

DOI: 10.5846/stxb202105291415

李明娟, 赵娟娟, 江南, 潘妮, 张曼琳, 束承继. 深圳近海公园植物群落结构特征及其与景观格局的相关性. 生态学报, 2021, 41(22): 8732-8745.

Li M J, Zhao J J, Jiang N, Pan N, Zhang M L, Shu C J. Characteristics of plant community structure and its relationship with landscape pattern in Shenzhen offshore parks. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(22): 8732-8745.

# 深圳近海公园植物群落结构特征及其与景观格局的相关性

李明娟, 赵娟娟\*, 江南, 潘妮, 张曼琳, 束承继

西南大学园艺园林学院, 重庆 400715

**摘要:** 城市公园植物群落为城市生态系统提供重要的生态服务。对深圳最具代表性的 6 个近海城市公园进行实地调查, 同时结合高分辨率的遥感图像, 分析其植物群落结构特征及其与公园内部景观格局的相关关系。结果表明: (1) 共调查到近海公园植物 108 科 310 属 471 种, 其中乡土植物 82 科 169 属 231 种。草本植物中乡土植物比例较高, 而木本中乡土植物占比较低。(2) TS-4 和 H-1 分别是近海公园最常见的乔灌群落类型和草本群落类型, 其样地量分别占总量的 39% 和 26%。常见群落的指示种多数具有热带性质并占据主体地位。(3) 公园中灌木植物种数低于乔木和草本植物, 但群落稳定性较高。(4) 半自然型和人工型近海公园各类植物的相似性, 以灌木层植物最低。(5) 公园整体景观格局中, 斑块密度与林地面积比、林地最大斑块面积比呈显著负相关 ( $P < 0.05$ )。(6) 各层植物多样性也受到景观格局显著影响: 草本层植物多样性与草地、林地的斑块形状复杂程度分别呈显著负相关 ( $P < 0.05$ ); 灌木层植物多样性与林地、水体的景观破碎度呈显著负相关 ( $P < 0.05$ ); 乔木层植物多样性与草地最大斑块指数呈显著负相关 ( $P < 0.05$ )。公园景观破碎度的增大可能会导致植被景观面积减少。建议在公园植物造景初期就要重视对灌木的运用, 尤其是一些生态本底比较脆弱的公园, 以提高植物群落的稳定性和低维护性。同时应尽可能保留大面积的核心植被生态斑块, 更好地发挥其生态功能。研究结果可为城市公园的规划设计、植物群落的优化配置与城市生物多样性保护提供依据。

**关键词:** 群落结构; 植物多样性; 群落稳定性; 景观格局; 相关性

## Characteristics of plant community structure and its relationship with landscape pattern in Shenzhen offshore parks

LI Mingjuan, ZHAO Juanjuan\*, JIANG Nan, PAN Ni, ZHANG Manlin, SHU Chengji

College of Horticulture and Landscape Architecture, Southwest University, Chongqing 400715, China

**Abstract:** Plant communities in urban parks provide essential ecological services for the urban ecosystem. Based on the field survey of six most representative coastal urban parks in Shenzhen, and combined with high-resolution remote sensing images, the characteristics of plant community structure and its correlation with the internal landscape pattern of the parks were analyzed. The features of plant community structure and its relationship with the internal landscape patterns of the parks were analyzed. The results showed that: (1) A total of 471 plant species belong to 108 families and 310 genera were investigated, among which 231 species were native plants from 169 genera and 82 families. The proportion of native plants is higher in herbaceous plants, while the proportion of native plants is lower in woody plants. (2) TS-4 and H-1 were respectively the most common arbor-shrub community type and herbaceous community type, with their sample plots accounted for 39% and 26% of the total plots, respectively. Most indicator species of frequent communities were tropical

基金项目: 国家自然科学基金项目(41671515, 41301612); 深圳市人居环境委员会生态文明建设处项目(SZCG2017151338)

收稿日期: 2021-05-29; 接收日期: 2021-08-27

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: juanjuanzhao@swu.edu.cn

and dominant species. (3) The species richness of shrub plants in the parks was lower than arbor and herbaceous plants, but the community stability was higher. (4) The lowest similarity of plants appeared in shrubs between semi-natural and artificial offshore parks. (5) In the overall landscape pattern of the parks, patch density was negatively correlated with the ratio of forest area and the area ratio of the maximum patch for forest land ( $P < 0.05$ ). (6) The plant diversity of each plant layer was also significantly affected by landscape patterns. The plant diversity in the herb layer presented a significantly negative correlation with the patch shape complexity of grassland and woodland, respectively ( $P < 0.05$ ). That in the shrub layer had a significantly negative correlation with landscape fragmentation degree of woodland and water, respectively ( $P < 0.05$ ). In the tree layer, a significantly negative correlation appeared between the plant diversity and the maximum patch index ( $P < 0.05$ ). The increase in the landscape fragmentation of parks may lead to the reduction of vegetation landscape area. It is suggested that the use of shrubs should be emphasized in the early stage of plant landscaping in parks, especially in some parks with relatively fragile ecological background, so as to improve the stability and low maintenance of plant communities. At the same time, a large area of core vegetation ecological patches should be preserved as much as possible to give better play to its ecological function. The research results provide a reference for the planning and designing of urban parks, the optimal allocation of plant communities, and the conservation of urban biodiversity.

**Key Words:** community structure; plant diversity; community stability; landscape pattern; correlation

近年来,随着城市化进程的加快,生物多样性面临着严重挑战<sup>[1]</sup>。深圳是中国乃至全球快速城市化的代表之一<sup>[2-3]</sup>。尽管城市地域狭小、人口剧增、土地资源有限,但由于城市绿地建设、养护与管理受到重视,深圳城市绿化目前已处于国内领先水平<sup>[4]</sup>。城市公园植物是城市绿地中提供生态服务的主体,具有固碳释氧、降温增湿、防风减噪等生态功能,对城市气候与环境具有较大的影响<sup>[5]</sup>。公园植物群落也为城市昆虫、鸟类等多种动物提供重要栖息地<sup>[6]</sup>,其多样性水平对城市生态系统的健康与稳定具有重要作用。随着生态文明建设的推进,人们对城市生态环境的保护意识与需求不断提高。在未来,良好的城市环境也将成为城市可持续发展的关键优势与竞争力<sup>[4]</sup>。

城市公园作为城市绿岛,其植物种类繁多,拥有大量生长繁茂的乔木、灌木、草本花卉和野生草本<sup>[7-8]</sup>。城市土地利用类型复杂,景观斑块类型众多,而城市公园中的植物群落往往是城市植物多样性最高的景观斑块<sup>[9]</sup>。景观的结构和连通性对生态功能和生态过程有重要影响<sup>[10-11]</sup>。已有研究表明,公园内部绿地景观斑块的大小、形状和数目及其边缘效应等对斑块内部的植物丰富度和群落结构模式具有显著影响<sup>[12-13]</sup>。例如,林地景观斑块的面积越大、连通性越强,更有利于维持公园内部的植物多样性<sup>[14]</sup>。城市公园的景观格局较大程度上由公园设计者决定,植物群落也受到人为干扰的重要影响,但亦具有自然属性。因此,研究和合理设计公园植物群落,使之与公园景观格局相适应,对提高公园植物群落多样性十分重要。

深圳作为一个沿海城市,其近海公园数量较多。与内陆城市公园相比,近海城市公园往往具有更特殊的地理位置与环境条件。以往对近海公园的研究多针对植物景观评价<sup>[15]</sup>、物种多样性<sup>[16]</sup>、单纯的景观格局<sup>[17]</sup>等某一主题进行研究,很少对近海公园植物群落结构进行全面而多层次的报道。关于群落结构特征与公园景观格局相关性的研究更是缺乏<sup>[18-19]</sup>。基于此,本研究在实地调查的基础上,选取深圳海岸附近生态环境良好,植物群落具有代表性的公园进行研究。将实地调查数据与遥感数据相结合,从局部到整体分析公园植物群落特征,并探讨其对公园景观格局的影响。有助于更好地理解园林景观中植物群落与宏观景观格局的相互关系的规律<sup>[20]</sup>,为合理设计植物景观提供依据,对提高城市绿化质量以及健全生物多样性保护机制具有重要意义。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 研究区概况

深圳市位于广东省南部,东经 113°43′—114°38′,北纬 22°24′—22°52′之间,地势东高西低,以低丘陵地为

主,西部为滨海平原。其建成区面积为 923.2 km<sup>2</sup>,属亚热带海洋性气候,地带性植被属于南亚热带季风常绿阔叶林,常年平均气温 23.0℃,年均降雨量 1935.8 mm<sup>[21]</sup>。本研究选择了深圳市具有代表性的 6 个近海公园,其地理分布(图 1)及特征概况(表 1)如下。



图 1 深圳近海公园的研究区范围及样地分布

Fig.1 Research area and sample distribution of offshore parks in Shenzhen

表 1 深圳近海公园概况

Table 1 Overview of investigated Shenzhen offshore parks

公园名称 Park name	地理位置 Location	建成年限 Construction-completed year	公园面积 Park area/hm <sup>2</sup>	公园类型 Park type
洪湖公园 Honghu park	罗湖区	1984	62.14	人工型
荔枝公园 Lizhi park	福田区	1982	29.37	人工型
香蜜公园 Xiangmi park	福田区	2017	49.16	人工型
东湖公园 Donghu park	罗湖区	1961	91.48	半自然型
海上田园公园 Haishangtianyuan park	宝安区	1999	102.74	半自然型
华侨城湿地公园 Huaqiaocheng park	南山区	2016	67.97	半自然型

## 1.2 数据收集

### 1.2.1 植物调查与测量方法

采用基于百米网格的分层随机抽样法。首先,采用 100 m×100 m 的等距网格覆盖深圳市近海公园的遥感图像,然后,在公园中随机抽取网格作为实地调查的大样地,各公园抽样调查面积不小于公园总面积的 15%。将百米网格大样地中被道路、水体分开的每个绿地斑块,记为不同的样方。以大样地中的绿地斑块样方为单位进行实地调查。

本次植物调查只针对乔木、灌木和草本三类生活型进行,藤本植物等其他类别的植物不进行记录。以绿地斑块为单位,分别调查每个样方斑块中的所有乔、灌植物种,同时,在每个样方斑块中设置 1 m×1 m 的草本样方,对草本植物典型群落进行抽样调查。草本样方量采用物种数累积法确定。

调查指标包括:(1)乔木、灌木植物的种名、株数、株高、冠幅、生长状况。(2)草本植物的种名、频数、盖度、株高、生长状况。植物分类参照《中国植物志》中采用的恩格勒系统,本研究所指的乔木是指有明显主干,株高 3 米以上的植物。详细的调查方法与指标测定方法参考美国 UFORE 模型的调查手册和 i-Tree-Eco4.16.2017<sup>[22]</sup>。

### 1.2.2 景观格局数据

以 SPOT6/7 高分辨率卫星影像为主要数据源,分辨率 1.5 m,时相为 2017-12-19。首先用 ENVI 将样本公园按照边界线剪裁,再利用高分影像分类软件 eCognition 进行分类,分为林地、草地、水体和人工表面四类<sup>[23]</sup>。同时通过 GPS 定位、实地踏勘确定斑块边界,校正相关数据,进一步确定分类结果,并进行精度计算(>90%)。最后,用 Fragstas 进行景观分析并导出景观指数值。选择的指标包括斑块大小、形状、类型等对景观结构具有重要意义指标<sup>[24]</sup>(表 2),其计算公式参考布仁仓等人的研究<sup>[25]</sup>。

表 2 景观格局指数及其生态学含义

Table 2 Landscape pattern index and its ecological implications

层次 Category	景观指数 Landscape index	描述 Description	生态学含义 Ecological implications
类别 Class	AREA_MN	平均斑块面积	表征景观破碎度
	NP	斑块数量	表征景观破碎度
	PARA	周长面积比	表征景观形状的复杂程度
	PAFRAC	周长面积分维数	表征景观形状的复杂程度
	FRAC_MN	平均分维数	表征景观形状的复杂程度
	GYRATE_MN	平均回转半径	表征景观斑块的大小
类别/景观 Class/Landscape	PD	斑块密度	表征景观破碎度
景观 Landscape	LPI	最大斑块指数	表征最大斑块占据整个景观面积的比例
	WLPI	林地最大斑块指数	表征林地最大斑块占据整个景观面积的比例
景观 Landscape	SHAPE	斑块形状指数	表征整体景观的形状复杂程度
	URB%	人工表面比例	景观中人工表面占整个景观面积的比例
	SHDI	景观多样性	斑块类型与数量在景观中分布的均衡状况
	SHEI	景观均匀度	可与优势度指数转换,两者之间呈反比关系

AREA\_MN:平均斑块面积 Mean patch area;NP:斑块数量 Number of patches;PARA:周长面积比 Perimeter area ratio;PAFRAC:周长面积分维数 Perimeter area fractal dimension;FRAC\_MN:平均分维数 Mean fractal dimension index;GYRATE\_MN:平均回转半径 Mean radius of gyration;PD:斑块密度 Patch density;LPI:最大斑块指数 The largest patch index;WLPI:林地最大斑块指数 The largest patch index for woodland;SHAPE:斑块形状指数 Shape index;URB%:人工表面比例 Proportion of urban constructed land;SHDI:景观多样性 Shannon-Wiener diversity index;SHEI:景观均匀度 Shannon-Wiener evenness index

## 1.3 数据处理

### 1.3.1 TWINSpan 分类

城市公园植物群落是高度人工化的群落,并且受到人为设计、养护管理等强烈干扰。草本植物位于群落结构的最底层,拥有良好的土壤条件,其中通常含有许多植物的种子。相比乔灌层,草本层经常会发生一些自生植物、野生植物的演替。一些野生杂草与乔灌植物的幼苗,若未影响到主体景观的观赏效果,通常不会进行专门的清理。在有些维护较差的绿地中,草本层几乎已演替为自然群落<sup>[26]</sup>。因此本文将乔灌层和草本层分开进行分析。

使用 PC-ORD 5.0 软件,以乔灌草植物重要值为基础进行 TWINSpan 分类。将植物分为乔灌植物和草本植物两大类,剔除乔灌和草本数据中总频度小于等于 2% 的偶见种。参数设置:“假种(Pseudo species)”切割水平采用 5 级,各水平值分别是 0.00、0.02、0.05、0.10、0.20;每次分类的指示种的最大数量为 5 个,分类的最大水平数为 6 次,分类最小种组采用 5 个。

### 1.3.2 物种多样性计算

物种多样性评价指标选取了 Patrick 物种丰富度指数( $S$ )、Simpson 指数( $D$ )、Shannon-Wiener 指数( $H$ )以及 Pielou 均匀度指数( $E$ ),其计算公式参考张峰和张金屯等人的研究<sup>[27]</sup>。

### 1.3.3 相似度分析

利用 Jaccard  $\beta$  相似性系数来评价植物群落相似度,计算公式为:

$$\beta = c / (a + b - c)$$

式中,  $a$ 、 $b$  分别为两公园的物种数,  $c$  为两公园的共有物种数。其数值越大,代表群落相似性程度越大<sup>[28]</sup>。

### 1.3.4 群落稳定性计算

在生态学的研究中,关于植物群落稳定性的定义较多,其具体概念往往是和特定研究相联系的<sup>[29-30]</sup>。本研究采用 Godron 贡献定律法<sup>[31]</sup>进行稳定性测定,同时参考了刘瑞雪等在人为干扰影响下的城市植物中的研究方法<sup>[32-33]</sup>。基于数量生态学的原理,该方法可提供植物群落稳定与否的信息,适于用来探讨人工植物群落配置的合理性与低维护性<sup>[34]</sup>。

将植物群落中所有植物的频度从大到小排列,计算出相对频度,并以由大到小的顺序逐步累加起来,再计算物种总数倒数的累积百分数,并和相对频度的累积百分数一一对应。通过 Matlab 对两者作散点图,用一条曲线连接各散点,同时在坐标轴数值的两端点处连一条直线,与曲线交点即为所求交点。所求交点坐标越趋近于(20,80)的稳定点,群落越稳定,反之则越不稳定。

### 1.3.5 相关性分析及描述性统计分析

相关性分析及描述性统计分析通过 IBM SPSS Statistics (Version 16) 软件完成。

## 2 结果与分析

### 2.1 近海公园植物群落结构特征

#### 2.1.1 公园植物群落结构

根据重要值排序确定植物群落优势种, TWINSpan 将深圳近海公园共 161 个乔灌样地划分为 20 组,其中样地数大于总量 3% 的有 6 组,共 141 个样地,占总样地量的 87%;将 146 个草本样地划分为 21 组,其中样地量大于总量 10% 的有 3 组,共 76 个样地,占总样地量的 60%。

由表 3 可知,从样地量来看,TS-4 是近海公园中最常见的乔灌群落类型,H-1 是最常见的草本群落类型。其中 TS-4 在东湖公园、海上田园、华侨城湿地公园、香蜜公园中分别占比为 56%、35%、94%、33%。从指示种来看,乔灌指示种中观赏植物出现较多。标志性乔木中,小叶榄仁 (*Terminalia neotaliala*)、羊蹄甲 (*Bauhinia purpurea*)、黄花风铃木 (*Handroanthus chrysanthus*) 等多个树种具有热带性特征,也是华南地区的常见乡土树种。标志性灌木中,以翠芦莉 (*Ruellia simplex*)、龙船花 (*Ixora chinensis*)、朱槿 (*Hibiscus rosa-sinensis*) 等为主,形成了色彩丰富的花灌木景观;草本指示种中出现了两耳草 (*Paspalum conjugatum*)、短叶水蜈蚣 (*Kyllinga brevifolia*)、香附子 (*Cyperus rotundus*) 等多种自生草本植物,也发现喜旱莲子草 (*Alternanthera philoxeroides*)、地毯草 (*Axonopus compressus*) 等具有入侵风险的植物。

#### 2.1.2 公园植物物种多样性比较

从表 4 可以看出,近海公园植物群落总体丰富度极高,均大于 150 种。从植物层次来看,灌木层植物种数低于草本层和乔木层;从植物类别来看,除香蜜公园外,近海公园群落层乡土植物占比均高于 50%,即以乡土植物为主。在各植物层次中,乡土植物比例大都以草本植物最高。

#### 2.1.3 公园植物相似性分析

深圳近海公园中(表 5),人工型和半自然型公园的 Jaccard  $\beta$  多样性指数在不同的植物层间表现为:乔木层(0.46) > 草本层(0.45) > 灌木层(0.35),其中,乔木层、草本层相似性指数较大,且与总体相似性指数相近,灌木层相似性指数最低,明显低于总体层。乡土层植物相似性指数为 0.47,略高于总体层。

人工型公园与半自然公园两两比较的 Jaccard  $\beta$  多样性指数如表 6,可以看出,香蜜公园与海上田园的相似性指数最低,为 0.23;东湖公园与洪湖公园的相似性指数最高,为 0.36。总体上,各公园之间的相似性指数处于 0.23—0.36 之间,远低于总体层次上的相似性指数(0.46)。

表 3 近海公园常见植物群落构成

Table 3 Composition of dominant plant communities in the offshore park

植物类别 Plant category	编号 Code	样地量 Plot size	指示种 Indicator species	占各公园样地量比例 The proportion of sample plots in each park/%						主要伴生种 Main associated species
				I	II	III	IV	V	VI	
乔灌植物 Trees and shrubs	TS-1	9	小叶榄仁+羊蹄甲	0	10	4	6	1	11	毛果杜英 ( <i>Elaeocarpus rugosus</i> ) + 蒲桃 ( <i>Syzygium jambos</i> ) + 南洋楹 ( <i>Falcataria moluccana</i> ) + 黄槿 ( <i>Hibiscus tiliaceus</i> )
	TS-2	5	黄花风铃木 + 海南菜豆树 ( <i>Radermachera hainanensis</i> ) + 垂叶榕 ( <i>Ficus benjamina</i> ) + 人面子 ( <i>Dracontomelon duperreanum</i> )	12	0	0	0	0	4	玫红栎铃木 ( <i>Tabebuia rosea</i> ) + 榕树 ( <i>Ficus microcarpa</i> ) + 木棉 ( <i>Bombax ceiba</i> ) + 澳洲鸭脚木 ( <i>Schefflera actinophylla</i> )
	TS-3	6	叶子花 ( <i>Bougainvillea spectabilis</i> ) + 四季桂 ( <i>Osmanthus fragrans</i> (Fragrans Group)) + 白兰 ( <i>Michelia xalba</i> )	3	0	4	0	3	0	
	TS-4	63	龙船花 + 朱槿 + 灰莉 ( <i>Fagraea ceilanica</i> )	56	35	13	94	5	33	榕树 + 马缨丹 ( <i>Lantana camara</i> ) + 金叶假连翘 ( <i>Duranta erecta</i> 'Golden Leaves') + 凤凰木 + 黄金榕 ( <i>Ficus microcarpa</i> 'Golden Leaves') + 垂叶榕
	TS-5	9	翠芦莉 + 蒲葵 ( <i>Livistona chinensis</i> ) + 假连翘 ( <i>Duranta erecta</i> ) + 变叶木 ( <i>Codiaeum variegatum</i> ) + 小叶榕	0	5	18	0	0	0	
	TS-6	49	红背桂 ( <i>Excoecaria cochinchinensis</i> ) + 鹅掌藤 ( <i>Schefflera arboricola</i> )	29	20	60	0	8	0	朱槿 + 朱蕉 ( <i>Cordyline fruticosa</i> ) + 灰莉 + 假槟榔 ( <i>Archontophoenix alexandrae</i> ) + 黄葛树 + 花叶艳山姜 ( <i>Alpinia zerumbet</i> 'Variegata') + 金脉爵床 ( <i>Sanchezia oblonga</i> )
草本植物 Herbs	H-1	39	两耳草 + 短叶水蜈蚣 + 喜旱莲子草 + 酢浆草	18	0	31	0	17	7	
	H-2	21	巴西鸢尾 ( <i>Neomarica gracilis</i> ) + 水鬼蕉 ( <i>Hymenocallis littoralis</i> ) + 海芋 ( <i>Alocasia odora</i> ) + 弓果黍 ( <i>Cyrtococcum patens</i> )	26	5	13	0	3	7	香附子 + 华南毛蕨 ( <i>Cyclosorus parasiticus</i> )
	H-3	16	香附子 + 华南毛蕨 + 地毯草	1	0	7	0	5	4	纤梗叶下珠 ( <i>Phyllanthus tenellus</i> ) + 犁头尖 ( <i>Typhonium blumei</i> )

TS: 乔灌植物 Trees and shrubs; H: 草本植物 Herbs; I 为东湖公园, II 为海上田园, III 为洪湖公园, IV 为华侨城湿地公园, V 为荔枝公园, VI 为香蜜公园

表 4 近海公园各植物层的多样性指数

Table 4 Species diversity indexes of different plant layers in offshore parks

公园 Park name	植物层 Plant layer	植物类别 Plant category	植物种数 Number of species	乡土植物种的比例 The proportion of native plant species	Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index	Pielou 指数 Pielou index	Simpson 指数 Simpson index
东湖公园	草本层	总体	77	66.23	3.24	0.75	0.92
		乡土	51		3.18	0.81	0.94
	灌木层	总体	74	40.54	2.77	0.64	0.88
		乡土	30		1.77	0.52	0.72
	乔木层	总体	99	46.46	3.79	0.83	0.96
		乡土	46		3.39	0.89	0.96
	群落	总体	250	50.8	3.69	0.67	0.93

续表

公园 Park name	植物层 Plant layer	植物类别 Plant category	植物种数 Number of species	乡土植物种 的比例 The proportion of native plant species	Shannon- Wiener 指数 Shannon- Wiener index	Pielou 指数 Pielou index	Simpson 指数 Simpson index	
海上田园	草本层	乡土	122		2.77	0.58	0.83	
		总体	57	63.16	3.17	0.79	0.93	
	灌木层	乡土	36		2.81	0.78	0.9	
		总体	40	47.5	2.69	0.73	0.9	
		乡土	19		2	0.68	0.75	
	乔木层	总体	68	45.59	3.25	0.77	0.93	
		乡土	31		2.16	0.63	0.77	
华侨城湿地公园	群落	总体	165	52.12	3.95	0.77	0.97	
		乡土	80		3.32	0.76	0.93	
	草本层	总体	75	56	3.07	0.71	0.9	
		乡土	42		2.79	0.75	0.89	
	灌木层	总体	38	52.63	2.11	0.58	0.76	
		乡土	20		1.63	0.54	0.68	
	乔木层	总体	70	52.86	3.08	0.72	0.89	
		乡土	37		2.4	0.67	0.81	
	群落	总体	183	54.1	3.49	0.67	0.91	
		乡土	96		2.82	0.62	0.85	
	洪湖公园	草本层	总体	66	54.55	2.48	0.59	0.81
			乡土	36		2.46	0.69	0.83
		灌木层	总体	56	57.14	2.32	0.58	0.82
			乡土	32		1.73	0.5	0.67
乔木层		总体	75	48	3.62	0.84	0.96	
		乡土	36		3.06	0.85	0.93	
群落		总体	197	52.79	2.85	0.54	0.86	
	乡土	100		2.24	0.49	0.74		
荔枝公园	草本层	总体	83	50.6	2.9	0.66	0.82	
		乡土	42		3.12	0.83	0.94	
	灌木层	总体	40	62.5	2.57	0.7	0.88	
		乡土	25		2.06	0.64	0.8	
	乔木层	总体	53	47.17	3.15	0.79	0.93	
		乡土	25		2.34	0.73	0.85	
	群落	总体	176	52.27	3.53	0.68	0.94	
乡土		89		2.88	0.64	0.88		
香蜜公园	草本层	总体	65	58.46	3.06	0.73	0.9	
		乡土	38		2.32	0.64	0.79	
	灌木层	总体	60	31.67	2.9	0.71	0.88	
		乡土	19		1.85	0.63	0.75	
	乔木层	总体	54	50	2.38	0.6	0.74	
		乡土	27		1.36	0.41	0.47	
	群落	总体	179	46.93	3.73	0.72	0.94	
乡土		83		2.75	0.62	0.87		

表 5 人工型和半自然型近海公园不同植物层 Jaccard  $\beta$  多样性指数比较Table 5 Jaccard  $\beta$  diversity of different plant layers between artificial and semi-natural offshore parks

植物层次 Plant level	Jaccard $\beta$ 多样性指数 Jaccard $\beta$ diversity	植物层次 Plant level	Jaccard $\beta$ 多样性指数 Jaccard $\beta$ diversity
草本 Herbs	0.45	乡土 Native plants	0.47
灌木 Shrubs	0.35	总体 Total plant communities	0.46
乔木 Trees	0.46		

表 6 人工型和半自然近海公园植物 Jaccard  $\beta$  多样性Table 6 Jaccard  $\beta$  diversity of artificial and semi-natural offshore park plants

公园名称 Park name	洪湖公园	荔枝公园	香蜜公园
东湖公园	0.36	0.33	0.31
海上田园	0.35	0.28	0.23
华侨城湿地公园	0.28	0.28	0.28

### 2.1.4 公园植物群落稳定性分析

从下表 7 可看出,近海公园植物群落的稳定性,基本呈现灌木层>总体层>草本层>乔木层的规律。总体植物群落层次上,半自然公园的稳定性得分分别为 96.89,96.79,96.14,高于人工型公园(94.4,93.17,88.97)。草本层中,海上田园、东湖公园植物群落偏离稳定点较远(距离 9.37、10.15);灌木层中,各公园植物群落离稳定点普遍较近(平均距离小于 5);乔木层中东湖公园植物群落偏离稳定点较远(距离 10.92)。

表 7 深圳近海公园植物群落稳定性

Table 7 Stability of plant communities in Shenzhen offshore parks

公园类型 Park type	公园名称 Park name	植物层 Plant layer	拟合曲线 Fitting curve	$P$	交点坐标 Intersection coordinates	距离 Distance	得分 Score
半自然型 Half natural type	东湖公园	草本层	$y = -0.0103x^2 + 1.633x + 36.0739$	<0.001	(27.17, 72.82)	10.15	89.85
		灌木层	$y = -0.0089x^2 + 1.2340x + 60.0421$	<0.001	(19.38, 80.61)	0.87	99.13
		乔木层	$y = -0.0116x^2 + 1.7916x + 31.5557$	<0.001	(27.72, 72.27)	10.92	89.08
		总体层	$y = -0.0103x^2 + 1.5187x + 45.5703$	<0.001	(23.96, 76.04)	3.11	96.89
	海上田园	草本层	$y = -0.0098x^2 + 1.5561x + 38.92$	<0.001	(26.62, 73.37)	9.37	90.63
		灌木层	$y = -0.0116x^2 + 1.6778x + 42.4356$	<0.001	(24.00, 75.99)	5.66	94.34
		乔木层	$y = -0.0107x^2 + 1.5896x + 41.7839$	<0.001	(25.07, 74.92)	7.18	92.82
		总体层	$y = -0.0105x^2 + 1.6594x + 34.1625$	<0.001	(27.80, 72.20)	3.21	96.79
	华侨城湿地公园	草本层	$y = -0.0085x^2 + 1.2934x + 51.5359$	<0.001	(23.11, 76.88)	4.41	95.59
		灌木层	$y = -0.0063x^2 + 0.9273x + 66.4206$	<0.001	(19.23, 80.76)	1.08	98.92
		乔木层	$y = -0.0089x^2 + 1.3722x + 47.6040$	<0.001	(24.30, 75.69)	6.09	93.91
		总体层	$y = -0.0096x^2 + 1.3932x + 50.53$	<0.001	(22.73, 77.27)	3.86	96.14
人工型 Artificial type	洪湖公园	草本层	$y = -0.0063x^2 + 0.9273x + 66.4199$	<0.001	(18.54, 81.45)	2.06	97.94
		灌木层	$y = -0.0075x^2 + 1.0324x + 66.9500$	<0.001	(17.37, 82.62)	3.71	96.29
		乔木层	$y = -0.0116x^2 + 1.8270x + 28.8152$	<0.001	(28.54, 71.45)	12.08	87.92
		总体层	$y = -0.0072x^2 + 1.0057x + 66.5717$	<0.001	(17.80, 82.20)	5.6	94.4
	荔枝公园	草本层	$y = -0.0081x^2 + 1.2436x + 53.3051$	<0.001	(22.68, 77.31)	3.8	96.2
		灌木层	$y = -0.0102x^2 + 1.4715x + 49.3554$	<0.001	(22.59, 77.40)	3.67	96.33
		乔木层	$y = -0.0110x^2 + 1.6876x + 36.2488$	<0.001	(26.63, 73.36)	9.38	90.62
		总体层	$y = -0.0095x^2 + 1.3758x + 51.7971$	<0.001	(22.27, 77.73)	6.83	93.17
	香蜜公园	草本层	$y = -0.0096x^2 + 1.4663x + 45.2557$	<0.001	(24.55, 75.44)	6.44	93.56
		灌木层	$y = -0.0105x^2 + 1.5434x + 45.9254$	<0.001	(23.56, 76.43)	5.04	94.96
		乔木层	$y = -0.0061x^2 + 0.9841x + 60.1536$	<0.001	(21.50, 78.49)	2.13	97.87
		总体层	$y = -0.0105x^2 + 1.5643x + 42.7914$	<0.001	(24.83, 75.17)	11.03	88.97

## 2.2 近海公园景观格局分析

### 2.2.1 公园景观构成

可以看出,各近海公园中都包含水体景观元素(表 8),其中海上田园、洪湖公园、华侨城湿地公园水体景观比例较大,分别达 39.90%、38.30%和 50.90%。近海公园中林地景观面积都大于草地景观,人工表面景观占比最低。

表 8 近海公园景观构成

Table 8 Landscape composition of the offshore parks

公园名称 Park name	林地 Forest		草地 Grassland		人工表面 Artificial surface		水体 Waterbody	
	面积 Area/hm <sup>2</sup>	%						
	东湖公园	59.50	65.10	11.74	12.8	13.37	14.60	6.86
海上田园	43.36	42.20	5.68	5.50	12.61	12.20	41.09	39.90
洪湖公园	30.55	49.10	0.87	1.30	6.91	11.10	23.82	38.30
华侨城湿地公园	14.41	21.20	18.29	26.90	0.68	1.00	34.60	50.90
荔枝公园	17.06	58.10	4.08	13.80	2.22	7.50	6.01	20.40
香蜜公园	22.29	45.30	13.65	27.70	11.57	23.50	1.65	3.30

### 2.2.2 公园整体景观格局特征

公园整体景观格局指数如下表 9。从斑块密度来看,人工型公园如洪湖公园、荔枝公园斑块密度较大,分别为 2.46、2.40。半自然型公园(东湖公园)斑块密度最小,平均斑块面积最大。东湖公园、荔枝公园的林地最大斑块指数最高。但各个公园间的景观多样性、景观均匀度相差不大。

表 9 近海公园整体景观格局指数

Table 9 Landscape pattern index of offshore Parks

公园名称 Park name	斑块密度 PD/(n/hm <sup>2</sup> )	平均斑块面积 AREA_MN/hm <sup>2</sup>	斑块形状指数 SHAPE	林地最大斑块指数 WLPI	景观多样性 SHDI	景观均匀度 SHEI
东湖公园	1.17	0.86	1.87	54.06	1.02	0.73
海上田园	1.89	0.53	1.68	40.8	1.15	0.83
洪湖公园	2.46	0.41	1.75	41.97	1.02	0.74
华侨城湿地公园	1.87	0.42	1.68	5.94	1.07	0.77
荔枝公园	2.40	0.53	1.73	56.73	1.11	0.80
香蜜公园	1.72	0.58	2.00	43.49	1.17	0.73

### 2.2.3 公园整体景观格局指数与植物群落结构特征指数的相关性分析

经检验,公园中各景观格局指数、植物群落结构特征指数均呈正态分布。从表 10 中可看出,公园斑块密度和林地面积比、林地最大斑块面积比呈显著负相关( $P < 0.05$ )。斑块密度变大时,景观破碎度增大,不利于大型植物斑块的保存。斑块形状指数、人工表面比例与乡土植物比例呈显著负相关( $P < 0.01$ ),可能是因为乡土植物更容易受到人为干扰的不利影响。

### 2.2.4 公园景观类别的格局指数与植物群落结构特征指数的相关性分析

将城市公园景观类型中的林地、草地、人工表面、水体的景观格局指数与植物群落结构特征指数作相关性分析,筛选出显著相关的指标。

#### (1) 草地景观格局指数与植物群落结构特征指数的相关性分析

从表 11 中可以看出,公园中草地景观的平均分维数与草本植物的 Pielou 指数呈显著负相关( $P < 0.05$ );草地景观平均斑块面积、平均回转半径与灌木物种丰富度呈显著正相关、与灌木乡土植物种数呈显著负相关( $P < 0.05$ )。草地景观最大斑块指数与乔木植物 Shannon-Wiener 指数、Pielou 指数、Simpson 指数呈显著负相关

关系( $P<0.05$ )。

表 10 景观格局指数与植物群落结构特征指数的相关性

Table 10 Correlation between landscape pattern indexes and plant community characteristic indexes

植物群落结构特征指数 Plant community characteristic indexes	斑块密度 PD/(n/hm <sup>2</sup> )	斑块形状指数 SHAPE	人工表面比例 URB%	景观多样性 SHDI	景观均匀度 SHEI
林地面积比 Proportion of woodland	-0.831 *	0.387	0.456	-0.226	0.217
林地最大斑块指数 The largest patch index for woodland	-0.822 *	0.387	0.553	0.038	0.054
物种丰富度 Species richness	-0.491	0.345	0.140	-0.739	0.646
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index	-0.508	0.171	0.277	0.650	-0.405
Pielou 指数 Pielou index	-0.367	0.088	0.238	0.785	-0.524
Simpson 指数 Simpson index	-0.518	0.083	0.253	0.727	-0.558
乡土植物比例 The proportion of native plants	0.614	-0.937 **	-0.941 **	-0.510	-0.454

\* 表示  $P<0.05$ , \*\* 表示  $P<0.01$ , 表中数值代表相关系数平方值

表 11 草地景观格局指数与植物群落结构特征指数的相关性分析

Table 11 Correlation analysis of grassland landscape pattern index and plant community characteristic index

植物群落结构特征指数 Plant community characteristic index	平均分维数 FRAC_MN	平均斑块面积 AREA_MN/hm <sup>2</sup>	平均回转半径 GYRATE_MN/m	最大斑块指数 LPI
物种丰富度 Species richness	0.815 * S	0.887 * S		
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index				-0.880 * T
Pielou 指数 Pielou index	-0.842 * H			-0.957 ** T
Simpson 指数 Simpson index		-0.816 * T		-0.978 ** T
乡土植物种数 Native plant species		-0.889 * S	-0.941 ** S	

H:草本 Herb;S:灌木 Shrub;T:乔木 Tree

### (2) 林地景观格局指数与植物群落结构特征指数的相关性分析

从表 12 中可以看出,公园中林地景观平均斑块面积与草本乡土植物占比呈显著正相关( $P<0.05$ );林地周长面积比与草本 Shannon-Wiener 指数、Pielou 指数、Simpson 指数、乡土植物占比均呈显著负相关( $P<0.05$ )。林地周长面积分维数与草本物种丰富度呈显著负相关关系( $P<0.05$ )。林地景观斑块数量、斑块密度与灌木植物 Shannon-Wiener 指数、Pielou 指数、Simpson 指数均呈显著负相关关系( $P<0.05$ )。林地最大斑块指数与灌木 Simpson 指数呈显著正相关( $P<0.05$ )。

表 12 林地与植物群落结构特征指数的相关性分析

Table 12 Correlation analysis of forest land and plant community characteristic index

植物群落结构特征指数 Plant community characteristic index	平均斑块面积 AREA_MN/hm <sup>2</sup>	周长面积比 PARA	周长面积分维数 PAFRAC	斑块数量 NP	斑块密度 PD/(n/hm <sup>2</sup> )	最大斑块指数 LPI
物种丰富度 Species richness		-0.839 * H				
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index		-0.922 ** H		-0.839 * S	-0.880 * S	
Pielou 指数 Pielou index		-0.985 ** H		-0.838 * S	-0.869 * S	
Simpson 指数 Simpson index		-0.968 ** H		-0.834 * S	-0.882 * S	0.841 * S
乡土植物占比 The proportion of native plants	0.865 * H	-0.849 * H				

### (3) 水体景观格局指数与灌木植物群落结构特征指数的相关性分析

表 13 中,水体景观格局指数仅与灌木物种多样性呈显著相关关系。水体景观的斑块数量、斑块密度、最大斑块指数与灌木植物 Shannon-Wiener 指数呈显著负相关( $P<0.05$ )。水体周长面积比与灌木 Shannon-

Wiener 指数、Simpson 指数呈显著负相关( $P<0.05$ )。水体周长面积分维数与乡土植物占比呈显著负相关关系( $P<0.01$ )。

表 13 水体指标与植物群落结构特征指数的相关性

Table 13 Correlation between water body indicators and plant community structure characteristic indexes

植物群落结构特征指数 Plant community characteristic indexes	斑块数量 NP	斑块密度 PD/(n/hm <sup>2</sup> )	最大斑块指数 LPI	周长面积比 PARA	周长面积分维数 PAFRAC
物种丰富度 Species richness					
Shannon-Wiener 指数 Shannon-Wiener index	-0.813 * S	-0.933 ** S	-0.927 ** S	-0.887 * S	
Simpson 指数 Simpson index			-0.911 * S	-0.827 * S	
乡土植物占比 Proportion of native plants					-0.958 ** S

### 3 讨论

#### 3.1 深圳近海公园植物群落结构特征

TS-4 和 H-1 分别是公园中最常见的乔灌和草本群落类型,在人工型公园中占比较大,是人工养护下形成的植物群落。乔灌群落中主要物种为榕树、龙船花等乡土植物,具有较好的适应性,其中多数植物具有较好的遮荫、空气净化等生态功能和观赏效果<sup>[35]</sup>。草本中的结缕草、地毯草,作为常见的草坪草具有较多优点,例如耐践踏、寿命长,具有广适性<sup>[36]</sup>。因此,良好的景观效果、生态功能、人工管理的低维护性,和乡土植物的适应性可能是该类植物群落分布较为普遍的原因。同时,乡土植物较强的适应能力有益于构建稳定的植物群落,发挥其生态功能。

公园灌木植物种类丰富度较低,是其结构与功能特点决定的。灌木通常被用于界定景观空间、丰富植物层次,呈条状或片状分布<sup>[37]</sup>。然而其数量丰富,植株之间联系紧密,群落结构复杂,具有较高的适应性<sup>[38]</sup>。另外,其具有耐修剪、抗风、生长力强等特点,也促使灌木群落稳定性较高。可见,用较少的灌木物种就能实现较高的稳定性。因此,建议在公园植物造景初期就要重视对灌木的运用,尤其是一些生态本底比较脆弱的公园,以提高植物群落的稳定性和低维护性。

近海公园总体乡土植物种数占比较高,但以草本植物为主,乔灌木植物比例不高。原因可能与深圳对城市公园绿化的经济投入较大<sup>[39]</sup>,引入了大量如红花玉蕊、象脚丝兰等形态独特、观赏效果较好的外来木本植物有关。乡土乔灌植物的应用有利于缓解同质化效应,对城市生态系统功能的发挥非常重要<sup>[40-41]</sup>。但城市人口众多,人为活动频繁而密集,不仅需要考虑公园植物群落的生态功能,也要考虑其美观性、康养效果等其他功能。是否有必要增加乡土乔灌木的比例,以及维持多大的比例,需要权衡植物群落多方面的功能与需求,同时要结合动物生存、人类使用等多重生态系统问题作具体的判断,有待未来进行更深入的研究。

近海公园的乔灌植物群落能够较好地反映深圳的地域特色,其指示种多为具有热带性的树种,如榕树、红花羊蹄甲、小叶榄仁等。值得注意的是,草本群落的指示种中,出现了 1 级入侵物种喜旱莲子草,其繁殖能力强,对农田、水域有极大的危害<sup>[42]</sup>。也发现了入侵等级为 5 级的地毯草<sup>[42]</sup>,其入侵危害不明显。因此,对具有较强入侵特性或潜力的物种进行持续性的调查与防治十分必要<sup>[43]</sup>,这对城市生态安全具有重要意义。

#### 3.2 近海公园植物多样性与稳定性的关系探讨

对于物种多样性与群落稳定性之间的关系长期以来存在较多争议。尽管物种多样性的提高确实有利于构建更为稳定的群落<sup>[44]</sup>,但越来越多的研究者提出二者的关系不是简单的线性关系<sup>[45]</sup>。基于研究结果,将近海公园物种多样性与稳定性数值进行耦合分析,比较他们在各个公园中的排序与分布规律。草本物种丰富度最高的是荔枝公园,而稳定性最高的是洪湖公园。此外,香蜜公园中乔木物种丰富度偏低,稳定性却最高。因此,二者并没有明显的大小关系。很可能是因为,物种多样性与物种的功能群、功能冗余有关<sup>[46]</sup>,这些因素都可能导致群落稳定性的变化。未来可能还需要对功能多样性、功能性状进行测量,以便进一步探讨二者的关系。

### 3.3 公园景观结构对生物多样性保护的启示

近海公园乔木物种多样性只与草地最大斑块指数呈负相关。可能是因为在营造满足人为活动、集散需求的开敞空间时,公园入口、水体等景观周围,通常分布着许多大面积的草坪,而不是物种较丰富的乔木群落景观<sup>[47]</sup>。因此在公园面积一定的情况下,草地景观面积越大,乔木植物多样性可能会相对减小。

从公园整体景观格局来看,斑块密度和林地面积比、林地最大斑块面积比呈显著负相关。公园整体景观破碎度的增加容易导致林地景观破碎度增加,使得林地核心斑块更容易缩小,亚种群间的隔离程度增大,生态流变弱,从而加快了林地面积的丧失<sup>[48]</sup>。公园人工表面比例与乡土植物比例呈显著负相关。公园中的人工表面比例增加往往需要牺牲更多原有的绿地生境,使得这些生境中残存的乡土植物栖息地面积减小或丧失<sup>[49]</sup>,导致其物种数降低。因此,在公园设计和改造中,要更加注重对乡土植物的保护。

植物群落是城市公园中发挥生态作用的主体,植物群落结构与其景观分布格局对公园中的昆虫、鸟类等动物多样性也具有重要影响<sup>[50]</sup>。有研究证实,公园林地最大斑块指数的增加有利于提高鸟类物种数<sup>[51-52]</sup>,大面积的公园绿地能维持大量的昆虫与土壤动物<sup>[53-54]</sup>。城市公园的景观组成与分布是公园的景观结构,其植物群落多样性可看作生物多样性保护功能的潜力指标。基于结构与功能之间的关系,在了解公园景观格局与植物多样性的相关性规律基础上,可对城市植物配置进行优化,这对公园生物多样性的维持和保护具有重要意义。

## 4 结论

深圳近海公园植物调查共记录到植物 108 科 310 属 471 种,其植物种类丰富,物种多样性较高。植物群落的指示种多数具有热带性质,公园中灌木植物种数低于乔木和草本植物,但群落稳定性较高。半自然型和人工型近海公园相比较,各类植物中以灌木植物相似性最低。公园林地面积比、林地最大斑块面积与整体景观破碎度呈显著负相关( $P < 0.05$ ),公园景观破碎度的增大可能会导致植被景观面积减小。建议在公园植物群落的构建中,重视灌木植物的运用,有助于改善群落稳定性。同时在公园景观格局上,应尽可能保留大面积的核心植被生态斑块,更好地发挥其生态功能。

### 参考文献 (References):

- [ 1 ] Husté A, Boulinier T. Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. *Ecological Applications*, 2007, 17(1): 168-180.
- [ 2 ] Dai X K, Zhu R, Jia P, Shen L, Li S P, Hua Z S, Li M G, Li J T. Factors governing the naturalization-to-invasion transition of exotic plants in Shenzhen, China. *Applied Ecology and Environmental Research*, 2016, 14(3): 637-677.
- [ 3 ] Sun B, Pan X, Han L B, Fei Y J. Selection of waterlogging-tolerant and water purification herbaceous plants for the construction of a sponge city in Shenzhen, China. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 2020, 48(2): 1043-1056.
- [ 4 ] 蒙敬杭. 深圳建设国际一流城市绿化的缘由和路径. *风景园林*, 2012, (3): 172-172.
- [ 5 ] 苏泳娴, 黄光庆, 陈修治, 陈水森, 李智山. 城市绿地的生态环境效应研究进展. *生态学报*, 2011, 31(23): 7287-7300.
- [ 6 ] Nagendra H, Gopal D. Tree diversity, distribution, history and change in urban parks: studies in Bangalore, India. *Urban Ecosystems*, 2011, 14(2): 211-223.
- [ 7 ] Figueroa J A, Castro S A, Reyes M, Teillier S. Urban park area and age determine the richness of native and exotic plants in parks of a Latin American city: Santiago as a case study. *Urban Ecosystems*, 2018, 21(4): 645-655.
- [ 8 ] Baró F, Haase D, Gómez-Baggethun E, Frantzeskaki N. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. *Ecological Indicators*, 2015, 55: 146-158.
- [ 9 ] 郝晟, 王春连, 林浩文. 城市湿地公园生物多样性设计与评估——以六盘水明湖国家湿地公园为例. *生态学报*, 2019, 39(16): 5967-5977.
- [ 10 ] 王娟, 马履一, 王新杰, 刘俊, 张文娟, 万威. 北京城区公园绿地景观格局研究. *西北林学院学报*, 2010, 25(4): 195-199.
- [ 11 ] 付晖, 方纪华, 许先升, 付广. 海口市中心城区公共绿地景观格局分析. *西北林学院学报*, 2014, 29(6): 260-265.
- [ 12 ] Cheng X Y, Wei B S, Chen G J, Li J X, Song C H. Influence of park size and its surrounding urban landscape patterns on the park cooling effect.

- Journal of Urban Planning and Development, 2015, 141(3): A4014002.1-A4014002.10.
- [13] Cornelis J, Hermy M. Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning*, 2004, 69(4): 385-401.
- [14] Pentead H M. Assessing the effects of applying landscape ecological spatial concepts on future habitat quantity and quality in an urbanizing landscape. *Landscape Ecology*, 2013, 28(10): 1909-1921.
- [15] 刘瑞雪, 许晓雪, 陈龙清. 基于使用行为的城市公园植物景观空间调查研究——以深圳湾滨海公园为例. *中国园林*, 2019, 35(4): 123-128.
- [16] 雷金睿, 宋希强, 何荣晓. 滨海城市公园植物物种多样性比较——以海口市为例. *生态学杂志*, 2016, 35(1): 118-124.
- [17] 林明太, 孙虎, 郭斌. 福建旅游型海岛景观格局变化——以妈祖圣地湄洲岛为例. *生态学杂志*, 2010, 29(7): 1414-1419.
- [18] Czortek P, Pielech R. Surrounding landscape influences functional diversity of plant species in urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2020, 47: 126525.
- [19] 胡宏友, 肖亮嫦, 张万旗, 刘俊伟, 董克钻, 李学梅. 厦门城市公园景观格局与植物群落结构的相关性. *生态学杂志*, 2010, 29(11): 2229-2234.
- [20] 彭羽, 刘雪华. 城市化对植物多样性影响的研究进展. *生物多样性*, 2007, 15(5): 558-562.
- [21] 深圳市气象局(台). 深圳市社会发展和现代化统计监测年报(2018年全年). (2019-05-14) [2021-05-26]. [http://weather.sz.gov.cn/xingxigongkai/tongjishuju/shujujiedu/content/post\\_3569348.html](http://weather.sz.gov.cn/xingxigongkai/tongjishuju/shujujiedu/content/post_3569348.html).
- [22] 赵娟娟, 宋晨晨, 刘时彦. 城市植物种类构成的特征分析——以厦门市为例. *西南大学学报: 自然科学版*, 2018, 40(7): 1-8.
- [23] 谢世林, 逯非, 曹垒, 周伟奇, 欧阳志云. 北京城区公园景观格局对夏季鸟类群落的影响. *景观设计学*, 2016, 4(3): 10-21.
- [24] 王静, 周伟奇, 许开鹏, 颜景理. 京津冀地区城市化对植被覆盖度及景观格局的影响. *生态学报*, 2017, 37(21): 7019-7029.
- [25] 布仁仓, 胡远满, 常禹, 李秀珍, 贺红土. 景观指数之间的相关分析. *生态学报*, 2005, 25(10): 2764-2775.
- [26] Wittig R, Becker U. The spontaneous flora around street trees in cities-A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2010, 205(10): 704-709.
- [27] 张峰, 张金屯, 上官铁梁. 历山自然保护区猪尾沟森林群落植物多样性研究. *植物生态学报*, 2002, 26(S1): 46-51.
- [28] 尹锴, 崔胜辉, 石龙宇, 吝涛, 郭青海, 吕静. 人为干扰对城市森林灌草层植物多样性的影响——以厦门市为. *生态学报*, 2009, 29(02): 563-572.
- [29] Wang C Y, Wu B D, Jiang K, Zhou J W, Liu J, Lv Y N. Canada goldenrod invasion cause significant shifts in the taxonomic diversity and community stability of plant communities in heterogeneous landscapes in urban ecosystems in East China. *Ecological Engineering*, 2019, 127: 504-509.
- [30] 张景慧, 黄永梅. 生物多样性与稳定性机制研究进展. *生态学报*, 2016, 36(13): 3859-3870.
- [31] Godron M, Daget P, Poissonet J, Poissonet P. Some aspects of heterogeneity in grasslands of Cantal//Patil G P, Pielou E C, Waters W E, eds. *Statistical Ecology: Volume 3: Many Species Populations, Ecosystems, and Systems Analysis*. University Park, PA: Pennsylvania State University Press, 1972: 397-145.
- [32] 胡寒剑. 杭州西湖湖西景区湿地植物群落研究[D]. 杭州: 浙江农林大学, 2015.
- [33] 刘瑞雪, 陈龙清. 水淹干扰对水库水滨带植物群落稳定性与种间关系的影响. *生态学报*, 2021, 41(16): 1-14. (2021-05-21). <https://kns.cnki.net/KCMS/detail/detail.aspx?dbcode=CJFQ&dbname=CAPJLAST&filename=STXB20210520001&v=MDQ3MDIXTTBDTEw3UjdxZFp1Wm5GaTNsVjdyS0lWbz1Oam5UYkxHNEhORE1xbzFGWk9zT113OU16bVJuNm0lN1QzZmxx>.
- [34] 曾晓阳. 成都市城市森林的近自然植物群落配置模式研究[D]. 成都: 四川农业大学, 2009.
- [35] 黄穗昇, 周劲松, 陈红锋. 深圳乡土地被植物调查及园林应用分析. *中国园林*, 2007, 23(9): 81-84.
- [36] 李军. 城市植物景观恢复技术与质量评价体系研究——以珠三角的广州、深圳、珠海为例[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2005.
- [37] 杭夏子, 袁喆, 翁殊斐. 广州市公园园林灌木资源及其景观特色调查与分析. *中国园林*, 2014, 30(4): 104-107.
- [38] 吴瑾, 孙斌, 刘爱容, 于法钦, 钟美晶. 演替视角下深圳近自然社区绿道植物配置实践分析. *生态环境学报*, 2015, 24(9): 1461-1465.
- [39] 孙逊, 沈华山. 深圳香蜜公园植物保护与景观营造. *中国园林*, 2018, 34(S2): 146-150.
- [40] 达良俊. 基于本土生物多样性恢复的近自然城市生命地标构建理念及其在上海的实践. *中国园林*, 2021, 37(5): 20-24.
- [41] Zerbe S, Maurer U, Schmitz S, Sukopp H. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning*, 2003, 62(3): 139-148.
- [42] 闫小玲, 刘全儒, 寿海洋, 曾宪锋, 张勇, 陈丽, 刘演, 马海英, 齐淑艳, 马金双. 中国外来入侵植物的等级划分与地理分布格局分析. *生物多样性*, 2014, 22(5): 667-676.
- [43] 邵志芳, 赵厚本, 邱少松, 杨义标, 彭少麟, 陆宠芳, 陈卓全. 深圳市主要外来入侵植物调查及治理状况. *生态环境*, 2006, 15(3): 587-593.
- [44] McCann K S. The diversity-stability debate. *Nature*, 2000, 405(6783): 228-233.

- [45] Jiang L, Pu Z C. Different effects of species diversity on temporal stability in single-trophic and multitrophic communities. *The American Naturalist*, 2009, 174(5): 651-659.
- [46] Wang H D, Zhang L L, Zhu Z H. Effects of clipping and fertilizing on the relationships between species diversity and ecosystem functioning and mechanisms of community stability in alpine meadow. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2013, 37(4): 279-295.
- [47] White J G, Antos M J, Fitzsimons J A, Palmer G C. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 2005, 71(2/4): 123-135.
- [48] Craven D, Eisenhauer N, Pearse W D, Hautier Y, Isbell F, Roscher C, Bahn M, Beierkuhnlein C, Bönisch G, Buchmann N, Byun C, Catford J A, Cerabolini B E L, Cornelissen J H C, Craine J M, De Luca E, Ebeling A, Griffin J N, Hector A, Hines J, Jentsch A, Kattge J, Kreyling J, Lanta V, Lemoine N, Meyer S T, Minden V, Onipchenko V, Polley H W, Reich P B, Van Ruijven J, Schamp Schamp B, Smith M D, Soudzilovskaia N A, Tilman D, Weigelt A, Wilsey B, Manning P. Multiple facets of biodiversity drive the diversity-stability relationship. *Nature Ecology & Evolution*, 2018, 2(10): 1579-1587.
- [49] Yang F P, Ignatieva M, Wissman J, Ahrné K, Zhang S X, Zhu S Y. Relationships between multi-scale factors, plant and pollinator diversity, and composition of park lawns and other herbaceous vegetation in a fast growing megacity of China. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 185: 117-126.
- [50] Han Y W, Kang W M, Thorne J, Song Y. Modeling the effects of landscape patterns of current forests on the habitat quality of historical remnants in a highly urbanized area. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2019, 41: 354-363.
- [51] Canedoli C, Manenti R, Padoa-Schioppa E. Birds biodiversity in urban and periurban forests: environmental determinants at local and landscape scales. *Urban Ecosystems*, 2018, 21(4): 779-793.
- [52] 王本耀, 王小明, 王天厚, 丁由中. 上海闵行区园林鸟类群落嵌套结构. *生态学报*, 2012, 32(009): 2788-2795.
- [53] Milano V, Maisto G, Baldantoni D, Bellino A, Bernard C, Croce A, Dubs F, Strumia S, Cortet J. The effect of urban park landscapes on soil Collembola diversity: A Mediterranean case study. *Landscape and Urban Planning*, 2018, 180: 135-147.
- [54] Huang Y, Zhao Y Z, Li S H, Von Gadow K. The Effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2015, 14(4): 1027-1039.