

模拟酸雨对南亚热带森林凋落物分解和土壤呼吸的影响

王玄^{1,2}, 熊鑫¹, 张慧玲¹, 赵梦頔^{1,2}, 胡明慧^{1,2}, 褚国伟¹, 孟泽¹, 张德强^{1*}

1. 中国科学院华南植物园, 广东 广州 510650; 2. 中国科学院大学, 北京 100049

摘要: 基于鼎湖山野外模拟酸雨长期实验平台, 以原位分解实验探讨凋落物分解和土壤呼吸过程对酸雨胁迫的响应与适应机制。设置 3 个不同处理水平的模拟酸雨, 即 CK (pH=4.5 的天然湖水)、T1 (pH=3.5) 和 T2 (pH=3.0)。选取鼎湖山针阔叶混交林试验地优势树种木荷 (*Schima superba*) 和锥 (*Castanopsis chinensis*) 叶凋落物, 置于 PVC 分解环中进行原位分解实验, 每月测定分解环的土壤呼吸速率。15 个月 (2019 年 9 月—2021 年 1 月) 的实验结果显示, CK、T1 和 T2 处理下的木荷和锥凋落物分解残留率分别为 37.94%、40.63%、44.14% 和 21.92%、40.27%、48.72%; 在分解早期 (2019 年 9 月—2020 年 4 月), 不同酸雨处理水平没有表现出显著差异 ($P>0.05$), 而在分解后期 (2020 年 5 月至 2021 年 1 月) CK 和 T2 处理间差异显著 ($P<0.05$)。对照组 (未覆盖凋落物的分解环) 和覆盖木荷凋落物组中, 模拟酸雨显著降低了年土壤呼吸通量 ($P<0.05$), 但 T1 和 T2 处理间差异不显著 ($P>0.05$); 覆盖锥凋落物组 T2 处理下的年土壤呼吸通量显著低于 CK 处理 ($P<0.05$), 但 CK 和 T1、T1 和 T2 处理间差异不显著 ($P>0.05$)。结果表明, 高强度的模拟酸雨 (pH=3.0) 抑制了木荷和锥叶凋落物的分解, 但这种抑制作用只在凋落物分解的后期显现。模拟酸雨抑制了土壤呼吸, 凋落物覆盖在一定程度上减缓了这种抑制作用, 这种减缓效应与凋落物类型及酸雨强度有关。

关键词: 模拟酸雨; 南亚热带; 针阔叶混交林; 凋落物分解; 土壤呼吸速率; 土壤呼吸累积通量

DOI: 10.16258/j.cnki.1674-5906.2021.09.004

中图分类号: Q948; X171.1; S718.5

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2021) 09-1805-09

引用格式: 王玄, 熊鑫, 张慧玲, 赵梦頔, 胡明慧, 褚国伟, 孟泽, 张德强, 2021. 模拟酸雨对南亚热带森林凋落物分解和土壤呼吸的影响[J]. 生态环境学报, 30(9): 1805-1813.

WANG Xuan, XIONG Xin, ZHANG Huiling, ZHAO Mengdi, HU Minghui, CHU Guowei, MENG Ze, ZHANG Deqiang, 2021. Effects of simulated acid rain on litter decomposition and soil respiration in a low subtropical forest [J]. Ecology and Environmental Sciences, 30(9): 1805-1813.

酸雨作为当今世界最严重的环境问题之一, 其主要成因是人类活动如工业生产和汽车尾气等排放的二氧化硫和氮氧化物在大气或雨水中转化为硫酸和硝酸等 (Larssen et al., 2000; Zhang et al., 2007)。自工业革命以来, 全球二氧化硫和氮氧化物排放量持续增加 (Zhang et al., 2007), 致使欧洲、北美和中国南方相继成为全球三大酸雨区 (Duan et al., 2016)。尽管近年来全球酸性气体排放量有所下降, 但监测数据表明, 中国南方地区大气降水的 pH 值大多在 4.5—5.6 之间, 部分地区降水 pH 值在 4.5 以下 (Feng et al., 2021; 陈璇等, 2020)。森林作为陆地生态系统的重要组成部分, 同时也是酸雨的主要受体 (仇荣亮等, 1998), 长期的酸雨必然会引起森林生态系统结构和功能的改变, 进而影响系统内各元素的生物地球化学循环过程 (Schaberg et al., 2001; 刘菊秀等, 2003)。

土壤呼吸是生态系统碳循环的重要环节, 也是全球碳循环的主要通路 (杨玉盛等, 2004), 其对酸雨的响应亦受到国内外学者的普遍关注 (Lv et al., 2014; 刘源月等, 2010)。据估计, 每年全球土壤由于土壤呼吸作用向大气释放的碳约为 68 Pg, 超过全球陆地生物群落的总净初级生产力 (Raich et al., 1992), 仅次于植物总光合作用同化的碳量 (Bond et al., 2010)。由此可见, 土壤呼吸即使发生微小的变化, 其对全球碳循环, 尤其是对大气 CO₂ 浓度的变化将产生巨大的影响 (Lehmann et al., 2015)。凋落物分解是森林生态系统物质循环和能量流动的主要途径 (Wardle et al., 2004), 也是森林土壤呼吸的重要组成部分, 有研究估算得出, 地表凋落物和土壤有机质分解产生的 CO₂ 占全球土壤 CO₂ 排放通量的 74% (Raich et al., 1992)。全球范围内, 关于凋落物分解和土壤有机碳排放之间的关系已有广泛研

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41773088; 42107269); 中国博士后科学基金项目 (2020M682951); 广东科技特派员任务 (KTP20200050)

作者简介: 王玄 (1992 年生), 男, 硕士研究生, 研究方向为生态系统生态学。E-mail: wangx@scbg.ac.cn

*通信作者, E-mail: zhangdeq@scib.ac.cn

收稿日期: 2021-07-16

究 (Vasconcelos et al., 2004; Zimmermann et al., 2009), 但凋落物分解和土壤呼吸过程对环境变化 (如酸雨胁迫) 的响应与适应机制仍存在着诸多不确定性 (Lv et al., 2014; Wang et al., 2018; 王楠等, 2020)。森林土壤碳库是全球碳库的重要组成部分, 在全球碳循环中起着不可替代的作用 (Robert et al., 2017)。因此, 探索酸雨对森林凋落物分解和土壤呼吸的影响及其调控机制, 对了解和预测未来全球变化背景下森林土壤碳库乃至全球碳平衡格局的动态变化具有重要意义。

酸雨导致森林土壤酸化, 使土壤中碱性阳离子浸出, 加快养分淋失, 从而改变土壤微生物活性并以此影响凋落物分解和土壤呼吸 (Chen et al., 2015; Johnson et al., 2018)。多数研究发现, 酸雨会抑制凋落物分解, 并且随着酸雨强度增加, 其抑制作用更加明显 (Lv et al., 2014; 洪江华等, 2009), 主要原因是 pH 值的改变影响了微生物群落结构和相关酶活性 (Tang et al., 2019; 胡苑柳等, 2021)。关于酸雨对土壤呼吸的影响, 不同研究者报道的结果往往不同, 主要表现为促进作用 (刘源月等, 2011)、抑制作用 (Wu et al., 2016)、先促进后抑制 (王楠等, 2020) 或无显著影响 (Zheng et al., 2019) 等多种效应, 这与研究区域的植被类型、土壤性质、酸沉降特征 (酸沉降类型、强度、持续时间) 等密切相关。受实验手段的制约, 以往的研究大多是基于室内的模拟实验 (谢小赞等, 2009; 程锦萍等, 2021) 或采用网袋法进行凋落物分解实验 (洪江华等, 2009; 季晓燕等, 2013), 其研究结果能否适用于野外自然分解环境还难以定论。故有必要在酸雨问题严重的中国南方地区开展长期的野外控制试验, 深入探究酸雨对森林凋落物分解和土壤呼吸的影响及其机理。为此, 选择南亚热带地区的鼎湖山针阔叶混交林开展人工模拟酸雨控制试验, 通过设置不同梯度的酸雨处理, 采用原位破坏性取样的方法, 探究酸雨对南亚热带森林凋落物分解速率和土壤呼吸速率的影响; 同时对试验过程中相关的环境因子进行长期的跟踪观测, 以揭示凋落物分解和土壤呼吸过程对酸雨胁迫的响应与适应机制。研究结果有助于全球变化背景下南亚热带森林土壤碳汇潜力的科学预测与评估。

1 材料与方法

1.1 研究区域与样地概况

研究地位于广东省肇庆市的鼎湖山国家级自然保护区 (112°30'39"—112°33'41"E, 23°09'21"—23°11'30"N), 保护区总面积约为 1 155 hm², 最高峰鸡笼山海拔 1 000.3 m, 山体平均坡度为 30°—45°。

该区属南亚热带季风性气候, 雨热同期, 干湿季明显。年平均气温为 21.0 °C, 最冷月 (1 月) 和最热月 (7 月) 的平均温度分别为 12.0 °C 和 28.0 °C; 年降雨量 1 956 mm, 其中湿季 (4—9 月) 的降雨量约占全年的 76%; 年平均相对湿度为 80.8% (周存宇等, 2004; 王春林等, 2007)。近年来鼎湖山地区大气降水 pH 值范围在 3.5—6.0, 平均值为 4.38, 酸雨频率大于 90%, 主要无机离子有 SO₄²⁻、NH₄⁺、H⁺、NO₃⁻、Cl⁻ 和 Ca²⁺ 等, 降水类型有由硫酸性降水向硫酸-硝酸混合型转变的趋势 (朱圣洁等, 2011)。

保护区内存在着处于不同演替阶段的 3 种林型, 即马尾松林 (演替早期)、针阔叶混交林 (演替中期) 和季风常绿阔叶林 (演替顶级)。本研究选取的针阔叶混交林为南亚热带森林演替系列中期的典型森林, 由人工种植的马尾松林经阔叶树种的自然入侵而演替形成, 是保护区分布面积最大的森林类型, 林龄约为 100 年 (Huang et al., 2016)。群落垂直结构大致可分为 4 层, 其中乔木 2 层、灌木 1 层、草本 1 层, 此外还有少量藤本和附生等层间植物, 目前物种组成正快速趋同于演替顶级群落, 主要优势树种有马尾松 (*Pinus massoniana*)、木荷 (*Schima superba*)、锥 (*Castanopsis chinensis*) 和黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*) 等 (梁国华等, 2015)。

1.2 试验设计

2009 年初在针阔叶混交林样地设置了 9 个 10 m×10 m 的样方, 用于开展模拟酸雨实验。每个样方四周用水泥板材围起, 水泥板材插入地表下 20 cm, 地上部分高出地表 5 cm, 每个样方之间预留 3 m 宽的缓冲带。根据鼎湖山地区近年来大气降雨的酸度、化学元素组成及其变化趋势, 以 H₂SO₄-HNO₃ 体积比为 1:1 的水溶液用作模拟酸雨试验溶液, 设置 3 个酸雨强度处理, 分别为 CK (pH 值 4.5 的天然湖水)、T1 (pH 值 3.5)、T2 (pH 值 3.0), 每个处理设置 3 个重复样方。2009 年 6 月开始进行模拟酸雨处理, 每月的月初和月中将配制好的 40 L 模拟酸雨, 人工均匀喷洒在对应的样方内。在模拟酸雨喷淋期间, T1 和 T2 接受的 H⁺ 输入量分别为 32、96 mol·hm⁻²·a⁻¹, 相当于自然穿透雨 H⁺ 输入量的 1.0 倍和 3.0 倍 (梁国华等, 2015)。

2019 年 7 月, 在每个酸度处理下设置 5 组重复的凋落物分解试验小区, 分布在 3 个重复样方中 (其中一个样方布置 1 组, 其他两个样方各布置 2 组)。每个试验小区由未覆盖凋落物的对照组、覆盖木荷凋落物组和覆盖锥凋落物组构成; 对照组设置 1 个 PVC 分解环 (直径 20 cm、高 25 cm、高出地面 5 cm), 覆盖木荷凋落物组和覆盖锥凋落物组各设置 6 个分解环 (用于 6 次破坏性采样), 分解环上方覆

盖尼龙网罩, 以遮挡自然凋落物(图1)。2019年9月初, 将收集的锥和木荷叶凋落物置于各分解环中(每个环内放置10g凋落物)开展原位分解实验。试验期间, 在每个分解小区分别选定一个覆盖木荷凋落物、覆盖锥凋落物和无凋落物覆盖(对照)分解环(图1蓝色环)作为固定测定土壤呼吸的分解环, 每月月初进行1次土壤呼吸的测定; 破坏性采样分别在分解开始后第2、4、7、10、13、15个月月初进行(共6次), 每次在覆盖木荷凋落物组和覆盖锥凋落物组随机选取1个分解环, 回收木荷和锥残余凋落物以计算凋落物分解残留率, 同时挖取分解环内的土壤样品(0—10cm); 最后一次采样时(2021年1月), 将对照组分解环内的土壤样品(0—10cm)一同取出。

1.3 土壤呼吸速率和温湿度的测定

2019年10月—2021年1月, 每月月中旬使用静态箱法将土壤呼吸气体采集到500mL的气袋中, 采集时间为上午09:00—11:00(Tang et al., 2006), 将气袋带回华南植物园后使用温室气体分析仪(G2508, Picarro公司, USA)进行测样。在采集气体样品的同时使用土壤温湿度速测仪(takeme-10, 大连哲勤科技有限公司)测定每个分解组10cm深度的土壤温度和湿度。

1.4 凋落物分解残留率的测定

每次采样时用镊子将分解环内残余的凋落物样品收集到信封中(锥和木荷各5份), 带回实验室, 用小毛刷清除附着于凋落物叶上的泥土并清洗干净后, 放至60℃烘箱中烘至恒重。对烘干后的凋落物样品进行称重, 计算其分解残留率。

1.5 土壤pH值、微生物生物量的测定

土壤样品的采集: 用内径5cm的土钻和小铲等工具采集0—10cm的环内土壤, 装入布袋并做好标记带回实验室, 用镊子剔除样品中可见的植物

残体和砾石后, 迅速过2mm网筛。对2021年1月采集的土壤进行了土壤微生物量碳的测定, 采用氯仿熏蒸浸提法, 计算土壤中的微生物量碳; 同时对试验开始前(2019年8月)的土壤本底pH值进行了测定, 以1mol·L⁻¹氯化钾溶液浸提(水土比为2.5:1)后用pH计(PH510, Alalis, Shanghai, China)测定。

1.6 数据处理

应用统计软件SPSS 20进行数据处理分析, 采用重复测量方差分析检验土壤呼吸、土壤温度、土壤湿度和凋落物分解残留率在处理间随时间变化的差异显著性; 单因素方差分析检验年土壤呼吸通量、土壤pH值和土壤微生物量在处理间的差异显著性; 回归分析方法建立土壤温度、土壤湿度与土壤呼吸速率之间的统计关系。土壤呼吸与温度之间关系采用指数模型:

$$y=ae^{bt} \quad (1)$$

式中:

y ——土壤呼吸速率;

t ——土壤温度;

a ——温度为0℃时的土壤呼吸(Luo et al., 2001);

b ——温度反应系数。

Q_{10} 值通过下式确定(Xu et al., 2001):

$$Q_{10}=e^{10b} \quad (2)$$

凋落物残留率通过下式计算:

$$f_d=(T_d/T_0) \times 100\% \quad (3)$$

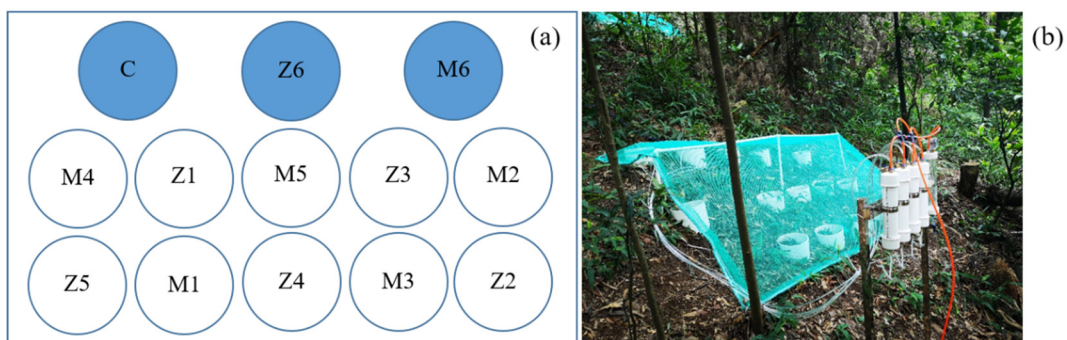
式中:

f_d ——某一时刻凋落物残留率;

T_d ——某一时间凋落物干质量;

T_0 ——初始时间干质量。

应用SigmaPlot 14.0软件作图。



C: 对照组(未覆盖凋落物), M: 覆盖木荷凋落物组, Z: 覆盖锥凋落物组, 下同。M1、Z1: 凋落物第一次采样
C: control group (without litter cover); M: *Schima superba* litter cover group; Z: *Castanopsis chinensis* litter cover group, The same below. M1, Z1: Litter sampling for the first time

图1 凋落物分解实验小区示意图(a)和实例图(b)

Fig. 1 Layout (a) and example (b) of litter decomposition experiment plot

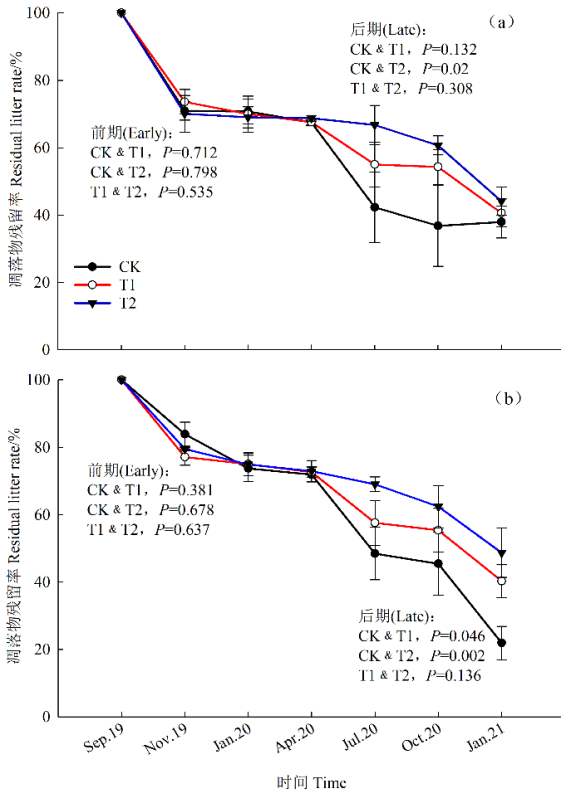
2 结果与分析

2.1 模拟酸雨对凋落物分解的影响

经过 15 个月的分解,木荷和锥凋落物的分解残留率在 CK、T1 和 T2 处理下分别为 37.94%、40.63%、44.14%和 21.92%、40.27%、48.72% (图 2)。模拟酸雨对凋落物分解的影响与分解阶段和酸处理强度有关。在分解前期(2019 年 9 月—2020 年 4 月),木荷和锥凋落物的分解残留率在不同酸度处理下均没有表现出显著差异 ($P>0.05$);在分解后期(2020 年 5 月—2021 年 1 月),T2 处理下木荷和锥凋落物的分解残留率均显著高于 CK 处理 ($P<0.05$)。

2.2 模拟酸雨对土壤呼吸的影响

如图 3 所示,2019 年 10 月—2021 年 1 月观测周期内,各处理组不同酸度处理下的土壤呼吸速率均表现出明显的季节动态,湿季(2020 年 4—9 月)土壤呼吸速率显著高于干季(2019 年 10 月—2020 年 3 月) ($P<0.05$)。对照组、覆盖木荷凋落物组、



$n=5$; CK: pH=4.5, T1: pH=3.5, T2: pH=3.0。

P 值为重复测量方差分析结果。下同

P value is the result of repeated measures ANOVA. The same below

图 2 不同酸度处理下木荷 (a) 和锥 (b) 凋落物的分解残留率

Fig. 2 Litter decomposition residual rate of *Schima superba* (a) and *Castanopsis chinensis* (b) among different acid treatments

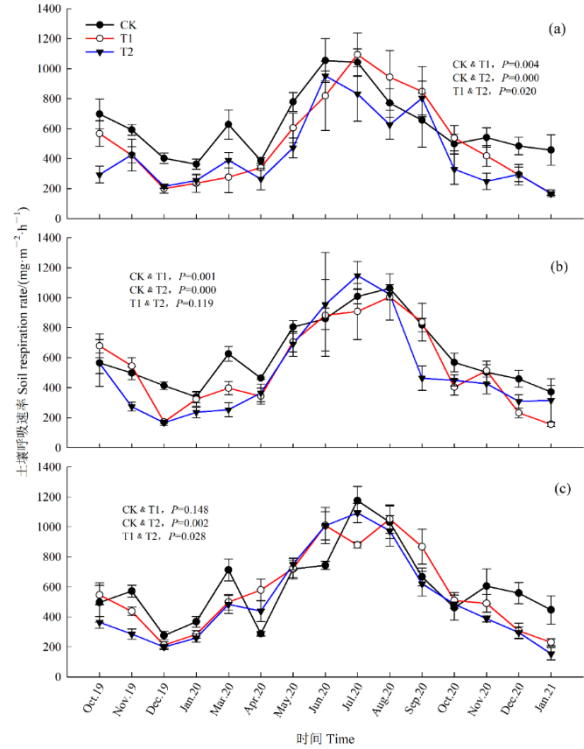
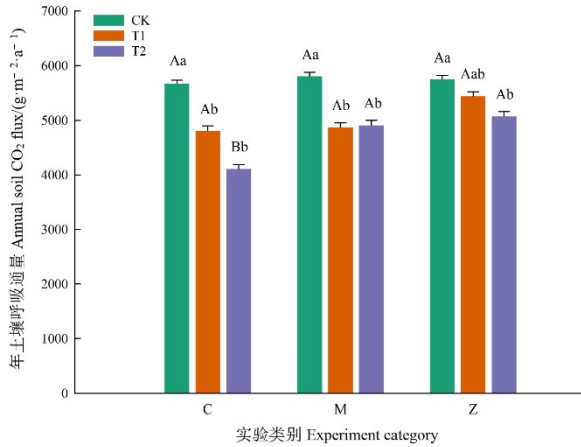


图 3 不同酸度处理下未覆盖凋落物的对照组 (a)、覆盖木荷凋落物组 (b) 和覆盖锥凋落物组 (c) 土壤呼吸速率的季节动态 (2019 年 10 月—2021 年 1 月)

Fig. 3 Seasonal dynamics in soil respiration rates of without litter (a), *schima superba* litter (b) and *Castanopsis chinensis* litter (c) among different acid treatments (from October 2019 to January 2021)

覆盖锥凋落物组湿季平均土壤呼吸速率分别为干季的 1.91、1.99、2.01 倍。对 15 个月观测期土壤呼吸速率的分析结果显示,对照组中 3 个处理间均有显著差异 ($P<0.05$);覆盖木荷凋落物组 CK 与 T1、T2 处理间差异显著 ($P<0.05$), T1 和 T2 处理间不显著 ($P>0.05$);覆盖锥凋落物组 T2 与 CK、T1 处理间差异显著 ($P<0.05$), CK 和 T1 处理间无显著差异 ($P>0.05$)。

模拟酸雨显著抑制了各处理组的土壤呼吸 (图 4)。计算了观测周期内一年的土壤呼吸通量(2020 年 1 月—2021 年 1 月,其中 2020 年 2 月因疫情影响未采样),结果显示,对照组年土壤呼吸通量在 CK、T1、T2 处理下分别为 (5669.67 ± 67.32) 、 (4811.89 ± 89.59) 、 (4110.22 ± 77.14) $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,覆盖木荷凋落物组的年土壤呼吸通量在 CK、T1、T2 处理下分别为 (5809.99 ± 71.23) 、 (4868.79 ± 84.79) 、 (4908.23 ± 92.68) $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,覆盖锥凋落物组的年土壤呼吸通量在 CK、T1、T2 处理下分别为 (5751.36 ± 74.76) 、 (5441.88 ± 81.90) 、 (5072.19 ± 90.13) $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。对照组和覆盖木荷凋落物组中,模拟酸雨处理显著降低了年土壤呼吸通量 ($P<0.05$),但 T1



不同大写字母表示同一酸度处理下差异显著 ($P < 0.05$), 不同小写字母表示不同酸度处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同
Different lowercase letters indicate significant differences among different acid treatments ($P < 0.05$). The same below

图4 不同酸度处理间的年土壤呼吸通量
(2020年1月—2021年1月)

Fig. 4 Annual soil respiration fluxes among different acid treatments (January 2020 to January 2021)

和 T2 处理间差异不显著 ($P > 0.05$); 覆盖锥凋落物组的年土壤呼吸通量在 CK 和 T2 处理间差异显著 ($P < 0.05$), 但 CK 和 T1、T1 和 T2 处理间差异不显著 ($P > 0.05$)。同一酸度处理下, 3 个处理组的年土壤呼吸通量在 CK 和 T1 处理下差异不显著 ($P > 0.05$); T2 处理下对照组的年土壤呼吸通量显著低于覆盖木荷和锥凋落物组 ($P < 0.05$), 木荷和锥凋落物组间无显著差异 ($P > 0.05$)。

2.3 模拟酸雨对土壤温湿度的影响

土壤温度和土壤湿度在不同酸度处理下均表现出明显的季节动态, 湿季较高, 干季较低。15 个月的测定周期内, 不同酸度处理间的土壤温度和土壤湿度均无显著差异 ($P > 0.05$) (图 5)。

2.4 土壤呼吸速率与土壤温湿度的关系

将土壤呼吸速率和土壤温、湿度进行相关性分析 (表 1), 结果显示, 对照组、覆盖木荷凋落物组和锥凋落物组在 CK、T1 和 T2 处理下土壤温度与土壤呼吸速率均呈显著指数回归关系 ($P < 0.05$); 除覆盖锥凋落物组的 CK 处理外, 土壤湿度与土壤呼吸速率均呈现出显著的直线回归关系 ($P < 0.05$)。根据土壤呼吸速率与土壤温度之间的指数回归关系, 可得出其相应的土壤呼吸温度敏感性系数 Q_{10} 值。如表 1 所示, 覆盖锥凋落物组的 Q_{10} 值在 CK、T1 和 T2 处理下分别为 1.51、2.01、2.34, 随酸度增加而增大; 对照组和覆盖木荷凋落物组的 Q_{10} 值在 CK、T1 和 T2 处理下分别为 1.54、2.59、2.20 和 1.67、2.53、2.03, 随酸度增加表现出先增大而后略

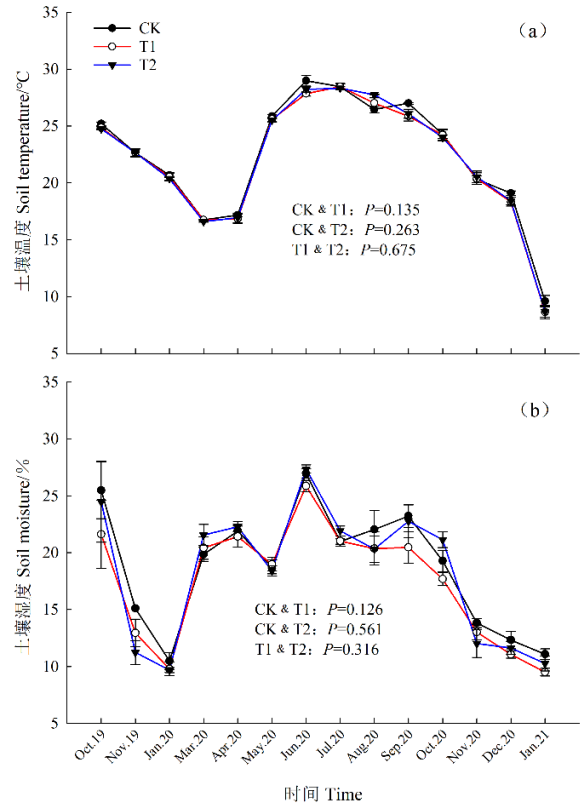


图5 不同酸度处理下土壤温度 (a) 和土壤湿度 (b) 的季节动态 (2019年10月—2021年1月)

Fig. 5 Seasonal dynamics in soil temperature (a) and soil moisture (b) among different acid treatments (October 2019 to January 2021)

为减小。

2.5 模拟酸雨对土壤 pH 值、微生物生物量碳的影响

土壤 (0—10 cm) pH 值在 T1 处理下没有表现出显著差异 ($P > 0.05$), 在 T2 处理下显著降低 ($P < 0.05$) (图 6a)。对照组在 CK、T1 和 T2 处理下的土壤微生物生物量碳质量分数分别为 (265.32 ± 23.11)、(155.87 ± 29.52)、(80.84 ± 29.48) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 覆盖木荷凋落物组在 CK、T1、T2 处理下的土壤微生物生物量碳质量分数分别为 (321.89 ± 11.76)、(371.73 ± 40.66)、(397.53 ± 37.99) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 覆盖锥凋落物组在 CK、T1、T2 处理下的土壤微生物生物量碳质量分数分别为 (398.29 ± 54.96)、(330.22 ± 22.28)、(379.79 ± 31.93) $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 6b)。模拟酸雨显著降低了对照组的土壤微生物生物量碳含量 ($P < 0.05$), 但 T1 和 T2 处理之间差异不显著 ($P > 0.05$) (图 4b); 模拟酸雨对覆盖凋落物组的土壤微生物生物量碳含量没有显著影响 ($P > 0.05$)。同一酸度处理下, T1 和 T2 处理下覆盖凋落物组的土壤微生物生物量显著高于对照组 ($P < 0.05$), 但覆盖木荷和锥凋落物组之间无显著差异 ($P > 0.05$); CK 处理下覆盖锥凋落物组显著

表 1 模型 $R=ae^{bt}$ 和 $R=aM+b$ 分别拟合土壤呼吸速率与 0—10 cm 土壤温度和土壤湿度的关系Table 1 Models $R=ae^{bt}$ and $R=aM+b$ fit the relationship between soil respiration rate (R , $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) and soil temperature (t , $^{\circ}\text{C}$) and soil moisture (M , %) between 0 and 10 cm, respectively

组别 Group	处理 Treatment	$R=ae^{bt}$					$R=aM+b$				
		a	b	P	Q_{10}	r^2	a	b	P	r^2	
C	CK	234.65±63.61	0.043±0.012	0.004	1.54	0.521	169.377±162.896	25.955±8.642	0.011	0.429	
	T1	57.57±14.57	0.095±0.011	0.000	2.59	0.859	-94.247±215.172	35.073±11.415	0.010	0.440	
	T2	69.65±24.94	0.079±0.016	0.000	2.20	0.676	-89.499±189.842	30.014±10.072	0.011	0.425	
M	CK	195.91±53.31	0.051±0.012	0.001	1.67	0.600	121.230±172.056	28.588±9.128	0.009	0.450	
	T1	63.49±16.86	0.093±0.012	0.000	2.53	0.841	-51.622±199.044	34.133±10.560	0.007	0.465	
	T2	96.06±41.05	0.071±0.019	0.003	2.03	0.546	-75.763±243.632	33.656±12.925	0.023	0.361	
Z	CK	239.75±86.82	0.041±0.016	0.025	1.51	0.354	328.572±224.551	16.739±11.913	0.185	0.141	
	T1	115.08±37.74	0.070±0.014	0.000	2.01	0.664	-96.607±163.836	38.514±8.692	0.001	0.621	
	T2	71.42±28.60	0.085±0.018	0.000	2.34	0.660	-153.684±217.973	38.474±11.564	0.006	0.480	

平均值±标准误差 ($n=5$); r^2 为决定系数。C: 对照组 (未覆盖凋落物), M: 覆盖木荷凋落物组, Z: 覆盖锥凋落物组。CK: pH=4.5, T1: pH=3.5, T2: pH=3.0

Mean±SE ($n=5$). r^2 is the coefficient of determination. C: control group (not covered with litter); M: *Schima superba* litter cover group; Z: *Castanopsis chinensis* litter cover group

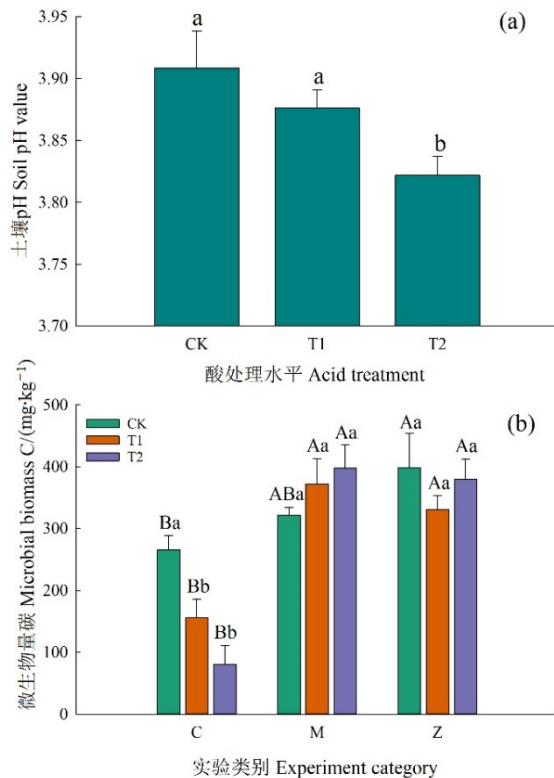


图 6 不同酸度处理间土壤 pH 值 (a) 和土壤微生物量碳 (b)
Fig. 6 Soil pH value (a) and soil microbial biomass carbon (b)
among different acid treatments

高于对照组 ($P<0.05$), 覆盖木荷凋落物组与覆盖锥凋落物组和对照组间差异不显著 ($P>0.05$)。

3 讨论

与大多数研究结果一致, 本研究显示长期模拟酸雨降低了土壤的 pH 值 (图 6a)。而土壤 pH 的降低会加速土壤养分流失, 改变土壤微生物活性 (Chen et al., 2015)。多数研究表明, 模拟酸雨显著降低了土壤微生物生物量 (Wang et al., 2010; Lv et

al., 2014), 但也有研究指出模拟酸雨对土壤微生物生物量没有显著影响, 甚至出现增加的趋势 (Qiu et al., 2015; Wang et al., 2018), 这种差异往往由气候、土壤和植被类型的不同而导致 (王娇等, 2021)。本研究结果显示模拟酸雨显著降低了对照组的土壤微生物生物量碳 (图 6b), 这与梁国华等 (2015) 早期在此样地的研究结果一致。模拟酸雨减少了土壤中微生物易于利用的活性有机碳组分, 同时土壤酸化引发了“铝毒效应”, 导致土壤微生物生物量的显著降低 (Wu et al., 2016)。然而, 本研究中覆盖凋落物组的土壤微生物生物量碳在不同酸度处理下并没有呈现出显著的变化趋势, 但同一酸度处理下, 覆盖凋落物组的土壤微生物生物量碳均显著高于对照组。造成这种结果的原因可能有两个, 一是凋落物的添加为土壤微生物补充了新鲜的活性有机物 (Blagodatsky et al., 2010); 另外, 凋落物层对酸雨具有一定的缓冲作用 (江军等, 2019; 刘自强等, 2019)。

酸雨对土壤微生物活性的胁迫作用随之会抑制森林凋落物的分解 (季晓燕等, 2013), 且这种抑制作用会随酸雨强度的增加而增强 (Dangles et al., 2004; Wang et al., 2010; Tang et al., 2019)。本研究结果显示, 在分解前期, 模拟酸雨处理并没有显著改变木荷和锥凋落物的分解速率; 在分解后期, 高强度的酸雨处理 (pH=3.0) 显著降低了木荷和锥凋落物的分解速率 (图 2)。这表明酸雨对凋落物分解的抑制作用不仅与酸雨强度有关, 同时也受到凋落物分解阶段的影响。在凋落物分解的早期阶段, 底物的可利用性较高, 其分解过程受到的微生物限制较小 (Prescott, 2010), 由此可能造成酸雨对凋落物分解速率的影响并不显著; 而在凋落物分解后期, 由于高强度的酸雨处理下微生物丰度及活性显著降低 (胡苑柳等, 2021), 导致凋落物分解速率降低。

酸雨导致土壤微生物活性及随之产生的凋落物分解速率的降低, 是影响土壤呼吸的重要因素 (Lv et al., 2014; 刘源月等, 2010)。其次, 有无凋落物覆盖也影响着有机碳的供应和土壤碳周转速率, 最终影响森林土壤的呼吸速率 (王光军等, 2009a; 孙丽娟等, 2011; 吴鹏等, 2015)。本结果显示: 模拟酸雨显著降低了对照组(未覆盖凋落物)和覆盖凋落物组的年土壤呼吸通量(图4), 这与酸雨胁迫导致土壤微生物活性和凋落物分解速率下降有关 (Tang et al., 2019; 季晓燕等, 2013; 胡苑柳等, 2021); 然而, 在覆盖锥凋落物组, 低强度的酸雨处理 (pH=3.5) 对年土壤呼吸通量的影响并不显著, 表明凋落物覆盖在一定程度上减缓了酸雨对土壤呼吸的抑制作用, 但这种减缓效应与凋落物类型及酸处理强度有关。对同一酸度处理下不同处理组的分析结果显示, 除高强度的酸雨 (pH=3.0) 处理外, 覆盖凋落物组的年土壤呼吸通量与对照组没有显著差异 (图4)。结果表明, 覆盖凋落物并没有显著提高土壤的呼吸通量, 其中可能存在着“负激发效应”, 即凋落物的添加抑制了原有土壤有机质的分解, 因为微生物可能会优先利用新鲜易分解的有机物 (Guenet et al., 2010; Lyu et al., 2018)。值得注意的是, 高强度的酸雨处理抑制了这种激发效应, 该处理下覆盖凋落物组的年土壤呼吸通量显著高于未覆盖凋落物的对照组。

土壤温度和土壤湿度是影响土壤呼吸的两个主要环境因子 (Rey et al., 2002)。本研究中各处理组不同酸处理下土壤呼吸速率均与土壤温度呈显著的指数回归关系 (表1), 这与多数研究的结果是一致的 (Sulzman et al., 2005; 王光军等, 2009b; 周小刚等, 2012)。 Q_{10} 值的全球变化范围一般在 1.8—4.1 之间 (Xu et al., 2001; Bååth et al., 2003), 本文中的 Q_{10} 值均处于该范围内, 且大致表现为随模拟酸雨强度增加而增大, 表明模拟酸雨使土壤呼吸的温度敏感性增强, 其原因可能是土壤 pH 的改变使土壤酶活性和根系呼吸强度产生差异 (Atkin et al., 2000; 谢小赞等, 2009), 导致 Q_{10} 值的变化。土壤湿度与土壤呼吸速率呈现出显著的直线回归关系 (表1), 这与他人的研究结果也较为一致 (李雅红, 2010; 孙鹭, 2018)。

4 结论

本研究结果表明, 高强度的酸雨抑制了木荷和锥叶凋落物的分解, 但这种抑制作用只在凋落物分解的后期显现。模拟酸雨抑制了土壤呼吸, 凋落物覆盖在一定程度上减缓了这种抑制作用, 这种减缓效应与凋落物类型及酸雨强度有关。土壤温度和湿

度是影响土壤呼吸的两个主要环境因子, 模拟酸雨增强了土壤呼吸的温度敏感性。

参考文献:

- ATKIN O K, EDWARDS E J, LOVEYS B R, 2000. Research Review: Response of Root Respiration to Changes in Temperature and Its Relevance to Global Warming [J]. *New Phytologist*, 147(1): 141-154.
- BÅÅTH E, WALLANDER H, 2003. Soil and rhizosphere microorganisms have the same Q_{10} for respiration in a model system [J]. *Global Change Biology*, 9(12): 1788-1791.
- BLAGODATSKY S, BLAGODATSKAYA E, YUYUKINA T, et al., 2010. Model of apparent and real priming effects: linking microbial activity with soil organic matter decomposition [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 42(8): 1275-1283.
- BOND L B, THOMSON A, 2010. Temperature-associated increases in the global soil respiration record [J]. *Nature*, 464(7288): 132-137.
- CHEN S T, ZHANG X, LIU Y F, et al., 2015. Simulated acid rain changed the proportion of heterotrophic respiration in soil respiration in a subtropical secondary forest [J]. *Applied Soil Ecology*, 86: 148-157.
- DANGLES O, GESSNER M O, GUEROLD F, et al., 2004. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning [J]. *Journal of Applied Ecology*, 41(2): 365-378.
- DUAN L, YU Q, ZHANG Q, et al., 2016. Acid deposition in Asia: Emissions, deposition, and ecosystem effects [J]. *Atmospheric Environment*, 146: 55-69.
- FENG Q, LI Y L, WEN J H, et al., 2021. Analysis of wet deposition characteristics in the city of Guilin, China [J]. *Environmental monitoring and assessment*, DOI: 10.1007/s10661-021-09396-1.
- GUENET J, LELOUP X, RAYNAUD G, et al., 2010. Negative priming effect on mineralization in a soil free of vegetation for 80 years [J]. *European Journal of Soil Science*, 61(3): 384-391.
- HUANG W J, HAN T F, LIU J X, et al., 2016. Changes in soil respiration components and their specific respiration along three successional forests in the subtropics [J]. *Functional Ecology*, 30(8): 1466-1474.
- JOHNSON J, PANNATIER E G, CARNICELLI S, et al., 2018. The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition [J]. *Global Change Biology*, 24(8): 3603-3619.
- LARSEN T, CARMICHAEL G R, 2000. Acid rain and acidification in China: the importance of base cation deposition [J]. *Environmental Pollution*, 110(1): 89-102.
- LEHMANN J, KLEBER M, 2015. The contentious nature of soil organic matter [J]. *Nature*, 528(7580): 60-68.
- LUO Y Q, WAN S Q, HUI D F, et al., 2001. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie [J]. *Nature*, 413(6856): 622-625.
- LV Y N, WANG C Y, JIA Y Y, et al., 2014. Effects of sulfuric, nitric, and mixed acid rain on litter decomposition, soil microbial biomass, and enzyme activities in subtropical forests of China [J]. *Applied Soil Ecology*, 79: 1-9.
- LYU M K, XIE J S, MATTHEW A, et al., 2018. Simulated leaf litter addition causes opposite priming effects on natural forest and plantation soils [J]. *Biology and Fertility of Soils*, 54(8): 925-934.
- PRESCOTT C E, 2010. Litter decomposition: What controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? [J]. *Biogeochemistry*, 101: 133-149.
- QIU Q Y, WU J P, LIANG G H, et al., 2015. Effects of simulated acid rain on soil and soil solution chemistry in a monsoon evergreen broad-leaved forest in southern China [J]. *Environmental monitoring and assessment*, 187(5): 272.1-272.13.
- RAICH J W, SCHLESINGER W H, 1992. The global carbon-dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate [J]. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology*, 44: 81-99.
- REY A, PEGORARO E, TEDESCHI V, et al., 2002. Annual variation in soil respiration and its components in a coppice oak forest in Central Italy [J]. *Global Change Biology*, 8(9): 851-866.
- ROBERT B J, KATE L, SUSAN E C, et al., 2017. The ecology of soil carbon: Pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls [J]. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48: 419-445.
- SCHABERG P G, DEHAYES D H, HAWLEY G J, 2001. Anthropogenic

- Calcium Depletion: A Unique Threat to Forest Ecosystem Health? [J]. *Ecosystem Health*, 7(4): 214-228.
- SULZMAN E W, BRANT J B, BOWDEN R D, et al., 2005. Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO₂ efflux in an old growth coniferous forest [J]. *Biogeochemistry*, 73(1): 231-256.
- TANG L, LIN Y H, HE X B, et al., 2019. Acid rain decelerates the decomposition of *Cunninghamia lanceolata* needle and *Cinnamomum camphora* leaf litters in a karst region in China [J]. *Ecological Research*, 34(1): 193-200.
- TANG X L, LIU S G, ZHOU G Y, et al., 2006. Soil-atmospheric exchange of CO₂, CH₄, and N₂O in three subtropical forest ecosystems in southern China [J]. *Global Change Biology*, 12(3): 546-560.
- VASCONCELOS S S, ZARIN D J, CAPANU M, et al., 2004. Moisture and substrate availability constrain soil trace gas fluxes in an eastern Amazonian regrowth forest [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(2): 193-204.
- WANG C, GUO P, HAN G, et al., 2010. Effect of simulated acid rain on the litter decomposition of *Quercus acutissima* and *Pinus massoniana* in forest soil microcosms and the relationship with soil enzyme activities [J]. *Science of the Total Environment*, 408(13): 2706-2713.
- WANG Q, KWAK J H, CHOI W J, et al., 2018. Decomposition of trembling aspen leaf litter under long-term nitrogen and sulfur deposition: Effects of litter chemistry and forest floor microbial properties [J]. *Forest Ecology and Management*, 41: 53-61.
- WARDLE D A, BARDGETT R D, KLIRONOMOS J N, et al., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota [J]. *Science*, 304(5677): 1629-1633.
- WU J P, LIANG G H, HUI D F, et al., 2016. Prolonged acid rain facilitates soil organic carbon accumulation in a mature forest in Southern China [J]. *Science of the Total Environment*, 544: 94-102.
- XU M, QI Y, 2001. Spatial and seasonal variations of Q₁₀ determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevada Forest [J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 15(3): 687-696.
- ZHANG J E, YING O, LING D J, 2007. Impacts of simulated acid rain on cation leaching from the Latosol in south China [J]. *Chemosphere*, 67(11): 2131-2137.
- ZHENG W, LI R, YANG Q, et al., 2019. Short-term response of soil respiration to simulated acid rain in *Cunninghamia lanceolata* and *Michelia macclurei* plantations [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 19(3): 1239-1249.
- ZIMMERMANN M, MEIR P, BIRD M, et al., 2009. Litter contribution to diurnal and annual soil respiration in a tropical montane cloud forest [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(6): 1338-1340.
- 陈璇, 章家恩, 向慧敏, 等, 2020. 2008—2018年广东省酸雨的变化趋势研究[J]. *生态环境学报*, 29(6): 1198-1204.
- CHEN X, ZHANG J E, XIANG H M, et al., 2020. Study on the changing trend of acid rain in Guangdong province from 2008 to 2018 [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 29(6): 1198-1204.
- 程锦萍, 王鹭, 唐志珍, 等, 2021. 模拟酸雨对我国亚热带森林土壤有机碳矿化的影响研究[J/OL]. *农业资源与环境学报*: 1-11 [2021-09-08]. <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0093>.
- CHENG J P, WANG L, TANG Z Z, et al., 2021. Effects of simulated acid rain on soil organic carbon mineralization in subtropical forests of China [J]. *Journal of agricultural resources and environment*: 1-11 [2021-09-08]. <https://doi.org/10.13254/j.jare.2021.0093>.
- 洪江华, 江洪, 马元丹, 等, 2009. 模拟酸雨对亚热带典型树种凋落物分解的影响[J]. *生态学报*, 29(10): 5246-5251.
- HONG J H, JIANG H, MA Y D, et al., 2009. Effects of simulated acid rain on leaf litter decomposition of typical subtropical tree species [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 29(10): 5246-5251.
- 胡苑柳, 陈国茵, 陈静文, 等, 2021. 模拟酸雨对南亚热带季风常绿阔叶林土壤微生物群落结构的长期影响[J]. *植物生态学报*, 45(3): 298-308.
- HU Y L, CHEN G Y, CHEN J W, et al., 2021. Long-term effects of simulated acid deposition on soil microbial community structure in a subtropical monsoon evergreen broad-leaved forest [J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 45(3): 298-308.
- 季晓燕, 江洪, 洪江华, 等, 2013. 模拟酸雨对亚热带三个树种凋落叶分解速率及分解酶活性的影响[J]. *环境科学学报*, 33(7): 2027-2035.
- JI X Y, JIANG H, HONG J H, et al., 2013. Effects of simulated acid rain on leaf litter decomposition rate and enzymatic activity of three subtropical tree species [J]. *Chinese Journal of Environmental Sciences*, 33(7): 2027-2035.
- 江军, 曹楠楠, 俞梦笑, 等, 2019. 酸性森林土壤缓冲酸沉降关键机理研究进展[J]. *热带亚热带植物学报*, 27(5): 491-499.
- JIANG J, CAO N N, YU M X, et al., 2019. Research progress on key mechanisms of buffer acid deposition in acidic forest soil [J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 27(5): 491-499.
- 李雅红, 2010. 酸雨胁迫下3种典型常绿阔叶林树种土壤呼吸的特征及影响因素[D]. 重庆: 西南大学: 34-35.
- LI Y H, 2010. Characteristics and affecting factors of soil respiration of three typical evergreen broad-leaved forest tree species under acid rain stress [D]. Chongqing: Southwest University: 34-35.
- 梁国华, 吴建平, 熊鑫, 等, 2015. 鼎湖山不同演替阶段森林土壤pH值和土壤微生物量碳氮对模拟酸雨的响应[J]. *生态环境学报*, 24(6): 911-918.
- LIANG G H, WU J P, XIONG X, et al., 2015. Responses of soil pH value and soil microbial biomass carbon and nitrogen to simulated acid rain in three successional subtropical forests at Dinghushan Nature Reserve [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 24(6): 911-918.
- 刘菊秀, 周国逸, 张德强, 2003. 酸雨对鼎湖山土壤的累积效应及荷木的反应[J]. *中国环境科学*, 23(1): 91-95.
- LIU J X, ZHOU G Y, ZHANG D Q, 2003. Accumulative effect of acid rain on soil of Dinghu Mountain and the reaction of *Schizophyllum sinensis* [J]. *China Environmental Science*, 23(1): 91-95.
- 刘源月, 江洪, 李雅红, 等, 2010. 模拟酸雨对杉木幼苗-土壤复合体系土壤呼吸的短期效应[J]. *生态学报*, 30(8): 2010-2017.
- LIU Y Y, JIANG H, LI Y H, et al., 2010. Short-term effects of simulated acid rain on soil respiration in Chinese fir seedlings and soil composite system [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 30(8): 2010-2017.
- 刘源月, 江洪, 李雅红, 等, 2011. 模拟酸雨对亚热带阔叶树苗木土壤呼吸的影响[J]. *土壤学报*, 48(3): 563-569.
- LIU Y Y, JIANG H, LI Y H, et al., 2011. Effects of simulated acid rain on soil respiration of subtropical broadleaved seedlings [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 48(3): 563-569.
- 刘自强, 危晖, 章家恩, 等, 2019. 酸雨对土壤呼吸的影响机制研究进展与展望[J]. *土壤*, 51(5): 843-853.
- LIU Z Q, WEI H, ZHANG J E, et al., 2019. Research progress and prospects of the influence mechanism of acid rain on soil respiration [J]. *Soil*, 51(5): 843-853.
- 仇荣亮, 于锡军, 1998. 陆地生态系统酸沉降缓冲机制与缓冲能力[J]. *中山大学学报(自然科学版)*, 37(S2): 161-165.
- QIU R L, YU X J, 1998. The buffer mechanism and buffer capacity of acid deposition in terrestrial ecosystem [J]. *Journal of Sun Yat-sen University (Natural Science Edition)*, 37(S2): 161-165.
- 孙鹭, 2018. 长期模拟酸雨对北亚热带次生林土壤呼吸及酶活性的影响[D]. 南京: 南京信息工程大学: 22-23.
- SUN L, 2018. The effects of long-term simulated acid rain on soil respiration and enzyme activities in northern subtropical secondary forests [D]. Nanjing: Nanjing University of Information Science and Technology: 22-23.
- 孙丽娟, 曾辉, 郭大立, 2011. 鼎湖山亚热带常绿阔叶混交林凋落物及矿质氮输入对土壤有机碳分解的影响[J]. *应用生态学报*, 22(12): 3087-3093.
- SUN L J, ZENG H, GUO D L, 2011. Effects of litter and mineral nitrogen input on soil organic carbon decomposition in a subtropical evergreen coniferous and broad-leaved mixed forest, Denhushan, China [J]. *Journal of Applied Ecology*, 22(12): 3087-3093.
- 王春林, 周国逸, 唐旭利, 等, 2007. 鼎湖山阔叶混交林生态系统呼吸及其影响因素[J]. *生态学报*, 27(7): 2659-2668.
- WANG C L, ZHOU G Y, TANG X L, et al., 2007. Ecosystem respiration and its influencing factors in a mixed coniferous and broad-leaved forest in Dinghushan, China [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 27(7): 2659-2668.
- 王娇, 关欣, 黄苛, 等, 2021. 酸沉降对森林生态系统碳循环关键过程的影响研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 27(3): 776-785.
- WANG J, GUAN X, HUANG Q, et al., 2021. Effects of acid deposition on key processes of carbon cycle in forest ecosystems: a review [J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 27(3): 776-785.
- 王光军, 田大伦, 闫文德, 等, 2009a. 马尾松林土壤呼吸对去除和添加

- 凋落物处理的响应[J]. 林业科学, 45(1): 27-30.
- WANG G J, TIAN D L, YAN W D, et al., 2009a. Response of soil respiration to litter removal and litter addition in *Pinus massoniana* forest [J]. Journal of Forest Science, 45(1): 27-30.
- 王光军, 田大伦, 闫文德, 等, 2009b. 去除和添加凋落物对枫香 (*Liquidambar formosana*) 和樟树 (*Cinnamomum camphora*) 林土壤呼吸的影响[J]. 生态学报, 29(2): 643-652.
- WANG G J, TIAN D L, YAN W D, et al., 2009b. Effects of litter removal and addition on soil respiration in a *Liquidambar formosana* and *Cinnamomum camphora* forest [J]. Acta Ecologica Sinica, 29(2): 643-652.
- 王楠, 潘小承, 白尚斌, 2020. 模拟酸雨对我国亚热带毛竹林土壤呼吸及微生物多样性的影响[J]. 生态学报, 40(10): 3420-3430.
- WANG N, PAN X C, BAI S B, 2020. Effects of simulated acid rain on soil respiration and microbial diversity in subtropical moso bamboo forest in China [J]. Acta Ecologica Sinica, 40(10): 3420-3430.
- 吴鹏, 崔迎春, 赵文君, 等, 2015. 改变凋落物输入对喀斯特森林主要演替群落土壤呼吸的影响[J]. 北京林业大学学报, 37(9): 17-27.
- WU P, CUI Y C, ZHAO W J, et al., 2015. Effects of litter input on soil respiration in major succession communities in a karst forest [J]. Journal of Beijing Forestry University, 37(9): 17-27.
- 谢小赞, 江洪, 余树全, 等, 2009. 模拟酸雨胁迫对马尾松和杉木幼苗土壤呼吸的影响[J]. 生态学报, 29(10): 5713-5720.
- XIE X Z, JIANG H, YU S Q, et al., 2009. Effects of simulated acid rain stress on soil respiration of *Pinus mazoniana* and *Cunnerhamia lancea* seedlings [J]. Acta Ecologica Sinica, 29(10): 5713-5720.
- 杨玉盛, 董彬, 谢锦升, 等, 2004. 森林土壤呼吸及其对全球变化的响应[J]. 生态学报, 24(3): 583-591.
- YANG Y S, DONG B, XIE J S, et al., 2004. Forest soil respiration and its response to global change [J]. Acta Ecologica Sinica, 24(3): 583-591.
- 周存宇, 张德强, 王跃思, 等, 2004. 鼎湖山针阔叶混交林地表温室气体排放的日变化[J]. 生态学报, 24(8): 1741-1745.
- ZHOU C Y, ZHANG D Q, WANG Y S, et al., 2004. Diurnal variation of surface greenhouse gas emissions in a coniferous and broad-leaved mixed forest in Dinghushan, China [J]. Acta Ecologica Sinica, 24(8): 1741-1745.
- 周小刚, 郭胜利, 车升国, 等, 2012. 黄土高原刺槐人工林地凋落物对土壤呼吸的贡献[J]. 生态学报, 32(7): 2150-2157.
- ZHOU X G, GUO S L, CHE S G, et al., 2012. Contributing of litter to soil respiration in *Robinia pseudoacacia* plantation on the Loess Plateau [J]. Acta Ecologica Sinica, 32(7): 2150-2157.
- 朱圣洁, 王雪梅, 龙晓娟, 等, 2011. 鼎湖山降水无机化学成分变化特征[J]. 中山大学学报 (自然科学版), 50(5): 135-141.
- ZHU S J, WANG X M, LONG X J, et al., 2011. Variation characteristics of inorganic chemical composition of precipitation in Dinghushan Mountains [J]. Journal of Sun Yat-sen University (Natural Science), 50(5): 135-141.

Effects of Simulated Acid Rain on Litter Decomposition and Soil Respiration in A Low Subtropical Forest

WANG Xuan^{1,2}, XIONG Xin¹, ZHANG Huiling¹, ZHAO Mengdi^{1,2}, HU Minghui^{1,2}, CHU Guowei¹, MENG Ze¹, ZHANG Deqiang^{1*}

1. South China Botanical Garden, Chinese academy of sciences, Guangzhou 510650, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract: Based on a long-term experimental platform of simulated acid rain (SAR) in Dinghu Mountain, this study aimed to explore the response and adaptation mechanisms of litter decomposition and soil respiration to acid rain stress in a mixed coniferous and broad-leaved forest. Three treatment levels of SAR were considered including a control (CK, natural lake water with pH=4.5), T1 (pH=3.5), and T2 (pH=3.0). The leaf litter mass of two dominant species *Schima superba* and *Castanopsis chinensis* were quantified with PVC decomposition rings using in-situ decomposition approach over 15 months (from September 2019 to January 2021), and soil respiration rates in the decomposition rings were measured monthly. The results showed that the litter residual percentages of *S. superba* and *C. chinensis* under the CK, T1 and T2 treatments were 37.94%, 40.63%, 44.14%, and 21.92%, 40.27%, 48.72%, respectively, after 15 months of decomposition. There were no significant differences among different acid treatment levels in the early decomposition period (September 2019 to April 2020) ($P>0.05$), but a significant difference was found between the CK and T2 treatments in the later decomposition period (May 2020 to January 2021) ($P<0.05$). The SAR significantly decreased the annual soil respiration rate ($P<0.05$), but there was no significant difference between the T1 and T2 treatments measured without litter or with *S. superba* litter ($P>0.05$) in the decomposition rings. With *C. chinensis* litter, the annual soil respiration rate under the T2 treatment was significantly lower than that under the CK treatment ($P<0.05$), but there were no significant differences between the CK and T1, or between the T1 and T2 ($P>0.05$). Our study revealed that high intensity SAR (pH=3.0) inhibited the leaf litter decomposition of *S. superba* and *C. chinensis*, but this inhibition effect only appeared at the later stage of litter decomposition. SAR inhibited soil respiration, but litter mulching mitigated the inhibition to some extent, and the alleviating effect was related to the type of litter and the intensity of acid rain.

Keywords: simulated acid rain; low subtropics; coniferous and broad-leaved mixed forest; litter decomposition; soil respiration rate; cumulative soil respiration