

# 中国蔷薇科植物多样性格局及其资源植物保护现状

邹东廷<sup>1</sup> 王庆刚<sup>2</sup> 罗 奥<sup>1</sup> 王志恒<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>北京大学城市与环境学院, 北京大学生态研究中心, 北京大学地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871; <sup>2</sup>中国农业大学资源与环境学院, 北京市生物多样性与有机农业重点实验室, 北京 100193

**摘 要** 蔷薇科(Rosaceae)是在中国广泛分布并具有重要经济价值的植物类群, 但蔷薇科资源植物的物种多样性格局及其保护状况尚缺乏较系统的评估。该文旨在: 1)整理中国蔷薇科资源植物名录, 显示其物种多样性格局及热点地区, 并探究这一格局的形成机制。2)评估中国蔷薇科资源植物的保护状况, 为其保护规划提供基础数据。通过广泛收集整理《中国植物志》、省级植物志等资料中关于蔷薇科的记录, 建立了中国蔷薇科物种名录(共914种), 确定了物种的主要经济用途(包括食用植物、园林绿化植物、药用植物和水果种质资源), 并建立了每种植物的高精度分布图。在此基础上, 估算了蔷薇科全部物种及主要资源植物类别的物种多样性格局, 并利用广义线性模型和冗余分析探讨了蔷薇科物种多样性格局与环境的关系。最后将物种分布与中国国家级和省级自然保护区进行叠加分析, 评估了蔷薇科植物的保护现状。结果显示: 1)四川盆地北部、东部和西部山区以及横断山区是中国蔷薇科植物的热点地区。2)蔷薇科植物多样性主要受水分因子影响。3)横断山区、云南东南部和西藏东南部等地是保护薄弱物种集中的区域, 而悬钩子属(*Rubus*)等类群的保护不足。

**关键词** 蔷薇科; 物种多样性; 水分因子; 资源植物; 植物多样性保护; 自然保护区

邹东廷, 王庆刚, 罗奥, 王志恒 (2019). 中国蔷薇科植物多样性格局及其资源植物保护现状. 植物生态学报, 43, 1–15. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0091

## Species richness patterns and resource plant conservation assessments of Rosaceae in China

ZOU Dong-Ting<sup>1</sup>, WANG Qing-Gang<sup>2</sup>, LUO Ao<sup>1</sup>, and WANG Zhi-Heng<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Institute of Ecology and Key Laboratory for Earth Surface Processes of the Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China; and <sup>2</sup>College of Resources and Environmental Sciences, and Key Laboratory of Biodiversity and Organic Farming of Beijing City, China Agricultural University, Beijing 100193, China

### Abstract

**Aims** Rosaceae is a widely-distributed family with numerous economic resource plants in China. However, the species richness pattern and the current conservation status of resource plants remain poorly evaluated. Here we aim to identify the economic resource plants of Rosaceae in China, estimate the species richness patterns for all Rosaceae plants combined and for different resource groups and evaluate the relationships between species richness patterns and environmental variables. We also evaluate the current conservation status of economic resource plants of Rosaceae.

**Methods** We first made the species list of all 914 Rosaceae species in China and identified the species with different economic usages, including edible, ornamental, medicinal plants and fruit germplasm resources. We then collected high-resolution distribution maps of all Rosaceae species, estimated the species richness patterns by overlapping these maps, and identified the diversity hotspots of different species groups. With high-resolution environmental data, we compared the effects of different environmental variables on the species richness and species composition of all Rosaceae species combined and the four main resource groups using generalized linear models (GLM) and redundancy analysis (RDA). Finally, we evaluated the conservation status of Rosaceae with distribution data overlaid by maps of nature reserves of China in ArcGIS.

**Important findings** 1) The species richness hotspots of Rosaceae in China are mainly located in the mountain areas in the north, east and west of Sichuan basin as well as Hengduan Mountains. 2) Species richness patterns of Rosaceae are mainly determined by humidity factors. 3) Poorly protected species are mainly in Hengduan Mountains, Southeast Yunnan and Xizang, and concentrated in the genus of *Rubus*.

收稿日期Received: 2018-04-18 接受日期Accepted: 2018-05-29

基金项目: 国家重点基础研究发展计划(2017YFA0605101)和国家自然科学基金(31522012、31470564和31621091)。Supported by the National Basic Research Program of China (2017YFA0605101), and the National Natural Science Foundation of China (31522012, 31470564 and 31621091).

\* 通信作者Corresponding author (zhiheng.wang@pku.edu.cn)

**Key words** Rosaceae; species richness; humidity; plant resource; plant diversity conservation; natural reserve

Zou DT, Wang QG, Luo A, Wang ZH (2019). Species richness patterns and resource plant conservation assessments of Rosaceae in China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 43, 1–15. DOI: 10.17521/cjpe.2018.0091

地球上不同区域物种多样性存在着差异,即生物多样性的空间格局。这一格局的成因一直是生态学和生物地理学的核心问题(Gaston, 2000; Wang *et al.*, 2012a)。研究物种多样性的空间格局及其成因不仅可以加深对不同区域的地质历史、环境变迁、生物演化和迁移等重要生物地理学过程的认识(Ricklefs, 2004),也有助于提升人们对物种多样性和资源的保护能力。从20世纪末以来,科学家对这类问题进行了大量探讨(Wang *et al.*, 2012a),目前关于物种多样性空间格局的成因已有百余种理论假说(Palmer & White, 1994; 王志恒等, 2009),但不同假说的相对作用仍存在广泛争议。

物种多样性空间格局被认为是现代环境和进化历史共同作用的结果(Brown, 2014)。现代环境因素主要包括现代气候和生境异质性。现代气候(如水热条件、气候季节性等)可以影响一个地区的物种承载力(即水热条件较好、气候季节性较低的地区可以承载更多的物种),从而影响物种多样性的格局(Currie, 1991; O'Brien, 1993; McGlone, 1996)。如能量和水分条件较差的地区植物的光合作用(Schneider & Childers, 1941)、水分运输(Cavender-Bares *et al.*, 2005)和生殖(Morales *et al.*, 2013)等过程都可能受到不同程度的限制,故植物在这些地区的分布也会受到限制,表现为物种多样性较低(Whittaker *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2013)。生境异质性可提供多样化的生存环境,为物种的共存提供更多的生态位,并且生境异质性较高的山地地区可以作为极端气候下的避难所,从而容纳更多物种(Stein *et al.*, 2014; Shrestha *et al.*, 2018)。物种多样性格局还受进化历史的影响。进化历史因素主要在物种形成和物种扩散两方面起作用。造山运动等地质活动可以加快进化过程,从而促使新物种快速分化,增加地区的物种多样性(Fjelds  *et al.*, 2012; Hughes & Atchison, 2015)。同时物种扩散受到生态位保守性的制约。生态位保守性假说认为物种多样性格局受到其祖先生态位的影响,由于进化限制物种更倾向于保有其祖先所在的气候生态位,更难适应其他气候条件,故气候条件和某类群祖先生态位差距越大的地区,该类群的物种多样性越少(Wiens & Donoghue, 2004;

Wang *et al.*, 2011; Xu *et al.*, 2013)。此外,历史气候变化也被认为是影响物种扩散和多样性格局的重要因素。如末次冰期气候较温和的地区会有更多的物种生存下来而非迁移或绝灭,从而现代气候与冰期差异较小的地区物种多样性较高(Svenning & Skov, 2007a; Liu *et al.*, 2017)。影响不同类群物种多样性格局因素的相对重要性尚没有一致性的结论(Shrestha *et al.*, 2018),同一类群在不同地区的多样性格局也可能受不同因素控制。故对于特定类群、特定地区而言其物种多样性格局的形成机制仍值得研究。

资源物种是对人类生产生活具有直接或潜在经济价值的物种,包括野生可收获植物(wild harvested plants)和作物的野生近缘种(crop wild relatives),前者可以直接为人类提供食物和原材料并衍生相关产业,后者则作为现代作物的种质资源在作物育种中起到巨大的作用(Brehm *et al.*, 2010; Sher *et al.*, 2012)。资源物种包括食用、药用、园林绿化观赏、油料、糖料、蜜源、木材、牧草、纤维等类别,以及对应的种质资源(近缘种)等(俞德浚等, 1989)。资源物种由于对人类的经济社会发展意义重大,应该受到优先保护,但传统保护生物学关于物种保护优先级的评估更关注物种的受威胁性而对物种的经济价值较为忽视(Brehm *et al.*, 2010)。所以资源物种的多样性格局及热点地区更应该受到关注,以凸显其在植物保护方面的意义。

蔷薇科是北半球温带地区具有代表性的一个科,全球有3亚科,88–100属,约3 000种(Xiang *et al.*, 2017),中国有51属1 000余种(Wu & Raven, 1994–2009)。蔷薇科包含桃亚科(*Amygdaloideae*)、蔷薇亚科(*Rosoideae*)和仙女木亚科(*Dryadoideae*)三个亚科,其中桃亚科和蔷薇亚科包含许多常见的水果(如苹果*Malus domestica*、桃*Amygdalus persica*、草莓*Fragaria × ananassa*)、花卉(如月季花*Rosa chinensis*)和药材种类,对人类的生产生活具有重大经济价值(Zhang *et al.*, 2017)。目前对蔷薇科的研究主要集中于基因与进化(Amsellem *et al.*, 2000; Fan *et al.*, 2013; Ru *et al.*, 2015)、生理学(Wells *et al.*, 2002; Wheeler *et al.*, 2005; Lin-Wang *et al.*, 2010)、系统学(Lee & Wen, 2001; Potter *et al.*, 2007; Shi *et al.*,

2013)等方面研究。然而, 关于蔷薇科物种多样性格局及其保护的相关研究只有少量的报道(如伊朗的蔷薇科(Peyravi, 2015)和秘鲁安第斯山区*Polylepis*属(Mendoza & Cano, 2011))。尤其是蔷薇科植物极为丰富的中国尚没有蔷薇科及其资源植物的多样性格局保护研究报道, 主要原因是缺少较精细分辨率的国家尺度上的分布数据。

针对上述问题, 本研究利用较为精细的物种分布数据(50 km × 50 km), 分析中国蔷薇科及其资源植物的物种多样性格局, 评估其保护状况。具体而言, 本研究着重探索了以下问题: 1) 中国蔷薇科整体及各类资源植物物种多样性格局如何? 其热点地区分布在什么区域? 中国蔷薇科物种多样性与气候、地形和过去气候变化等环境因子具有怎样的关系? 2) 中国蔷薇科植物, 特别是其中的资源植物受保护的状况如何?

## 1 材料和方法

### 1.1 数据与材料

#### 1.1.1 物种名录

本研究所使用的蔷薇科物种名录主要来自《Flora of China》修订版(Wu & Raven, 1994–2009), 并依据其异名和接受名体系确定了本文中国蔷薇科物种接受名名录。在此基础上, 我们去除了外来种和原产地无法确定的栽培种, 并将种下单位合并至种水平。最终结果显示, 中国境内共有蔷薇科物种914个。

蔷薇科物种的经济用途很广。本研究按照经济用途, 将蔷薇科物种归为食用(包括提供淀粉和寡糖)、园林绿化、药用和水果种质资源4类资源植物。其中, 食用植物类参考了《中国植物志》第36–38卷(俞德浚等, 1989)、《中国食用本草——植物卷》(郑汉臣等, 2003)、《中国经济植物志》(中华人民共和国商业部土产废品局和中国科学院植物研究所, 2012)等资料。园林绿化植物类参考了《中国植物志》第36–38卷(俞德浚等, 1989)、《园林景观植物树木图典》(汪荣先, 2010)、《园林植物1000种》(刘与明和黃全能, 2012)、《园林景观植物图鉴》(周洪义, 2009)、《中国作物及其野生近缘植物——花卉卷》(董玉琛和刘旭, 2007)以及《经济植物手册》(胡先骕, 1955)等资料。药用植物类参考了《中国药用植物志》(艾铁民, 2016)、《中国药用植物图鉴》(第二军医大学

药学系生药学教研室, 1960)、《中国药用植物(一)》(叶华谷等, 2014)、《中国植物志》第36–38卷(俞德浚等, 1989)和《中国经济植物志》(中华人民共和国商业部土产废品局和中国科学院植物研究所, 2012)等资料。水果种质资源类根据《中国植物志》第36–38卷(俞德浚等, 1989)等共计76部(篇)文献, 由于参考资料较多, 故列于附录I。

根据近期发表的《中国高等植物受威胁物种名录》(覃海宁等, 2017), 我们标记了中国蔷薇科物种的濒危等级。这一名录反映了目前对中国高等植物受威胁情况最全面的评估。根据IUCN濒危物种红色名录标准, 濒危等级分为极危(CR)、濒危(EN)和易危(VU)。对同一个物种的不同种下单位有不同濒危等级的, 则按照VU-EN-CR的顺序全部标记(如EN-CR, VU-EN等)。结果显示, 中国蔷薇科共有58个受威胁物种。

中国蔷薇科全部物种名录、每个物种所属资源类型及受威胁状况等信息见附录II。

#### 1.1.2 物种分布数据

本研究所使用的物种分布数据来自《中国木本植物分布图集》(Fang *et al.*, 2011; Wang *et al.*, 2011)、中国国家标本资源平台(<http://www.nsii.org.cn/>)、“中国种子植物”数据库以及部分省级植物志, 并用《Flora of China》修订版(Wu & Raven, 1994–2009)进行了校对。物种分布数据的空间分辨率为县级。为增加物种分布数据的准确性, 我们在收集物种分布数据时, 将中国西部地区(特别是新疆南部、西藏北部)部分面积较大的县划分为多个部分, 并根据物种的分布生境、海拔等信息确定物种在这些县内的分布区域。全部空间分布单元的面积中位数为1 960.54 km<sup>2</sup>。为了消除面积对物种多样性估算的影响, 本研究用Arcgis 9.3 (ESRI, Redlands, CA)将县级分布数据转化为阿尔伯斯投影(正轴等积割圆锥投影)下分辨率为50 km的网格形式, 同时去掉了位于边界地区(包括陆上国界与海岸线)且边界内部面积小于网格大小一半(1 250 km<sup>2</sup>)的网格。另外, 由于数据限制, 本研究未包含台湾和海南岛以外的其他岛屿。最终, 研究区共有3 794个网格用于后续物种多样性格局估算及统计分析。附录II显示了每个物种分布区所涵盖的网格数。

#### 1.1.3 环境数据

本研究所使用的气候数据包括现代气候数据、

末次冰期气候数据以及生境异质性数据, 其中, 现代气候因子分为气温、降水和气候季节性。温度因子包括年平均气温(*MAT*)、最冷季平均气温(*MTCQ*)、最暖季平均气温(*MTWQ*)。降水因子包括年降水量(*AP*)、湿润指数(*MI*)和年实际蒸散量(*AET*)。气候季节性因子包括温度季节性(*TSN*)和降水季节性(*PSN*)。其中, *MAT*、*MTCQ*、*MTWQ*、*AP*、*TSN*和*PSN*数据来自Worldclim网站(Hijmans *et al.*, 2005), 原始分辨率为1', 在Arcgis 10.0 (ESRI, Redlands, CA)中重采样到50 km。*TSN*定义为月平均气温的标准差, 而*PSN*则定义为月降水量的变异系数(Hijmans *et al.*, 2005)。*AET*和*MI*按照Thornthwaite和Hare (1955)的方法计算得到, 分别反映了在降水限制下地区实际可以蒸散的水分以及在考虑了潜在蒸散后的水分供应状况(McCabe *et al.*, 1990)。

生境异质性因子包括海拔高差(*ELER*)、年平均气温空间差异(*MATR*)和年降水量空间差异(*APR*)。*ELER*由每个网格中最高和最低海拔的差值计算而来, 用以表现地形的复杂性(Kerr & Packer, 1997)。海拔数据来自数字地形模型GTOPO30 ([http://eros.usgs.gov/#/Find\\_Data/Products\\_and\\_Data\\_Available/gtopo30\\_info](http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30_info)), 原始分辨率为3", 重采样到100 m。类似地, *MATR*和*APR*由每个网格中最高和最低的年平均气温(年降水量)与最低的年平均气温(年降水量)的差值计算而来。由于生境异质性因子均呈显著右偏分布, 参考以往研究(如Wang *et al.*, 2011), 在后续统计分析中, 这些变量均取自然对数。

末次盛冰期(LGM)以来的气候变化包括LGM以来的年平均气温变化(anomaly\_*MAT*)、LGM以来的年降水量变化(anomaly\_*AP*)、LGM以来年平均气温变化的空间迁移速率(velocity\_*MAT*)以及LGM以来年降水量变化的空间迁移速率(velocity\_*AP*)。anomaly\_*MAT*和anomaly\_*AP*为LGM时期*MAT* (*AP*)和现代*MAT* (*AP*)的差值[即( $MAT_{\text{present}} - MAT_{\text{LGM}}$ )和( $AP_{\text{present}} - AP_{\text{LGM}}$ )](Sandel *et al.*, 2011), 反映了LGM时期以来各地气候变化的幅度。velocity\_*MAT*和velocity\_*AP*则表示为了追踪*MAT*或*AP*的变化, 生物从LGM时期到现代平均每年需要迁移的距离。这些指标和该地区LGM时期以来的气候变化速率有关, 同时和该地区地形复杂度、植被类型等因素有关(Loarie *et al.*, 2009)。Velocity的计算方法参见Loarie等(2009)。LGM时期的气候数据来自Worldclim网站,

由大气环流模型(GCM)计算而来, 利用统计方法降尺度到分辨率2.5' (Hijmans *et al.*, 2005)。在计算LGM时期气候数据的过程中, 有3种常用的GCM模型——MIROC-ESM (Watanabe *et al.*, 2011), CCSM v3 (Collins & Halliday, 2005)和CCSM v4 (Gent & Danabasoglu, 2011)。Kimura等(2014)的研究表明, MIROC-ESM模型重建的气候数据对过去植被分布的复原准确度高于CCSM模型, 且方差小于CCSM模型。故本研究采用MIROC-ESM模型的重建结果(Wang *et al.*, 2017)。各环境变量之间的Pearson相关系数显示在附录III中。

#### 1.1.4 保护区分布数据

中国自然保护区分布数据来自Zhang等(2015)。该数据库收集了截至2012年底中国建立的334个国家级自然保护区和857个省级自然保护区的数字边界, 并记录了保护区的位置、面积、保护标的等基本信息。本数据库不包含台湾岛的数据。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 物种多样性格局与环境因子的关系

首先, 我们利用50 km × 50 km的物种分布数据, 估算了每个网格中的物种多样性, 并用Arcgis 10.5绘制了蔷薇科全部物种的物种多样性格局。其次, 根据物种名录, 我们分别估算了四类资源植物(即食用植物、园林绿化植物、药用植物和水果种质资源)的物种多样性格局。第三, 我们估算了每个网格内每类资源植物占全部物种的比例, 并绘制了其地理格局。第四, 我们定义每类资源植物物种多样性最高的5%的网格(物种数为0的网格不计)为其多样性热点地区(Orme *et al.*, 2005; Shrestha *et al.*, 2018)。然后将四类资源植物的热点地区进行叠加, 筛选出每类资源植物独有的热点地区以及两类、三类和四类资源植物共有的热点地区, 分别定义为“单一热点”、“二类热点”、“三类热点”和“四类热点”, 并分析了这些热点地区的保护价值。

基于物种多样性格局和各类环境因子, 本研究通过具有泊松残差的广义线性回归模型分析了蔷薇科全部物种和各类资源植物物种多样性与环境因子之间的关系, 并提取了模型的回归系数(即环境因子每变动一个单位, 物种多样性变化的大小)和Pseudo- $R^2$ , 以评估二者相关性强弱(Shrestha *et al.*, 2018)。为进一步分析物种分布与环境因子的关系, 我们以物种分布矩阵为因变量, 和环境因子矩阵为

约束变量进行冗余分析(RDA), 提取了物种得分与环境因子得分的前两个RDA轴, 在二维图上显示, 以探究物种分布与环境因子的关系。

### 1.2.2 蔷薇科物种的保护现状与保护弱点分析

首先, 我们将中国的国家级和省级自然保护区显示在地图上, 并和一至四类热点地区地图进行叠加并制图, 以直观地显示这些热点地区受保护的状况。对于每一个网格, 我们计算了自然保护区在其中的面积和个数, 并以如下4个指标评估了其受保护的状况。1)有无保护区覆盖。当网格内保护区面积不小于5 km<sup>2</sup> (这一数值为最小保护区的面积)时, 认为该网格被保护区覆盖。实际共录得1 849个被保护区覆盖的网格。2)网格内的保护区个数。只有在有一个网格被保护区覆盖时, 才将其计入保护区个数。3)保护区覆盖面积占网格面积的比例。4)保护区覆盖面积是否小于网格面积的10%。这些指标可以从不同方面反映每一个网格受保护的状况。对于热点地区, 我们重点提取了蔷薇科全部物种的热点地区、各类资源植物的热点地区以及一至四类热点地区, 并计算了热点地区网格内上述4个评价指标的均值, 用以反映不同类别热点地区受保护的状况。

其次, 我们从物种的总分布范围和其在被保护区覆盖的网格中的分布范围的差异考量其受保护的程。首先, 我们将物种分布区按照面积大小升序排列, 取前25%作为狭域种(Jetz & Rahbek, 2002; Shrestha *et al.*, 2018), 共获得狭域种225个。其次,

将物种分布区按照其中被保护区覆盖的网格数升序排列, 取前25%作为受保护较差的物种, 共获得226种。第三, 将狭域种和受保护较差的物种取交集, 作为保护薄弱物种, 共计209种。我们认为这些物种是蔷薇科植物的保护薄弱物种。接下来, 我们估算了保护薄弱物种的多样性格局, 并在Arcgis 10.5中制图, 以确定蔷薇科物种的保护薄弱区(亦即保护优先区)。同时, 我们统计了保护薄弱物种的资源类型, 以探究哪种资源类型的蔷薇科植物更缺乏保护。

最后, 本研究比较了蔷薇科不同属内资源植物的数量及受保护状况的差异。根据物种名录, 我们筛选出物种数量超过15的属, 分析了其各类资源植物的种数。在此基础上, 我们计算了各属保护薄弱物种的种数及其占该属全部物种的比例, 以评估资源植物被保护状况是否存在属间差异。

全部的计算与分析工作在R v3.3 (<https://cran.r-project.org/>)中完成。

## 2 结果

蔷薇科的资源物种主要集中在一些物种数量较多的属(如悬钩子属*Rubus*、蔷薇属*Rosa*和委陵菜属*Potentilla*)和另一些较小的木本植物属(如苹果属*Malus*和山楂属*Crataegus*)内(表1)。几个较大的属的主要资源类型各具特色: 如悬钩子属主要以水果种质资源为主, 蔷薇属主要以园林花卉为主, 而委陵菜属主要以药用植物为主。而较小的木本植物属则主要拥有高比例的水果种质资源(表1)。

表1 蔷薇科内超过15个物种的属及其资源和保护薄弱物种状况

Table 1 Numbers of resources plant species and poorly protected species in genera with  $\geq 15$  species in Rosaceae

属名 Genus name	物种总数 Number of species	保护薄弱物种数(比例) Number (proportion) of poorly protected species	食用植物 Edible plants	园林植物 Ornamental plants	药用植物 Medicinal plants	水果种质资源 Fruit germplasm resource	资源物种总数 Total number of resource species	保护薄弱的资源物种总数(比例) Number (proportion) of poorly protected resource species
悬钩子属 <i>Rubus</i>	206	74 (0.359)	27	10	63	171	175	51 (0.291)
蔷薇属 <i>Rosa</i>	94	27 (0.287)	10	53	37	36	57	3 (0.053)
委陵菜属 <i>Potentilla</i>	83	11 (0.133)	4	16	36	0	40	0
绣线菊属 <i>Spiraea</i>	67	13 (0.194)	0	37	23	0	39	3 (0.077)
花楸属 <i>Sorbus</i>	64	13 (0.203)	2	11	17	22	26	0
栒子属 <i>Cotoneaster</i>	61	4 (0.066)	0	20	16	55	58	3 (0.052)
石楠属 <i>Photinia</i>	43	17 (0.395)	0	7	9	1	10	0
樱属 <i>Cerasus</i>	38	0	5	13	15	19	23	0
苹果属 <i>Malus</i>	23	2 (0.087)	7	19	14	20	21	1 (0.048)
山楂属 <i>Crataegus</i>	18	5 (0.278)	6	6	13	15	16	4 (0.250)
绣线梅属 <i>Neillia</i>	15	7 (0.467)	0	6	3	0	6	0

中国蔷薇科全部物种的物种多样性在西南的横断山区和环绕四川盆地的山脉较高,而在西北干旱区、华北平原东部和东北平原较低。在各气候带中,亚热带是蔷薇科物种最集中的区域(图1)。各类资源植物的多样性格局和蔷薇科全部物种的多样性格局具有较高一致性,但在局部有差别(图2)。对四类资源植物热点地区的叠加图显示,全部资源植物共有的“四类热点”地区主要分布在四川盆地的北部、东部和西部,特别是秦岭、大巴山和巫山山脉区域。“三类热点”主要集中在横断山区,以及“四类热点”的边缘地带(图3)。虽然横断山区是全部物种及绝大多数资源植物的多样性热点地区,但食用植物的热

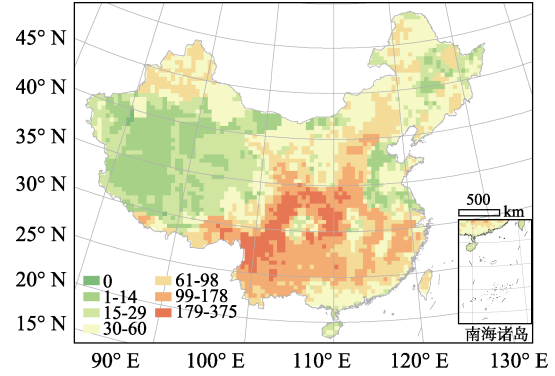


图1 中国蔷薇科物种多样性格局。不同颜色表示各个网格内蔷薇科的物种数。

Fig. 1 Species richness pattern of Rosaceae in China. Colors reflect number of Rosaceae species in each grid cell.

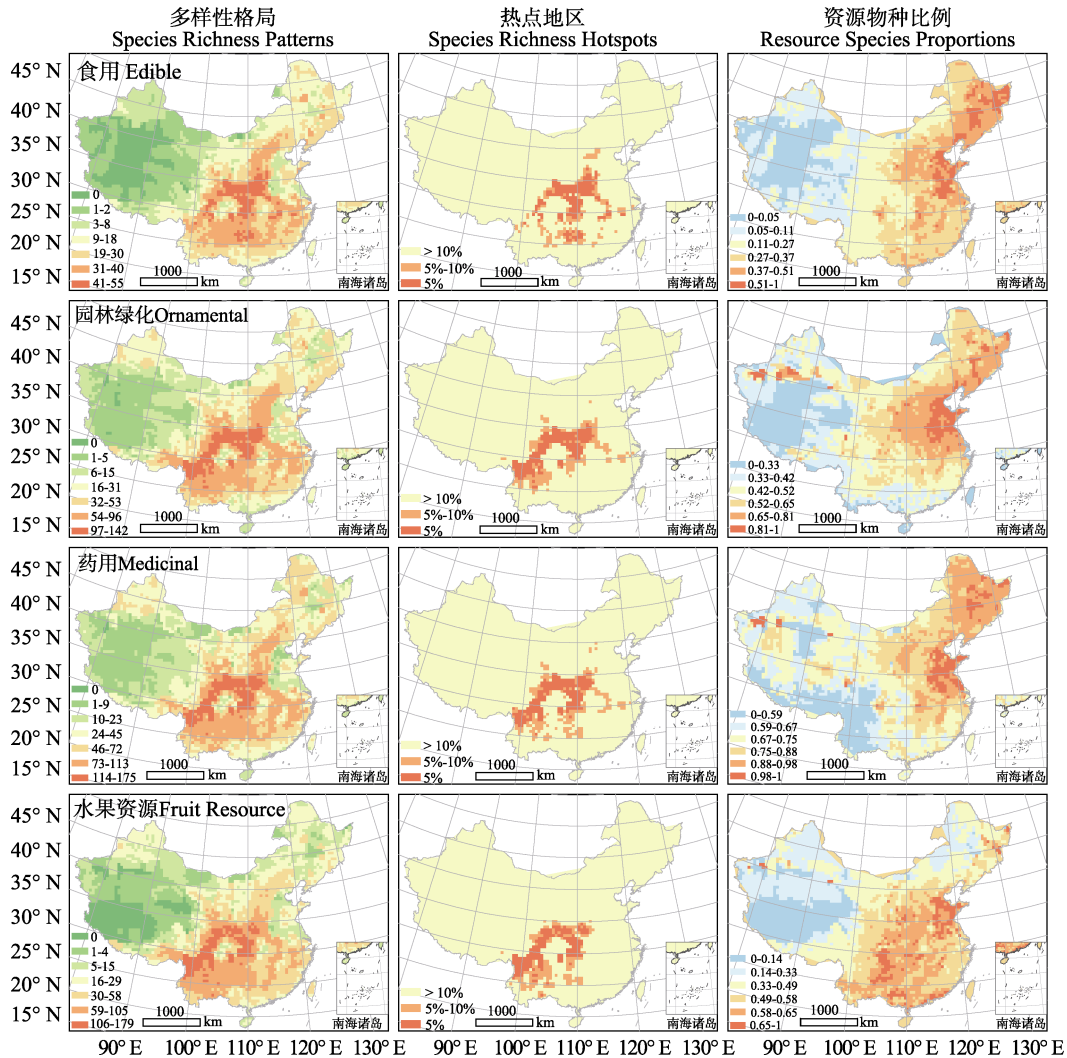


图2 中国蔷薇科各资源类别(食用植物、园林绿化植物、药用植物、水果种质资源)的物种多样性格局及其热点地区。第一列为物种多样性格局,第二列为热点地区(颜色表示物种丰富度在所有网格中的分位数),第三列为资源物种占蔷薇科全部物种的比例。

Fig. 2 Species richness patterns and hotspots of the four main resource groups (edible, ornamental, medicinal plants and fruit germplasm resources) of Rosaceae. The left column shows species richness patterns. The central column shows species richness hotspots (different colors represent different quantiles of species richness in each grid cell). The right column shows the ratios of the number of resource species and the number of all species in each grid cell.



点地区则主要集中在秦岭、大巴山、巫山等地。各类资源植物占全部蔷薇科物种的比例存在明显的空间格局和类群差异。具体而言，食用植物、园林绿化植物和药用植物在华北平原和东北平原的比例最高，而水果种质资源则在华北平原东部和云贵高原东部比例最高(图2)。

广义线性模型分析结果显示，水分因子是蔷薇科全部物种以及各类资源植物物种多样性格局最重要的主导因子(表2)。在所有资源类型中，只有水果种质资源植物的多样性与温度季节性和LGM以来的温度迁移速率具有较显著的关系(表2)。这些结果说明，在水热条件好、水分季节性不明显的区域，蔷薇科植物的多样性较高；在地形起伏较大、生境异质性较强的区域，蔷薇科多样性也较高；而在LGM以来气候变化较大(LGM以来温度升高、降水增加幅度大)以及气候变化空间迁移速率较高的地区，蔷薇科植物多样性则较低(表2)。RDA结果显示，物种分布主要受两组环境梯度的影响(附录V)，主要是沿第一RDA轴方向的MAT、MI和velocity\_AP等因子和沿第二RDA轴方向的logELER、velocity\_MAT和TSN等因子(附录IV)。

我国青藏高原和东北地区的自然保护区面积较大，而东部和南部地区虽然保护区数量较多，但大

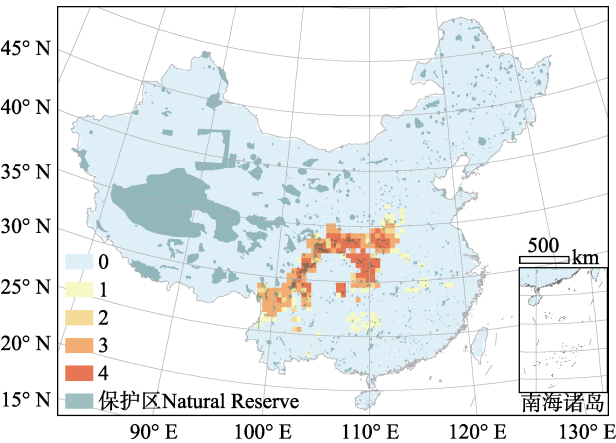


图3 中国蔷薇科各资源类别(食用植物、园林绿化植物、药用植物、水果种质资源)物种多样性热点地区叠加图。橙红深浅表示该热点地区资源类别的种数，详见材料与方法1.5。绿色表示我国国家级和省级自然保护区的分布。  
Fig. 3 The overlaid map of species richness hotspots of the four resource groups (edible, ornamental, medicinal plants and fruit germplasm resources) of Rosaceae. The orange and red colors represent the number of resource groups sharing the grid cell as their hotspot (see Materials and Methods 1.5). Green color represents national and provincial natural reserves in China.

表2 蔷薇科全部物种及各资源类别(食用植物、园林绿化植物、药用植物、水果种质资源)物种多样性格局与环境因子的关系

Table 2 Relationships between species richness patterns and environmental variables for all species combined and for the four main resource groups (i.e. edible, ornamental, medicinal plants and fruit germplasm resources) of Rosaceae

环境变量 Environmental variables	总体 All species	食用植物 Edible plants	园林植物 Ornamental plants	药用植物 Medicinal plants	水果资源 Fruit Germplasm Resource
气温 Temperature					
MAT	14.4	24.1	15.4	16.6	19.0
MTCQ	21.4	20.5	18.0	18.1	29.2
MTWQ	3.7	20.1	7.7	9.3	3.7
降水 Precipitation					
AP	25.2	27.3	21.6	25.9	27.9
MI	<b>35.0</b>	24.3	<b>28.7</b>	<b>31.1</b>	<b>36.2</b>
AET	23.2	<b>35.3</b>	24.7	28.4	28.0
气候季节性 Climate Seasonality					
TSN	-19.3	-5.2	-9.7	-8.2	-30.6
PSN	-11.1	-8.6	-9.8	-12.7	-12.0
生境异质性 Habitat heterogeneity					
logELER	21.0	2.4	11.3	10.9	19.4
logMATR	20.1	2.0	10.8	10.2	18.7
logAPR	9.3	2.3	5.6	5.8	7.1
末次盛冰期以 来的气候变化 Climate Change since the LGM					
anomaly_MAT	-12.7	-7.7	-7.1	-9.0	-17.1
anomaly_AP	-5.5	n.s.	-3.7	-1.8	-6.8
velocity_MAT	-25.3	-10.6	-17.2	-17.4	-30.9
velocity_AP	-11.5	-15.9	-11.9	-10.5	-17.8

数字表示泊松回归的调整Pseudo-R<sup>2</sup>值(%), 负号表示物种多样性与环境因子负相关, n.s.表示回归结果不显著。粗体字表示对每类物种的主导环境变量。AET, 年实际蒸散量; anomaly\_AP, 末次盛冰期以来年降水量变化; anomaly\_MAT, 末次盛冰期以来年平均气温变化; AP, 年降水量; APR, 降水量空间差异; ELER, 海拔高差; MAT, 年平均气温; MATR, 气温度空间差异; MI, 湿润指数; MTCQ, 最冷季平均气温; MTWQ, 最暖季平均气温; PSN, 降水季节性; TSN, 温度季节性; velocity\_AP, 末次盛冰期以来年降水变化的空间迁移速率; velocity\_MAT, 末次盛冰期以来年均温变化的空间迁移速率。

Pseudo-R<sup>2</sup> (%) are shown by the numbers. “-” represents negative relationships and “n. s.” represents non-significant relationships. The environmental variables with the highest pseudo-R<sup>2</sup> in each group are shown in bold. Variable abbreviations: AET, actual annual evapotranspiration; anomaly\_AP, AP anomaly between the present and the LGM; anomaly\_MAT, MAT anomaly between the present and the LGM; AP, annual precipitation; APR, range of annual precipitation; ELER, elevational range; MAT, mean annual temperature; MATR, range of mean annual temperature; MI, moisture index; MTCQ, mean temperature of the coldest quarter; MTWQ, mean temperature of the warmest quarter; PSN, precipitation seasonality; TSN, temperature seasonality; velocity\_AP, spatially migration velocity to track AP change since the LGM; velocity\_MAT, spatially migration velocity to track MAT change since the LGM.

多面积较小(图3)。全部资源植物共有的“四类热点”地区(即四川盆地北部、东部和西部山区)被保护区覆盖的程度较高,而其他类别的热点地区(如横断山区、秦岭北缘和东缘的部分地区)被保护区覆盖的程度相对较低(图3)。在各类热点地区内,被保护区覆盖的网格比例都在60%–80%,其中药用植物热点和“四类热点”地区被保护区覆盖的网格比例最高,而其他类别热点地区被保护区覆盖的比例则较低(表3)。各类热点地区内,平均每个网格内的保护区个数在1.11–2.01之间;其中“四类热点”地区最高,其他类型热点地区较低。保护区覆盖面积比例在各类热点地区之间差异较大,介于6.8%–16.1%之间;其中,“四类热点”地区覆盖面积最高,达16.1%,超过全国所有保护区面积占国土面积的比例(14.9%,以下简称“全国平均水平”),而其他热点地区内的保护区覆盖面积均低于全国平均水平,尤其是“三类热点”和“单一热点”地区,其被保护区覆盖的面积比例仅能达到全国平均水平的61%和46%。在各类热点地区内,保护区覆盖面积小于10%的网格数量介于30%–45%之间;其中,食用植物和“四类热点”地区比例较低,表明低保护区覆盖率(即保护区覆盖面积小于10%)的网格数量较少;而“一类热点”、“三类热点”和水果种质资源热点地区的低保护区覆盖率均超过40%,表明这些地区有接近一半的网格内保护区覆盖面积低于10%,保护能力较弱(表3)。

在所有209种保护薄弱种中,水果种质资源比例最高(共计61种),其次是园林绿化植物(12种)、药用植物(8种)和食用植物(1种),说明后两者得到了较好的保护(表4)。

保护薄弱物种比例在不同属之间差异很大。在物种数最多的15个属中,保护薄弱物种比例从0到46.7%不等。保护薄弱物种比例最高的绣线梅属有近一半的物种都没有得到有效保护(表1)。而蔷薇科的最大属悬钩子属中,保护薄弱物种达74种,比例高达35.9%,其中有51种都是重要的资源物种(表1)。保护薄弱物种的物种多样性格局与蔷薇科全部物种的多样性格局有较大差异(图4)。保护薄弱物种主要集中在横断山区、云南东南部、西藏东南部以及台湾岛,而在总体多样性较高的秦岭地区则几乎没有保护薄弱物种的分布。

3 讨论

3.1 蔷薇科物种多样性格局及其与环境因子的关系

蔷薇科全部植物和绝大多数资源植物的多样性热点地区主要集中在中国西南部的横断山区,以及四川盆地的北部、东部和西部(图1)。这和其他种子植物类群具有相似的格局(如全部木本植物, Wang *et al.*, 2012a; 杜鹃属(*Rhododendron*)植物, Shrestha *et al.*, 2018)。综合来看,蔷薇科的物种多样性格局表现出三个特点: 1)南方地区物种较多; 2)亚热带物种较热带多; 3)山区物种较其他地形多。这三个特点是分别受不同因素影响而产生的。

3.1.1 现代气候和历史气候变化因素的作用

首先,南方地区物种较多是现代气候因子和LGM时期以来气候变化因子共同作用的结果。现代气候因子的作用表现为水热条件越好、季节性越不明显的地区物种多样性越高(表2)。RDA分析结果也

表3 蔷薇科物种多样性热点地区的保护状况  
Table 3 Conservation status of species diversity hotspots of Rosaceae

热点地区类型 Type of hotspot	网格数 Number of grid cells	被保护区覆盖的 网格比例 Proportion of grid cells covered by natural reserves	网格内保护区的 平均个数 Mean number of natural reserves in each grid cell	保护区覆盖面积比例 Proportion of area covered by natural reserves	保护区覆盖面积小于 10%的网格数量比例 Proportion of grid cells with < 10% of area cov- ered by natural reserve
所有物种 All species	189	0.693	1.47	0.135	0.397
食用植物 Edible plants	165	0.721	1.58	0.102	0.327
园林植物 Ornamental plants	187	0.717	1.52	0.124	0.380
药用植物 Medicinal plants	185	0.735	1.55	0.122	0.373
水果种质资源 Fruit germplasm resource	172	0.727	1.57	0.137	0.424
四类热点 Type IV hotspot	78	0.782	2.01	0.161	0.333
三类热点 Type III hotspot	94	0.691	1.18	0.091	0.426
二类热点 Type II hotspot	25	0.680	1.40	0.116	0.360
单一热点 Type I hotspot	65	0.631	1.11	0.068	0.446



表4 蔷薇科各资源类别(食用植物、园林绿化植物、药用植物、水果种质资源)内保护薄弱物种的数量

Table 4 The number of poorly protected species of the four main resource groups (edible, ornamental, medicinal plants and fruit germplasm resources) of Rosaceae

资源类型 Resource type	物种总数 Total number of species	保护薄弱物种数 Number of poorly protected species	保护薄弱物种占比 Proportion of poorly protected species
食用植物 Edible plants	120	1	0.008
园林植物 Ornamental plants	286	12	0.042
药用植物 Medicinal plants	495	8	0.016
水果种质资源 Fruit germplasm resource	398	61	0.153

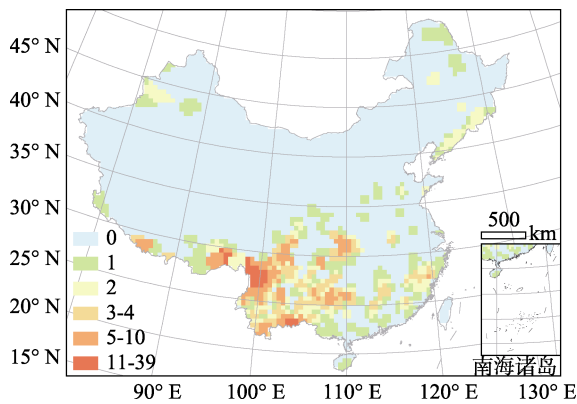


图4 蔷薇科内保护薄弱物种的物种多样性格局。保护薄弱物种定义为狭域物种(分布区最小的25%物种)与受保护较弱的物种(分布范围被保护区覆盖的网格数最小的25%)的交集。

Fig. 4 Species richness pattern of poorly protected species in Rosaceae. The definition of poorly protected species is the intersection between narrowly-ranged species (bottom 25% of range sizes) and the species whose distributed grid cells are less protected (bottom 25% numbers of distributed grids covered by natural reserves).

显示蔷薇科物种分布与水热条件、气候季节性有较好的关联，且气候季节性的作用和水热条件相反(附录IV)。其中，水热条件主要通过影响植物生理活动限制植物的分布，从而影响物种多样性。关于蔷薇科及其他类群植物生理的研究表明，干旱或寒冷会降低叶片的气体交换速率，并直接减少光合作用所需的水分，从而影响光合速率(Schneider & Childers, 1941; Xu *et al.*, 2016)。这说明，干旱或寒冷可能通过限制植物光合作用从而限制植物在水热条件较恶劣的地区分布。此外，干旱还会影响蔷薇科植物的结实率(Morales *et al.*, 2013)，而寒冷会降低植株的水分运输效率(Cavender-Bares *et al.*, 2005)，也会限制蔷薇科植物向更为干旱和寒冷的区域分布。

而气候季节性强的区域气候波动大，容易出现极端气候，对植物的生存形成挑战，故气候季节性和生物多样性呈负相关关系(Schmitt *et al.*, 2013; Shree-tha *et al.*, 2018)。

在所有环境因子中，蔷薇科植物多样性与水分因子的相关性最强(表2)，远强于其与温度因子的相关性。这些结果说明蔷薇科全体物种及各资源类型的物种多样性格局主要受水分影响。本研究的发现与以往关于东亚地区木本植物多样性格局主导因子的研究结果不同。比如，Wang等(2011)利用中国全部木本植物的分布图，研究了中国木本植物物种多样性格局的主导因子，发现冬季低温是中国木本植物多样性格局的主导因子，而冬季低温主要是通过限制热带起源物种的向北扩散而决定东亚地区的木本植物多样性格局。这可能是由于蔷薇科主要起源于东亚的温带地区(Aldasoro *et al.*, 2005; Oh & Potter, 2005; Lo *et al.*, 2009; Dobeš & Paule, 2010; Chin *et al.*, 2014)，有倾向于保留其祖先温带生态位的趋势(Xu *et al.*, 2013)，对寒冷的耐受性较强，故而对温度等因子的响应较水分因子弱；而中国全部木本植物中有大量热带起源的类群，更倾向于保留祖先的热带生态位，对冬季低温的响应较强(Wang *et al.*, 2011)。蔷薇科系统进化研究显示，东亚温带区域是蔷薇科重要的起源中心(Aldasoro *et al.*, 2005; Oh & Potter, 2005; Lo *et al.*, 2009; Dobeš & Paule, 2010)。Chin等(2014)分析了广义李属(*Prunus*)全球81个物种的基因序列，构建谱系树，并确定分布在全球各区域物种的年龄，确定该属在6 100万年前由东亚温带地区起源，并逐步向全球其他地区扩散。基因证据显示广义李属温带的落叶类群比热带的常绿类群更为古老，热带类群是由温带类群经杂交形成的新分支(Chin *et al.*, 2014)。起源于温带的蔷薇科植物由于受祖先生态位保守性的限制，可能难以扩散到环境不同的热带地区(Xu *et al.*, 2013)，从而形成了亚热带山地地区物种较热带多的现象(图1)。

LGM以来的气候变化是影响植物地理分布的重要因素，气候变化大的区域，物种倾向于发生迁移和绝灭；而气候变化小的区域则可能成为避难所，容纳更多种类的植物(Sandel *et al.*, 2011; Liu *et al.*, 2017)。广义线性回归和RDA分析的结果均显示，LGM以来的气候变化对中国蔷薇科物种分布和物种多样性格局具有显著的影响。在LGM以来气候变

化较大以及气候变化空间迁移速率较高的地区, 蔷薇科植物多样性则较低(表2; 附录IV)。为进一步分析LGM以来的气候变化与蔷薇科物种多样性格局的关系, 我们筛选出对蔷薇科物种多样性影响较大的 *anomaly\_MAT*, *velocity\_MAT*, *velocity\_AP* 3个因子, 显示了其分布格局(附录IV)。结果显示, 南方地区受LGM时期以来气候变化影响较小, 而东北、西北和青藏地区则受影响较大。受LGM以来气候变化影响较小的区域与蔷薇科物种多样性热点地区相一致(附录IV, 图1)。这表明LGM以来气候变化越小的地区物种多样性越高。我们的结果与关于北半球其他地区和其他类群物种多样性格局的研究结果是一致的。比如, Wang等(2012a, 2012b)发现, 中国木本植物的狭域种分布主要可能受LGM以来气候变化的显著影响。Montoya等(2007)评估了LGM以来的气候变化对北美和欧洲树木多样性格局的影响, 发现LGM结束后的冰川退缩时间显著影响了这两个大陆的植物多样性格局。类似的, Svenning和Skov(2007b)及Normand等(2011)对欧洲树木的研究、Araújo和Rahbek (2008)对欧洲两栖类和爬行类动物多样性的研究以及Hawkins和Porter (2003)对北美哺乳动物和鸟类多样性的研究, 均发现LGM以来的气候变化显著影响了这些地区的物种多样性格局。

### 3.1.2 生境异质性与地质变化的作用

山区物种较其他地形多, 可能主要是由空间上的生境异质性和时间上的地质-进化协同作用共同导致的(Wang *et al.*, 2012a; Stein *et al.*, 2014; Shrestha *et al.*, 2018)。我们的结果显示, 横断山区是蔷薇科的主要物种多样性热点地区(图1), 这与以往对横断山区物种多样性格局的研究是一致的。横断山区作为全球生物多样性的一个热点地区, 不仅是蔷薇科多样性的热点地区, 也是很多其他类群的热点地区。这一区域拥有超过9 000种维管束植物, 且具有很高的特有性(中国科学院青藏高原综合科学考察队, 1993; Myers *et al.*, 2000; Wang *et al.*, 2012a)。这一地区巨大的生境异质性可能对热点地区的形成起到了重要作用。横断山区地处喜马拉雅山系东缘, 青藏高原的隆起给该地区带来复杂的地形和多种不同的生境。复杂的地形不仅为物种提供栖息地、促进物种共存, 在极端气候下还成为生物的避难所(López-Pujol *et al.*, 2011)。与横断山区类似, 四川盆地周边的山区同样具有较为复杂的地形, 可

以为蔷薇科植物提供更加多样化的生存环境, 从而容纳更多的物种(López-Pujol *et al.*, 2011)。本文关于物种多样性和物种分布与环境因子关系的结果显示, 生境异质性与蔷薇科物种多样性存在正相关关系(表2), 很好地支持了前述观点。此外, 除了较高的生境异质性, 横断山区在地质历史上经历了比较剧烈的地质变化(Zhong & Ding, 1996), 从而促进了物种的迅速形成, 成为新物种的“摇篮”(Fjeldsø *et al.*, 2012; Hughes & Atchison, 2015)。比如, Xing和Ree (2017)分析了19个植物类群在横断山区、青藏高原区和东亚其他地区的进化, 发现横断山区自约1 000万年以来一直是东亚地区植物多样性的重要“摇篮”, 很多植物类群在横断山区发生快速分化并向周边地区扩散。

### 3.2 蔷薇科的资源植物

本研究收集了较为翔实的资料, 在中国蔷薇科植物名录的基础上, 补充了各物种常见的经济用途(包括食用、园林绿化、药用和水果种质资源, 见附录II), 可以为蔷薇科植物资源开发与保护提供参考。本名录包含了常见野生花卉山桃(*Amygdalus davidiana*)、海棠花(*Malus spectabilis*)、月季(*Rosa chinensis*)、观叶植物平枝栒子(*Cotoneaster horizontalis*)、石楠(*Photinia serratifolia*)、花楸(*Sorbus pohuashanensis*)、常见水果樱桃(*Cerasus pseudo-cerasus*)、李(*Prunus salicina*)、沙梨(*Pyrus pyrifolia*)、常用药材翻白草(*Potentilla discolor*)、地榆(*Sanguisorba officinalis*)等, 这些植物在中国人的生产生活中扮演着重要角色。通过该名录可以看出, 中国蔷薇科植物中超过一半具有药用价值, 超过40%可以成为培育水果新品种的种质资源, 同时有30%的物种具有园林绿化和观赏价值, 并可以成为培育新品种花卉苗木的种质资源(表4)。

由于本研究去除了人工杂交种以及自然分布区无法确定的栽培种, 实际上有大量的花卉和水果品种没有被纳入本研究的考察范围, 包括著名花卉西府海棠(*Malus × micromalus*)、梅花(*Armeniaca mume*)、传统水果桃(*Amygdalus persica*)、杏(*Armeniaca vulgaris*)、枇杷(*Eriobotrya japonica*)等。此外, 全国广泛种植的苹果(*Malus domestica*)、草莓(*Fragaria × ananassa*)等水果属外来种(Li, 1999; Liston *et al.*, 2014), 也不在本研究的考察范围之内。但上述物种在我国农业经济中有着重要作用。比如

我国是全球最大的苹果生产国,年产量超过4 000万吨,有数千万苹果产业从业人员,相关产业年产值超过3 000亿元(王朱莹,2017),对服务“三农”,脱贫攻坚具有重大意义(王朱莹,2017)。这说明蔷薇科的经济价值可能远超本研究评估的水平,而野生蔷薇科植物作为栽培种的种质资源,其保护价值也日益凸显。另外,对于其他资源类型的蔷薇科植物,如蜜源植物、油料作物、用材树种、牧草与纤维植物等,由于物种数较少或资料缺乏等原因,本文没有加以评估。对于这些资源物种的多样性研究与保护有待进一步探索。

### 3.3 蔷薇科资源植物的保护现状和保护弱点

食用植物多样性热点地区和其他资源植物有较大差异(图2)。这些差异主要体现在:食用植物多样性热点地区主要集中在秦岭、大巴山、巫山等山脉,但不包括横断山区(图2)。蔷薇科资源植物的“三类热点”主要出现在横断山区,正是由于该地区缺乏食用植物热点地区所致(图2,图3)。食用植物多样性在横断山区较低可能与人类聚居地的分布有关。秦岭、大巴山、巫山等地距离人类聚居历史悠久的关中平原、江汉平原和四川盆地等距离较近,人类对植物开发利用时间较长;相反,横断山区对人类、特别是历史时期的人类来说相对难以逾越,即使其物种丰富,但被人类作为食物来源的物种可能比较有限。

我国的保护区分布在空间上是不均衡的(图3),青藏高原和东北地区保护面积较大,而东部和南部地区则保护面积较小。但对于蔷薇科来说,最重要的资源植物热点地区(即“四类热点”地区)的保护程度相对较高(图3;表3),保护区覆盖面积比例高于全国平均水平。但需要指出的是,在“四类热点”中仍有20%–30%的区域没有被保护区覆盖。对于其他级别的热点地区,保护则相对缺乏。从蔷薇科全部物种来看,其保护区覆盖面积比例仍没有达到全国平均水平(表3),这与蔷薇科的经济价值是不匹配的。

保护薄弱种的多样性格局显示,横断山区是保护薄弱种分布最为集中的区域(图4,由于台湾岛保护区分布数据缺失,对该岛保护薄弱物种不作评估)。这说明,在横断山区应有针对性地加强对蔷薇科物种、特别是资源植物的保护规划。类似地,云南东南部和西藏东南部的部分地区同样也是保护薄

弱物种集中分布的地区。然而,近年来青藏高原东缘地区的土地利用变化对该地区的生物多样性造成了较为严重的威胁(Salick *et al.*, 2005),故而这些地区同时作为多样性热点地区和保护薄弱物种集中分布的地区,在植物多样性保护,特别是资源植物多样性保护方面需要引起更多关注(Forest *et al.*, 2007)。

在生物多样性保护规划时,考虑物种之间的进化关系有助于更合理地保护一个地区的进化历史(Laity *et al.*, 2015)。但由于数据限制,本研究主要着眼于物种多样性,未考虑进化因素对资源植物、保护薄弱物种和保护区规划的影响(Faith, 1992),在未来研究中应进一步分析蔷薇科进化及其对资源植物保护规划的作用。本研究通过对蔷薇科各属的资源植物禀赋及受保护状况的分析,显示出蔷薇科内不同属之间资源禀赋的巨大差异(表1),这表明在对该类群进行保护时,需要根据各个属的分布状况有针对性地进行保护(Araiso & Dunford, 2005)。然而,现有的保护体系并不能兼顾蔷薇科各个属的保护,甚至在资源物种比较集中的大属中也出现了较多的保护薄弱物种(如悬钩子属,表1)。因此,对各个属的针对性保护,应充分考虑各属的资源禀赋,针对各资源类型的植物开展保护,让保护区的保护功能更加合理高效。

**致谢** 感谢北京大学苏香燕在Arcgis制图工作中给予的帮助。感谢北京大学Nawal Shrestha在保护区分析算法上给予的帮助。

### 参考文献

- Ai TM (2016). *Medicinal Flora of China*. Vol. 3. Peking University Medical Press, Beijing. [艾铁民 (2016). 中国药用植物志. 第3卷. 北京大学医学出版社, 北京.]
- Aldasoro JJ, Aedo C, Navarro C (2005). Phylogenetic and phytogeographical relationships in *Maloideae* (Rosaceae) based on morphological and anatomical characters. *Blumea—Biodiversity, Evolution and Biogeography of Plants*, 50, 3–32.
- Amsellem L, Noyer JL, Le BT, Hossaertmckey M (2000). Comparison of genetic diversity of the invasive weed *Rubus alceifolius* Poir. (Rosaceae) in its native range and in areas of introduction, using amplified fragment length polymorphism (AFLP) markers. *Molecular Ecology*, 9, 443–455.
- Araiso T, Dunford HB (2005). A test of the higher-taxon approach in the identification of candidate sites for marine

- reserves. *Biodiversity and Conservation*, 14, 3151–3168.
- Araújo MB, Rahbek C (2008). Quaternary climate changes explain diversity among reptiles and amphibians. *Ecography*, 31, 8–15.
- Brehm JM, Maxted N, Martins-Loução MA, Ford-Lloyd BV (2010). New approaches for establishing conservation priorities for socio-economically important plant species. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2715–2740.
- Brown JH (2014). Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography*, 41, 8–22.
- Bureau of Local Products and Wastes, Ministry of Commerce, People's Republic of China, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences (2012). *Flora of Economic Plants of China*. Science Press, Beijing. [中华人民共和国商业部土产废品局, 中国科学院植物研究所 (2012). 中国经济植物志. 科学出版社, 北京.]
- Cavender-Bares J, Cortes P, Rambal S, Joffre R, Miles B, Rocheteau A (2005). Summer and winter sensitivity of leaves and xylem to minimum freezing temperatures: A comparison of co-occurring mediterranean oaks that differ in leaf lifespan. *New Phytologist*, 168, 597–612.
- Chin SW, Shaw J, Haberle R, Wen J, Potter D (2014). Diversification of almonds, peaches, plums and cherries—Molecular systematics and biogeographic history of *Prunus* (Rosaceae). *Molecular Phylogenetics & Evolution*, 76, 34–48.
- Collins JP, Halliday T (2005). Forecasting changes in amphibian biodiversity: Aiming at a moving target. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 360, 309–314.
- Currie DJ (1991). Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *The American Naturalist*, 137, 27–49.
- Dobeš C, Paule J (2010). A comprehensive chloroplast DNA-based phylogeny of the genus *Potentilla* (Rosaceae): Implications for its geographic origin, phylogeography and generic circumscription. *Molecular Phylogenetics & Evolution*, 56, 156–175.
- Dong YC, Liu X (2006). *Crops and Their Wild Relatives in China*. China Agricultural Press, Beijing. [董玉琛, 刘旭 (2006). 中国作物及其野生近缘植物. 中国农业出版社, 北京.]
- Faith DP (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61, 1–10.
- Fan L, Zhang MY, Liu QZ, Li LT, Song Y, Wang LF, Zhang SL, Wu J (2013). Transferability of newly developed pear SSR markers to other Rosaceae species. *Plant Molecular Biology Reporter*, 31, 1271–1282.
- Fang JY, Wang ZH, Tang ZY (2011). *Atlas of Woody Plants in China: Distribution and Climate*. Springer-Verlag, Berlin.
- Fjeldså J, Bowie RCK, Rahbek C (2012). The role of mountain ranges in the diversification of birds. *Annual Review of Ecology Evolution & Systematics*, 43, 249–265.
- Forest F, Grenyer R, Rouget M, Davies TJ, Cowling RM, Faith DP, Balmford A, Manning JC, Proches S, van der Bank M, Reeves G, Hedderson TAJ, Savolainen V (2007). Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*, 445, 757–760.
- Gaston KJ (2000). Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405, 220–227.
- Gent PR, Danabasoglu G (2011). Response to increasing southern hemisphere winds in CCSM4. *Journal of Climate*, 24, 4992–4998.
- Hawkins BA, Porter EE (2003). Relative influences of current and historical factors on mammal and bird diversity patterns in deglaciated North America. *Global Ecology & Biogeography*, 12, 475–481.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965–1978.
- Hu XS (1955). *Handbook of Economic Plants*. Science Press, Beijing. [胡先骕 (1955). 经济植物手册. 科学出版社, 北京.]
- Hughes CE, Atchison GW (2015). The ubiquity of alpine plant radiations: From the Andes to the Hengduan Mountains. *New Phytologist*, 207, 275–282.
- Jetz W, Rahbek C (2002). Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science*, 297, 1548–1551.
- Kerr JT, Packer L (1997). Habitat heterogeneity as a determinant of mammal species richness in high-energy regions. *Nature*, 385, 252–254.
- Kimura MK, Uchiyama K, Nakao K, Moriguchi Y, San Jose-Maldia L, Tsumura Y (2014). Evidence for cryptic northern refugia in the last glacial period in *Cryptomeria japonica*. *Annals of Botany*, 114, 1687–1700.
- Laity T, Laffan SW, González-Orozco CE, Faith DP, Dan FR, Byrne M, Miller JT, Gray D, Costion C, Moritz CC, Newport K (2015). Phylodiversity to inform conservation policy: An Australian example. *Science of the Total Environment*, 534, 131–143.
- Lee S, Wen J (2001). A phylogenetic analysis of *Prunus* and the *Amygdaloideae* (Rosaceae) using its sequences of nuclear ribosomal DNA. *American Journal of Botany*, 88, 150–160.
- Li Y (1999). An investigation and studies on the origin and evolution of *Malus domestica* Borkh. in the world. *Acta Horticulturae Sinica*, 26, 213–220.
- Lin-Wang K, Bolitho K, Grafton K, Kortstee A, Karunairatnam S, Mcghee TK, Espley RV, Hellens RP, Allan AC (2010). An R2R3 MYB transcription factor associated with regulation of the anthocyanin biosynthetic pathway in Rosaceae. *BMC Plant Biology*, 10, 50–66.
- Liston A, Cronn R, Ashman TL (2014). *Fragaria*: A genus

- with deep historical roots and ripe for evolutionary and ecological insights. *American Journal of Botany*, 101, 1686–1699.
- Liu YM, Huang QN (2012). *Ornamental Plant Species 1000*. Fujian Science and Technology Press, Fuzhou. [刘与明, 黄全能 (2012). 园林植物1000种. 福建科学技术出版社, 福州.]
- Liu YP, Shen ZH, Wang QG, Su XY, Zhang WJ, Shrestha N, Xu XT, Wang ZH (2017). Determinants of richness patterns differ between rare and common species: Implications for Gesneriaceae conservation in China. *Diversity & Distributions*, 23, 235–246.
- Lo EYY, Stefanović S, Christensen KI, Dickinson TA (2009). Evidence for genetic association between East Asian and western North American *Crataegus* L. (Rosaceae) and rapid divergence of the eastern North American lineages based on multiple DNA sequences. *Molecular Phylogenetics & Evolution*, 51, 157–168.
- Loarie SR, Duffy PB, Hamilton H, Asner GP, Field CB, Ackery DD (2009). The velocity of climate change. *Nature*, 462, 1052–1055.
- López-Pujol J, Zhang FM, Sun HQ, Ying TS, Ge S (2011). Centres of plant endemism in China: Places for survival or for speciation? *Journal of Biogeography*, 38, 1267–1280.
- Mccabe GJJ, Wolock DM, Hay LE, Ayers MA (1990). Effects of climatic change on the Thornthwaite moisture index. *Jawra Journal of the American Water Resources Association*, 26, 633–643.
- Mcglone MS (1996). When history matters: Scale, time, climate and tree diversity. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 5, 309–314.
- Mendoza W, Cano A (2011). Diversity of the genus *Polylepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae) in the Peruvian Andes. *Revista Peruana De Biología*, 18, 197–200.
- Montoya D, Rodríguez MA, Zavala MA, Hawkins BA (2007). Contemporary richness of holarctic trees and the historical pattern of glacial retreat. *Ecography*, 30, 173–182.
- Morales CG, Pino MT, Pozo AD (2013). Phenological and physiological responses to drought stress and subsequent rehydration cycles in two raspberry cultivars. *Scientia Horticulturae*, 162, 234–241.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GA, Kent J (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Normand S, Ricklefs RE, Flemming S, Jesper B, Oliver T, Jens-Christian S (2011). Postglacial migration supplements climate in determining plant species ranges in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278, 3644–3653.
- O'Brien EM (1993). Climatic gradients in woody plant species richness: Towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora. *Journal of Biogeography*, 20, 181–198.
- Oh SH, Potter D (2005). Molecular phylogenetic systematics and biogeography of tribe *Neillieae* (Rosaceae) using DNA sequences of cpDNA, rDNA, and LEAFY. *American Journal of Botany*, 92, 179–192.
- Orme CDL, Davies RG, Burgess M, Eigenbrod F, Pickup N, Olson VA, Webster AJ, Ding TS, Rasmussen PC, Ridgely RS, Stattersfield AJ, Bennett PM, Blackburn TM, Gaston KJ, Owens PF (2005). Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature*, 436, 1016–1019.
- Palmer MW, White PS (1994). Scale dependence and the species-area relationship. *The American Naturalist*, 144, 717–740.
- Peyravi M (2015). Prioritizing areas for conservation of Rosaceae in Iran based on the geographic distribution analysis. *Iranian Journal of Botany*, 21, 47–57.
- Potter D, Eriksson T, Evans RC, Oh S, Smedmark JEE, Morgan DR, Kerr M, Roberston KR, Arsenault M, Dickinson TA, Campbell CS (2007). Phylogeny and classification of Rosaceae. *Plant Systematics & Evolution*, 266, 5–43.
- Qin HN, Yang Y, Dong SY, He Q, Jia Y, Zhao LN, Yu SX, Liu HY, Liu B, Yan YH, Xiang JY, Xia NH, Peng H, Li ZY, Zhang ZX, He XJ, Yin LK, Lin YL, Liu QR, Hou YT, Liu Y, Liu QX, Cao W, Li JQ, Chen SL, Jin XH, Gao TG, Chen WL, Ma HY, Geng YY, Jin XF, Chang CY, Jiang H, Cai L, Zang CX, Wu JY, Ye JF, Lai CJ, Liu B, Lin QW, Xue NX (2017). Threatened species list of China's higher plants. *Biodiversity Science*, 25, 696–744. [覃海宁, 杨永, 董仕勇, 何强, 贾渝, 赵莉娜, 于胜祥, 刘慧圆, 刘博, 严岳鸿, 向建英, 夏念和, 彭华, 李振宇, 张志翔, 何兴金, 尹林克, 林余霖, 刘全儒, 侯元同, 刘演, 刘启新, 曹伟, 李建强, 陈世龙, 金效华, 高天刚, 陈文俐, 马海英, 耿玉英, 金孝锋, 常朝阳, 蒋宏, 蔡蕾, 臧春鑫, 武建勇, 叶建飞, 赖阳均, 刘冰, 林秦文, 薛纳新 (2017). 中国高等植物受威胁物种名录. 生物多样性, 25, 696–744.]
- Ricklefs RE (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7, 1–15.
- Ru S, Main D, Evans K, Peace C (2015). Current applications, challenges, and perspectives of marker-assisted seedling selection in Rosaceae tree fruit breeding. *Tree Genetics & Genomes*, 11, 8. DOI: 10.1007/s11295-015-0834-5.
- Salick J, Yang YP, Amend A (2005). Tibetan land use and change near Khawa Karpo, eastern Himalayas. *Economic Botany*, 59, 312–325.
- Sandel B, Arge L, Dalsgaard B, Davies RG, Gaston KJ, Sutherland WJ, Svenning JC (2011). The influence of Late Quaternary climate-change velocity on species endemism. *Science*, 334, 660–664.
- Schmitt CB, Senbeta F, Woldemariam T, Rudner M, Denich M (2013). Importance of regional climates for plant species distribution patterns in moist Afrotropical forest. *Journal*

- of *Vegetation Science*, 24, 553–568.
- Schneider GW, Childers NF (1941). Influence of soil moisture on photosynthesis, respiration and transpiration of apple leaves. *Plant Physiology*, 16, 565–583.
- Scientific Investigation Team for Qinghai-Xizang Plateau, Chinese Academy of Sciences (1993). *Vascular Plants in Hengduan Mountains*. Science Press, Beijing. [中国科学院青藏高原综合科学考察队 (1993). 横断山区维管植物. 科学出版社, 北京.]
- Sher H, Ali H, Rehman S (2012). Identification and conservation of important plant areas (IPAs) for the distribution of medicinal, aromatic and economic plants in the Hindu-kush-Himalaya mountain range. *Pakistan Journal of Botany*, 44, 187–194.
- Shi S, Li J, Sun J, Yu J, Zhou S (2013). Phylogeny and classification of *Prunus sensu lato* (Rosaceae). *Journal of Integrative Plant Biology*, 55, 1069–1079.
- Shrestha N, Su XY, Xu XT, Wang ZH (2018). The drivers of high *Rhododendron* diversity in southwest China: Does seasonality matter? *Journal of Biogeography*, 45, 438–447.
- Staff Room of Pharmacognosy of Department of Pharmacy of Second Military Medical University (1960). *Illustrated Handbook of Chinese Medicinal Plants*. Shanghai Education Press, Shanghai. [第二军医大学药系生药学教研室 (1960). 中国药用植物图鉴. 上海教育出版社, 上海.]
- Stein A, Gerstner K, Kreft H (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17, 866–880.
- Svenning JC, Skov F (2007a). Ice age legacies in the geographical distribution of tree species richness in Europe. *Global Ecology & Biogeography*, 16, 234–245.
- Svenning JC, Skov F (2007b). Could the tree diversity pattern in Europe be generated by postglacial dispersal limitation? *Ecology Letters*, 10, 453–460.
- Thornthwaite C, Hare FK (1955). Climatic classification in forestry. *Unasylva*, 9, 51–59.
- Wang RX (2010). *Pictures of Ornamental Plants*. China Machine Press, Beijing. [汪荣先 (2010). 园林景观植物树木图典. 机械工业出版社, 北京.]
- Wang SY, Xu XT, Shrestha N, Zimmermann NE, Tang ZY, Wang ZH (2017). Response of spatial vegetation distribution in China to climate changes since the last glacial maximum (LGM). *PLOS ONE*, 12, e0175742. DOI:10.1371/journal.pone.0175742.
- Wang ZH, Fang JY, Tang ZY, Lin X (2011). Patterns, determinants and models of woody plant diversity in China. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278, 2122–2132.
- Wang ZH, Fang JY, Tang ZY, Lin X (2012a). Relative role of contemporary environment versus history in shaping diversity patterns of China's woody plants. *Ecography*, 35, 1124–1133.
- Wang ZH, Fang JY, Tang ZY, Shi L (2012b). Geographical patterns in the beta diversity of China's woody plants: The influence of space, environment and range size. *Ecography*, 35, 1092–1102.
- Wang ZH, Tang ZY, Fang JY (2009). The species-energy hypothesis as a mechanism for species richness patterns. *Biodiversity Science*, 17, 613–624. [王志恒, 唐志尧, 方精云 (2009). 物种多样性地理格局的能量假说. 生物多样性, 17, 613–624.]
- Wang ZY (2017). Apple futures: Based on serving for “Three Rural” issues and to help anti-poverty. *China Securities Journal*, 2017-12-12. [王朱莹 (2017). 苹果期货: 立足服务“三农”助力脱贫攻坚. 中国证券报, 2017-12-12.]
- Watanabe S, Hajima T, Sudo K, Nagashima T, Takemura T, Okajima H, Nozawa T, Kawase H, Abe M, Yokohata T, Ise T, Sato H, Kato E, Takata K, Emori S, Kawamiya M (2011). MIROC-ESM 2010: Model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. *Geoscientific Model Development*, 4, 845–872.
- Wells CE, Glenn DM, Eissenstat DM (2002). Changes in the risk of fine-root mortality with age: A case study in peach, *Prunus persica* (Rosaceae). *American Journal of Botany*, 89, 79–87.
- Wheeler JK, Sperry JS, Hacke UG, Hoang N (2005). Inter-vessel pitting and cavitation in woody Rosaceae and other vesselless plants: A basis for a safety versus efficiency trade-off in xylem transport. *Plant, Cell & Environment*, 28, 800–812.
- Whittaker R, Nogues-Bravo D, Araújo M (2007). Geographical gradients of species richness: A test of the water-energy conjecture of Hawkins *et al.* (2003) using European data for five taxa. *Global Ecology & Biogeography*, 16, 76–89.
- Wiens JJ, Donoghue MJ (2004). Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology and Evolution*, 19, 639–644.
- Wu ZY, Raven P (1994–2009). *Flora of China*. Science Press & Missouri Botanical Garden Press, Beijing & St Louis.
- Xiang YZ, Huang C, Hu Y, Wen J, Li SS, Yi TS, Chen HY, Xiang J, Ma H (2017). Well-resolved Rosaceae nuclear phylogeny facilitates geological time and genome duplication analyses and ancestral fruit character reconstruction. *Molecular Biology and Evolution*, 34, 262–281.
- Xing Y, Ree RH (2017). Uplift-driven diversification in the Hengduan Mountains, a temperate biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114, 3444–3451.
- Xu XT, Wang ZH, Rahbek C, Lessard J, Fang JY (2013). Evolutionary history influences the effects of water-energy dynamics on oak diversity in Asia. *Journal of Biogeography*, 40, 2146–2155.



- Xu XT, Wang ZH, Rahbek C, Sanders NJ, Fang JY (2016). Geographical variation in the importance of water and energy for oak diversity. *Journal of Biogeography*, 43, 279–288.
- Ye HG, Zou B, Zeng FY (2014). *Chinese Medicinal Plants*. Vol. 1. Chemical Industry Press, Beijing. [叶华谷, 邹滨, 曾飞燕 (2014). 中国药用植物(一). 化学工业出版社, 北京.]
- Yu DJ, Lu LT, Gu CZ, Li CL, Guan KJ (1989). *Flora Reipublicae Popularis Sinicae*. Vol. 36–38 (*Rosaceae*, *Connaraceae*). Science Press, Beijing. [俞德浚, 陆玲娣, 谷粹芝, 李朝奎, 关克俭 (1989). 中国植物志. 第36–38卷 (蔷薇科、牛栓藤科). 科学出版社, 北京.]
- Zhang SD, Jin JJ, Chen SY, Chase MW, Soltis DE, Li HT, Yang JB, Li DZ, Yi TS (2017). Diversification of *Rosaceae* since the late Cretaceous based on plastid phylogenomics. *New Phytologist*, 214, 1355–1367.
- Zhang ZJ, He JS, Li JS, Tang ZY (2015). Distribution and conservation of threatened plants in China. *Biological Conservation*, 192, 454–460.
- Zheng HC, Shun QS, Yu GD, Feng ZJ, Quan SC (2003). *Chinese Edible Herbs*. Vol. *Plants*. Shanghai Lexicographical Publishing House, Shanghai. [郑汉臣, 顺庆生, 余国奠, 冯志坚, 全山丛 (2003). 中国食用本草, 植物卷. 上海辞书出版社, 上海.]
- Zhong DL, Ding L (1996). Rising process of the Qinghai-Xizang (Tibet) Plateau and its mechanism. *Science in China Series D*, 39, 369–379.
- Zhou HY (2009). *Illustrated Handbook of Landscape Plant Species*. China Forestry Publishing House, Beijing. [周洪义 (2009). 园林景观植物图鉴. 中国林业出版社, 北京.]

责任编辑: 康慕谊 责任编辑: 李 敏

#### 附录I 蔷薇科野生水果种质资源参考文献列表

##### Supplement I References of wild fruit germplasm resources of *Rosaceae* in China

<http://www.plant-ecology.com/fileup/PDF/cjpe.2018.0091-S1.pdf>

#### 附录II 本文所使用的蔷薇科物种名录、物种所属资源类别及濒危等级与保护情况

##### Supplement II Species list of all *Rosaceae* species, resource species, endangered species in China and conservation status of those species

<http://www.plant-ecology.com/fileup/PDF/cjpe.2018.0091-S2.pdf>

#### 附录III 各环境变量之间的Pearson相关系数

##### Supplement III Pearson correlation coefficients between environmental variables

<http://www.plant-ecology.com/fileup/PDF/cjpe.2018.0091-S3.pdf>

#### 附录IV 中国LGM以来气候变化指标的空间分布图

##### Supplement IV Spatial distributions of variables of climate change since last glacial maximum in China

<http://www.plant-ecology.com/fileup/PDF/cjpe.2018.0091-S4.pdf>

#### 附录V 中国蔷薇科物种分布格局与环境因子的关系

##### Supplement V Relationships between species distribution patterns of *Rosaceae* species and environmental variables in China

<http://www.plant-ecology.com/fileup/PDF/cjpe.2018.0091-S5.pdf>



扫码加入读者圈  
听语音, 看问答