

文章编号:1001—7380(2025)01—0001—08

## 踩踏对扬州城市森林公园土壤理化性质及其细菌群落的影响

连经纬<sup>1,2</sup>, 唐瀛洲<sup>1</sup>, 李军民<sup>3</sup>, 殷海天<sup>3</sup>, 袁颖丹<sup>4</sup>, 邢 玮<sup>1\*</sup>

(1. 江苏省林业科学研究院, 江苏 南京 211153; 2. 江苏扬州城市生态系统定位观测研究站, 江苏 扬州 225006;  
3. 扬州市林业管理站, 江苏 扬州 225000; 4. 扬州大学园艺园林学院, 江苏 扬州 225009)

**摘要:**为探究踩踏对城市森林公园土壤理化性质及土壤细菌群落分类多样性和功能的影响,该试验以茱萸湾风景区为研究对象,依托江苏扬州城市生态系统定位观测研究站样地,对土壤样品进行采集和分析。应用方差分析、聚类分析和相关性分析,对3种不同踩踏程度(活动区、缓冲区、背景区)、3种不同土层深度(0—10, 10—20, 20—30 cm)土壤理化指标及其细菌群落的多样性进行初步研究。结果表明:在城市森林公园,踩踏干扰对土壤物理性质的影响在不同程度下、不同土层中表现结果不同,踩踏对土壤结构的正向影响一般发生在土壤中下层。10—20 cm 土层,活动区和缓冲区的土壤密度显著低于背景区( $P<0.05$ );速效钾含量在重度踩踏下0—10 cm 土层以及轻度踩踏下10—20 cm 土层中有显著提升;踩踏干扰改变土壤细菌种类及数量,轻度踩踏的缓冲区土壤细菌 Alpha 多样性 Simpson 指数显著低于无踩踏干扰的区域( $P<0.05$ ),在门水平上,放线菌门(Actinobacteriota)的相对丰度随踩踏程度的增加而减少,聚类分析显示不同践踏程度对土壤中细菌种类和丰度的影响具有相似性。踩踏对城市森林公园土壤的影响值得长期且持续的研究,合理有效地评价和维护城市森林公园土壤质量,可以为城市森林生态旅游发展提供更多的科学依据。

**关键词:**城市森林公园;踩踏;土壤;理化性质;细菌群落;扬州

**中图分类号:**Q93-331;Q948.12<sup>+</sup>3;S714.2;S725.1 **文献标志码:**A **doi:**10.3969/j.issn.1001-7380.2025.01.001

## Impact of human trampling on soil physical and chemical properties and bacteria communities in Yangzhou urban forest park

Lian Jingwei<sup>1,2</sup>, Tang Yingzhou<sup>1</sup>, Li Junmin<sup>3</sup>, Yin Haitian<sup>3</sup>, Yuan Yingdan<sup>4</sup>, Xing Wei<sup>1\*</sup>

(1. Jiangsu Academy of Forestry, Nanjing 211153, China; 2. Jiangsu Yangzhou Urban Ecosystem Observation and Research Station, Yangzhou 225006, China; 3. Yangzhou Forestry Management Station, Yangzhou 225000, China;  
4. College of Horticulture and Landscape Architecture, Yangzhou University, Yangzhou 225009, China)

**Abstract:** To investigate the effects of trampling on the soil physicochemical properties and the classification diversity and functions of soil bacterial communities in urban forest parks, this experiment was conducted in the Mastixia Bay Scenic Area, relying on the sample plots of Jiangsu Yangzhou Urban Ecosystem Observation and Research Station. Soil samples were collected and analyzed using variance analysis, cluster analysis, and correlation analysis to evaluate across three different trampling levels (activity area, buffer area, and background area) and three different soil depths (0—10, 10—20 and 20—30 cm). The results showed that trampling disturbance had different effects on soil physical properties in different levels and soil layers. The positive impact of trampling on soil structure generally occurred in the middle and lower layers of the soil. The soil bulk density in the 10—20 cm layer of the activity area and buffer area was significantly lower than that of the background area ( $P<0.05$ ). Regarding soil nutrients, the content of available potassium increased significantly in the 0—

收稿日期:2024-12-21;修回日期:2025-01-20

基金项目:江苏省林业科技创新与推广项目“江苏省森林、湿地定位监测长期科研基地”(LYKJ[2020]21)

作者简介:连经纬(1993-),女,黑龙江讷河人,硕士。主要从事森林生态学研究。E-mail:lianjingwei000@163.com

\* 通信作者:邢 玮(1981-),女,河北高邑人,研究员级高级工程师。主要从事城市森林生态学研究。E-mail:695362718@qq.com

10 cm layer of the activity area and in the 10—20 cm layer of buffer area. Moreover, trampling disturbance altered the types and quantities of soil bacteria. The Simpson index of soil bacterial alpha diversity in the buffer area was significantly lower than that in the background area ( $P < 0.05$ ). At the phylum level, the relative abundance of Actinobacteriota decreased with trampling intensity increasing. According to cluster analysis, different trampling levels had similar effects on the changes in the types and abundance of soil bacteria. The impact of trampling on urban forest park soil is worthy of long-term and continuous research. Reasonably and effectively evaluating and maintaining the soil quality of urban forest parks could provide more scientific basis for the development of urban forest ecotourism.

**Key words:** Urban forest park; Trampling; Soil; Physical and chemical property; Bacteria community; Yangzhou

城市森林公园作为城市生态系统的重要组成部分<sup>[1]</sup>,在提升城市环境质量、保护生物多样性、助力生态文明建设等方面发挥着重要作用<sup>[2]</sup>。由于城市森林公园的特殊定位,较其他类型的森林公园受人活动干扰更加频繁<sup>[3]</sup>。人为踩踏作为城市森林公园中一种常见的干扰因素<sup>[4-5]</sup>,对土壤理化性质及土壤微生物均会产生一定影响<sup>[6-7]</sup>,踩踏对土壤结构最直观的影响是导致土壤密度增加,土壤微生物可以通过改变土壤理化性质以及结构功能,与植被的生长发育形成反馈系统,在地上和地下生态系统之间形成关键联系<sup>[8-10]</sup>。

早期关于踩踏对土壤影响的研究主要集中在放牧踩踏对草原生态系统的影响<sup>[11-12]</sup>。近年来,越来越多的研究将重点放在公园内踩踏对土壤的影响,且一般集中在山地、草甸等相对脆弱的生态系统中<sup>[13-17]</sup>,研究对象多为张家界、黄山等大型景区<sup>[18]</sup>,但与居民生活密切相关的城市森林中人为踩踏对土壤的影响<sup>[19]</sup>的研究却并不多见,本文以扬州茱萸湾杂阔林地研究对象,探索不同程度的踩踏对风景区土壤理化性质及其菌群的影响,为森林公园的旅游提供一定的试验佐证或依据。

## 1 研究区概况

扬州市(32°15'N—33°25'N,119°01'E—119°54'E)地处江苏中部,位于长江北岸、江淮平原南端,区域总面积 6 591.21 hm<sup>2</sup>,市区面积 2 305.65 hm<sup>2</sup>。扬州市城区地势呈西北高、东南低,主要地貌以蜀冈一线为分界线。蜀冈一线以北为长江的一级阶地,属丘陵地区;蜀冈一线以南为长江的冲积平原,地势平坦。扬州市属于亚热带季风性湿润气候向温带季风气候的过渡区,四季分明,日照充足,雨量丰沛,盛行风向随季节有明显变化<sup>[20]</sup>。本研究区设在茱萸湾风景区,样地以杂阔林为主,土壤为黄棕壤。景区内客流量较大,主要道路两侧的植被和土壤经常被游客踩踏,

受到不同程度的影响。

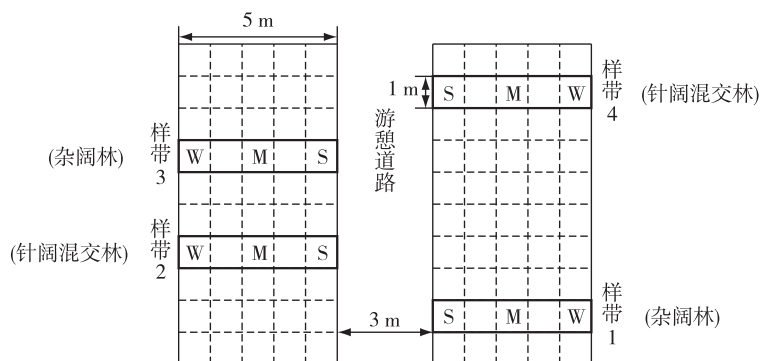
## 2 研究方法

### 2.1 样方设置及土样采集

景区内人为踩踏对土壤的影响主要集中在游道外侧 1—3 m 内<sup>[21]</sup>。本次试验以城市森林公园内宽度为 3 m 南北走向的人行游憩道路为研究对象,共设置样带 4 条,分布在游憩道路东西两侧,4 条样带均与游道垂直,样带大小为 5 m×1 m,样带的土壤和植被类型等立地条件基本相同。在每条样带上设置 1 m×1 m 的样方 3 个,根据每个样方表面草本层的破坏情况以及距人行游憩道路的距离进行分级,分为活动区(S)、缓冲区(M)、背景区(W),见图 1。活动区为高强度干扰样方,样方中心距人行游憩道路边缘 0.5 m,踩踏严重,地表无落叶杂草与其他灌木;缓冲区为中等强度干扰样方,样方中心距人行游憩道路边缘 2.5 m,人类活动较少,地面覆盖少量灌木及杂草;背景区样方中心距人行游憩道路边缘 4.5 m,地被层生长旺盛,人未踏及,或者植被自然恢复能力大于人为干扰。6 月初采集样方土壤,挖取土壤剖面,剖面深度为 0—10,10—20,20—30 cm,按 3 点取样法,设置 3 个土壤取样点,共 36 个( $n=4 \times 3 \times 3$ )。每个样点取环刀样 1 份,储存在无菌密封袋中,用于测定土壤物理性质,每个样点取散土样 2 份,1 份样品置 -80 ℃ 低温储存,混合土样,用于测定土壤细菌 16S,另 1 份样品经过风干和过筛用于测定土壤化学性质。

### 2.2 测定方法

2.2.1 土壤理化性质的测定 土壤物理性质的测定参考《森林土壤水分—物理性质的测定》(LY/T 1215—1999),采用环刀法;土壤 pH 的测定采用玻璃电极法,参考《土壤检测第 2 部分:土壤 pH 的测定》(NYT 1121.2—2006);土壤有机质的测定采用重铬酸钾容量法,参考《土壤检测第 6 部分:土壤有机质的测定》(NY/T 1121.6—2006);土壤全氮的测



注: S, M 和 W 分别表示活动区(重度踩踏)、缓冲区(轻度踩踏)和背景区(对照)

图 1 试验样方设计

定采用硫酸消解,凯氏定氮法<sup>[22]</sup>;土壤全磷的测定采用 NaOH 碱熔-钼锑抗分光光度法,参考《土壤全磷的测定》(NY/T 88—1988);土壤全钾的测定采用 NaOH 碱熔-火焰光度法,参考《土壤全钾测定法》(NY/T 87—1988);土壤碱解氮的测定采用碱解扩散法<sup>[22]</sup>;土壤速效磷采用碳酸氢钠/氟化钠盐酸浸提、钼锑抗比色法,参考《土壤检测第七部分:土壤有效磷的测定》(NY/T 1121.7—2014);土壤速效钾的测定采用乙酸铵浸提火焰光度计法。

**2.2.2 土壤微生物的测定** 土壤 DNA 提取和 PCR 扩增:使用 FastDNA © 土壤离心试剂盒(MP Biomedicals, 美国)从 0.5 g 土壤样品中提取总 DNA。在 1% 琼脂糖凝胶上检查 DNA 提取物,并使用 NanoDrop 2000 紫外-可见分光光度计(Thermo Scientific, Wilmington, USA)测定 DNA 浓度和纯度。使用 338F (5'-ACTCCTACGGGAGGCAGCAG-3')和 806R (5'-GGAC-TACHVGGGTWTCTAAT-3')引物对细菌 16S rRNA 进行 PCR 扩增 16S V3-V4 可变区<sup>[23-24]</sup>。

**Illumina Miseq 测序:** PCR 使用 TransGen AP221-02;TransStartFastpfu DNA 聚合酶仪器是 ABI GeneAmp © 9700。所有样品均在正式试验条件下进行测试,每个样品重复 3 次。将同一样品的 PCR 产物混合,经 2% 琼脂糖凝胶电泳检测。使用 AxyPrep DNA 凝胶回收试剂盒(AXYGEN),通过凝胶提取回收 PCR 产物,并在 Tris\_HCl 中洗脱。然后对 PCR 产物进行 2% 琼脂糖凝胶电泳,并使用 QuantiFluor™-ST Blue 荧光定量系统(Promega Corporation, Madison, WI, USA)进行定量。使用 TruSeq™ DNA 样品制备试剂盒,通过 PCR 将 Illumina 接头序列添加到目标区域的末端。变性退火后,芯片上 DNA 片段的另一端随机补充附近的另

一个引物,通过 Illumina 测序获得 PE 读数。

### 2.3 统计分析

采用 Excel 进行初步数据整理,对不同踩踏干扰强度下土壤各指标进行单因素方差分析;利用 SPSS 25.0 软件完成统计检验,绘图采用 Origin9.0 完成。使用 QIIME 进行土壤微生物分类学组成分析,使用 R 语言、pheatmap 包、“linkET”包等进行聚类分析和相关性分析,绘制物种组成热图。

采用以下参数表示微生物群落的 Alpha 多样性,Chao1 表征丰富度,以 Shannon 指数和 Simpson 指数表征多样性,以 Pielou's Evenness 指数表征均匀度。

$$Chao1 = S + \frac{F_1(F_1 - 1)}{2(F_2 + 1)}$$

$$\text{Shannon 指数: } H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i)$$

$$\text{Simpson 指数: } D = 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

$$\text{Pielou's Evenness 指数: } J = \frac{H'}{\ln S}$$

式中, S 是观测到的物种数;  $F_1$  是只出现 1 次的物种数(singletons);  $F_2$  是只出现 2 次的物种数(doubletons);  $p_i$  是第  $i$  个物种的相对频率,即第  $i$  个物种的个体数除以群落中个体的总数。

## 3 结果与分析

### 3.1 不同踩踏程度和不同土层深度下土壤理化性质

由表 1 可知, 10—20 cm 土层活动区(S2)和缓冲区(M2)的土壤密度显著低于背景区(W2) ( $P < 0.05$ )。缓冲区内 10—20 cm 土层(M2)在最大持水量、毛管持水量、最小持水量、非毛管孔隙、总孔隙

和土壤通气度方面都表现出较高的数值,土壤具有较好的水分保持能力和通气性,而活动区 20—30 cm 土层(S3)在排水能力方面表现最佳。踩踏对土壤结构的正向影响一般发生在土壤中下层,如在发生重度踩踏的活动区内 20—30 cm 土层(S3)的排水能力显著高于 0—10 cm (S1),10—20 cm 土层(S2) ( $P<0.05$ )。

由表 2 可知,在同一踩踏强度下 0—10 cm 土层

有机质、全氮、碱解氮、速效钾含量显著高于 10—20,20—30 cm 土层( $P<0.05$ )。在 0—10 cm 土层,重度踩踏的活动区速效钾含量显著高于缓冲区和背景区( $P<0.05$ );在 10—20 cm 土层,则是轻度踩踏的缓冲区速效钾含量显著高于活动区和背景区( $P<0.05$ )。在 20—30 cm 土层,各项指标随踩踏程度变化不明显。

表 1 不同踩踏程度不同土层土壤物理性质

样区	土壤密度 (g/cm <sup>3</sup> )	最大持水量 (g/kg)	毛管持水量 (g/kg)	最小持水量 (g/kg)	非毛管孔隙 (体积)/%	毛管孔隙 (体积)/%	总孔隙 (体积)/%	土壤通气度 (体积)/%	排水能力 /mm
S1	1.32±0.28 Aa	507.77±247.85 Aa	498.76±249.97 Aa	452.41±228.72 Aa	1.23±0.52 Aa	59.31±19.32 Aa	60.54±18.83 Aa	19.06±9.98 Aa	3.39±0.54 Ab
S2	1.24±0.17 ABa	507.28±172.19 Aa	491.86±170.67 Aa	453.43±168.84 Aa	1.85±0.64 Aa	58.69±12.93 Aa	60.54±12.76 Aa	26.79±9.10 Aa	3.34±0.67 Bb
S3	1.39±0.13 Aa	433.32±124.02 Aa	421.54±123.07 Aa	362.49±117.08 Aa	1.61±0.15 Aa	56.98±12.14 Aa	58.59±12.12 Aa	27.92±10.69 Aa	4.84±1.02 Aa
M1	1.26±0.19 Aa	498.59±274.11 Aa	483.53±273.79 Aa	447.26±272.37 Aa	1.89±0.83 Aa	55.58±19.44 Aa	57.47±19.14 Aa	27.05±10.31 Aa	3.22±1.05 Aa
M2	1.07±0.24 Ba	658.05±273.85 Aa	612.15±239.63 Aa	562.57±232.69 Aa	3.97±3.14 Aa	59.74±13.56 Aa	63.70±15.03 Aa	30.90±11.91 Aa	4.48±2.36 Aa
M3	1.26±0.15 Aa	459.54±62.40 Aa	446.84±56.57 Aa	389.05±41.44 Aa	1.53±0.79 Aa	55.31±2.85 Aa	56.84±3.56 Aa	33.15±8.61 Aa	4.27±0.79 Ba
W1	1.17±0.22 Aa	665.05±253.16 Aa	654.69±252.51 Aa	606.12±245.41 Aa	1.18±0.33 Ab	71.02±21.88 Aa	72.20±21.74 Aa	21.09±7.05 Aa	3.36±0.58 Aa
W2	1.51±0.21 Aa	351.47±143.76 Aa	343.07±144.91 Aa	309.39±145.93 Aa	1.27±0.53 Aab	48.86±15.71 Aa	50.13±15.44 Aa	21.20±7.12 Aa	3.18±0.59 Ba
W3	1.43±0.34 Aa	443.92±377.56 Aa	429.29±372.50 Aa	389.36±359.23 Aa	1.91±0.32 Aa	48.73±29.80 Aa	50.65±29.88 Aa	25.61±11.36 Aa	3.58±0.59 Ba

注:S,M,W 分别活动区(重度踩踏)、缓冲区(轻度踩踏)、背景区(对照)。S1 代表活动区内 0—10 cm 土层,S2 代表活动区内 10—20 cm 土层,S3 代表活动区内 20—30 cm 土层,其余类推;数据后不同字母代表差异显著( $P<0.05$ ),不同的大写字母表示同一土层不同踩踏程度之间差异显著,不同的小写字母表示同一踩踏程度不同土层之间差异显著。

表 2 不同踩踏程度不同土层土壤化学性质

样区	pH	有机质/(g/kg)	全氮/(g/kg)	全磷/(g/kg)	全钾/(g/kg)	碱解氮/(mg/kg)	速效磷/(mg/kg)	速效钾/(mg/kg)
S1	8.16±0.15 Aa	18.47±5.09 Aa	1.72±0.38 Aa	0.72±0.16 Aa	18.83±1.54 Aa	75.42±14.79 Aa	15.06±5.22 Aa	230.64±76.60 Aa
S2	7.68±0.80 Aa	8.54±2.05 Ab	1.26±0.25 Aab	0.66±0.14 Aa	19.60±0.41 Aa	39.68±11.70 Ab	11.70±4.46 Aa	123.53±34.61 Bb
S3	8.26±0.07 Aa	8.78±2.21 Ab	1.09±0.28 Ab	0.67±0.10 Aa	19.76±1.51 Aa	36.18±10.27 Ab	10.82±5.19 Aa	136.67±48.36 Ab
M1	7.63±0.87 Aa	21.22±4.21 Aa	1.88±0.08 Aa	0.69±0.10 Aa	18.67±1.04 Aa	88.89±13.43 Aa	20.12±23.61 Aa	201.90±30.19 Ba
M2	8.01±0.18 Aa	12.20±4.86 Ab	1.47±0.18 Ab	0.69±0.15 Aa	19.58±0.70 Aa	52.32±21.83 Ab	8.70±4.89 Aa	184.95±20.64 Aab
M3	7.55±0.73 Aa	11.85±2.92 Ab	1.36±0.29 Ab	0.64±0.10 Aa	19.76±2.13 Aa	52.01±14.94 Ab	9.55±4.95 Aa	158.91±23.11 Ab
W1	7.51±0.37 Aa	26.98±7.29 Aa	2.15±0.34 Aa	0.72±0.20 Aa	18.95±1.19 Aa	101.54±26.40 Aa	11.75±6.90 Aa	217.17±62.32 Ba
W2	7.82±0.17 Aa	10.39±5.78 Ab	1.24±0.26 Ab	0.65±0.18 Aa	19.89±0.72 Aa	52.03±27.69 Ab	10.43±6.87 Aa	136.70±30.81 Bb
W3	7.87±0.34 Aa	9.45±4.46 Ab	1.38±0.36 Ab	0.64±0.16 Aa	20.42±1.06 Aa	44.99±22.99 Ab	8.18±6.27 Aa	148.14±28.77 Ab

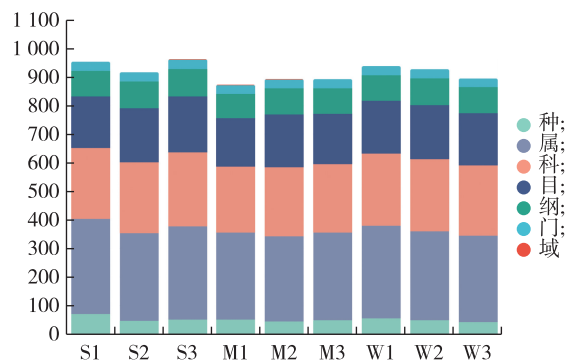
注:S,M,W 分别活动区(重度踩踏)、缓冲区(轻度踩踏)、背景区(对照)。S1 代表活动区内 0—10 cm 土层,S2 代表活动区内 10—20 cm 土层,S3 代表活动区内 20—30 cm 土层,其余类推;数据后不同字母代表差异显著( $P<0.05$ ),不同的大写字母表示同一土层不同踩踏程度之间差异显著,不同的小写字母表示同一踩踏程度不同土层之间差异显著。

### 3.2 不同踩踏程度和不同土层深度下土壤细菌群落组成

利用堆叠柱状图对不同踩踏程度和不同土层深度下细菌群落在域、门、纲、目、科、属、种水平含有的分类单元数进行统计。由图 2 可知,土壤细菌分类单元数在不同踩踏程度和不同土层下变化趋势不显著(871.25—953.25) ( $P>0.05$ )。在 0—10,10—20 cm 土层,活动区和背景区分类单元数略高于缓冲区(S1,W1>M1;S2,W2>M2);在 20—30 cm 土层,活动区分类单元数略高于其他 2 区(S3>M3,W3)。

由图 3 可知,在门水平上,本次试验的土样中含有 3 个主要细菌群,即酸杆菌门(Acidobacteriota)、变形菌门(Proteobacteria)、放线菌门(Actinobacteriota),且酸杆菌门为土壤中细菌的优势类群。在不同踩踏程度下,放线菌门相对丰度呈现出显著变化( $P<0.05$ ),随踩踏程度减弱呈现出由增加到减少的趋势(M>S>W);其他菌门变化不显著( $P>0.05$ )。在不同土层中,酸杆菌门、变形菌门相对丰度呈现出显著变化( $P<0.05$ ):0—10 cm 土层中的相对丰度显著高于 10—20,20—30 cm 土层( $P<0.05$ )。

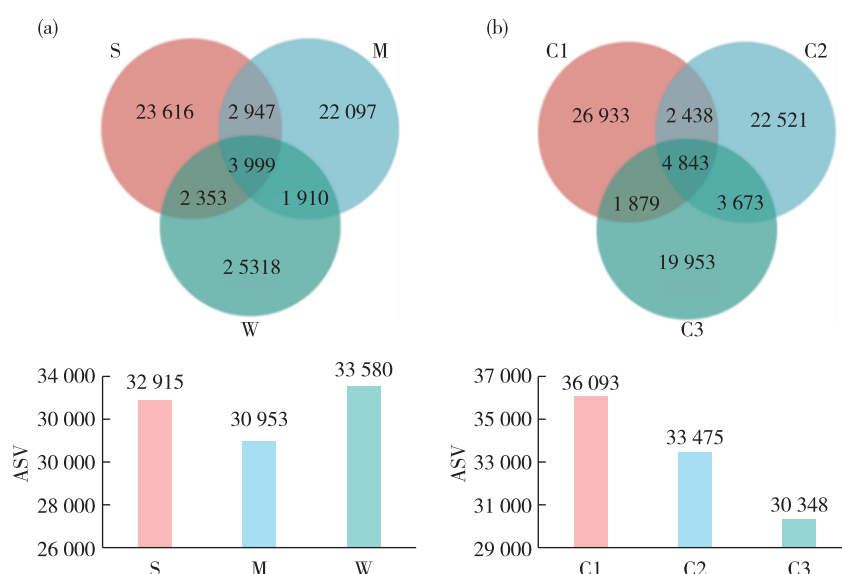




注: S, M 和 W 分别表示活动区(重度踩踏)、缓冲区(轻度踩踏)和背景区(对照)。S1, M1, W1 对应 0—10 cm 土层深度; S2, M2, W2 对应 10—20 cm 土层深度; S3, M3, W3 对应 20—30 cm 土层深度

图 2 不同踩踏程度土壤细菌的分类单元数

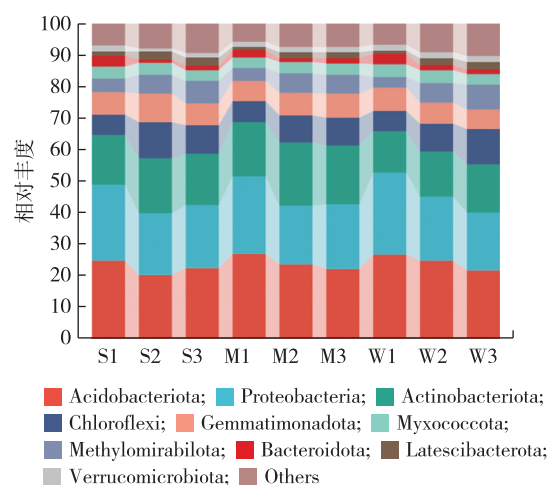
利用韦恩图进行群落分析, 直观地说明基于重叠和非重叠区域的不同踩踏强度下扩增子序列变体(ASV)组成的相似性和变化。如图 4(a) 所示, 活动区(S)、缓冲区(M)和背景区(W)土壤中细菌 ASV 数量分别为 32 915, 30 953, 33 580, 其中, 背景区(W)的数量最多; 3 个区域(S, M, W)土壤中中共有的细菌 ASV 数量为 3 999; 3 个区域(S, M, W)土壤中特有的细菌 ASV 数量分别为 23 616, 22 097, 25 318, 其中, 背景区(W)最多, 活动区(S)次之; 存在踩踏干扰的 2 区(S 和 M)中共有的土壤细菌 ASV 数量为 2 947, 高于其他 2 区共有情况。如图 4(b)



注: (a) 不同踩踏程度干扰下的细菌、(b) 不同土层深度中的细菌。S, M 和 W 分别表示活动区(重度踩踏)、缓冲区(轻度踩踏)和背景区(对照)。C1, C2 和 C3 分别代表 3 种不同的土层深度: 0—10, 10—20 和 20—30 cm

图 4 土壤微生物—细菌 ASV 数量

所示, 0—10, 10—20, 20—30 cm 土层深度(C1, C2, C3)土壤中细菌 ASV 数量分别为 36 093, 33 475, 30 348, 随土层深度的增加而减少; 3 个土层深度(C1, C2, C3)土壤中中共有的细菌 ASV 数量为 4 843; 3 个土层深度(C1, C2, C3)土壤中特有的细菌 ASV 数量分别为 26 933, 22 521, 19 953, 随土层深度的增加而减少; 此外, 10—20, 20—30 cm 土层深度(C2, C3)中共有的土壤中细菌 ASV 数量为 3 673, 高于其他 2 区共有情况。

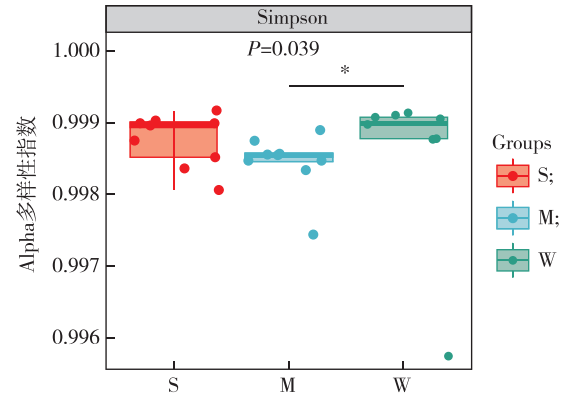


注: S, M 和 W 分别表示活动区(重度踩踏)、缓冲区(轻度踩踏)和背景区(对照)。S1, M1, W1 对应 0—10 cm 土层深度, S2, M2, W2 对应 10—20 cm 土层深度, S3, M3, W3 对应 20—30 cm 土层深度

图 3 不同踩踏程度土壤细菌门水平的相对丰度

Alpha 多样性是衡量微生物群落丰富度、多样性和均匀度的指标。本次试验选择了 Chao1, Pielou\_e, Shannon 和 Simpson 4 个指数来评估不同踩踏程度下、不同土层深度土壤细菌群落 Alpha 多样性。由图 5 可知,在缓冲区(M) ASV 水平细菌的 Simpson 指数显著低于背景区(W)。

如表 3 所示,与其他 2 组相比,缓冲区(M)的土壤细菌的各项 Alpha 多样性指数均最低;活动区(S)的 Simpson 指数和 Pielou\_e 指数最高,表明单个物种的优势较高且群落的均匀度较高;背景区(W)的 Chao1 指数最高,表明其细菌群落中独特物种的数量最高。



注:细菌的 Simpson 指数 Kruskal-Wallis T 检验; \* 代表  $P < 0.05$  显著差异;S,M 和 W 分别表示活动区、缓冲区、背景区

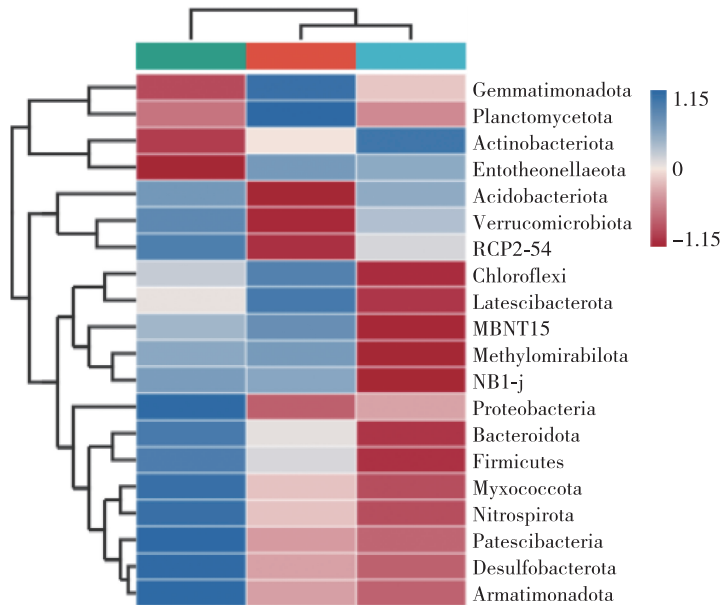
图 5 不同踩踏程度下 ASV 水平 Alpha 多样性指数

表 3 不同踩踏程度对土壤细菌多样性指数的影响

样区	Chao1	J	H'	D
活动区(S)	3 888.954 4±408.06	0.912 7±0.007 4	10.803 1±0.212 2	0.998 8±0.000 3
缓冲区(M)	3 696.607 8±337.70	0.904 8±0.009 2	10.661 8±0.185 9	0.998 4±0.000 4
背景区(W)	3 960.245 6±777.42	0.908 4±0.021 3	10.757 5±0.543 9	0.998 6±0.001 0

热图通常根据样本间丰度的相似性进行聚类,可以看到门水平群落组成的相似性和差异性。由图 6 可知,在门水平上,与踩踏处理相比,背景区(W)中的土壤在细菌种类和丰度方面表现更为突出;其次,观察到细菌丰度和多样性的变化,活动区

(S) 优于缓冲区(M);样本聚类分析揭示了背景区(W)与存在踩踏干扰的缓冲区(M)和活动区(S)之间存在远聚类关系,表明踩踏干扰可以诱导土壤中细菌种类和丰度的变化,不同踩踏水平对土壤中细菌种类和丰度的变化影响具有相似性。



注:S,M 和 W 分别表示活动区、缓冲区、背景区

图 6 不同踩踏程度下门水平的细菌群落热图

## 4 讨论

踩踏干扰对土壤生态系统既有积极影响,也有消极影响,而这些影响结果取决于干扰的强度以及土层深度等因素。需要进一步研究踩踏、土壤结构、土壤养分循环以及微生物群落之间的复杂相互作用。

本次试验结果表明,在城市森林公园中踩踏干扰对土壤物理性质的影响在不同干扰程度下、不同土层中表现出不同的结果<sup>[25]</sup>,这与李瑶等在喀斯特山地森林土壤中的研究结果相同<sup>[26]</sup>。同时,还表明,踩踏对土壤结构的正向影响一般发生在土壤中下层,在发生轻度踩踏干扰的缓冲区内土层深度10—20 cm和发生重度踩踏干扰的活动区内土层深度20—30 cm土壤的排水能力都较其他土层有所增强( $P<0.05$ )。良好的排水能力可以有效吸收、滞留和转移水分<sup>[27]</sup>,提升深层土壤的水土保持能力。土壤速效钾含量在重度踩踏干扰下0—10 cm土层和轻度干扰下10—20 cm土层中有显著提升,这可能是由于踩踏促进养分返回,增加营养元素的有效性<sup>[28-29]</sup>而导致。

土壤细菌在城市森林生态系统中发挥着重要作用<sup>[30]</sup>,促进养分循环与退化土壤修复等<sup>[31-33]</sup>。如本次试验中0—10 cm土层酸杆菌门的相对丰度显著高于其他土层( $P<0.05$ )。酸杆菌门对纤维素具有降解功能,可以加速植物残体的分解<sup>[34]</sup>,0—10 cm土层中存在丰富的枯枝落叶,酸杆菌门可以对枯落物进行分解,形成土壤腐殖质层,增加土壤养分帮助植被生长。此外,酸杆菌门多个分离株可以参与植物单碳化合物的代谢过程<sup>[35]</sup>,其中包含了对单碳化合物甲醛的代谢,0—10 cm土层作为土壤表层在受到踩踏干扰时直接与鞋底接触,鞋底橡胶磨损产生微小颗粒,橡胶颗粒中的甲醛也随之迁移至土壤中,因甲醛代谢的需要,酸杆菌门的相对丰度随之增加,关于以上论述的印证还有待进一步研究。同时,本次试验结果表明,踩踏干扰的存在会改变土壤细菌群落的种类及数量<sup>[36-37]</sup>。踩踏发生即会减少土壤细菌的种类及数量,削弱优势种群、破坏原有土壤细菌分布的均匀度,但随着踩踏强度的增加,发生重度踩踏时会使土壤细菌群落中特异性增加。这可能是由于随着踩踏强度的增加,土壤细菌会产生响应,保持活性的土壤细菌便会表现一定的优势度。例如,活动区内芽单胞菌门(*Gemmati-*

*monadota*)相对丰度显著提高( $P<0.05$ )。芽单胞菌门中的一些菌株具有一定的固氮功能,可以将空气中的氮气转化为植物可利用的氨基化合物,促进植物生长,帮助在踩踏干扰下含氮量降低的土壤完成固氮,提升氮的含量,改善土壤质量。本次试验结果显示土壤全氮以及碱解氮含量没有呈现随踩踏程度的增加而显著降低( $P>0.05$ ),这与刘倩倩等在紫金山的相关研究结果不同<sup>[38]</sup>,可能由于踩踏活动区内芽单胞菌门的固氮功能,补充了活动区内的土壤氮含量。此外,芽单胞菌门中的一些菌株可以通过分泌抗生素、产生类激素物质,从而抑制有害微生物活性,保护植物健康<sup>[39]</sup>,芽单胞菌门对其他土壤微生物的抑制则是其在踩踏干扰下优势度的体现。在不同踩踏程度下,放线菌门的相对丰度有显著变化( $P<0.05$ ),呈现出随踩踏程度减弱由增加到减少的趋势( $M>S>W$ ),放线菌门可以通过形成分枝菌丝,促进土壤团聚体的形成,增加土壤透气性、保水性和抗侵蚀能力,故本次试验中存在轻度踩踏干扰的缓冲区10—20 cm土层深度的土壤密度显著低于其他区域( $P<0.05$ ),这说明放线菌门的相对丰度增加,可以产生改善土壤密度的效果。

踩踏对城市森林公园土壤的影响需要长期且持续的研究,本试验仅进行了1次数据采集,在今后的研究中应对试验周期和配套试验等做更长期、更详细的设计,以探究影响与响应机制,合理有效地评价和维护城市森林公园土壤质量,为城市森林生态旅游发展提供更多的科学依据。

## 5 结论

重度踩踏和轻度踩踏对土壤理化性质和细菌群落结构均有影响,在不同干扰程度、不同土层中表现出不同的结果。踩踏对土壤结构的正向影响一般发生在土壤中下层。土壤结构的变化影响养分组成,扰乱养分循环,为细菌群落结构多样性的变化创造了先决条件。土壤细菌群落的改变也会对土壤结构与养分产生影响。因此,在监测、管理和改善城市森林公园环境的过程中,注重踩踏干扰对保持城市森林公园生态功能稳定性至关重要。

### 参考文献:

- [1] 周倩怡.游客感知视角下的生态系统文化服务满意度研究[D].雅安:四川农业大学,2023.
- [2] 杨财根,郭剑英.生态文明建设下城市森林公园旅游解说研

- 究——以南京紫金山森林公为例[J].西北林学院学报,2014,29(3):221-226.
- [3] 王敕敕,崔 珺,滕 臻.蜀山城市森林公园主要林分的土壤细菌群落特征及其影响因素[J].西北林学院学报,2024,39(5):176-186.
- [4] 马恩丽,方江平,屈兴乐.游客踩踏对植被和土壤影响研究进展[J].黑龙江农业科学,2023(7):127-131.
- [5] 杨浩楠.城市公园游客踩踏干扰对土壤植被影响研究——以上海市共青森林公园社会游径为例[D].上海:同济大学,2018.
- [6] 刘 静,徐峥静茹,彭培好,等.旅游踩踏对鸡冠山森林公园土壤微生物数量及酶活性的影响[J].江苏农业科学,2016,44(2):398-402.
- [7] 谭周进,肖启明,祖智波.旅游踩踏对张家界国家森林公园土壤微生物区系及活性的影响[J].土壤学报,2007,44(1):184-187.
- [8] FALKOWSKI P G, FENCHEL T, DELONG E F. The microbial engines that drive earth's biogeochemical cycles [J]. Science, 2008, 320(5879):1034-1039.
- [9] JIA G M, CAO J, WANG C, et al. Microbial biomass and nutrients in soil at the different stages of secondary forest succession in Ziulin, northwest China [J]. Forest Ecology & Management, 2005, 217(1):117-125.
- [10] FIERER N. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome[J]. Nature Reviews Microbiology, 2017, 15(1):579-590.
- [11] 张 倩,李文军.分布型过牧:一个被忽视的内蒙古草原退化的原因[J].干旱区资源与环境,2008,22(12):8-16.
- [12] 蔡安然.植物多样性与群落特征对放牧模拟的响应及土壤反馈[D].南京:南京农业大学,2022.
- [13] 刘 敏,张 涛,李 龙,等.旅游踩踏对梵净山植物根系真菌群落的影响[J].中国环境科学,2023,43(4):2017-2027.
- [14] 罗俊杰.游客踩踏干扰对武功山山地草甸的影响[D].南昌:江西农业大学,2016.
- [15] 黄晓霞,张 勇,和克俭,等.高寒草甸对旅游踩踏的干扰响应能力[J].草业学报,2014,23(2):333-339.
- [16] 王长庭,龙瑞军,王启兰,等.放牧扰动下高寒草甸植物多样性、生产力对土壤养分条件变化的响应[J].生态学报,2008,28(9):4144-4152.
- [17] 齐 洋.放牧制度对玛曲高寒草地植被和土壤的影响[D].北京:北京林业大学,2020.
- [18] 石 强,钟林生,汪晓菲.旅游活动对张家界国家森林公园植物的影响[J].植物生态学报,2004,28(1):107-113.
- [19] 孙玉真,王志泰,包 玉,等.城市遗存山体植被群落特征对不同的人为干扰方式及强度的响应[J].生态学报,2023,43(11):4632-4650.
- [20] 连经纬,邢 玮,万 欣,等.扬州城市森林负氧离子分布变化特征及其与气象因素的关系[J].南方农业学报,2024,55(4):1107-1117.
- [21] 范 勇.森林游憩对泰山风景名胜区土壤和植被的冲击及游憩环境承载力研究[D].泰安:山东农业大学,2007.
- [22] 鲍士旦.土壤农化分析[M].3版.北京:中国农业出版社,2000.
- [23] XU N, TAN G, WANG H, et al. Effect of biochar additions to soil on nitrogen leaching, microbial biomass and bacterial community structure[J]. European Journal of Soil Biology, 2016, 74:1-8.
- [24] ADAMS R I, MILETTO M, TAYLOR J W, et al. Dispersal in microbes: fungi in indoor air are dominated by outdoor air and show dispersal limitation at short distances [J]. The ISME Journal, 2013, 28(7):1262-1273.
- [25] 刘倩倩,李文穗,刘 翔,等.踩踏对城市森林林下草本层植被物种组成和多样性及土壤理化性质的影响[J].东北林业大学学报,2024,52(11):117-124.
- [26] 李 瑶,刘冬冬,车陆禄.喀斯特山地森林土壤入渗特征对人为踩踏的响应规律[J].水土保持学报,2021,35(4):96-105.
- [27] 阮长明,马绍东,王必海,等.金沙江干热河谷不同区段植被恢复对水土保持特征的影响[J/OL].中国水土保持科学(中英文)[2025-01-11].http://kns.cnki.net/kcms/detail/10.1449.S.20241014.1353.002.html.
- [28] HERATH H M S K. H, MARTA C A, MIKE H. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol [J]. Geoderma, 2013, 209-210:188-197.
- [29] 程基恒.四种林木凋落物在三种林分内的分解特征及其对土壤性质的影响[D].昆明:云南农业大学,2023.
- [30] 于天赫,张乃莉,于 爽,等.北京城市公园常见乔木土壤真菌群落特征及影响因素[J].生态学报,2021,41(5):1835-1845.
- [31] HARTMANN M, NIKLAUS P A, ZIMMERMANN S, et al. Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction [J]. Isme Journal, 2014, 8(1):226-244.
- [32] KUYPER T W, SUZ L M. Do ectomycorrhizal trees select ectomycorrhizal fungi that enhance phosphorus uptake under nitrogen enrichment? [J]. Forests, 2023, 14(3):20-25.
- [33] RINTA-KANTO J, TIMONEN S. Spatial variations in bacterial and archaeal abundance and community composition in boreal forest pine mycorrhizospheres [J]. European Journal of Soil Biology, 2020, 97(1):27-35.
- [34] PANKRATOV T A, IVANOVA A O, DEDYSH S N, et al. Bacterial populations and environmental factors controlling cellulose degradation in an acidic Sphagnum peat [J]. Environmental Microbiology, 2011, 13(7):1800-1814.
- [35] RADAJEWSKI S, WEBSTER G, REAY D S, et al. Identification of active methylotroph populations in an acidic forest soil by stable-isotope probing [J]. Microbiology, 2002, 148:2331-2342.
- [36] 张丽梅.药泉山土壤动物和土壤微生物群落对旅游踩踏的响应[D].哈尔滨:哈尔滨师范大学,2016.
- [37] 夏成康.亚热带农林凋落物分解碳和养分释放的主场效应及其机制[D].南昌:江西农业大学,2024.
- [38] 刘倩倩,彭孝楠,刘 鑫,等.踩踏干扰下紫金山土壤质量季节变化特征[J].南京林业大学学报(自然科学版),2022,46(3):185-193.
- [39] EGAMBERDIEVA D, RENELLA G, WIRTH S, et al. Secondary salinity effects on soil microbial biomass [J]. Biology and Fertility of Soils, 2010, 46(5):445-449.