植物生态学报 2025, **49** (11): 1833-1843 DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323
Chinese Journal of Plant Ecology CSTR: 32100.14.cjpe.2024.0323

深圳湾福田红树林自然保护区物种共存特征与物种分布概率

郭欢敏 沈小雪 李瑞利*

北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 广东省红树林工程技术研究中心, 广东深圳 518055

摘 要 深圳湾福田红树林自然保护区是我国唯一一处位于城市腹地的国家级自然保护区。受人为干扰较重的城市红树林湿地的潜在物种多样性的研究, 可为红树林生态湿地可持续管理提供路径。该研究对深圳湾福田红树林自然保护区不同区域(核心区/非核心区)进行生态学调查, 采用超几何法评估物种共存特征与物种分布概率, 并基于调查数据分析该区域的植被特征。主要结果有: (1)深圳湾福田红树林自然保护区现分布主要有9种红树植物, 秋茄树(*Kandelia obovata*)是优势种; 核心区中秋茄树重要值较大(平均81.2%), 在非核心区, 秋茄树重要值显著降低, 并出现了无瓣海桑(*Sonneratia apetala*)与海桑(*S. caseolaris*)。(2)海桑与无瓣海桑存在强的共存倾向, *z*分数值为2.82, 而无瓣海桑与秋茄树存在竞争排斥, *z*分数值为–2.41, *z*分数值反映了物种实际分布与随机预期的偏离程度。(3)现存物种多样性与群落完整性之间具有显著正相关关系, 群落完整性越高, 则现存物种多样性越丰富。非核心区部分样方的无瓣海桑分布概率较高, 面临扩散风险。核心区秋茄树的分布概率(0.51 ± 0.09)显著高于非核心区(0.41 ± 0.15), 但核心区部分样方(如8号样带的样方)群落完整性较低, 建议适当补种本土红树, 提高物种多样性。

关键词 红树林; 物种共存; 物种库分布概率; 潜在物种多样性

郭欢敏, 沈小雪, 李瑞利 (2025). 深圳湾福田红树林自然保护区物种共存特征与物种分布概率. 植物生态学报, 49, 1833-1843. DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

Species co-occurrence and distribution probability in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay

GUO Huan-Min, SHEN Xiao-Xue, and LI Rui-Li*

School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, and Guangdong Mangrove Engineering Technology Research Center, Shenzhen, Guangdong 518055, China

Abstract

Aims The Shenzhen Bay Mangrove Nature Reserve is the only national nature reserve in China located within an urban area. Studying the potential biodiversity of urban mangrove wetlands, which are significantly impacted by human disturbance, can provide a pathway for the sustainable management of mangrove ecosystems.

Methods This study conducted an ecological survey of different areas (core/non-core) in the Shenzhen Bay Mangrove National Nature Reserve. Species co-occurrence and distribution probability was assessed using the hypergeometric method, and the vegetation characteristics of the area were analyzed based on the survey data.

Important findings (1) A total of nine mangrove species were mainly distributed in the Shenzhen Bay Mangrove Nature Reserve, with *Kandelia obovata* being the dominant species. In the core area, *K. obovata* had the highest importance value (IV) (mean = 81.2%), while its importance value in the non-core area was significantly lower, where *Sonneratia apetala* and *S. caseolaris* appeared. (2) In the Shenzhen Bay mangrove ecosystem, *S. caseolaris* and *S. apetala* exhibited a strong coexistence tendency, with a *z*-score value of 2.82. Meanwhile, *S. apetala* and *K. obovata* displayed competitive exclusion, with a *z*-score value of –2.41. *z*-score values reflect non-random species co-occurrence patterns. (3) A significant positive correlation was found between the observed species diversity and the community completeness index in the Shenzhen Bay mangroves.

收稿日期Received: 2024-09-23 接受日期Accepted: 2025-01-27
基金项目: 深圳市可持续发展专项(KCXFZ20211020165000001)、国家自然科学基金(42201361)和广东省普通高校创新团队项目(2023KCXTD050)。
Supported by the Shenzhen Sustainable Development Special Project (KCXFZ20211020165000001), the National Natural Science Foundation of China (42201361), and the Guangdong Innovation Team Project for Colleges and Universities (2023KCXTD050).

* 通信作者Corresponding author (liruili@pkusz.edu.cn)

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

The higher the community completeness, the higher the observed species diversity. Some non-core area plots are at risk of *S. apetala* spreading, and ecosystem management and protection should be strengthened. The distribution probability of *K. obovata* in the core area (0.51 ± 0.09) is significantly higher than that in the non-core area (0.41 ± 0.15). However, in certain plots of the core area, such as the plots in the mid-tide zones of transects 8, community completeness is relatively low. It is recommended to appropriately replant native mangroves to enhance species diversity.

Key words mangrove; species co-occurrence; distribution probability; potential biodiversity

Guo HM, Shen XX, Li RL (2025). Species co-occurrence and distribution probability in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 49, 1833-1843. DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

红树林是指分布于热带、亚热带地区潮间带以红树植物为主体的植物群落。红树林湿地位于海陆之间的过渡地带, 具有防风消浪、海洋净化、维持生物多样性和固碳增汇等多种生态功能(Arrivabene et al., 2016; Analuddin et al., 2021), 在应对海平面上升、实现我国“双碳”战略目标、缓解全球气候变暖等方面起到重要作用。随着城市化进程的推进, 海岸带地区成为受人口增长、城市化影响最强的区域(Smart et al., 2021)。城市地区的植被通常具有更大的斑块与更强的污染适应能力, 而作为海岸带湿地的重要组成部分, 城市周边红树林能为更多人提供生态服务, 其可以保护海岸线, 从而减轻自然灾害带来的影响; 其强大的固碳能力可以缓解温室效应(Branoff, 2002; Song et al., 2023)。但同时, 红树林也面临着城市化带来的压力, 其中, 城市扩张导致了红树林面积锐减(Goldberg et al., 2020), 生活污水的排放加剧了海水富营养化(Wu et al., 2015), 人类活动导致了外来物种入侵(陈权和马克明, 2015)。因此, 对城市红树林采用针对性的管理措施, 将有助于保护与恢复其生态功能(Hagger et al., 2022)。

深圳湾福田红树林自然保护区是我国唯一位于城市腹地的红树林国家级自然保护区。随着城市化的发展, 福田红树林面临较大的环境压力, 如外来物种入侵、水体污染等, 整体处于亚健康状态(张月琪等, 2022), 尚未恢复至自然演替的状态(李真等, 2017)。为更好地保护与修复福田红树林, 目前已有多项关于其生态恢复的工程与研究, 其中, 外来物种无瓣海桑(*Sonneratia apetala*)与乡土红树之间的竞争备受关注(Hu et al., 2023; 胡平等, 2024), 因此有学者建议, 补种乡土树种、提高红树林的物种多样性, 将有助于增强福田红树林的生态功能(胡涛等, 2016; 关开朗等, 2021)。此外, 提高生物多样性也是当前我国红树林保护与修复的重点工作(王文卿等, 2021)。

传统的多样性研究局限于现存物种多样性, 而忽视了潜在物种多样性。潜在物种多样性(又称暗多样性), 指的是存在于特定区域物种库, 但不存在于实际群落中的物种集合(Pärtel et al., 2011; Ma, 2019)。潜在物种多样性揭示了缺失物种的信息, 将其与观察到的多样性结合分析, 有利于更全面地反映生态系统的状态, 以便对生态系统采取针对性的保护与恢复措施。若将现存物种多样性与潜在物种多样性结合起来, 将有助于精确掌握特定区域的物种库, 并深入理解生物多样性的变化, 从而为生态系统的保护与恢复工作提供指导(Trindade et al., 2020)。基于此, Pärtel等(2013)提出了群落完整性指数(即ln(现存物种多样性/潜在物种多样性)), 利用该指标可对不同地区、不同群落的多样性进行比较, 这对生物群落的保护、管理与恢复具有重要意义。

本研究基于物种共存数据并采用超几何法, 识别潜在物种并计算其分布概率, 该方法不考虑环境因子与物种的生态需求, 适合空间异质性较低的小区域(Lewis et al., 2016)。福田红树林靠近海岸, 与岸线平行, 呈长条状, 面积相对较小, 各个样地之间距离较短, 具有较为同质的环境因子, 适合使用该方法。基于此, 本研究以深圳湾福田红树林自然保护区为监测样地, 试图研究以下问题: (1)保护区核心区与非核心区的红树群落的现存物种及潜在物种多样性; (2)红树物种间两两共存关系; (3)该区域物种分布概率及其变化趋势。

1 材料和方法

1.1 研究区域概况

深圳湾福田红树林自然保护区(以下简称“福田红树林”)位于广东省深圳市福田区西南部、深圳湾东北部, 与中国香港特别行政区米埔自然保护区相邻, 是我国唯一一处位于城市之中以及面积最小的

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

国家级自然保护区。该区域属于亚热带季风气候, 夏季高温多雨, 冬季温暖少雨, 年平均气温为22.4 ℃, 年降水量为1 700–1 900 mm, 夏秋季节多有台风。受潮汐影响, 该区域每天有两次高潮和两次低潮, 海水盐度约1.5%, pH为7.2–8.0 (Ren et al., 2011; 李瑞利等, 2012)。保护区呈带状分布, 总面积367.64 hm^2, 海岸线长约9 km (李真等, 2017), 东南侧为核心区, 占总面积33.3%, 实行封闭管理; 西北侧及海陆过渡地带为实验区与缓冲区, 即非核心区, 实验区主要用于开展科研、教育等活动, 缓冲区则是从湿地到陆地的过渡地带, 实行半封闭管理。

1.2 样地调查

样方设置参考《海岸带生态系统现状调查与评估技术导则 第3部分: 红树林》(T/CAOE 20.3—2020)和《滨海湿地生态监测技术规程》(HY/T 080—2005), 综合考虑林龄、潮位和树种等信息, 设置标准调查样带, 每个样带按高(H)、中(M)、低(L)潮位设定3个10 m × 10 m样方(图1)。在非核心区设置7个样带, 此处主要为自然发展+人工种植区, 其中样带1在保护区的最西侧, 其余6个样带沿着1号鱼塘到4号鱼塘的方向均匀分布(即样带2–7); 在核心区均匀设置3个样带(即样带8–10), 此处主要为原生林。对于样方内的植物进行每木检尺, 记录树种、胸径、树高、数量等数据。

1.3 物种多样性

本研究中采用的物种多样性指数有物种丰富度(R)、Shannon-Wiener多样性指数(H') (Simpson, 1949)和Simpson多样性指数(D) (Lande, 1996), 具体计算公式如下:

$$R = S \quad (1)$$

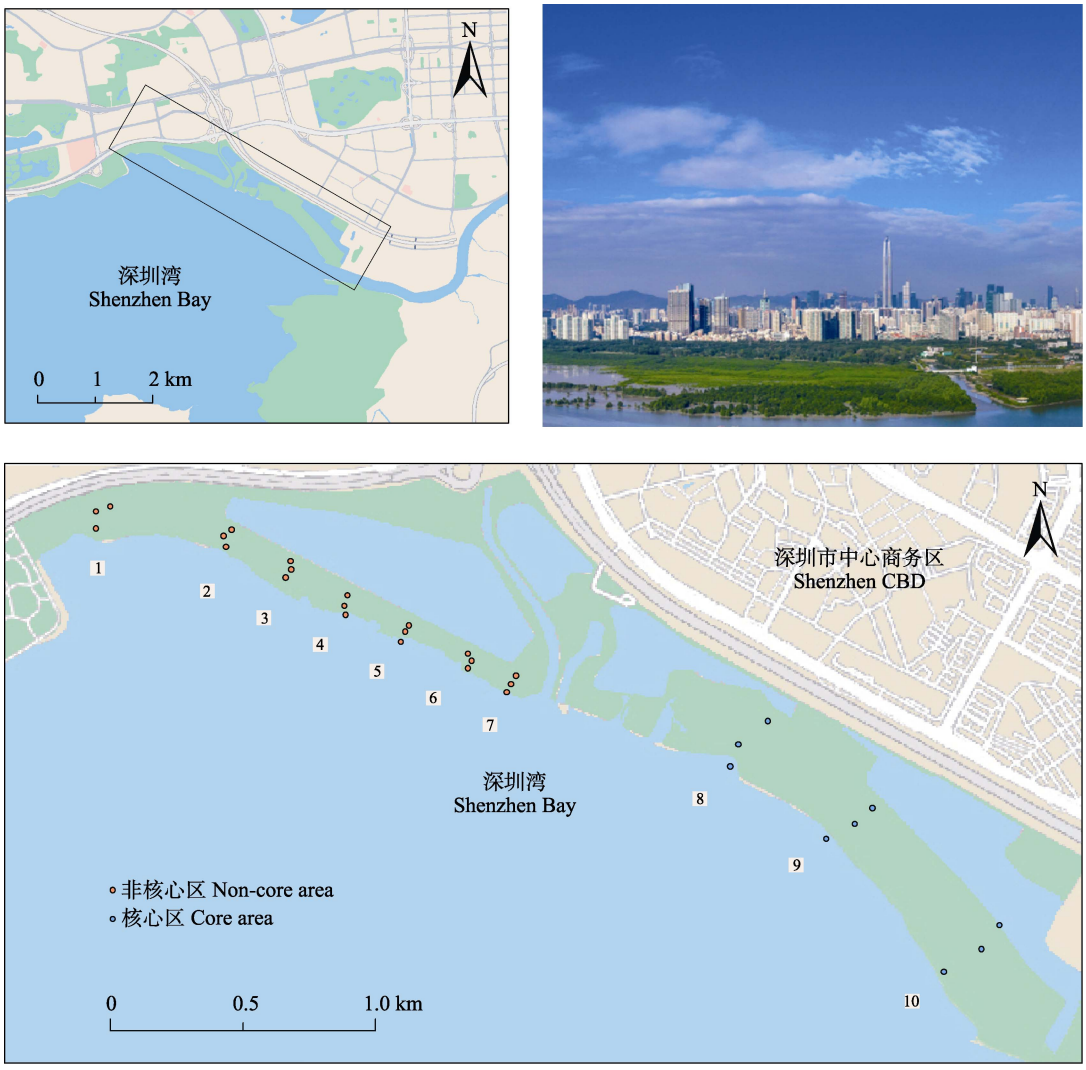


图1 深圳湾福田红树林自然保护区采样点位置。1–10为样带编号。
Fig. 1 Location of sampling sites in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay. 1–10 are belt transects ID.

DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i \tag{2}$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} p_i^2 \tag{3}$$

其中, S为样方中物种的种类数; p_i为第i个物种占样方中所有物种个体数之和的比例。

1.4 潜在物种多样性

超几何法计算潜在物种多样性, 该方法利用物种之间的共存数据, 建立物种存在-缺失矩阵, 以计算物种两两之间的共存概率, 从而评估在研究区域中物种理论上存在的概率(Carmona & Pärtel, 2021)。

对于每一对物种, 根据实际数据计算物种对共存的概率P_{ij} (Veech, 2013; Arita, 2016), 采用超几何分布形式表示:

$$P_{ij} = \frac{\binom{n_i}{M}\binom{N-n_i}{n_j-M}}{\binom{N}{n_j}} \tag{4}$$

式中, N是研究区域中的总样点数, n_i与n_j分别为总样点中物种i与物种j实际存在的次数, M为i与j共存的次数。$\overline{M_{ij}}$即每一对物种随机共存的平均次数(Arita, 2016), 通过比较M_{ij}与$\overline{M_{ij}}$并进行标准化, 得到z分数值SES_{ij} (Ulrich & Gotelli, 2013), 公式如下:

$$\overline{M_{ij}} = \frac{n_i n_j}{N} \tag{5}$$

$$\mathrm{SES}_{ij} = \frac{M_{ij} - \overline{M_{ij}}}{\sqrt{\left(\frac{n_i n_j}{N}\right)\left(\frac{N-n_i}{N}\right)\left(\frac{N-n_j}{N-1}\right)}} \tag{6}$$

对于已知现存物种的样点k, 在k中缺失而在研究区域中存在的物种i (即“潜在物种”)的SES值为:

$$\mathrm{SES}_{ki} = \sum_{j \neq i}^{R_k} \mathrm{SES}_{ij} \frac{1}{R_k} \tag{7}$$

式中, 物种j为在样点k中现存的物种, A_{kj}为物种j在样点k中存在的权重值, R_k为在样点k中现存物种数。基于此, 可计算出潜在物种i在样点k中的潜在分布概率值P_{ki}^H, 公式如下(Carmona & Pärtel, 2021):

$$P_{ki}^H = \int_{-\infty}^{\mathrm{SES}_{ki}} \frac{e^{\frac{-\mathrm{SES}_{ki}^2}{2}}}{\sqrt{2\pi}} \tag{8}$$

为了更好地研究潜在物种多样性, 本研究为每个物种建立了一个概率阈值, 只有当物种的潜在分布概率超过此阈值时, 才将其视为潜在物种, 否则将其排除。本研究中该阈值设定为该物种在存在的样方中理论概率值的1个百分位点(Tang et al., 2019)。

此外, 为了便于比较不同群落的物种多样性, 本研究计算了群落完整性指数(CC):

$$\mathrm{CC} = \ln \frac{R_{\mathrm{OBS}}}{R_P} \tag{9}$$

式中, R_{OBS}为现存物种丰富度, R_{P}为潜在物种丰富度(Pärtel et al., 2013)。

1.5 物种重要值

物种的重要值(IV)可用来衡量物种在群落中的地位, 本研究对红树林群落中乔木的重要值进行计算, 计算公式为: IV = (相对多度+相对频度+相对优势度)/3 × 100%。其中, 相对多度= (某个物种的株数/所有物种的总株数) × 100%; 相对频度= (某个物种在样方中出现的次数/所有物种出现的总次数) × 100%; 相对优势度= (某个物种的胸高断面积/所有物种的胸高断面积之和) ×100% (方精云等, 2004)。

1.6 统计与分析

物种多样性计算由R 4.2.2软件中的“vegan”包完成(Dixon, 2003); 潜在物种多样性由“DarkDiv”函数包完成(Carmona & Pärtel, 2021); 相关性分析在SPSS软件中完成; 图表绘制使用R 4.2.2、ArcGIS 10.8.1、Origin软件完成。

2 结果

2.1 福田红树林物种多样性及重要值

福田红树林共分布主要有9种红树植物, 包括秋茄树(*Kandelia obovata*)、海桑(*Sonneratia caseolaris*)、木榄(*Bruguiera gymnorrhiza*)、无瓣海桑、海莲(*B. sexangula*) 5种乔木, 蜡烛果(*Aegiceras corniculatum*)和海榄雌(*Avicennia marina*) 2种小乔木(灌木)以及2种林下植物: 卤蕨(*Acrostichum aureum*)、老鼠簕(*Acanthus ilicifolius*)。

从平均值来看, 非核心区的现存物种多样性指数高于核心区, 核心区的潜在物种丰富度高于非核心区(图2)。总体上, 群落完整性指数与Shannon-Wiener指数、Simpson指数之间均有极显著正相关关系(图3)。

在福田红树林的乔木中, 秋茄树重要值最高($\mathrm{IV_{mean}}$ = 57.1%), 海莲的重要值最低($\mathrm{IV_{mean}}$ =

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

1.0%)。在核心区，物种丰富度为1–3，Shannon-Weiner多样性指数为0–0.89，Simpson多样性指数为0–0.54，潜在物种丰富度为1–3。其中，秋茄树重要值较高，其他4种共生红树植物的重要值均较低，即秋茄树为主要物种(IV_{mean} = 81.2%)，少量的蜡烛果、海榄雌、木榄为共生红树。在非核心区，物种丰富度范围为1–4，Shannon-Wiener指数为0–1.32，Simpson指数为0–0.71，潜在物种丰富度为0–2。其中，秋茄树重要值显著降低(IV_{mean} = 46.7%)，该区域出现了无瓣海桑、海桑、海莲(图4，图5；表1)。

2.2 福田红树林红树植物物种库分布概率

本区域9种红树林植物中，物种库分布概率平均值(下称“分布概率值”)较高的(>0.5)依次为木榄、卤蕨、海莲、蜡烛果，平均值较低的(<0.5)依次为秋茄树、海榄雌、海桑、无瓣海桑(表2)。在不同区域，不同物种的分布概率值具有一定差异，其中，卤蕨与秋茄树在核心区的分布概率值显著低于非核心区(图6)。

2.3 福田红树林物种间共存模式

9种红树物种两两之间倾向于共存的物种对共有11对，其中共存关系较强的有7对(z分数值>1) (图7)，共存关系最强的是海桑与无瓣海桑，其次是蜡烛果与海桑，这些物种之间具有较强的分布点重叠状况；倾向于不共存的物种对有15对，其中不共存倾向较强的有6对(z分数值<–1)，最强的是无瓣海桑与秋茄树，其次为海桑与秋茄树，它们在分布点上具有较低的重叠性。而老鼠簕与其他物种之间的z分数值均为0，呈现为中立值。

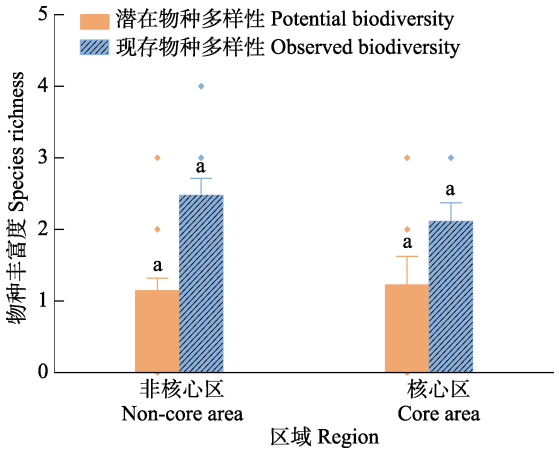


图2 深圳湾福田红树林自然保护区非核心区与核心区的潜在物种多样性与现存物种多样性(平均值±标准误)。相同小写字母表示多样性指数在不同区域中无显著差异($p > 0.05$)。

Fig. 2 Potential biodiversity and observed biodiversity in the non-core and core areas of Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay (mean ± *SE*). The same lowercase letters indicate no significant differences in diversity indices among different regions ($p > 0.05$).

3 讨论

3.1 福田红树林物种特征

本研究表明，秋茄树是福田红树林的优势物种，特别是在核心区中，其重要值(81.2% ± 3.8%)显著

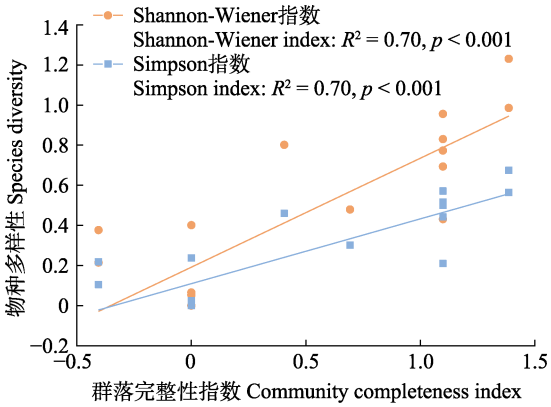


图3 深圳湾福田红树林自然保护区群落完整性与物种多样性的相关性。

Fig. 3 Correlation between community completeness and species diversity in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay.

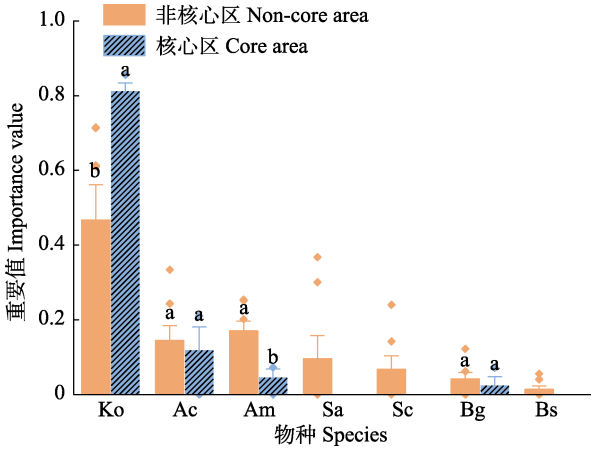


图4 深圳湾福田红树林自然保护区非核心区与核心区的红树乔木的重要值(平均值±标准误)。不同小写字母表示同一物种在不同区域中分布概率值差异显著($p < 0.05$)。Ac，蜡烛果；Am，海榄雌；Bg，木榄；Bs，海莲；Ko，秋茄树；Sa，无瓣海桑；Sc，海桑。

Fig. 4 Important value of woody canopy mangrove plants in the non-core and core areas of Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay (mean ± *SE*). Different lowercase letters indicate significant differences in site-scale probability for the same species in the non-core and core areas ($p < 0.05$). Ac, *Aegiceras corniculatum*; Am, *Avicennia marina*; Bg, *Bruguiera gymnorrhiza*; Bs, *B. sexangula*; Ko, *Kandelia obovata*; Sa, *Sonneratia apetala*; Sc, *S. caseolaris*.

DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

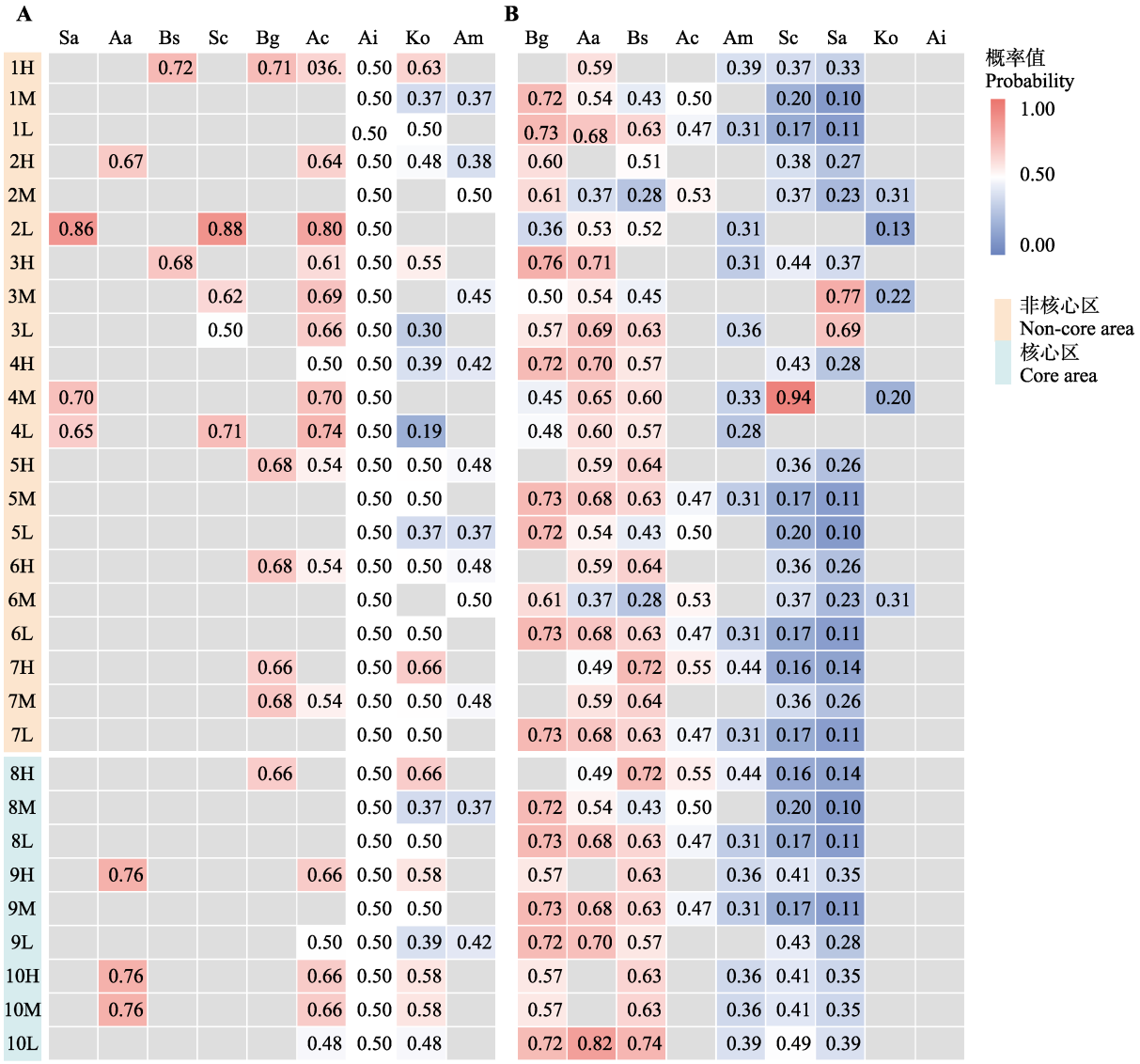


图5 深圳湾福田红树林自然保护区红树植物现存物种(**A**)、潜在物种(**B**)的分布概率值。每个格子代表一个样方，灰色格子代表该物种在该样方中不存在(**A**)、存在(**B**)。Ac，蜡烛果; Am，海榄雌; Bg，木榄; Bs，海莲; Ko，秋茄树; Sa，无瓣海桑; Sc，海桑。H、M、L分别代表高、中、低潮位样方。1–10为样带编号。

Fig. 5 Probability of observed (**A**), potential (**B**) species in site-specific species pool in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay. Each grid represents one sampling site. Gray grid represents that the species is absent (**A**), observed (**B**) in the sampling site. Aa, *Acrostichum aureum*; Ac, *Aegiceras corniculatum*; Ai, *Acanthus ilicifolius*; Am, *Avicennia marina*; Bg, *Bruguiera gymnorrhiza*; Bs, *B. sexangula*; Ko, *Kandelia obovata*; Sa, *Sonneratia apetala*; Sc, *S. caseolaris*. H, M, and L denote sampling plots in the high, middle, and low tide zones, respectively. 1–10 are belt transects ID.

高于非核心区(46.7% ± 25.1%)，并形成了单优群落；而核心区的海榄雌重要值(6.8% ± 0.6%)显著低于非核心区(17.0% ± 7.0%)。根据陈桂珠等(1996)的研究，福田红树林的群落演替系列为海榄雌群落→蜡烛果+秋茄树群落→秋茄树群落，可见，本研究中核心区的红树群落已是演替中后期类型。

相比之下，非核心区大部分为混合群落：秋茄树、海榄雌和蜡烛果群落(17.8% ± 4.5%)尚未达到演替中后期，且比核心区增加了无瓣海桑和海桑等红树植物，这可能是由于人为干扰及外来物种的影响。非核心区林带宽度相对较窄，且主要为实验区，相比封闭的核心区受到的人为干扰更大。根据文献记载，1994年在非核心区人工造林引入无瓣海桑与海桑(昝启杰等，2003)，在1994–2005年间，每年均进行海桑属植物的人工种植。海桑属植物作为滩涂前沿的先锋树种，一方面可以将滩涂抬高，有助于营造适合红树植物生长的滩涂环境，增加红树林的面积，目前两种海桑已在非核心区部分样点形成了

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

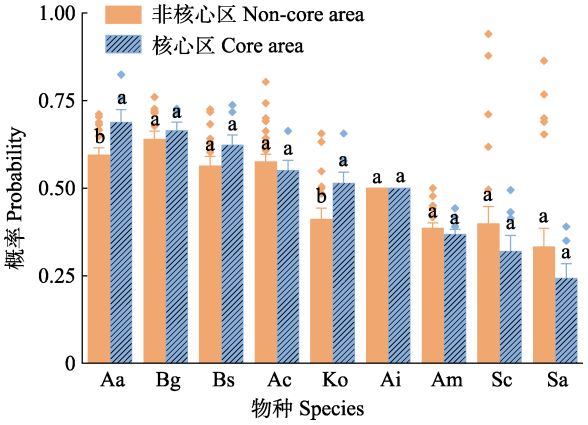


图6 深圳湾福田红树林自然保护区非核心区与核心区的9种红树植物的分布概率(平均值±标准误)。不同小写字母表示同一物种在不同区域中分布概率差异显著($p < 0.05$)。Aa, 卤蕨; Ac, 蜡烛果; Ai, 老鼠簕; Am, 海榄雌; Bg, 木榄; Bs, 海莲; Ko, 秋茄树; Sa, 无瓣海桑; Sc, 海桑。

Fig. 6 Distribution probability of 9 mangrove species in the non-core and core areas of Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay (mean ± *SE*). Different lowercase letters indicate significant differences in distribution probability for the same species in the non-core and core areas ($p < 0.05$). Aa, *Acrostichum aureum*; Ac, *Aegiceras corniculatum*; Ai, *Acanthus ilicifolius*; Am, *Avicennia marina*; Bg, *Bruguiera gymnorrhiza*; Bs, *B. sexangula*; Ko, *Kandelia obovata*; Sa, *Sonneratia apetala*; Sc, *S. caseolaris*.

优势群落(胡平等, 2024); 另一方面其又会阻碍乡土红树向海扩张, 限制本地红树的生长空间(Hu et al., 2023), 有可能造成外来物种入侵现象, 从而降低群落的健康性与稳定度(Toral-Granda et al., 2017)。因此, 近年来, 保护区对其采取了人工调控措施(如间伐) (胡涛等, 2016), 这在一定程度上提高了乡土红树的竞争力, 避免了其对本土红树的入侵。

3.2 福田红树林物种间共存模式

本研究中物种间共存结果以*z*分数值表示, 该值体现了实际物种共存次数与随机共存次数(即物种间没有任何关联)的标准差相差程度(Carmona & Pärtel, 2021)。

在本区域中, 老鼠簕与其他物种之间的*z*分数值均为0.5, 与其他物种呈现随机共存关系, 这可能是因为其在各个样方均有分布。老鼠簕能承受的最高淹水时间频率为18 h·d^{-1}, 耐水淹能力较强(张留恩等, 2011), 且具有较强的耐阴特性(刘滨尔和廖宝文, 2013)。

此外, 其他物种之间大部分有正向或负向的共存关系。根据物种共存理论, 环境的过滤使物种聚集在适宜的生境中, 而生态位的差异促进了物种共存(储诚进等, 2017)。两种海桑属植物(无瓣海桑、海桑)在本区域中均属于引种红树植物资源, 两者之间呈现强烈的正相关关系, 这可能是因为两者的生物生态学特征相似, 作为同属植物, 二者对环境的要求基本一致(梁士楚等, 2005)。此外, 两种海桑除了与乡土红树植物蜡烛果均具有较强的共存关系外, 与其他大部分红树植物之间均倾向于负相关关系。无瓣海桑、海桑与蜡烛果对环境资源的需求较为相似, 均能在中低潮滩生长, 而蜡烛果作为小乔木(灌木)具有较宽的生态位, 其资源利用能力较强(廖宝文等, 2005), 因此能与较为高大的海桑属植物共存。

表1 深圳湾福田红树林自然保护区红树乔木的重要值(平均值±标准误)

Table 1 Importance values of mangrove plants in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay (mean ± *SE*)

物种 Species	相对多度 Relative abundance (%)	相对频度 Relative frequency (%)	相对优势度 Relative dominance (%)	重要值 Importance value (%)
非核心区 Non-core area				
无瓣海桑 *Sonneratia apetala*	33.1 ± 1.9	48.9 ± 6.6	18.3 ± 5.6	33.4 ± 4.7
海莲 *Bruguiera sexangula*	1.5 ± 0.9	0.3 ± 0.1	12.7 ± 2.2	4.8 ± 1.1
海桑 *Sonneratia caseolaris*	11.7 ± 3.6	19.9 ± 14.6	15.9 ± 5.7	15.8 ± 7.5
木榄 *Bruguiera gymnorrhiza*	1.7 ± 0.7	0.4 ± 0.2	19.6 ± 9.2	7.2 ± 3.3
蜡烛果 *Aegiceras corniculatum*	18.3 ± 20.7	2.6 ± 3.7	22.4 ± 8.9	14.4 ± 10.6
秋茄树 *Kandelia obovata*	57.9 ± 35.8	52.0 ± 30.9	30.2 ± 10.9	46.7 ± 25.1^{b}
海榄雌 *Avicennia marina*	8.0 ± 5.6	22.5 ± 10.4	20.5 ± 9.4	17.0 ± 7.0^{a}
核心区 Core area				
木榄 *Bruguiera gymnorrhiza*	0.6 ± 0.0	0.9 ± 0.0	20.0 ± 0.0	7.2 ± 0.0
蜡烛果 *Aegiceras corniculatum*	9.8 ± 1.3	1.9 ± 0.5	41.7 ± 11.8	17.8 ± 4.5
秋茄树 *Kandelia obovata*	92.7 ± 5.3	97.6 ± 0.4	53.3 ± 5.8	81.2 ± 3.8^{a}
海榄雌 *Avicennia marina*	0.9 ± 0.3	1.2 ± 0.1	18.3 ± 2.4	6.8 ± 0.6^{b}

不同小写字母表示同一物种在核心区与非核心区中重要值差异显著($p < 0.05$)。

Different lowercase letters indicate significant differences in importance values for the same species in the non-core and core areas ($p < 0.05$).

DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

表2 深圳湾福田红树林自然保护区9种红树植物的分布概率值(平均值±标准误)
Table 2 Distribution probability of 9 mangrove species in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay (mean ± *SE*)

物种 Species	分布概率 Site-scale probability		
	整个研究区 All sites	核心区 Core area	非核心区 Non-core area
无瓣海桑 *Sonneratia apetala*	0.30 ± 0.21	0.24 ± 0.12	0.33 ± 0.25
卤蕨 *Acrostichum aureum*	0.62 ± 0.11	0.69 ± 0.11[a]	0.59 ± 0.10[b]
海莲 *Bruguiera sexangula*	0.58 ± 0.12	0.62 ± 0.09	0.56 ± 0.13
海桑 *Sonneratia caseolaris*	0.37 ± 0.20	0.32 ± 0.14	0.40 ± 0.23
木榄 *Bruguiera gymnorrhiza*	0.65 ± 0.10	0.66 ± 0.07	0.64 ± 0.11
蜡烛果 *Aegiceras corniculatum*	0.57 ± 0.10	0.55 ± 0.09	0.58 ± 0.10
老鼠簕 *Acanthus ilicifolius*	0.50 ± 0.00	0.50 ± 0.00	0.50 ± 0.00
秋茄树 *Kandelia obovata*	0.44 ± 0.14	0.51 ± 0.09[a]	0.41 ± 0.15[b]
海榄雌 *Avicennia marina*	0.38 ± 0.07	0.37 ± 0.04	0.38 ± 0.07

不同小写字母表示同一物种在核心区与非核心区中分布概率值差异显著($p < 0.05$)。
Different lowercase letters indicate significant differences in distribution probabilities for the same species in the non-core and core areas ($p < 0.05$).

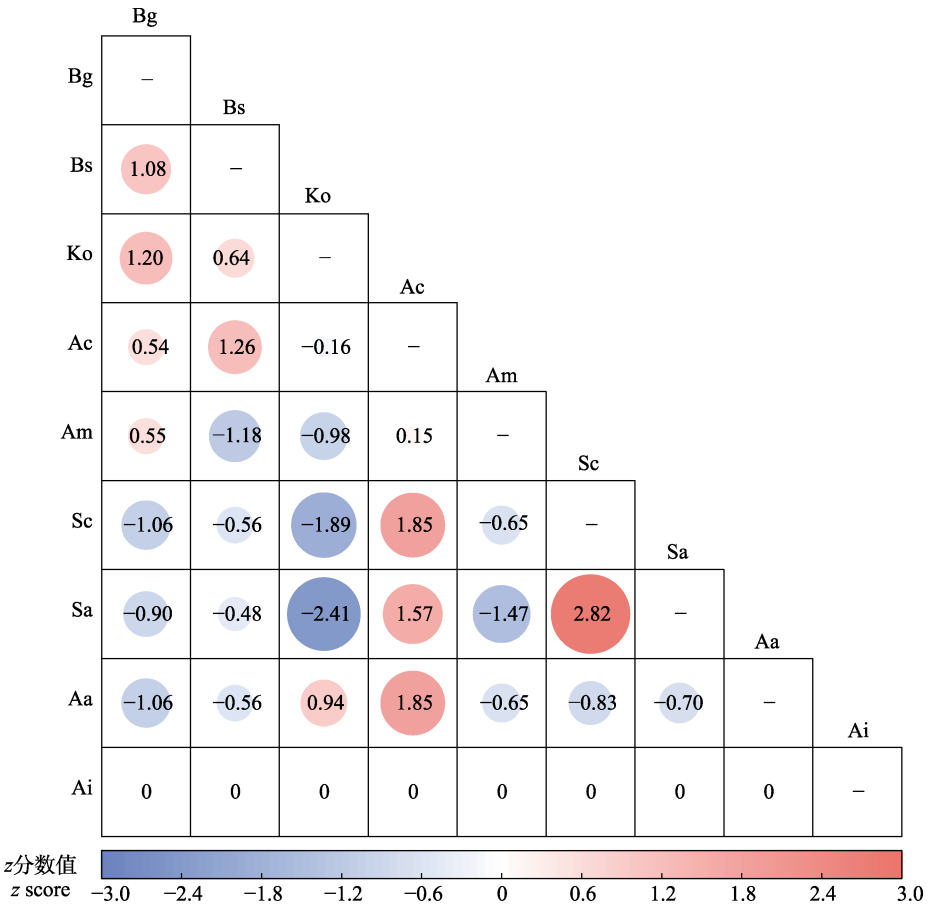


图7 深圳湾福田红树林自然保护区9个红树物种两两之间的共存关系强弱。Aa, 卤蕨; Ac, 蜡烛果; Ai, 老鼠簕; Am, 海榄雌; Bg, 木榄; Bs, 海莲; Ko, 秋茄树; Sa, 无瓣海桑; Sc, 海桑。*z*分数值小于0表示负相关关系, 大于0为正相关关系, 等于0表示随机共存; 对角线的*z*分数无比较意义, 已用“–”标出。
Fig. 7 Relationship among of the 9 mangrove species in Futian Mangrove Nature Reserve of Shenzhen Bay. Aa, *Acrostichum aureum*; Ac, *Aegiceras corniculatum*; Ai, *Acanthus ilicifolius*; Am, *Avicennia marina*; Bg, *Bruguiera gymnorrhiza*; Bs, *B. sexangula*; Ko, *Kandelia obovata*; Sa, *Sonneratia apetala*; Sc, *S. caseolaris*. *z*-score values less than 0 indicate a negative correlation, values greater than 0 indicate a positive correlation, and values equal to 0 represent random cooccurrence. The *z*-scores along the diagonal are meaningless for comparison and have been marked with “–”.

而同样生长在中低潮滩的秋茄树作为优势物种, 与无瓣海桑之间存在强烈的负相关关系, 这可能是因为其与无瓣海桑之间存在资源竞争作用, 特别是对光照的竞争。无瓣海桑作为强阳性植物, 其幼苗难以在密闭的秋茄树林下萌发, 但其小苗的根系对沉积物的质地更不敏感, 能适应的潮间带高程范围更广, 更容易在林缘、林窗、光滩空地萌芽(Peng et al., 2018; He et al., 2022)。同时, 无瓣海桑作为速生

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

树种, 可在4年内成林, 其高大的树形可抑制其他乡土物种对光照的获取(Ren et al., 2008, 2009), 而秋茄树的生长速度慢, 生长周期长(Jia et al., 2018)。有研究表明, 秋茄树经过两个生长季之后的高度((71 ± 5) cm)远低于无瓣海桑((225 ± 15) cm), 其对光照资源的获取能力不如无瓣海桑(Peng et al., 2018)。此外, 无瓣海桑可通过化感作用抑制秋茄树的生长及其根的伸长, 从而降低秋茄树的竞争力(陈国贵等, 2017)。

3.3 福田红树林物种分布概率

由于每个群落的物种库不同, 现存生物多样性无法全面评估一个群落的完整性, 并且不同群落之间难以进行比较, 而群落完整性可以直观地体现某一区域物种库中现存物种的比例, 因此, 计算群落完整性指标, 并利用物种分布概率预测其未来变化, 将有助于全面评估区域的生物多样性状况(Pärtel et al., 2013; Moeslund et al., 2017)。

核心区部分区域的群落完整性指数较低, 如8号样带, 这是因为作为潜在物种的木榄、海莲分布概率较高, 适合在此生长, 但其现存的种群数量较少、重要值较低, 两者尚未填满其潜在分布范围。因此, 可在此区域适当补种, 提高该区域物种多样性(关开朗等, 2021)。值得注意的是, 核心区的两种海桑分布概率较低, 且秋茄树的分布概率显著高于非核心区, 这可能是因为核心区以大面积密集的天然乡土红树群落为基底, 受人为干预的强度较小, 而两种海桑均属于阳生苗, 在密集的林冠下生长受限。这也体现了核心区的稳定性相对更强(李真等, 2017)。而非核心区的部分区域(如3号、4号样带)的两种海桑分布概率较高, 这可能是因为二者具有先锋性与较强的繁殖扩散能力, 适合在此区域进一步扩张。因此, 建议对非核心区中两种海桑的现存与发展趋势进行谨慎、科学的评估与管理(陈权和马克明, 2015)。此外, 老鼠簕在各个区域的概率值均为0.5, 这是因为其出现频率极高, 与其他物种的共存关系不显著, 缺乏足够的信息判断其分布, 因此, 在利用超几何法计算时会得到一个中立值(Carmona & Pärtel, 2021), 这也显示了本方法具有捕捉异常值的优势。

本研究结果表明, 福田红树林总体上现存物种多样性与群落完整性指数之间具有显著正相关关系, 可见本区域红树林的物种库相对稳定。这与彭鑫和金光泽(2022)对顶极群落阔叶红松(*Pinus koraiensis*)林的研究结果一致。

4 结论

福田红树林共分布有9种红树植物, 其中, 秋茄树是优势种。核心区重要值较大的为秋茄树(IV_{mean} = 81.2%), 非核心区秋茄树重要值(IV_{mean} = 46.7%)显著降低, 该区域比核心区增加了无瓣海桑与海桑等红树, 尚未达到演替中后期, 这可能是由于非核心区的人为干扰及外来物种的影响, 而核心区以大片乡土红树为主, 稳定性更强。

海桑与无瓣海桑存在强的共存倾向, z值为2.82; 而无瓣海桑与秋茄树之间的z值为–2.41, 这可能是因为二者存在竞争排斥。

现存物种多样性与群落完整性之间具有显著正相关关系, 群落完整性越高, 则现存物种多样性越丰富。非核心区部分样地的无瓣海桑具有较高的分布概率, 面临扩散风险, 应加强生态系统的管理与保护。而核心区秋茄树的分布概率(0.51 ± 0.09)显著高于非核心区(0.41 ± 0.15), 因为其以大片乡土红树为基地, 群落稳定性相对更高; 但核心区部分样方(如8号样带以及9号样带的中潮位)群落完整性较低, 可适当补种本土红树, 提高物种多样性。

参考文献

Analuddin K, Kadidae LO, Muhammad Yasir LO, Septiana A, Syahrir L, Rahim S, Pratama D, Fajar LA, Nadaoka K (2021). Blue carbon dynamics in mangroves and conservation of their services in the Coral Triangle Ecoregion, Southeast Sulawesi, Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*, 1899, 012016. DOI: 10.1088/1742-6596/1899/1/012016.

Arita HT (2016). Species co-occurrence analysis: pairwise versus matrix-level approaches. *Global Ecology and Biogeography*, 25, 1397-1400.

Arrivabene HP, Campos CQ, da Costa Souza I, Wunderlin DA, Milanez CRD, Machado SR (2016). Differential bioaccumulation and translocation patterns in three mangrove plants experimentally exposed to iron. Consequences for environmental sensing. *Environmental Pollution*, 215, 302-313.

Branoff B (2002). Urban mangrove biology and ecology: emergent patterns and management implications// Makowski C, Finkl CW. *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management*. Springer. 521-537.

Carmona CP, Pärtel M (2021). Estimating probabilistic

DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

site-specific species pools and dark diversity from co-occurrence data. *Global Ecology and Biogeography*, 30, 316-326.

Chen GG, Li YY, Cai LQ, Xu JJ, Lin PR, Chen WC, Huang SL (2017). Impacts of alien species *Sonneratia apetala* on morphological characteristics and biomass of native species *Kandelia candel*. *Marine Sciences*, 41(6), 26-33. [陈国贵, 李元跃, 蔡丽钦, 徐佳佳, 林沛然, 陈文城, 黄森磊 (2017). 红树植物外来种无瓣海桑对乡土种秋茄形态特征与生物量的影响. 海洋科学, 41(6), 26-33.]

Chen Q, Ma KM (2015). Research overview and trend on biological invasion in mangrove forests. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 39, 283-299. [陈权, 马克明 (2015). 红树林生物入侵研究概况与趋势. 植物生态学报, 39, 283-299.]

Chen GZ, Mou SY, Zhang JH (1996). Ecologic study on the mangrove forest in Futian Nature Reserve, Shenzhen, China. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 35, 298-304. [陈桂珠, 缪绅裕, 章金鸿 (1996). 深圳福田红树林生态学研究. 中山大学学报(自然科学版), 35, 298-304.]

Chu CJ, Wang YS, Liu Y, Jiang L, He FL (2017). Advances in species coexistence theory. *Biodiversity Science*, 25, 345-354. [储诚进, 王酉石, 刘宇, 蒋林, 何芳良 (2017). 物种共存理论研究进展. 生物多样性, 25, 345-354.]

Dixon P (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14, 927-930.

Fang JY, Shen ZH, Tang ZY, Wang ZH (2004). The protocol for the survey plan for plant species diversity of China's Mountains. *Chinese Biodiversity*, 12, 5-9. [方精云, 沈泽昊, 唐志尧, 王志恒 (2004). "中国山地植物物种多样性调查计划"及若干技术规范. 生物多样性, 12, 5-9.]

Goldberg L, Lagomasino D, Thomas N, Fatoyinbo T (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26, 5844-5855.

Guan KL, Zhang XJ, Tan GW, Zeng F, Yi HL, Liao WB (2021). Species composition and structural diversity of typical mangrove communities in Shenzhen. *Ecological Science*, 40(4), 83-91. [关开朗, 张信坚, 谭广文, 曾凤, 易慧琳, 廖文波 (2021). 深圳市红树林典型群落的物种组成及结构多样性研究. 生态科学, 40(4), 83-91.]

Hagger V, Worthington TA, Lovelock CE, Adame MF, Amano T, Brown BM, Friess DA, Landis E, Mumby PJ, Morrison TH, O'Brien KR, Wilson KA, Zganjar C, Saunders MI (2022). Drivers of global mangrove loss and gain in social-ecological systems. *Nature Communications*, 13, 6373. DOI: 10.1038/s41467-022-33962-x.

He ZY, Yen L, Huang HJ, Wang ZH, Zhao LL, Chen ZH, Lee SY, Peng YS (2022). Linkage between mangrove seedling colonization, sediment traits, and nitrogen input. *Frontiers in Marine Science*, 9, 793818. DOI: 10.3389/fmars.2022.793818.

Hu P, Xiang XL, Huang ZJ, Tan M, Yu SX, Yang Q (2024). Biomass dynamics in exotic and native mangrove species. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 30, 929-934. [胡平, 向雪莲, 黄子健, 谭敏, 余世孝, 杨琼 (2024). 外来与乡土红树植物群落生物量动态. 应用与环境生物学报, 30, 929-934.]

Hu T, Chou QC, He SY, Xu HL, Shi XH (2016). Structural regulation and natural restoration of Futian mangrove in Shenzhen Bay. *Chinese Journal of Ecology*, 35, 1491-1496. [胡涛, 丑庆川, 何诗雨, 徐华林, 史秀华 (2016). 深圳湾红树林结构调控及自然恢复状况. 生态学杂志, 35, 1491-1496.]

Hu ZW, Wu JJ, Wang JZ, Zhang YH, Zhou HC, Gao CJ, Wang JJ, Wu GF (2023). How exotic *Sonneratia* species affect the spatiotemporal dynamics of mangroves in Shenzhen Bay, China: a remote sensing perspective. *Ecological Indicators*, 153, 110479. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110479.

Jia MM, Wang ZM, Zhang YZ, Mao DH, Wang C (2018). Monitoring loss and recovery of mangrove forests during 42 years: the achievements of mangrove conservation in China. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 73, 535-545.

Lande R (1996). Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76, 5-13.

Lewis RJ, Szava-Kovats R, Pärtel M (2016). Estimating dark diversity and species pools: an empirical assessment of two methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 104-113.

Li RL, Chai MW, Qiu GY, He B (2012). Mercury and copper accumulation during last fifty years and their potential ecological risk assessment in sediment of mangrove wetland of Shenzhen, China. *Environmental Science*, 33, 4276-4283. [李瑞利, 柴民伟, 邱国玉, 贺蓓 (2012). 近50年来深圳湾红树林湿地Hg、Cu累积及其生态危害评价. 环境科学, 33, 4276-4283.]

Li Z, Li Y, Zan QJ, Yu SX (2017). A comparison of mangrove community distribution and landscape pattern between Futian and Maipo Nature Reserve at Shenzhen Bay. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 56, 12-19. [李真, 李瑜, 昝启杰, 余世孝 (2017). 深圳福田与香港米埔红树林群落分布与景观格局比较. 中山大学学报(自然科学版), 56, 12-19.]

Liang SC, Liang MZ, Wu YL, Zan QJ, Wang YJ, Xie Q (2005). Analysis of the spatial structure of natural *Sonneratia caseolaris* + *S. apetala* forest in Futian, Shenzhen. *Guihaia*, 25, 393-398. [梁士楚, 梁铭忠, 吴苑玲, 昝启杰, 王勇军, 谢强 (2005). 深圳福田海桑+无瓣海桑自然林的空间结构分析. 广西植物, 25, 393-398.]

Liao BW, Li M, Zheng SF, Chen YJ, Zhong CR, Huang ZQ (2005). Niches of several mangrove species in Dongzhai Harbor of Hainan Island. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 16, 403-407. [廖宝文, 李玫, 郑松发, 陈玉军, 钟才荣, 黄仲琪 (2005). 海南岛东寨港几种红树植物种间生态位研究. 应用生态学报, 16, 403-407.]

Liu BE, Liao BW (2013). The physio-ecological response of

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology

Acanthus ilicifolius seedlings to different degrees of light intensity in tide environment. *Forest Research*, 26, 192-199. [刘滨尔, 廖宝文 (2013). 老鼠簕幼苗在潮汐环境下对不同光强的生理生态响应. 林业科学研究, 26, 192-199.]

Ma ZS (2019). A new DTAR (diversity-time-area relationship) model demonstrated with the indoor microbiome. *Journal of Biogeography*, 46, 2024-2041.

Moeslund JE, Brunbjerg AK, Clausen KK, Dalby L, Fløjgaard C, Juel A, Lenoir J (2017). Using dark diversity and plant characteristics to guide conservation and restoration. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1730-1741.

Pärtel M, Szava-Kovats R, Zobel M (2011). Dark diversity: shedding light on absent species. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 124-128.

Pärtel M, Szava-Kovats R, Zobel M (2013). Community completeness: linking local and dark diversity within the species pool concept. *Folia Geobotanica*, 48, 307-317.

Peng D, Chen LZ, Pennings SC, Zhang YH (2018). Using a marsh organ to predict future plant communities in a Chinese estuary invaded by an exotic grass and mangrove. *Limnology and Oceanography*, 63, 2595-2605.

Peng X, Jin GZ (2022). Effects of plant characteristics and environmental factors on the dark diversity in a broadleaved Korean pine forest. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 46, 656-666. [彭鑫, 金光泽 (2022). 植物特性和环境因子对阔叶红松林暗多样性的影响. 植物生态学报, 46, 656-666.]

Ren H, Jian SG, Lu HF, Zhang QM, Shen WJ, Han WD, Yin ZY, Guo QF (2008). Restoration of mangrove plantations and colonization by native species in Leizhou bay, South China. *Ecological Research*, 23, 401-407.

Ren H, Lu HF, Shen WJ, Huang C, Guo QF, Li ZA, Jian SG (2009). *Sonneratia apetala* Buch.Ham in the mangrove ecosystems of China: an invasive species or restoration species? *Ecological Engineering*, 35, 1243-1248.

Ren H, Wu XM, Ning TZ, Huang G, Wang J, Jian SG, Lu HF (2011). Wetland changes and mangrove restoration planning in Shenzhen Bay, Southern China. *Landscape and Ecological Engineering*, 7, 241-250.

Simpson EH (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688. DOI: 10.1038/163688a0.

Smart LS, Vukomanovic J, Sills EO, Sanchez G (2021). Cultural ecosystem services caught in a 'coastal squeeze' between sea level rise and urban expansion. *Global Environmental Change*, 66, 102209. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2020.102209.

Song SS, Ding YL, Li W, Meng YC, Zhou J, Gou RK, Zhang CH, Ye SB, Saintilan N, Krauss KW, Crooks S, Lv SG, Lin GH (2023). Mangrove reforestation provides greater blue carbon benefit than afforestation for mitigating global climate change. *Nature Communications*, 14, 756. DOI: 10.1038/s41467-023-36477-1.

Tang LL, Wang RX, He KS, Shi C, Yang T, Huang YP, Zheng PF, Shi FC (2019). Throwing light on dark diversity of vascular plants in China: predicting the distribution of dark and threatened species under global climate change. *PeerJ*, 7, e6731. DOI: 10.7717/peerj.6731.

Toral-Granda MV, Causton CE, Jäger H, Trueman M, Izurieta JC, Araujo E, Cruz M, Zander KK, Izurieta A, Garnett ST (2017). Alien species pathways to the Galapagos Islands, Ecuador. *PLoS ONE*, 12, e0184379. DOI: 10.1371/journal.pone.0184379.

Trindade DPF, Carmona CP, Pärtel M (2020). Temporal lags in observed and dark diversity in the Anthropocene. *Global Change Biology*, 26, 3193-3201.

Ulrich W, Gotelli NJ (2013). Pattern detection in null model analysis. *Oikos*, 122, 2-18.

Veech JA (2013). A probabilistic model for analysing species co-occurrence. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 252-260.

Wang WQ, Shi JB, Chen LZ (2021). Research of Conservation and Restoration Strategy of Mangrove Wetlands in China. China Environmental Science Press, Beijing. [王文卿, 石建斌, 陈鹭真 (2021). 中国红树林湿地保护与恢复战略研究. 中国环境出版集团, 北京.]

Wu QH, Leung JYS, Yuan X, Huang XX, Li HY, Huang ZY, Li Y (2015). Biological risk, source and pollution history of organochlorine pesticides (OCPs) in the sediment in Nansha mangrove, South China. *Marine Pollution Bulletin*, 96, 57-64.

Zan QJ, Wang BS, Wang YJ, Li MG (2003). Ecological assessment on the introduced *Sonneratia caseolaris* and *S. apetala* at the mangrove forest of Shenzhen Bay, China. *Acta Botanica Sinica*, 544-551. [咎启杰, 王伯荪, 王勇军, 李鸣光 (2003). 深圳湾红树林引种海桑、无瓣海桑的生态评价. 生态学报, 544-551.]

Zhang LE, Liao BW, Guan W (2011). Effects of simulated tide inundation on seed germination and seedling growth of mangrove species *Acanthus ilicifolius*. *Chinese Journal of Ecology*, 30, 2165-2172. [张留恩, 廖宝文, 管伟 (2011). 模拟潮汐淹浸对红树植物老鼠簕种子萌发及幼苗生长的影响. 生态学杂志, 30, 2165-2172.]

Zhang YQ, Zhang Z, Jiang BQ, Shen XX, Li RL (2022). Ecosystem health assessment and management strategies of urban mangrove: a case study of Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area. *China Environmental Science*, 42, 2352-2369. [张月琪, 张志, 江鏸倩, 沈小雪, 李瑞利 (2022). 城市红树林生态系统健康评价与管理对策——以粤港澳大湾区为例. 中国环境科学, 42, 2352-2369.]

责任编委: 任明迅 责任编辑: 乔鲜果

DOI: 10.17521/cjpe.2024.0323

©植物生态学报 Chinese Journal of Plant Ecology