

中国东部气候带凋落物分解特征 ——气候和基质质量的综合影响

宋新章¹, 江 洪^{1,2,*}, 马元丹², 余树全¹, 周国模¹, 彭少麟³,
窦荣鹏¹, 郭培培¹

(1. 浙江林学院国际生态研究中心, 临安 311300; 2. 南京大学国际地球系统科学研究所, 南京 210093;
3. 中山大学, 广州 510006)

摘要:凋落物分解是陆地生态系统物质循环和能量转换的主要途径。凋落物分解主要受到基质质量和气候因素多因子的综合影响。目前国内尚缺乏关于凋落物分解同气候因子和基质质量关系的多元统计和综合分析。应用分解袋法,对亚热带 8 个主要树种的凋落叶沿中国东部气候带 5 个地点历时 2a 的分解试验研究表明,年均降水量是影响中国东部凋落叶分解速率的首要气候因子,其次是实际蒸散和年均温度。凋落叶的初始 N 含量是决定分解快慢的首要基质因子,其次是 P 含量和 Lignin:N 比和 C:N 比。

关键词:凋落物分解; 气候因子; 基质质量; 中亚热带

文章编号:1000-0933(2009)10-5219-08 中图分类号:Q142, Q948, S718.5 文献标识码:A

Litter decomposition across climate zone in Eastern China: the integrated influence of climate and litter quality

SONG Xin-Zhang¹, JIANG Hong^{1,2,*}, MA Yuan-Dan², YU Shu-Quan¹, ZHOU Guo-Mo¹, PENG Shao-Lin³, DOU Rong-Peng¹, GUO Pei-Pei¹

1 International Research Center of Spatial Ecology and Ecosystem Ecology, Zhejiang Forestry University, Lin'an 311300, China

2 International Institute for Earth System Science, Nanjing University, Nanjing 210093, China

3 Sun Yat-sen University, Guangzhou 510006, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(10): 5219 ~ 5226.

Abstract: Litter decomposition is a primary process of nutrient recycling and energy transion in terrestrial ecosystems. Climate and litter quality are main factors controlling litter decomposition. Unfortunately, the relationship between litter decomposition and litter quality and the influence of climate variable on litter decomposition rate in China was poorly understood. The effects of climate and litter quality were investigated by conducting at 5 experimental sites, spanning 5 climatic regions along a temperature gradient across eastern China. We used litterbag method to determine annual decomposition rate of 8 species over a period of 2 years. The results indicated that mean annual precipitation (MAP) is a most important climatic variable affecting litter decomposition, following by mean annual temperature (MAT) and actual evapo-transpiration (AET). The initial nitrogen (N) concentration of leaf litter were the most important litter quality variable, following by phosphorus (P) concentration, Lignin:N ratio and C:N ratio.

Key Words: litter decomposition; climatic factor; litter quality; mid-subtropical zone

基金项目:国家科技部 973 资助项目(2005CB422207, 2005CB422208);国家自然科学基金资助项目(40671132, 30800152);国家科技部数据共享平台建设资助项目(No. 2006DKA32300-08);浙江林学院科学发展基金资助项目

收稿日期:2008-12-15; 修订日期:2009-02-25

致谢:东北林业大学王传宽教授和中国林科院热林所李意德研究员在试验布设和处理过程中提供帮助,谨致谢意!

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: hongjiang.china@gmail.com

凋落物分解是陆地生态系统物质循环和能量转换的主要途径^[1~3]。森林凋落物在维持土壤肥力、保证植物再生长养分的可利用性中起着重要作用,同时对森林生态系统的 C 预算具有重要的科学意义^[4,5]。凋落物分解主要受到基质质量和气候因素的影响。在外界环境相同的条件下,凋落物的基质质量如 Lignin、C、N、P 含量和 Lignin/N 比、C/N 比等对分解速度起着决定性作用。但在全球尺度上,气候因素如年均温 (MAT mean annual temperature)、年均降水 (MAP mean annual precipitation)、实际蒸散 (AET actual evapo-transpiration) 等对凋落物的分解起着主要控制作用。通过纬度或海拔形成的气候梯度来研究温度、降水和 AET 对森林凋落物分解的长期影响的研究工作已在欧洲和北美相继开展,如著名的 LIDET (Long-Term Intersite Decomposition Experiment), DECO (Decomposition Study), CIDET (Canadian Intersite Decomposition Experiment) 试验等,并总结出了一些凋落物分解同气候关系的模型^[2,6~11],这些模型对于预测凋落物分解对全球气候变化的响应起着重要作用。作为拥有众多森林类型、横跨多个气候带、国土面积居世界第三位的大陆国家,中国的凋落物分解是全球凋落物分解研究的重要一环。目前有关中国凋落物分解的研究主要在各个气候区域零星展开,内容也偏重于探讨凋落物的分解速率和元素释放动态,而有关气候和凋落物基质质量同分解关系的研究还是一片空白。因此,开展这方面的研究将有助于补充完善全球范围内凋落物分解的研究,加深对凋落物分解同气候因素和基质质量关系的理解,为更准确地预测中国森林生态系统对全球变化的响应及其在全球碳循环中的贡献提供科学依据。

本文试图通过对中国亚热带 8 个主要树种在中国从低纬度到高纬度 5 个气候带上凋落物分解模式的研究,验证 4 个假设:(1) 凋落物的分解速率同基质质量显著相关;(2) 温度同凋落物的分解速度显著相关;(3) 降水同凋落物的分解速度显著相关;(4) AET 同凋落物的分解速度显著相关。

1 材料与方法

1.1 实验地点选择

为了评估气候因素对凋落物分解的影响,选用亚热带 8 个常见树种的凋落物在中国东部南北样带上进行分解试验。该样带是国际地圈与生物圈 (IGBP) 中 GTCE 项目设立的 15 条国际标准样带之一,是最典型的受热量驱动的纬度地带系列,为研究凋落物分解对全球气候变化的响应提供了很好的场所^[12]。本研究从北到南分别选取凉水、东灵山、千岛湖、鼎湖山和尖峰岭生态定位站等 5 个地点 (图 1),分别代表了温带、暖温带、中亚热带、南亚热带和热带等 5 个中国主要的气候类型 (表 1)。

表 1 沿中国气候带 5 个研究地点的位置和气候特征

Table 1 Location and climatic characteristics of 5 study sites along climate zone in China

地点 Site	区域 Region	纬度 Latitude	海拔 Elevation (m)	年均温度 Mean annual temp. (°C)	年均降水 Mean annual precip. (mm)	实际蒸散 Actual evapo- transpiration
凉水 Liangshui (LS)	Temperate	47°10'N	400	-0.3	676	549.7
东灵山 Donglingshan (DLS)	Warm-temperate	40°02'N	1000	2.7	500	770.7
千岛湖 Qiandaohu (QDH)	Mid-subtropical	33°26'N	172	17.0	1430	7924.0
鼎湖山 Dinghushan (DHS)	South-subtropical	23°11'N	290	21.0	1927	20286.9
尖峰岭 Jianfengling (JFL)	Tropical	18°44'N	810	20.0	2635	25805.5

1.2 凋落物收集及化学组成测定

选用马尾松 (*Pinus massoniana*)、杉木 (*Cunninghamia lanceolata*)、木荷 (*Schima superba*)、香樟 (*Cinnamun camphora*)、小叶青冈栎 (*Cyclobalanopsis gracilis*)、青冈 (*Cyclobalanopsis glauca*)、毛竹 (*Phyllostachys pubescens*)、杨梅 (*Myrica rubra*) 等 8 个中国亚热带常见树种的凋落叶进行分解试验。马尾松是我国南方分布面积最大的树种之一,是典型的演替先锋树种。杉木为常绿乔木,是我国特有的速生商品材树种,广泛分布于我国亚热带地区。木荷是亚热带常绿阔叶林的常见伴生种,也是著名的防火树种。香樟为常绿乔木,喜光,对土壤要求不严,较耐水湿,是有名的环境美化树种,在亚热带地区广泛分布。小叶青冈和青冈均为常绿乔木,是

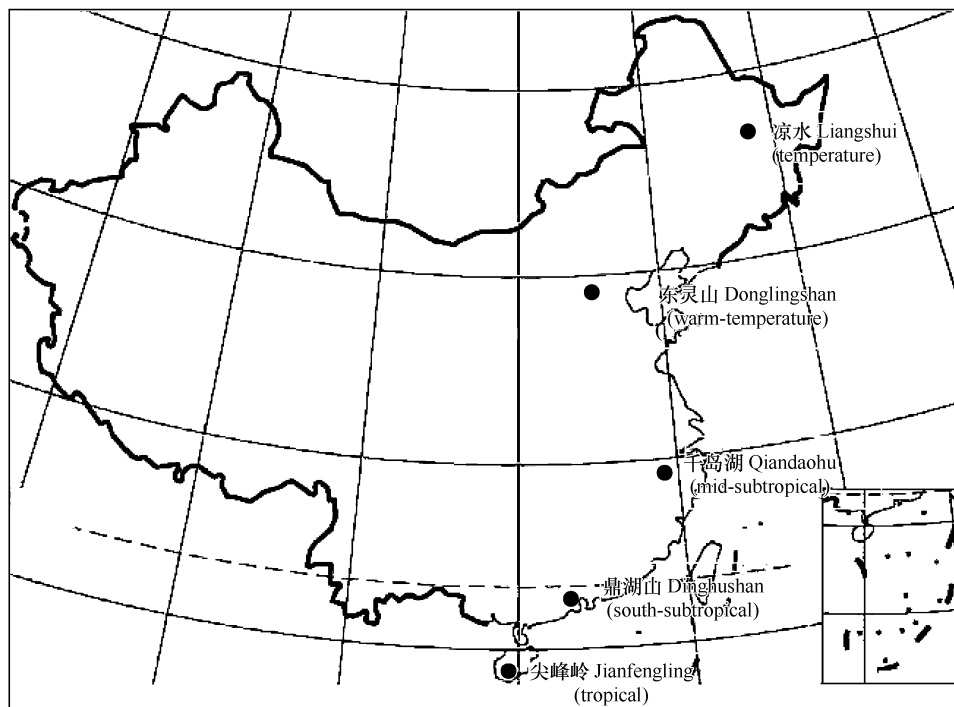


图 1 沿中国气候带 5 个凋落物分解试验地点的位置示意图

Fig. 1 The location of the 5 study sites for litter decomposition experiments along climate zones in China

常绿阔叶林的主要组成树种,在我国长江流域以南各省普遍分布。毛竹为常绿乔木状竹类植物,经济价值较高,在我国南方地区广泛分布。杨梅为常绿小乔木,是我国南方的特色水果,被誉为“摇钱树”,耐旱耐瘠,是一种非常适山地退耕还林,保持生态的理想树种,主要分布于长江流域以南地区。

在 2006 年 3 月收集 8 个树种的凋落叶并放在实验室自然风干 1 个月,从风干样品中取一部分在 80℃ 下烘至恒重,测定含水率,同时粉碎进行化学分析获得凋落叶初始的 C、N、P、K 和木质素含量。其中,全 C 用重铬酸钾和浓硫酸($K_2Cr_2O_7-H_2SO_4$)氧化法测定,全 N 用碱解扩散法测定,全 P 用钼锑抗比色法测定,全 K 用火焰光度计法测定,木质素用酸性洗涤纤维(ADF)法测定。

1.3 凋落物分解

用分解袋法进行分解实验^[10]。分解袋大小为 15 cm × 15 cm,网孔为 0.5 mm × 1.0 mm,每个分解袋内装 10 g 风干样品和刻有编码的标签。在 2006 年 5 月,将 8 个树种的分解袋分别放置在上述 5 个地点(总计 1440 袋,每个地点 288 袋,6 次/年 × 2a × 3 个重复 × 8 个树种),放置时使分解袋贴近地表,每个地点设 3 个重复,之后隔一个月收回一次分解袋(即每个地点 24 袋),带回实验室用清水快速冲洗干净,去除分解袋表面附着的泥沙和根系,在 80℃ 下烘干至恒重并称重。

1.4 数据分析

用常用的 Olson^[13] 指数模型计算凋落物的分解速率: $X_t/X_0 = e^{-kt}$, 式中, X_t 表示时间 t 时(a)的干重, X_0 表示凋落物的初始干重, k 表示凋落物的年分解速率。

采用单因素方差分析(One-Way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)比较不同树种凋落物初始化学元素含量的差异,用双因素(地点和树种)方差分析比较各个地点和树种间的凋落物分解速率,用逐步回归法进行多重线性回归分析。统计分析用 SPSS 13.0 实现。

2 结果与分析

2.1 凋落物的初始化学元素含量

由表 2 可见,马尾松凋落叶的 C、木质素含量和 C:N 比、木质素:N 比在 8 个树种中是最高的,但其 N、P、K

含量是最低的。小叶青冈凋落叶的 K 含量最高。毛竹凋落叶的 P 含量最高,但 C 和木质素含量及木质素:N 比、C:N 比最低。线性回归分析表明(表 4),在凋落叶基质质量各因子中,N 和 P 含量同凋落叶的分解速率相关性最强,其次是木质素:N 比和 C:N 比。

表 2 8 种凋落物的初始化学组成

Table 2 Initial chemical composition of 8 types litter. figure in parentheses is the standard deviation of the mean of three replicates

树种 Species	C (%)	N (%)	P (%)	K (%)	Lignin (%)	C:N	Lignin:N
马尾松 <i>P. massoniana</i>	51.18(2.99) ^a	0.81(0.03) ^a	0.02(0.00) ^a	0.09(0.01) ^a	41.44(1.59) ^a	63.01(3.68) ^a	51.05(1.95) ^a
杉木 <i>C. lanceolata</i>	48.26(2.52) ^{ab}	1.03(0.06) ^{ab}	0.04(0.001) ^{bc}	0.11(0.004) ^b	30.48(0.10) ^{bc}	46.91(2.45) ^b	29.62(2.03) ^b
木荷 <i>S. superba</i>	47.67(0.75) ^{ac}	1.27(0.47) ^b	0.04(0.001) ^b	0.26(0.003) ^c	42.06(4.18) ^a	37.62(0.59) ^c	33.19(3.24) ^b
香樟 <i>C. camphora</i>	49.25(4.09) ^{ab}	1.16(0.05) ^b	0.08(0.01) ^d	0.74(0.004) ^d	24.21(1.48) ^c	42.47(3.53) ^d	20.88(1.15) ^d
小叶青冈 <i>C. gracilis</i>	45.80(3.20) ^{bc}	1.80(0.07) ^c	0.07(0.001) ^{Ve}	0.77(0.004) ^e	25.30(5.46) ^c	25.40(1.77) ^e	14.03(3.24) ^e
青冈 <i>C. glauca</i>	46.70(3.81) ^{ac}	1.10(0.03) ^{ab}	0.05(0.001) ^c	0.62(0.01) ^f	33.47(6.99) ^b	42.57(3.47) ^d	30.51(6.25) ^b
毛竹 <i>P. pubescens</i>	43.07(0.87) ^c	2.06(0.05) ^{cd}	0.08(0.001) ^{de}	0.32(0.02) ^g	13.84(0.11) ^d	20.90(0.42) ^f	6.72(0.06) ^f
杨梅 <i>M. rubra</i>	47.76(0.78) ^{ab}	2.13(0.06) ^d	0.06(0.002) ^f	0.58(0.01) ^h	37.45(2.21) ^{ab}	22.41(0.37) ^{ef}	17.58(1.04) ^{de}

同列相同字母表示没有显著差异($p < 0.05$) The same letter in the same column indicated no significant difference at 0.05 level; 括号内为 3 次重复的标准差 In brackets the standard deviation of three repeat

2.2 凋落物的分解速率

由表 3 可见,在各个地点每个树种的年分解速率存在明显差异。8 种凋落物中,杉木的凋落物分解速率在各个地点都是最慢的,香榧和乐昌含笑凋落物分解速率在各个地点都是最快的。但 8 个树种凋落物的分解都遵循一个共同的趋势,即在低纬度地区的分解要比高纬度地区快,只有暖温带地区东灵山研究点的凋落物分解例外,可能与该区域海拔较高和降雨较少有关。双因素方差分析结果表明,试验树种和试验地点对凋落物分解速率均有极显著影响($p < 0.01$)。

表 3 8 种凋落物在 5 个研究地点 2 年分解期间的年均分解速率和相关系数(括号内)

Table 3 Annual decomposition rate constants (k) and the associated R^2 s (in parentheses) of the 8 litter types in 5 climate zones during 2-year period

树种 Species	地点(气候带) Site (climate zone)					平均值 Mean $\pm$ SD
	凉水 LS (Temperate)	东灵山 DLS (Warm-temperate)	千岛湖 QDH (Mid-subtropical)	鼎湖山 DHS (South-subtropical)	尖峰岭 JFL (Tropical)	
马尾松 <i>P. massoniana</i>	0.32 (0.75)	0.21 (0.66)	0.40 (0.92)	0.61 (0.97)	0.76 (0.96)	0.46 $\pm$ 0.22
杉木 <i>C. lanceolata</i>	0.23 (0.50)	0.18 (0.62)	0.39 (0.92)	0.46 (0.88)	0.60 (0.94)	0.37 $\pm$ 0.17
木荷 <i>S. superba</i>	0.30 (0.78)	0.20 (0.71)	0.43 (0.94)	0.50 (0.94)	0.85 (0.97)	0.46 $\pm$ 0.25
香樟 <i>C. camphora</i>	0.33 (0.67)	0.34 (0.86)	0.52 (0.90)	0.63 (0.83)	0.99 (0.90)	0.56 $\pm$ 0.27
小叶青冈 <i>C. gracilis</i>	0.52 (0.87)	0.43 (0.80)	0.74 (0.89)	0.89 (0.92)	1.19 (0.81)	0.75 $\pm$ 0.30
青冈 <i>C. glauca</i>	0.38 (0.78)	0.27 (0.73)	0.61 (0.90)	0.70 (0.98)	0.83 (0.95)	0.56 $\pm$ 0.23
毛竹 <i>P. pubescens</i>	0.46 (0.44)	0.35 (0.60)	0.63 (0.98)	1.05 (0.95)	1.04 (0.97)	0.71 $\pm$ 0.33
杨梅 <i>M. rubra</i>	0.46 (0.89)	0.27 (0.92)	0.52 (0.97)	0.73 (0.96)	1.18 (0.97)	0.63 $\pm$ 0.35
平均值 Mean $\pm$ SD	0.38 $\pm$ 0.10	0.28 $\pm$ 0.09	0.53 $\pm$ 0.12	0.70 $\pm$ 0.20	0.93 $\pm$ 0.21	

3 讨论与结语

3.1 基质质量对凋落物分解的影响

凋落物分解与其木质素、C、N 和 P 含量的关系有助于认识树种对生物地球化学循环的影响,也是很多生态系统模型的基础^[14,15]。已有的多数研究显示凋落物的初始 N 含量高会加快其分解^[16-18],而木质素含量高将延缓其分解^[3,15]。一项在加拿大 18 个地点进行的长达 3~6a 的 11 种凋落物类型的分解试验研究表明,初始的木质素/N 比是最重要的凋落物质量变量,凋落物的初始木质素/N 比越高,分解的就越慢^[10,11]。但是,也有研究发现 P 或 Mn 对凋落物的分解速率有着关键作用^[9,19]。本研究发现 N 和 P 含量是影响凋落叶分解速率的最重要的变量,其次是木质素:N 比和 C:N 比,这同世界其他地区的研究发现是一致的。也再次证明了

基质质量各元素中 N 和 P 含量及木质素:N 比和 C:N 比对凋落物分解速度的重要影响。

表 4 凋落物分解同气候因子和凋落物基质质量因子的回归关系

Table 4 Regressions of litter decomposition with climatic factors and litter quality variables

变量/ 回归方程 Variable/ Regression	样本数 <i>n</i>	相关系数 <i>r</i> ²	显著性 Sig.
气候 Climate			
$Y = 0.145 + 0.0003 \text{ MAP}$	40	0.72	0.000
$Y = 0.319 + 0.000022 \text{ AET}$	40	0.69	0.000
$Y = 0.299 + 0.022 \text{ MAT}$	40	0.53	0.000
基质质量 Litter quality			
$Y = 0.268 + 0.208 \text{ N}$	40	0.13	0.027
$Y = 0.307 + 4.644 \text{ P}$	40	0.12	0.035
$Y = 0.752 - 0.007 \text{ L:N}$	40	0.12	0.04
$Y = 0.829 - 0.007 \text{ C:N}$	40	0.12	0.04
综合 Combination			
$Y = 0.145 + 0.0003 \text{ MAP}$	40	0.72	0.0000
$Y = -0.150 + 0.0003 \text{ MAP} + 0.208 \text{ N}$	40	0.85	0.0000
$Y = -0.177 + 0.0003 \text{ MAP} + 0.163 \text{ N} + 0.209 \text{ K}$	40	0.89	0.0000

MAP: 年均降水量 Mean annual precipitation; MAT: 年均温度 Mean annual temperature; AET: 实际蒸散 Actual evapo-transpiration

3.2 温度对凋落物分解的影响

温度作为影响生命活动的主导因子,对微生物的数量、酶活性,从而对凋落物的分解起着主导作用。Vitousek 等^[8]发现,随海拔降低,气温升高,凋落物的分解速率呈指数增加。Hornsby 等^[20]发现枯枝落叶的分解速度随温度的升高而加快。Singh 等^[21]也证明了温度对分解有明显作用。大量研究结果表明,由于受温度的影响,凋落物的分解速率呈现明显的气候地带性,各气候带中的凋落物分解速率从大到小依次为:热带>亚热带>温带>寒温带^[22]。本研究中,MAT 对凋落物分解也有着显著的影响($r^2 = 0.53$)(表 4),但不如 MAP 和 AET 的影响大。表现在各气候带中的凋落物分解速率从大到小依次为:热带>南亚热带>中亚热带>温带>暖温带,同其他学者的研究结果稍有差异,这可能同中国东部特殊的气候条件有关。由表 1 可见,在各气候因子中,MAP 在 5 个研究地点间的差异最强烈,其次是 AET,而 MAT 在 5 个地点间的差异不是很明显,由此导致 MAP 同分解速率的相关性最强。地处暖温带的东灵山虽然年均温度高于温带的凉水约 3℃,但年均降水量却低于温带的凉水约 176 mm,导致凋落物在暖温带地点的分解速率低于温带。

3.3 AET 对凋落物分解的影响

分析结果表明(表 4),AET 是除 MAP 之外的第二个影响凋落物分解快慢的气候变量($r^2 = 0.69$),表明在中国东部区域,AET 是影响凋落物分解的非常重要的气候因子。Meentemeyer^[6]在大陆尺度和全球尺度上的研究发现,AET 可较好地预测植被覆盖的系统中凋落物的分解速率,其与年均分解率呈正相关的 r 为 0.98。Berg 等^[7]对松类凋落物在横跨寒温带至亚热带及地中海区域共 34 个地点的分解的研究发现气候在大尺度上对凋落物分解的影响十分明显,年均温仅能解释凋落物年失重率的 18%,年降水解释 30%,AET 解释了 50%。Aerts^[9]发现凋落物分解与 AET 一般呈指数关系,热带地区 AET 对凋落物分解的影响最为显著。Liski 等^[2]认为,AET 由于糅合了温度和干旱的影响而不宜作为估测分解速率的气候指标($R^2 = 0.51$),他们发展了一个线性模型,用年均温、有效积温或有效积温的对数来描述温度变量,用 5 月至 9 月间降水同潜在蒸散的差值来描述夏季干旱指数,并用欧洲和北美凋落物试验的数据进行了验证,结果发现该模型能更好地解释凋落物在第一年中失重率的变化($r^2 = 0.68 - 0.74$)。

3.4 降水对凋落物分解的影响

降水对凋落物的分解也有着重要影响。降水一方面可制约凋落物化学成分淋溶的物理过程,另一方面还通过影响分解者的活性来间接影响凋落物的分解。降水量越大,表层凋落物的解体就越快。在热带生态系统中,降水量对凋落物分解有直接的正效应^[23]。在本研究中,MAP 是诸多气候因子中对凋落物分解影响最大

的因子($r^2 = 0.72$),这一结果同欧洲和北美的研究结果存在差异,可能是由中国东部特殊的气候条件造成的。

3.5 气候因子和基质质量对凋落物分解的综合影响

在气候因子和基质质量同分解系数的综合回归模型中(表4),MAP是唯一进入方程的气候因子,其可以解释凋落物年分解速率的72%。N是进入该方程的首个基质质量因子,其和MAP一起可以解释年分解速率的85%。再和K一起则可以解释凋落物年分解速率的89%。因此,综合来看,中国东部区域凋落物的分解速度主要由气候因子MAP和自身的基质元素N、K含量共同决定。Zhang等^[24]对全球110个研究地点的凋落物分解试验数据进行处理分析后发现,气候因子MAT和C:N比同分解速率呈显著相关。中国东部区域凋落物分解影响因子同全球尺度影响因子的差异可能与该区域特殊的气候特征有关。

全球地表温度上升引起了人们的广泛关注^[25~27]。全球变暖将带来气候带的移动。基于模型预测,如果全球气温上升4℃,气候带将北移,届时中亚热带的植被和气候状况将同目前的南亚热带类似^[28](表1)。在这种模式下,结合本文研究结果,可以预计中亚热带地区的凋落物分解速率将加快,这一趋势将对区域生态系统的营养循环特别是C循环产生深远影响。

表5 5个气候带内其他凋落物分解试验的k值

Table 5 The litter decomposition rate in this 5 climate zone in other studies

气候带 Climate zone	地点 Site	凋落叶种类 Litter leaf species	k 值 k value	文献 References
温带 Temperate	帽儿山 ME	樟子松 <i>Pinus sylvestris</i> var. <i>mongolica</i>	0.34	[29]
	帽儿山	红松 <i>Pinus koraiensis</i>	0.26	[29]
	帽儿山	蒙古栎 <i>Quercus mongolica</i>	0.25	[29]
	帽儿山	胡桃楸 <i>Juglans mandshurica</i>	0.38	[30]
	帽儿山	落叶松 <i>Larix gmelinii</i>	0.13	[30]
		平均值 Mean $\pm$ SD	0.27 $\pm$ 0.10	
暖温带 Warm-temperate	东灵山 DLS	辽东栎 <i>Quercus liaotungensis</i>	0.21	[31]
	东灵山	五角枫 <i>Acer mono</i>	0.35	[31]
	东灵山	蒙椴 <i>Tilia mongolica</i>	0.25	[31]
	东灵山	糠椴 <i>Tilia mandshurica</i>	0.25	[31]
	北京延庆	油松 <i>Pinus tabulaeformis</i>	0.27	[32]
		平均值 Mean $\pm$ SD	0.27 $\pm$ 0.05	
中亚热带 Mid-subtropical	杭州 HZ	木荷 <i>S. superba</i>	0.25	[33]
	天童山 TT	马尾松 <i>P. massoniana</i>	0.63	[34]
	天童山	木荷 <i>S. superba</i>	0.80	[34]
	广西田林 TL	杉木 <i>C. lanceolata</i>	0.33	[35]
		平均值 Mean $\pm$ SD	0.50 $\pm$ 0.26	
南亚热带 South-subtropical	鼎湖山 DHS	木荷 <i>S. superba</i>	0.88	[36]
	鼎湖山	马尾松 <i>P. massoniana</i>	0.47	[36]
	鼎湖山	厚壳桂 <i>Cryp. tocyra</i>	0.77	[36]
	鼎湖山	木荷 <i>S. superba</i>	0.62	[37]
	鼎湖山	青皮 <i>Vatica mangachapoi</i>	0.66	[37]
	鼎湖山	锥栗 <i>Castanopsis chinensis</i>	0.55	[37]
		平均值 Mean $\pm$ SD	0.66 $\pm$ 0.15	
热带 Tropical	尖峰岭 JFL	木荷 <i>S. superba</i>	1.68	[37]
	尖峰岭	青皮 <i>V. mangachapoi</i>	1.61	[37]
	尖峰岭	锥栗 <i>C. chinensis</i>	1.17	[37]
	尖峰岭	山地雨林 Mountain rain forest	0.84	[38]
		平均值 Mean $\pm$ SD	1.33 $\pm$ 0.39	

ME: Maoer Mountain, Heilongjiang Province; YQ: Yangqing, Beijing; HZ: Hangzhou, Zhejiang Province; TT: Tiantong Mountain; TL: Tianlin, Guangxi Province

3.6 本研究同国内其他研究结果的比较

在上述 5 个气候带内,国内也有一些学者用相同或不同的树种做了凋落物分解试验,并同样用 Olson 模型模拟出了年分解系数 k (表 5)。虽然试验树种有所不同,但统计分析表明,在这 5 个气候带内其他研究的平均分解速率同本研究结果无显著差异($p < 0.05$),特别是在相同研究地点的东灵山和鼎湖山。而且,表 5 也反映出随纬度降低,凋落物分解速率增加的趋势。这也佐证了本研究结果的可靠性。

另外,本研究中 8 个树种凋落物在中国东部 5 个气候带内分解速率的差异还可能同 5 个研究地点的土壤异质性有关。从温带的凉水到热带的尖峰岭,森林土壤类型分别为山地暗棕壤、棕壤土、黄红壤、赤红壤和砖红壤,土壤的理化性质特别是土壤动物和土壤微生物的组成及活性都存在明显差异。大量研究表明^[4,12,22],生物分解过程是凋落物分解的主导过程,生物因素对凋落物分解有着重要影响。因此,5 个研究地点土壤状况的差异将不可避免地在地表凋落物的分解产生影响,但其影响程度有待于在今后的工作中进一步研究。

References:

- [1] Berg B, McClaugherty C. Plant Litter: Decomposition, Humus formation, Carbon sequestration. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2008.
- [2] Liski J, Nissinen A, Erhard M, *et al.* Climatic effects on litter decomposition from arctic tundra to tropical rainforest. *Global Change Biology*, 2003, 9: 575–584.
- [3] Melillo J M, Aber J D, Muratore J M. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 1982, 63: 621–626.
- [4] Song J Z, Jiang H, Zhang H L. *et al.* A review on the effects of global environment change on litter decomposition. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(9): 4414–4423.
- [5] Aerts R. The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *Journal of Ecology*, 2006, 94: 713–724.
- [6] Meentemeyer V. Microclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 1978, 59: 465–472.
- [7] Berg B, Berg M P, Bottnar P. Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry*, 1993, 20: 127–153.
- [8] Vitousek P M. Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 1994, 75: 1861–1876.
- [9] Aerts R. Climate, leaf litter chemistry and leaf litter decomposition in terrestrial ecosystems: a triangular relationship. *Oikos*, 1997, 79: 439–449.
- [10] Moore T R, Trofymow J A, Taylor B, *et al.* Litter decomposition rates in Canadian forests. *Global Change Biology*, 1999, 5: 75–82.
- [11] Trofymow J A, Moore T R, Titus B, *et al.* Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. *Canadian Journal of Forest Research*, 2002, 32: 789–803.
- [12] Peng S L, Liu Q. The dynamics of forest litter and its responses to global Warming. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(9): 1534–1544.
- [13] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposition in ecological system. *Ecology*, 1963, 44: 322–331.
- [14] Berendse F. Effects of dominant plant species on soils during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry*, 1998, 42: 73–88.
- [15] Hobbie S E, Reich P B, Oleksyn J, *et al.* Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology*, 2006, 87: 2288–2297.
- [16] Alhamd L, Arakaki S, Hagihara A. Decomposition of leaf litter of four tree species in a subtropical evergreen broad-leaved forest, Okinawa Island, Japan. *Forest Ecology and Management*, 2004, 202: 1–11.
- [17] Sundarapandian S M, Swamy P S. Litter production and leaf-litter decomposition of selected tree species in tropical forests at Kodayar in the Western Ghats, India. *Forest Ecology and Management*, 1999, 12: 231–244.
- [18] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W J F. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 1989, 70: 97–104.
- [19] Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest Ecology and Management*, 2000, 133: 13–22.
- [20] Hornsby D C, Lockaby B G, Chappelka A H. Influence of microclimate on decomposition in loblolly pine stands: a field microcosm approach. *Canadian Journal of Forest Research*, 1995, 25(10): 1570–1577.
- [21] Singh K P, Singh P K, Tripathi S K. Litterfall, litter decomposition and nutrient release patterns in four native tree species raised on coal mine spoil at Singrauli, India. *Biology and Fertility of Soil*, 1999, 29: 371–378.
- [22] Guo J F, Yang Y S, Chen G S, *et al.* A review on litter decomposition in forest ecosystem. *Scientia Silvae Sinicae*, 2006, 42(4): 93–100.
- [23] Smith J L, Norton J M, Paul E A, *et al.* Decomposition of ^{14}C - and ^{15}N -labeled organisms in soil under anaerobic conditions. *Plant and Soil*, 1989, 116: 115–118.

- [24] Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal of Plant Ecology*, 2008, 1(2): 85–93.
- [25] Easterling D R, Horton B, Jones P D, *et al.* Maximum and minimum temperature trends for the globe. *Science*, 1997, 277: 364–367.
- [26] IPCC. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris, February 2007. 18.
- [27] Alward R D, Detling J K, Milchunas D G. Grassland vegetation changes and nocturnal globalwarming. *Science*, 1999, 283: 229–231.
- [28] Chang H S, Yang D A. Allocation and study on global change transects in China. *Quaternary Sciences*, 1995, 1: 43–54.
- [29] Shen H L, Ding B Y, Shen G F, *et al.* Decomposition dynamics of several coniferous and broadleaved litters in Mongolian scots pine plantation. *Scientia Silvae Sinicae*, 1961, 32(5): 393–402.
- [30] Chen Y L, Li S L. Study on the decomposition and nutrient return of the leaf litter under the pure and mixed plantations of *Juglans mandshrica* and *Larix gmelinii*. *Forestry Science & Technology*, 2004, 29(5): 9–12.
- [31] Wang J, Huang J H. Comparison of major nutrient release patterns in leaf litter decomposition in warm temperate zone of China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(3): 375–380.
- [32] Liu Y, Li G L. Decomposition Characteristics Affected by Forest Age in *Pinus tabulaeformis* Plantations. *Forest Research*, 2008, 21(4): 500–505.
- [33] Zhang Q F, Song Y C, Wu H Q, *et al.* Dynamics of litter amount and its decomposition in different successional stages of evergreen broad-leaved forest in Tiantong Zhejiang Province. *Acta Phytocologica Sinica*, 1999, 23(3): 250–255.
- [34] Yu Y W, Wu J S. Dynamics and Decomposition Characteristics of Litter of Evergreen Broad-Leaved Forest with *Schima Superba*. *Journal of Soil Water Conservation*, 2004, 18(2): 63–65.
- [35] Liang H W. Studies on litterfall dynamics of the planted Chinese fir forest in mid-altitude of Laoshan Mountain in Tianlin. *Journal of Botany and Geography*, 1991, 17(2): 155–163.
- [36] Zhang D Q, Ye W H, Yu Q F, *et al.* The litter-fall of representative forests of successional series in Dinghushan. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(6): 938–944.
- [37] Liu Q, Peng S L, Bi H, *et al.* The reciprocal decomposition of foliar litter in tropical and subtropical forests. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni*, 2004, 43(4): 86–89.
- [38] Lu J P, Liu Q H. Study on tropic forests litters and its decomposition process of Jianfeng Mountain in Hai Nandao. *Placement Research of Forestry System in China*, 1994, 5: 178–179.

参考文献:

- [4] 宋新章, 江洪, 张慧玲, 等. 全球环境变化对森林凋落物分解的影响. *生态学报*, 2008, 28(9): 4414–4423.
- [12] 彭少麟, 刘强. 森林凋落物动态及其对全球变暖的响应. *生态学报*, 2002, 22(9): 1534–1544.
- [22] 郭剑芬, 杨玉盛, 陈光水, 等. 森林凋落物分解研究进展. *林业科学*, 2006, 42(4): 93–100.
- [29] 沈海龙, 丁宝永, 沈国舫, 等. 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.
- [30] 陈永亮, 李淑兰. 胡桃楸、落叶松纯林及其混交林下叶凋落物分解与养分归还的比较研究. *林业科技*, 2004, 29(5): 9–12.
- [31] 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.
- [32] 刘勇, 李国雷. 不同林龄油松人工林叶凋落物分解特性. *林业科学研究*, 2008, 21(4): 500–505.
- [33] 张庆费, 宋永昌, 吴化前, 等. 浙江天童常绿阔叶林演替过程凋落物数量及分解动态. *植物生态学报*, 1999, 23(3): 250–255.
- [34] 俞益武, 吴家森. 木荷林凋落物的归还动态及分解特性. *水土保持学报*, 2004, 18(2): 63–65.
- [35] 梁宏温. 田林老山中山杉木人工林凋落物动态研究. *植物生态学与地植物学学报*, 1991, 17(2): 155–163.
- [36] 张德强, 叶万辉, 余清发, 等. 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.
- [37] 刘强, 彭少麟, 毕华, 等. 热带亚热带森林叶凋落物交互分解的研究. *中山大学学报(自然科学版)*, 2004, 43(4): 86–89.
- [38] 卢俊培, 刘其汉. 海南岛尖峰岭热带林凋落物及其分解过程的研究. *中国森林生态系统定位研究*, 1994, 5: 178–179.