南亚热带不同演替阶段森林土壤呼吸对模拟酸雨的响应

梁国华[1] 吴建平[2,3] 熊 鑫[2,3] 吴小映[1] 褚国伟[2] 周国逸[2] 曾任森[1] 张德强[2*]

([1]华南农业大学, 广州 510642; [2]中国科学院华南植物园, 广州 510650; [3]中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要 以鼎湖山不同演替阶段的3种森林类型(马尾松针叶林、针阔叶混交林和季风常绿阔叶林)为研究对象,2009年6月开始,在森林里喷施不同处理水平的模拟酸雨(对照(pH 4.5的天然湖水)、T1(pH 4.0)、T2(pH 3.5)和T3(pH 3.0)),2012年4月—2013年3月对模拟酸雨下土壤呼吸速率及其相关影响因子进行观测,试图揭示南亚热带不同演替阶段森林土壤呼吸对酸雨的响应规律及机制。结果表明:模拟酸雨抑制了森林土壤呼吸,但抑制作用随森林演替阶段、观测季节和处理水平的不同而不同;模拟酸雨没有显著影响松林的土壤呼吸,但却显著地抑制了阔叶林土壤呼吸($P<0.05$),同时在一定程度上抑制了混交林土壤呼吸($P=0.10$);与对照相比,阔叶林T1、T2和T3处理的年平均土壤呼吸速率分别下降了0.1%、10.5%和17.1%,混交林为-1.7%、8.1%和13.9%,而松林则为1.1%、1.9%和8.1%;3个林型土壤呼吸对模拟酸雨的响应敏感性随森林的顺行演替而增强。但模拟酸雨对土壤呼吸的抑制作用具有季节差异性,抑制作用只在湿季达到显著差异,且只有强酸处理T3显著抑制了土壤呼吸。模拟酸雨对土壤呼吸的抑制作用与其胁迫下土壤酸化而导致土壤微生物活性下降有关,这种下降程度也大体上随森林的顺行演替而增强。

关键词 森林土壤呼吸; 酸雨; 土壤酸化; 土壤微生物活性

Response of soil respiration to simulated acid rain in three successional subtropical forests in southern China. LIANG Guo-hua[1], WU Jian-ping[2,3], XIONG Xin[2,3], WU Xiao-ying[1], CHU Guo-wei[2], ZHOU Guo-yi[2], ZENG Ren-sen[1], ZHANG De-qiang[2*] ([1] *South China Agricultural University*, *Guangzhou* 510642, *China*; [2] *South China Botanical Garden*, *Chinese Academy of Sciences*, *Guangzhou* 510650, *China*; [3] *University of Chinese Academy of Sciences*, *Beijing* 100049, *China*).

Abstract: Soil respiration in forest is a key process that underlies our understanding of the terrestrial carbon cycle, and therefore, its response to acid rain is an increasing concern. Here, we investigated this issue in three subtropical forests of different successional stages [*i.e.* a young pine forest (PF), a transitional mixed conifer and broadleaf forest (MF) and an old-growth broadleaved forest (BF)] at the Dinghushan Nature Reserve in southern China. Simulated acid rain was applied semimonthly from June 2009. Soil respiration was measured under four simulated acid rain (SAR) treatments (CK, the local lake water, pH 4.5; T1, pH 4.0; T2, pH 3.5; and T3, pH 3.0) from April 2012 to March 2013. Generally, SAR reduced soil respiration in the forests, but this reduction varied with forest type, SAR application level, and measurement season. The repeated measures ANOVA showed that SAR did not affect soil respiration in the PF ($P>0.05$), but it significantly reduced soil respiration in the BF ($P<0.05$) and the reduction was marginally significant in the MF ($P=0.10$). Compared with the CK, mean annual soil respiration in treatments T1, T2, and T3 was reduced by 0.1%, 10.5%, and 17.1% in the BF, -1.7%, 8.1%, and 13.9% in the MF, and 1.1%, 1.9%, and 8.1% in the PF, respectively. The sensitivity of the response of soil respiration to SAR showed an increasing trend with the progressive succession

广东省科技计划项目(2014A020216031)、中国博士后科学基金项目(2014M552207)和国家自然科学基金(31500353、31428001和41430529)资助。
收稿日期: 2015-04-22 接受日期: 2015-09-16
*通讯作者 E-mail: zhangdeq@scib.ac.cn

of forests. In the BF, there were no significant differences among the CK, T1, and T2 treatments, while the T3 treatment was significantly lower than the CK and T1 treatments ($P<0.05$). These negative effects were evident in the warm-wet season ($P<0.05$), but not in the cool-dry one. The depression of soil respiration in the MF and the BF was related to the reduction of microbial activity caused by soil acidification under the SAR. Moreover, consistent with the situation of soil respiration, the response sensitivity of soil acidification and the reduction of microbial activity showed an increasing trend with the progressive succession of forests.

Key words: forest soil respiration; acid rain; soil acidification; soil microbial activity.

土壤作为陆地生态系统碳库的最大组成部分，其有机碳贮量达 1500 Pg C(1 Pg = 10^{15} g)，占整个陆地生态系统碳储量的67%(Jenkison *et al.*,1991)。土壤呼吸是土壤向大气中释放 CO_2的主要途径，可占到陆地生态系统呼吸总量的 60%~90%，是陆地生态系统碳循环的主要组成部分(Schimel *et al.*, 2001)，其微小变化都将导致大气 CO_2浓度和土壤碳吸存发生巨大的改变(涂利华等,2009)。因此，研究土壤呼吸规律与机制是我们理解陆地生态系统碳循环及其对气候变化响应的关键过程(Davidson *et al.*,2006)。森林是陆地生态系统的主体，其维持的碳库占全球总碳库的 46%(Dixon *et al.*,1994)。森林土壤呼吸也因此是陆地生态系统土壤呼吸的重要组成部分(占呼吸总量的 69%)，其动态变化也将对全球碳平衡产生深远影响(Janssens *et al.*,2001)。

自 20 世纪 70 年代以来，酸雨已成为当今世界最严重的环境问题之一(Blank,1985)，其主要成因是人类活动如工业生产和城市汽车尾气等释放的二氧化硫(SO_2)和氮氧化物(NO_x)在大气或雨水中转化为硫酸和硝酸所致(Liao *et al.*,1998)。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呈增加的趋势，中国南方已成为继欧美之后的第三大酸雨区(王文兴等, 2009)，近年来该地区的降水 pH 值大多在 4.5 以下，而降水 pH 值为 3.0 的极端情况也曾有报道(Cao *et al.*,2009)。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，如有部分区域森林土壤 pH 值下降幅度达到 1.0(Dai *et al.*,1998)。

森林是酸雨的主要受体，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，其导致森林土壤酸化所带来的直接或间接的影响已经报道很多(Busch *et al.*,2001)。而森林土壤呼吸作为全球碳循环流通的关键环节之一，其对酸雨增加的响应虽受到国内外学者的普遍关注，并进行了一系列短期或长期的酸雨模拟试验(Vanhala *et al.*,1996；刘源月等,2010)。但受实验条件和土壤性质等差异的影响，不同的研究者关于酸雨对土壤呼吸影响的报道结果往往不一致(Vanhala,2002)。同时，目前酸雨对森林土壤呼吸影响的研究多见于北美和欧洲等温带区域(Laverman *et al.*, 2001)，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盆栽培养模拟实验为主(Ouyang *et al.*,2008；谢小赞等,2009)，其研究结果能否适用于野外自然状况还没有定论。

热带和亚热带森林区域在全球植被分区中约占全世界森林总面积的 60%，其初级生产力高达全球陆地生态系统初级生产力的一半(Malhi *et al.*, 2008)。因此，了解热带和亚热带森林土壤呼吸过程，及其在不同环境条件下的变化动态与机制对全球碳平衡和未来气候变化动向均具有重大意义(Hui *et al.*,2004)。近年来，中国南亚热带森林酸雨和森林土壤酸化问题尤其严重，如鼎湖山自然保护区的酸雨频率由 2003 年的 63% 增至 2009 年的 96%，并且整个森林土壤剖面 pH 值都低小于 4.5，土壤自然酸化非常严重(刘菊秀等,2003；朱圣洁等,2011)。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土壤呼吸的影响显得非常紧迫。再者，以往的研究尚未涉及不同森林类型对酸雨的响应差异，而处于不同演替阶段森林因为土壤的理化性质和地上植被和凋落物(Tang *et al.*,2006)等的差异而导致土壤呼吸对酸雨的响应也可能会不一样。

在鼎湖山以南亚热带具有典型代表性且分别处于不同演替阶段的 3 种森林类型(马尾松针叶林、针阔叶混交林和季风常绿阔叶林)为研究对象，通过在自然林里开展模拟酸雨对土壤呼吸速率及其相关影响因子包括土壤温湿度、土壤 pH 值、土壤微生物活性以及细根生物量等影响的观测研究，试图回答以下问题：(1)南亚热带森林土壤呼吸对酸雨响应的规律如何？(2)处于不同演替阶段的森林其土壤呼

吸对酸雨的响应是否具有差异?(3)南亚热带森林土壤呼吸对酸雨响应的机理是如何?研究结果将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,具有重要的理论意义。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

研究地所在的鼎湖山自然保护区位于广东省中西部的肇庆市境内,地理位置为 112°30′39″E—112°33′41″E,23°09′21″N—23°11′30″N。鼎湖山地区气候季节交替明显,属亚热带季风性气候型。年平均气温为 21.4 ℃,最冷月(1 月)和最热月(7 月)的平均温度分别为 12.6 和 28.0 ℃;年降雨量 1927 mm,其中 4—9 月的降雨量约占全年的 80%;年平均蒸发量 1115 mm,年平均相对湿度 80.3%(黄展帆等,1982)。

保护区内有着群落演替进程处于不同阶段的 3 种森林,即马尾松针叶林、马尾松针阔混交林和季风常绿阔叶林。马尾松林(PF)是 20 世纪 50 年代原始森林受破坏后人工种植的,已有约 60 年的历史,是演替系列前期阶段森林的典型代表。该林型群落乔木层为马尾松;灌木层为阳生性种类,主要有桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)、野牡丹(*Melastoma candidum*)、三叉苦(*Evodia lepta*)等;草本层以芒萁(*Dicranopteris dichotoma*)为主。针阔叶混交林(MF)为演替系列中间阶段的典型类型,是人工种植的松林由于阔叶树种的自然入侵经一段时间的演替而形成,林龄约 100 年。混交林群落乔木层优势种有马尾松(*Pinus massoniana*)、荷木(*Schima superba*)、锥栗(*Castanopsis chinensis*)和黄果厚壳桂(*Cryptocarya concinna*)等;灌木层以桃金娘(*Rhodomyrtus tomentosa*)占优势;草本层则以芒萁和黑莎草(*Gahnia tristis*)为主。季风常绿阔叶林(BF)为演替系列后期的典型类型地带性植被,已有约 400 年的人为保护历史(Zhou *et al.*,2006)。该群落结构复杂,物种组成丰富,以常绿树种占绝对优势。乔木层主要植物有锥栗(*Castanopsis chinensis*)、黄果厚壳桂(*Cryptocarya concinna*)、荷木(*Schima superba*)和华润楠(*Machilus chinensis*)、厚壳桂(*Cryptocarya chinensis*)等;灌木层植物有柏拉木(*Blastus cochinchinensis*)、罗伞树(*Ardisia quinquegona*)等;草本层植物有双盖蕨(*Diplazium donianum*)、山姜(*Alpinia japonica*)等;此外还有多种藤本和附生等层间植物(曹洪麟等,2002)。3 种林型土壤相关特征(数据为 2009 年初实验开始前样地本底调查的测定值)见表 1。

1.2 试验样地设计

2009 年初在上述 3 种林型选取坡度和坡向接近的林地,分别设置 12 个 10 m×10 m 的样方用于模拟酸雨实验。每个样方四周用水泥板材围起,水泥板材插入地表 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。设计对照、T1、T2 和 T3 四个模拟酸雨处理,其中对照为当地的天然湖水,pH 值约为 4.5;根据鼎湖地区近年来降雨的 pH 值(刘菊秀等,2003),设 T1 为 pH=4.0(接近自然降雨的最低 pH 值),考虑到降雨 pH 值在将来的下降趋势,设 T2 和 T3 pH 值分别为 3.5 和 3.0。另外,根据鼎湖地区近年来降雨中主要成分的比例以及变化趋势,设计模拟酸雨 H_2SO_4 ∶ HNO_3 = 1 ∶ 1(摩尔比);每个处理设 3 个重复。2009 年 6 月份开始进行模拟酸雨处理,每月月初和月中将配置好的 40 L 模拟酸雨,用汽油动力喷雾机人工均匀喷洒在林地上。对照样方则喷洒同样量的天然湖水,以减少因外加的水而造成对森林生物地球化学循环的影响。模拟酸雨实验期间,T1、T2 和 T3 处理的每个样方每年接受的 H^+ 量分别为 9.6、32 和 96 mol · hm^{-2} · a^{-1},约分别相当于自然穿透雨 H^+ 输入量的 0.3、1.0 和 3.0 倍。在上述的每个样方随机设置 2 个直径 20 cm PVC 环用作土壤呼吸实验,将 PVC 环插入土壤 5 cm 左右,砸实 PVC 环防止漏气,并保持环在整个试验期间位置不变。

1.3 土壤呼吸速率的测定

经过上述处理34个月后(土壤呼吸实验进行

表 1 3 个林型土壤相关特征

Table 1 Soil characteristics of three forest types

林型	总有机碳 (g · kg^{-1})	总氮 (g · kg^{-1})	总磷 (mg · kg^{-1})	有效氮 (mg · kg^{-1})	有效磷 (mg · kg^{-1})
松林	15.21±2.12	1.94±0.16	98.72±16.73	8.47±0.57	1.95±0.07
混交林	41.13±3.24	2.71±0.19	191.32±8.19	17.30±1.83	1.95±0.18
阔叶林	31.05±0.17	2.83±0.17	225.31±23.29	19.13±1.14	3.53±0.65

数据为平均值±标准差。

期间继续同样的处理),于2012年4月—2013年3月,使用Li-Cor 8100红外线气体分析仪(Li-COR, Inc., Lincoln, Nebraska, USA)配带的土壤呼吸气室测定土壤呼吸。基于先前鼎湖山森林土壤呼吸日变化的研究结果(Tang *et al.*, 2006),本实验把每次测定时间定为上午9:00—12:00,因为这段时间测定的土壤呼吸速率最能反映每天的平均土壤呼吸速率。测定时,首先将呼吸气室置于PVC环上,然后将气体分析仪自身配带的温度探针插入土壤呼吸气室附近5 cm深土壤内,待系统内气体交换平衡后,由仪器自动计算土壤呼吸速率,同时给出土壤温度和气压等指标,均为一一对应。土壤湿度用中国生态系统网络统一配备的土壤测熵仪(MPKit,江苏瑞迪生科技有限公司生产)测定,土壤深度为0~5 cm。土壤呼吸测定频率为每月测定2次,每次每个PVC环测定3次,取其平均值代表该次测定的值,土壤呼吸测定在每次模拟酸雨前进行。

1.4 土壤pH值、微生物生物量碳及细根生物量的测定

2013年6月底(模拟酸雨3年后)在上述样地进行土壤样品采集进行,在每个样方内随机选取4个点,去除表土上覆盖的枯枝落叶,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和石块等,并过2 mm筛。土壤微生物量碳采用熏蒸提取法测定(Jenkinson, 1987);土壤pH值测定采用自然风干土进行,以1 mol·L^{-1}氯化钾浸提(水土比为2.5∶1)后用pH计测定。另外,用内径6.8 cm的土钻取0~10 cm层次土壤用作细根生物量的测定,每个样方内随机选取4个点,每个点取2钻,混合带回实验室,小心挑出≤2 mm的细根并冲洗干净,65 ℃烘干称重。

1.5 数据分析

本论文所有数据均利用SAS 10.0软件(SAS Institute Inc., Cary, NC, USA)进行统计分析,用Sigma-Plot 10.0软件作图。土壤呼吸与土壤温度之间关系采用如下指数模型(Luo *et al.*, 2001):$y = ae^{bT}$。式中,y为土壤呼吸速率,T为土壤温度,a是温度为0 ℃时的土壤呼吸,b为温度反应系数。Q_{10}值通过下式确定(Xu *et al.*, 2001):$Q_{10} = e^{10b}$。

2 结果与分析

2.1 不同处理间的土壤温度和土壤湿度的动态

3个林型土壤温度和土壤湿度在不同处理下均具有明显的季节动态,湿季(4—9月)较高,旱季(10月—翌年3月)较低(图1)。由于森林植被不同而引起林内小气候的差异,3个林型在对照样方的年平均土壤温度分别为松林(23.29±0.07 ℃)>混交林(22.08±0.05 ℃)>阔叶林(21.39±0.01 ℃)(P<0.05);在年平均土壤湿度上,阔叶林(30.25%±1.13%,体积比,下同)和混交林(30.11%±0.33%)没有显著差异,而松林(15.19%±0.22%)则显著低于阔叶林和混交林(P<0.05)。重复测量方差分析表明,3个林型不同处理间的土壤温度和土壤湿度在湿季、旱季和全年均无显著差异(P>0.05),表明模拟酸雨对土壤温度和土壤湿度没有影响(图1)。

2.2 不同处理间的土壤呼吸的动态

与土壤温湿度一致,3个林型土壤呼吸速率也具有明显的季节动态,湿季显著高于旱季(P<0.01);松林、混交林和阔叶林对照样方的年平均土壤呼吸速率分别为2.85±0.20、2.66±0.32和2.90±0.20 μmol·m^{-2}·s^{-1}。方差分析表明,3个林型之间的土壤呼吸没有显著差异(P>0.05)(表2,图1)。

重复测量方差分析表明,模拟酸雨抑制了森林

表2 土壤呼吸速率在不同处理间的差异性(μmol·m^{-2}·s^{-1})

Table 2 Differences in soil respiration rates under different treatments

林型	时间	CK	T1	变化量(%)	T2	变化量(%)	T3	变化量(%)
松林	湿季	3.62±0.18 a*	3.54±0.07 a*	2.2	3.57±0.29 a*	1.4	3.37±0.08 a*	6.9
	旱季	1.70±0.32 a*	1.74±0.35 a*	−2.5	1.64±0.18 a*	3.4	1.49±0.08 a*	12.0
	年平均	2.85±0.20 a	2.82±0.14 a	1.1	2.80±0.15 a	1.9	2.62±0.07 a	8.1
混交林	湿季	3.53±0.48 a*	3.59±0.17 a*	−1.8	3.24±0.50 a*	8.0	3.03±0.46 a*	13.9
	旱季	1.36±0.11 a*	1.37±0.13 a*	−1.2	1.25±0.22 a*	8.1	1.17±0.10 a*	13.9
	年平均	2.66±0.32 a	2.70±0.15 a	−1.7	2.44±0.39 a	8.1	2.29±0.32 a	13.9
阔叶林	湿季	3.78±0.36 a*	3.84±0.27 a*	−1.5	3.33±0.08 ab*	11.9	3.13±0.37 b*	17.2
	旱季	1.59±0.03 a*	1.50±0.29 a*	5. 8	1.50±0.19 a*	5.7	1.32±0.19 a*	16.9
	年平均	2.90±0.20 a	2.90±0.11 a	0.1	2.60±0.06 ab	10.5	2.41±0.30 b	17.1

数据为平均值±标准差。变化量=(CK的含量−每个处理的含量)/CK的含量*100%(同一时间段)。同行不同小写字母表示差异达到P<0.05显著水平。*表示同列旱湿季之间差异达到P<0.05显著水平。

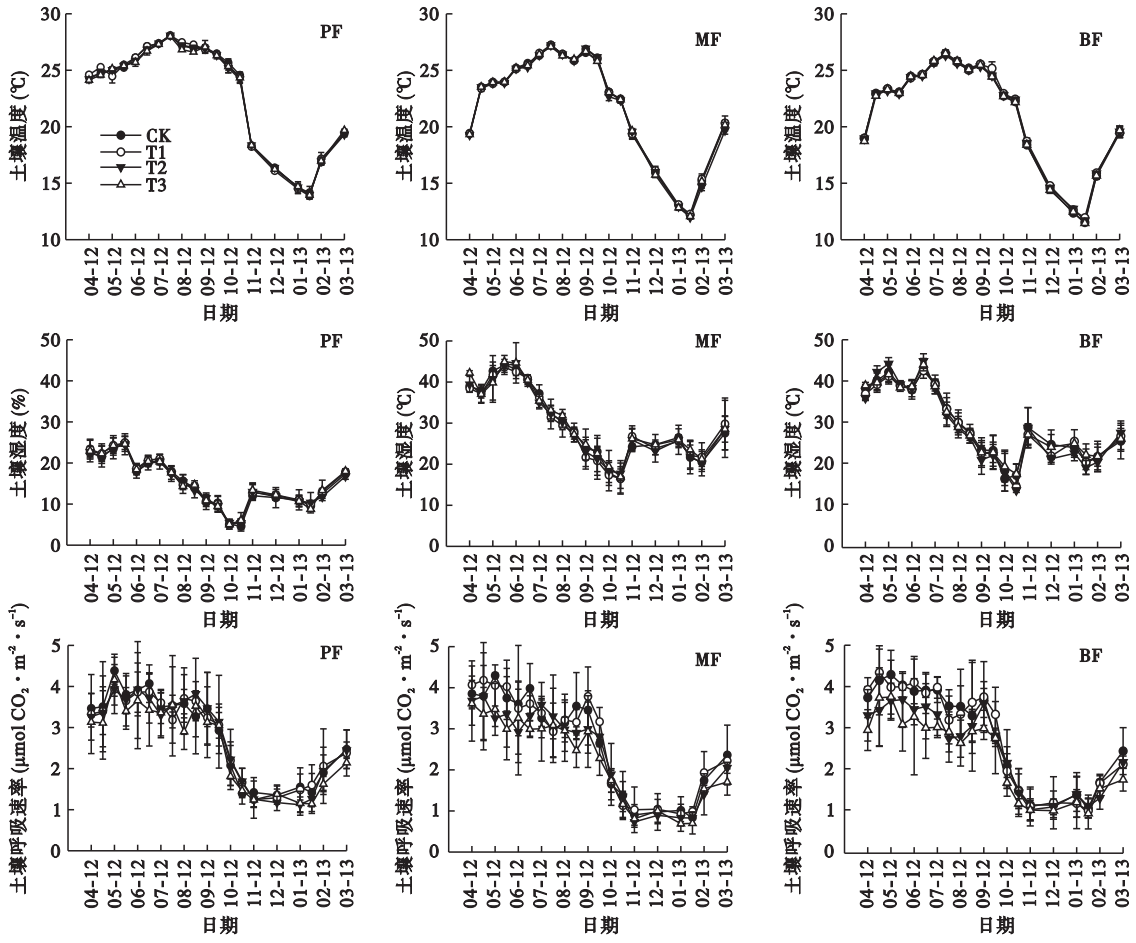


图 1　不同处理间土壤温度、土壤湿度和土壤呼吸速率的季节动态

Fig.1　Seasonal dynamics of soil temperature, soil moisture, and soil respiration rate under different treatments

PF=松林;MF=混交林;BF=阔叶林。

土壤呼吸,但抑制作用随森林演替阶段、观测季节和处理水平的不同而不同(表 2,图 1)。模拟酸雨没有显著影响松林土壤呼吸,但却显著地抑制了阔叶林土壤呼吸($P<0.05$),同时在一定程度上抑制了混交林土壤呼吸 ($P=0.10$)。表现为:与对照相比,阔叶林 T1、T2 和 T3 处理的年平均土壤呼吸速率分别下降了 0.1%、10.5% 和 17.1%,混交林为 -1.7%、8.1% 和 13.9%,而松林则为 1.1%、1.9% 和 8.1%。从模拟酸雨处理下土壤呼吸的下降程度和显著性可看出,3 个林型土壤呼吸对模拟酸雨的响应敏感性随森林的顺行演替而增强,处于演替后期的阔叶林敏感性最强。但模拟酸雨对土壤呼吸的抑制作用具有季节差异性,抑制作用只出现在湿季($P<0.05$),且只有强酸处理 T3 显著抑制了土壤呼吸。

2.3　不同处理间的土壤 pH 值、土壤微生物生物量碳和细根生物量

如图 2 所示,松林、混交林和阔叶林表层(0~10 cm)土壤 pH 值在对照样方分别为 3.95±0.03、3.83±0.05 和 3.87±0.02,均为强酸性土壤。混交林和阔叶林的土壤 pH 值没有显著差异($P>0.05$),但它们都显著低于松林($P<0.05$)。土壤微生物生物量碳在对照样方为松林<混交林<阔叶林($P<0.05$),土壤细根生物量则为松林>混交林=阔叶林($P<0.05$)。

模拟酸雨对松林土壤 pH 值和土壤微生物生物量碳均无显著影响($P>0.05$),但模拟酸雨却显著地降低了阔叶林和混交林的土壤 pH 值以及阔叶林的土壤微生物量碳($P<0.05$),同时在一定程度上降低了混交林的土壤微生物生物量碳($P=0.08$)。与对照相比,阔叶林土壤 pH 值在 T1、T2 和 T3 分别下降了 0.04、0.11 和 0.14,其中,T2 和 T3 显著低于 T1 和 CK;在混交林则分别下降了 0.04、0.10 和 0.12,其中,T3 显著低于 CK ($P<0.05$)。而与对照相比,阔叶林土壤微生物量碳在 T1、T2 和 T3 分别下降了15.1%、24.9%和36.9%,在混交林则分别下降了

表3 模型 $R=ae^{bT}$ 和 $R=aM+b$ 分别拟合土壤呼吸速率与地下5 cm土壤温度和0~5 cm土壤湿度的关系

Table 3 Model for relationships between the soil respiration (R, μmol $CO_2 \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$) and soil temperature at 5 cm depth (T, ℃) and volumetric soil moisture of the top 5 cm soil layer (M, % vol.) using $R=ae^{bT}$ and $R=aM+b$, respectively

森林	处理	$R=ae^{bT}$ *				$R=aM+b$ *		
		a	b	Q_{10}	R^2	a	b	R^2
松林 PF	CK	0.5386±0.2228	0.0696±0.0095 a	2.01	0.50	0.1299±0.0021	0.8762±0.1953	0.47
	T1	0.5559±0.1718	0.0678±0.0198 a	1.97	0.55	0.1607±0.0118	1.1710±0.5479	0.38
	T2	0.4102±0.0969	0.0703±0.0015 a	2.02	0.59	0.1108±0.0278	1.1199±0.4450	0.36
	T3	0.3879±0.1409	0.0700±0.0077 a	2.01	0.54	0.1089±0.0075	0.9423±0.3170	0.35
混交林 MF	CK	0.4769±0.1778	0.0755±0.0080 a	2.13	0.42	0.0995±0.0010	0.3376±0.1029	0.48
	T1	0.5287±0.0650	0.0717±0.0023 a	2.05	0.44	0.0994±0.0035	0.1060±0.0450	0.47
	T2	0.4131±0.0938	0.0783±0.0042 a	2.19	0.47	0.0777±0.0252	0.1282±0.0485	0.35
	T3	0.3955±0.1474	0.0772±0.0075 a	2.16	0.44	0.0842±0.0142	0.2823±0.1690	0.46
阔叶林 BF	CK	0.5451±0.1023	0.0759±0.0080 a	2.14	0.50	0.0997±0.0088	0.1120±0.0863	0.49
	T1	0.4952±0.1084	0.0798±0.0060 a	2.22	0.50	0.1000±0.0111	0.1810±0.0530	0.47
	T2	0.5381±0.1285	0.0716±0.0042 a	2.05	0.47	0.0728±0.0158	0.4416±0.0689	0.43
	T3	0.4884±0.1394	0.0726±0.0063 a	2.07	0.44	0.0774±0.0030	0.1937±0.0864	0.40

数据为平均值±标准差。*3个林型各个处理均为 $P<0.01$。R^2 为决定系数。在一个林型内不同小写字母表示不同处理间差异达到 $P<0.05$ 显著水平。

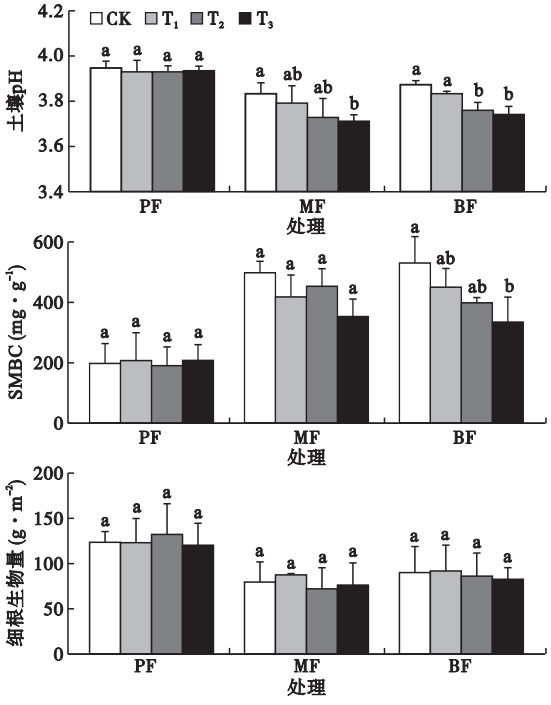


图2 不同处理间的土壤pH值、土壤微生物量碳和细根生物量

Fig. 2 Soil pH value, soil microbial biomass carbon (SMBC), and fine root biomass under different treatments

不同小写字母表示差异达到 $P<0.05$ 显著水平; PF.松林, MF.混交林, BF.阔叶林。

16.0%、9.0%和29.1%。而从上述两个指标下降的幅度和显著性可看出,3个林型土壤酸化和土壤微生物活性对模拟酸雨的响应敏感性随森林的顺行演替而增强,处于演替后期的阔叶林敏感性最强。另外,由图2可见,模拟酸雨对3个林型的细根生物量均没有显著的影响($P>0.05$)。

2.4 土壤呼吸速率与土壤温湿度的关系

3个林型各个处理的土壤呼吸速率与地下5 cm温度之间均呈显著指数回归关系($P<0.01$),对应的方程可决系数在松林、混交林和阔叶林分别为0.50~0.59、0.42~0.47和0.44~0.50。而3个林型各个处理的土壤呼吸速率与地下5 cm湿度之间均呈显著直线回归关系($P<0.01$),对应的方程可决系数分别为0.35~0.47、0.35~0.48和0.40~0.49(表3;图3)。另外,利用土壤呼吸速率与土壤温度之间的指数回归关系,可得其相应的土壤呼吸温度敏感系数 Q_{10} 值,即土壤温度每升高10 ℃,土壤呼吸速率变为未增温前呼吸速率的倍数。如表3和图3所示,Q_{10} 值和模型参数 b 在3个林型的不同处理之间均没有显著差异。

3 讨 论

实验观测周期内,松林、混交林和阔叶林对照样方的年平均土壤呼吸速率分别为2.85±0.20、2.66±0.32和2.90±0.20 μmol · m^{-2} · s^{-1}(表2;图1)。这与Yi等(2007)在鼎湖山所进行的土壤呼吸研究结果相近;同时,也接近国外一些热带和亚热带森林土壤呼吸研究结果(Salimon *at al.*,2004);但略高于中国森林土壤呼吸年通量平均值(陈光水等,2008)。松林、混交林和阔叶林对照样方的 Q_{10} 值分别为2.01、2.13和2.14(表3),这与黄承才等(1999)在中国亚热带森林的研究结果相当(1.75~2.55),低于Boone等(1998)在温带森林土壤呼吸研究的报道

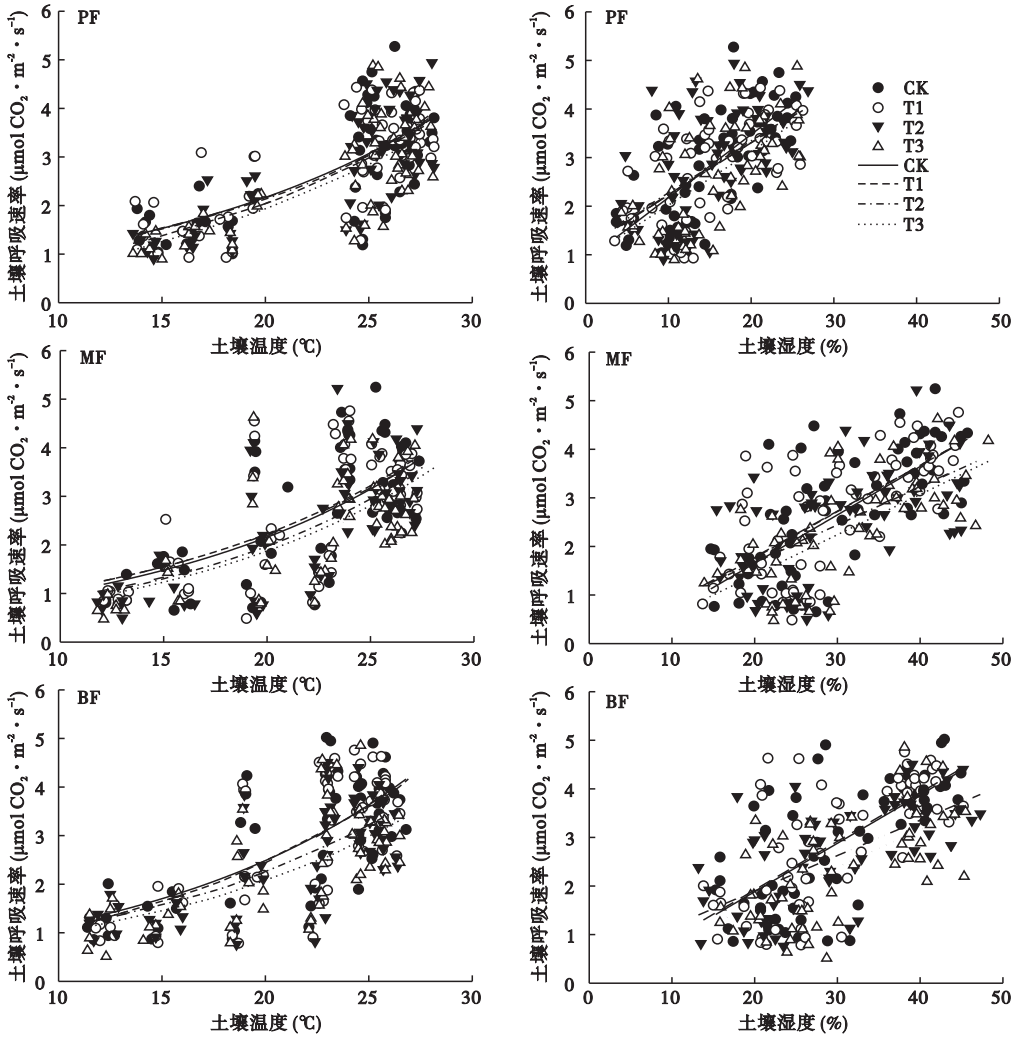


图 3　不同处理下土壤呼吸与土壤温度和土壤湿度的相关关系

Fig.3　Relationship of soil respiration rate with soil temperature or soil moisture under different treatments

PF.松林,MF.混交林,BF.阔叶林。

(Q_{10}值分别为 2.6~3.2 和 3.5),以及中国森林土壤呼吸 Q_{10}值的平均值(2.65)(陈光水等,2008),却高于刘绍辉等(1997)推算的全球森林植被的土壤呼吸速率的 Q_{10}值的平均值(1.57)。

3 个林型所有处理的土壤呼吸速率均呈现出明显的季节差异,高温湿润季节较高,低温干旱季节较低,这与一些亚热带(Zhang *et al.*,2006)和温带森林(张勇等,2011)的土壤呼吸研究报道一致。土壤温度和土壤湿度是控制土壤呼吸的两个主要因素(Tang *et al.*,2006)。许多研究表明,土壤呼吸速率与土壤温度之间多呈指数正相关关系((Dong *et al.*,1996;Jia *et al.*,2007)。但关于土壤呼吸与土壤湿度的关系有所争议,存在着很大的空间变异性。在一些温带森林的研究,土壤呼吸的季节性仅受土壤温度影响,跟土壤湿度关系不明显(Dong *et al.*,1996)。本研究结果表明,鼎湖山森林的土壤呼吸速率跟土壤温度呈显著的指数正相关关系,与土壤湿度呈显著的直线正相关关系,这种共同控制作用与本地区的气候类型,即南亚热带季风气候有关。在季风气候影响下,雨热同步,土壤温度和土壤湿度在季节动态上具有很强的正的共变性(图 1;Kong *et al.*,1997)。因此,本地区在高温多雨季节,水热条件充沛,植物光合作用较高,生长快,微生物活性高,因而土壤呼吸速率也高;而在低温干旱季节则相反,故土壤呼吸速率较低。

本研究表明,模拟酸雨显著地抑制了阔叶林土壤呼吸,同时在一定程度上抑制了混交林土壤呼吸,结果与一些室内控制实验以及野外模拟实验类似(谢小赞等,2009;张勇等,2011),表明南亚热带森林土壤呼吸对酸雨的响应比较敏感。土壤呼吸主要

包括根系呼吸以及土壤微生物对凋落物和土壤有机质分解以及动物呼吸(姜丽芬,2006),因此,酸雨是通过影响上述土壤呼吸组分从而影响总的土壤呼吸。3年多的模拟酸雨处理显著地降低了阔叶林表层土壤pH值,同时在一定程度上降低了混交林表层土壤pH值,这表明土壤酸化的加剧。一方面,土壤酸化能影响土壤微生物的生物活性,使有机物的矿化速率速率发生改变,从而影响土壤呼吸。易志刚等(2003)研究指出,土壤中微生物呼吸约占土壤总呼吸的50%左右,可见微生物异养呼吸在总的土壤呼吸中的重要贡献。而各种土壤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(高志红等,2004)。如Gresta等(1992)的研究结果表明,酸雨使细菌,如氨化细菌、固氮细菌的数量减少,且硝化作用、纤维素分解及土壤呼吸均受到酸雨的抑制。在本实验中,模拟酸雨显著降低了阔叶林的土壤微生物生物量碳,同时在一定程度上降低了混交林土壤微生物生物量碳,结果与一些温带和亚热带的报道一致(Zhou *et al.*,1988;Pennanen *et al.*,1998),表明了模拟酸雨抑制了土壤微生物活性,从而延缓了土壤有机物的矿化和分解速率(刘源月等,2010),进而抑制了土壤CO_2的释放。另一方面,凋落物分解过程是土壤呼吸的一个重要途径,土壤微生物活性的降低会导致凋落物分解速率的降低,因此导致凋落物分解产生的CO_2减少(Wolters *et al.*,1991)。

虽然根系呼吸是总的土壤呼吸的一个重要部分,如陈光水等(2008)指出中国森林根系呼吸占土壤呼吸的比例均值为34.7%,但在本研究中,土壤酸化的加剧并没有导致细根生物量下降,因此,植物根系自养呼吸对酸雨加剧的响应机理有待进一步研究。

处于不同演替阶段的森林土壤呼吸对模拟酸雨响应的敏感性有所不同,处于演替早期的松林,其土壤呼吸对模拟酸雨响应的敏感性明显低于演替中期的混交林和演替后期的阔叶林。我们推测3个森林土呼吸对模拟酸雨响应差异的原因在于其土壤层和凋落物层的差异,而这最终也是源于不同演替阶段的差异。首先,3个林型土壤层缓冲酸雨的能力不同。土壤类型不同,盐基饱和度和土壤pH值会有所不同,对酸雨的缓冲能力亦不一样(周青等,2002)。虽然3个林型实验样地的土壤pH值很低(均低于4),均为强酸性土壤,但在H^+输入增加的情况下,依然发生土壤酸化的加剧。盐基饱和度能反映土壤对酸雨的缓存能力(Mcfee *et al.*,1980),鼎湖山森林土壤容易发生酸化的现象与其本身较低的盐基饱和度有关(低于10%,温达志等,2000)。但与混交林和阔叶林的情况不同,实验期间内,松林的土壤pH值在不同模拟酸雨处理间并没有显著差异,表明其土壤未发生酸化。俞迎春等(2001)指出,酸雨下的土壤酸化跟原土壤的pH值密切相关,原土壤的pH值越高,在酸雨胁迫下越不容易发生土壤酸化,反之亦然。一方面,本实验中,松林对照样方的土壤pH值显著高于混交林和阔叶林,暗示着松林土壤抗酸化能力强于其他2个林型。另一方面,鼎湖山森林土壤盐基饱和度随着森林的顺行演替而降低,即松林>混交林>阔叶林(温达志等,2000),这也意味着松林土壤缓冲酸雨的能力最强。其次,3个林型凋落物层缓冲酸雨的能力不同。凋落物层是酸雨作用于森林土壤亚系统的最先承受者,Salim等(1994)的研究表明,土壤表层凋落物通过自身的盐基离子与酸雨中的H^+交换,致使盐基离子迅速淋溶,从而缓解酸雨的酸化作用。虽然鼎湖山森林年凋落物输入量随着森林的顺行演替而增加,但由于凋落物分解速率也是随着森林的顺行演替而加快(Huang *et al.*,2011),这导致了3个林型凋落物现存量与凋落物输入量呈现相反的趋势,即松林>混交林>阔叶林。因此,松林较厚的凋落物层的酸雨缓冲能力强于混交林和阔叶林。

综上所述,松林土壤和凋落物层具有较强的酸雨缓冲能力,在模拟酸雨胁迫下没有发生土壤酸化,其土壤微生物活性受到的影响亦较小。因此,在模拟酸雨下,松林没有出现混交林和阔叶林那样的土壤呼吸降低效应。近年来,由于南亚热带区域大范围的植树造林,使得幼龄林在该区域森林中占主要优势。根据本研究结果,随着这些幼龄林自然顺行演替而逐渐变成熟,未来酸雨对该地区森林土壤呼吸的影响也会逐渐增强。

参考文献

曹洪麟, 黄忠良, 张林艳, 等. 2002. 鼎湖山自然保护区植被类型. 热带亚热带森林生态系统研究, (9): 1-8.

陈光水, 杨玉盛, 吕萍萍, 等. 2008. 中国森林土壤呼吸模式. 生态学报, **28**(4): 1748-1759.

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

黄承才, 葛 滢, 常 杰, 等. 1999. 中亚热带东部三种主要木本群落土壤呼吸的研究. 生态学报, **19**(3): 324-328.

黄展帆, 范征广. 1982. 鼎湖山的气候. 热带亚热带森林生态系统研究, (1): 11-23.
姜丽芬. 2006. 土壤呼吸与环境. 北京: 高等教育出版社.
刘菊秀, 张德强, 周国逸, 等. 2003. 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, **14**(8): 1223-1228.
刘绍辉, 方精云. 1997. 土壤呼吸的影响因素及全球尺度下温度的影响. 生态学报, **17**(5): 469-476.
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. 生态学报, **30**(8): 2010-2017.
涂利华, 胡庭兴, 黄立华, 等. 2009. 华西雨屏区苦竹林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应. 植物生态学报, **33**(4): 728-738.
王文兴, 许鹏举. 2009. 中国大气降水化学研究进展年. 化学进展, **21**(2/3): 266-281.
温达志, 周国逸, 孔国辉, 等. 2000. 南亚热带酸雨地区陆地生态系统植被、土壤与地表水现状的研究. 生态学杂志, **19**(5): 11-18.
谢小赞, 江 洪, 佘树全, 等. 2009. 模拟酸雨胁迫对马尾松和杉木幼苗土壤呼吸的影响. 生态学报, **29**(10): 5713-5720.
易志刚, 蚁伟民, 周国逸, 等. 2003. 鼎湖山三种主要植被类型土壤碳释放研究. 生态学报, **23**(8): 1673-1678.
俞元春, 丁爱芳, 胡 茄, 等. 2001. 模拟酸雨对土壤酸化和盐基迁移的影响. 南京林业大学学报: 自然科学版, **25**(2): 39-42.
张 勇, 王连喜, 陈书涛, 等. 2011. 模拟酸雨对北亚热带天然次生林土壤呼吸的影响. 中国环境科学, **31**(9): 1541-1547.
周 青, 黄晓华. 2002. 酸雨对陆地生态系统影响与防治研究. 自然杂志, **24**(6): 315-320.
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. 中山大学学报: 自然科学版, **50**(5): 135-141.
Blank LW. 1985. A new type of forest decline in Germany. *Nature*, **314**: 311-314.
Boone RD, Nadelhoffer KJ, Canary JD, *et al*. 1998. Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. *Nature*, **396**: 570-572.
Busch G, Lammel G, Beese FO, *et al*. 2001. Forest ecosystems and the changing patterns of nitrogen input and acid deposition today and in the future based on a scenario. *Environmental Science and Pollution Research*, **8**: 95-102.
Cao YZ, Wang SY, Zhang G, *et al*. 2009. Chemical characteristics of wet precipitation at an urban site of Guangzhou, South China. *Atmospheric Research*, **94**: 462-469.
Dai ZH, Liu YX, Wang XJ, *et al*. 1998. 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*, **108**: 377-390.
Davidson EA, Janssens IA, Luo Y. 2006. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: Moving beyond Q_{10}. *Global Change Biology*, **12**: 154-164.
Dixon RK, Brown S, Houghton RA, *et al*. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystem. *Science*, **263**: 185-190.
Dong YS, Peng GB, Li J. 1996. Seasonal variations of CO_2, CH_4 and N_2O fluxes from temperate forest soil. *Acta Geographica Sinica*, **51**: 120-128.
Greszta J. 1992. Humus degradation under the influence of simulated acid rain. *Water, Air, and Soil Pollution*, **63**: 51-66.
Huang Y, Li Y, Xiao Y, *et al*. 2011. Controls of litter quality on the carbon sink in soils through partitioning the products of decomposing litter in a forest succession series in South China. *Forest Ecology and Management*, **261**: 1170-1177.
Hui D, Luo Y. 2004. Evaluation of soil CO_2 production and transport in Duke Forest using a process-based modeling approach. *Global Biogeochemical Cycles*, **18**: GB4029, doi: 10.1029/2004GB002297.
Janssens IA, LankreijerH, MatteucciG, *et al*. 2001. Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests. *Global Change Biology*, **7**: 269-278.
Jenkinson DS, Adams DE, Wild A. 1991. Model estimates of CO_2 emissions from soil in response to global warming. *Nature*, **351**: 304-306.
Jenkinson DS. 1987. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil// Wilson JR, ed. Advances in N Cycling in Agricultural Ecosystem. Wallingford, UK: Commonwealth Agricultural Bureau International Press: 368-386.
Jia BR, Zhou GS, Wang FY, *et al*. 2007. Effects of grazing on soil respiration of *Leymus chinensis* steppe. *Climatic Change*, **82**: 211-223.
Kong GH, Huang ZL, Zhang QM, *et al*. 1997. Type, structure, dynamics and management of the lower subtropical evergreen broad-leaved forest in the Dinghushan Biosphere Reserve of China. *Tropics*, **6**: 335-350.
Laverman AM, Zoomer HR, Verhoef HA. 2001. The effect of oxygen, pH and organic carbon on soil-layer specific denitrifying capacity in acid coniferous forest. *Soil Biology and Biochemistry*, **33**: 683-687.
Liao BH, Larssen T, Seip HM. 1998. Response of five Chinese forest soils to acidic inputs: Batch experiment. *Geoderma*, **86**: 295-316.
Luo Y, Wan S, Hui D, *et al*. 2001. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature*, **413**: 622-625.
Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, *et al*. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, **319**: 169-172.
Mcfee WW. 1980. Sensitivity of soil regions to long term acid precipitation. Atmospheric Sulfur Deposition, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan, 477.
Ouyang XJ, Zhou GY, Huang ZL. 2008. Effect of simulated acid rain on potential carbon and nitrogen mineralization in forest soils. *Pedosphere*, **18**: 503-514.

Pennanen T, Fritze H, Vanhala P, *et al*. 1998. Structure of a microbial community in soil after prolonged addition of low levels of simulated acid rain. *Applied and Environmental Microbiology*, **64**: 2173-2180.

Salim R, Khalaf S. 1994. A role for decaying leaves in mitigating the harmful effects as acid rain. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology*, **29**: 115-127.

Salimon CI, Davidson EA, Victoria RL, *et al*. 2004. CO_2 flux from soil in pastures and forests in southwestern Amazonia. *Global Change Biology*, **10**: 833-843.

Schimel DS, House JI, Hibbard KA. 2001. Recent patterns and mechanisms of carbon exchange by terrestrial ecosystems. *Nature*, **414**: 169-l72.

Tang XL, Liu SG, Zhou GY, *et al*. 2006. Soil atmospheric exchange of CO_2, CH_4, and N_2O in three subtropical forest ecosystems in southern China. *Global Change Biology*, **12**: 546-560.

Vanhala P, Fritze H, Neuvonen S. 1996. Prolonged simulated acid rain treatment in the subarctic: Effect on the soil respiration rate and microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, **23**: 7-14.

Vanhala P. 2002. Seasonal variation in the soil respiration rate in coniferous forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**: 1375-1379.

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

Xu M, Qi Y. 2001. Spatial and seasonal variations of Q_{10} determined by soil respiration measurements at a Sierra Nevadan forest. *Global Biogeochemical Cycles*, **15**: 687-696.

Yi ZG, Fu S, Yi W, *et al*. 2007. Partitioning soil respiration of subtropical forests with different successional stages in south China. *Forest Ecology and Management*, **243**: 178-186.

Zhang DQ, Sun XM, Zhou GY, *et al*. 2006. Seasonal dynamics of soil CO_2 effluxes with responses to environmental factors in lower subtropical forest of China. *Science in China Series D: Earth Sciences*, **49**: 139-149.

Zhou CL, Qi YC. 1988. Effects of acid rain on activities of soil microganisms. *Journal of Ecology*, **7**: 21-24.

Zhou GY, Liu SG, Li ZA, *et al*. 2006. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, **314**: 1417.

作者简介 梁国华,男,1985年生,博士,主要从事森林生态学研究。E-mail: lianggh@scbg.ac.cn

责任编辑 魏中青