

起始时间对亚热带森林凋落物分解速率的影响

李荣华^{1,2} 邓琦^{1,2} 周国逸¹ 张德强^{1*}

¹中国科学院华南植物园, 广州 510650; ²中国科学院研究生院, 北京 100049

摘要 运用分解袋法研究了不同布置时间的凋落物在亚热带森林分解的初期过程, 探讨了不同布置时间的凋落物经过相同时间分解的差异及环境因子对其分解速率特别是分解速率常数 k 的影响。结果表明: 在凋落物分解较快的鼎湖山季风常绿阔叶林, 不同时间布置的凋落物经过12个月的分解, 其残留率及 k 均存在较大的差异。不同布置时间的凋落物的分解率在前期(0–6个月)与其相应阶段的环境因子呈显著相关关系, 但与后期的环境因子相关性并不显著。不同布置时间的 k 值的变化范围为0.78–1.30, 起始于雨季的 k 值较大, 起始于旱季的较小($p < 0.001$), 其大小与分解前期的环境因子相关性较高, 与整个分解过程中的环境因子相关性较低。因此, 凋落物的凋落时间可能影响其分解速率; 由于布置时间不同而导致 k 值估算的不准确将对森林生态系统的养分循环及其碳平衡的评估产生很大影响。

关键词 环境因子, 布置时间, 凋落物分解速率常数 k , 凋落物分解, 亚热带森林

Effect of incubation starting time on litter decomposition rate in a subtropical forest in China

LI Rong-Hua^{1,2}, DENG Qi^{1,2}, ZHOU Guo-Yi¹, and ZHANG De-Qiang^{1*}

¹South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China; and ²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

Abstract

Aims Estimation of ecosystem carbon balance may be affected by timing of sampling. Our objective was to determine the effect of different incubation starting times on litter decomposition rate (k) in a tropical and subtropical forest.

Methods We used litter bags and incubated them in the field at the same site beginning on eight different starting times over a year, beginning January 13 and at 45-day intervals. Each of the eight sets of litter bags was sampled four times over a period of 12 months, remaining litter mass was determined and k values were estimated. Temperature, precipitation, photosynthetically available radiation, soil water content and relative humidity were measured throughout the experiment.

Important findings The remaining litter mass and k values were significantly different ($p < 0.05$) among the eight starting times. Rate of litter decomposition was significantly ($p < 0.05$) correlated to temperature and precipitation during the early phase rather than the later phase of the experiment. The k values ranged from 0.78 to 1.30, and were significantly higher ($p < 0.001$) for litter whose incubation started in the wet seasons as compared to the dry seasons. Therefore, time for the start of incubation may significantly influence estimation of k values, which in turn may influence estimation of ecosystem carbon balance.

Key words environment factor, incubation time, litter decomposition constant k , litter decomposition, subtropical forest

凋落物的分解是生态系统物质循环和能量流动的重要环节之一, 对维持土壤肥力、植物生长发育及生态系统可持续发展有重要作用(Chapin *et al.*, 2002)。研究表明, 全球每年因土壤呼吸所释放的碳量为(68 ± 4) Pg, 其中凋落物分解释放碳量的平均

贡献率为33% (Raich & Schlesinger, 1992)。在亚热带地区, 凋落物在分解至碎屑阶段的过程中, 有24.8%–46.5%是以CO₂的形式排放至大气中(Huang *et al.*, 2011)。因此, 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。随着全球变

化与全球碳平衡研究的不断升温,对凋落物分解的研究越来越重视(Gholz *et al.*, 2000; Adair *et al.*, 2008; Zhang *et al.*, 2008; Huang *et al.*, 2011)。

研究凋落物分解的主要方法是分解袋法,即将凋落物装入一定规格的网袋中,置于林地,定期回收分解袋中的凋落物,测定其残留量。通常以单指数模型 $M_t = M_0 e^{-kt}$ 来拟合凋落物分解的动态变化(Olson, 1963),并求出其分解速率方程。式中, M_0 是凋落物的初始质量, M_t 为经过时间 t 的残留质量, k 为分解速率常数。凋落物分解的速率可从方程的 k 值直观地反映, k 值的大小与气候环境、土壤条件及凋落物的性质等因素密切相关。一直以来,研究凋落物分解的试验都是一次性布置,分批回收,据此得出凋落物的 k (刘增文等, 2006),但1年之中什么时间布置合适?不同布置时间对 k 的影响如何?至今未见有这方面的研究报道。

凋落物的分解通常可分为两个阶段,第一阶段为快速分解阶段,主要分解可溶性和糖类物质(Vitousek *et al.*, 1994; Berg, 2000),这一阶段主要受环境因子控制(Aerts, 1997; Zhang *et al.*, 2008b; 宋新章等, 2009a; 刘强和彭少麟, 2010);第二阶段主要是第一阶段残留的凋落物中的酚类物质和木质素等较难分解的成分,分解缓慢,这一阶段更多受凋落物自身的性质及微生物组群的影响(Berg *et al.*, 2000; Finzi & Schlesinger, 2002)。在高纬度的寒带或温带森林,因为其凋落物分解周期长达几年甚至十几年(Gholz *et al.*, 2000),取样间隔可以设定为一个完整的气候周期,一年中的任意时间布置分解试验对凋落物的整个分解过程影响不大,基本可以代表这些地区凋落物的 k (沈海龙等, 1996; 王瑾和黄建辉, 2001)。但在水热条件较为充足的热带、亚热带地区,其凋落物的分解周期短(一般不到2年),在第一阶段的分解率(decomposition rate)很大且主要受环境因子控制(Zhou *et al.*, 2008)。由于不同布置时间面临着不同的前期环境条件,导致第一阶段分解率的差异可能显著影响总的凋落物分解速率,例如 k 值的估算。如果我们再以一次性布置、分批回收分解袋的方法测定 k ,并以此作为生态系统碳平衡评估的参数(Ju *et al.*, 2006; Nagy *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2008a; Manzoni & Porporato, 2009),势必会产生误差。因此,准确地测定 k 值至关重要(Kumada *et al.*, 2008; Adair *et al.*, 2010)。

基于以上问题,我们选择南亚热带的地带性森林凋落物为研究对象,通过在一年内不同时间多次布置分解袋的方法来研究凋落物的分解速率及其机理,为碳循环模型参数的确定以及碳收支的估算提供支持。

1 材料和方法

1.1 研究地概况和样地描述

研究样地位于广东省中部的鼎湖山国家级自然保护区(112°33' E, 23°10' N),面积约1 100 hm²,属亚热带季风性气候。该地区年平均气温20.8 °C,最冷月(1月)和最热月(7月)的平均气温分别为12.6和28.0 °C,年平均相对湿度80%。年平均降水量1 956 mm,年平均蒸发量1 115 mm。降水季节分配不均,4–9月为雨季,降水量约占全年的75%,10月至翌年3月为旱季。

研究样地设在南亚热带代表性的森林类型——季风常绿阔叶林内,分布在海拔250–300 m,为保护区的核心区,已有400多年的保护历史,保存较完好。该森林群落以锥栗(*Castanopsis chinensis*)、木荷(*Schima superba*)和厚壳桂(*Cryptocarya chinensis*)等为优势种,结构复杂,种类丰富。垂直结构可分为5层,即乔木3个亚层、幼树灌木层和草本苗木层,此外还有丰富的层间植物,主要是木质藤本和附生植物。近20年来该群落的凋落物量呈下降趋势(官丽莉等, 2004),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^①为8.74 t·hm⁻²·a⁻¹(张德强等, 1998);2001–2010年年平均凋落物量^①约为6.76 t·hm⁻²·a⁻¹,地表凋落物现存量^①为6.52 t·hm⁻²·a⁻¹。鼎湖山的月凋落叶量具有明显的节律,季节动态为双峰型,大多数树种在3–4月具有短暂集中的换叶期,形成一个凋落高峰,9–10月雨季末期和旱季初期,形成第二个凋落高峰(官丽莉等, 2004)。土壤属发育于砂岩母质上的水化赤红壤,自然酸化严重,pH值在4.0左右,土层厚度一般为60–90 cm,表层有机质含量^①为4%–5%。

1.2 试验期间的环境动态

图1是2009年和2010年鼎湖山季风常绿阔叶林的气象动态,气温、土壤温度、降水、土壤含水量、空气相对湿度和光合有效辐射等都具有极显著的

① 鼎湖山站常规监测数据。

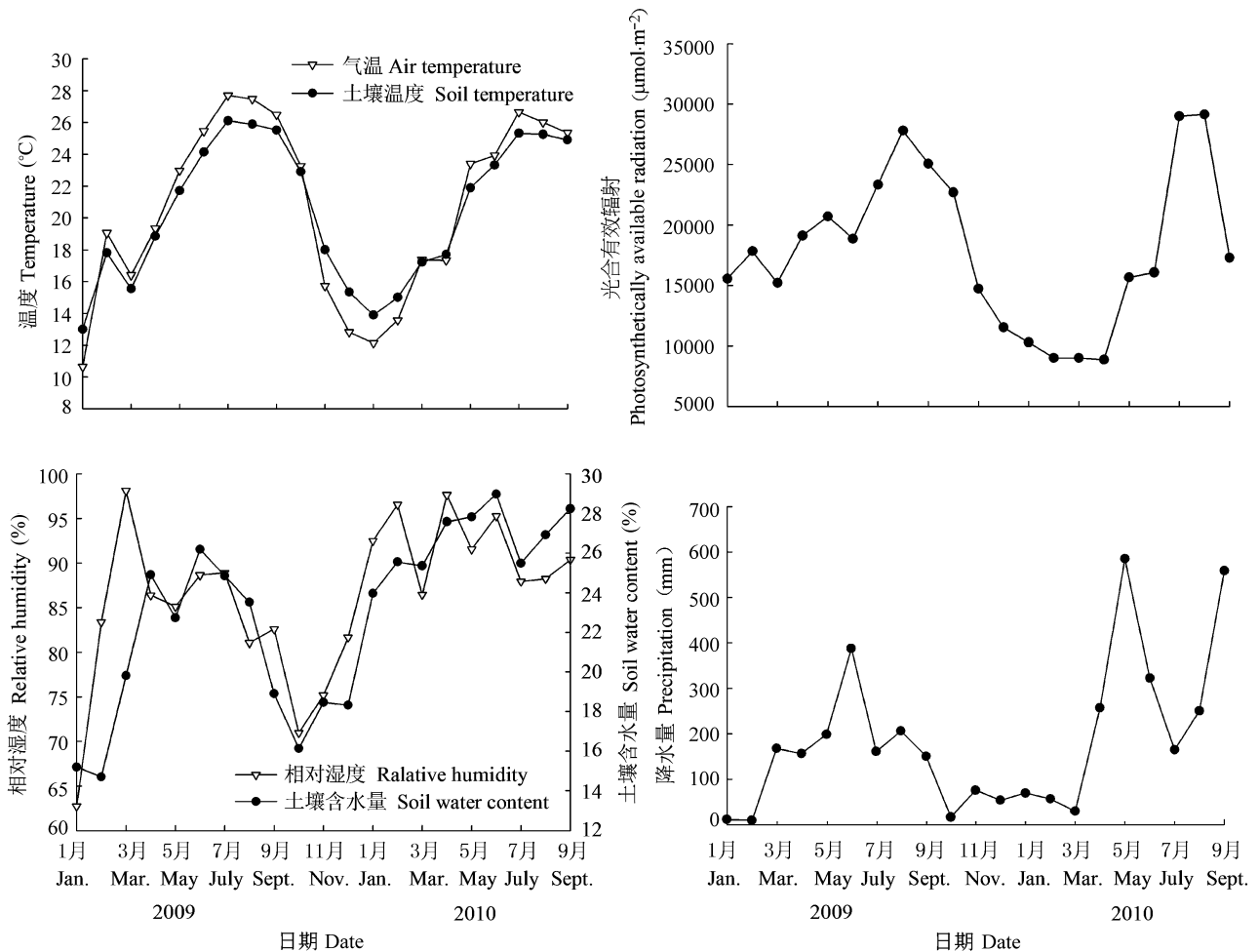


图1 试验期间环境因子的变化。
Fig. 1 Dynamics of environment factors during the experiment.

季节动态($p < 0.001$), 即雨季的水热条件较高而旱季较低。降水分布不均, 主要集中在4-9月, 占全年降水量的90%。

1.3 试验设计和样本采集

于2008年下半年收集优势种锥栗和木荷的新鲜凋落叶及该群落的混合凋落叶, 自然风干, 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, 另取部分样品烘干称重以测定其含水量。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。将所有分解袋分装到8个真空袋中, 抽真空, 于冰箱内4 °C保存, 每批于布置前一天取出。

在季风常绿阔叶林选取4块相似的4 m × 4 m样地作为分解场, 自2009年1-12月, 每隔45天在4个分解场布置一次分解袋, 按照布置日期从分解场左

侧向右侧放置分解袋, 12个月总共布置8批次。每批次每个分解场放置24袋, 其中锥栗、木荷和混合各8袋(同种的用尼龙线串在一起), 12个月8批次总共放置分解袋768个。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。每批次分解袋从放置之日起, 每隔3个月分别从4个分解场中每种各取1袋, 收集的分解袋拿回实验室, 小心清除凋落物表面的泥土, 65 °C烘干称重, 将凋落物粉碎过60目筛, 密封袋中保存, 用于分析其中的元素变化。

试验期间同时利用HOBO移动小气象站(H21-002, Onset Computer Corporation, Pocasset, USA)监测分解场的环境变化, 包括气温、5 cm深土壤温度、5 cm深土壤含水量、降水、光合有效辐射和空气相对湿度等。

1.4 计算方法

本文中分解率是指某一时刻凋落物残留量与凋落物初始量的比值。所有的 k 都是由指数模型求得。

1.5 统计方法

采用SAS 9.2软件对试验数据进行统计分析,分解率、 k 与环境因子间做Pearson相关分析。不同种、不同布置时间的分解差异利用双因素方差分析法分析,差异显著的做Duncan多重比较,以进一步比较有显著差异的变量之间的差异显著性,用SigmaPlot 10.0作图。

2 结果

2.1 凋落物的分解特征

双因素方差分析结果表明,在分解12个月后2个树种和混合凋落物的残留率之间没有显著差异,

树种只能解释差异的10.1%,起始时间可解释差异的89.9%,在进行数据处理时,把2个树种和混合凋落物的数据视为没有差别的样本处理。

由图2可以看出,不同布置时间的凋落物经过3、6、9和12个月的分解,残留率之间存在极显著差异($p < 0.01$),这表明,凋落物即使经过相同的分解时间,由于试验起始时间的不同也将导致分解率的显著差别。凋落物经过3个月的分解,其残留率为71.9%–88.8%,相差达16.9%。经过6个月的分解,凋落物的残留率为51.8%–75.7%,相差达23.9%。经过9个月的分解,凋落物的残留率为36.0%–51.8%,相差达15.8%。相似的凋落物残留量变化也出现在经过12个月的分解里,其最大和最小凋落物残留率之间相差14.5%。

2.2 凋落物分解率与相应时段环境因子的关系

由表1可以看出,布置分解袋3个月后的凋落物

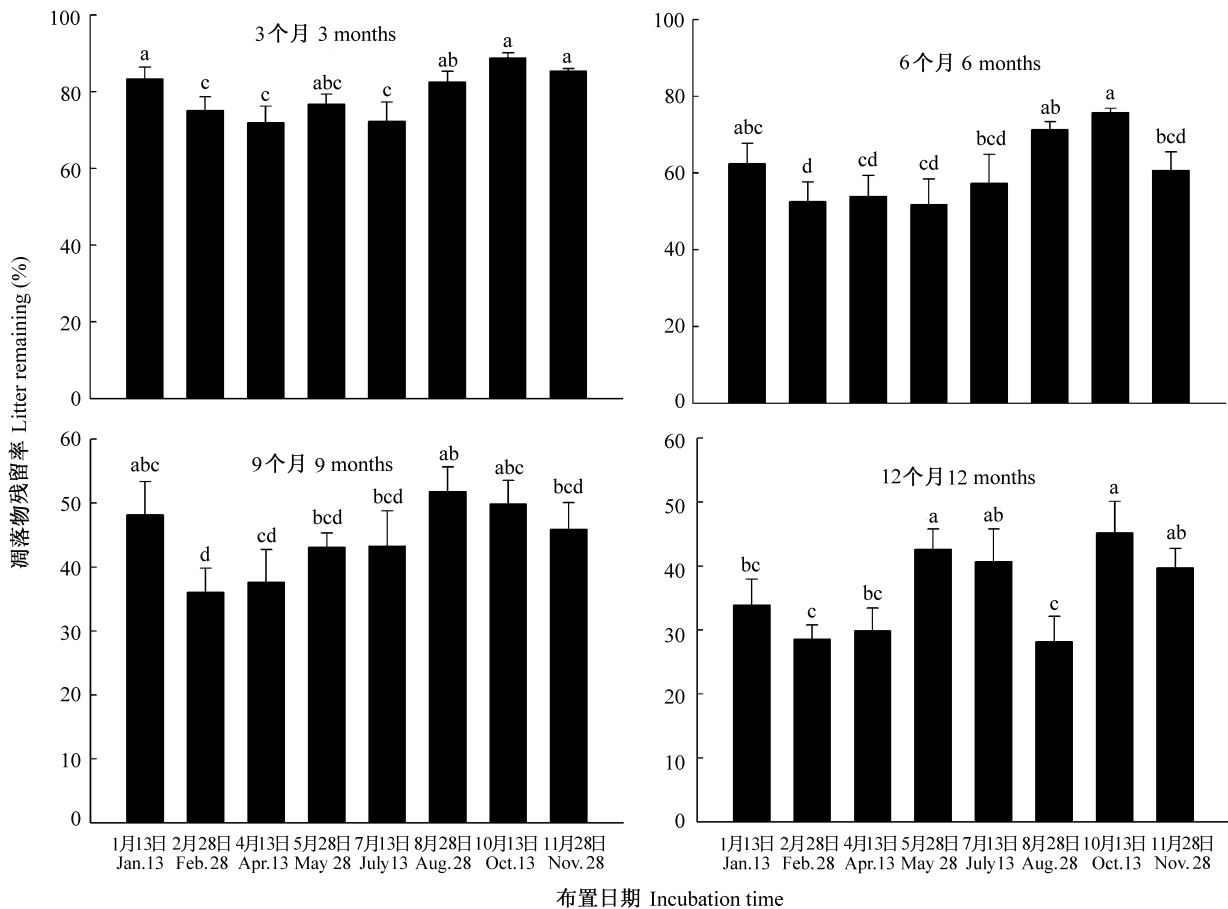


图2 不同布置时间凋落物的残留率随分解时间的变化(平均值±标准误差)。不同字母表示差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 2 Dynamics of litter remaining after different decomposition time with different incubation time (mean ± SE). Different letters indicate significant differences at $p < 0.05$.

表1 凋落物分解率与相应分解时段环境因子之间的Pearson相关系数($r(p)$)

Table 1 Pearson correlation coefficient between litter decomposition rate and climate variables of correspondence time ($r(p)$)

	分解时段 Incubated period	气温 Air temperature	相对湿度 Relative humidity	光合有效辐射 Photosynthetically available radiation	土壤含水量 Soil water content	土壤温度 Soil temperature	降水量 Precipitation
分解率 Decomposition rate	3个月 3 months	0.82 (0.01)	0.08 (0.86)	0.75 (0.03)	0.65 (0.08)	0.73 (0.04)	0.83 (0.01)
	6个月 6 months	0.77 (0.02)	0.06 (0.88)	0.69 (0.06)	0.49 (0.22)	0.74 (0.04)	0.86 (0.01)
	9个月 9 months	0.71 (0.05)	-0.53 (0.17)	0.68 (0.06)	0.33 (0.42)	0.78 (0.02)	0.08 (0.86)
	12个月 12 months	0.35 (0.44)	-0.35 (0.44)	0.57 (0.19)	0.46 (0.30)	0.35 (0.44)	0.66 (0.10)

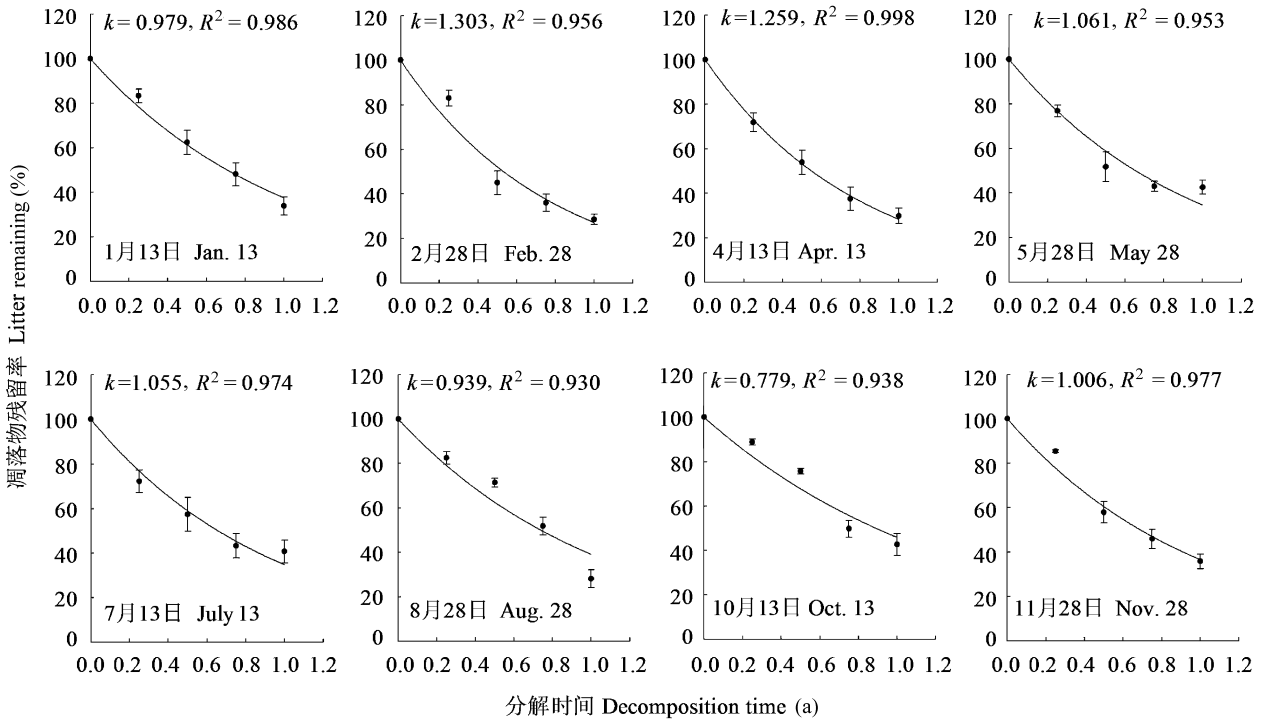


图3 不同布置时间凋落物分解的负指数模型($M_t = M_0e^{-kt}$)拟合曲线。

Fig. 3 Fitted curve of litter decomposition under different incubation time using exponential decay model ($M_t = M_0e^{-kt}$).

分解率与相应3个月内的气温、光合有效辐射、土壤温度和降水之间的相关性达到极显著水平($p < 0.01$), 与土壤含水量的相关性达到显著水平($p < 0.05$); 6个月后的分解率与相应6个月内的气温、土壤温度和降水之间的相关性达到极显著水平($p < 0.01$); 而9个月后的分解率仅与气温和土壤温度之间的相关性达到极显著水平($p < 0.01$), 与降水的相关性则大幅降低; 布置12个月后的分解率与环境因子之间的相关性均没有达到显著水平。

2.3 不同起始时间k值的差异及其与环境因子的关系

由图3可以看出, 经过12个月的分解, 不同时

间布置的分解袋, 其分解率和分解时间的关系都可以用负指数模型非常好地拟合, R^2 均大于0.93。负指数模型得到的k值变化范围为0.78–1.30, 平均值为1.03。凋落物分解袋放置时间起始于雨季的k值一般较大, 起始于旱季的较小, 两者差异显著($p < 0.05$)。这表明在不同时间布置凋落物分解袋, 凋落物经过12个月的分解, 其k值有较大的差别。

由k值与环境因子的相关性分析(表2)可以看出, k值与分解的前3个月的土壤含水量和降水显著相关($p < 0.05$); 与分解的前6个月的气温、光合有效辐射、土壤温度和降水显著相关($p < 0.05$); 与分解的前9个月的气温、土壤温度、光合有效辐射和降水

表2 分解速率常数 k 值与不同分解时段环境因子之间的Pearson相关系数($r(p)$)Table 2 Pearson correlation coefficient between decomposition constant k value and climate variables of different incubated period ($r(p)$)

	分解时段 Incubated period	气温 Air temperature	相对湿度 Relative humidity	光合有效辐射 Photosynthetically available radiation	土壤含水量 Soil water content	土壤温度 Soil temperature	降水量 Precipitation
k 值 k value	3个月 3 months	0.42 (0.30)	0.54 (0.11)	0.34 (0.41)	0.76 (0.03)	0.29 (0.49)	0.73 (0.04)
	6个月 6 months	0.76 (0.03)	-0.05 (0.92)	0.71 (0.05)	0.46 (0.25)	0.71 (0.05)	0.79 (0.02)
	9个月 9 months	0.75 (0.03)	-0.58 (0.13)	0.72 (0.04)	0.40 (0.32)	0.80 (0.02)	-0.05 (0.91)
	12个月 12 months	0.55 (0.20)	-0.59 (0.16)	0.55 (0.21)	-0.54 (0.21)	0.54 (0.21)	-0.70 (0.05)

显著相关($p < 0.05$)。但与分解12个月内的任何环境因子均无显著的相关关系。

3 讨论

本试验在前人研究的基础上, 提出在凋落物分解快的地区, 仅用一次试验确定凋落物的分解速率可能产生误差的问题, 采用12个月内多次布置试验的方法, 研究了亚热带地区的凋落物在不同布置时间其 k 值的差异, 为热带亚热带地区凋落物分解的研究和养分循环及碳平衡的估算提供支持。

试验表明, 鼎湖山不同布置时间的凋落物经过12个月的分解, 其残留率和 k 值显著不同, 与之前在鼎湖山所得的研究结果相似(张德强等, 2000; 刘强等, 2005)。本研究中, 10月布置的凋落物分解袋的 k 值与刘强等(2005)在2001年9月布置的凋落物分解袋得出的 k 值相当, 1月布置的凋落物分解袋的 k 值与张德强等(2000)在1995年12月底布置的凋落物分解袋所得到的 k 值相当。刘强等(2005)与张德强等(2000)的 k 值相差0.3, 与本研究在这两个月份布置试验得出的 k 值差异相当。这些结果表明, 在鼎湖山使用分解袋法研究凋落物分解, 其布置时间的不同将可能显著影响分解速率, 特别是 k 值。不同布置时间导致凋落物分解速率及 k 值不同可能主要归因于以下3个方面:

第一, 鼎湖山季风常绿阔叶林的环境因子(包括气温、土壤温度、降水、土壤含水量、空气相对湿度和光合有效辐射)具有明显的季节动态(图1)。因此, 在12个月内的不同时间布置分解袋, 使得凋落物的不同分解阶段(每3个月间隔)面临的环境因子不同, 不同分解阶段的分解率必然不同。从表1和表2的相关分析结果可以看出, 凋落物分解率与环境因子尤其是分解初期的环境因子的关系比 k 值的更为紧密。曲线的拟合受到分解过程中各个阶段

残留率的影响, 分解初期残留率的不同导致了最终 k 值的差异。这样即使经过12个月的分解, 凋落物的最终残留率相差不大, 曲线拟合得出的 k 值也会有较大的差别(Adair *et al.*, 2010)。

第二, 鼎湖山常绿阔叶林不同布置时间的凋落物分解率与前期(0–6个月)的环境因子显著相关, 而与后期的关系并不显著。这个结果说明雨季出现在凋落物分解的前期与后期, 其影响力是显著不同的。鼎湖山的叶凋落动态呈明显的双峰型, 在雨季初期和旱季初期有两个集中落叶期, 如果分解试验分别起始于旱季和雨季, 会对凋落物的分解速率的估算产生较大的影响。当分解初期处于高温、多雨季节时, 由于水热条件充沛, 微生物活性高(Osono *et al.*, 2003), 导致初期凋落物的分解速率快, 由于指数函数的下凹形式, 利用单指数函数进行曲线拟合时得到的 k 值较大; 如果分解初期处于低温干旱季节, 微生物活性受到一定的抑制, 导致早期凋落物的分解速率较慢, 利用单指数函数进行曲线拟合时得到的 k 值较小。如本试验所示, 分解袋布置时间起始于旱季会导致凋落物前期的分解率较慢, 既使后期重新出现雨季也无法改变其最终较低的凋落物 k 值。相关性分析也表明, 不同布置时间导致的凋落物 k 值的不同是由凋落物在早期分解率的差异所引起的。

第三, 不同时间布置的凋落物经过12个月的分解, 其分解率为57.4%–71.9%, 这种差异将进一步影响凋落物 k 值的最终估算。本试验测得的该地区凋落物平均 k 值为1.03, 显著高于温带或寒带(Gholz *et al.*, 2000), 例如, 青冈(*Cyclobalanopsis glauca*)在千岛湖的 k 值为0.66 (宋新章等, 2009b), 辽东栎(*Quercus liaotungensis*)在北京东灵山的 k 值为0.21 (王瑾和黄建辉, 2001), 蒙古栎(*Quercus mongolica*)在黑龙江帽儿山的 k 值为0.25 (沈海龙等, 1996), 均

比热带稍低(如锥栗在海南尖峰岭的 k 值为1.17 (刘强等, 2005))。以上研究结果与研究地所处的气候环境条件是一致的。该地区凋落物第一阶段(按0-9个月算)的分解率为48.2%–64.0%, 意味着这一阶段分解率的任何微小变化都将改变凋落物 k 值的最终估算结果。

本试验测得的 k 值为0.78–1.30, 平均值为1.03, 可见, 不同分解起始时间得到的凋落物 k 值差异很大。如果在碳平衡估算或者构建生态系统模型 (Parton *et al.*, 1987)时使用了不合适的 k 值, 将会高估或低估凋落物分解过程释放的碳量, 影响对碳平衡的正确估算(Prescott, 2005)。

致谢 国家重点基础研究发展计划项目(2009-CB421101)、国家科技支撑项目(2009BAD6B07)和广东省自然科学基金(8351065005000001)资助。

参考文献

- Adair EC, Hobbie SE, Hobbie RK (2010). Single-pool exponential decomposition models: potential pitfalls in their use in ecological studies. *Ecology*, 91, 1225–1236.
- Adair EC, Parton WJ, Del Grosso SJ, Silver WL, Harmon ME, Hall SA, Burke IC, Hart SC (2008). Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. *Global Change Biology*, 14, 2636–2660.
- Aerts R (1997). Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 79, 439–449.
- Berg B (2000). Litter decomposition and organic turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 133, 13–22.
- Berg B, Johansson MB, Meentemeyer V (2000). Litter decomposition in a transect of Norway spruce forests: substrate quality and climate control. *Canadian Journal of Forest Research*, 30, 1136–1147.
- Chapin FS III, Matson PA, Mooney HA (2002). *Principal of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag, New York. 151.
- Finzi AC, Schlesinger WH (2002). Species control variation in litter decomposition in a pine forest exposed to elevated CO₂. *Global Change Biology*, 8, 1217–1229.
- Gholz HL, Wedin DA, Smitherman SM, Harmon ME, Parton WJ (2000). Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology*, 6, 751–765.
- Guan LL (官丽莉), Zhou GY (周国逸), Zhang DQ (张德强), Liu JX (刘菊秀), Zhang QM (张倩媚) (2004). Twenty years of litter fall dynamics in subtropical evergreen broad-leaved forests at the Dinghushan Forest Ecosystem Research Station. *Acta Phytoecologica Sinica* (植物生态学报), 28, 449–456. (in Chinese with English abstract)
- Huang YH, Li YL, Xiao Y, Wenigmann KO, Zhou GY, Zhang DQ, Wenigmann M, Tang XL, Liu JX (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.
- Ju WM, Chen JM, Black TA, Barr AG, Liu J, Chen BZ (2006). Modelling multi-year coupled carbon and water fluxes in a boreal aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140, 136–151.
- Kumada S, Kawanishi T, Hayashi Y, Ogomori K, Kobayashi Y, Takahashi N, Saito M, Hamano H, Kojima T, Yamada K (2008). Litter carbon dynamics analysis in forests in an arid ecosystem with a model incorporating the physical removal of litter. *Ecological Modelling*, 215, 190–199.
- Liu Q (刘强), Peng SL (彭少麟) (2010). *Plant Litter Ecology* (植物凋落物生态学). Science Press, Beijing. 43. (in Chinese)
- Liu Q (刘强), Peng SL (彭少麟), Bi H (毕华), Zhang HY (张洪溢), Li ZA (李志安), Ma WH (马文辉), Li NY (李妮亚) (2005). Nutrient dynamics of foliar litter in reciprocal decomposition in tropical and subtropical forests. *Journal of Beijing Forestry University* (北京林业大学学报), 27(1), 24–32. (in Chinese with English abstract)
- Liu ZW (刘增文), Gao WJ (高文俊), Pan KW (潘开文), Du HX (杜红霞), Zhang LP (张丽萍) (2006). Discussion on the study methods and models of litter decomposition. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 26, 1993–2000. (in Chinese with English abstract)
- Manzoni S, Porporato A (2009). Soil carbon and nitrogen mineralization: theory and models across scales. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 1355–1379.
- Nagy MT, Janssens IA, Yuste JC, Carrara A, Ceulemans R (2006). Footprint-adjusted net ecosystem CO₂ exchange and carbon balance components of a temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139, 344–360.
- Olson JS (1963). Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44, 322–331.
- Osono T, One Y, Takeda H (2003). Fungal ingrowth on forest floor and decomposing needle litter of *Chamaecyparis obtusa* in relation to resource availability and moisture condition. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 1423–1431.
- Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, Ojima DS (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173–1179.
- Prescott CE (2005). Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management*, 220, 66–74.

- Raich JW, Schlesinger WH (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44, 81–99.
- Shen HL (沈海龙), Ding BY (丁宝永), Shen GF (沈国舫), Chen AM (陈爱民) (1996). Decomposing dynamics of several coniferous and broadleaved litters in Mongolian Scots pine plantation. *Scientia Silvae Sinicae* (林业科学), 32, 393–402. (in Chinese with English abstract)
- Song XZ (宋新章), Jiang H (江洪), Ma YD (马元丹), Yu SQ (余树全), Zhou GM (周国模), Peng SL (彭少麟), Dou RP (窦荣鹏), Guo PP (郭培培) (2009a). Litter decomposition across climate zone in Eastern China: the integrated influence of climate and litter quality. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 29, 5219–5226. (in Chinese with English abstract)
- Song XZ (宋新章), Jiang H (江洪), Yu SQ (余树全), Ma YD (马元丹), Zhou GM (周国模), Dou RP (窦荣鹏), Guo PP (郭培培) (2009b). Litter decomposition of dominant plant species in successional stages in mid-subtropical zone. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 20, 537–542. (in Chinese with English abstract)
- Vitousek PM, Turner DR, Parton WJ, Sanford RL (1994). Litter decomposition on the Mauna Loa environmental matrix, Hawai'i: patterns, mechanisms, and models. *Ecology*, 75, 418–429.
- Wang J (王瑾), Huang JH (黄建辉) (2001). Comparison of major nutrient release patterns in leaf litter decomposition in warm temperate zone of China. *Acta Phytoecologica Sinica* (植物生态学报), 25, 375–380. (in Chinese with English abstract)
- Zhang CF, Meng FR, Bhatti JS, Trofymow JA, Arp PA (2008a). Modeling forest leaf-litter decomposition and N mineralization in litterbags, placed across Canada: a 5-model comparison. *Ecological Modelling*, 219, 342–360.
- Zhang DQ, Hui DF, Luo YQ, Zhou GY (2008b). Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 1, 85–93.
- Zhang DQ (张德强), Ye WH (叶万辉), Yu QF (余清发), Kong GH (孔国辉), Zhang YC (张佑倡) (2000). The litter-fall of representative forests of successional series in Dinghushan. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 20, 938–944. (in Chinese with English abstract)
- Zhang DQ (张德强), Yu QF (余清发), Kong GH (孔国辉), Zhang YC (张佑倡) (1998). Chemical properties of forest floor litter in Dinghushan monsoon evergreen broadleaved forest. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 18, 96–100. (in Chinese with English abstract)
- Zhou GY, Guan LL, Wei XH, Tang XL, Liu SG, Liu JX, Zhang DQ, Yan JH (2008). Factors influencing leaf litter decomposition: an intersite decomposition experiment across China. *Plant Soil*, 311, 61–72.

责任编辑: 黄建辉 实习编辑: 黄祥忠