DOI: 10.5846/stxb201301230135
梁国华,李荣华,丘清燕,陈小梅,周国逸,褚国伟,张德强.南亚热带两种优势树种叶凋落物分解对模拟酸雨的响应.生态学报,2014,34(20):5728-5735.
Liang G H,Li R H,Qiu Q Y,Chen X M,Zhou G Y,Chu G W,Zhang D Q.Response of leaf litter decomposition of two dominant trees to simulated acid rain in southern China.Acta Ecologica Sinica,2014,34(20):5728-5735.

南亚热带两种优势树种叶凋落物分解对模拟酸雨的响应

梁国华[1,2],李荣华[1,2],丘清燕[1,2],陈小梅[1,2],周国逸[1],褚国伟[1],张德强[1,*]
(1. 中国科学院华南植物园, 广州　510650;2. 中国科学院大学, 北京　100049)

摘要:通过对模拟酸雨处理下鼎湖山季风常绿阔叶林优势树种锥栗(*Castanopsis chinensis*)和木荷(*Schima superba*)叶凋落物分解的研究,试图探讨南亚热带区域日益严重的酸雨对森林凋落物分解的影响规律以及可能的机制。试验应用分解袋法进行,并设计 4 个模拟酸雨强度处理:CK(pH 值 4.5 左右的天然湖水)、T1(pH 值 4.0)、T2 (pH 值 3.5)和 T3 (pH 值 3.0)。21 个月的分解结果表明,模拟酸雨抑制了两种优势树种叶凋落物的分解。CK、T1、T2 和 T3 4 个处理下的分解速率常数 k 值分别为:锥栗(1.18、0.93、0.94 和 0.86)和木荷(1.10、0.97、0.88 和 0.94),与 CK 相比,k 值在 T1、T2 和 T3 均有下降的趋势。同时,模拟酸雨下两种优势树种叶凋落物的质量残留率均为:T3 > T2 > T1 > CK。酸雨对凋落物分解的抑制作用可能与酸雨胁迫下土壤酸化从而导致土壤微生物活性下降有关。

关键词:模拟酸雨;凋落物分解;季风常绿阔叶林;土壤 pH 值;土壤微生物活性

Response of leaf litter decomposition of two dominant trees to simulated acid rain in southern China

LIANG Guohua[1,2], LI Ronghua[1,2], QIU Qingyan[1,2], CHEN Xiaomei[1,2], ZHOU Guoyi[1], CHU Guowei[1], 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: Litter decomposition plays an important role in the maintainance of forest structure and function, and therefore, its response to environmental changes is an increasing concern. Acid rain has become a serious environmental threat in southern China in recent years. However, the response of litter decomposition to acid rain in forests of this region is poorly understood. Here, response of leaf litter decomposition for two dominant trees (*Castanopsis chinensis* and *Schima superba*) to simulated acid rain (SAR) was investigated in a monsoon evergreen broad-leaved forest at the Dinghushan Nature Reserve. Litter decomposition was measured by the litter bag method following four SAR treatments (CK, the local lake water, pH 4.5; T1, water pH 4.0; T2, water pH 3.5; and T3, water pH 3.0). SAR treatments were initiated in June 2009 and were sprayed twice a month during the study period. Results indicated that soil pH values among treatments were not significantly different in June 2010 (after SAR treatments for 13 months). However, after SAR treatments for 25 months (in June 2011), the soil pH values generally decreased with the decrease of treatment pH values with mean soil pH value in the T3 treatment significantly lower than that in the CK treatment, which indicated the aggravation of soil acidification. Meanwhile,

基金项目:国家重点基础研究发展计划(973)项目(2009CB421101);中国科学院战略性先导科技专项(XDA05050205);鼎湖山站联合资助
收稿日期:2013-01-23;　　**网络出版日期**:2014-03-11
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: zhangdeq@scib.ac.cn

during the decomposition period of 21 months (from October 2009 to July 2011), litter decomposition of two dominant trees has been slowed down under the stress of SAR treatments with decomposition rates of 1.18, 0.93, 0.94 and 0.86 in the CK, T1, T2 and T3 treatments, respectively in *Castanopsis chinensis* and 1.10, 0.97, 0.88 and 0.94, respectively in *Schima superba*. Mass remaining of leaf litter was also depressed after exposure to SAR treatments with CK < T1 < T2 < T3 for both tree species. In addition, similar to the gradual process of soil acidification under SAR treatments, the restrained effects of SAR treatments on the leaf litter decomposition had also been strengthened over time with significant differences of the mass remaining of leaf litter among treatments mostly occurring in the later stage of the study period. And these restrained effects on leaf litter decomposition may be correlated with the decrease in soil microbial activities caused by soil acidification under SAR treatments, as we found that soil microbial biomass carbon and nitrogen generally decreased with the decrease of treatment pH values and the T3 treatment was significantly lower than that in the CK treatment. According to the results of this study, soil carbon in forests of subtropical China would accumulate as a long-term consequence of continued acid rain.

Key Words: simulated acid rain (SAR); litter decomposition; monsoon evergreen broad-leaved forest; soil pH value; soil microbial activity

酸雨是指 pH 值小于 5.6 的大气降水的总称[1],其主要来源是人类活动如工业生产和汽车尾气所排放的大气污染物二氧化硫(SO_2)和氮氧化物(NO_x)[2-3]。自 20 世纪以来,酸雨已成为当今世界最严重的环境问题之一,尽管欧美发达国家的酸性气体排放量近年来有所下降,但是发展中国家的排放量却在增加,中国南方已成为继欧美之后的第三大酸雨区[4]。近年来该地区的降水 pH 值大多在 4.5 以下,而降水 pH 值为 3.5 的极端情况也曾有报道[5-6]。在酸雨的影响下,该地区的土壤酸化问题在过去 30 多年间也日益严重,如有些区域土壤 pH 值下降幅度达到 1.0[7]。

森林作为陆地生态系统的主体,也是酸雨的主要受体[8],日益严重的酸雨问题必然会影响森林生态系统的结构和功能[3, 9-12]。森林凋落物分解是森林生态系统物质循环和能量流动的重要环节之一[13],它是生物有机体合成与分解的纽带,其分解过程直接影响到碳在森林生态系统的积累和营养物质向土壤的归还[14]。因此,森林凋落物分解速率的高低将显著影响生态系统碳循环乃至全球碳平衡[15],其对环境变化尤其是日益严重的酸雨胁迫的响应业已受到国内外学者的普遍关注[16-17]。然而,目前酸雨对凋落物分解影响的研究多见于北美和欧洲这些经济发达的温带区域[18],热带和亚热带报道较少,且受野外实验条件的限制,研究方法大多以室内模拟实验为主[19-20],其研究结果能否适用于野外自然状况还难以定论。故在酸雨问题日益严重的中国南亚热带地区,开展野外人工模拟酸雨实验深入研究酸雨对森林凋落物分解的影响显得非常紧迫。而锥栗与荷木是鼎湖山南亚热带代表性性森林季风常绿阔叶林的优势树种,其叶凋落物数量较大,分别占凋落叶总量的 40.3% 和 12.1%[21],其分解的工作已有一些报道[15, 22],但尚未涉及酸雨胁迫对其分解的影响。为此,我们以锥栗与荷木叶凋落物研究对象,通过在自然林里开展人工模拟酸雨控制试验,对其分解及其相关环境因子进行长期观测研究,试图揭示南亚热带代表性森林凋落物分解对酸雨的响应规律和机制,并为正确评估森林生态系统中的碳平衡及其对全球气候变化的响应提供基础数据。

1　材料与方法

1.1　研究区域与样地概况

研究地位于广东省中部、珠江三角洲西南的肇庆市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),面积 1113 hm^2。该地区属南亚热带季风气候,年平均气温 20.9 ℃,最冷月(1 月)和最热月(7 月)的平均温度分别为 12.6 ℃ 和 28.0 ℃;年平均相对湿度为 80%,年均降雨量和蒸发量分别为 1929 mm 和 1115 mm,4—9 月为雨季,降水量约占全年的 80%,10 月—次年 3 月为旱季[23]。保护区内有着群落演替进程处于不同阶段的 3 种森林(马尾松针叶林、马尾松针阔混交林和季风常绿阔叶林),本实验样地设在季风常绿阔叶林,海拔 250—300 m,是有着近 400 年保护历史的南

亚热带地带性植被类型,整个群落处于由阳性植物占优势的森林向中生性和耐阴性植物占优势的演替顶极群落类型演变的最后阶段。群落终年常绿,垂直结构复杂,群落优势树种主要有锥栗(*Castanopsis chinensis*)、木荷(*Schima superba*)、厚壳桂(*Cryptocarya chinesis*)、黄果厚壳桂(*C. concinna*)和鼎湖钓樟(*Lindera chunni*)等[24]。1981—2001 年年平均凋落物量为 8.45 t hm^{-2} a^{-1}, 地表凋落物现存量为 8.74t hm^{-2} a^{-1}[21]。近年来鼎湖地区大气降水 pH 值较低,变动范围为 4.35—5.65,平均值 4. 90,酸雨频率在 62.7%以上,土壤酸化较严重[25]。

1.2 试验设计与凋落物样本采集

2009 年初在季风林分别设置 12 个 10 m×10 m 的样方用于模拟酸雨实验。每个样方四周用 PVC 板材围起,PVC 板材插入地表下 15 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。根据鼎湖地区近年酸雨的酸度和主要成分比例以及变化趋势,以 H_2SO_4:HNO_3 = 1:1 的溶液与当地的天然湖水混合用作为模拟酸雨实验材料,以 pH 值为衡量单位,设计 4 个模拟酸雨强度处理,分别为 CK(pH 值 4.5 左右的天然湖水)、T1 (pH 值 4.0)、T2 (pH 值 3.5)和 T3 (pH 值 3.0),每个处理设 3 个重复。2009 年 6 月份开始进行模拟酸雨处理,每月的月初和月中将配置好的模拟酸雨人工均匀地喷淋在林地上,每个样方每次喷淋量为 40 L,对照样方则喷淋同量的天然湖水。在模拟酸雨喷淋期间,T1、T2 和 T3 接受的 H^+输入量为 9.6, 32, 96 mol hm^{-2} a^{-1},约相当于自然穿透雨 H^+输入量的 0.6、2.0 和 6.0 倍。

在上述模拟酸雨样地布置凋落物分解的试验,探究模拟酸雨对凋落物分解的影响。分别收集优势种锥栗和木荷的新鲜凋落叶,风干, 充分混匀, 一次性分装在尼龙网缝制的分解袋中, 每个分解袋装 12 g,装袋时另取部分凋落叶测定含水量。分解袋规格为 15 cm × 20 cm, 尼龙网孔径大小为上表面 2 mm, 下表面 0.5 mm。2009 年 10 月 26 日布置分解袋,每个种在每个样方中放入 14 个分解袋。放置凋落物分解袋时, 先清除地表凋落物层, 然后将分解袋紧贴地面放置, 表面再简单覆盖一层凋落物。此后每隔 3 个月取 1 次样,每个样方每次每种取 2 袋,试验期间共进行了 7 次的收集。收集的分解袋拿回实验室, 小心清除凋落物表面的泥土,65 ℃烘干称重。

1.3 土壤温度和土壤湿度的测定

2010 年 4 月到 2011 年 7 月,在每次分解袋收集的同时测定样方内 0—5 cm 的土壤温度和土壤湿度,共进行了 6 次测定。土壤温度(℃)和土壤湿度(cm H_2O/cm^3土壤)(%)分别用电子温度计和 TDR 土壤测墒仪(MPKit,江苏瑞迪生科技有限公司,南京)测定,测定时在每个样方内随机选取 4 个点的平均值代表该样方的土壤温度和土壤湿度。

1.4 土壤 pH 值和微生物生物量碳氮的测定

2010 年 6 月(模拟酸雨 13 个月后)和 2011 年 6 月(模拟酸雨 25 个月后)在上述样地进行土壤样品采集,在每个样方内随机选取两个点,去除表土覆盖的枯枝落叶,用内径 2.5 cm 的土钻取 0—10 cm 层次土壤,每个点取 3 到 4 钻,混合后装入布袋并用标签做好标记带回实验室,去除样品中可见的根系等动植物残体和石块并过 2 mm 筛。土壤 pH 值测定采用两次土样的自然风干土进行,以 1 mol/L 氯化钾浸提(水土比为 2.5:1)后用 pH 计测定;土壤微生物生物量碳氮的测定采用 2011 年 6 月的新鲜土进行,采用氯仿熏蒸提取法,其中转化系数为 0.45。

1.5 数据分析

凋落物的分解速率采用负指数衰减模型计算:

$$y = ae^{-kt}$$

式中,y 为质量残留率(%),t 为时间,通常以年或月表示,a 为拟合参数,k 即为年分解速率常数(g g^{-1} a^{-1})。某一时刻凋落物残留率=(某一时间凋落物干质量/初始时间干质量)×100%。用单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著差异法(*LSD*)检验不同处理间土壤温度,土壤湿度,凋落物残留率,土壤 pH 值和土壤微生物生物量碳氮的差异显著性。所有数据分析采用统计软件 SAS8.0 进行,且界定 $P < 0.05$ 为显著水平,用 SigmaPlot 10.0 作图。

2 结果与分析

2.1 不同处理间的环境因子

在不同处理下,季风林土壤温度和土壤湿度均具有明显的季节动态。CK、T1、T2 和 T34 个处理下的年平均土壤温度分别(20.59 ± 0.06)℃、(20.64 ± 0.19)℃、(20.54 ± 0.13)℃和(20.75 ± 0.12)℃,年平均土壤湿度则分别(29.46 ± 1.07)%、(29.42 ± 1. 15)%、(28.74 ± 0.74)%和(29.66 ± 1.06)%。年

平均土壤温度和土壤湿度在不同酸雨处理之间均无显著差异(P 分别为 0.32 和 0.71)(图 1)。

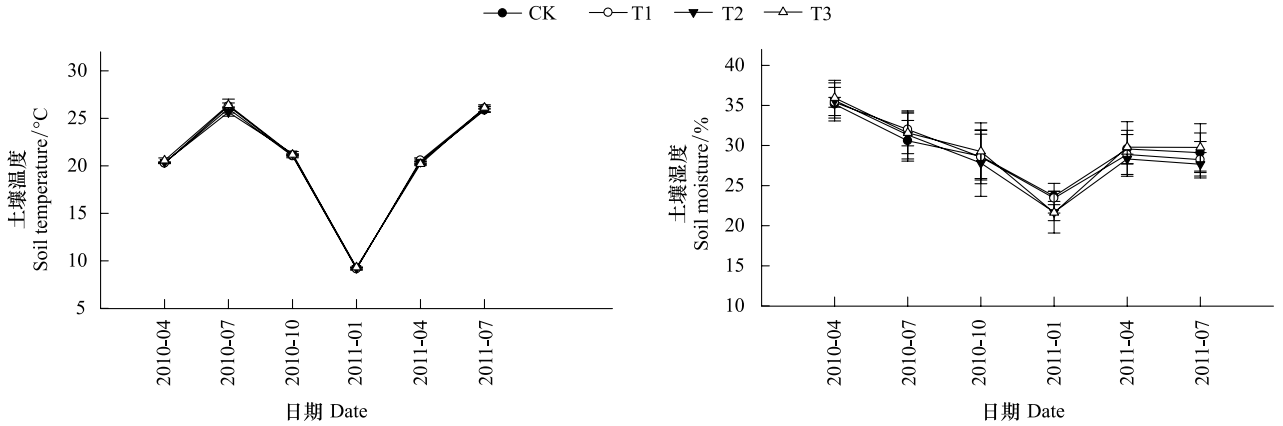

图 1　不同处理间土壤温度和土壤湿度的季节动态

Fig.1　Seasonal dynamics of soil temperatures and soil moistures in different treatments

模拟酸雨处理为:CK=对照、T1=pH 值 4.0、T2=pH 值 3.5 和 T3=pH 值 3.0

2.2　模拟酸雨对两种优势树种叶凋落物质量残留率的影响

图 2 是两种优势树种叶凋落物在不同酸雨处理下的质量残留率变化情况,在整个观测阶段,质量残留率(经历相同分解时间相比较)在酸处理样方均大于 CK,可见模拟酸雨处理对凋落物分解有不同程度的抑制作用。经过 21 个月的分解,CK、T1、T2 和 T34 个处理下的锥栗的质量残留率分别为 13.92%、15.31%、16.58% 和 21.22%,而木荷则分别为 12.60%、16.23%、18.39% 和 18.87%,质量残留率在锥栗和木荷均为 CK < T1 < T2 < T3。模拟酸雨对质量残留率的影响与酸雨处理时间有关。分解实验开始后的第 3 个月,T1、T2 和 T3 的质量残留率与 CK 的差值在整个分解阶段为最小,随着模拟酸雨的进行,酸雨处理对两种优势树种叶凋落物分解的影响逐渐明显。在分解实验的第 15、18 和 21 个月,锥栗的质量残留率在各个处理间出现显著差异,而木荷的质量残留率则在第 18 个月时各个处理间出现显著差异。

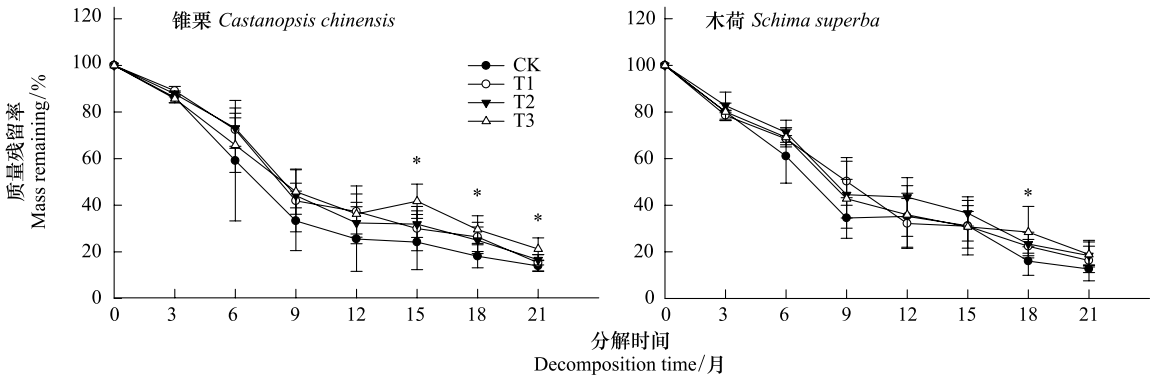

图 2　不同处理间 2 种优势树种叶凋落物分解质量残留率动态

Fig.2　The changes in mass remaining of leaf litter of two dominant spices in different treatments

* 表示处理之间差异达到 $P=0.05$ 显著水平;模拟酸雨处理为:CK=对照、T1=pH 值 4.0、T2=pH 值 3.5 和 T3=pH 值 3.0

2.3　模拟酸雨对两种优势树种叶凋落物分解常数 k 值的影响

为了说明酸雨与叶凋落物分解速率常数 k 值之间的关系,利用指数衰减模型,对不同模拟酸雨梯度下的质量残留率 y 与时间 t 进行拟合,得出的指数衰减数学模型的相关系数 R^2 均大于 0.96(表 1),说明拟合效果良好。分解速率常数 k 值是表征凋落物分解速率的常用指标,k 值越大,凋落物分解速率越快,

反之则越慢。由表 1 可见,CK、T1、T2 和 T34 个处理下锥栗的 k 值分别为 1.18、0.93、0.94 和 0.86,而木荷则分别为 1.10、0.97、0.88 和 0.94,总体上 k 值随着处理 pH 值的降低有下降的趋势,可见模拟酸雨减缓了叶凋落物的分解速率。另外由 k 值可算得,CK 中锥栗凋落物分解 50% 和 95% 所需的时间为 0.59 a 和 2.54 a,木荷则为 0.63 a 和 2.72 a。酸雨胁迫影响下锥栗凋落物分解 50% 和 95% 所需的时间为 0.74—0.81 a 和 3.19—3.48 a,木荷则为 0.71—0.79 a 和 3.09—3.40 a,可见模拟酸雨导致了凋落物分解时间的延长。

表 1 不同处理间两种优势树种叶凋落物 21 个月分解周期质量残留率数据的指数衰减模型拟合结果

Table 1 Results of fitting a single-exponential decay model for leaf litter of two dominant spices in different treatments using the mass remaining data over 21 months

种类 Specie	处理 Treatment	k	R^2	$t_{0.5}$	$t_{0.95}$
锥栗	CK	1.18	0.97	0.59	2.54
Castanopsis	T1	0.93	0.96	0.75	3.22
chinensis	T2	0.94	0.96	0.74	3.19
	T3	0.86	0.97	0.81	3.48
木荷	CK	1.10	0.98	0.63	2.72
Schima	T1	0.97	0.99	0.71	3.09
superba	T2	0.88	0.98	0.79	3.40
	T3	0.94	0.98	0.74	3.19

k 为分解速率常数;$t_{0.5}$ 为凋落物分解 50% 所需的时间(a),$t_{0.95}$ 为凋落物分解 95% 所需的时间(a);模拟酸雨处理为:CK=对照、T1=pH 值 4.0、T2=pH 值 3.5 和 T3=pH 值 3.0

2.4 模拟酸雨对土壤 pH 值的影响

CK 样方在 2010 年 6 月(模拟酸雨 13 个月后)和 2011 年 6 月(模拟酸雨 25 个月后)的土壤 pH 值分别为 3.89 ± 0.02 和 3.87 ± 0.01。在 2010 年 6 月,与 CK 相比,土壤 pH 值在 T1、T2 和 T3 分别下降了 0.03、0.06 和 0.07,然而各处理间没有统计上的显著差异($P > 0.05$);而在 2011 年 6 月,与 CK 相比,土壤 pH 值在 T1、T2 和 T3 分别下降了 0.03、0.12 和 0.14,其中 T3 显著低于 T1 和 CK ($P < 0.05$)。可见,模拟酸雨降低了土壤 pH 值,且这种下降效应会随着模拟酸雨处理的时间延长而逐渐显著(图 3)。

2.5 模拟酸雨对土壤微生物生物量碳氮的影响

由图 4 可见,CK 样方在 2010 年 6 月的土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮分别为(603.76 ± 46.18) mg/kg 和(110.11 ± 14.85) mg/kg,与 CK 相比,土壤微生物生物量碳在 T1、T2 和 T3 分别下降了 6.35%、13.61% 和 15.61%,而土壤微生物生物量氮则分别下降了 12.50%、20.00% 和 29.59%,T3 的土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮均显著低于 CK ($P<0.05$)。可见模拟酸雨降低了土壤微生物生物量碳氮,抑制了微生物活性。

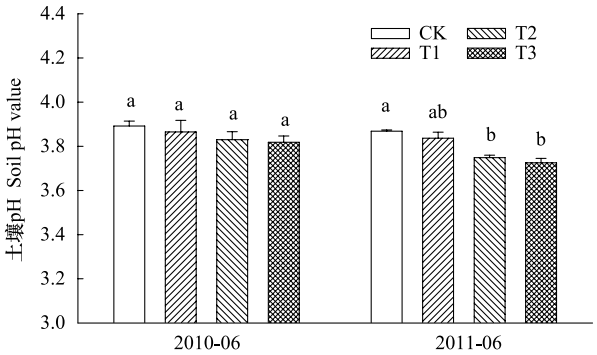

图 3 2010 年 6 月和 2011 年 6 月不同处理之间土壤 pH 值

Fig.3 Soil pH value of different treatments in June 2010 and June 2011

不同小写字母表示差异达到 $P=0.05$ 显著水平;模拟酸雨处理为:CK=对照、T1=pH 值 4.0、T2=pH 值 3.5 和 T3=pH 值 3.0

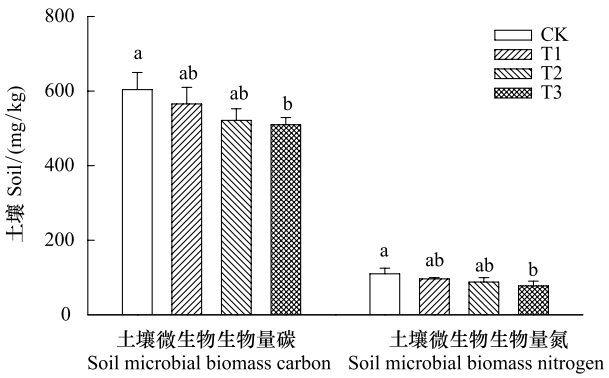

图 4 2011 年 6 月不同处理之间土壤微生物生物量碳氮

Fig.4 Soil microbial biomass carbon and nitrogen of different treatments in June 2011

不同小写字母表示差异达到 $P = 0.05$ 显著水平;模拟酸雨处理为:CK=对照、T1=pH 值 4.0、T2=pH 值 3.5 和 T3=pH 值 3.0

3 讨论

本研究的两种优势树种锥栗和木荷的叶凋落物分解常数 k 值分别为 1.18 和 1.10(表 1),这与李荣华等[15]在鼎湖山研究锥栗和木荷叶凋落物分解试验所得到的 k 值相当(平均值为 1.03),稍低于刘强等[26]在海南尖峰岭的研究结果(如锥栗 k 值为

1.62—1.72,木荷为 1.17),却显著高于温带或寒带的一些研究结果。例如, 木荷和青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)在浙江天目山的 *k* 值分别为 0.70 为 0.64[19],辽东栎(*Quercus liaotungensis*)在北京东灵山的 *k* 值为 0.21[27],以及蒙古栎(*Quercus mongolica*)在黑龙江帽儿山的 *k* 值为 0.25[28]。这也印证了刘强等[26]的研究结果,即在中国东部南北样带中,森林凋落物的分解速率随纬度增加而下降。本研究区域测得的 *k* 值处于较高水平,这与本区域有利于凋落物分解的湿热的气候条件相关。

由于各研究区域的气候条件,土壤营养状况以及植被类型等不同,模拟酸雨对凋落物分解的影响往往不一致。例如,有研究表明酸雨通过改变森林土壤的生物化学过程从而延缓了凋落物分解[29-30];相反,Lee 和 Weber[31]则指出酸雨加速了凋落物的分解;程煜等[32]的研究表明酸雨对凋落物的影响因物种和酸处理水平而异,马尾松叶凋落物分解对酸雨的响应比木荷敏感,酸雨 pH 值约为 3.5 时最利于马尾松叶凋落物的分解,但当 pH 值为 4.5 或 3.0 时,会在一定程度上抑制其分解。本试验结果发现,模拟酸雨抑制了季风林两种优势树种叶凋落物的分解,(表 1 和图 2),这与 Wolters 等[16]模拟酸雨对凋落物分解影响的野外实验结果以及 Wang 等[17]和洪江华等[21]等室内模拟实验结果一致。

凋落物分解与养分的转化和循环密切相关,有赖于专性微生物和酶的生物活化才能完成,所以土壤的生物群落是决定森林凋落物分解的主要驱动力[17]。故有利于提高微生物生长和活动的条件将会促进凋落物分解速率,反之则抑制其分解。在本实验中,土壤温度和土壤湿度在处理间是基本一致的,这一方面表明所选样地在各处理间土壤环境比较均一,另一方面表明模拟酸雨对土壤温湿度没有影响,所以凋落物分解速率的差异不是由于土壤温湿度差异导致微生物生长和活性差异而造成的。然而,经过 25 个月的模拟酸雨处理,土壤 pH 值显著降低(图 3),这表明原本酸化严重的土壤(0—10cm 层 pH 值均低于 4)酸化加剧,许多在热带和亚热带森林的模拟酸雨实验也有类似的结果[30, 33-34]。酸化的土壤由于 H^+的毒害作用,能改变土壤分解者微生物种类、结构以及生物活性[35]。高志红等[36]也指出各种微生物都有最适宜的 pH 值范围,pH 值过低会对微生物活性产生抑制作用。Garden 等[37]的研究结果表明在 pH 值 3.0 和 pH 值 4.0 的模拟酸雨胁迫下,微生物对凋落物的分解活性低于 pH 值 5.4 的降水条件下的活性。同样,在本研究中模拟酸雨降低了土壤微生物生物量碳和微生物生物量氮,抑制了土壤微生物的活性,结果与一些在温带和亚热带的报道一致[38-39]。由此可见,酸雨导致土壤酸化从而抑制土壤生物群落活性可能是导致凋落物分解速率减慢的主要原因。

由于土壤在短期内对酸雨具有一定的缓冲能力,在实验的初期模拟酸雨没有显著降低土壤 pH 值,而随着模拟酸雨处理的时间延长这种下降效应才变得显著。而纵观整个凋落物分解过程,随着模拟酸雨的进行,酸雨处理对两种优势树种叶凋落物分解的影响逐渐明显,并在分解的后期达到显著差异,这与土壤 pH 值的下降趋势相应,表明酸雨对凋落物分解的抑制作用也是一个逐渐累积的过程。

一般以 95%凋落物被分解所需的时间来表示凋落物的周转期[40],模拟酸雨延缓了季风林两种优势树种叶凋落物的分解速率,从而导致了凋落物分解时间的延长。根据本研究结果,在酸雨日益严重的南亚热带地区,森林凋落物分解速率的降低将有利于土壤有机碳的积累,这可能是成熟森林可持续积累有机碳的机理之一[41]。然而酸雨胁迫对森林生态系统的影响是一个长期的过程,本试验只是初步揭示了酸雨胁迫对凋落物叶分解的影响以及对影响的机理作了初步的分析,要确切了解酸雨胁迫对亚热带森林凋落物分解的影响还需更长时间的研究,以及深入研究酸雨胁迫下凋落分解过程中的营养成分变化以作更深入的机理探讨。

References:

[1] Feng Z W. Impacts and control strategies of acid deposition on terrestrial ecosystems in China. Engineering Science, 2000, 2(9): 5-11.

[2] Larssen T, Carmichael G R. Acid rain and acidification in China: the importance of base cation deposition. Environmental Pollution, 2000, 110(1): 89-102.

[3] Zhang J E, Ouyang Y, Ling D J. Impacts of simulated acid rain on cation leaching from the Latosol in south China. Chemosphere, 2007, 67(11): 2131-2137.

[4] Wang W X, Xu P J. Research progress in precipitation chemistry in China. Progress in Chemistry, 2009, 21(2/3): 266-281.

[5] Fan H B, Wang Y H. Effects of simulated acid rain on germination, foliar damage, chlorophyll contents and seedling growth of five hardwood species growing in China. Forest Ecology and Management, 2000, 126(3): 321-329.

[6] Cao Y Z, Wang S Y, Zhang G, Luo J Y, Lu S Y. Chemical characteristics of wet precipitation at an urban site of Guangzhou, South China. Atmospheric Research, 2009, 94(3): 462-469.

[7] Dai Z H, Liu Y X, Wang X J, Zhao D W. Changes in pH, CEC and exchangeable acidity of some forest soils in Southern China during the last 32-35 years. Water, Air and Soil Pollution, 1998, 108(3/4): 377-390.

[8] Qiu R L Yu X J. Study on buffering mechanisms and buffering ability of terrestrial ecosystem to acid deposition. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 1998, 37(2): 157-161.

[9] Liu J X, Zhou G Y, Zhang D Q. The cumulative effects of acid rain on the soil and response of *Schima superb* at Dinghushan. China Environmental Science, 2003, 23(1): 90-94.

[10] Kuperman R G. Relationships between soil properties and community structure of soil macroinvertebrates in oak-hickory forests along an acidic deposition gradient. Applied Soil Ecology, 1996, 4(2): 125-137.

[11] Schaberg P G, DeHayes D H, Hawley G J. Anthropogenic calcium depletion: a unique threat to forest ecosystem health?. Ecosystem Health, 2001, 7(4): 214-218.

[12] Blank L W. A new type of forest decline in Germany. Nature, 1985, 314(6009): 311-314.

[13] Chapin F S, Matson P A, Mooney H A. Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. New York: Springer-Verlag, 2002: 151-151.

[14] Hoorens B, Aerts R, Stroetenga M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? Oecologia, 2003, 137(4): 578-586.

[15] Li R H, Deng Q, Zhou G Y, Zhang D Q. Effect of incubation starting time on litter decomposition rate in a subtropical forest in China. Chinese Journal of Plant Ecology, 2011, 35(7): 699-706.

[16] Wolters V. Effects of acid rain on leaf-litter decomposition in a beech forest on calcareous soil. Biology and Fertility of Soils, 1991, 11(2): 151-156.

[17] Wang C Y, Guo P, Han G M, Feng X G, Zhang P, Tian X J. 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. Science of the Total Environment, 2010, 408(13): 2706-2713.

[18] Scheu S, Wolters V. Buffering of the effect of acid rain on decomposition of C-14-labelled beech leaf litter by saprophagous invertebrates. Biology and Fertility of Soils, 1991, 11: 285-289.

[19] Hong J H, Jiang H, Ma Y D, Yu S Q, Li W, Dou R P, Guo P P, Zeng B. The influence of acid rain on the leaf litter decomposition of three dominant trees in the subtropical forests. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(10): 5246-5251.

[20] Ma Y D, Jiang H, Yu S Q, Zhou G M, Dou R P, Guo P P, Wang B, Song X Z. Effects of Simulated Acid Rain on the Decomposition of *Phyllostachys pubescens*. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2010, 49(2): 95-99.

[21] Zhang D Q, Yu Q F, Kong G H, Zhang Y C. Chemical properties of forest floor litter in Dinghushan monsoon evergreen broadleaved forest. Acta Ecologica Sinica, 1998, 18(1): 96-100.

[22] Zhang D Q, Ye W H, Yu Q F, Kong G H, Zhang Y C. The litter-fall of representative forests of successional series in Dinghushan. Acta Ecologica Sinica, 2000, 20(6): 938-944.

[23] Huang Z F, Fan Z G. The climate of Dinghushan. Tropical and Subtropical Forest Ecosystem, 1982, 1(1): 11-23.

[24] Ren H, Peng S L, Zhang Z P, Zhang W Q. Study on canopy structure and canopy radiation of monsoon evergreen broad leaf forest in Dinghushan biosphere reserve. Acta Ecologica Sinica, 1996, 16(2): 174-179.

[25] Liu J X, Zhang D Q, Zhou G Y, Wen D Z, Zhang Q M. A preliminary study on the chemical properties of precipitation, throughfall, stemflow and surface run-off in major forest types at Dinghushan under acid deposition. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(8): 1223-1228.

[26] Liu Q, Peng S L, Bi H, Zhang H Y, Li Z A, Ma W H, Li N Y. Nutrient dynamics of foliar litter in reciprocal decomposition in tropical and subtropical forests. Frontiers of Forestry in China, 2006, 1(3): 243-252.

[27] Wang J, Huang J H. Comparison of major nutrient release patterns in leaf litter decomposition in warm temperate zone of China. Acta Phytoecologica Sinica, 2001, 25(3): 375-380.

[28] Shen H L, Ding B Y, Shen G F, Chen A M. Decomposing dynamics of several coniferous and broadleaved litters in Mongolian Scots pine plantation. Scientia Silvae Sinicae, 1996, 32(5): 393-402.

[29] Dangles O, Gessner M O, Guérold F, Chauvet E. Impacts of stream acidification on litter breakdown: implications for assessing ecosystem functioning. Journal of Applied Ecology, 2004, 41(2): 365-378.

[30] Neuvonen S, Suomela J. The effect of simulated acid-rain on pine needle and birch leaf litter decomposition. The Journal of Applied Ecology, 1990, 27(3): 857-872.

[31] Lee J J, Weber D E. Effects of sulfuric acid rain on decomposition rate and chemical element content of hardwood leaf litter. Canadian Journal of Botany, 1983, 61(3): 872-879.

[32] Cheng Y, Chen C, Hong W, Wu C Z, Fan H L. Effect of acid rain and water addition on decomposition of *Schima superba* and *Pinus massoniana* leaf litter. Journal of Fujian Agriculture and Forestry University: Natural Science Edition, 2009, 38(6): 595-599.

[33] Xie X Z, Jiang H, Yu S Q, Liu Y Y, Yuan H Y, Li Y H. Effect

of simulated acid rain on soil respiration of *Pinus massoniana* and *Cunninghamia lanceolata*. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29 (10): 5713-5720.

[34] Liu Y Y, Jiang H, Li Y H, Yuan H Y. A short-term effect of simulated acid rain on the soil respiration of the compound system of Chinese fir seedling-soil. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(8): 2012-2017.

[35] Falappi D, Farini A, Ranalli G, Sorlini C. Effects of simulated acid rain on some microbiological parameters of subacid soil. Chemosphere, 1994, 28(6): 1087-1095.

[36] Gao Z H, Zhang W L, Zhang Q F. General situation and prospect for the research on ecological functions of forest litter. Journal of Northeast Forestry University, 2004, 32(6): 79-80, 83-83.

[37] Garden A, Davies R W. Decomposition of leaf litter exposed to simulated acid-rain in a buffered lotic system. Freshwater Biology, 1989, 22(1): 33-44.

[38] Pennanen T, Fritze H, Vanhala P, Kiikkilä O, Neuvonen S, Bååth E. Structure of a microbial community in soil after prolonged addition of low levels of simulated acid rain. Applied and Environmental Microbiology, 1998, 64(6): 2173-2180.

[39] Greszta J, Gruszka A, Wachalewski T. Humus degradation under the influence of simulated acid rain. Water, Air and Soil Pollution, 1992, 63(1/2): 51-66.

[40] Petersen R C, Cummins K W, Ward G M. Microbial and animal processing of detritus in a woodland stream. Ecological Monographs, 1989, 59(1): 21-39.

[41] Zhou G Y, Liu S G, Li Z A, Zhang D Q, Tang X L, Zhou C Y, Yan J H, Mo J M. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. Science, 2006, 314(5804): 1417.

参考文献:

[1] 冯宗炜. 中国酸雨对陆地生态系统的影响和防治对策. 中国工程科学, 2000, 2(9): 5-11.

[4] 王文兴, 许鹏举. 中国大气降水化学研究进展. 化学进展, 2009, 21(2/3): 266-281.

[8] 仇荣亮, 于锡军. 陆地生态系统酸沉降缓冲机制与缓冲能力. 中山大学学报: 自然科学版, 1998, 37(2): 157-161.

[9] 刘菊秀, 周国逸, 张德强. 酸雨对鼎湖山土壤的累积效应及荷木的反应. 中国环境科学, 2003, 23(1): 90-94.

[15] 李荣华, 邓琦, 周国逸, 张德强. 起始时间对亚热带森林凋落物分解速率的影响. 植物生态学报, 2011, 35(7): 699-706.

[19] 洪江华, 江洪, 马元丹, 余树全, 李巍, 窦荣鹏, 郭培培, 曾波. 模拟酸雨对亚热带典型树种叶凋落物分解的影响. 生态学报, 2009, 29(10): 5246-5251.

[20] 马元丹, 江洪, 余树全, 周国模, 窦荣鹏, 郭培培, 王彬, 宋新章. 模拟酸雨对毛竹凋落物分解的影响. 中山大学学报: 自然科学版, 2010, 49(2): 95-99.

[21] 张德强, 余清发, 孔国辉, 张佑倡. 鼎湖山季风常绿阔叶林凋落物层化学性质的研究. 生态学报, 1998, 18(1): 96-100.

[22] 张德强, 叶万辉, 余清发, 孔国辉, 张佑倡. 鼎湖山演替系列中代表性森林凋落物研究. 生态学报, 2000, 20(6): 938-944.

[23] 黄展帆, 范征广. 鼎湖山的气候. 热带亚热带森林生态系统, 1982, 1(1): 11-23.

[24] 任海, 彭少麟, 张祝平, 张文其. 鼎湖山季风常绿阔叶林林冠结构与冠层辐射研究. 生态学报, 1996, 16(2): 174-179.

[25] 刘菊秀, 张德强, 周国逸, 温达志, 张倩媚. 鼎湖山酸沉降背景下主要森林类型水化学特征初步研究. 应用生态学报, 2003, 14 (8): 1223-1228.

[27] 王瑾, 黄建辉. 暖温带地区主要树种叶片凋落物分解过程中主要元素释放的比较. 植物生态学报, 2001, 25(3): 375-380.

[28] 沈海龙, 丁宝永, 沈国舫, 陈爱民. 樟子松人工林下针阔叶凋落物分解动态. 林业科学, 1996, 32(5): 393-402.

[32] 程煜, 陈灿, 洪伟, 吴承祯, 范海兰. 模拟酸雨及降水量对木荷、马尾松叶凋落物分解的影响. 福建农林大学学报: 自然科学版, 2009, 38(6): 595-599.

[33] 谢小赞, 江洪, 余树全, 刘源月, 原焕英, 李雅红.模拟酸雨胁迫对马尾松和杉木幼苗土壤呼吸的影响. 生态学报, 2009, 29 (10): 5713-5720.

[34] 刘源月, 江洪, 李雅红, 原焕英. 模拟酸雨对杉木幼苗-土壤复合体系土壤呼吸的短期效应. 生态学报, 2010, 30(8): 2010-2017.

[36] 高志红, 张万里, 张庆费. 森林凋落物生态功能研究概况及展望. 东北林业大学学报, 2004, 32(6): 79-80, 83-83.