

基于无人机建模和i-Tree Eco模型的杭州天子岭生态公园 碳收支平衡分析

Carbon Balance Analysis of Tianziling Ecological Park in Hangzhou Utilizing Drone-based Modeling and i-Tree Eco Model

姜顺身¹ 章银柯² 侯玉婷¹ 邵竟男¹ 宣昱晗¹ 邵 锋^{1*}
JIANG Shunshen¹ ZHANG Yinke² HOU Yuting¹ SHAO Jingnan¹ XUAN Yuhan¹ SHAO Feng^{1*}

(1.浙江农林大学风景园林与建筑学院, 杭州 311300; 2.杭州植物园, 杭州 310012)
(1. College of Landscape Architecture, Zhejiang A&F University, Hangzhou, Zhejiang, China, 311300; 2. Hangzhou Botanical Garden, Hangzhou, Zhejiang, China, 310012)

文章编号: 1000-0283(2025)11-0078-09
DOI: 10.12193/j.laing.2025.11.0078.010
中图分类号: TU986
文献标志码: A
收稿日期: 2024-11-25
修回日期: 2025-05-20

摘要

棕地再生景观中植物群落碳收支, 揭示特殊立地条件下植物群落结构和特征因子对碳收支水平的影响。选择杭州天子岭生态公园为研究对象, 园内25个植物群落为研究样地, 使用无人机建模、i-Tree Eco模型和生命周期评价法估算植物群落年固碳量和年碳排放量, 探究郁闭度和栽植密度对植物群落碳收支水平的影响, 分析植物特征因子与固碳相关性, 以期提高棕地再生景观中植物群落碳收支水平。结果表明: (1) 当郁闭度为(0.50, 1.00]时, 碳收支效益最佳, 而郁闭度 ≤ 0.50 的植物群落多为碳源; (2) 当栽植密度为1 200~1 600株/hm²时, 植物群落碳收支量达最大值; (3) 植物胸径和基部面积是影响固碳量的主要因子, 相关系数接近1。冠幅、叶面积、叶生物量和固碳量的相关性则根据植物种类不同呈现不同结果。植物特征因子、群落郁闭度和栽植密度会影响群落碳收支, 在棕地再生景观的营造中, 应优化植物群落结构、控制郁闭度和栽植密度。

关键词

公园; 碳收支水平; 植物群落; 郁闭度; 栽植密度; 植物特征因子

Abstract

The study examined the carbon budget of plant communities within regenerated brownfield landscapes, aiming to elucidate the influence of community structure and trait factors on carbon budget levels under specific site conditions. Hangzhou Tianziling Ecological Park served as the research site, with twenty-five plant communities selected as subjects. Hangzhou Tianziling Ecological Park served as the research site, with twenty-five plant communities selected as subjects. Annual carbon sequestration and carbon emissions of these communities were estimated utilizing Drone modeling, the i-Tree Eco model, and the Life Cycle Assessment (LCA) method. The relationship among canopy density, planting density, and the carbon budget level of plant communities was explored, and the impact of plant trait factors on carbon sequestration was discussed, with the intention of improving the carbon budget performance of plant communities in regenerated brownfield landscapes. The study examined the carbon budget of plant communities within regenerated brownfield landscapes, aiming to elucidate the influence of community structure and trait factors on carbon budget levels under specified site conditions.

The results demonstrated that: (1) The optimal carbon budget performance was achieved when canopy density ranged from 0.50 to 1.00; plant communities with canopy density below 0.50 were predominantly identified as carbon sources. (2) The highest carbon budget was observed at planting densities between 1 200 and 1 600 plants·hm⁻². (3) Diameter at breast height (DBH) and basal area were identified as the primary factors affecting carbon sequestration, with correlation coefficients approaching unity. Conversely, the correlations between crown width, leaf area, and leaf biomass, as well as carbon sequestration, varied depending on the plant species. The carbon budget of plant communities will be affected by plant trait factors, community canopy density, and planting density. During the future construction of regenerated brownfield landscapes, plant community structure will be optimized, and canopy density and planting density will be controlled.

Keywords

park; carbon balance level; plant community; canopy closure; planting density; plant characteristic factors

姜顺身

2000年生/男/浙江余姚人/在读硕士研究生/
研究方向为风景园林规划与设计

邵 锋

1979年生/男/江苏盐城人/博士/教授/博士
生导师/研究方向为风景园林规划与设计

*通信作者 (Author for correspondence)
E-mail: shaofeng@zafu.edu.cn

基金项目:
杭州西湖风景名胜区分区科技发展计划项目“碳达峰、碳中和背景下的杭州西湖西溪景区绿地碳汇功能研究”(编号: 2022-001)

随着全球经济发展,全球变暖和极端气候问题日益严峻,大量燃烧化石燃料和大规模砍伐森林,导致大气中CO₂水平不断上升,空气中的污染物逐步恶化人类和植物的生存环境。作为固碳主要载体,植物可以减缓气候变化带来的不利影响^[1]。自工业革命以来,城市规模不断扩大,城市垃圾产量急剧增加,垃圾填埋场数量随之激增,对满库容生活垃圾填埋场进行治理、生态修复和再利用的需求日益迫切^[2]。在注重经济、社会和生态可持续发展的今天,对这些城市棕地进行生态修复,发掘生态、景观和美学等多方面效益已迫在眉睫。虽然国内学者已对棕地属性进行了探讨,但目前关于棕地再生景观的定义和标准尚未统一,缺乏系统知识体系^[3]。一般而言,棕地基本特征包括:(1)可能存在污染和环境问题;(2)未被充分利用;(3)用地性质以工业用地为主,但也包括商业用地和其他用途;(4)具有一定开发再利用潜力^[4]。其中,城市棕地是指位于建成区范围内,由于先前开发存在的污染导致再开发利用面临阻碍,处于废弃或半废弃状态的土地^[5]。

多数植物固碳研究主要依据植物特征因子和群落分布,从单一维度衡量固碳效率。此类研究关键在于测量方法,主要有同化量法^[6]、全生命周期法^[7]、模型估算法^[8]和遥感估算法^[9]等。模型估算法可在实测数据基础上制作植物固碳模型,例如i-Tree Eco模型能根据样点内植物的特征因子,通过线性回归方程生成预测模型,快速、精准地估算植物群落碳储量,被国内外研究者广泛应用在植物群落固碳量领域^[10]。在探讨不同区域、气候条件下的植物固碳效益方面,研究多强调生物多样性和气候适应性的重要性,进而评估生态系统碳汇功能^[11]。在探究不同生态环境和土地利用方式下植物群落固碳效益方面,多注重探究退化的生态系统、废弃地修复等特殊场景中植物群落的固碳潜力^[12-13],如湿地生态系统中草本植物和湿地植物、棕地重建中抗污染植物和耐盐碱植物的碳汇表现等,通过对比分析,可找到不同情境下最佳碳汇植物群落配置^[14]。棕地再生景观碳收支水平受到多种特定条件影响,不同植物类型配置对碳收支水平影响存在显著差异,高郁闭度和适宜栽植密度有助于提高固碳效益,低栽植密度则可能会削弱植物群落固碳效益^[15]。

当前,植物群落固碳效益在空间尺度、研究方法和研究内容上仍存在一定局限性。因空间尺度不同,研究大多计算大尺度森林植物固碳量^[16],较少就群落植物固碳量展开研究。研究方法上,虽已有学者将i-Tree Eco模型应用到公园群落的固碳效益中,并探究最佳植物群落配置,但研究方法较为单一,很难精确揭示植物特征因子和植物固碳量

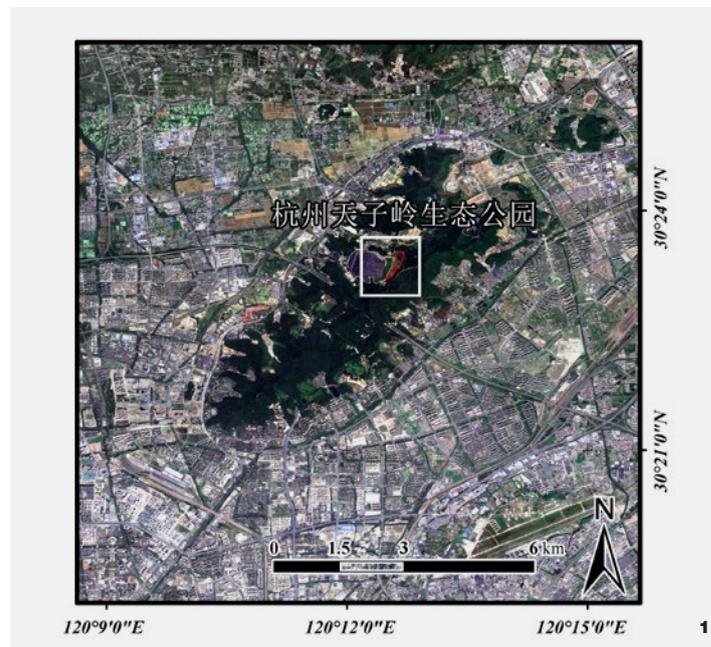


图1 研究区域
Fig. 1 Study area

间的关系^[17]。研究内容上,有学者对公园植物群落固碳效益进行研究,但是样点选择较为常规,很少就特殊生境下植物群落进行研究^[18],同时部分学者研究偏向大尺度棕地固碳效益^[19],缺乏对中小尺度棕地再生景观固碳量的研究。

本研究以杭州天子岭生态公园这一典型棕地再生景观为对象,使用i-Tree Eco模型计算植物群落固碳量,采用无人机建模法构建公园模型,运用Python分析植物特征因子和固碳量间的相关性,以期提高棕地再生景观中植物群落碳收支水平。

1 研究区概况

杭州市位于中国东南沿海,气候属亚热带季风性气候,四季分明,光照充足,雨量充沛,年平均气温16℃左右,年降水量约1450 mm。适宜的气候条件促进城市快速发展,伴随城市化进程加快和人口规模迅速扩张,城市资源消耗和生活垃圾产量大幅增长,杭州城市生活垃圾处理问题愈发严峻,垃圾填埋场数量逐步增加。在填埋场封场后合理利用土地并恢复生态功能,已成为城市发展中的首要目标。棕地再生景观作为一种重要生态修复和土地再利用模式,旨在将退化土地改造为兼具生态、景观和美学功能的绿色空间,促进可持续发展。杭州天子岭生态公园作为典型案例,展现棕地向生态空间转型的模式,

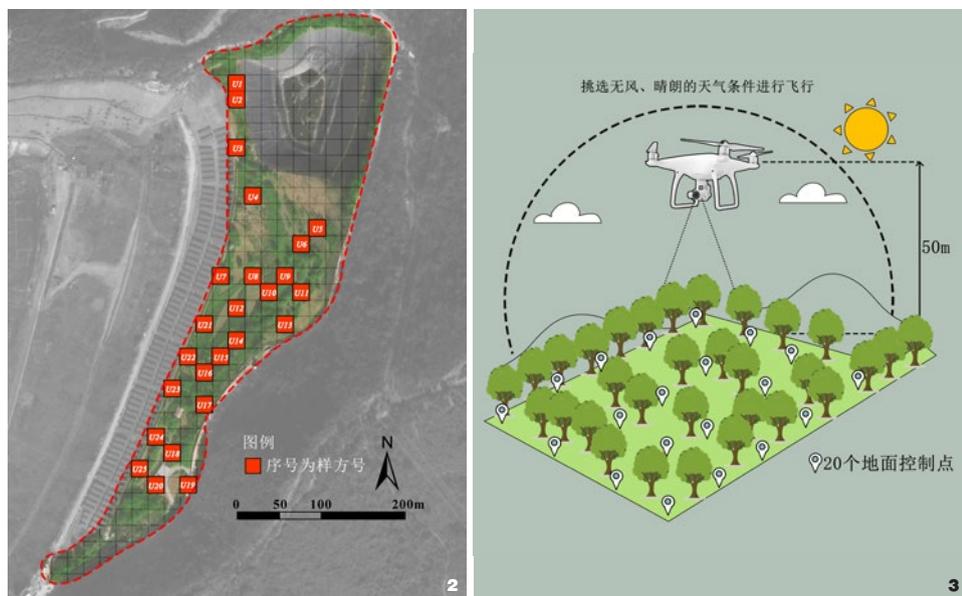
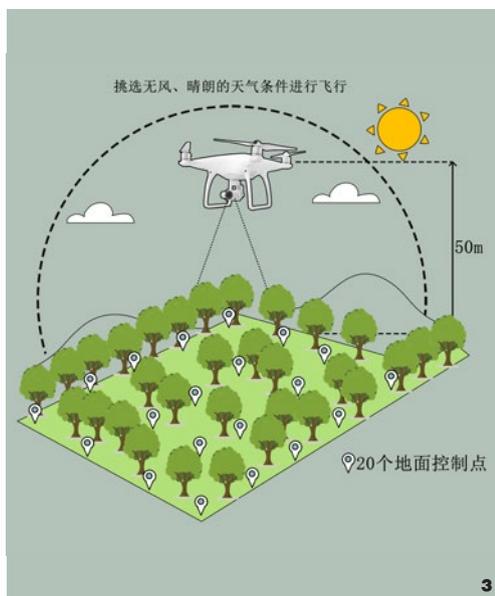


图2 植物群落分布图
Fig. 2 Plant community distribution map

图3 无人机示意图
Fig. 3 Drone schematic diagram



适合进行以棕地再生景观为切入点的植物群落碳收支研究。

杭州天子岭生态公园位于杭州市拱墅区(图1), 公园前身为杭州天子岭垃圾填埋场(一期), 西邻秋石高架快速路, 南接绕城高速, 东近天鹤路^[20]。公园总面积8 hm², 其中绿化面积约为6.3 hm²。设有长度约1 400 m的游步道, 沿路景观优美, 功能区丰富, 生态系统完善。原先的垃圾填埋导致土壤退化、生境破碎, 封场后的植物重建恢复了生态功能。园内采用分阶段种植策略, 场地建设初期以乡土植物为先锋树种, 后选择抗逆性和适应力强的植物进行群落构建。现场地内植物层次丰富, 生态系统稳定, 自然景观优美^[21]。

2 研究方法

2.1 样点及植物选择

为降低试验误差, 避免其他因素干扰, 选取样点时, 保证试验条件一致性、可比性

和可重复性, 每个样点面积均为400 m²。为满足i-Tree Eco样点输入要求, 研究利用QGIS(3.38.3)软件对公园进行选点。场地南北两侧和东侧均和半山景区相接, 西侧和光储一体化项目相邻, 以此划定研究区域红线, 在QGIS中加载公园底图, 创建Shapefile图层, 根据i-Tree Eco输入要求将研究区域划分为20 m×20 m的网格, 依据植物分布和地形条件选取结构完整、植物长势良好、地形平坦的25个典型植物群落(图2)。完成后, 优化点样式和标注, 导出矢量文件供后续分析使用。根据调研确定植被覆盖情况, 将区域分为封闭空间、半开敞空间和开敞空间, 郁闭度>0.70的群落空间类型为封闭空间, 郁闭度(0.20, 0.70]为半开敞空间, 郁闭度≤0.20为开敞空间。根据样点内植物个体在群落中占比区分优势植被类型, 分别为: 常绿乔木、落叶乔木、灌木。按以上条件对园内优势植物种类进行分类(表1)。

选取园内应用频度大于10%的树种用于斯皮尔曼相关分析。为避免其他因素干扰, 减少误差, 且满足相关分析样本要求, 依据文献设定最低样本量标准^[22], 经筛选, 最终挑选12种个体数>20株的植物。在选择植物个体时, 保证选取植物光照充足、长势良好、枝叶茂密, 无明显病虫害。具体植物为: 樟、朴树、冬青、枸骨、海桐、日本晚樱、红叶石楠、紫荆、木槿、夹竹桃、桂花、女贞。

所选25个植物群落均为人工栽植群落, 生长状态稳定, 群落郁闭度为0~1; 栽植密度为0~1 600株/hm²; 空间类型为封闭空间、半开敞空间和开敞空间; 优势植被类型分别为常绿乔木、落叶乔木和灌木。群落中树种为2~10种, 将两种因素分为I、II、III、IV 4个等级(表2)。样点内植物多为能吸收有害物质的先锋植物, 以克服棕地再生景观环境下污染残留、空气污染和养分缺乏等困境。

2.2 现场调查及无人机建模

通过实地调查确定样点树木状况。在样点内设置地面控制点, 使用大疆精灵4RKT进行精确测量, 为后续建模提供地面参考数据。设置无人机飞行高度为50 m, 确保拍摄范围覆盖研究区全域; 设置前向重叠率为75%~85%、侧向重叠率为60%~70%, 为图像拼接和建模提供高质量数据; 选择无风、晴朗的天气进行飞行, 提高飞行稳定性和成像质量; 通过RTK GPS对每个控制点测量, 提高图像拼接准确性和三维建模精度(图3)。飞行完成后, 对获取的图像数据进行去噪、曝光调整和检查完整性等预处理, 确保数据质量符合建模要求。利用Pix4Dmapper拼接图像, 生成稠密点云, 基于点云构建数字高程模型(DEM)和数字表面模型(DSM)。使用WGS-84坐标系, 生成4 623 140个二维数量点

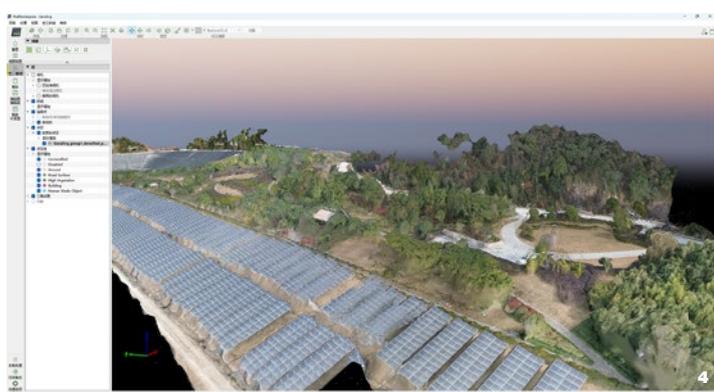
表1 植物群落基本信息
Tab. 1 Basic information of plant communities

编号 No.	郁闭度 Canopy density	栽植密度 / (株·hm ⁻²) Planting density	空间类型 Spatial type	优势植被类型 Advantageous vegetation type	主要植物 Main plants
U1	0.75	1 200	封闭空间	常绿乔木	乔木层为桂花 (<i>Osmanthus fragrans</i>)、山樱花 (<i>Prunus serrulata</i>)、榆树 (<i>Ulmus pumila</i>)；灌木层为金丝桃 (<i>Hypericum monogynum</i>)、冬青卫矛 (<i>Euonymus japonicus</i>)、日本女贞 (<i>Ligustrum japonicum</i>)、垂丝海棠 (<i>Malus halliana</i>)、红花檵木 (<i>Loropetalum chinense</i> var. <i>rubrum</i>)；草本层为沿阶草 (<i>Ophiopogon bodinieri</i>)
U2	0.58	900	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花、山樱花；灌木层为冬青卫矛、红花檵木、紫荆 (<i>Cercis chinensis</i>)；草本层为沿阶草
U3	0.26	425	半开敞空间	落叶乔木	乔木层为朴树 (<i>Celtis sinensis</i>)、桂花；灌木层为红花檵木、冬青卫矛、枸骨 (<i>Ilex cornuta</i>)、金丝桃；草本层为沿阶草
U4	0.75	1 325	封闭空间	常绿乔木	乔木层为桂花；灌木层为红花檵木、冬青卫矛、金丝桃；草本层为沿阶草
U5	0.67	1 025	半开敞空间	落叶乔木	乔木层为日本晚樱 (<i>Prunus serrulata</i> var. <i>lannesiana</i>)；草本层为狗牙根 (<i>Cynodon dactylon</i>)
U6	0.50	675	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为朴树、樟 (<i>Camphora officinarum</i>)、日本晚樱；灌木层为红叶石楠 (<i>Photinia fraseri</i>)；草本层为结缕草 (<i>Zoysia japonica</i>)
U7	0.55	550	半开敞空间	落叶乔木	乔木层为北美落叶松 (<i>Larix laricina</i>)；灌木层为日本女贞、女贞 (<i>Ligustrum lucidum</i>)；草本层为沿阶草
U8	0.33	675	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花；草本层为结缕草
U9	0.15	325	开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花、女贞；草本层为沿阶草
U10	0.15	375	开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花、女贞；灌木层为日本女贞；草本层为结缕草
U11	0.50	900	半开敞空间	落叶乔木	乔木层为雪松 (<i>Cedrus deodara</i>)、朴树、桂花；灌木层为枸骨、鸡爪槭 (<i>Acer palmatum</i>)、紫竹 (<i>Phyllostachys nigra</i>)；草本层为沿阶草
U12	0.45	725	半开敞空间	灌木	灌木层为海桐 (<i>Pittosporum tobira</i>)、枸骨、鸡爪槭、红叶南天竹 (<i>Nandina domestica</i> var. <i>porphyrocarpa</i>)、平枝圆柏 (<i>Juniperus horizontalis</i>)；草本层为沿阶草
U13	0.45	325	半开敞空间	灌木	乔木层为桂花；灌木层为枸骨、红叶南天竹、大叶黄杨 (<i>Buxus megistophylla</i>)；草本层为沿阶草
U14	0.70	1 425	封闭空间	常绿乔木	乔木层为樟、朴树；灌木层为枸骨、海桐、红叶石楠；草本层为沿阶草
U15	0.62	925	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花；草本层为沿阶草
U16	0.75	1 500	封闭空间	灌木	灌木层为夹竹桃 (<i>Nerium oleander</i>)；草本层为沿阶草
U17	0.72	1 025	封闭空间	常绿乔木	乔木层为樟；灌木层为海桐；草本层为沿阶草
U18	0.45	675	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花；灌木层为红叶石楠；草本层为沿阶草
U19	0.95	855	封闭空间	灌木	灌木层为夹竹桃、红叶石楠
U20	0.78	1 425	封闭空间	常绿乔木	乔木层为樟、桂花；灌木层为海桐、木槿 (<i>Hibiscus syriacus</i>)；草本层为狗牙根 (<i>Cynodon dactylon</i>)
U21	0.50	925	半开敞空间	灌木	乔木层为桂花；灌木层为小叶女贞 (<i>Ligustrum quihoui</i>)；草本层为狗牙根、沿阶草
U22	0.80	975	封闭空间	落叶乔木	乔木层为朴树、玉兰 (<i>Yulania denudata</i>)、鸡爪槭；灌木层为木槿、石楠 (<i>Photinia serratifolia</i>)；草本层为结缕草
U23	0.73	1 250	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花、紫叶李 (<i>Prunus cerasifera</i>)；灌木层为山茶 (<i>Camellia japonica</i>)、红花檵木、红叶南天竹、十大功劳 (<i>Mahonia fortune</i>)；草本层为结缕草
U24	0.35	525	半开敞空间	落叶乔木	乔木层为朴树、桂花、鸡爪槭、紫薇 (<i>Lagerstroemia indica</i>)；灌木层为山茶、小叶黄杨 (<i>Buxus sinica</i> var. <i>parvifolia</i>)、杜鹃 (<i>Rhododendron simsii</i>)、枸骨、红叶石楠；草本层为沿阶草
U25	0.38	625	半开敞空间	常绿乔木	乔木层为桂花、朴树、樟；灌木层为海桐、紫荆、红叶南天竹、平枝圆柏；草本层为沿阶草

表2 植物群落结构分级标准

Tab. 2 Classification standard of plant community structure

结构分级 Structural grading	郁闭度 Canopy density	栽植密度 / (株 · hm ⁻²) Planting density
I	(0.00, 0.25]	(0, 400]
II	(0.25, 0.50]	(400, 800]
III	(0.50, 0.75]	(800, 1 200]
IV	(0.75, 1.00]	(1 200, 1 600]

图4 杭州天子岭数字表面模型
Fig. 4 DSM of Tianziling in Hangzhou

和1 673 291个三维数量点,通过优化算法匹配校正模型地理位置。对DSM和DEM进行差分计算,建立杭州天子岭生态公园三维模型(图4),获得样点内每棵树的冠层高度和冠幅^[23]。

2.3 植物群落固碳量测定

采用iTree Eco模型进行植物群落固碳效益定量评估。运行iTree Eco模型需要详细输入树木信息和生长参数,生长参数包括树冠高度、枝下高、胸径、树冠健康状况、南北方向冠幅、东西方向冠幅和树冠光照暴露面等数据。将测量数据保存为csv文件后导入软件,将群落的区位信息、气象站数据和样点地面信息等详细信息上传至iTree Eco软件,经分析处理后计算年固碳量。

2.4 养护管理碳排放量估算

使用生命周期评价法计算植物群落年碳排放量,园林全生命周期的其他阶段,如施工建植阶段、废弃处置阶段的碳排放量则不考虑在内。园内碳排放主要来自园林材料更新、植物养护和补种。调查供试树种养护频次、用工人数和工作时长等基础数据,询问相关负责人员园内机械、材料、人工使用情况,获取灌溉方式、灌溉频率、施肥频率、打药频率、灌溉用水量、化肥用量、农药用量、修剪灌溉使用

的能源机械型号、功率、年耗油量和年耗电量等数据。为保证数据可靠性,在园内养护日志基础上根据《PCC国家温室气体排放清单指南》推荐的碳排放转换因子计算相应过程碳排放量,具体见公式(1)–(5)。

$$C_{\text{mai}} = C_{\text{irr}} + C_{\text{pes}} + C_{\text{fer}} + C_{\text{pru}} \quad (1)$$

$$C_{\text{irr}} = \sum_{i=1}^n (Q_{i-w} \times E_w + Q_{i-d} \times E_d) \quad (2)$$

$$C_{\text{pes}} = \sum_{i=1}^n (Q_{i-p} \times E_p + Q_{i-d} \times E_d) \quad (3)$$

$$C_{\text{fer}} = \sum_{i=1}^n (Q_{i-w} \times E_w + Q_{i-f} \times E_f + Q_{i-d} \times E_d) \quad (4)$$

$$C_{\text{pru}} = \sum_{i=1}^n (Q_{i-d} \times E_d) \quad (5)$$

式中, C_{mai} 为年养护管理碳排放量($\text{kg} \cdot \text{株}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$); C_{irr} 为年灌溉用水碳排放量, C_{pes} 为年病虫害防治碳排放量, C_{fer} 为年肥料施用碳排放量, C_{pru} 为年修剪碳排放量,单位均为 $\text{kg} \cdot \text{株}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$; Q_{i-w} 为第*i*个植物群落的用水消耗量, E_w 为水碳排放因子; Q_{i-d} 为第*i*个植物群落的柴油消耗量, E_d 为柴油碳排放因子; i 为第*i*个植物群落, n 为群落总数; Q_{i-p} 为第*i*个植物群落的农药消耗量, E_p 为农药碳排放因子; Q_{i-f} 为第*i*个植物群落的有机肥消耗量, E_f 为有机肥碳排放因子。

2.5 植物群落碳收支估算

计算植物群落吸收的二氧化碳和管理、维护、生长过程中排放的 CO_2 量差值确定植物群落养护管理周期碳收支,碳收支正负变化反映植物群落在不同管理措施下的碳平衡状态,具体见公式(6)。

$$C_{\text{net}} = C_{\text{seq}} - C_{\text{mai}} \quad (6)$$

式中, C_{net} 为园内植物群落养护管理周期碳收支量, C_{seq} 为每个植物群落年固碳总量。

3 结果分析

3.1 植物群落碳收支分析

表3显示,各植物群落平均碳收支量为 $1\ 901.53 \text{ kgC} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{hm}^2$,呈碳汇状态。其中,碳收支量最高的样点为U23 ($13\ 593.28 \text{ kgC} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{hm}^2$),该样点内植物群落植物搭配合理、种类丰富、层次分明,桂花、紫叶李等固碳效益强的植物种类占比较高。而U13的植物群落碳收支量为 $-6\ 271.80 \text{ kgC} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{hm}^2$,为所有群落中碳收支量最低,表现为碳源,

表3 各样点碳收支情况
Tab. 3 Carbon budget of sample points

编号 No.	郁闭度 Canopy density	栽植密度 Planting density	年固碳量/(kgC·a ⁻¹ ·hm ⁻²) Annual carbon sequestration	年碳排放量/(kgC·a ⁻¹ ·hm ⁻²) Annual carbon emission	年碳收支量/(kgC·a ⁻¹ ·hm ⁻²) Annual carbon balance
U1	III	III	13 850.00	8 650.30	5 199.70
U2	III	III	10 605.00	8 123.20	2 481.80
U3	II	II	5 205.00	7 560.25	-2 355.25
U4	III	IV	16 025.00	9 512.14	6 512.86
U5	III	III	14 815.00	8 743.67	6 071.33
U6	II	II	10 385.00	7 832.16	2 552.84
U7	III	II	9 290.00	7 786.42	1 503.58
U8	II	II	6 575.00	7 410.56	-835.56
U9	I	I	3 800.00	7 734.11	-3 934.11
U10	I	I	5 045.00	7 567.94	-2 522.94
U11	II	III	7 700.00	8 048.38	-348.38
U12	II	II	7 685.00	7 903.75	-218.75
U13	II	I	1 240.00	7 511.80	-6 271.80
U14	III	IV	15 445.00	9 387.12	6 057.88
U15	III	III	10 090.00	8 721.67	1 368.33
U16	III	IV	15 450.00	9 213.84	6 236.16
U17	III	III	12 180.00	9 452.30	2 727.70
U18	II	II	4 850.00	7 612.45	-2 762.45
U19	IV	III	9 925.00	8 887.90	1 037.10
U20	IV	IV	20 205.00	9 371.66	10 833.34
U21	II	III	8 367.00	7 549.55	817.45
U22	IV	III	10 875.00	9 253.14	1 621.86
U23	III	IV	23 002.00	9 408.72	13 593.28
U24	II	II	6 700.00	7 591.21	-891.21
U25	II	II	6 792.00	7 728.44	-936.44
平均值	-	-	10 244.04	8 342.51	1 901.53

以灌木为主，乔木为辅，植物固碳效益低，养护频次高，碳排放量大。

3.1.1 植物群落固碳量分析

计算得出园内植物群落平均年固碳量为10 244.04 kgC·a⁻¹·hm⁻¹。年固碳量最高的样点为U23，年固碳量达23 002 kgC·a⁻¹·hm⁻²，郁闭度为0.73，栽植密度为1 250株/hm²，主要由桂花、紫叶李、山茶、红花檵木、红叶南天竹等植物组成，其中桂花数量多，固碳效益强，且红花檵木和山茶均有很好的固碳效益，植物均为杭州乡土植物，数量、胸径和冠幅相较于其他样点偏高，乔灌木结构稳定。植物

群落固碳效益最低的样点为U13，年固碳量为1 240 kgC·a⁻¹·hm⁻²，郁闭度为0.45，栽植密度为325株/hm²，主要由构骨、红叶南天竹、大叶黄杨等灌木和桂花等小乔木构成，乔木数量相较其他群落偏少，冠幅偏小，灌木长势不佳，以上因素使该群落固碳量相对较低。

3.1.2 植物群落碳排放分析

计算得到每个植物群落的年碳排放量，平均为8 342.51 kgC·a⁻¹·hm⁻²。年碳排放量最高的样点为U4，年碳排放量为9 512.14 kgC·a⁻¹·hm⁻²，郁闭度为0.75，栽植密度为1 325株·hm⁻²，桂花数量多，需修剪频次高，红花檵木、冬青

卫矛等造型灌木占比大，灌木相较于乔木需要更多水分，灌溉频繁，修剪和养护需求高，碳排放量更多。年碳排放量最低的植物群落为U8，为7 410.56 kgC·a⁻¹·hm⁻²，其乔灌木比例均衡，郁闭度为0.33，栽植密度为675株·hm⁻²，样点内只有桂花一种植物，规格偏大，较小乔木养护需求少，且靠近主路，方便灌溉器械和肥料运输，故碳排放量少。

3.2 结构因子对植物群落碳收支的影响

3.2.1 不同郁闭度对碳收支的影响

图5表明，郁闭度等级III和IV的群落年碳收支量高于等级I和II。郁闭度等级I和II下，植物群落年碳收支量多为负值，最低为-6 271.80 kgC·a⁻¹·hm⁻²，表现为碳源，植被覆盖程度较低的区域固碳量低于碳排放量。郁闭度等级III和IV的植物群落年碳收支量集中在正值区间(0~13 593.28 kgC·a⁻¹·hm⁻²)，郁闭度等级III下，植物群落表现出较强的固碳效益，表明较高的郁闭度能显著提高固碳效益；郁闭度等级IV的年碳收支量四分位范围均高于其他等级，表明高郁闭度植物群落具有更强的固碳效益。但该等级下数据离散程度较大，表明不同样点间碳收支量存在差异，这可能与植物组成和养护管理措施不同有关。

3.2.2 不同栽植密度对碳收支的影响

图6显示，在栽植密度I条件下，年碳收支量为负值，揭示低栽植密度情况下，植物群落碳排放量高于固碳量，表现为碳源。随着栽植密度增加，年碳收支量向正值区间转移。栽植密度为等级II和III时，年碳收支量仍有部分为负值，但整体水平相较于等级I群落有所提升；等级III下，数据整体趋向正值，说明较高密度下植物群落能有效提升固碳量，转变为稳定碳汇；等级IV下植物群落固碳量

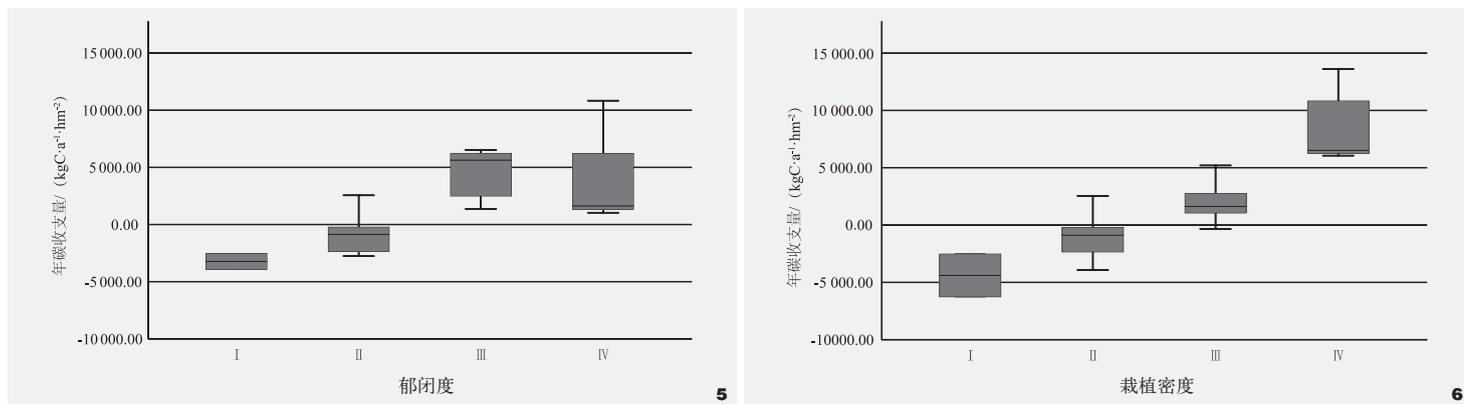


图5 郁闭度与年碳收支量关系

Fig. 5 The relationship between canopy closure and annual carbon budget

图6 栽植密度与年碳收支量关系

Fig. 6 The relationship between planting density and annual carbon budget

显著提高，最高达 $13\ 593.28\ \text{kgC} \cdot \text{a}^{-1} \cdot \text{hm}^2$ ，分布在正值区间，均值高于其他等级，表明高栽植密度下植物群落固碳效益更佳，表现为碳汇。高栽植密度植物群落通过增加单位面积内植物个体数量，提高群落光合作用总量，增强冠层覆盖效果，提升固碳效益。

3.3 植物特征因子对植物固碳量的影响

选用植物的胸径、树冠健康度、树高、枝下高、南北和东西方向树冠宽度、叶面积、叶生物量、叶面积指数、基部面积等10种变量输入Python进行斯皮尔曼相关系数计算，以热力图的形式呈现(图7)。结果表明，不同植物特征因子对固碳量的影响有相似性和差异性。胸径和基部面积反映树木的生长规模，和固碳有密切关系。所选植物中樟、紫荆、海桐和木槿的胸径和固碳量的相关系数均为1.00，其余植物也均 >0.90 ，呈强正相关性，表明植物胸径越大，所积累生物量越多，固碳效益越强。基部面积作为胸径衍生变量，在相关性计算中同样表现出强相关性，樟、朴树和海桐等植物的基部面积和固碳量相关系数均达到1.00，但构骨基部面积和固碳量相关系数仅为0.55，说明在部分灌木树种中，

基部面积对碳储存能力影响较低。叶面积和叶生物量是影响植物光合作用效率的核心因素，多数树种中和固碳量呈高度正相关。朴树叶面积和固碳量相关系数达0.95，海桐和紫荆的相关系数也分别达到0.82和0.80，表明此类植物树叶光合能力强，固碳效益高。但日本晚樱(-0.10)、夹竹桃(-0.09)、红叶石楠(0.16)的叶面积和固碳量相关系数较低，说明增加叶片密度不一定能提升固碳效益，可能与叶片排列方式、透光率和光合效率有关。公园管理时可通过合理的修剪和养护，提升植物固碳效益。树冠宽度影响植物光照资源获取能力，在部分树种中对固碳量有较大贡献，分为南北方向和东西方向树冠宽度两个因子进行讨论。朴树南北方向树冠宽度和固碳量相关系数为0.63，而东西方向相关系数为0.73，表明冠幅扩展有助于提高碳储存能力。构骨、紫荆南北和东西方向树冠宽度和固碳量相关系数均在0.70以上，表明此类植物在配置时，应考虑冠幅宽度。而木槿、冬青和红叶石楠等植物树冠宽度对固碳量影响较弱，可能是由叶片密度、树形结构和光合模式不同导致。园内植物需通过频繁修剪达到美观和健康的效果，而不同修剪方式对植

物固碳效益影响有差异，在选择修剪方式时，应充分考虑其对固碳效益的影响，选择有利于提高固碳量的方式。

4 结论与讨论

4.1 讨论

研究通过无人机建模法，克服传统测量过程中存在的植物群落郁闭度和植物冠幅测量不精确问题，引入i-Tree Eco模型计算植物群落固碳量，采用Python计算植物特征因子和植物固碳量的相关性。尽管采用多种先进工具和技术方法，但仍存在局限：养护管理碳排放测量中，仅考虑了养护阶段碳排；固碳量测量过程中虽利用无人机测量结构，但未充分考虑植物生长相互作用；其余指标在不同植物中相关性表现较复杂，未见明显规律性，故不作讨论。

研究发现，植物群落郁闭度和栽植密度与该植物群落碳收支量呈正相关，在高郁闭度和高栽植密度下，固碳效益显著提高。郁闭度为(0.50, 1.00]时，植物群落年碳收支量主要集中在正值区域，表现为碳汇，郁闭度 ≤ 0.50 时，表现为碳源，这和张婉茹^[24]的研究结果类似。栽植密度对碳收支量也有一定

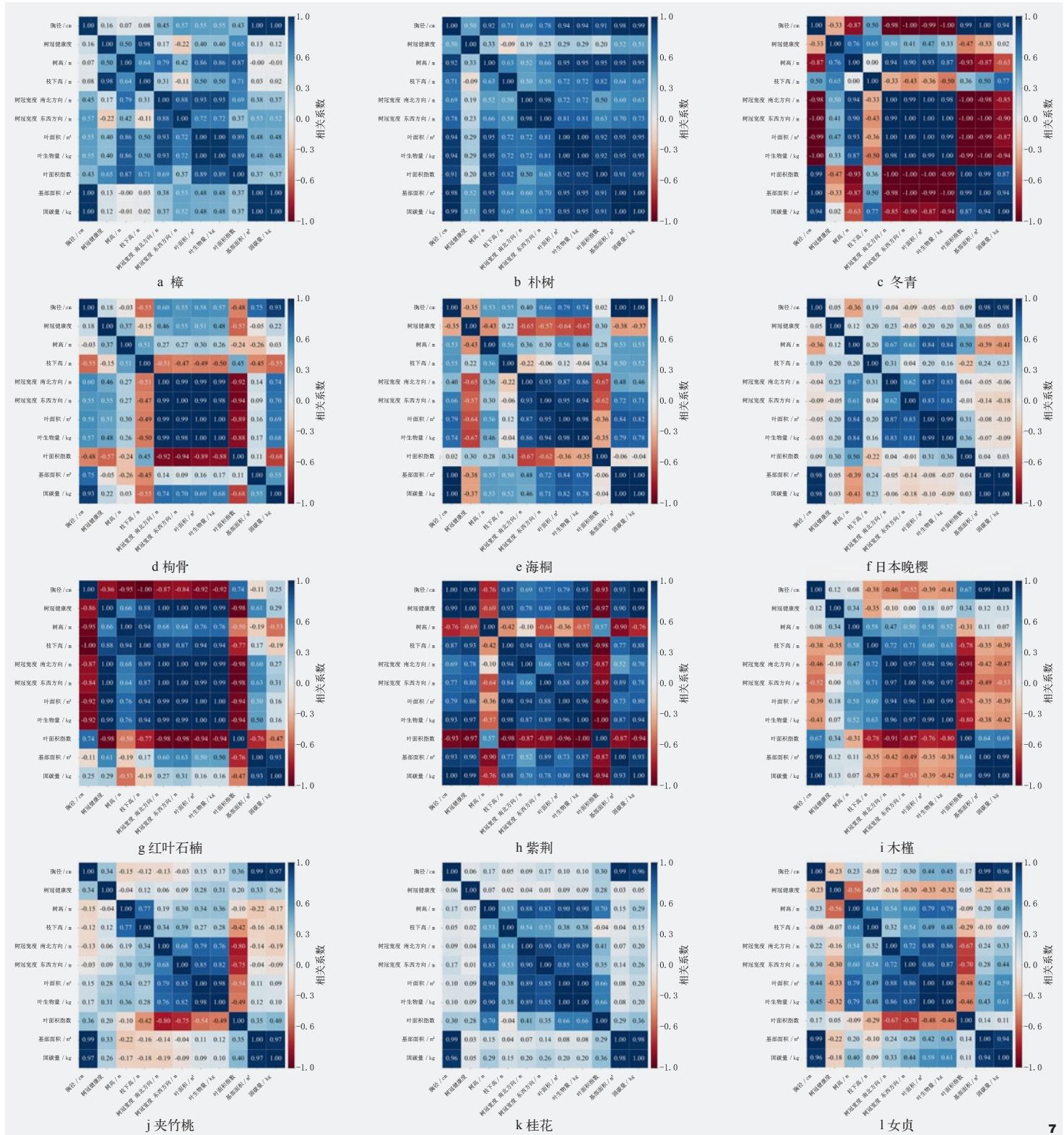


图7 植物特征因子固碳量相关系数矩阵聚类热力图
Fig. 7 Matrix clustering heatmap of plant characteristic factors and carbon sequestration correlation coefficient

影响,当栽植密度大于 $1\ 200\ \text{株}\cdot\text{hm}^2$ 时,植物群落碳收支量显著高于其他等级,表现出强固碳效益,表明在增加群落内植物个体数量时,整体光合作用能力显著提升,固碳效益得到有效提高,这和依兰等^[25]的研究结果相符。研究认为,在棕地再生景观等特殊环境下,通过优化植物群落郁闭度和栽植密度,合理配置群落内乔灌木,可显著增加植物群落碳汇功能。

植物特征因子和固碳量的关系有一定相似性和差异性。植物胸径和基部面积与植物固碳量有显著正相关性,大胸径植物生物量更大,光合作用固定二氧化碳更多^[26,29]。对不同植物而言,叶面积和叶生物量对固碳量的影响有差异。朴树、海桐和紫荆等植物叶面积和叶生物量越大,固碳效益越高,这和李琬婷等^[30]研究结果一致。树冠相关性则相对较弱,不同植物树冠宽度对固碳量的影响各不相同,灌木叶片分布和排列方式相较于乔木更容易受外界影响,通过合理修剪和养护,确保植株间光照面积和养分竞争处于合理水平,增加固碳量。在进行棕地再生景观建设时,可优先选择胸径大、生长迅速和叶面积大的植物,实现固碳效益最大化。

4.2 结论

以杭州天子岭生态公园为对象,将无人机建模和iTree Eco相结合,探究郁闭度、栽植密度和植物特征因子对植物群落碳收支的影响。研究表明:(1)适度提高郁闭度能够显著提升植物群落固碳效益。(2)栽植密度对植物群落固碳效益影响同样显著,高栽植密度增加冠层覆盖率和光合作用总量,提高群落固碳效益。(3)植物胸径和基部面积是影响固碳量的主要因子,植物冠幅、叶面积、叶生物量等特征因子和固碳量相关性根据植物种

类不同呈现不同结果。将来,在营造棕地再生景观时,应考虑改善植物群落结构,根据植物特征因子选择高固碳潜力植物,优先选用大胸径乡土树种,利用无人机动态监测优化养护周期,以实现固碳效益全面提升。

注:文中图表均由作者绘制。

参考文献

- [1] 朱新广,王佳伟,韩斌.植物碳汇系统与中国碳中和之路[J].科学通报,2023,68(01):12-17.
- [2] 杨锐,王浩.景观突围:城市垃圾填埋场的生态恢复与景观重建[J].城市发展研究,2010,17(08):81-86.
- [3] 张新佳,宋飏,王士君.中国已改造棕地时空特征及用地模式转换研究——基于荟萃分析方法[J].城市规划,2024,48(06):91-100.
- [4] 宋飏,林慧颖,王士君.国外棕地再利用的经验与启示[J].世界地理研究,2015,24(03):65-74.
- [5] 林慧颖,宋飏,王士君.城市棕地信息识别及数据库建设方法研究——以长春市为例[J].中国土地科学,2016,30(07):80-87.
- [6] 陈自新,苏雪痕,刘少宗,等.北京城市园林绿化生态效益的研究(2)[J].中国园林,1998,14(02):49-52.
- [7] 钱璟,廖莎,范舒欣,等.北京市常用园林树种全生命周期碳收支[J].生态学报,2024,44(17):7490-7506.
- [8] SZKOP Z. Evaluating the Sensitivity of the i-Tree Eco Pollution Model to Different Pollution Data Inputs: A Case Study From Warsaw, Poland[J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2020, 55: 126859.
- [9] 张桂莲.基于遥感估算的上海城市森林碳储量空间分布特征[J].生态环境学报,2021,30(09):1777-1786.
- [10] 张玉阳,周春玲,董运高,等.基于i-Tree模型的青岛市南区行道树组成及生态效益分析[J].生态学杂志,2013,32(07):1739-1747.
- [11] 郝珉辉,代莹,岳庆敏,等.阔叶红松林功能多样性与森林碳汇功能关系[J].北京林业大学学报,2022,44(10):68-76.
- [12] JORAT ME, GODDARD M A, MANNING P, et al. Passive CO₂ Removal in Urban Soils: Evidence from Brownfield Sites[J]. Science of the Total Environment, 2020, 703: 135573.
- [13] 钟蕊,王娟月,徐婷婷,等.光伏+矿山生态修复模式的减碳增汇潜力评估[J].应用生态学报,2024,35(05):1379-1387.
- [14] 张颖.建筑垃圾堆山公园植物群落固碳效益量化与优化研究[D].天津:天津大学,2019.
- [15] MASIERO M, BIASIN A, AMATO G, et al. Urban Forests and Green Areas as Nature-Based Solutions for Brownfield Redevelopment: A Case Study From Brescia Municipal Area (Italy)[J]. Forests, 2022, 13(03):444.
- [16] WANG Y, CHANG Q, LI X. Promoting Sustainable Carbon Sequestration of Plants in Urban Greenspace by Planting Design: A Case Study in Parks of Beijing[J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2021, 64: 127291.
- [17] ARILUOMA M, OTTELIN J, HAUTAM R, et al. Carbon Sequestration and Storage Potential of Urban Green in Residential Yards: A Case Study from Helsinki[J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2021, 57: 126939.
- [18] KIM J, KANG Y, KIM D, et al. Carbon Storage and Sequestration Analysis by Urban Park Grid Using i-Tree Eco and Drone-based Modeling[J]. Forests, 2024, 15(04):683.
- [19] PRESTON P D, DUNK R M, SMITH G R, et al. Examining Regulating Ecosystem Service Provision by Brownfield and Park Typologies and Their Urban Distribution[J]. Urban Forestry & Urban Greening, 2024, 95: 128311.
- [20] 韩冬.垃圾填埋场再生景观评价研究——以杭州市天子岭生态公园为例[D].杭州:浙江农林大学,2019.
- [21] 张聪.生长性理念下生活垃圾填埋场封场后景观再生设计研究[D].西安:西安建筑科技大学,2022.
- [22] BONETT G D, WRIGHT A T. Sample Size Requirements for Estimating Pearson, Kendall and Spearman Correlations[J]. Psychometrika, 2000, 65(01):23-28.
- [23] WALLACE L, LUCIEER A, WATSON C, et al. Development of A UAV-LiDAR System with Application to Forest Inventory[J]. Remote sensing, 2012, 4(06):1519-1543.
- [24] 张婉茹.基于碳汇功能的植物群落优化研究——以五里河公园东侧为例[D].沈阳:沈阳建筑大学,2020.
- [25] 依兰,王洪成.城市公园植物群落的固碳效益核算及其优化探讨[J].景观设计,2019,18(03):36-43.
- [26] 何晶.基于全生命周期的城市绿地乔木群落碳收支研究——以广州市为例[D].武汉:华中农业大学,2017.
- [27] YARNVUDHI A, LEKSUNGNOEN N, TORNGREN P, et al. Evaluation of Regulating and Provisioning Services Provided by a Park Designed to be Resilient to Climate Change in Bangkok, Thailand[J]. Sustainability, 2021, 13(24):13624.
- [28] WILSON K, WILLETTE D A. Valuation of Ecosystem Services of a Nascent Urban Park in East Los Angeles, California[J]. Urban Ecosystems, 2022, 25(06):1787-1795.
- [29] ZHAO H, ZHAO D, JIANG X, et al. Assessment of Urban Forest Ecological Benefit Based on The i-Tree Eco Model — A Case Study of Changchun Central City[J]. Forests, 2023, 14(07):1304.
- [30] 李琬婷,杨艺宁,程小毛,等.昆明市16种道路绿化树种秋季固碳释氧能力研究[J].西南林业大学学报(自然科学),2018,38(04):76-82.