

中国甜槠、米槠林的地理分布格局及其斑块特征

焦路广

华北电力大学环境科学与工程学院，北京

收稿日期：2024年11月15日；录用日期：2024年12月29日；发布日期：2025年1月3日

摘要

本研究基于《中国植被图集(1:1 000 000)》，利用地理信息系统软件(ArcGIS)对图斑进行矢量化处理，提取甜槠、米槠林植被的信息，并绘制甜槠、米槠林的地理空间分布图。在此基础上，对我国甜槠、米槠林群落的分布特点、群落的类型以及其斑块特征进行研究。结果表明：我国甜槠、米槠林植被总面积约为29280.48 km²，总斑块数为865个。其中，福建和广西的分布面积最广，分别为8141.08 km²和8075.65 km²，分别占我国甜槠、米槠林植被总面积的27.81%和27.58%。甜槠、米槠林图斑的主要特征是：小斑块多，大斑块少，斑块的面积差异显著。大多数斑块的分布较为集中，景观破碎化程度较高。本文的研究结果将为甜槠、米槠林的保护以及可持续管理提供更为全面的科学依据。

关键词

甜槠，米槠林，斑块特征，地理分布，景观生态学

Geographical Distribution Pattern and Patch Characteristics of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* Forest in China

Luguang Jiao

College of Environmental Science and Engineering, North China Electric Power University, Beijing

Received: Nov. 15th, 2024; accepted: Dec. 29th, 2024; published: Jan. 3rd, 2025

Abstract

Based on the “Vegetation Atlas of China (1:1000000)”, this study used geographic information

system software (ArcGIS) to vectorize the map spots, extract the vegetation information of *Castanopsis eyrei* and *Castanopsis eyrei* forests, and draw the geographic spatial distribution map of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest. Based on this, the distribution characteristics, community types and patch characteristics of the vegetation communities in *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest in China were studied. The results showed that the total vegetation area of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest in China was about 29280.48 km², and the total number of patches was 865. Among them, Fujian and Guangxi have the widest distribution area, with the distribution area of 8141.08 km² and 8075.65 km², accounting for 27.81% and 27.58% of the total vegetation area of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest in China, respectively. The main characteristics of vegetation patterns of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest are as follows: there were more small patches and less large patches, and the area of patches was significantly different. Most patches are concentrated, and the fragmentation of vegetation landscape is high. The research results will provide a more comprehensive scientific basis for the conservation and sustainable management of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest.

Keywords

***Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* Forest, Patch Characteristics, Geographical Distribution, Landscape Ecology**

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

楮林属于壳斗科栲属，是亚热带常绿阔叶林中的优势种，其群落特性、生物多样性及生态功能在该生态系统中具有重要代表性[1]。甜槠林(*Castanopsis eyrei*)是中亚热带常绿阔叶林的核心建群种[2]。米槠林(*Castanopsis carlesii*)是我国亚热带区域的典型植被类型，其特征表现为生长迅速、多样用途，并兼具生态与经济重要性[3]。甜槠、米槠林是我国东部中亚热带地区分布面积较大、稳定性较强、生物资源丰富且具有良好水源涵养作用的常绿阔叶林[4]。

楮林通常是演替的最终阶段，并且能够保持自身的优勢地位。近年来国内外学者深入探讨了气候变化对森林生态系统的影响，Cheuk 和 Fischer[5]对气候变化下亚洲 18 种锥属植被未来潜在分布进行的研究中发现，在热带与亚热带气候过渡区域，植被的分布范围可能会缩小。森林植被受到人类活动的显著影响，随着森林火灾、土壤侵蚀、树木砍伐和农业活动的增加，人类活动逐渐成为主导影响因子[6]。Wang 等[7]对末次盛冰期以来中国南方植被的变化进行研究发现，在过去的 2 万年中，人类活动的影响在后期变得越来越显著。甜槠、米槠林不仅在生态特征方面展现出独特的优势，同时还在维持区域生物多样性、提供栖息地和支持生态平衡等方面发挥着至关重要的作用。保护并合理管理这些生态系统对维持当地环境平衡和生物多样性有重要意义。

景观格局分析是研究景观结构组成特征及空间配置的方法，是景观功能与动态分析的基础，其中植被景观特征的分析尤为关键。空间斑块特征不仅是景观格局中最常见的存在形式，同时也是景观空间结构的重要参数[8]。斑块大小与生态系统的物质循环、能量流动、物种及其他生态学现象与过程等密切相关，斑块大小、形状和空间分布对动物的迁移、生物多样性的分布有重要影响[9] [10]。经典的岛屿生物地理学观点明确了面积的大小与物种数目的关系，在距离相同的条件下，岛屿面积越大，岛上的物种数量越多[11]。全面而准确地理解森林斑块的大小、形状和空间位置(即格局)与生态学过程之间的复杂关系，

是合理涉及森林经营和保护策略的基础[12]。

对于甜槠、米槠林来说，研究内容较为广泛，目前主要集中在种群特征和空间格局、分布预测、物种组成和多样性、土壤呼吸及影响因素、种间关系等方面。但仍缺乏对于甜槠、米槠林群落斑块特征方面的研究。本研究通过《中国植被图集(1:1000000)》中记录的甜槠、米槠林(*Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest)、甜槠、米槠林 + 桦树林(*Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest + *Castanopsis fargesii* forest)、甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林(*Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest + *Cyclobalanopsis oxyodon*, *C. gracilis* forest)、甜槠、米槠林 + 林下以櫟木、映山红为主的马尾松林 + 毛竹林(*Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest + *Pinus massoniana* forest with *Loropetalum chinense*, *Rhododendron simsii* + *Phyllostachys pubescens* forest)、甜槠、米槠林 + 芒草、野古草、金茅草丛(*Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest + *Misanthus sinensis*, *Arundinella hirta*, *Eularia speciosa* community)5个群系信息，应用地理信息系统(ArcGIS10.8)等现代信息处理技术，绘制出甜槠、米槠林植被在中国区域的分布状况，分析我国甜槠、米槠林植被斑块的分布特征和斑块特征。研究甜槠、米槠林植被的斑块特征不仅能够为探讨其动态变化规律提供坚实的基础，也能为自然资源的可持续开发、合理配置以及森林结构的改善提供重要的科学支持。

2. 研究方法

2.1. 数据来源和处理方法

本文植被数据来源于科学出版社2001年出版的《中国植被图集(1:1,000,000)》[13]，应用ArcGIS软件提取甜槠、米槠林植被群系数据，具体步骤如下：

- 1) 数据提取：使用ArcGIS软件中的空间分析工具，通过矢量化技术从《中国植被图集》中提取甜槠和米槠林的分布数据，并确保数据的空间配准与精度。
- 2) 栅格化处理：对提取出的矢量数据进行栅格化处理，将数据转换为统一的栅格格式，便于后续空间分析。栅格大小选择基于研究区域的空间分辨率，以保证分析结果的精确性。
- 3) 数据清洗与预处理：对栅格数据进行清洗，去除无关区域和噪声。确保所有输入数据(如地图层、属性数据)的一致性和准确性。
- 4) 数据标准化：为了消除数据单位差异和量纲问题，对栅格数据进行标准化处理(如归一化)，以确保不同数据集的比较和融合不受尺度差异的影响。

利用提取到的数据分析甜槠、米槠林植被的空间地理分布格局；根据计算得到各群系斑块特征、形状指数对各群系进行分析和评价。研究内容如下：

- 1) 地理空间分布位置分析：对甜槠、米槠林的地理分布进行研究，主要考察其分布区域的位置特征，并对其空间分布的图斑数量等特征进行分析。
- 2) 影响因素分析：结合人为因素等对甜槠、米槠林植被的影响，评价不同类型植被斑块复杂性，并预测甜槠、米槠林植被的演替模式，为探讨甜槠、米槠林植被的动态变化规律奠定基础。

2.2. 计算方法

以甜槠、米槠林植被地理空间分布图为基础，应用软件ArcGIS的统计分析功能，对甜槠、米槠林植被的斑块特征进行分析，包括斑块数量、斑块的面积、周长、斑块密度、边缘密度、面积极差、面积变异系数以及斑块形状指数(平均斑块分维数、斑块圆环度指数和斑块方形指数)[14]，并进行分析与评价，得到我国甜槠、米槠林植被的斑块特征。

2.2.1. 斑块特征计算方法

斑块平均面积计算公式：

$$AA = \frac{TA}{N} \quad (1)$$

式中： AA ——斑块平均面积；

TA ——斑块总面积；

N ——斑块数。

斑块平均面积反映了某一景观类型斑块面积的平均状况，对景观的破碎化程度起到一定的描述作用，一般来说，斑块的平均面积越小，表明景观的破碎化程度越高。

斑块边缘密度计算公式：

$$ED = \frac{P}{TA} \quad (2)$$

式中： ED ——斑块边缘密度；

P ——斑块边缘长度；

TA ——斑块总面积。

较高的斑块边缘密度指示着边缘效应的强度增加，这通常与人类活动的强烈影响相关，并且揭示了景观要素斑块的分化程度及其稳定性。斑块边缘的复杂性是评估景观破碎化程度的关键指标之一。

斑块密度计算公式：

$$PD = \frac{N}{TA} \quad (3)$$

式中： PD ——斑块斑块密度；

N ——斑块数；

TA ——斑块总面积。

斑块密度作为衡量景观破碎化程度的另一指标，揭示了景观空间结构的复杂性，并在一定程度上显示了人类活动对景观的影响程度。斑块密度越高，表明景观的破碎化程度越严重。

变异系数计算公式：

$$CV = \frac{SD}{AA} \times 100\% \quad (4)$$

式中： SD ——斑块面积标准差；

AA ——斑块平均面积。

斑块的变异系数是生态学中用于描述景观结构的指标，可以衡量景观离散化程度，反映斑块大小的异质性。变异系数越高，意味着景观中斑块大小的差异越大，表明景观的异质性越高，斑块分布的离散程度也越大。

2.2.2. 斑块形状指数计算方法

平均斑块分维数公式：

$$MPFD_i = \frac{2 \ln(0.25P_i)}{\ln A_i} \quad (5)$$

式中： $MPFD_i$ ——第 i 类斑块的平均斑块分维数；

A_i ——第 i 类斑块中第 i 个斑块的面积；

P_i ——第 i 类斑块中第 i 个斑块的周长。

斑块圆环度指数公式:

$$C_i = \frac{P_i}{2\sqrt{\pi A_i}} \quad (6)$$

式中: C_i ——第 i 类斑块的斑块圆环度指数。

式中 A_i 、 P_i 字母含义同上。

斑块方形指数公式:

$$S_i = \frac{0.25P_i}{\sqrt{A_i}} \quad (7)$$

式中: S_i ——第 i 类斑块的斑块方形指数。

式中 A_i 、 P_i 字母含义同上。

3. 结果与分析

3.1. 甜槠、米槠林植被的空间分布及面积特征

如图 1 所示, 我国甜槠、米槠林植被主要分布于中亚热带的东段, 包括安徽、福建、广东、广西、

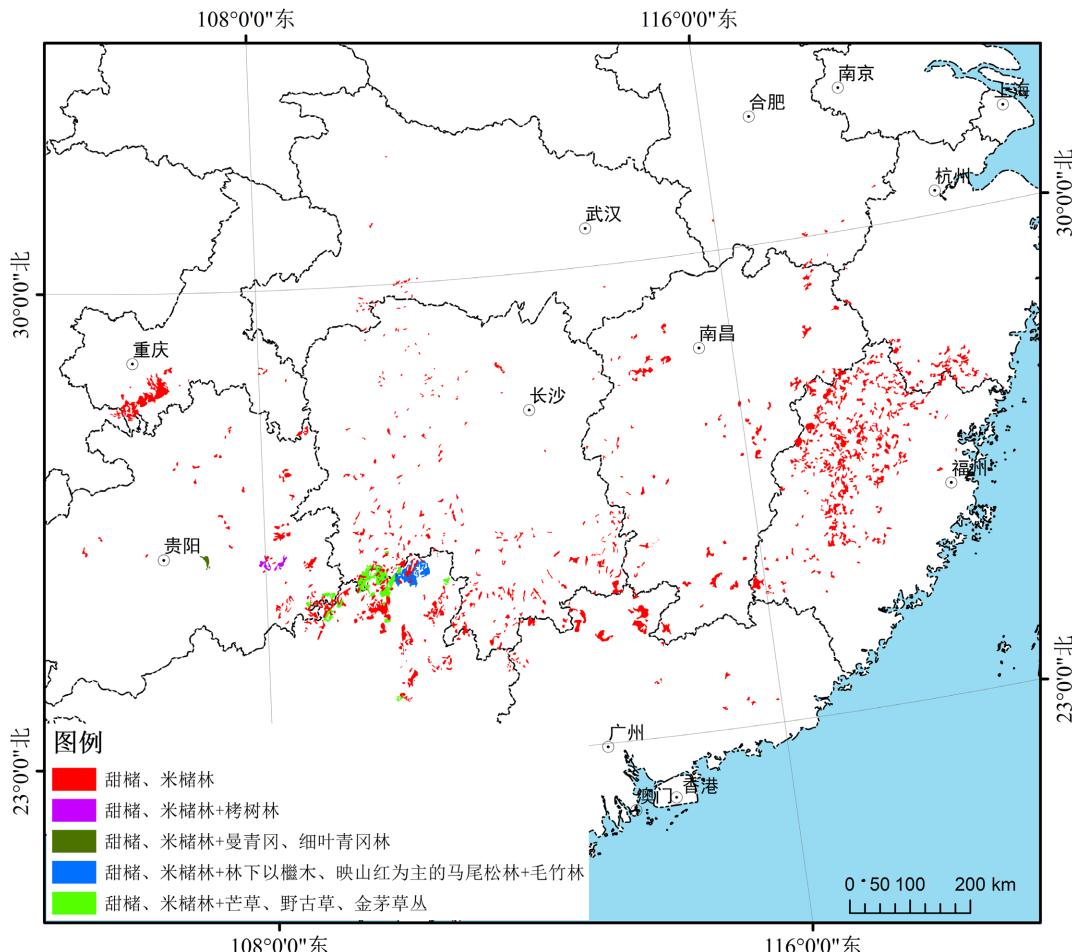


Figure 1. Geographical distribution of vegetation in the *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest

图 1. 甜槠、米槠林植被地理分布图

贵州、湖北、湖南、江西、四川、浙江、重庆地区，分布很广，西至约 105°1'E，东至约 120°8'E，南至约 23°16'N，北至约 31°55'N。其中湘西南、江西南部以及福建西部的丘陵山地分布面积较大，所在地环境较温暖湿润。研究的 5 个群系中，甜槠、米槠林群系的斑块数量最多，分布最广，跨度也最大；甜槠、米槠林 + 桂树林和甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林分别只有 2 个斑块、3 个斑块，且都分布在贵州；甜槠、米槠林 + 林下以櫟木、映山红为主的马尾松林 + 毛竹林分布在广西；甜槠、米槠林 + 芒草、野古草、金茅草丛分布在广西和湖南。

Table 1. Vegetation types and area distribution of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest (km^2)
表 1. 甜槠、米槠林植被类型和面积分布表(km^2)

| 类型 | 安徽 | 福建 | 广东 | 广西 | 贵州 | 湖北 | 湖南 | 江西 | 四川 | 浙江 | 重庆 | 全国 |
|---------------------------------|--------|---------|---------|---------|---------|-------|---------|---------|--------|--------|--------|----------|
| 甜槠、米槠林 | 114.40 | 8141.80 | 1940.74 | 5029.56 | 2175.90 | 64.66 | 3465.53 | 3050.86 | 540.52 | 930.08 | 357.06 | 25811.11 |
| 甜槠、米槠林 + 桂树林 | 0 | 0 | 0 | 0 | 295.37 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 295.37 |
| 甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林 | 0 | 0 | 0 | 0 | 127.85 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 127.85 |
| 甜槠、米槠林 + 林下以櫟木、映山红为主的马尾松林 + 毛竹林 | 0 | 0 | 0 | 990.08 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 990.08 |
| 甜槠、米槠林 + 芒草、野古草、金茅草丛 | 0 | 0 | 0 | 2056.01 | 0 | 0 | 0.06 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2056.07 |
| 总计 | 114.40 | 8141.08 | 1940.74 | 8075.65 | 2599.12 | 64.66 | 3465.59 | 3050.86 | 540.52 | 930.08 | 357.06 | 29280.48 |

由表 1 可知，我国甜槠、米槠林植被的总面积为 29280.48 km^2 。其中，福建分布面积最广，分布面积为 8141.08 km^2 ，占我国甜槠、米槠林植被总面积的 27.81%；其次是广西地区，分布面积为 8075.65 km^2 ，占比为 27.58%；再次是湖南地区，分布面积为 3465.59 km^2 ，占比为 11.84%；然后依次是江西、贵州、广东、浙江、四川、重庆、安徽；分布面积最小的是湖北省，分布面积仅有 64.66 km^2 ，占比为 0.22%。甜槠、米槠林群系的分布面积最广，面积为 25811.11 km^2 ，甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林群系的分布面积最小，为 127.85 km^2 。

3.2. 甜槠、米槠林植被的斑块特征

从生物学角度分析，斑块面积大小对生态系统的影响主要体现在两个方面：一是影响生态系统营养物质分配和内部能量，较大的斑块通常能够容纳更多的资源和物种，支持更复杂的生态过程，从而增强生态系统的稳定性与功能；二是对生态系统物种数量的影响，较小的斑块由于资源有限，生态环境更易受到外部干扰，这可能导致物种多样性的降低，并影响物种的生存和繁殖。这是因为不同大小的斑块的边缘和内部的比例不同；相比于小斑块，大斑块边缘所占的比例小，斑块边界上的光照和温度等气候因

素与内部明显不同，因此面积小的斑块中生长的植物就容易在边缘上死亡，还可能引起边缘周围和边缘上的植物种子雨散布到斑块内部，进而改变斑块内部的物种组成，导致植被斑块被其它植被侵占[15]。

较大的斑块通常拥有更丰富的物种多样性，而较小的斑块则更容易受到周围环境变化的影响。斑块的边缘由于受外部环境的影响，拥有着更多变的环境，而且斑块内部的稳定程度也由边缘长度决定。边缘形状越紧凑，斑块内的能量流动、营养循环以及生物多样性越容易得到维持。已有研究表明，已有研究表明，边缘效应对斑块内生态环境和生物的影响范围可从几米到几公里不等，且斑块面积越小，边缘效应的影响就越显著[10]。

空间斑块性的发展原因多种多样，但自然和人为因素是塑造不同尺度上景观斑块性的关键因素。人类活动往往导致景观的高度破碎化。在自然演替过程中，斑块通常呈现不规则的形状[16]。不规则的斑块形态通常意味着其生态功能和结构更加复杂，同时也增加了其对环境变化的适应性。

对我国甜槠、米槠林植被的斑块特征进行计算分析，其结果如表2所示。

Table 2. Characteristics of vegetation patches in the *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest
表2. 甜槠、米槠林植被斑块特征

| 类型 | 斑块数(个) | 斑块占比(%) | 总面积(km ²) | 总面积占比(%) | 平均面积(km ²) | 最小面积(km ²) | 最大面积(km ²) | 斑块密度(个/km ²) | 边缘密度(m/km ²) | 面积极差(km ²) | 面积标准差 | 变异系数(%) |
|---------------------------------|--------|---------|-----------------------|----------|------------------------|------------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------|------------------------|-------|---------|
| 甜槠、米槠林 | 823 | 95.14 | 25811.11 | 88.15 | 31.36 | 0.19 | 1074.25 | 3.19E-04 | 8.56 | 1074.06 | 53.45 | 170.43 |
| 甜槠、米槠林 + 柆树林 | 2 | 0.23 | 295.37 | 1.01 | 147.69 | 142.01 | 153.36 | 6.77E-05 | 7.42 | 11.35 | 5.67 | 3.84 |
| 甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林 | 3 | 0.35% | 127.85 | 0.44 | 42.62 | 4.86 | 117.15 | 2.35E-04 | 6.40 | 112.28 | 52.70 | 123.67 |
| 甜槠、米槠林 + 林下以櫟木、映山红为主的马尾松林 + 毛竹林 | 12 | 1.39 | 990.08 | 3.38 | 82.51 | 27.14 | 167.10 | 1.21E-04 | 6.40 | 139.96 | 45.66 | 55.35 |
| 甜槠、米槠林 + 芒草、野古草、金茅草丛 | 25 | 2.89 | 2056.07 | 7.02 | 82.24 | 13.99 | 265.18 | 1.22E-04 | 6.05 | 251.19 | 60.42 | 73.46 |
| 总计 | 865 | 100 | 29280.48 | 100 | / | / | / | / | / | / | / | / |

甜槠、米槠林植被总面积为 29280.48 km²，各植被类型斑块面积分布极其不均衡，其中甜槠、米槠林群系总面积占比最大达到 88.15%。在相对意义上说明了甜槠、米槠林群系对整个甜槠、米槠林植被的贡献率最大。斑块面积及极差和斑块面积标准差能表示斑块大小的离散情况，甜槠、米槠林群系斑块极差相对于均值较大，斑块标准差也比均值大，甜槠、米槠林植被斑块最大面积(1074.25 km²)出现在甜槠、米槠林群系，斑块最小面积(0.19 km²)也出现在甜槠、米槠林群系，以上均这说明该群系斑块大小差别悬殊，通常认为，在相同的景观级别上，具有较小平均面积的景观往往比具有较大平均面积的景观更为破碎。由表2可知，甜槠、米槠林群系的平均面积最小(31.36 km²)，其次是甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈

林，它们的斑块破碎化较高。而甜槠、米槠林 + 桤树林平均面积最大(147.69 km^2)，斑块完整性较高，受干扰程度低。

甜槠、米槠林植被共有 865 个斑块，板块个数分布也不均衡。其中斑块密度最大($3.19E-04$ 个/ hm^2)的是甜槠、米槠林群系，其次为甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林，最低的($6.77E-05$ 个/ hm^2)是甜槠、米槠林 + 桤树林。说明甜槠、米槠林群系和甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林破碎化程度高，而甜槠、米槠林 + 桤树林斑块破碎化程度最低，斑块连通性好，进一步验证了前文论断。

从表 2 可以看出，甜槠、米槠林群系的边缘密度最高，为 $8.56 \text{ m}/\text{hm}^2$ ，表明斑块破碎化程度越高，受自然或人为影响最大。其次为甜槠、米槠林 + 桤树林，其边缘密度为 $7.42 \text{ m}/\text{hm}^2$ ，甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林和甜槠、米槠林 + 林下以櫟木、映山红为主的马尾松林 + 毛竹林边缘密度都为 $6.40 \text{ m}/\text{hm}^2$ ；最后是甜槠、米槠林 + 芒草、野古草、金茅草丛，其边缘密度为 $6.05 \text{ m}/\text{hm}^2$ ，斑块破碎化程度较低，完整性较好。甜槠、米槠林 + 桤树林由于其斑块数量少，但斑块面积和斑块边缘长度(219.05 km)较大，导致其边缘密度也较大，说明甜槠、米槠林 + 桤树林以大面积图斑存在，连通性和保存性比较完整，而甜槠、米槠林群系受人为活动干扰强烈。

斑块的变异系数又称景观离散指数，可以衡量景观离散化程度，从表 2 可以看出甜槠、米槠林群系和甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林斑块变异系数较大，为 170.43% 和 123.67%。表明两者斑块离散的程度较大。甜槠、米槠林 + 桤树林的变异系数为 3.84%，斑块离散程度小。

3.3. 甜槠、米槠林植被的斑块形状指数分析

Table 3. Patch shape index of *Castanopsis eyrei*, *C. carlesii* forest

表 3. 甜槠、米槠林植被斑块形状指数

| 类型 | MPFD | C | S |
|---------------------------------|------|------|------|
| 甜槠、米槠林 | 1.32 | 1.42 | 1.26 |
| 甜槠、米槠林 + 桤树林 | 1.32 | 2.54 | 2.25 |
| 甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林 | 1.12 | 1.35 | 1.20 |
| 甜槠、米槠林 + 林下以櫟木、映山红为主的马尾松林 + 毛竹林 | 1.47 | 1.71 | 1.51 |
| 甜槠、米槠林 + 芒草、野古草、金茅草丛 | 1.51 | 1.55 | 1.38 |

平均斑块分维数是评估景观斑块形状复杂度的一个重要指标，它用于描述和比较不同斑块的几何特性。分维数较高的斑块通常意味着其形态较为复杂，边界呈现不规则的形状，表明该斑块在空间上具有较大的不均匀性和异质性。斑块圆环度指数(C)衡量的是斑块形状与圆形的偏差程度。C 的最小值为 1，当 C 值接近 1 时，表明斑块形状接近圆形；C 值越大，表示斑块形状越偏离圆形，形状越不规则。同样，斑块方形指数(S)则衡量斑块形状与理想正方形的差异。S 的最小值同样为 1，S 值越大，说明斑块形状越偏离正方形[17]。这些形状指数为景观的结构分析提供了重要的量化依据，帮助我们理解斑块的空间结构及其生态功能。

对各甜槠、米槠林类型的每个斑块通过斑块分维数、圆环度指数、方形指数计算各形状指数，取各个群系所有斑块的指数的平均值，结果见表 3。甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林的平均斑块分维数最小，形状最为规则，甜槠、米槠林 + 曼青冈、细叶青冈林斑块数量少，此结果根据图 1 也可直观看出。甜槠、米槠林 + 桤树林的 C 值和 S 值最大，说明其斑块形状偏离于圆形和正方形，相较于其他群系斑块形状最为不规则。整体上看这几种群系的斑块形状均相对不规则，不同甜槠、米槠林群系之间形状指

数相差大，表明甜槠、米槠林植被景观异质性较大。

4. 总结与讨论

4.1. 总结

植被斑块的多样性是所有生态系统中普遍存在的一种现象，它在不同的时间和空间尺度上表现出来。许多生态过程和空间格局的发展都受到斑块特征及其动态变化的深刻影响与决定[18]，它对物种的生境、动态、能量转化、物质循环和水文状况等都有直接或潜在的影响[19][20]。尤其是在全球环境变化和人类活动日益影响生态系统的背景下，景观要素的斑块特征对生物多样性保护和森林生境质量的影响已逐渐成为学者们关注的重点。

本文利用 GIS 技术与景观生态学相结合的方法，通过对空间分布、斑块特征以及形状指数的深入分析，揭示了我国甜槠、米槠林植被的斑块特征：甜槠、米槠林植被的斑块普遍呈现小斑块多、大斑块少的分布格局，且斑块的面积差异显著。这种面积差异不仅反映了景观的复杂性，也揭示了植被破碎化程度较高的现象。大多数斑块集中分布，表现出空间上的高度聚集性。斑块的边缘密度较大，这表明其边缘效应明显，容易受到外部环境因素的干扰和影响，进一步加剧了植被景观的破碎化程度。甜槠、米槠林植被总面积为 29280.48 km²，总斑块数为 865 个，各植被类型斑块面积分布极其不均衡。整体上各甜槠、米槠林群系的斑块形状均相对不规则。不同植被类型之间形状指数 D 值和 S 值有显著差异，表明甜槠、米槠林斑块异质性较大。

4.2. 讨论

甜槠和米槠林在生态位宽度和生态位重叠度方面都表现出较高的水平，这使得它们在竞争和生态适应方面拥有强大的能力，尤其在资源获取方面展现出明显的优势，是乔木林冠层的优势种。但生态位并不是固定不变的，一个物种可能因为环境的变化、人类活动的干扰而导致生态位的转换。甜槠、米槠林斑块的空间布局和相对位置对生态功能的提供具有重要影响。斑块间的连通性对于物种的迁移和遗传物质的流动具有重要影响，这对于维持生态系统的功能至关重要。因此，在管理和保护甜槠、米槠林时，有必要考虑这些斑块特征，确保其在更大范围内的连接性，以增强生态复原力。随着城市化和土地利用变化的加剧，米槠林的斑块特征可能受到进一步威胁。这要求我们在保护和管理米槠林时，需要采取针对性的措施，例如建立生态走廊，促进不同斑块之间的联系，以维持生态功能的完整性[21]。甜槠、米槠林的斑块特征不仅影响其自身的生态过程，还对整个生态系统的多样性和稳定性发挥着重要作用。景观的破碎化也会加剧生态系统的退化进程，物种栖息地的丧失、物种隔离、生态服务功能的衰退等问题都可能导致生态系统的演替走向负向方向。为了维持生态系统的稳定性和功能，需要采取积极的生态保护和恢复措施，增强景观的连通性，减少景观破碎化的影响，保护生态系统的完整性。

学者们关于甜槠和米槠林的研究主要集中在生态位分析、生物多样性、群落结构与演替过程、生态功能、物种竞争与生态适应机制等方面。这些研究揭示了甜槠、米槠林在森林生态系统中的重要地位，尤其是在维持生态稳定性、促进物种多样性和提供多种生态系统服务方面的关键作用。与此不同，本文通过对甜槠和米槠林的图斑特征进行细致分析，突出了斑块的空间分布、面积、形状等特征对生态功能的影响，为深入理解这些林分的生态特性提供了另外一个视角。相较于之前的文献主要集中于种群特征、物种多样性等方面的研究，本文采用 ArcGIS 软件，在景观格局上统计了空间斑块的方方面面。尽管景观斑块是生态系统中常见的空间单元，但它并不完全等同于植物群落，因为景观生态学特别强调廊道和基质等因素在景观结构中的重要性。道路、河流等廊道在景观中扮演着至关重要的角色，因此，仅依赖植被图来研究宏观尺度上的景观斑块特征存在局限，无法全面反映景观的复杂性和生态过程的动态变化。

未来的研究如果能够综合考虑道路、河流等因素的影响，可能会获得更理想的结果。

在生态系统保护工作中，深入研究各种干扰因素及其对生态系统的影响，以及探讨生态演替的规律，尤其是斑块特征的变化对生态过程的影响，对于全面理解生态系统的动态变化具有重要意义。通过提升对斑块特征的认知，我们能够更有效地实施生态保护和恢复措施，以应对未来可能面临的各种挑战。

参考文献

- [1] 张银, 吴浩, 徐耀粘, 王世彤, 杨腾, 李晶, 吕林玉, 周天阳, 肖之强, 王建, 江明喜. 湖北九宫山甜槠群落结构与优势种的空间分布格局研究[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(5): 1130-1140.
- [2] 邹艳丽, 王倩, 丁巧玲, 等. 罗霄山脉甜槠(*Castanopsis eyrei*)群落的纬度地带性研究[J]. 生态科学, 2023, 42(6): 93-104.
- [3] 宋育红, 阮训清, 李家和. 格氏栲自然保护区米槠群落物种多样性研究[J]. 三明学院学报, 2005, 22(4): 411-415.
- [4] 李小东, 丁晖, 吴俊, 等. 黄山常绿阔叶林优势种甜槠的种群动态与点格局分析[J]. 西北植物学报, 2018, 38(11): 2110-2119.
- [5] Cheuk, M.L. and Fischer, G.A. (2021) The Impact of Climate Change on the Distribution of *Castanopsis* (Fagaceae) Species in South China and Indo-China Region. *Global Ecology and Conservation*, **26**, e01388. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01388>
- [6] Zhang, Y., Li, X., Kong, Z., Du, N. and Wu, M. (2022) Subtropical Forest Vegetation Development and Climate Change in Baishanzu Area of Zhejiang Province, China, since the Holocene. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **608**, Article ID: 111293. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2022.111293>
- [7] Wang, W., Li, C., Shu, J. and Chen, W. (2019) Changes of Vegetation in Southern China. *Science China Earth Sciences*, **62**, 1316-1328. <https://doi.org/10.1007/s11430-018-9364-9>
- [8] 肖笃宁. 景观的空间结构指数及其分析方法[M]//肖笃宁. 景观生态学: 理论, 方法和应用. 北京: 中国林业出版社, 1991: 92-98.
- [9] Bolger, D.T., Alberts, A.C. and Soule, M.E. (1991) Occurrence Patterns of Bird Species in Habitat Fragments: Sampling, Extinction, and Nested Species Subsets. *The American Naturalist*, **137**, 155-166. <https://doi.org/10.1086/285151>
- [10] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级[M] 第2版. 北京: 高等教育出版社, 2007: 20-25.
- [11] Wardle, D.A., Zackrisson, O., Hörnberg, G. and Gallet, C. (1997) The Influence of Island Area on Ecosystem Properties. *Science*, **277**, 1296-1299. <https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1296>
- [12] Pan, D., Domon, G., Marceau, D. and Bouchard, A. (2001) Spatial Pattern of Coniferous and Deciduous Forest Patches in an Eastern North America Agricultural Landscape: The Influence of Land Use and Physical Attributes. *Landscape Ecology*, **16**, 99-110. <https://doi.org/10.1023/a:1011167905097>
- [13] 中国科学院中国植被图编辑委员会. 中国植被图集[M]. 北京: 科学出版社, 2001.
- [14] McGarigal, K. and Marks, B.J. (1995) Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station*, **10**, 1-122. <https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-351>
- [15] 徐化成. 景观生态学[M]. 北京: 中国林业出版社, 1995.
- [16] 吴征镒. 中国植被[M]. 北京: 科学出版社, 1980.
- [17] 李斌, 张金屯. 黄土高原灌丛景观斑块形状的指数和分形分析[J]. 中国农学通报, 2009, 25(22): 296-300.
- [18] 邬建国, 李百炼, 伍业钢. 缀块性和缀块动态: I. 概念与机制[J]. 生态学杂志, 1992(4): 43-47.
- [19] Baskent, E.Z. and Jordan, G.A. (1995) Characterizing Spatial Structure of Forest Landscapes. *Canadian Journal of Forest Research*, **25**, 1830-1849. <https://doi.org/10.1139/x95-198>
- [20] 胥晓, 吴勇, 廖咏梅. 四川小河沟自然保护区植被类型在地形上的分异研究[J]. 西北植物学报, 2006, 26(3): 572-578.
- [21] Fischer, J. and Lindenmayer, D.B. (2007) Landscape Modification and Habitat Fragmentation: A Synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 265-280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>