

王悦, 练琺愉, 张昭臣, 胡健波, 杨骥, 李勇, 叶万辉. 2019. 基于两种无人机航拍影像的林窗和林冠提取分析. 热带地理, 39(4): 553-561.

Wang Yue, Lian Juyue, Zhang Zhaochen, Hu Jianbo, Yang Ji, Li Yong and Ye Wanhui. 2019. Forest Plots Gap and Canopy Structure Analysis Based on Two UAV Images. *Tropical Geography*, 39(4): 553-561.

基于两种无人机航拍影像的林窗和林冠提取分析

王悦^{1,2}, 练琺愉², 张昭臣³, 胡健波⁴, 杨骥⁵, 李勇⁵, 叶万辉²

(1. 中国科学院大学, 北京 100049; 2. 中国科学院华南植物园, 广州 510650; 3. 华东师范大学 生态与环境科学学院, 上海 200241; 4. 交通运输部天津水运工程科学研究所, 天津 300456; 5. 广州地理研究所, 广州 510070)

摘要: 森林冠层和林窗的结构及其时空变化是理解森林生态系统格局、动态变化过程的重要基础。在当前生物多样性监测倍受关注的契机下, 如何以合适的手段准确描述林窗面积、分布等特征, 并与森林固定样地监测数据有效地结合, 更好地回答群落构建的理论问题, 使森林群落物种多样性维持机制得到更全面的认识, 是目前亟待解决的问题。以鼎湖山南亚热带常绿阔叶林 20 hm² 固定监测样地为研究对象, 基于不同遥感影像提取方法对其林窗和林冠表层数据进行提取分析。结果表明: 基于监督分类的提取方法适合 RGB 波段航片林窗的提取, 在林窗分类中, 应首先确定林窗高度、边界木与最小面积, 不同分类方法差异主要表现在林冠分类中, 林窗分类生产者精度和用户精度表现都较为一致。无人机航拍识别率受地形因素影响较大, 在地形复杂林地应按坡度分区域进行飞行以降低误差。相对于地面调查, MD4-1000 无人机航片的林窗识别率为 98.7%; 大疆 Phantom4 无人机航片的林窗识别率为 72.3%, 影像后期处理数据量小, 同样适用于森林林窗定量研究, 符合生态学、林业等从业人员对大型样地林窗长期监测的要求。无人机航拍南亚热带森林物种识别难度较大, 基于 MD4-1000 无人机搭载的高分辨率相机, 在地势平缓区域优选的 4 hm² 样地中可识别林冠表层物种数 17 种, 共 2 706 个个体。搭载高分辨率无人机在降低飞行高度的基础上可进行部分物种识别。应用无人机近地面遥感对森林固定样地进行林冠监测, 可为后期群落构建研究提供数据基础, 有望从新的研究角度探讨森林群落物种多样性维持机制。

关键词: 无人机; 南亚热带常绿阔叶林; 鼎湖山; 林窗; 物种识别

中图分类号: S771.8

文献标志码: A

文章编号: 1001-5221(2019)04-0553-09

DOI: 10.13284/j.cnki.rddl.003148

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



森林冠层和林窗的结构及其时空变化是理解森林生态系统格局、动态变化过程的重要基础。其中林冠表层是森林—大气生态界面的重要组成部分, 林冠表层的物种组成与生存状态直接影响着林冠动植物以及微生物多样性 (Hubbell et al., 1999; 梁晓东等, 2001; 刘文耀等, 2006; 沈浩等, 2017)。而林窗 (Gap) 作为林冠动态变化的指标, 影响着森林群落组成、结构, 推动森林循环更新, 对维持森林生物多样性具有重要作用 (Getzin et al., 2012)。因此, 合理、精确地监测林冠与林窗的特征及其空间分布, 不仅对于林下植被物种更新、土壤动物和微生物多样性和森林空间结构建模等森林生态精细

研究有重要作用, 还能为森林自然植被保护与管理规划提供参考 (Yamamoto, 2000; Zhu et al., 2009)。

早期的林冠与林窗监测方法, 需要自下而上逐一调查, 20世纪70年代Perry (1978) 提出单绳攀爬技术, 随后热气球、空中廊道和塔吊等设备手段让森林冠层研究得以快速发展 (沈浩等, 2017)。然而, 对于长期监测大型固定样地, 这些方法都过于耗时耗力, 对林窗的测量也过于依赖主观因素 (Lima, 2005; 胡理乐等, 2010)。同时, 林窗演化具有长期性和动态性, 而传统基于地面的测量方法操作成本高、覆盖范围小以及测定精度低, 因此关于同一地区林窗动态变化特征与森林更新关联的研

收稿日期: 2019-01-23; 修回日期: 2019-05-18

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2017YFC0505802); 中国科学院B类先导科技专项项目 (XDB3103); 广东省科技计划项目 (2017B010117008)

作者简介: 王悦 (1991—), 女, 新疆人, 硕士, 研究方向为保育生态学, (E-mail) wangyue@scbg.ac.cn;

通信作者: 练琺愉 (1976—) 女, 广东人, 副研究员, 博士, 研究方向为保育生态学, (E-mail) lianjy@scbg.ac.cn.

究鲜见报道。

随着生物多样性监测与研究的快速发展,地面人工观测与运用先进手段和技术结合是当前生物多样性发展的新趋势(马克平,2016)。近年来近地面遥感技术在生物多样性监测中得到迅速推广,广泛地应用于野生动物、植物群落的监测,森林资源、农作物清查,精准农业以及植物病虫害的研究上(Berni et al., 2009; Hunt et al., 2010; 郭庆华等, 2016; Ni et al., 2018; 陶欢等, 2019)。无人机航拍属于低空遥感技术,在影像获取过程中不受大气因素干扰,使用成本低,操作简单,获取影像速度快,同时地面分辨率能达到2 cm以上,在小区域遥感应用方面具有广阔的前景。如冯家莉等(2015)通过小型无人机航拍技术对红树林资源进行了调查并提取了高精度的空间分布图,表明无人机遥感适用于沿海地区分散分布红树林资源快速调查与监测;Zhang(2008)提出利用形态学滤波方法,基于成本较高的机载激光雷达技术对红树林林窗特征进行识别;李宇昊等(2014)提出利用色彩特征去除阴影,对针叶红松林和森林公园提取了林冠并计算了郁闭度,但研究区域未涉及地形特征。而在南亚热带森林,通过无人机遥感数据衍生的林冠层变量(包括郁闭度与高度),在解释物种共存中起到了重要作用(Zhang et al., 2016)。

以无人机为代表的遥感平台不断完善着森林生物多样性监测体系,提供了大量小尺度高精度的空间数据,但如何将无人机航拍获得的大量数据与地面调查监测数据结合是生态学领域面临的主要挑战,如何精简数据提取流程以减少科研成本、提高监测效率和结果精确度是目前亟待解决的问题(隋丹丹等, 2017)。为此,将林冠和林窗面积等几何特征准确描述,与森林固定样地监测数据有效地结合,更精准地回答群落更新理论问题,使森林群落物种多样性维持机制得到更全面的认识具有重要意义。鉴于此,本研究以鼎湖山南亚热带常绿阔叶林20 hm²固定监测样地(以下简称:鼎湖山大样地)为研究对象,结合2种不同机型无人机遥感图像与鼎湖山大样地地面监测数据,对大样地林冠层和林窗物种数据进行提取,比较2种遥感图像在数据提取上的准确度与便捷性,拟探讨不同

机型无人机在森林群落林冠监测的可行性,以期建立森林林冠变化与格局监测技术体系,实现林冠、林窗和林下群落动态变化的同步监测。

1 材料与方法

1.1 研究样地与地面监测

鼎湖山国家级自然保护区面积1 155 hm²,地处亚热带季风气候区南缘,森林群落结构复杂,物种组成丰富,沿海拔梯度分布有沟谷雨林、南亚热带常绿阔叶林、山地常绿阔叶林或山地常绿灌丛和山地常绿灌丛(叶万辉等, 2008)。鼎湖山南亚热带常绿阔叶林20 hm²监测样地(400 m × 500 m)(图1),位于广东省肇庆市鼎湖山自然保护区中心地带,海拔230~470 m,地形起伏较大。样地按照CTFS(Center for Tropical Forest Science)标准规范于2005年建立,用全站仪将20 hm²划分成500个20 m × 20 m的样方。以样地西南角为原点,东西向为横轴(x),南北向为纵轴(y),每20 m节点埋设石桩,根据样地环境依“N”字或“Z”字形顺序调查。悬挂铝制标牌进行个体标记,样地中每个胸径(DBH) ≥ 1 cm的木本植物名称、胸径、坐标和生长状况等信息均被记录。分别于2005、2010、2015年进行了3次调查。样地内部地形复杂,各生境内海拔、坡度等地形因素具有显著差异,植物群落物种分布对地形具有依赖性(Wang et al., 2009; 刘文平等, 2011)。鼎湖山大样地主要树种包括锥栗(*Castanopsis chinensis*)、荷木(*Schima superb*)、黄杞(*Engelhardtia roxburghiana*)、光叶山黄皮(*Aidia canthioides*)、红

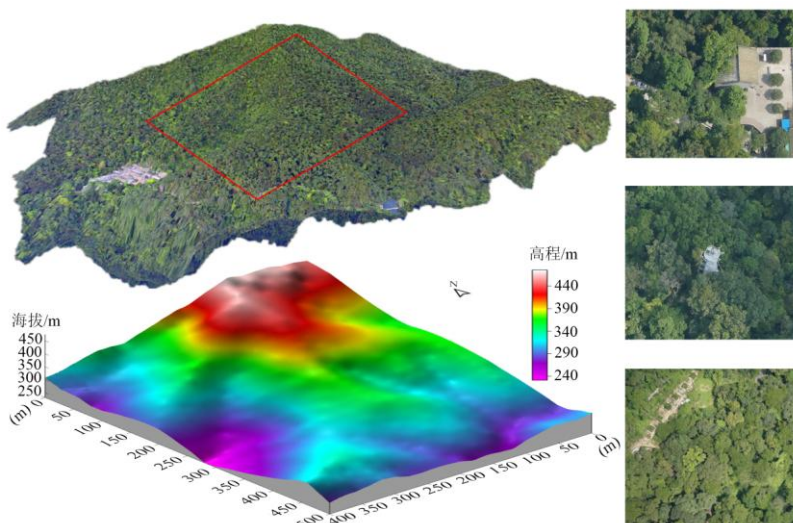


图1 通过无人机获取的鼎湖山大样地3D效果

Fig.1 3D map of DHS Plot based on UAV photograph

皮紫棱 (*Craibiodendron scleranthum*)、黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*)、厚壳桂 (*Cryptocarya chinensis*)、红车 (*Syzygium rehderianum*)、柏拉木 (*Blastus cochinchinensis*)、罗伞树 (*Ardisia quinquegona*) 等。

样地地面调查林窗采用半球面影像法拍摄 (Zhu et al., 2009)。在航拍结束后利用半球面影像沿大样地建立时设立的种子收集器路线进行拍摄, 拍摄采用 Nikon COOLPIX 4500 安装已调试的 FC-E8 林冠鱼镜头, 按标准方法自下而上进行拍摄 (Welles et al., 1991), 拍摄光圈值设置为 5.3, 感光度 (ISO) 为 100 (表 1), 共获得 77 个植被冠层半球影像。影像分析使用 Gap Light Analyzer (GLA, Version 2.0), 采用蓝色光波段, 并利用边缘值域法对图像进行分类处理, 获取林冠开度 (Canopy Openness) 估测林窗面积。

1.2 无人机影像获取

对鼎湖山大样地的 2 次无人机拍摄影像进行数据提取分析。2 次拍摄属于低空拍摄, 获取影像不受大气因素干扰, 拍摄路线如图 2 所示。第一次航拍于 2016-06-28, 采用大疆 Phantom 无人机, 航拍高度始终固定 450 m, 航摄相片 77 张, 实际拍摄面积 100 hm²; 第二次航拍于 2016-09-18, 采用 MD4-1000 无人机, 拍摄前根据样地地形参数设计飞行路线 (Zhang et al., 2016), 保持与地面 200 m 高度飞行, 航摄相片 327 张, 实际拍摄面积 50 hm² (表 1、2)。航拍前利用 RTK 像控在鼎湖山大样地四角角桩以及标志性地物位置 (坟墓) 选取 10 个控制点。使用 Pix4D mapper 软件进行图像处理, 生成正射影像图, 采用平面坐标系统为 WGS84 坐标系, 投影方式为 UTM 投影。

1.3 影像处理与林窗提取方法

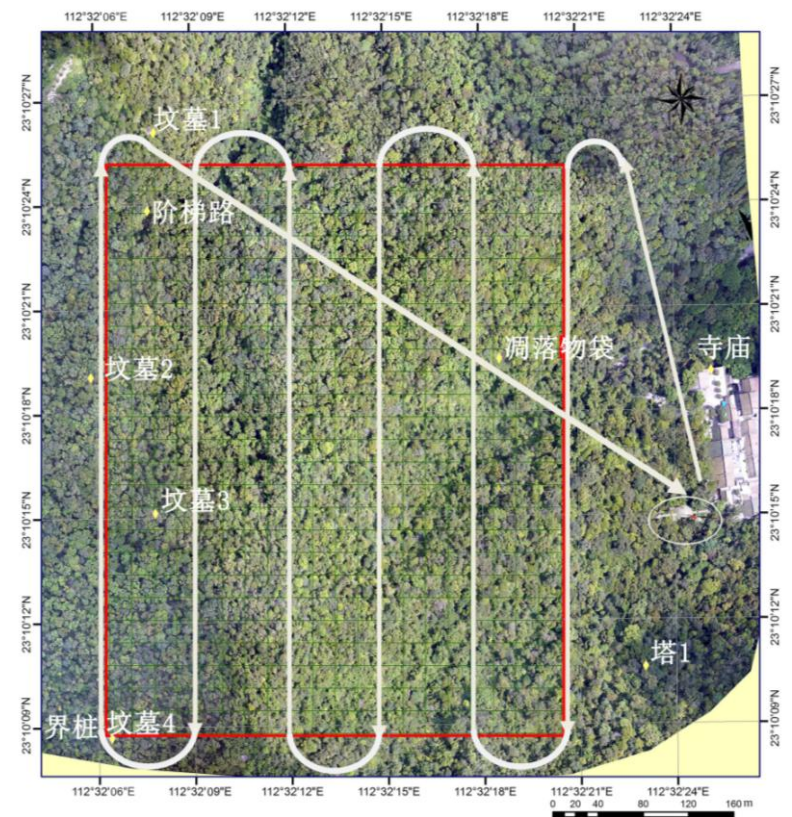
基于拼接生成的正射影像图, 首先, 利用森林阴影的光学特性, 在 I (亮度)、H (色度)、S (饱和度) 空间对阴影区域亮度、饱和度和色调值进行匹配补偿, 去除阴影 (李宇昊 等, 2014)。同时将 R (红)、G (绿)、B (蓝) 3 波段进行波段

组合运算, 克服因树冠表面不光滑造成的色彩差异。其次, 根据每个像元在不同波段的光谱亮度、空间结构特征, 利用 ENVI 5.1 软件将每个像元按照最大似然法、支持向量机法和神经网络法进行监督分类, 通过目视解译方法, 从照片中选择光照绿色植被、

表 1 相机设置和照片类型

Tab.1 Camera settings and photograph types

拍摄工具	MD4-1000 四旋翼无人机	DJI Phantom 四轴飞行器	Nikon 相机
相机型号	SONY NEX-5R	FC300S	Coolpix 4500
镜头	16-50 mm	20 mm	FC-E8 鱼镜头
光圈值	f/2.8-f/5.6	f/2.8	f/5.3
曝光时间/s	1/1 000	1/182	1/158
ISO 速度	ISO-400	ISO-100	ISO-100
焦距/mm	35	4	8
最大光圈	1.69	2	2.8
有效像素/万	1 610	1 240	413
照片分辨率	4 912 × 3 264	4 000 × 3 000	2 272 × 1 704
图片格式	JPEG	JPEG	JPEG
储存卡标配容量/GB	16	16	1
储存卡最大容量/GB	64	64	16
电池容量/mAh	1 080	4 480	680



图注: 白色线条为无人机飞行路线; 红色线条为鼎湖山大样地位置; 黄色区域为控制点位置; 绿色线条为 20 m × 20 m 小样方位置。

图 2 无人机飞行航线设计

Fig.2 UAV mission path

表2 无人机类型比较

Tab.2 Details comparison of two types of UAV

无人机类型	MD4-1000 四旋翼无人机	DJI Phantom 四轴飞行器
拍摄时间	2016-09-18	2016-06-28
实际拍摄面积/hm ²	50	100
照片数量/张	321	77
机身尺寸/mm	1 030	350
机身自重/g	2 650	1 280
最大载荷/g	5 550	无
最大飞行时间/min	90	23
价格/元	> 500 000	>3 000

注: 1) 详细参数请参见 <https://www.microdrones.com/en/drones/md4-1000/>;
2) 详细参数请参见 <https://www.dji.com/cn/phantom-4-pro?site=brandsite&from=nav>。

阴影绿色植被、土地和非绿色植被等4种训练样本,将监督分类结果合并为林冠(包括光照绿色植被、阴影绿色植被)和林窗(光照土壤、阴影土壤)两大类,分别统计像素个数,根据像素面积计算林窗区域,并对3种分类方法进行结果评判和比较。影像分类后处理使用ArcGIS10.1。

结合地面基准点,将大样地调查时每个20 m × 20 m样方物种相对坐标进行转换,生成物种绝对坐标信息图层导入ArcGIS,依据物种径级筛选个体数据生成图层,将胸径 > 10 cm的个体作为林冠表层数据备选库,将胸径 < 3 cm的个体作为林下物种数据备选库。林窗判读参照Hunter等(2015)在亚马逊热带森林林窗定义,将面积 > 2 m²,树高 < 10 m的连续区域确定为林窗。在林窗判读过程中,需要确定该群落林冠层的最低高度,当林冠空隙中的树木低于该高度值,才判读为林窗。将林窗与样地个体

数据配对后,可确定林窗边界木,即林窗最内一圈的乔木。林窗面积与周长由ArcGIS计算生成,林窗形状由形状指数 S 量化(Ohman et al., 2005):

$$S = P / (2\sqrt{\pi A}) \quad (1)$$

式中: S 为形状指数; P 为林窗周长; A 为林窗面积;林窗密度为样地内每公顷林窗数量,可以反映林窗的形成和周转速度。

1.4 林冠表层物种组成特征识别方法

由于南亚热带常绿阔叶林物种种类和群落结构相对复杂,加之受制于无人机载荷与相机有效像素,因此森林冠层物种识别难度较大。物种识别首先基于已生成的正射影像图与控制点匹配确定坐标,并划分20 m × 20 m小样方位置(见图2),与实际调查样方数据相匹配;其次,选取2015年调查数据,筛选胸径 > 10 cm的个体;最后在拼接清晰图片中,根据样地个体坐标可以直接判读冠表层物种,若拼接图片不清晰则在软件中找回原始图片,为提高数据准确度,仅选取每张照片正射影像中心区域进行目视解译判读树种(Getzin et al., 2012)。

2 结果分析

2.1 林窗特征

野外使用鱼镜头相机共调查林窗77个,其中,19个林窗由大径级枯立木形成,8个林窗由人为干扰形成。人为干扰形成的林窗中,7个由清代墓地和2条道路组成,墓地形状近乎椭圆形,1个地处防火带边界。其余50个天然林窗由自然干扰形成,其几何特征如图3所示,面积最大的为69.4 m²,面积最小为14.57 m²。从林窗内枯立木来看,主要枯立木是荷

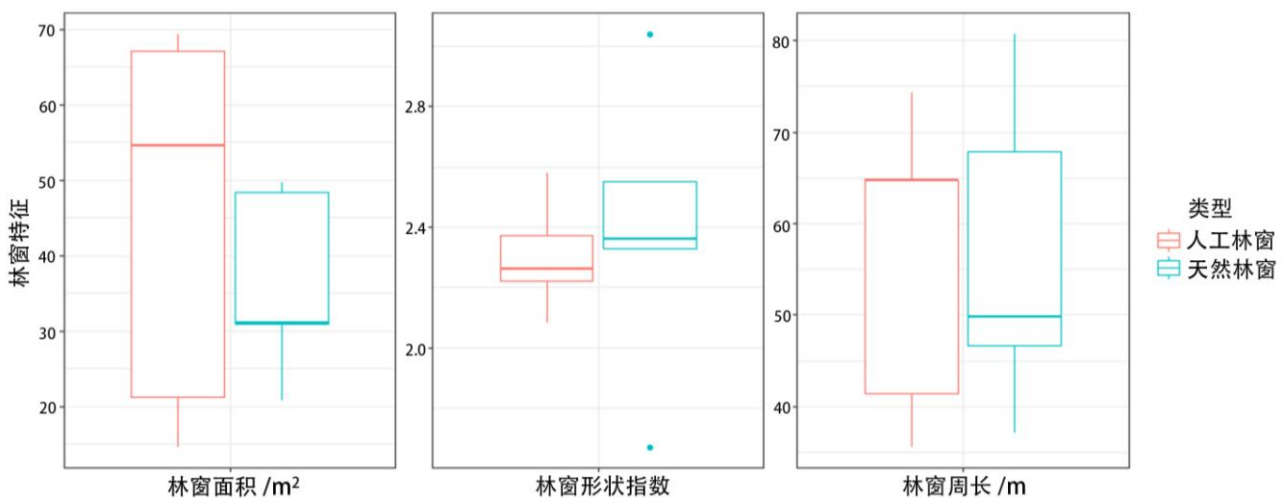


图3 林窗几何特征

Fig.3 Geometrical feature of gap

木、红皮紫椴、山钩樟和罗浮杜鹃。无人机拍摄影像分类结果显示：鼎湖山大样地20 hm²面积范围内共有林窗715个，林窗总面积27 436.76 m²，平均面积38.37 m²，林窗密度为35.75个/hm²。

2.2 林窗识别评价

运用支持向量机法、神经网络法和最大似然3种方法对大疆Phantom4无人机航拍进行分类，3种

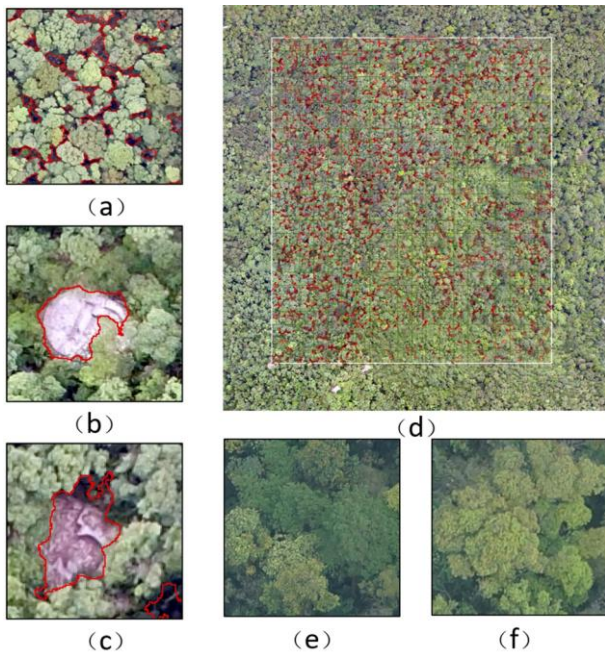
方法中总体精度最高的为神经网络法（95.136%），但主要优势表现在林冠层光照和阴影绿色植被识别上，在林窗区域尤其是对于训练样本最为精确的人工林窗，最大似然法中生产者精度和用户精度结果最优（表3），因此本文选取最大似然法提取整体林窗，所测得林冠与林窗总体特征见图4。

由于2种无人机拍摄时间不同，通过比较2种无

表 3 各分类方法分类精度比较

Tab.3 Comparison of classification accuracy of each classification method

分类方法	分类精度	林窗/%		林冠/%		总体精度/%	Kappa 系数
		天然林窗	人工林窗	光照绿色植被	阴影绿色植被		
支持向量机	生产者精度	99.69	99.36	92.71	89.06	95.069	0.930
	用户精度	99.74	99.81	92.92	88.05		
神经网络	生产者精度	99.87	99.36	88.59	95.62	95.136	0.932
	用户精度	99.96	99.95	96.87	83.68		
最大似然法	生产者精度	99.78	98.87	89.81	92.1	94.606	0.924
	用户精度	99.69	99.99	94.2	84.48		



图注：a为局部天然林窗提取效果；b与c为墓地地形人工林窗；d为鼎湖山400 m × 500 m大样地大疆Phantom4无人机航拍影像林窗提取结果；e为马文生林冠表层；f为荷木林冠表层。

图 4 大疆 Phantom4 无人机拍摄林冠与林窗总体特征
Fig.4 Characteristics of canopy and forest gap by DJI Phantom

人机林窗识别率发现，大疆Phantom4无人机的林窗识别率为72.3%，其中高坡林窗的识别率仅为46.1%，山脊林窗的识别率为64.3%。MD4-1000无人机的林窗识别率为98.7%（表4），其中只有一处误判，出现在低坡区域。比较2种无人机与野外半球面影像法实测林窗面积的差异，若两者面积差值满

表 4 两种无人机识别与地面调查林窗面积对比结果

Tab.4 Comparison results of forest gap area between two kinds of UAV identification and ground investigation

对比指标	MD4-1000 四旋翼无人机	DJI Phantom 四轴飞行器
林窗识别率/%	98.7	72.3
面积差值均值/m ²	1.02	3.07
标准差	1.81	3.07
RMSE	1.02	3.11
P	0.09	0.01
R ²	0.149	0.549

足正态性分布和方差齐性用t检验法，不满足则用Wilcoxon秩和检验分析。结果发现，大疆Phantom4无人机P = 0.01，说明两者林窗面积有明显差异，估测均值比实测均值大10.86%，同时决定系数R²较高，均方根误差（RMSE）较小，总体上说明该方法与实测值在一定区域内拟合效果具有可靠性，但对样地高坡和山脊中的林窗识别率较低。而MD4-1000无人机P = 0.09，说明两者林窗面积差异不明显，估测均值比实测均值大6.2%，同时识别率高（图5）。

MD4-1000无人机按照在Google Earth下载的地形参数飞行，当坡度越大，在地面用鱼镜头测量误差随即增大，MD4-1000无人机飞行时表现出随着样地坡度的增加，林窗提取结果与野外实测值差值越大，而大疆Phantom4无人机随地形因子变化不明显。根据大样地内每个样方的海拔、坡度以及凹凸度，将样地划分为5种生境类型。通过对比5种生境类型下MD4 - 1000无人机和野外实测所得的林窗面积配对检验结果，发现5种生境下两者林窗面积均

无显著差异 ($P > 0.05$), 说明MD4-1000无人机在不同生境类型下林窗提取结果和半球面影像提取结果差异不大。除高坡外, 其他生境类型斜率均为正, 说明无人机影像提取林窗值比野外实测值高。低谷、高谷的决定系数 R^2 值较高, 说明该生境类型下无人机影像提取值与实测值有较好拟合, 而低坡、高坡的 R^2 值较低, 表明在坡度较大的群落栖息地类型中, 无人机影像提取值与实测值差异较大 (表5)。

2.3 林冠表层物种特征识别

通过MD4-1000无人机拍照结果与地面调查数据相匹配, 筛选出在20 hm²样地中地形坡度、凹凸度较小, 且2种无人机均拍摄清晰, 易于目视判读的4 hm²样地正射影像进行识别。林冠表层较好辨认的为马尾松、荷木和红皮紫棱, 其中, 马尾松 (图4-e) 树冠宽塔形或伞形, 针叶较好识别; 拍摄时荷木 (图4-f) 正处于花期, 有明显纹理颜色特征, 这对于具备野外工作经验的从业者较为容易识别。通过目视判读, 共识别林冠表层物种数17种, 共2 706个个体。表6为冠表层物种中重要值前五的物种, 主要为锥栗、黄杞和荷木等建群种, 对群落结构和群落环境的形成有明显控制作用, 最高测量树高为27.1 m, 最低测量树高为17.4 m, 能够较稳定的处于林冠顶层。

3 讨论

本研究基于鼎湖山大样地长期监测数据, 比较了2种类型无人机航拍影像与地面调查测量林窗面积相比的识别率和精度, 探讨了林冠物种识别的方法, 实现大型样地林冠与林窗的定量研究与林下群落动态变化的同步监测, 对于森林管理和生物多样性保护具有重要意义。

基于遥感影像对林窗识别不仅受到林窗面积和林窗形成木类型的影响 (刘峰 等, 2015), 在鼎湖山大样地内还受地形因素影响。2种无人机航拍影像所提取林窗的信息, 在很大程度上都是可行的, 与地面调查相比较, 识别率分别达到了98.7%和72.3%, 提取林窗面积都比实测值大6.2%和10.86%,

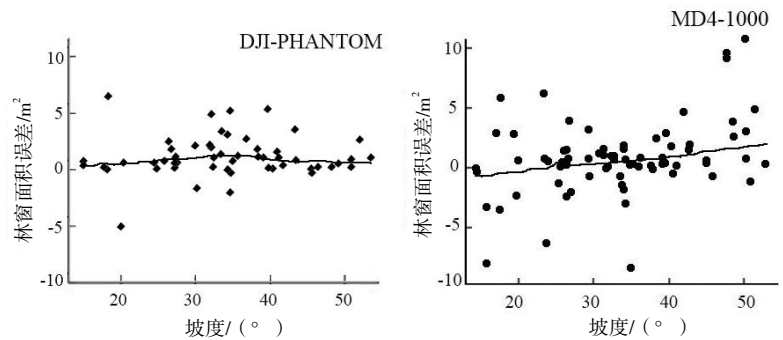


图5 两种无人机测得林窗面积与实测误差及其与坡度关系

Fig.5 The relative error of gap area between UAV measured and ground investigation. Relationship between relative error of gap area and plot slope

表5 MD4-1000 无人机与半球面影像测得林窗面积的配对检验和回归分析结果

Tab.5 Paired test and regression analysis for gap area measured from MD4-1000 images and from hemisphere photography

生境类型	P	均值±标准差	回归方程	R ²
低谷	0.06	0.80 ± 1.57	y = 0.808x + 1.08	0.547
低坡	0.201	0.84 ± 2.73	y = 0.685x + 3.73	0.256
高谷	0.054	1.69 ± 2.07	y = 0.923x + 2.48	0.675
高坡	0.631	-0.76 ± 5.57	y = -1.56x + 12.73	0.058
山脊	0.278	0.621 ± 2.05	y = 0.777x + 2.85	0.283

注: P为配对t检验双侧显著性; y为MD4-1000无人机提取林窗面积; x为半球面影像测定林窗面积。

表6 无人机与地面调查结合识别物种特征

Tab.6 Characteristics of 5 species in DHS plot by combining UAV image with ground survey

物种名	科名	数量/个	重要值	胸高断面面积增长率/%
马尾松(Pinus massoniana)	松科 Pinaceae	103	0.12	8.20
华润楠(Machilus chinensis)	樟科 Lauraceae	129	0.16	5.89
荷木(Schima superba)	山茶科 Theaceae	276	0.32	4.49
黄杞(Engelhardtia roxburghiana)	胡桃科 Juglandaceae	444	0.53	11.57
锥栗(Castanopsis chinensis)	壳斗科 Fagaceae	1 197	1.18	8.93

在与已有研究实测结论 (彭闪江 等, 2003) 相一致的基础上, 提高提取效率。航片地物识别时, 不同分类方法总体精度各有差异, 但是对林窗识别精度差异不大。

林窗识别精度误差受野外调查中半球面影像反演植被冠层结构技术的影响, 包括鱼眼相机的图像在实地采集中的误差和鱼眼相机照片像元异质性等图像分析误差 (Jonckheere et al., 2004); 此外在坡度 > 15°~20°时, 无人机所获取的垂直正射影像与半球面影像冠层结构参数的反演结果同时受到地形因素影响 (Walter et al., 2000), 因此陡坡区域提取值与实测值差值较大。而无人机林窗识别主要问题为: 1) 合理根据森林类型定义林窗; 2) 如何准确去除

树冠阴影。首先, 针叶林较阔叶林而言林冠物种组成简单, 物种叶片大小、性状差异较大, 无人机林窗研究应当因地制宜, 依据森林不同类型合理定义林窗边界木、林窗高度以及最小林窗面积, 从而开展后续分析工作; 其次, 森林垂直结构层次较多, 在不同光照条件下树冠阴影部分与树冠区分较为困难, 是森林林冠研究的难点。对于林窗识别, 在平坦地区拍摄时相机像素要求可适当放宽, 在地型复杂地区可分区进行飞行以降低地形因素影响。

本文林冠表层物种识别, 由于受拍摄像素限制, 需结合地面数据进行分析, 可识别位于林冠顶层的主要建群种。正如杨龙等(2016)指出, 不同飞行高度对冠层物种组成的监测具有明显的影响。本文飞行高度为450 m, 若没有地面监测配合, 仅凭对大疆无人机航片的目视解译并不能准确分辨物种类型。未来若要针对林冠表层物种进行定性定量研究, 可降低飞行高度, 缩小研究区域, 在地势平缓区域进行飞行, 通过搭载不同类型传感器如激光雷达配合可见光波段照片进行识别, 从而开展结合树高、冠幅形状等性状进行深入的研究。

4 结论

本文将无人机航拍与鼎湖山大样地地面长期监测数据相结合, 对可见光波段的无人机影像进行分析, 建立森林林冠变化与格局的技术体系, 在林窗判读过程中, 首先确定群落林冠层的最低高度, 当林冠空隙中的树木低于该高度值才判读为林窗。结果表明, 仅含可见光波段的无人机航拍影像能够较好地应用于林窗定量研究和林冠物种识别。2种不同小型无人机各具优势, 分别适用于不同的研究需要。价格适宜、操作简单的大疆Phantom4无人机适用于大样地林窗定量研究, 同时影像后期处理数据量小, 符合生态学、林业等从业人员对大型样地林窗长期监测的要求。MD4-1000无人机在降低飞行高的基础上可进行部分物种识别。本研究样地调查数据详实精确, 物种鉴定基础夯实, 因此在林冠表层物种识别上具有较高的准确性, 可为日后大范围监测与数据提取方法的验证提供参考。森林林冠、林窗和林下群落动态变化的同步监测不仅为森林长期样地生物多样性研究提供了技术支持, 同时也为林业等相关部门提供基础信息, 便于森林经营、管理和决策。未来还可以通过高分辨率高光谱无人机遥感对森林时空变化进行定期监测, 使森林群落物种多样性维持机制的研究更为精确、角度更为开阔。

参考文献 (References):

- Berni J A J, Zarco-Tejada P J, Suarez L and Fereres E. 2009. Thermal and Narrowband Multispectral Remote Sensing for Vegetation Monitoring From an Unmanned Aerial Vehicle. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 47: 722-738.
- 冯家莉, 刘凯, 朱远辉, 李勇, 柳林, 蒙琳. 2015. 无人机遥感在红树林资源调查中的应用. *热带地理*, 35 (1): 35-42. [Feng Jiali, Liu Kai, Zhu Yuanhui, Li Yong, Liu Lin and Meng Lin. 2015. Application of Unmanned Aerial Vehicles to Mangrove Resources Monitoring. *Tropical Geography*, 35 (1): 35-42.]
- Getzin S, Wiegand K and Schöning I. 2012. Assessing Biodiversity in Forests Using Very High - Resolution Images and Unmanned Aerial Vehicles. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 397-404.
- 郭庆华, 刘瑾, 李玉美, 翟秋萍, 王永财, 吴芳芳, 胡天宇, 万华伟, 刘慧明, 申文明. 2016. 生物多样性近地面遥感监测: 应用现状与前景展望. *生物多样性*, 24 (11): 1249-1266. [Guo Qinghua, Liu Jin, Li Yumei, Zhai Qiuping, Wang Yongcai, Wu Fangfang, Hu Tianyu, Wan Huawei, Liu Huiming and Shen Wenming. 2016. Soil Microbial Diversity Observation in China: Current Situation and Future Consideration. *Biodiversity Science*, 24(11): 1249-1266.]
- Hubbell S P, Foster R B, O'Brien S T, Harms K E, Condit R, Wechsler B, Wright S J and Loo L S. 1999. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest. *Science*, 283: 554-557.
- Hunt E R, Hively W D and Fujikawa S J. 2010. Acquisition of NIR-Green-Blue Digital Photographs from Unmanned Aircraft for Crop Monitoring. *Remote Sensing*, 2: 290-305.
- Hunter M O, Keller M, Morton D, Cook B, Lefsky M, Ducey M, Saleska S, De Oliveira R C and Schiatti J. 2015. Structural Dynamics of Tropical Moist Forest Gaps. *Plos One*, 10(7): 1371.
- 胡理乐, 李俊生, 吴晓蕾, 闫伯前, 朱教君, 罗建武, 肖能文. 2010. 林窗几何特征的测定方法. *生态学报*, 30 (7): 1911-1919. [Hu Lile, Li Junsheng, Wu Xiaopu, Yan Boqian, Zhu Jiaojun, Luo Jianwu and Xiao Nengwen. 2010. Reviews on Methods of Measuring Geometric Characteristics of Forest Gaps Involving Gap Size, Gap Shape, and the Height of Canopy Trees Surrounding the Gap. *Acta Ecologica Sinica*, 30(7): 1911-1919.]
- Jonckheere I, Fleck S, Nackaerts K, Muys B, Coppin P, Weiss M and Baret F. 2004. Review of Methods for in Situ Leaf Area Index Determination Part I. Theories, Sensors and Hemispherical Photography. *Agriculture and Forest Meteorology*, 121: 19-35.
- Lima R A F. 2005. Gap Size Measurement: the Proposal of a New Field Method. *Forest Ecology and Management*, 214: 413-419.
- 李宇昊, 石田. 2014. 利用航空数码影像的色彩特征估测森林郁闭度. *西北林学院学报*, 29 (1): 148-154. [Li Yuhao and Shi Tian. 2014. Estimating the Canopy Density Through Color Features of Aerial Digital Images. *Journal of Northwest Forestry University*, 29(1): 148-154.]
- 梁晓东, 叶万辉, 蚁伟民. 2001. 林窗与生物多样性维持. *生态学杂志*, 20 (5): 64-68. [Liang Xiaodong, Ye Wanhui and Yi Weiming. 2001. Gap Dynamics and the Maintenance of Biodiversity. *Chinese Journal*

- of Ecology, 20(5): 64-68.]
- 刘峰, 谭畅, 王红, 张江, 万颖, 龙江平, 刘芮希. 2015. 基于机载激光雷达的中亚热带常绿阔叶林林窗特征. 应用生态学报, 26 (12): 3611-3618. [Liu Feng, Tan Chang, Wang Hong, Zhang Jiang, Wan Yin, Long Jiangping and Liu Ruixi. 2015. Characterization of Mid-Subtropical Evergreen Broad-Leaved Forest Gap Based on Light Detection and Ranging (Lidar). *Chinese Journal of Applied Ecology*, 26(12): 3611-3618.]
- 刘文平, 曹洪麟, 刘卫, 练琚愉, 吴林芳. 2011. 鼎湖山季风常绿阔叶林不同生境物种多样性研究. 安徽农业科学, 39 (26): 16159-16163. [Liu Wenping, Cao Honglin, Liu Wei, Lian Juyu and Wu Linfang. 2011. Study on Diversity of Monsoon Evergreen Broad Leaved Forest in Different Kinds of Habitat in Dinghushan. *Journal of Anhui Agri.*, 39(26): 16159-16163.]
- 马克平. 2016. 生物多样性监测依赖于地面人工观测与先进技术手段的有机结合. 生物多样性, 24 (11): 1201-1202. [Ma Keping. 2016. Biodiversity Monitoring Relies on the Integration of Human Observation and Automatic Collection of Data with Advanced Equipment and Facilities. *Biodiversity Science*, 24(11): 1201-1202.]
- Ni W J, Sun G Q, Pang Y, Zhang Z Y, Liu J L, Yang A Q, Wang Y and Zhang D F. 2018. Mapping Three-Dimensional Structures of Forest Canopy Using UAV Stereo Imagery: Evaluating Impacts of Forward Overlaps and Image Resolutions with Lidar Data as Reference. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 99: 1-12.
- Ohman K and Lamas T. 2005. Reducing Forest Fragmentation in Long-Term Forest Planning by Using the Shape Index. *Forest Ecology and Management*, 212(1): 346-357.
- Perry D R. 1978. A Method of Access into the Crowns of Emergent and Canopy Trees. *Biotropica*, 10: 155-157.
- 彭闪江, 黄忠良, 周国逸, 周小勇, 张池, 贺握权. 2003. 鼎湖山林窗形成特征及其对幼树组成. 热带亚热带植物学报, 11 (3): 229-235. [Peng Shanjiang, Huang Zhongliang, Zhou Guoyi, Zhou Xiaoyong, Zhang Chi and He Woquan. 2003. Gap Formation Characteristics and Its Effects on Sapling Composition and Diversity in Dinghushan Biosphere Reserve. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 11(3): 229-235.]
- 陶欢, 李存军, 谢春春, 周静平, 淮贺举, 蒋丽雅, 李凤涛. 2019. 基于HSV阈值法的无人机影像变色松树识别. 南京林业大学学报 (自然科学版), 43 (3): 1-10. [Tao Huan, Li Cunjun, Xie Chunchun, Zhou Jingping, Huai Heju, Jiang Liya and Li Fengtao. 2019. Recognition of Red Attack Pine Trees from UAV Imagery Based on the HSV Threshold Method. *Journal of Nanjing Forestry University (Nature Science Edition)*, 43(3): 1-10.]
- Wang Zhigao, Ye Wanhui, Cao Honglin, Huang Zhongliang, Lian Juyu, Li Lin, Wei Shiguang and Sun I Fang. 2009. Species-Topography Association in a Species-Rich Subtropical Forest of China. *Conservation Genetics*, 7(10): 648-655.
- Walter J N and Torquebiau E F. 2000. The Computation of Forest Leaf Area Index on Slope Using Fish-Eye Sensors. *Ecology*, 323(9): 801-813.
- Welles J M and Norman J M. 1991. Instrument for Indirect Measurement of Canopy Architecture. *Agronomy Journal*, 83: 818-825.
- Yamamoto K. 2000. Estimation of the Canopy - gap Size Using Two Photographs Taken at Different Heights. *Ecological Research*, 15: 203-208.
- 沈浩, 蔡佳宁, 李萌姣, 陈青, 叶万辉, 王峥峰, 练琚愉, 宋亮. 2017. 中国森林冠层生物多样性监测. 生物多样性, 25 (3): 229-236. [Shen Dao, Cai Jianing, Li Mengjiao, Chen Qing, Ye Wanhui, Wang Zhengfeng, Lian Juyu and Song Liang. 2015. On Chinese Forest Canopy Biodiversity Monitoring. *Biodiversity Science*, 25(3): 229-236.]
- 隋丹丹, 王悦, 练琚愉, 张健, 胡健波, 欧阳学军, 范宗骥, 曹洪麟, 叶万辉. 2017. 鼎湖山亚热带常绿阔叶林林窗分布格局及其成因. 生物多样性, 25 (4): 382-392. [Sui Dandan, Wang Yue, Lian Juyu, Zhang Jian, Hu Jianbo, Ouyang Xuejun, Fan Zongji, Cao Honglin and Ye Wanhui. 2017. Gap Distribution Patterns in Ethe South Subtropical Evergreen Broad-Leaved Forest of Dinghushan. *Biodiversity Science*, 25(4): 382-392.]
- 杨龙, 孙中宇, 唐光良, 林志文, 陈燕乔, 黎喻, 李勇. 2016. 基于微型无人机遥感的亚热带林冠物种识别. 热带地理, 36 (5): 833-839. [Yang Long, Sun Zhongyu, Tang Guangliang, Lin Zhiwen, Chen Yanqiao, Li Yu and Li Yong. 2016. Identifying Canopy Species of Subtropical Forest by Lightweight Unmanned Aerial Vehicle Remote Sensing. *Tropical Geography*, 36(5): 833-839.]
- 叶万辉, 曹洪麟, 黄忠良, 练琚愉, 王志高, 李林, 魏识广, 王章明. 2008. 鼎湖山亚热带常绿阔叶林20公顷样地群落特征研究. 植物生态学报, 32 (2): 274-286. [Ye Wanhui, Cao Honglin, Huang Zhongliang, Lian Juyu, Wang Zhigao, Li Lin, Wei Shiguang and Wang Zhangming. 2008. Community Structure of a 20 ha Lower Subtropical Evergreen Broadleaved Forest Plot in Dinghushan, China. *Journal of Plant Ecology*, 32(2): 274-286.]
- Zhang J, Hu J B, Lian J Y, Fan Z J, Ouyang X J and Ye W H. 2016. Seeing the Forest from Drones: Testing the Potential of Lightweight Drones as a Tool for Long-Term Forest Monitoring. *Biological Conservation*, 198: 60-69.
- Zhu J, Hu L, Yan Q, Sun Y and Zhang J. 2009. A New Calculation Method to Estimate Forest Gap Size. *Frontiers of Forestry in China*, 4: 276-282.
- Zhang K. 2008. Identification of Gaps in Mangrove Forests with Airborne LiDAR. *Remote Sensing of Environment*, 112(5): 2309-2325.

Forest Plots Gap and Canopy Structure Analysis Based on Two UAV Images

Wang Yue^{1,2}, Lian Juyu², Zhang Zhaochen³, Hu Jianbo⁴, Yang Ji⁵, Li Yong⁵ and Ye Wanhui²

(1. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 2. South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; 3. School of Ecological and Environmental Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 4. Tianjin Research Institute of Water Transport Engineering, Ministry of Transport, Tianjin 300456, China; 5. Guangzhou Institute of Geography, Guangzhou 510070, China)

Abstract: Forest canopy plays a significant role on community biodiversity maintenance, which is the key eco-boundary of forest atmosphere interactions. As an indicator of canopy dynamic, gap is one of the most important factors in maintaining the long-term transformation of ecosystems. In recent times, biodiversity monitoring has been the focus of much attention and study. As such, the problem of how to accurately describe gap features such as size and distribution requires urgent resolution. Furthermore, it is necessary to combine these features with monitoring data from permanent plots in forests in order to bring about solutions for issues relevant to community construction. These solutions will also help researchers achieve a better understanding of the maintenance system of community species diversity in forests. In this study, a practical canopy gap monitoring system was formed on the basis of different image extraction methods using lightweight Unmanned Aerial Vehicles (UAV) and a Geographic Information System (GIS). A 20 ha permanent monitoring plot in Dinghushan, classified as subtropical forest stand in South China, was selected as the data source. The results obtained from different gap extraction methods were scientifically analyzed after a strict classification. Results indicated that the red, green, and blue (RGB) band image classification was applied as the method of extracting remotely sensed images in the monitoring system built in the study. The extracted results were significantly similar to precise field measures. We emphasized penetrability of canopy as a whole in order to quantify the concept depths of the forest gap in subtropical forest stands; we confirmed that the gap could be established in only the lowest height of the canopy. The gap accuracy of supervised classification based on the DJI Phantom UAV was 72.3%, a value lower than the 98.7% attributed to the MD4-1000 UAV. The MD4-1000 is able to fly at specific heights according to geographic states and retrieve relevant tree height data; however, the cost of its use need to be considered. The differences in data obtainment between extraction and actual measurement will also increase while the gradient of plot rises. Therefore, the DJI Phantom UAV is considered suitable for large plot gap extraction due to its accuracy and high efficiency and despite its low-resolution ratio and decreased mission function. Nonetheless, a total of 2 706 individuals and 17 species were identified by MD4-1000 UAV. A high-resolution drone is available for partial species identification based on reduced flight altitude. This paper therefore indicates that monitoring forest canopies of permanent plots by using UAV on the basis of near-ground remote sensing is able to provide a database for study in community assembly. It is expected that species diversity maintenance can also be investigated by the inclusion of variants in our study perspective. It is expected that the inclusion of variants in our study perspective could provide further database for study in forest community assembly. Hopefully species diversity maintenance could be investigated by new perspective of near-ground remote sensing.

Key words: Unmanned Aerial Vehicles; subtropical evergreen broad-leaved forest; Dinghushan; forest gap; species identification