

DOI: 10.20103/j.stxb.202312292863

岑渝华, 王鹏, 黄飞, 钟俊宏, 叶梓轩, 林声伟, 胡珂, 翁雷霆, 胡志文, 肖荣波. 不同植被类型城市绿地声景特征及其影响因素. 生态学报, 2024, 44(15): 6540-6553.

Cen Y H, Wang P, Huang F, Zhong J H, Ye Z X, Lin S W, Hu K, Weng L T, Hu Z W, Xiao R B. The soundscape characteristics and influencing factors of urban green spaces with different vegetation types. Acta Ecologica Sinica, 2024, 44(15): 6540-6553.

不同植被类型城市绿地声景特征及其影响因素

岑渝华¹, 王 鹏¹, 黄 飞¹, 钟俊宏², 叶梓轩¹, 林声伟¹, 胡 珂¹, 翁雷霆¹, 胡志文¹, 肖荣波^{1,*}

1 广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510006

2 广东工业大学建筑与城市规划学院, 广州 510006

摘要:城市绿地是城市生物多样性的热点区域和居民主要的休闲游憩场所, 掌握其声景时空变化特征及其影响因素, 对于生物多样性保护与声景营造具有重要意义。前期的声景研究多聚焦于森林、自然保护区等自然植被区域的声景特征及其差异分析。然而, 城市绿地内部存在的人为干扰可能会导致其呈现出不同于自然植被的声景时空特征, 对于城市强干扰环境下不同植被类型的声景特征及其驱动机制研究还比较薄弱。选取广州白云山景区次生林、人工林和疏林草地 3 种不同植被类型, 开展了为期 28d 的声景监测, 基于 6 种声景指数和声景功率揭示绿地声景的时空变化特征, 并利用随机森林模型和冗余分析研究环境因素和人为干扰对于声景时空格局的影响。结果表明: 声学复杂度指数 (ACI) 的变化规律显著反映了鸟类的黎明 (6:00—8:00) 合唱现象, 声学信号强度从人工林、次生林到疏林草地依次降低, 表明适当的人为干扰提高了鸟类发声强度, 过度的人为干扰限制鸟类发声; 归一化差异声景指数 (NDSI) 显示了次生林和人工林的白天声景以生物声为主, 疏林草地是人工声占主导地位; 不同绿地的主导发声频段及其影响因素具有明显差异, 次生林以中频生物声 (4—8kHz) 为主, 主要受海拔 (ALT)、灌木丰富度 (SR) 和树高多样性 (THD) 的正向影响; 人工林多为低频生物声 (2—4kHz) 和 高频生物声 (8—11kHz) 声音, 其声景功率与坡度 (SLO) 正相关, 与到硬化小道距离 (DHP) 负相关; 疏林草地人工声 (1—2kHz) 较多, 到硬化干道距离 (DHMR)、到硬化小道距离 (DHP) 和非硬化小道距离 (DNHP) 均对其具有正向影响。研究揭示了不同植被类型的声景时空特征及其主要影响因素, 为城市绿地健康声景设计和生物多样性保护提供科学参考。

关键词:声景; 城市绿地; 时空特征; 植被类型; 人为干扰

The soundscape characteristics and influencing factors of urban green spaces with different vegetation types

CEN Yuhua¹, WANG Peng¹, HUANG Fei¹, ZHONG Junhong², YE Zixuan¹, LIN Shengwei¹, HU Ke¹, WENG Leiting¹, HU Zhiwen¹, XIAO Rongbo^{1,*}

1 School of Environmental Science and Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

2 School of Architecture and Urban Planning, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

Abstract: Urban green spaces are important hotspots for urban biodiversity and primary recreational areas for residents. Understanding the spatiotemporal characteristics of soundscapes and their influencing factors is of significant importance for biodiversity conservation and soundscape management. The earlier soundscape researches primarily focused on the soundscape characteristics and their differential analysis on forests, natural reserves, and other natural vegetation areas. However, the human interferences present within urban green spaces may lead to spatiotemporal characteristics of soundscapes that differ

基金项目:国家重点研发计划 (2022YFF1303104); 国家重点研发计划 (2022YFF1301303)

收稿日期:2023-12-29; **网络出版日期:**2024-05-24

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ecoxiaorb@163.com

from those of natural vegetation areas. In particular, there is insufficient understanding regarding the soundscape characteristics among different vegetation types under highly interfered urban environment, as well as the intrinsic relationships among these soundscapes, the surrounding environment, and human interferences. In this study, three different vegetation types, namely secondary forest, plantation forest, and lawn with woodland within the Baiyun Mountain Scenic Area in Guangzhou were selected for a 28 days soundscape monitoring. Spatiotemporal characteristics of soundscapes in green space were revealed based on six soundscape indices and soundscape power. Additionally, the impacts of environmental factors and human interferences on the soundscape patterns were investigated using a random forest model and redundancy analysis. Results showed that the variation pattern of the Acoustic Complexity Index (ACI) significantly reflected the dawn (6:00—8:00) chorus phenomenon of birds. The acoustic signal intensity decreased from plantation forest and secondary forest and then to lawn with woodland, indicating that appropriate human interferences enhanced the vocalization intensity of birds, while excessive human interferences restricted their vocalizations. The Normalized Difference Soundscape Index (NDSI) showed that the daytime soundscapes of the secondary forest and plantation forest were dominated by biophony, while lawn with woodland was dominated by anthrophony. The dominant frequency bands and their influencing factors varied significantly among different green spaces. The secondary forest was mainly dominated by mid-frequency biophony (4—8kHz), primarily influenced by altitude (ALT), shrub richness (SR), and tree height diversity (THD). Plantation forest mainly comprised low-frequency biophony (2—4kHz) and high-frequency biophony (8—11kHz), with soundscape power positively correlated with slope (SLO) and negatively correlated with distance to hardened path (DHP). Lawn with woodland featured more anthrophony (1—2kHz), with the distance to hardened main road (DHMR), distance to hardened path (DHP), and distance to non-hardened path (DNHP) all having a positive impact on it. This study reveals the spatiotemporal characteristics and main influencing factors of soundscapes in different vegetation types, providing scientific references for the design of healthy soundscapes and biodiversity conservation in urban green spaces.

Key Words: soundscape; urban green space; spatiotemporal characteristics; vegetation type; human interference

城市绿地是人工与自然耦合的城市景观之一,具有维持生物多样性和提升居民身心健康的重要服务功能^[1-2]。近年来,快速城市化发展导致城市绿地破碎化严重,动物的栖息地遭受破坏,生物多样性锐减,绿地生态系统的稳定性正在削弱^[3]。因此,迫切需要快速而可靠的方法来量化生物多样性状况,营造健康的绿地生态系统^[4-5]。声景信息作为生态系统的重要属性,不仅能够提供生物多样性及其动态变化的指示参数,也能深化我们对环境和人为干扰下生态系统变化的理解^[6-7]。声景监测不仅能快速了解声学群落的动态变化,也为反映绿地生态系统健康提供长期有效信息^[8-10]。

声学指数提供了一种在声景监测产生的海量数据中量化声景组分,即地球物理声、生物声和人工声的新方法^[11-12]。声景指数可以用于评估区域的整体声景模式,分析声景的昼夜和季节性变化及其在不同生态环境的差异^[13-14]。例如,Oliveira 等利用声景指数追踪了热带森林雨季和旱季的声景时间变化^[15]。孙等在量化混交林季节声景时发现声景的多样性和生物声强度随动物活动强度降低^[16]。声景的组分构成也是学界关注重点,通过计算不同频率间隔的声景功率可分析发声源的不同频率范围能量占比,评估不同频段的物种分布^[17-19]。郭等使用声景功率评估海南长臂猿(*Nomascus hainanus*)的声景模式验证了声学生态位假说的观点^[20]。Fu 等使用声学指数分析城市绿地公共游憩行为的时空特征,证明了声学指数在具有人为干扰的绿地环境中的应用潜力^[21]。尽管声学指数应用广泛,但其受各种因素影响,在不同类型绿地环境中的解释能力存在偏差^[11],因此仍需深入研究其在各种环境下的适用性。

植被类型可能引起声学信号不同程度的衰减而导致不同绿地声景的昼夜差异^[22]。在未受人为干扰的原生林和次生林中,本底野生动物资源丰富,生物声相对较多^[23-24]。Fontúrbel 等在对不同植被类型的研究中观察到,原始森林中鸟类在黎明时分有明显的鸣叫高峰,而在人工林中,鸟类在中午和下午达到高峰^[25]。Müller

等也在人工林中观察到类似结果,从黎明到黄昏,鸟类全天活跃,并在中午主导声景,并且人工树种丰富度的提高增加了夜间昆虫的声学活动^[26]。城市中心绿地植被覆盖率较低,主要以观赏性树种和草地为主,其声景受到人为活动强烈干扰,声学指数所反映的生物多样性模式更为复杂^[27-28]。在一些嘈杂的绿地环境中,人类活动产生的声音逐渐成为主导声景,并对一些鸟类物种发声造成影响,导致其黎明合唱时间提前^[29-31]。研究表明,一些低频(2—4kHz)发声物种相比中频(4—8kHz)发声物种可能不受城市噪声的掩蔽效应的影响,他们已被证明能够调整其信号强度,以最大限度地减少与人为噪声重叠的影响^[32-33]。

声景受植被结构、天气、地形等环境协变量影响而变化^[34-35]。植被结构与生物声密切相关^[12]。Hao 等研究表明声学多样性受乔木密度和树种丰富度的负面影响,树高多样性对高频发声物种具有显著正向影响^[36]。Beason 等指出声学复杂度指数和生物声学指数随树种多样性增加而升高^[37]。已有研究证明了声学指数与湿度的密切关系,湿度增加可促使种群繁殖并发出强烈声音,进而导致生物声学指数升高^[38-40]。Vega-Hidalgo 等在成熟森林中发现昆虫的叫声频率随温度的升高而升高^[41]。此外,尽管地形等因素对生物声有影响,例如,Chen 等认为海拔是影响声景指数的重要变量,高海拔处声音多样性降低,但相关研究仍较薄弱^[26-42]。

前期研究多聚焦于森林、自然保护区等自然植被的声景特征及其差异分析^[43-44]。然而,有研究表明,不同城市化梯度下声景存在差异,城市核心区的生物声音强度显著高于城郊地区^[45-46]。城市绿地的地形和植被结构等具有显著的异质性,不同区域之间还存在人为干扰强度的差异^[47]。城市绿地受到人为干扰,其绿地建造、动物组成、人为噪声等因素强烈影响到声景的时空分布格局,导致城市绿地可能会呈现出不同于自然植被的声景时空特征,尤其是对于不同植被类型的声景特征及其驱动机制研究还比较薄弱^[15-48]。因此,本研究选择广州市白云山风景区为典型绿地,利用声景指数和声景功率,分析三种植被类型的声景时空特征和声景的主要影响因素,以期解析城市强干扰环境下不同植被类型的声景差异及其与周边环境和人为干扰存在的内在关系,为营造健康的声景环境和生物多样性保护提供科学参考。

1 数据与方法

1.1 研究区域概况

为探究城市绿地声景时空特征,本研究选取广州市白云山风景名胜区为研究对象,该景区面积为 21.80km²,最高海拔 382m,其丰富的野生动植物资源以及频繁的人类活动为典型城市绿地声景监测提供了良好的实验环境。白云山景区的主要植被类型为亚热带常绿阔叶林,动物种类共 33 目 128 科 349 种,常见的鸟类如大鹰鹞(*Hierococcyx sparveroides*)、蓝喉拟啄木鸟(*Psilopogon asiaticus*)、红耳鹎(*Pycnonotus jocosus*)等,蕴含重要的生态价值。

根据不同植被类型,本研究选取了研究区域中次生林、人工林和疏林草地 3 种绿地类型。每类绿地设置 4 个样点,具体位置分布如图 1 所示。表 1 显示了野外植被群落调查的主要结果。据表可知,从次生林、人工林到疏林草地,海拔逐渐降低、树木平均胸径增加。次生林树木茂密,主要物种为广东润楠(*Machilus kwangtungensis*)、鸭脚木(*Heptapleurum heptaphyllum*)、腺叶桂樱(*Prunus phaeosticta*)、锥树(*Castanopsis chunii*)、鼠刺(*Itea chinensis*)、光叶山矾(*Symplocos lancifolia*)、降真香(*Acronychia pedunculata*)等次生植被。人工林中以木荷(*Schima superba*)、马占相思(*Acacia mangium*)、柠檬桉(*Eucalyptus citriodora*)等经济树种为主,树木高大,多长于景区内的道路附近。疏林草地的样点分布在麓湖公园、云台花园、雕塑公园等地,是人们日常休闲娱乐的公共娱乐场所,距离城市硬化干道较近,来往行人众多,因此多为具有观赏性的园林树种,如南洋杉(*Araucaria cunninghamii*)、高山榕(*Ficus altissima*)、黄葛树(*Ficus virens*)、朴树(*Celtis sinensis*)、洋蒲桃(*Syzygium samarangense*)和山黄麻(*Trema tomentosa*)等^[49]。

1.2 声景数据采集与计算

在次生林、人工林和疏林草地中分别部署 4 台声景监测设备(广州灵感生态科技有限公司,中国)。为避

免设备监测到的声音有重叠,根据空间的自相关性,每个样点之间的距离保持在 400m 以上。声景监测设备安装在距离地面 10—15m 的树干处,以充分获取太阳能供设备运行。设备 24h 实时在线运行,采集直径 100m 范围内的声音数据。设备采样时间为每小时连续记录 5min,采样率为 32kHz。考虑到以 MP3 格式保存音频在众多研究中已有应用,压缩文件对部分声景指数的计算影响较小,并且相较 WAV 格式存储成本更低,将所有音频数据储存为 MP3 文件格式,保存在 SD 存储卡并实时传输到大数据库中^[50-51]。从数据库中提取了 12 个样点的 2023 年 8 月 1 日—8 月 28 日的 28d 音频数据,共获得 6568 个 MP3 音频文件。



图 1 研究区域

Fig.1 The study region

表 1 主要植被群落调查结果

Table 1 Main vegetation community survey results

植被类型 Vegetation type	样点 Site	海拔/m Altitude	主要植被 Main vegetation	平均树高/m Average tree height	平均胸径/cm Average diameter at breast height
次生林 Secondary forest	A1	329	广东润楠+鸭脚木	12.51	16.84
	A2	323	腺叶桂樱+朴树	5.83	12.63
	A2	317	锥树+鼠刺	12.45	15.34
	A3	283	光叶山矾+降真香	8.42	11.20
人工林 Plantation forest	B1	174	木荷+马占相思	11.23	17.89
	B2	140	木荷	11.50	14.55
	B3	80	木荷+柠檬桉	14.59	22.85
	B4	89	马占相思+降真香	14.52	16.55
疏林草地 Lawn with woodland	C1	59	南洋杉	24.34	30.96
	C2	53	高山榕+黄葛树	17.37	45.61
	C3	33	朴树	11.26	18.25
	C4	8	洋蒲桃+山黄麻	11.54	28.90

由于单个音频时长对声学指数影响较大,并且增加了与前人研究分析比较的难度,因此对原始音频进行了重采样,使得每个样点每小时有 5 个 1min 的音频。之后,对每一个 1min 音频文件进行声学指数计算。本

研究选取了 6 个常用的声景指数以及声景功率作为声学指数,相关描述如表 2。

表 2 常用声学指数及其相关描述

Table 2 Common acoustic indices and their related descriptions

指数名称 Index Name	描述 Description	声景模式 Soundscape mode
声学复杂度指数 Acoustic Complexity Index(ACI) ^[52]	通过计算声音强度的可变性来量化生物歌曲	反映鸟类的黎明和黄昏合唱模式,检测昆虫等物种的存在
生物声学指数 Bioacoustic Index(BIO) ^[53]	指示生物声组中最响亮与最安静的频段间的差异	反映夜间的高生物声
声学多样性指数 Acoustic Diversity Index(ADI) ^[22]	基于各频段比例计算 Shannon 指数,指示物种声音多样性	区分不同时段的声景差异,与植被结构密切相关
声学均匀度指数 Acoustic Evenness Index(AEI) ^[22]	基于各频段比例计算 Gini 指数,表示物种声音均匀度	比较不同植被类型的声景差异
声熵指数 Acoustic Entropy Index(H) ^[54]	随频段和时间变化,表征声学空间的多样性和均匀度	反映整体区域声景的时空异质性
归一化差异声景指数 Normalized difference soundscape index (NDSI) ^[55]	值越趋于 1,说明生物声较多;越趋于-1,说明人工声较多	反映声景的昼夜变化,评估人为干扰影响
功率谱密度 Power spectral density (PSD) ^[55]	评估不同频率间隔的能量分布	指示特定发声类群的频率范围

所有声景指数均使用软件 R Studio 版本的 tune R、seewave 和 soundecology 包计算,具体参数设置如下^[56-59]。ACI 和 BIO 的计算分别通过 soundecology 包的 acoustic_complexity 函数和 bioacoustic_index 函数完成,最小频率均设置为 2kHz,最大频率为 11kHz,其余参数采用默认值。ADI 和 AEI 的计算分别使用 soundecology 包的 acoustic_diversity 函数和 acoustic_evenness 函数,均设置最大频率为 11kHz,其余默认。H 计算使用默认参数值。NDSI 计算时设置人工声范围设为 1—2kHz,生物声频段为 2—11kHz,使用 seewave 包的 NDSI 函数和 soundscapespec 函数完成。

为确定每个音频文件中各频段的声学强度,使用 Matlab 软件基于 Welch 方法按照人工声声景功率(1—2kHz)、低频生物声声景功率(Σ 2—4kHz)、中频生物声声景功率(Σ 4—8kHz)和 高频生物声声景功率(Σ 8—11kHz),计算不同频率间隔的 PSD 值并进行归一化^[60-61]。

最后,基于每个样点的所有 1min 音频的声景指数和声景功率,按小时取均值。由于声学指数的计算受到降雨影响严重^[11],根据所获取的天气数据中的天气状况指标,删除含降雨噪声的数据^[62],剩余样本数据 5610 条。

1.3 影响因素数据

环境数据包括植被数据、地形数据和天气数据。植被数据采用人工实地调查获取^[36-63],样地面积为 400m²,以采样站点为中心,设置 20m×20m 的正方形。对上层乔木高度 $H > 1.5\text{m}$,胸径 $\geq 5\text{cm}$ 的植物进行统计,记录内容包括种名、胸径、树高、冠幅、郁闭度等数据。利用胸径尺对距离地面 1.3m 处的胸径进行测量,树高则利用激光测距仪测量。样地郁闭度采用数图 APP 测量。针对灌木层($H < 1.5\text{m}$),在样地四角和中心设置 5m×5m 的样方 5 个,记录灌木种名、多度、高度和冠幅,并用目测法记录灌木层盖度。草本植物调查内容与灌木一致,样方设置为 1m×1m,数量 16 个。植被调查结束后,计算植被指数^[63-66]。

人为干扰采用道路距离表征^[62],具体包括硬化干道距离、硬化小道距离和非硬化小道距离,由于监测点与道路距离较近,使用皮尺现场测量。地形数据使用手机 GPS 或指南针测量。以上数据在植被调查期间与植被数据一同记录,时间在 2023 年 7 月 25 日—29 日。另外,天气数据是基于 GEE 爬取距离研究区域最近的气象站 2023 年 8 月 1 日—28 日的监测数据,收集指标包括气温、风速、天气状况、相对湿度。

1.4 统计分析

随机森林模型(RF)用于探究天气、植被、地形、人为干扰因素对整体声景的影响。分析时,将数据集划分为训练集和测试集(8:2),使用网格搜索法进行超参数调优和交叉验证,选择性能最佳的模型应用^[67-68]。均

方根误差(RMSE)用于评估模型性能,值越小,说明模型拟合效果越好^[69]。此外,基于平均不纯度减少的方法,对特征的重要性进行计算和排序^[70]。随机森林回归模型分析是在 python3.11 中基于 scikit-learn 库完成^[71]。

冗余分析(RDA)用于探究天气、植被、地形和人为干扰因素对不同频段声景成分的影响。在 RDA 分析前,为使 RDA 模型正常运行,需进行去趋势对应分析(DCA),以及剔除具有较高方差膨胀因子(VIF>10)的变量。由于初始 RDA 模型的 R^2 结果存在偏差,使用了 RsquareAdj 法对初始 R^2 进行校正,并通过蒙特卡洛置换检验对所有约束轴和单一约束轴进行检验,以评估其重要性的显著水平,置换次数设置为 999 次。最后使用 Bonferroni 法对 P 值进行校正^[72]。DCA 分析和 RDA 分析均在 vegan 包中进行^[73]。

由于指数样本量大(>5000),使用 Kolmogorov-Smirnov 检验了声景数据的正态性^[74],结果显示呈非正态分布($P<0.05$)。为避免出现共线性问题,在进行 RF 和 RDA 分析前,需进行主成分分析删除相关性较强的变量。上述分析在 vegan 包中进行^[73]。除 RF 分析外,所有统计分析均在软件 R Studio4.1.2 版本中进行。

2 结果与分析

2.1 绿地声景的时空特征

2.1.1 不同植被类型的声景指数昼夜变化

声景指数存在空间梯度变化(如图 2),并且在声学复杂度指数(ACI)、声学多样性指数(ADI)、归一化差异声景指数(NDSI)中表现较为明显。具体来说,ACI 显示了人工林、次生林和疏林草地中的声学信号强度依次降低。对比其他两地,次生林的 ADI 值最高。从次生林、人工林到疏林草地,NDSI 值依次降低,生物声逐渐向人工声过渡。相对而言,生物声学指数(BIO)、声学均匀度指数(AEI)、声熵指数(H)的空间变化趋势不明显。

所有声景指数均显示出了明显的昼夜变化(如图 2)。总体来说,不同植被类型的 ACI、ADI、AEI、H 的昼夜变化复杂,而 BIO 和 NDSI 则具有相似的变化趋势。具体来看,人工林和次生林中的 ACI 变化均呈现先上升后下降,再上升后再下降的趋势,其中人工林的变化趋势波动较大。另外,6:00—8:00 两地出现第一个 ACI 高峰,并且人工林提前 2h 于次生林,第二个高峰出现在 20:00。疏林草地的白天 ACI 值较低,在 8:00 发现微小的高峰和夜间 20:00 的高值。三地的 ADI 和 H 值在一天中波动变化,其中次生林的 ADI 和 H 值在 8:00 和 21:00 具有峰值,而人工林和疏林草地的峰值出现时间相对提前 2h,时间在 6:00 和 19:00。此外,6:00 时疏林草地的 ADI 和 H 值相比其他两地更高。AEI 在同一时间与 ADI 变化趋势相反。

对于具有相似趋势的 BIO 和 NDSI,其昼夜变化主要表现为白天具有低值,夜间具有高值。其中,三地的 BIO 值均从凌晨开始不断上升,在 4:00—5:00 达到最高值,之后逐渐下降,白天的 BIO 值波动变化,直至傍晚又开始不断升高。类似地,根据 NDSI 也观察到三地明显的夜间高生物声现象。在白天,次生林和人工林的指数值较高(NDSI>0),以生物声为主,而疏林草地的指数值较低(NDSI<0),且在 17:00 急剧下降,低频人工声占主导地位。此外,在 6:00 和 13:00—19:00 期间,人工林的 NDSI 高于次生林。

2.1.2 不同植被类型的声景功率昼夜变化

图 3 显示了不同植被的主要发声频率范围具有时空差异。整体来看,人工声(1—2kHz)声景功率的空间梯度变化最明显,且全天变化复杂;低中频生物声(2—8kHz)声景功率仅在个别绿地有明显变化,多在夜间具有高值;高频生物声(8—11kHz)多在白天和傍晚变化,但在三地中的差异不明显。

1—2kHz 声景功率从疏林草地、人工林到次生林依次降低。其中,疏林草地的功率值有明显的昼夜变化,声景功率呈现先稳步上升到高峰后逐步下降,经过一段时间的波动变化后,再次小幅上升并下降的趋势。疏林草地的两个明显功率高峰分别出现在 9:00 和 20:00。人工林的功率值在黎明时期上升,白天呈现波动变化,直至黄昏时下降。次生林中功率值全天基本保持稳定。

在人工林观察到 2—4kHz 声景功率的明显变化,疏林草地仅在夜间 20:00 后有高值,次生林基本无变化。

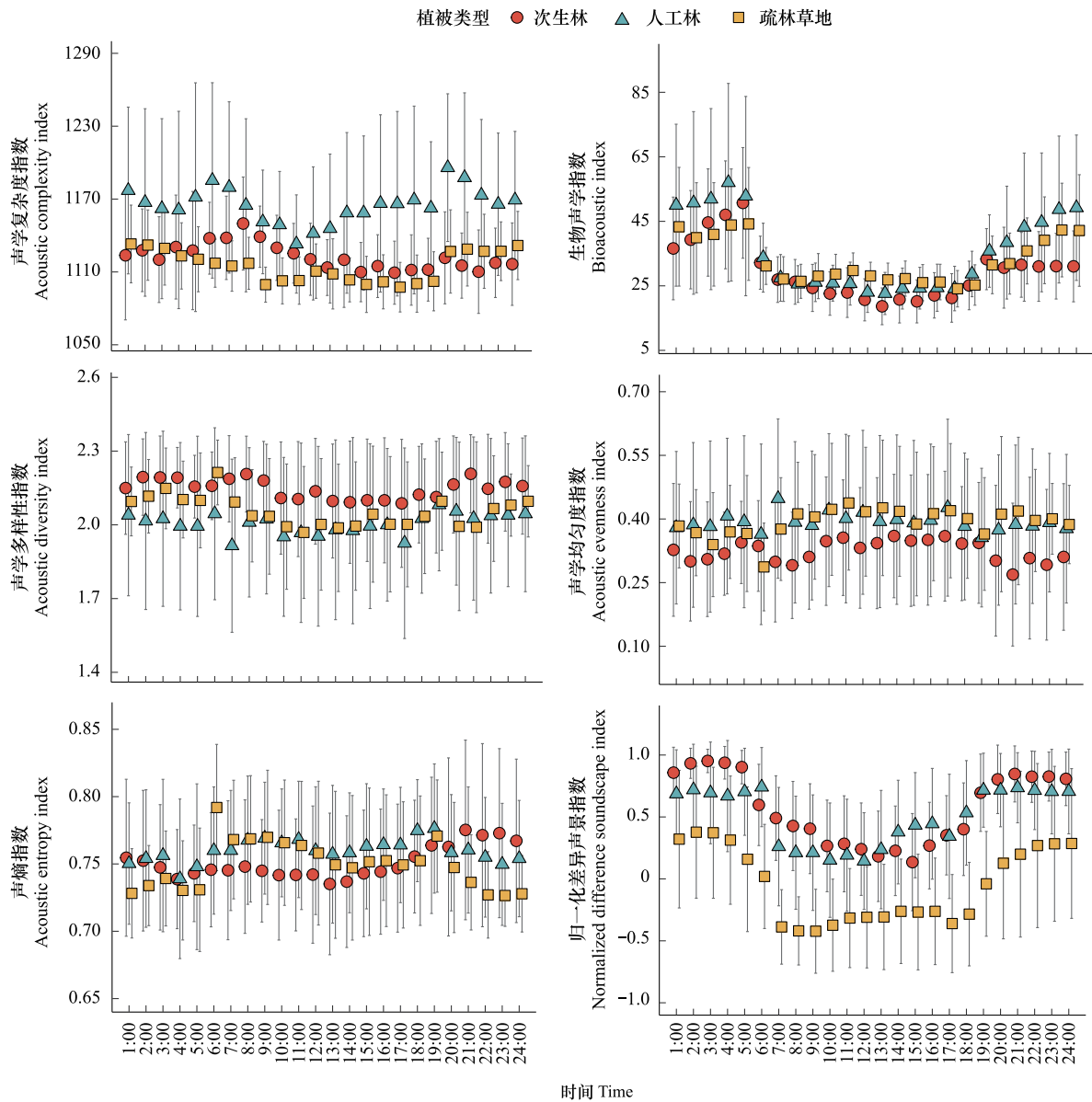


图 2 不同植被类型的声景指数昼夜变化

Fig.2 Diel variations of soundscape index for different vegetation types

人工林中,早上 6:00 具有较高的功率峰值,然后急剧下降,中午 12:00 具有最低值,之后开始稳步攀升到 21:00,又再次下降。

三地的中频生物声(4—8kHz)声景功率在白天基本保持稳定,夜间则显示出高生物声。特别是在次生林中,其功率值明显高于其余两地。次生林的声景功率在凌晨 3:00 相对较高,6:00 之后变化相对稳定,直到 18:00 又开始升高,并在 20:00 达到峰值。此外,人工林和疏林草地比次生林提前 1h 出现功率峰值。

三地 8—11kHz 声景功率在夜间的差异不明显,均趋于稳定,只在白天有明显变化。相较其他两地,人工林的功率值较高。疏林草地的功率值在 6:00 上升后下降并趋于稳定,而人工林和次生林的声景功率值在同一时间仍不断上升,并在 10:00 出现第一个峰值,之后人工林功率值下降,而次生林趋于稳定并持续到下午 14:00。三地均在 19:00 发现最高声景功率峰值。

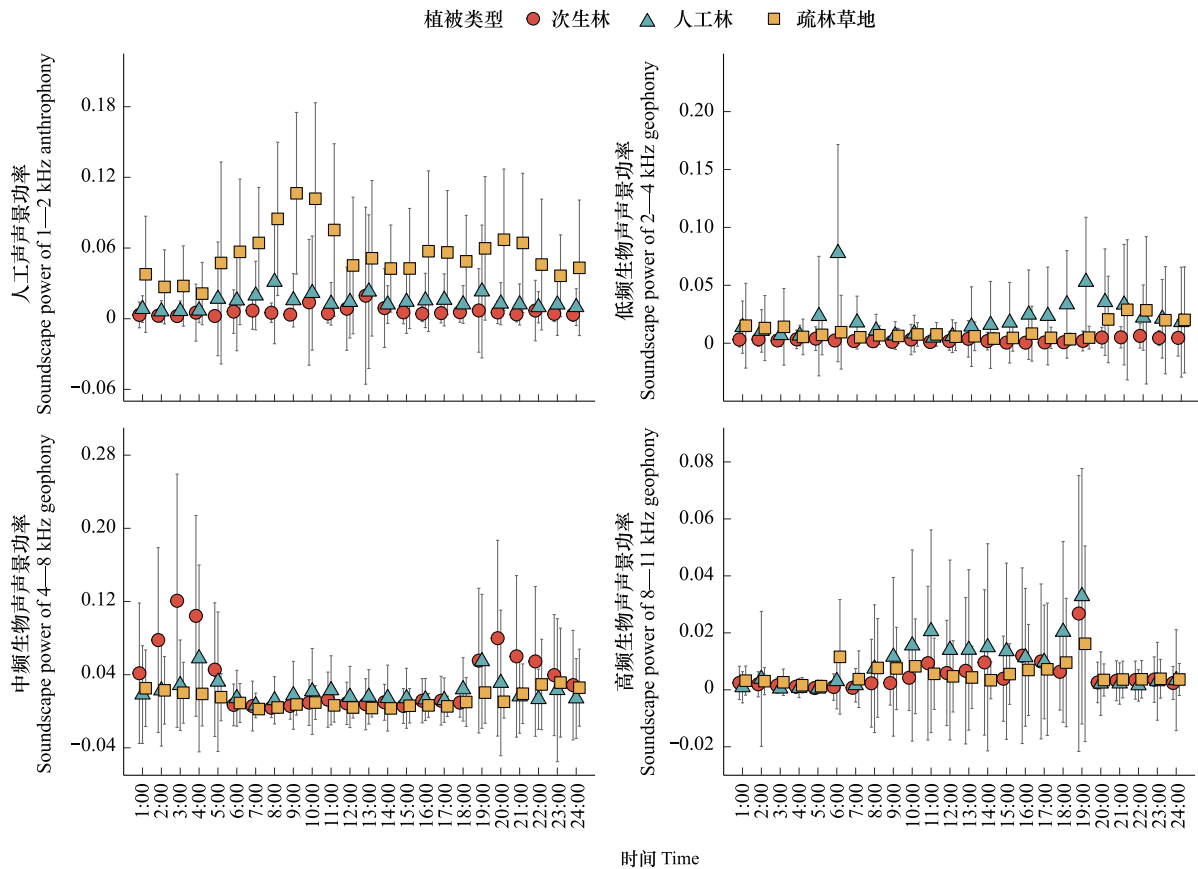


图3 不同植被类型的声景功率昼夜变化

Fig.3 Diel variations of soundscape power for different vegetation types

2.2 绿地声景变化的影响因素

2.2.1 影响因素的重要性评估

根据随机森林(RF)模型分析方法,对各个影响因素的特征重要性进行排序,以表征各因素对声景指数的影响程度。声景指数选取了在 2.1.1 节中呈现出明显时空变化的声学复杂度指数(ACI)、声学多样性指数(ADI)和归一化差异声景指数(NDSI)。根据图 4, ACI 模型的评估指数值较高(RMSE>10),可信度较低。ADI 和 NDSI 模型的 RMSE 均小于 10,表明重要性排序结果可信度高,排序靠前的因素对指数具有重要影响。

分析整体区域各个声景指数的影响因素的重要性程度,可以发现,ADI 的关键影响因素是灌木层盖度(SLCC)、平均灌高(ASH)和到硬化干道距离(DHMR),其中 SLCC 也是影响 NDSI 的主要因素。此外,影响 NDSI 的关键因素还有海拔(ALT)和灌木丰富度(SR)。

ADI 的重要影响因素较多,在不同植被类型中表现出差异性特点。SR 显示出对次生林中 ADI 的较高重要性,其次是到非硬化小道距离(DNHP)。人工林中灌木层盖度(SLCC)、草本密度(HD)、平均灌高(ASH)的重要性排序较为靠前,紧接为到硬化小道距离(DHP)、到硬化干道距离(DHMR)。在疏林草地中,海拔(ALT)、风速(MAWS)和乔木丰富度(TR)显示出对 ADI 的较大影响。

坡度(SLO)是影响次生林中 NDSI 的主导因素,其次为灌木丰富度(SR)、到非硬化小道距离(DNHP)等。人工林中的重要影响因素是风速(MAWS),坡度的排序也较为靠前,而后是到非硬化小道距离。疏林草地中排序靠前的变量主要是与道路距离相关的指数,即到硬化小道距离(DHP)、到非硬化小道距离(DNHP)、到硬化干道距离(DHMR)。

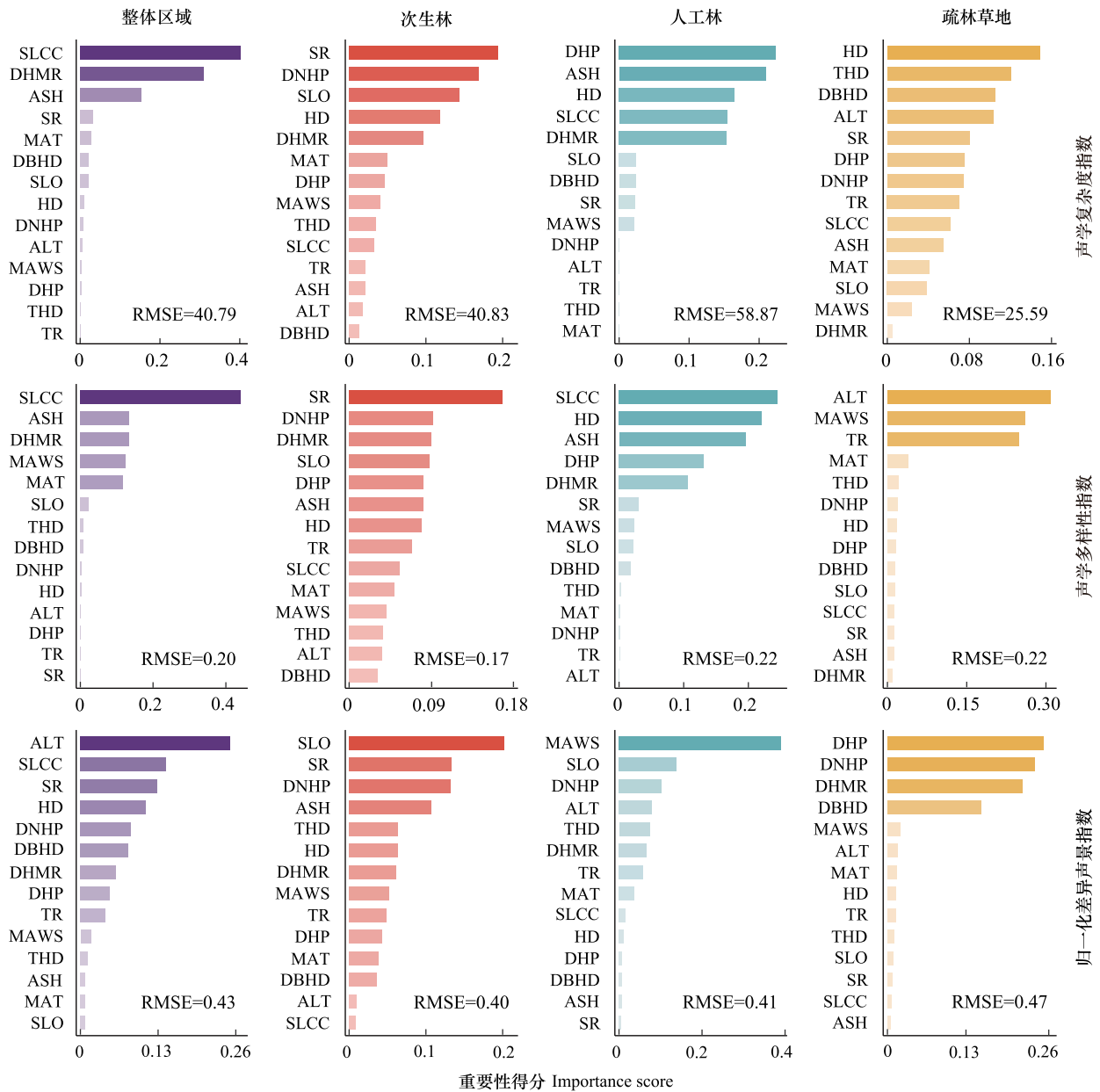


图 4 影响因素对声景指数影响的重要性排序

Fig.4 Ranking of the importance of factors influencing the soundscape index

MAT:气温;MAWS:风速;TR:乔木丰富度;THD:树高多样性;DBHD:胸径多样性;SR:灌木丰富度;SLCC:灌木层盖度;ASH:平均灌高;HD:草本密度;ALT:海拔;SLO:坡度;DHMR:到硬化干道距离;DHP:到硬化小道距离;DNHP:到非硬化小道距离;图中每一列表示同一植被类型,每一行表示同一声景指数;颜色深浅表示影响因素的重要性得分大小;RMSE 为均方根误差

2.2.2 影响因素的冗余分析

根据 RDA 图(如图 5),前两轴的累积贡献值为 68.54%,其中只有第一主轴在 RDA 分析中具有显著性 ($P=0.044$),表明冗余分析结果可靠性高。

不同频段的发声情况与绿地植被类型有关。1—2kHz 的声景功率对应的线条指向疏林草地所在的区域,并且到非硬化小道距离 (DNHP) 和到硬化小道距离 (DHP) 对其具有正向影响。尽管到硬化干道距离 (DHMR) 与这一频段的功率值正相关,但其对两个主成分轴的贡献率均较小。人工林中的主要发声频段是低频(2—4kHz)和 高频(8—11kHz)生物声,其与坡度(SLO)正相关,与道路距离显著负相关。次生林与中频生

物声(4—8kHz)的声景功率显著正相关,海拔(ALT)、灌木丰富度(SR)、树高多样性(THD)对其有显著的正向影响。

3 讨论

绿地声景与植被类型显著相关。在主导声景方面,根据本研究次生林、人工林到疏林草地的归一化差异声景指数(NDSI)以及1—2kHz声景功率变化梯度,受人为干扰少的绿地拥有更多生物声,反之人工声更多,这与前人研究结果相同^[25—26]。在主导频段方面,次生林中主要以中频(4—8kHz)生物声为主,因其在夜间出现较多且声景功率值较高,可能归因于鸟类物种^[26]。人工林以低频(2—4kHz)生物声为主,由于这一频段黎明和傍晚的声景功率值显著较高,或许与一些低频鸟类叫声和蛙声有关^[33—75]。疏林草地则是人类活动产生的1—2kHz声音居多,多在白天出现^[60—76];高频(8—11kHz)生物声在次生林和人工林出现较多,主要是一些高频昆虫发声,可能与夏季的蝉鸣有关^[19—77]。本研究的这一结果证实了动物对生态位的选择,不同物种可能会表现出占据不同声学空间的信号,以最大限度地减少重叠^[78]。

在声学信号强度方面,对比人为干扰较少的次生林,人工林中较高的ACI值和疏林草地中较低的ACI值可能归因于不同强度的人工声对生物发声的影响。人工林中适当的人为干扰导致鸟类提高发声强度,以避免人为噪声掩蔽,最大限度地提高声学信号的传输性,而像疏林草地这种人为干扰强度高的绿地,过多的人为噪声可能直接掩盖了鸟类鸣声^[32—79]。本研究从ACI变化趋势中观察到鸟类的黎明(6:00—8:00)合唱现象,这与以往的研究发现一致^[31—43]。此外,人工林的合唱时间提前2h于次生林,表明人为干扰可能会导致鸟类合唱时间提前。这一结果在前人研究中已有验证,例如Javier等发现鸟类在城市环境中提前了黎明合唱时间,以避免同一发声高峰时段的高水平的噪声^[80]。本研究区未发现鸟类黄昏合唱现象,这可能归因于休闲娱乐活动的强烈影响,黄昏时娱乐声音的增加影响了鸟类发声^[81]。此外,也可能是由于声景数据采集时间不够,或是由于以MP3格式保存音频使得部分声景信息丢失,ACI计算受到影响,导致鸟类黄昏合唱现象不明显,因此未来的研究应进一步增加数据采集时长并验证音频存储方式的合理性^[11—50]。

天气和地形因素对声景具有重要影响。在本研究中,风速(MAWS)显著影响人工林中的NDSI变化,并且对疏林草地中的ADI也有重要影响。已有研究表明,较高的风速可能导致生物声学活动减少^[82—83]。研究发现,相比于次生林,人工林中NDSI受风速影响更大,这是因为风速会导致声学信号在植被稀疏的开阔空间衰减和退化得更快^[84]。对于地形因素,海拔对疏林草地的ADI和整体区域的NDSI均具有较高重要性。海拔对声景指数的重要影响在以往研究中也有证明,如Chen等研究结果表明,ADI随海拔的升高而降低^[42]。此外,在次生林和人工林中,坡度的重要性排序均靠前,并且人工林中低频生物声(2—4kHz)显示出与坡度的显著正相关,由于前人研究中关于坡度的研究及解释较少,本研究根据实地调研认为这可能与人工林样点分布靠近森林的硬化干道,坡度较大有关。

声学指数随植被结构的变化而变化^[27]。本研究结果中,植被群落复杂的次生林全天拥有更高的ADI值,这与Turner等研究结果一致,声学多样性随着植被结构复杂性增加而增加,并且在密集林中ADI值更高,发声物种更多^[85]。此外,次生林中灌木丰富度(SR)对ADI的重要影响,表明植被树种对物种发声的重要性,

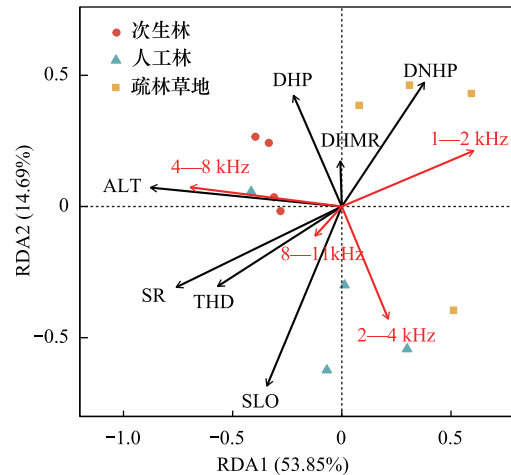


图5 声景功率与影响因素的冗余(RDA)分析

Fig.5 Redundancy Analysis (RDA) of soundscape power and influencing factors

THD:树高多样性; SR:灌木丰富度; ALT:海拔; SLO:坡度; DHMR:到硬化干道距离; DHP:到硬化小道距离; DNHP:到非硬化小道距离

次生林本底植物资源较多,从而为更多物种提供栖息环境^[83]。然而,Pieretti 等认为是海拔对树种组成也有一定影响,从而导致鸟类物种增加,本研究中次生林的中频生物声与海拔的显著正相关关系验证了这一结论^[44]。研究发现灌木层盖度(SLCC)在研究区对 ADI 和 NDSI 的显著影响,Hong 等指出增加植被覆盖度有利于将鸟类和昆虫吸引到绿地中,以此增强绿地的声景活跃度^[86]。然而,尽管灌木层盖度(SLCC)在研究区的指数模型中显示出较高的重要性,但除人工林外,其他绿地未发现其靠前列,说明其对声景的影响存在显著空间差异^[87]。树高多样性(THD)对 8—11kHz 声景功率具有显著的正向影响,这可能与不同高频物种对树高的偏好有关^[36]。尽管植被垂直结构被认为与动物群落结构特征相关,且有研究证明了树高多样性与高频生物的正相关^[36],但研究未发现植被垂直结构对生物声的重要影响,仍需要进一步验证。

本研究发现人为干扰对生物声具有重要影响,这与众多研究结果一致^[88-30]。在本研究中,人工林的 2—4kHz 声音与道路距离的显著负相关关系表明人为干扰对鸟类发声的限制,Hao 等研究结果亦反映了这一点^[62]。然而,次生林却显示了相反的结果,到硬化小道距离(DHP)对 4—8kHz 声音有正向影响,这可能是由于人类活动的存在导致了鸟类提高声学信号的频率以应对人为噪声^[33]。Barbaro 等研究结果也证明了声学指数在保护区中靠近道路的地方显示出较高值,而在生产林中靠近道路的地方显著降低^[89]。此外,针对 4—8kHz 声音,人工林和疏林草地比次生林提前 1h 出现功率峰值,可能归因于黄昏时的娱乐声音导致昆虫提前发声^[81]。疏林草地中 1—2kHz 声音与道路距离正相关,并且所有道路距离指数对 NDSI 影响较大,因此 NDSI 在 17:00 急剧下降很可能与道路交通量增加有关^[60]。在未来当研究中,开发合适有效的可应用于城市环境下的声景指数或许对探究人为干扰对声景的影响有所帮助^[90]。

4 结论

基于多种声学指数,研究了广州白云山城市绿地声景时空特征和影响因素。植被类型从次生林、人工林到疏林草地,绿地主导声景逐渐由生物声向人工声过渡。声景指数可以较好地反映人类和动物的日常行为活动模式,声景功率能够具体地反映人类和动物的各个频段的发声情况。声学复杂度指数(ACI)的变化规律显著反映了鸟类的黎明合唱现象,声学信号强度从人工林、次生林到疏林草地依次降低,表明适当的人为干扰提高了鸟类发声强度,过度的人为干扰限制鸟类发声。不同绿地的主导声音频段和影响因素不同,次生林的中频生物声(4—8kHz)发声较多,主要受海拔(ALT)、灌木丰富度(SR)和树高多样性(THD)的正向影响。人工林主要是低频生物声(2—4kHz)和 8—11kHz 高频生物声发声,其与坡度(SLO)正相关,与到硬化小道距离(DHP)负相关。疏林草地中人工声(1—2kHz)占主导地位,主要受到道路距离的正向影响。不同植被类型声景时空特征及其影响因素的研究结果,为城市绿地健康声景营造及其景观设计提供理论依据,也为不同植被类型的动物活动习性分析及其保护提供科学参考。

参考文献(References):

- [1] Hedblom M, Gunnarsson B, Schaefer M, Knez I, Thorsson P, Lundström J N. Sounds of nature in the city: No evidence of bird song improving stress recovery. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(8): 1390.
- [2] Yang J, Wang C, Xu C Y, He X Y. Thirty years of urban forestry research and practices in China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2023, 86: 128031.
- [3] Hautier Y, Tilman D, Isbell F, Seabloom E W, Borer E T, Reich P B. Anthropogenic environmental changes affect ecosystem stability via biodiversity. *Science*, 2015, 348(6232): 336-340.
- [4] Jetz W, McGeoch M A, Guralnick R, Ferrier S, Beck J, Costello M J, Fernandez M, Geller G N, Keil P, Merow C. Essential biodiversity variables for mapping and monitoring species populations. *Nature Ecology & Evolution*, 2019, 3: 539-551.
- [5] Devos P. The bird dawn chorus strength of an urban soundscape and its potential to assess urban green spaces. *Sustainability*, 2023, 15(8): 7002.
- [6] Pijanowski B C, Farina A, Gage S H, Dumyahn S L, Krause B L. What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology*, 2011, 26(9): 1213-1232.
- [7] 肖治术, 崔建国, 王代平, 王志陶, 罗金红, 谢捷. 现代生物声学的学科发展趋势及中国机遇. *生物多样性*, 2023, 31(1): 9-31.
- [8] Mammides C, Goodale E, Dayananda S K, Kang L, Chen J. Do acoustic indices correlate with bird diversity? Insights from two biodiverse regions

- in Yunnan Province, South China. *Ecological Indicators*, 2017, 82: 470-477.
- [9] Krause B, Farina A. Using ecoacoustic methods to survey the impacts of climate change on biodiversity. *Biological Conservation*, 2016, 195: 245-254.
- [10] 覃远玉, 赵龙辉, 汪继超. 被动声学监测技术在国家公园生物多样性保护中的作用及发展趋势. *国家公园(中英文)*, 2023, 1(4): 264-271.
- [11] Bradfer-Lawrence T, Gardner N, Bunnefeld L, Bunnefeld N, Willis S G, Dent D H. Guidelines for the use of acoustic indices in environmental research. *Methods in Ecology and Evolution*, 2019, 10(10): 1796-1807.
- [12] Scarpelli M D A, Ribeiro M C, Teixeira C P. What does Atlantic Forest soundscapes can tell us about landscape? *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107050.
- [13] Barbaro L, Sourdril A, Froidevaux J S P, Cauchoix M, Calatayud F, Deonchat M, Gasc A. Linking acoustic diversity to compositional and configurational heterogeneity in mosaic landscapes. *Landscape Ecology*, 2022, 37(4): 1125-1143.
- [14] Sun Y F, Wang S Z, Feng J W, Ge J P, Wang T M. Free-ranging livestock changes the acoustic properties of summer soundscapes in a Northeast Asian temperate forest. *Biological Conservation*, 2023, 283: 110123.
- [15] Oliveira E G, Ribeiro M C, Roe P, Sousa-Lima R S. The Caatinga Orchestra: acoustic indices track temporal changes in a seasonally dry tropical forest. *Ecological Indicators*, 2021, 129: 107897.
- [16] 孙翊斐, 王士政, 冯佳伟, 王天明. 东北虎豹国家公园森林声景的昼夜和季节变化. *生物多样性*, 2023, 31(1): 70-86.
- [17] Tucker D, Gage S H, Williamson I, Fuller S. Linking ecological condition and the soundscape in fragmented Australian forests. *Landscape Ecology*, 2014, 29(4): 745-758.
- [18] Zhao Y L, Sheppard S, Sun Z K, Hao Z Z, Jin J L, Bai Z T, Bian Q, Wang C. Soundscapes of urban parks: An innovative approach for ecosystem monitoring and adaptive management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2022, 71: 127555.
- [19] Gage S H, Axel A C. Visualization of temporal change in soundscape power of a Michigan Lake habitat over a 4-year period. *Ecological Informatics*, 2014, 21: 100-109.
- [20] 郭安琪, 刘昱坤, 于新文, 等. 海南长臂猿生境的声景观与声学活动评估[J/OL]. *生态学杂志*, 2024: 1-14[2024-03-22]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/21.1148.Q.20230908.1301.002.html>.
- [21] Fu W C, Ran C Y, Huang J K, Chen Z, Fan S Y, Fang W Q, Ye M Y, Dong J Y, Yao X, Chen Z R. Can acoustic indices reflect the characteristics of public recreational behavioral in urban green spaces?. *Ecological Indicators*, 2023, 154: 110729.
- [22] Villanueva-Rivera L J, Pijanowski B C, Doucette J, Pekin B. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology*, 2011, 26(9): 1233-1246.
- [23] de Camargo U, Roslin T, Ovaskainen O. Spatio-temporal scaling of biodiversity in acoustic tropical bird communities. *Ecography*, 2019, 42(11): 1936-1947.
- [24] Eldridge A, Guyot P, Moscoso P, Johnston A, Eyre-Walker Y, Peck M. Sounding out ecoacoustic metrics: Avian species richness is predicted by acoustic indices in temperate but not tropical habitats. *Ecological Indicators*, 2018, 95: 939-952.
- [25] Fontúrbel F E, Orellana J I, Rodríguez-Gómez G B, Tabilo C A, Castaño-Villa G J. Habitat disturbance can alter forest understory bird activity patterns: a regional-scale assessment with camera-traps. *Forest Ecology and Management*, 2021, 479: 118618.
- [26] Müller S, Mitesser O, Oschwald L, Scherer-Lorenzen M, Potvin C. Temporal soundscape patterns in a Panamanian tree diversity experiment: polycultures show an increase in high frequency cover. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2022, 10: 808589.
- [27] Mitchell S L, Bicknell J E, Edwards D P, Deere N J, Bernard H, Davies Z G, Struebig M J. Spatial replication and habitat context matters for assessments of tropical biodiversity using acoustic indices. *Ecological Indicators*, 2020, 119.
- [28] Hedblom M, Knez I, Sang Å O, Gunnarsson B. Evaluation of natural sounds in urban greenery: potential impact for urban nature preservation. *Royal Society Open Science*, 2017, 4(2): 170037.
- [29] Benocci R, Roman H E, Bisceglie A, Angelini F, Brambilla G, Zambon G. Auto-correlations and long time memory of environment sound: the case of an Urban Park in the city of Milan (Italy). *Ecological Indicators*, 2022, 134: 108492.
- [30] Ghadiri Khanaposhtani M, Gasc A, Francomano D, Villanueva-Rivera L J, Jung J, Mossman M J, Pijanowski B C. Effects of highways on bird distribution and soundscape diversity around Aldo Leopold's shack in Baraboo, Wisconsin, USA. *Landscape and Urban Planning*, 2019, 192: 103666.
- [31] Alquezar R D, Macedo R H, Sierro J, Gil D. Lack of consistent responses to aircraft noise in dawn song timing of bird populations near tropical airports. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 2020, 74(7): 88.
- [32] Moiron M, González-Lagos C, Slabbekoorn H, Sol D. Singing in the city: high song frequencies are no guarantee for urban success in birds. *Behavioral Ecology*, 2015, 26(3): 843-850.
- [33] Proppe D S, Sturdy C B, St Clair C C. Anthropogenic noise decreases urban songbird diversity and may contribute to homogenization. *Global Change Biology*, 2013, 19(4): 1075-1084.
- [34] Pijanowski B C, Villanueva-Rivera L J, Dumyahn S L, Farina A, Krause B L, Napoletano B M, Gage S H, Pieretti N. Soundscape ecology: the science of sound in the landscape. *BioScience*, 2011, 61(3): 203-216.
- [35] 赵伊琳, 王成, 白梓彤, 郝泽周. 城市化鸟类群落变化及其与城市植被的关系. *生态学报*, 2021, 41(2): 479-489.

- [36] Hao Z Z, Wang C, Sun Z K, Zhao D X, Sun B Q, Wang H J, Konijnendijk Van Den Bosch C. Vegetation structure and temporality influence the dominance, diversity, and composition of forest acoustic communities. *Forest Ecology and Management*, 2021, 482:118871.
- [37] Beason Richard D, Rüdiger R, Julia K. Investigating the effects of tree species diversity and relative density on bird species richness with acoustic indices. *Ecological Indicators*, 2023, 154:110652.
- [38] Marín-Gómez O H, MacGregor-Fors I. A global synthesis of the impacts of urbanization on bird dawn choruses. *Ibis*, 2021, 163(4): 1133-1154.
- [39] Puswal S M, Mei J J, Liu F L. Effects of temperature and season on birds' dawn singing behavior in a forest of Eastern China. *Journal of Ornithology*, 2021, 162(2): 447-459.
- [40] Opaev A, Gogoleva S, Palko I, Nguyen V T, Rozhnov V. Annual acoustic dynamics are associated with seasonality in a monsoon tropical forest in South Vietnam. *Ecological Indicators*, 2021, 122: 107269.
- [41] Vega-Hidalgo Á, Flatt E, Whitworth A, Symes L. Acoustic assessment of experimental reforestation in a Costa Rican rainforest. *Ecological Indicators*, 2021, 133: 108413.
- [42] Chen Y F, Luo Y H, Mammides C, Cao K F, Zhu S D, Goodale E. The relationship between acoustic indices, elevation, and vegetation, in a forest plot network of Southern China. *Ecological Indicators*, 2021, 129: 107942.
- [43] Sánchez-Giraldo C, Correa Ayram C, Daza J M. Environmental sound as a mirror of landscape ecological integrity in monitoring programs. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 2021, 19(3): 319-328.
- [44] Pieretti N, Duarte M, Sousa-Lima R, Rodrigues M, Young R, Farina A. Determining temporal sampling schemes for passive acoustic studies in different tropical ecosystems. *Tropical Conservation Science*, 2015, 8(1): 215-234.
- [45] Hao Z Z, Zhang C Y, Li L, Gao B T, Wu R C, Pei N C, Liu Y. Anthropogenic noise and habitat structure shaping dominant frequency of bird sounds along urban gradients. *iScience*, 2024, 27(2): 109056.
- [46] Araujo A D, Machado R B. Acoustic communities in an environmental gradient from native to urban areas in Central Brazil. *Austral Ecology*, 2023, 48(8): 1941-1960.
- [47] 岑渝华, 王鹏, 陈庆春, 张承云, 余上, 胡珂, 刘阳, 肖荣波. 城市绿地动物声景的时空特征及其驱动因素. *生物多样性*, 2023, 31(1): 43-57.
- [48] Fairbrass A J, Rennert P, Williams C, Titheridge H, Jones K E. Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators*, 2017, 83: 169-177.
- [49] 钟晓宇. 广州打造有温度的城市公园. *南方日报*, 2022, 10.28597/n.cnki.nnfrb.2022.004149: AA6.
- [50] Heath B E, Sethi S S, Ewers R M, Picinali L. How index selection, compression, and recording schedule impact the description of ecological soundscapes. *Ecology and Evolution*, 2021, 11(19): 13206-13217.
- [51] Sethi S S, Ewers R M, Jones N S, Orme C D L, Picinali L. Robust, real-time and autonomous monitoring of ecosystems with an open, low-cost, networked device. *Methods in Ecology and Evolution*, 2018, 9(12): 2383-2387.
- [52] Pieretti N, Farina A, Morri D. A new methodology to infer the singing activity of an avian community: the Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators*, 2011, 11(3): 868-873.
- [53] Boelman N T, Asner G P, Hart P J, Martin R E. Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications: a Publication of the Ecological Society of America*, 2007, 17(8): 2137-2144.
- [54] Sueur J, Pavoine S, Hamerlynck O, Duvail S. Rapid acoustic survey for biodiversity appraisal. *PLoS One*, 2008, 3(12): e4065.
- [55] Kasten E P, Gage S H, Fox J, Joo W. The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: an archive for studying soundscape ecology. *Ecological Informatics*, 2012, 12: 50-67.
- [56] 边琦, 王成, 程贺, 韩丹, 赵伊琳, 殷鲁秦. 声学指数在城市森林鸟类多样性评估中的应用. *生物多样性*, 2023, 31(1): 167-178.
- [57] 郝泽周. 深圳羊台山城市森林生物声景变化特征及影响因素研究[D]. 北京:中国林业科学研究院, 2021.
- [58] Fuller S, Axel A C, Tucker D, Gage S H. Connecting soundscape to landscape: which acoustic index best describes landscape configuration? *Ecological Indicators*, 2015, 58: 207-215.
- [59] Gaspar L P, Scarpelli M D A, Oliveira E G, Alves R S C, Gomes A M, Wolf R, Ferneda R V, Kamazuka S H, Gussoni C O A, Ribeiro M C. Predicting bird diversity through acoustic indices within the Atlantic Forest biodiversity hotspot. *Frontiers in Remote Sensing*, 2023, 4: 1283719.
- [60] Mullet T C, Gage S H, Morton J M, Huettmann F. Temporal and spatial variation of a winter soundscape in south-central Alaska. *Landscape Ecology*, 2016, 31(5): 1117-1137.
- [61] Welch P. The use of fast Fourier transform for the estimation of power spectra: a method based on time averaging over short, modified periodograms. *IEEE Transactions on Audio and Electroacoustics*, 1967, 15(2): 70-73.
- [62] Hao Z Z, Wang C, Sun Z K, van den Bosch C K, Zhao D X, Sun B Q, Xu X H, Bian Q, Bai Z T, Wei K Y, Zhao Y L, Pei N C. Soundscape mapping for spatial-temporal estimate on bird activities in urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2021, 57: 126822.
- [63] 许俊丽. 基于群落结构、更新能力及土壤质量的上海城市森林健康评价研究[D]. 上海:华东师范大学, 2018.
- [64] 张金屯. 数量生态学:第三版[M]. 北京:科学出版社, 2018:18-31.
- [65] 郑丽婷, 苏田, 刘翔宇, 尹芳, 郭超, 妥彬, 阎恩荣. 庙岛群岛典型植物群落物种、功能、结构多样性及其对环境因子的响应. *应用生态学报*, 2018, 29(2): 343-351.
- [66] 谭菊荣, 袁位高, 李婷婷, 许国良, 吴正柱, 陈小明, 李卫忠, 许惠春, 库伟鹏, 朱锦茹, 吴初平. 极小种群野生植物细果秤锤树种群结

- 构与动态特征. 生态学报, 2022, 42(9): 3678-3687.
- [67] Kong Y C, Yu T W. A Deep Neural Network Model using Random Forest to Extract Feature Representation for Gene Expression Data Classification. *Scientific Reports*, 2018, 8: 16477.
- [68] Couronné R, Probst P, Boulesteix A L. Random forest versus logistic regression; a large-scale benchmark experiment. *BMC Bioinformatics*, 2018, 19(1): 270.
- [69] 徐剑, 金康康, 李中政, 王岚, 张朝怡, 刘毅. 基于优化随机森林的海基站水下声学定位模型研究. *天津大学学报: 自然科学与工程技术版*, 2023, 56(12): 1235-1243.
- [70] Breiman L. Random Forests. *Machine Learning*, 2001, 45: 5-32.
- [71] Pedregosa F, Varoquaux G, Gramfort A, Michel V, Thirion B, Grisel O, Blondel M, Prettenhofer P, Weiss R, Dubourg V J T J O M L R. Scikit-learn: Machine learning in Python. 2011, 12: 2825-2830.
- [72] Rao C R J S T I J O S, Series A. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. 1964, 26(4): 329-358.
- [73] Oksanen J, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'hara R, Simpson G, Solymos P, Stevens M, Wagner H J T C R N. Package 'vegan'. Community ecology package, version 2. 2013.
- [74] Dröge S, Martin D A, Andriafanomezantsoa R, Burivalova Z, Kreft H. Listening to a changing landscape: acoustic indices reflect bird species richness and plot-scale vegetation structure across different land-use types in north-eastern Madagascar. *Ecological Indicators*, 2020, 120(47): 106929.
- [75] 许春如. 城市综合公园声景分布特征与景观空间影响因子——以福州市温泉公园为例. *绿色科技*, 2023, 25(15): 1-9.
- [76] Gage S H, Wimmer J, Tarrant T, Grace P R. Acoustic patterns at the Samford Ecological Research Facility in South East Queensland, Australia; the Peri-Urban SuperSite of the Terrestrial Ecosystem Research Network. *Ecological Informatics*, 2017, 38: 62-75.
- [77] To A W Y, Dingle C, Collins S A. Multiple constraints on urban bird communication; both abiotic and biotic noise shape songs in cities. *Behavioral Ecology*, 2021, 32(5): 1042-1053.
- [78] Farina A, Lattanzi E, Malavasi R, Pieretti N, Piccioli L. Avian soundscapes and cognitive landscapes: theory, application and ecological perspectives. *Landscape Ecology*, 2011, 26(9): 1257-1267.
- [79] Guo F Y, Bonebrake T C, Dingle C. Low frequency dove coos vary across noise gradients in an urbanized environment. *Behavioural Processes*, 2016, 129: 86-93.
- [80] Siervo J, Schloesing E, Pavón I, Gil D. European blackbirds exposed to aircraft noise advance their chorus, modify their song and spend more time singing. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2017, 5: 68.
- [81] Zhao Y J, Xu S W, Huang Z L, Fang W Q, Huang S J, Huang P L, Zheng D L, Dong J Y, Chen Z R, Yan C, Zhong Y K, Fu W C. Temporal and spatial characteristics of soundscape ecology in urban forest areas and its landscape spatial influencing factors. *Forests*, 2022, 13(11): 1751.
- [82] Ross S R P J, Friedman N R, Yoshimura M, Yoshida T, Donohue I, Economo E P. Utility of acoustic indices for ecological monitoring in complex sonic environments. *Ecological Indicators*, 2021, 121: 107114.
- [83] Gottesman B L, Olson J C, Yang S, Acevedo-Charry O, Francomano D, Martinez F A, Appeldoorn R S, Mason D M, Weil E, Pijanowski B C. What does resilience sound like? Coral reef and dry forest acoustic communities respond differently to Hurricane Maria. *Ecological Indicators*, 2021, 126: 107635.
- [84] Wiley R H, Richards D G. Physical constraints on acoustic communication in the atmosphere; implications for the evolution of animal vocalizations. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 1978, 3(1): 69-94.
- [85] Turner A, Fischer M, Tzanopoulos J. Sound-mapping a coniferous forest-Perspectives for biodiversity monitoring and noise mitigation. *PLoS One*, 2018, 13(1): e0189843.
- [86] Hong X C, Wang G Y, Liu J, Song L, Wu E T Y. Modeling the impact of soundscape drivers on perceived birdsongs in urban forests. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 292: 125315.
- [87] Diaz S D U, Gan J L, Tapang G A. Acoustic indices as proxies for bird species richness in an urban green space in Metro Manila. *PLoS One*, 2023, 18(7): e0289001.
- [88] Hopson A, de Szalay F. Alteration of above and below-Water Soundscapes by Roads. *Wetlands*, 2021, 41(1): 2.
- [89] Barbaro L, Froidevaux J S P, Valdés-Correcher E, Calatayud F, Tillon L, Sourdril A. COVID-19 shutdown revealed higher acoustic diversity and vocal activity of flagship birds in old-growth than in production forests. *The Science of the Total Environment*, 2023, 901: 166328.
- [90] 王静怡, 李春明, 林婴伦, 李大锋. 声景生态学数据分析与应用. *生态学报*, 2022, 42(21): 8928-8934.