup>, 最后使用 *labdsv* 程序包开展基于物种个体数和出现频率的指示种分析<sup>[14]</sup>。所有模型均经由凯方检验( $\chi^2$ ,  $P < 0.05$ ), 残差由 Shapiro-Wilk 检验进行正态性分析( $P > 0.05$ )<sup>[15]</sup>。

1.2.5 指示种分析 采用 R 程序里面的 *indicspecies* 程序包指示种函数 *IndVal* 进行多级模式分析后筛选特定指示种<sup>[16-17]</sup>, 显著性水平控制在  $P < 0.05$ 。

## 2 结果与分析

此次研究中,共发现 56 科 107 种植物共 15013 株,其中外来植物 11 科 15 种 5496 株。乔木 12 科 17 种 973 株,灌木有 11 科 19 种 1259 株,草本 28 科 65 种 12650 株,另有 6 科 7 种 131 株属于攀援型藤本。无论物种数

量还是个体数量上看,草本植物都是优势类型。

### 2.1 物种多样性 $\alpha$ 相关指数在 P-样带和 L-样带的变化

在 2 种样带上  $H$  指数均呈递减的态势,属于负相关(图 2)。 $H_{\max}$  在 L-样带上的差异达到显著性水平水平( $P=0.02136$ ),说明从河岸边往外延伸,最大多样性

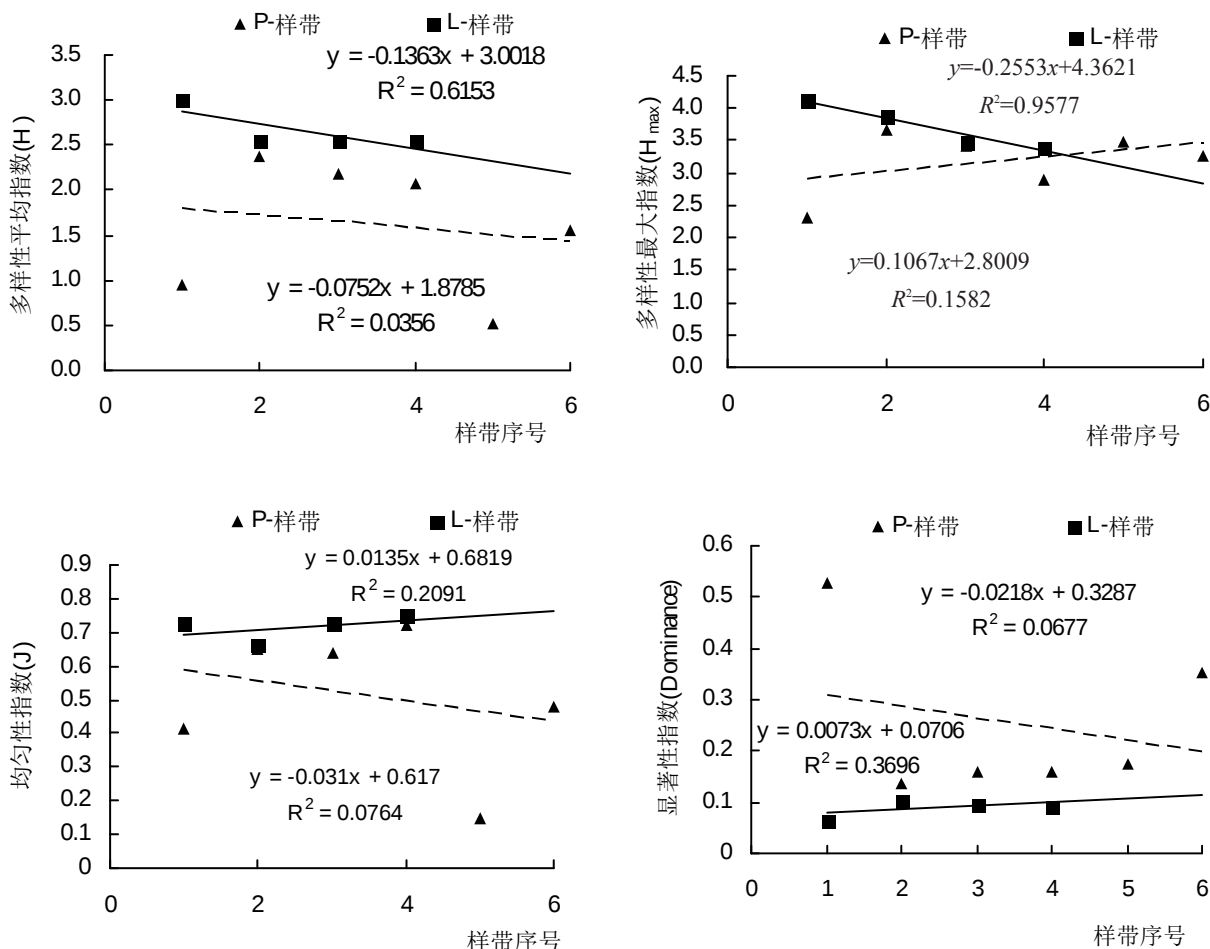


图 2 多样性平均指数( $H$ )、多样性最大指数( $H_{\max}$ )、均匀性指数 $J$ 和显著性指数 $Dominance$ 在不同样带间的差异

是显著减小的。根据 P-样带中样方的实际物种数进行线性回归,其结果也呈现类似的变化趋势( $P=0.04014$ )(图 3)。

均匀性指数 $J$ 在样带之间变化很大。尤其是在 P-样带上,最大值与最小值之间存在较大差距,体现了上下游之间的生境差异,尤其是在下游,随着河流水量增加、河岸基质及附着植被稳定,均匀性可能会逐渐减小。

显著性指数 $Dominance$ 极值分化明显,沿河流方向,上游样带的指数要高于下游样带(图 2)。而在平行于河道方向上,指数呈逐渐增加的趋势(图 2),说明随着样带远离河道,一些适应缺水环境的物种逐渐占据优势;而在靠近河道的样带中,显著性指数普遍不高,其原因可能是不定期的河水泛滥可将尚未长成的

植株冲走(图 4, A)。

### 2.2 $\beta$ 多样性和生境相似性指数 $Bray-Curtis$ 的变化

P-样带中 $Bray-Curtis$ 指数均较高,最高达 0.998,亦即 2 个样方的生境几乎一致(图 5);而 L-样带中 $Bray-Curtis$ 整体较低(图 5)。此外, $Bray-Curtis$ 的最大值通常出现在距离河道较远的样带和样方中,说明距离河道越远,生境趋同性越高。

### 2.3 物种期望值、稀有指数和丰富度指数在 P-样带和 L-样带的变化

P-样带中,除了样带 A 和 D 以外,物种期望值 $Species\_estimated$ 是一种连续上升的态势(图 6),物种数随样带延伸不断增加,说明在 70 m 的 P-样带上,生境是不断变化的,这种变化与河道亦即水源的距离有

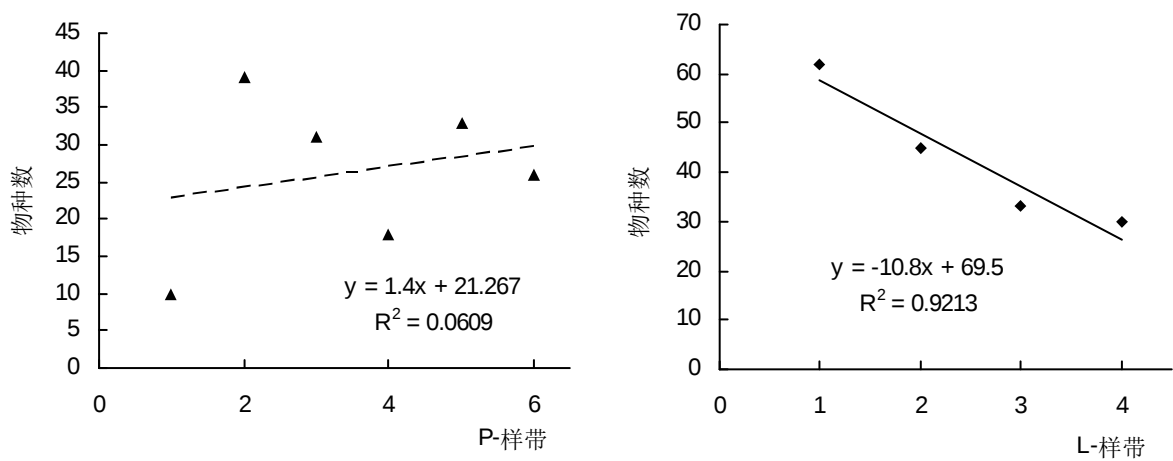


图3 实际物种数量在垂直河流P-样带和沿河平行L-样带的变化趋势



(A)靠近河道季节性淹没的洪泛区,显著性较低,远离河道则显著性高;(B)指示植物毛果茄 *Solanum virginianum* Linnaeus.

图4 元江干热河谷河漫滩地带的植被特征

| P-样带 (A) |   |       |       |       | P-样带 (B) |   |       |       |       |
|----------|---|-------|-------|-------|----------|---|-------|-------|-------|
|          | 1 | 2     | 3     | 4     |          | 1 | 2     | 3     | 4     |
| 1        |   | 0.056 | 0.032 | 0     | 1        |   | 0     | 0     | 0     |
| 2        |   |       | 0.597 | 0.016 | 2        |   |       | 0.998 | 0.178 |
| 3        |   |       |       | 0.024 | 3        |   |       |       | 0.183 |
| 4        |   |       |       |       | 4        |   |       |       |       |
| P-样带 (C) |   |       |       |       | P-样带 (D) |   |       |       |       |
|          | 1 | 2     | 3     | 4     |          | 1 | 2     | 3     | 4     |
| 1        |   | 0.385 | 0.062 | 0.038 | 1        |   | 0     | 0.327 | 0     |
| 2        |   |       | 0.221 | 0.189 | 2        |   |       | 0.285 | 0.419 |
| 3        |   |       |       | 0.666 | 3        |   |       |       | 0.652 |
| 4        |   |       |       |       | 4        |   |       |       |       |
| P-样带 (E) |   |       |       |       | P-样带 (F) |   |       |       |       |
|          | 1 | 2     | 3     | 4     |          | 1 | 2     | 3     | 4     |
| 1        |   | 0.432 | 0.432 | 0.208 | 1        |   | 0.012 | 0     | 0.002 |
| 2        |   |       | 0.773 | 0.421 | 2        |   |       | 0.068 | 0.024 |
| 3        |   |       |       | 0.726 | 3        |   |       |       | 0.915 |
| 4        |   |       |       |       | 4        |   |       |       |       |

(A) P-样带中生境相似性指数 *Bray-Curtis* 的变化

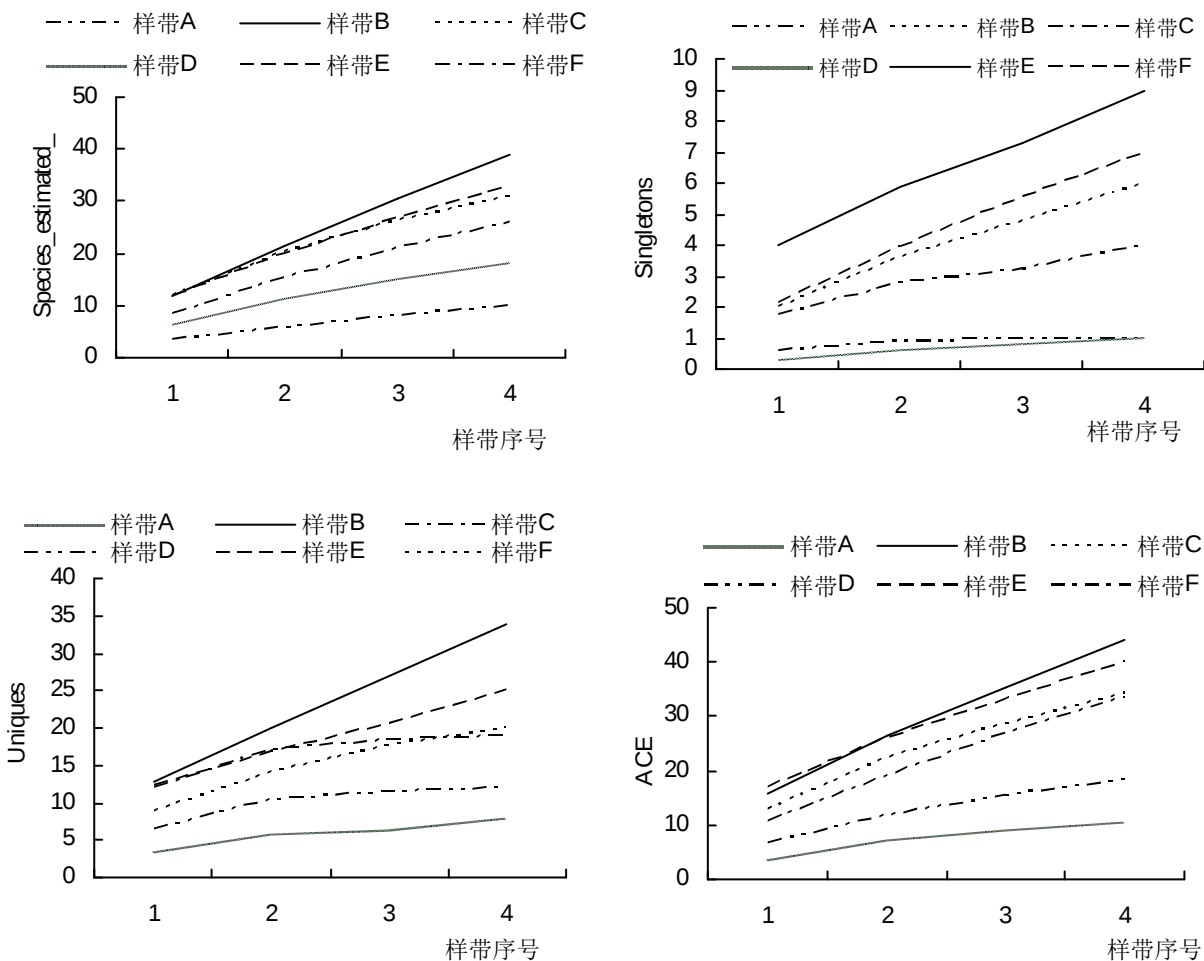
| L-样带 (1) |   |   |       |       |       |       | L-样带 (2) |   |   |       |       |       |       |
|----------|---|---|-------|-------|-------|-------|----------|---|---|-------|-------|-------|-------|
|          | 1 | 2 | 3     | 4     | 5     | 6     |          | 1 | 2 | 3     | 4     | 5     | 6     |
| 1        |   | 0 | 0.009 | 0.014 | 0.017 | 0     | 1        |   | 0 | 0.047 | 0.017 | 0.41  | 0.019 |
| 2        |   |   | 0.027 | 0.043 | 0.022 | 0     | 2        |   |   | 0     | 0.003 | 0     | 0     |
| 3        |   |   |       | 0.025 | 0.012 | 0.013 | 3        |   |   |       | 0.184 | 0     | 0     |
| 4        |   |   |       |       | 0.219 | 0     | 4        |   |   |       |       | 0.386 | 0.094 |
| 5        |   |   |       |       |       | 0     | 5        |   |   |       |       |       | 0.002 |
| 6        |   |   |       |       |       |       | 6        |   |   |       |       |       |       |

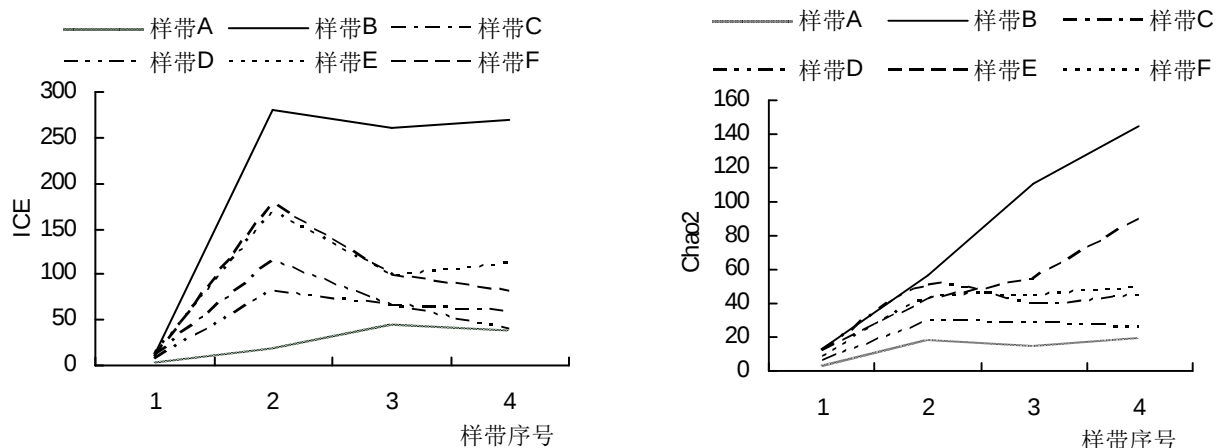
| L-样带 (3) |   |   |       |       |       |       | L-样带 (4) |   |   |       |       |       |       |
|----------|---|---|-------|-------|-------|-------|----------|---|---|-------|-------|-------|-------|
|          | 1 | 2 | 3     | 4     | 5     | 6     |          | 1 | 2 | 3     | 4     | 5     | 6     |
| 1        |   | 0 | 0.046 | 0     | 0.266 | 0.376 | 1        |   | 0 | 0.039 | 0.007 | 0.027 | 0     |
| 2        |   |   | 0     | 0     | 0     | 0     | 2        |   |   | 0     | 0     | 0     | 0.003 |
| 3        |   |   |       | 0.003 | 0.018 | 0.044 | 3        |   |   |       | 0     | 0     | 0     |
| 4        |   |   |       |       | 0.533 | 0.02  | 4        |   |   |       |       | 0.005 | 0     |
| 5        |   |   |       |       |       | 0.033 | 5        |   |   |       |       |       | 0     |
| 6        |   |   |       |       |       |       | 6        |   |   |       |       |       |       |

(B) L-样带中生境相似性指数Bray-Curtis的变化  
图5 不同类型样带上的生境相似性系数

关。靠近河道的样方常以耐水淹的植物为主,如积雪草 *Centella asiatica* (L.) Urban, 野 芋 *Colocasia antiquorum* Schott, 过江 藤 *Phyla nodiflora* (L.) E. L. Greene 等, 以及芦苇 *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. 的幼苗。但在远离河道的样方, 则代之以中生型或者耐旱型的植物, 如大叶山蚂蝗 *Desmodium*

*gangeticum* (L.) DC., 大叶千斤拔 *Flemingia prostrata* C. Y. Wu, 清香木 *Pistacia weinmanniifolia* J. Poisson ex Franchetgigantean 等。  
L-样带中, 从上游到下游, 物种期望值 *Species\_estimated* 呈连续上升的态势(图7)。上游样方中基本被草本和灌木所占据, 常见物种有荇草





样带A、B属于上游样带;C、D属于中游样带;E、F属于下游样带

图6 垂直河流P-样带中物种期望值、稀有性和丰富度指数的变化

*Arthraxon hispidus* (Trin.) Makino, 甜根子草 *Saccharum spontaneum* L., 类芦 *Neyraudia reynaudiana* (Kunth.) Keng 等。而在下游样方中, 优势物种则以乔木和灌木为主, 如构树 *Broussonetia papyrifera* (Linnaeus) L'Heritier ex Ventenat, 大叶山蚂蝗, 瘤腺叶下珠 *Phyllanthus myrtifolius* (Wight) Muell. Arg. (外来种) 等。

*Singletons* 指数在P-样带中呈稳定增长态势, 但样带A和D例外, 仅有1个物种以单个个体的形式存在, 分别为苦苣菜 *Ixeris polycephala* Cass. 和藟头 *Allium chinense* G. Don。下游样带E、F的 *Singletons* 指数要高于其他样带。而在L-样带中, *Singletons* 最大值出现在距河道最近的样带。

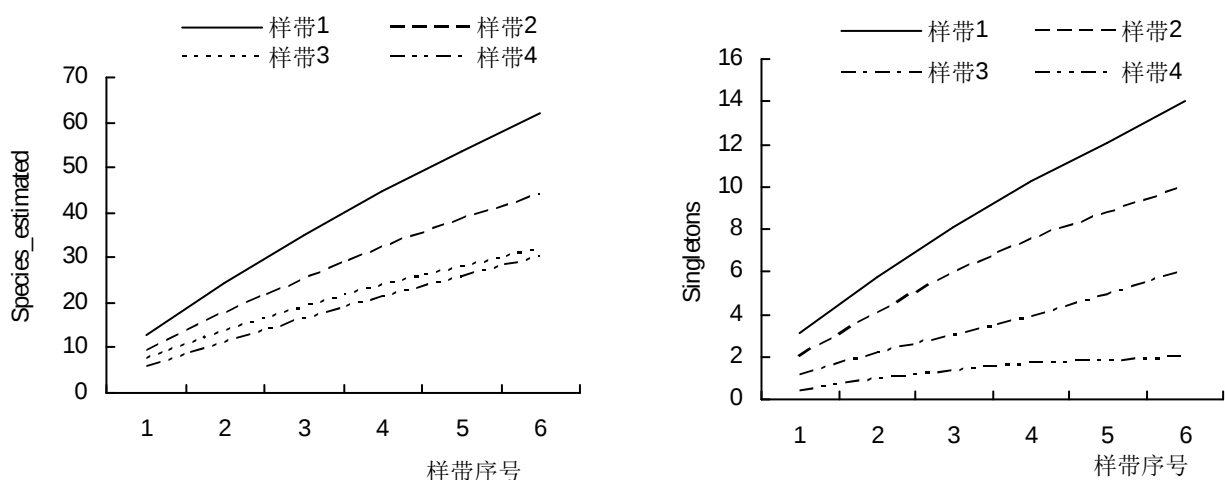
*Uniques* 指数在P-样带中的B、E和F中快速上升, 但是其在样带A、C和D中 *Uniques* 指数偏低, 且过早

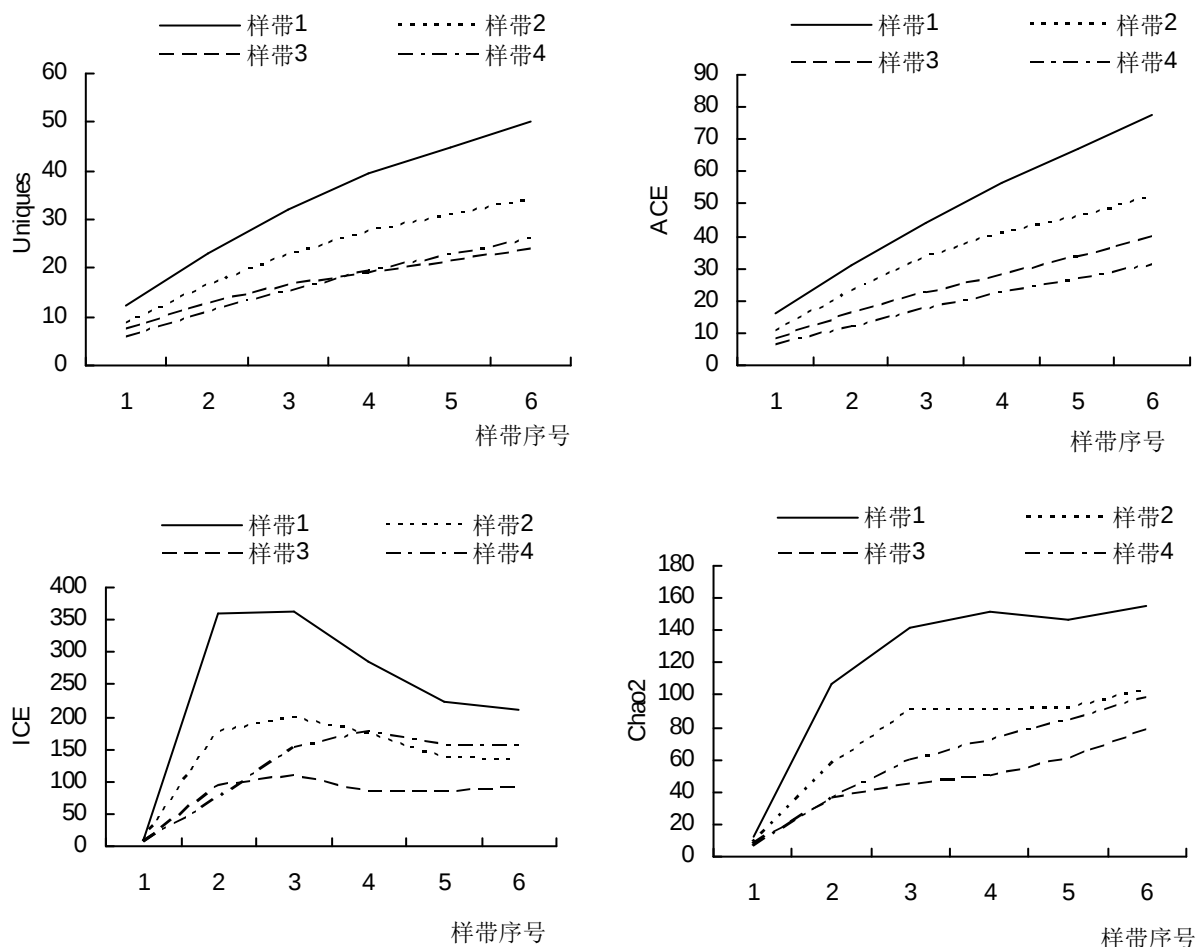
地出现转折点, 说明这3条样带中的样方过早地出现了生境同质化的现象。L-样带中 *Uniques* 指数在所有4条样带里面均呈现快速增长态势, 说明越往下游, 生境异质性越高。

在P-样带和L-样带中, *ACE* 指数与 *ICE* 和 *Chao2* 均差异太大, 不能相互验证, 因此不予采纳。P-样带中, 所有丰富度指数的曲线在样方2出现转折。此处距离河道25 m, 是河漫滩与河岸坡地之间的转折区域, 植株的根部供水状况收到影响。L-样带中, 河道附近样带的物种丰富度指数远远大于远离河道的样带。此结果可与P-样带的结果相互验证。

#### 2.4 指示种分析

共6个种被筛选出来作为候选的生境指示植物 ( $P < 0.05$ ), 分别为银合欢 ( $P = 0.002^*$ , 外来种, 世界广





样带1距河道5 m;样带2距河道25 m;样带3距河道45 m;样带4距河道65 m

图7 沿河平行L-样带物种期待指数、稀有指数和丰富度指数变化

布), 芦苇( $P=0.015^*$ , 本地种, 世界广布), 毛果茄( $P=0.019^*$ , 本地种, 区域性分布), 地毯草( $P=0.019^*$ , 外来种, 世界广布), 长柄山蚂蝗 *Hylodesmum podocarpum* ( $P=0.018^*$ , 本地种, 世界广布), 和藿香蓟( $P=0.011^*$ , 外来种, 世界广布)。世界广布种对于本地生境没有指示意义, 因此毛果茄(图4, B)是唯一区域性分布的物种。环境选择性上, 它是一种典型的河滩沙地植物, 生长海拔100~1300 m, 严格限定在干热河谷高温干旱的气候区间。因此它可以作为元江干热河谷的生境指示种。

### 3 讨论

#### 3.1 河谷内水分状况与植物的分布

在P-样带中, 物种期望值、稀有指数和丰富度指数的变化揭示出水分供给和植物之间的相互关系。首先, 物种期望值指数已明显指示远离河道的位置可发现更多不同的植物种类。其次, 稀有指数 *Singletons* 和 *Uniques* 的增长变化与距离河道的远近有关。物种丰富度指数 *ICE* 和 *Chao2* 的变化显示距离河道越近, 物

种数越多。因此, 在元江干热河谷中, 物种的分布与河道水源补给强烈相关, 受到元江水流大小的影响。这与其他研究的结果是相似的<sup>[18]</sup>。

所有受调查的样带都位于河谷内的低海拔位置, 空气干燥。因此, 在空气补水无法实现的情况下, 植物的生长只能依赖于根部吸水<sup>[19]</sup>。干热河谷内附生植物严重缺乏。水分补给决定着植物的生长和分布, 是所有环境因子中的决定性因子<sup>[20-21]</sup>。与此同时, 物种丰富度被认为是环境空气湿度的反映<sup>[21-22]</sup>或被看作是环境湿度与凉爽气温的最佳指标<sup>[23]</sup>。然而, 在干热河谷环境下, 空气湿度视为可忽略指标, 植物的生长与根部地下水供给紧密相关。河漫滩植物被认为是减弱河水冲刷作用并保护河岸<sup>[24]</sup>, 但是我们的调查结果显示元江-红河水流较急, 且季节性洪水明显, 河漫滩植物的生长明显受限, 漫滩植被无法向更高阶段发展。因此, 物种期望值 *Species\_estimated* 和物种丰富度指数 *ICE* 和 *Chao2* 在靠近河岸的样带和样方中偏高, 但是植株数量很少, 仅有少数物种种群能够发展壮大, 如牛筋草

*Eleusine indica* (L.) Gaertn., 银胶菊 *Parthenium hysterophorus* L. (外来种) 和香附子 *Cyperus rotundus* L.。这些种的成功完全归功于它们发达的根系,在洪水来临时可以将植株牢牢固定住。

### 3.2 河谷内的生境异质性

植物的生长和分布与其生活环境的环境因子紧密关联。生境异质性理论认为不同植物对环境的需求差异主要体现在生长基质、水分、温度、养分等各个方面<sup>[25]</sup>。在长期的演化与适应过程中,植物种类与生境因子之间的关系相对固定下来,特定的植物或植物组合可以反映特定的环境<sup>[26-28]</sup>。复杂和多样化的生境可以支持更多的植物种类,而单一的环境支持的物种数要少得多<sup>[29]</sup>。而此研究的结果证明,在元江干热河谷低海拔的地区,整体环境属于高温干燥的环境,但仍有小生境存在。对于植物而言,决定生存的主要因子就是水分的可获得性,因此水因子是元江干热河谷小生境的主要决定因子。根据多样性指数 $\alpha$ 、稀有指数 *Singletons* 和 *Uniques* 分别在 L-样带和 P-样带中的表现可知,随着河流向下游延伸,以及随着样方靠近河岸水源地,样方及样带的生境异质性都呈逐步增强的趋势。结合 *Bray-Curtis* 指数,其指征距离河道越远,生境趋同性越高,还是说明水分在生境中的决定左右。而在该区域的主要水源补给来自河道,随着样带样方远离河道,河水补给急剧减少,导致了生境趋同化。但是需要注意的是,随着干扰的加剧,这些小生境随时可能会消失。

### 3.3 指示种分析

指示种与环境因子的关系紧密,指示种种群的发生、扩大、缩小、更新等过程反映了环境因子的动态变化。由于不同的植物指示种适应于不同的生境以及环境因子,有的种还具有严格的生境限制,对环境具有严格的选择性,对环境因子的变化敏感,因此它们是指示当地环境演变过程的首选<sup>[30]</sup>。毛果茄作为一种区域性分布的本土植物,仅分布于阿富汗、印度次大陆和华南地区,具有典型的植物表型特征和环境选择特征。在元江干热河谷中,黄果茄的生境严格限制在中上游河段低海拔地区形态特征上,具有多刺、表皮蜡质、茎木质化或半木质化以及根系发达等耐旱植物的典型特征,而这些特征反映了该物种对长期燥热干旱气候的生态适应过程。因此,选择毛果茄作为元江干热河谷的环境只是植物是比较合适的。

## 4 结论与建议

元江干热河谷低海拔地区水热分布特殊,尽管靠近河流,但是空气干燥,气温高,生境单一,植被发育不

良、生物多样性低、物种稀少。水源供给是影响元江干热河谷里面生物多样性和物种分布的决定性因子。沿河道周边的特异性小生境是植物的避难所,这些小生境为干热河谷里面的生物多样性做出了贡献。但是随着全球变化的加剧和人类影响的扩大化,这些小生境的存在岌岌可危。我们可以利用毛果茄作为元江干热河谷生境变化的指示种,当然这需要更多深入细致的研究。关于干热河谷内主要环境因子如水分、温度的长期变化规律及其驱动机制也需要更多深入细致的分析。

## 参考文献

- [1] HEA Z, DUA J, CHENA L, et al. Impacts of recent climate extremes on spring phenology in arid-mountain ecosystems in China [J]. *Agricultural and forest meteorology*, 2018, 260-261: 31-40.
- [2] SRIVASTAVA P, SINGH R, TRIPATHI S, et al. Understanding the complex interaction between soil N availability and soil C dynamics under changing climate conditions [J]. *Soil management and climate change*, 2018, 20: 337-348.
- [3] JINA J, WANG Q, WANG J, et al. Tracing water and energy fluxes and reflectance in an arid ecosystem using the integrated model SCOPE [J]. *Journal of environmental management*, 2019, 231: 1082-1090.
- [4] ABOTSI K E, BOSE R, ADJOSSOU K, et al. Ecological drivers of pteridophyte diversity and distribution in Togo (West Africa) [J]. *Ecological indicators*, 2020, 108: 105741.
- [5] 许再富,陶国达,禹平华,等. 元江干热河谷山地五百年来植被变迁探讨 [J]. *云南植物研究*, 1985(04): 45-54.
- [6] CHEN N S, ZHOU W, YANG C L, et al. The processes and mechanism of failure and debris flow initiation for gravel soil with different clay content [J]. *Geomorphology*, 2010, 121(3-4): 222-230.
- [7] SU Z, XIONG D, DONG Y, et al. Hydraulic properties of concentrated flow of a bank gully in the dry-hot valley region of southwest China [J]. *Earth surface processes and landforms*, 2015, 40(10): 1351-1363.
- [8] JOST L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components [J]. *Ecology*, 2007, 88: 2427-2439.
- [9] COLWELL R K. Estimates: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9.1. 2012 User's Guide and application published at <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/EstimateSPages/AboutEstimateS.html> (14 July 2019, date last accessed).
- [10] CHAO A, HWANG W H, CHEN Y C, et al. Estimating the number of shared species in two communities [J]. *Statistica sinica*, 2000: 227-246.
- [11] BOLKER B M, BROOKS M E, CLARK C J, et al. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution [J]. *Trends in ecology and evolution*, 2009, 24(3): 127-135.
- [12] PINHEIRO J, BATES D, DEBROY S, et al. The R Development Core Team. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R

- Package Version 3.1-98. [http://web.mit.edu/~r/current/arch/i386\\_linux26/lib/R/library/nlme/html/lme.html](http://web.mit.edu/~r/current/arch/i386_linux26/lib/R/library/nlme/html/lme.html) (19 July 2019, date last accessed).
- [13] Oksanen J, Blanchet F G, Kindt R, et al. vegan: Community Ecology Package. R Package Version 1.17-8. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (18 July 2020, date last accessed).
- [14] Shapiro S S, Wilk M B. An analysis of variance test for normality (complete samples)[J]. *Biometrika*, 1965, 52: 591-611.
- [15] Dufrêne M, Legendre P. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach[J]. *Ecological Monographs*, 1997, 67: 345-366.
- [16] Cáceres M, Legendre P. Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference[J]. *Ecology*, 2009, 90: 3566-3574.
- [17] Giovannini L, Laiti L, Serafin S, et al. The thermally driven diurnal wind system of the Adige Valley in the Italian Alps[J]. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 2017, 143(707): 2389-2402.
- [18] Kreft H, Jetz W, Mutke J, et al. Contrasting environmental and regional effects on global pteridophyte and seed plant diversity[J]. *Ecography*, 2010, 33(2): 408-419.
- [19] Watkins J J E, Cardelús C, Colwell R K, et al. Species richness and distribution of ferns along an elevational gradient in Costa Rica[J]. *American Journal of Botany*, 2006, 93(1): 73-83.
- [20] Yang F C, Zhang C L, Wu G, et al. Endangered pteridophytes and their distribution in Hainan Island, China[J]. *American Fern Journal*, 2011, 101(2): 105-117.
- [21] 杨逢春, 胡新文, 尤莉莉. 海南蕨类植物自然分布及区系组成[J]. *云南植物研究*, 2007, 29(2): 155-160.
- [22] Bhattarai K R, Vetaas O R, Grytnes J A. Fern species richness along a central Himalayan elevational gradient, Nepal[J]. *Journal of Biogeography*, 2004, 31(3): 389-400.
- [23] Temmerman S, Bouma T J, Van de Koppel J, et al. Vegetation causes channel erosion in a tidal landscape[J]. *Geology*, 2007, 35(7): 631-634.
- [24] Hamm M, Drossel B. Habitat heterogeneity hypothesis and edge effects in model metacommunities[J]. *Journal of theoretical biology*, 2017, 426: 40-48.
- [25] Karst J, Gilbert B, Lechowicz M J. Fern community assembly: the roles of chance and the environment at local and intermediate scales [J]. *Ecology*, 2005, 86(9): 2473-2486.
- [26] Yang F C, Grote P J. Riverine vegetation and environments of a Late Pleistocene river terrace, Khorat Plateau, Southeast Asia[J]. *Palynology*, 2018, 42(2): 158-167.
- [27] Yang F C, Grote P J, Zhang S T. The evolution of Mun River in Southeast Asia, and its relationship with the environmental changes in the late Middle Pleistocene, based on sedimentologic and palynological evidences [J]. *Quaternary International*, 2019, 519: 50-57.
- [28] Rajakaruna H, Drake D A R, Chan F T, et al. Optimizing performance of nonparametric species richness estimators under constrained sampling[J]. *Ecology and evolution*, 2016, 6(20): 7311-7322.
- [29] Torimaru T, Akada S, Ishida K, et al. Species habitat associations in an old-growth beech forest community organized by landslide disturbances[J]. *Journal of Forest Research*, 2018, 23(2): 98-104.
- [30] Bergeron A, Pellerin S. Pteridophytes as indicators of urban forest integrity[J]. *Ecological Indicators*, 2014, 38: 40-49.