

鼎湖山黄果厚壳桂粗死木质残体的分解

吕明和^{1,2}, 周国逸^{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 研究生院, 北京 100039)

摘 要: 通过建立时间序列法、测定粗死木质残体的密度变化, 研究鼎湖山黄果厚壳桂粗死木质残体三个直径(5~10 cm、10~20 cm 和 20~30 cm)的分解过程, 探讨粗死木分解过程中 C、N 元素及其 C/N 比值与分解速率的关系。结果表明: 粗死木质残体的分解常数 K 值随直径的增加从 0.2225 a^{-1} 呈指数降低到 0.1257 a^{-1} , 由粗死木质残体在分解过程中密度变化得出三个直径从小到大分解 95% 所需的时间分别为 13 a、19 a 和 24 a; 黄果厚壳桂粗死木质残体在分解过程中不存在时滞效应, 其树皮和心材的分解速度也相近, 用单因素指数方程能准确反映黄果厚壳桂的分解过程; 与高纬度地区比较, 鼎湖山黄果厚壳桂粗死木残体的分解速率常数 K 值显著高于前者。还就粗死木残体基质组成和性质、气候与环境条件、生物等因素对粗死木分解速率的影响进行了详细的讨论。

关键词: 黄果厚壳桂; 粗死木质残体; 分解速率; 元素; 密度

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2006)05-0523-07

Decomposition of *Cryptocarya concinna* coarse woody debris (CWD) in Dinghushan

LV Ming-he^{1,2}, ZHOU Guo-yi^{1*}, ZHANG De-qi¹

(1. South China Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510650, China;

2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract: The study reported the decay constants of fallen coarse woody debris of *Cryptocarya concinna* in three diameters (5~10 cm, 10~20 cm and 20~30 cm) in Dinghushan research station in China. For this purpose, the density loss and the C/N ratio were determined and the chronosequence method was applied with 1 to 6 years series of natural field incubations after natural disturbance. In the full range of the diameters studied, the decay constants K decreased exponentially from 0.2225 a^{-1} to 0.1257 a^{-1} with the diameter increase and the time for loss of 95% of material calculated from density loss in three diameters were 13, 19 and 24 years from smaller CWD to larger ones. There was no lag time for decomposition initiation. The similar decay rate between the bark and the heartwood and the C/N ratio change indicated the single exponential model fitted the decay process of the *C. concinna* with accuracy. The decay constants of the *C. concinna* CWD appeared much greater than those of the cold temperate conifers and also higher than those of the hardwoods of the cold and warm temperate zones of the Northern Hemisphere.

Key words: *Cryptocarya concinna*; coarse woody debris; decomposition rate; nutrients; density

收稿日期: 2005-11-20 修回日期: 2006-05-24

基金项目: 国家自然科学基金(30470306, 30570350); 中科院知识创新工程重要方向性项目(KSCX2-SW-120); 中国生态系统研究网络(CERN)联合资助 [Supported by the National Natural Science Foundation of China(30470306, 30570350); Knowledge Innovation Program of the Chinese Academy of Sciences(KSCX2-SW-120); Chinese Ecosystem Research Network(CERN)]

作者简介: 吕明和(1980-), 男, 山西吕梁人, 硕士研究生, 研究方向为生态系统生态学。

* 通讯作者(Author for correspondence, E-mail: gyzhou@scib.ac.cn)

粗死木质残体 (Coarse woody debris, 简称 CWD) 是指直径大于 2.5 cm 的枯立木、倒地尚未分解和处于分解中的树干、大树枝及其树桩和粗根 (李凌浩等, 1998)。它影响陆地和水生生态系统的生态和物理过程, 在维持森林生产力干扰火灾强度和病虫害, 减少水土侵蚀, 影响土壤发育, 储存养分和水分等方面发挥着重要的作用, 是森林所需元素和能量的来源之一, 同时还是植物、分解者和异养生物的栖息地 (Franklin 等, 1987; Harmon 等, 1986)。粗死木质残体占森林生物量 10% 以上, 相当于世界森林生态系统 C 量的 2%~10%, 因此在森林中也是重要的 C 库 (Harmon 等, 1986)。粗死木是森林生态系统发育过程的产物, 同时也是干扰的结果 (Spies 等, 1988)。它的分解是一个物理和生物综合作用的复杂过程, 其分解速率 K 一般为 $0.004\sim0.5\text{ a}^{-1}$, 但受许多因素的影响, 包括木质、直径、气候等 (Swift 等, 1979)。粗死木质残体在我国热带亚热带生态系统中的重要作用已经引起一些关注 (李凌浩等, 1998; 刘文耀等, 1995; 唐旭利等, 2003), 但是有关粗死木质残体分解的详细研究几乎是空白。地处亚热带的鼎湖山季风常绿阔叶林, 由于树木自然死亡形成了大量的粗死木质残体, 其贮量为 $25.278\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。高于武夷山甜槠林 ($7.35\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 李凌浩等, 1996), 但大大低于哀牢山的常绿阔叶林 ($98.46\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$, 刘文耀等, 1995)。鼎湖山阔叶林粗死木残体在种类组成中, 锥栗 (*Castanopsis chinensis*) 和黄果厚壳桂 (*Cryptocarya concinna*) 分别占粗死木总量的 29.95%, 和 26.39% (唐旭利等, 2003), 具有绝对的优势。本文选取黄果厚壳桂的粗死木质残体为研究对象, 通过测定粗死木残体在不同分解阶段的密度和 C、N 等元素含量的变化规律, 探讨不同径级粗死木残体分解速率及其 C、N 等元素含量的变化特征, 为森林生态系统养分循环的研究, 尤其是 C、N 循环及其耦合的研究提供数据支撑。

1 材料和实验方法

1.1 研究地概况

研究地点设在鼎湖山国家级自然保护区, 位于广东省中西部, $112^{\circ}30'39''\sim112^{\circ}33'41''\text{E}$, $23^{\circ}09'21''\sim23^{\circ}11'30''\text{N}$, 面积 $1\,155\text{ km}^2$ 。最高峰鸡笼山, 海拔 $1\,000.3\text{ m}$ 。该区属亚热带季风湿润气候, 年平均降水量 $1\,956\text{ mm}$, 主要集中在 4~9 月份, 占全

年的 76%; 年平均温度为 20.9°C , 最冷月 (1 月) 和最热月 (7 月) 平均温度分别为 12.0°C 和 28.0°C ; 年平均相对湿度为 80.8%。实验地点位于保护区核心区内的三宝峰, 坡向东北, 海拔 $270\sim300\text{ m}$, 坡度 $26^{\circ}\sim33^{\circ}$, 局部可达 40° ; 土壤为发育于沙页岩母质的赤红壤, 土层厚度达 $60\sim90\text{ cm}$, 表层有机质含量为 $29.4\sim42.7\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (何金海等, 1982)。植被类型为亚热带季风常绿阔叶林, 是该地区的顶级群落, 已有近 400 年的历史。季风常绿阔叶林植物种类丰富, 群落结构复杂, 成层现象明显, 藤本植物和蕨类植物也较多。锥栗、黄果厚壳桂和荷木 (*Schima superba*) 是该群落的主要优势种。

1.2 取样和野外测量

1992 年 11 月将季风林原有的 $2\,000\text{ m}^2$ 样地扩展为 1 hm^2 的永久样地, 再将其划分为 25 个 $20\text{ m}\times20\text{ m}$ 的 II 级样方, 每个 II 级样方又含有 16 个 $5\text{ m}\times5\text{ m}$ 的小样方, 同时对 1 hm^2 内的植株编号、挂牌作永久标记后进行测树指标调查, 同时对样地中所有直径 $\geq 2.5\text{ cm}$, 长 $>1\text{ m}$ 的枯立木、倒木、残干、残枝进行测量和记录, 测量内容包括树种、两头及其中间直径、残干长度, 其后又于 1994 年 11 月、1999 年 11 月、2003 年 3 月和 2004 年 11 月分别进行了 4 次复查。此外, 每年对样地内的粗死木残体现状进行登记, 尽可能准确记录新增粗死木的枯死及倒地时间。在季风常绿阔叶林永久样地内选取黄果厚壳桂粗死木残体样木, 分 3 个径级, 分别为 $5\sim10\text{ cm}$ 、 $10\sim20\text{ cm}$ 和 $20\sim30\text{ cm}$ 。每个径级选取 3 个时间段的样木作为实验材料。分解时间段的确定是以历次样地调查和每年对样地内粗死木现状登记的资料为依据, 误差为 3~6 个月。由于季风常绿阔叶林内样木数量的限制, 个别样木取自邻近的沟谷雨林, 其林内环境条件与季风常绿阔叶林相近。

为了减少误差, 将所有粗死木质残体截成长约 50 cm , 并在野外进行称重, 精确量取其长度和两头及中间的直径。在粗死木质残体的两端及其中间各取一个约厚 2 cm 的圆盘, 样品放入密封塑料袋中带回实验室, 用来分析化学元素。

1.3 密度的测定及分解速率计算

样品放入密封塑料袋中带回实验室, 称其湿重, 后放入 65°C 的烘箱中烘干至恒重 (约 7 d), 再称其干重。黄果厚壳桂 CWD 的干重由其野外测得的湿重减去含水量得出。密度由干重除以体积得出, 密度和体积的计算公式如下:

$$P=M/V;V(m^3)=1/3L(1/4\pi(d_B^2+d_M^2+d_T^2))$$

其中 P 表示密度, M 表示干重, V 表示体积, L 表示粗死木质残体的长度, d_B 、 d_M 、 d_T 分别为粗死木质残体底部、中间和顶部的直径。

以黄果厚壳桂粗死木质残体在分解过程中密度降低程度来表示粗死木质残体物质损失的大小。

目前用来描述和分析分解过程的数学模型很多, 而单因素指数方程(方程 1)是应用较多的一个(Jenny 等, 1949; Harmon 等, 1986; Lambert 等, 1980)。单因素指数方程假设物质的分解速率和物质分解的残余量成比例, 其表达式为:

$$X=X_0e^{-kt} \dots\dots\dots (1)$$

式中 X_0 指开始时粗死木残体的密度, X 指粗死木经过 t 时间分解时的密度, K 为分解常数, t 为分解时间。此外用于分析分解过程的数学模型还有多因素指数方程、线性方程、时滞方程, 但是应用得较少(Mackensen 等, 2003)。依据单因素指数方程, 木质分解掉 50% 和 95% 所需要的时间的计算公式为方程(2)和(3)。

$$T_{0.5}=-\ln(0.5)/k=0.693/k \dots\dots\dots (2)$$

$$T_{0.95}=-\ln(0.05)/k=2.996/k \dots\dots\dots (3)$$

1.4 化学分析

粗死木质残体圆盘经机械破碎再粉碎过 1 mm 孔径网筛作为元素分析的样品。C 用重铬酸钾—硫酸氧化法, N 用凯氏法(董鸣, 1999)。

2 结果

单因素指数方程能够很好的符合直径为 5~10 cm 的黄果厚壳桂粗死木质残体的分解过程(图 1)。其 K 值为 0.222 5, 分解 50% 和 95% 所需的时间为 3 a、13 a。到 4.5 a 时已经分解了原来质量的 55%。同时密度随时间的变化降低。在分解过程中 C 的含量变化很小, N 的浓度持续升高, C/N 比值同步显著降低, 由 203 降低到 101, 降幅达 100%(表 1)。

在直径 10~20 cm 黄果厚壳桂粗死木质残体中, 单因素指数方程能够更好的反映其 3 a 的时间序列分解过程中密度的变化。由其 K 值 0.158 8 推算出来的分解 50% 和 95% 所需的时间分别为 4 a 和 19 a, 到 4.5 a 时已经分解了原来质量的 62%。在其分解过程中, C 含量只有微小的波动, N 的含量呈下降趋势, C/N 比值则显著升高, 由第 3 年的最低值 159 升高到 4.5 a 的最高值 256。在直径为 20

~30 cm 黄果厚壳桂粗死木质残体中, 单因素指数方程符合分解过程的准确性最高。其 K 值为 0.125 7, 分解 50% 和 95% 所需的时间分别为 6 a 和 24 a。分解过程中其密度降低的变化随时间的变化很小, C 含量变化也不大, N 含量呈增加趋势, 同时 C/N 比值表现出降低趋势, 先升高后降低, 从第 3.5 年的最高值 272 降低到第 6.5 年的最低值 121。

黄果厚壳桂粗死木质残体的湿度在三个直径中都随着分解时间增加而增大, 表现出粗死木质残体具有保持水分的共同规律。

本实验中黄果厚壳桂粗死木质残体分解常数 K 值随直径的变化降低, 且 K 值从 5~10 cm 到 10~20 cm 降低的值要大于从 10~20 cm 到 20~30 cm 降低的数值(图 2), 但是其变化并不显著($P>0.05$)。同时单因素指数模型也能够很好的符合 K 值随直径的变化(表 1)。

3 讨论

3.1 分解速率和木质直径的关系

粗死木质残体的分解速率和木质直径的关系一直存在争议。这种关系为正相关、负相关关系及其不存在联系的研究结果都有过报道(Foster 等, 1982; Graham 等, 1982; Ericksson 等, 1985; Johnson 等, 1991; Busse, 1994; Næsset, 1999)。本实验研究结果显示, 粗死木质残体的分解速率与其直径成负相关关系($P>0.05$)。

粗死木质残体分解速率随木质直径增加而降低的规律可能与其比表面积的大小和地面的接触程度有关。木质的直径越大, 其比表面积就越小, 因此可供降解微生物入侵的比表面积也就降低, 而小直径的木质接触地面的相对面积比大直径的木质要大。接触地面的相对面积越大越有利于粗死木质残体增加和保持水分, 有利于加快微生物的分解活动, 而且接触地面的粗死木质残体更加有利于白蚁和甲虫等分解者的入侵, 从而使得小直径粗死木质残体的分解速率大于大直径的粗死木质残体, 同理, 倒地的粗死木要比未倒地的更容易分解(Barber 等, 1984; Erickson 等, 1985)。由此可见, 同一种类的粗死木质残体的分解速率不仅与其自身的特点有关, 也与其所处的位置、小气候环境及生物环境要素等密切相关。因此, 在粗死木质残体分解的研究中应该注意小气候因素如空气湿度、土壤湿度等因素对分解

速率的影响。

3.2 粗死木分解及其影响因素

粗死木分解是一个复杂的生物学过程,粗死木的组成如木质素、C、N 等元素的含量等,气候环境条件如温度、湿度、降水等,生物因素如动物的取食、微生物活性等,以及粗死木的形状大小等均会对粗死木的分解产生影响。粗死木残体在分解过程中 C

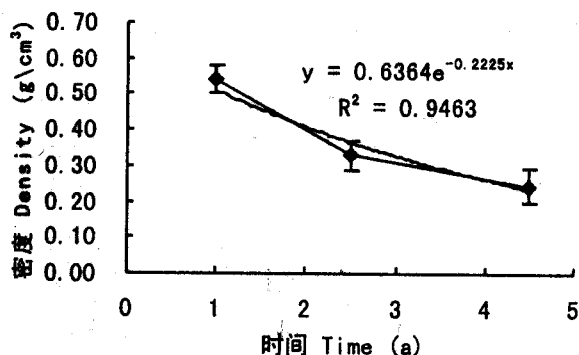


图 1 黄果厚壳桂(5~10 cm)在受到干扰倒地后 1、2.5、4.5 a 分解过程中密度的变化
Fig. 1 Variation of wood density in *Cryptocarya concinna* logs(5~10 cm in diameter)fallen down in 1, 2.5 and 4.5 years by disturbance

误差线为标准差(下同)。

Bars represent standard deviation (The same as follows).

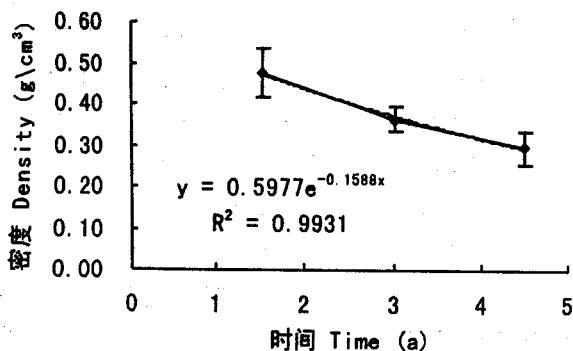


图 2 黄果厚壳桂(10~20 cm)在受到干扰倒地后 1.5、3、4.5 a 分解过程中密度的变化
Fig. 2 Variation of wood density in *Cryptocarya concinna* logs(10~20 cm in diameter)fallen down in 1.5, 3 and 4.5 years by disturbance

通过呼吸而损耗,而 N 则被微生物固定,因此较低的 N 含量会限制微生物的活动。本实验结果显示,直径 5~10 cm 和 20~30 cm 的粗死木质残体 N 元素含量随分解而升高,C/N 比值呈下降趋势;而在直径 10~20 cm 粗死木残体中 C/N 比值却呈现相

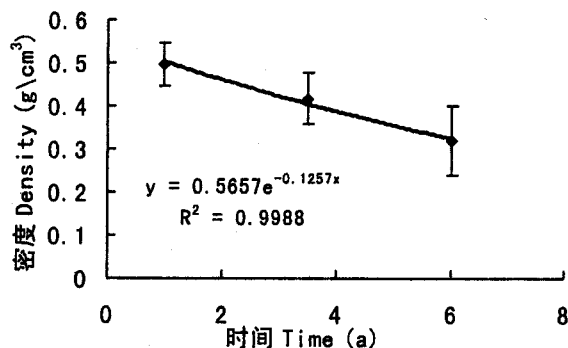


图 3 黄果厚壳桂(20~30 cm)在受到干扰倒地后 1、3.5、6 a 分解过程中密度的变化
Fig. 3 Variation of wood density in *Cryptocarya concinna* logs(20~30 cm in diameter)fallen down in 1, 3.5 and 6 years by disturbance

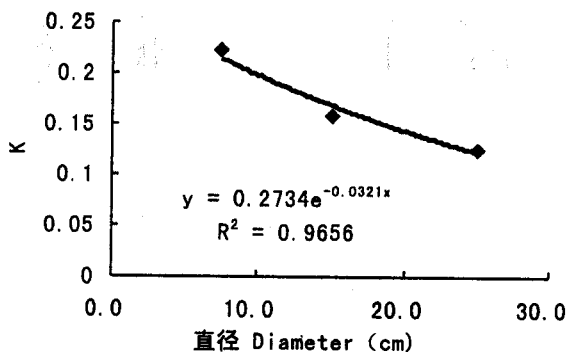


图 4 黄果厚壳桂分解常数 K 随直径的变化
Fig. 4 Decay constants versus diameter for *Cryptocarya concinna*

反的规律。尽管我们实验没有粗死木残体初始阶段(刚枯死时)N 元素含量的资料,但在其分解早期(1~1.5 a)后者的 N 含量仍略高于前两者(表 1)。微生物活动对 N 素的含量有一定的要求,在 N 含量较低的粗死木残体,在分解过程中微生物需要固定部分的 N 元素以满足代谢的需求,使得粗死木残体在分解过程中 N 素含量有所升高;相反,初始 N 含量高的粗死木质残体可能基本能够满足降解微生物的需求,因此在分解过程中 N 元素并没有累积或累积不明显。Laiho 等(1999)研究不同树种间粗死木残体的分解过程也发现有类似的现象。对测定结果的统计分析表明,C/N 比值和粗死木残体分解常数的相关性并未达到显著程度。

基质质量的差异对粗死木分解速率的影响显著(Alban 等, 1993)。Yin(1999)研究表明,冷杉属

(*Abies*)和云杉属(*Picea*)的粗死木残体比崖柏属(*Thuja*)和铁杉属(*Tsuga*)更容易分解,起主要影响作用的是基质中木质素含量以及 P、K、Ca 的浓度(Alban 等,1993)。

环境条件是影响粗死木残体分解速率的另一主要因素。微生物活性与温度密切相关,适宜的温度和湿度可为微生物提供最佳的生存环境,有利于微

生物的代谢活动,促进粗死木的分解。鼎湖山森林地处热带亚热带地区,充沛的水热条件,适宜温湿度,为各种微生物的繁殖和代谢提供了最佳的环境,有利于促进粗死木的分解。在干物质里当湿度是纤维湿度饱和点的 30% 时,真菌和别的微生物和甲虫分解一般无法利用水,而很高的湿度则又在生理上限制了真菌的生长。大部分的真菌都是嗜湿的,也

表 1 不同直径、不同分解时间的黄果厚壳桂粗死木质残体在分解过程中密度、含水率、C 含量、N 含量和 C/N 比值
Table 1 Density, water content(dry weight), C content, N content, carbon to nitrogen ratio, and in wood samples of *Cryptocarya concinna* at different times of decomposition

直径(cm)及其分解时间(a) Diameter and incubation time	密度 Density(g · cm ⁻³)	含水率(%) Water content	C(%)	N(%)	C/N
5~10					
1	0.54(0.04)	28(10)	46(5)	0.23(0.05)	203(45)
2.5	0.33(0.04)	40(6)	45(6)	0.39(0.04)	116(31)
4.5	0.24(0.05)	52(12)	44(3)	0.43(0.09)	101(40)
10~20					
1.5	0.48(0.06)	44(10)	47(5)	0.27(0.1)	170(34)
3	0.36(0.03)	53(11)	45(2)	0.28(0.03)	159(22)
4.5	0.30(0.04)	57(15)	49(3)	0.19(0.05)	256(42)
20~30					
1	0.50(0.05)	37(11)	48(4)	0.23(0.06)	212(35)
3.5	0.42(0.06)	38(13)	48(6)	0.18(0.08)	272(34)
6	0.32(0.08)	42(9)	46(8)	0.38(0.04)	121(25)

注:括号内数字为标准差。 Note: Standard deviation is provided in brackets.

表 2 黄果厚壳桂粗死木质残体三个直径中分解
常数 K、分解 50% 和 95% 所需的时间

Table 2 Decay rates, half-life and time to 50% and 95% decomposition for three diameters of *Cryptocarya concinna* in Dinghushan

直径(cm) Diameter	k(a ⁻¹)	0.693/k(a)	2.966/k(a)
5~10	0.2225	3	13
10~20	0.1588	4	19
20~30	0.1257	6	24

就是说他们在温度超过 40℃ 时就不能生长(Harmon 等,1986)。在木质里边真菌生长的理想温度是 25~30℃。在 13~30℃ 中间,真菌呼吸的 Q_{10} 值是 2~3,也就是说温度每增加 10℃ 呼吸就增加 2~3 倍(Harmon 等,1986)。

这也是鼎湖山黄果厚壳桂粗死木残体分解速率比高纬度地区更快的主要原因(表 3)。

生物因素对粗死木分解的影响一直以来备受关注,许多研究者证实小型节肢动物的数量及昆虫的活动与粗死木分解密切相关(Abbott 等,1982; Fahey, 1983; Erickson 等, 1985; Edmonds 等, 1989; Næsset, 1999)。鼎湖山季风常绿阔叶林有近 400 年的历史,结构复杂,物种多样性丰富。较高的郁蔽

度和阴暗潮湿的林下环境,为土壤动物和微生物提供了极佳的生境。据调查,在鼎湖山季风常绿阔叶林中,经常活动的白蚁就有 15 种之多(朱检林等, 1985)。据报道,白蚁在野外对黄果厚壳桂的转化率高达 0.8% d⁻¹,这是一般的微生物分解活动无法相比的(朱检林等, 1985; Edmonds 等, 1989)。由此可见白蚁在木质分解中也起到一定作用。

此外,粗死木残体的状态也会影响其分解速率。一般情况下枯立木比倒木的分解更快(Fahey, 1983; Johnson 等, 1991),但也有个别相反的报道(Sollins, 1982)。枯立木保水能力差,易于丧失水分,降低了分解者的活性,这可能是导致枯立木较倒木分解较慢的原因(Harmon 等, 1986; Johnson 等, 1991)。

3.3 粗死木分解初期的时滞效应

倒木倒地后,由于分解者入侵要一段时间,同时倒木的水分增加到适宜分解者活动这一过程也需要时间,因此倒木分解的第一阶段一般比较慢,存在分解的时滞效应。通常时滞效应在针叶树种粗死木中表现得更加明显。Miller(1983)研究报道在山杨粗死木中并不存在时滞效应;有些树种存在时滞效应且时间可长达 5 a(Grier, 1978; Fahey, 1983; Laiho

等,1999; Harmon 等,2000)。Harmon 等(1986)指出时滞效应可能随着粗死木质残体的直径而延长。本实验中据野外观察,发现倒地 1 a 的黄果厚壳桂粗死木质残体已经有明显的分解特征,如少量树皮脱落,部分主干上的枝条已不存在,因此黄果厚壳桂的分解初期并不存在明显的时滞效应,同时采用的单因素指数方程能够很准确的符合其分解过程,也

证实了上述结论。

3.4 方法的局限性

由于粗死木质残体的分解周期一般都比较长,因此只有少数的分解实验在相当长的时间内跟踪研究过单个木质的分解(Arthur 等,1993; Stone 等,1998),大多数的实验都是通过确定粗死木质残体已经分解了多长时间,而后应用时间序列法进行分解

表 3 北美、南美及其中国鼎湖山森林生态系统中一些树种在不同的气候条件下的分解常数(k)的比较
Table 3 Decomposition rates(k) of CWD from forests of North, South America and Dinghushan in different climate condition

树种 Species	降雨(mm·a ⁻¹) Rainfall	温度(℃) Temperature	直径(cm) Diameter	K (a ⁻¹)	研究方法 Method	参考文献 References
针叶树种 Conifers						
北美黄杉 <i>Pseudotsuga menzeisii</i>	2 200	0~14	50~103	0.006 3 ~0.007	时间序列,密度降低	Means 等,1985
西部铁杉 <i>Tsuga heterophylla</i>	3 400	4~16	>25	0.008	时间序列,失重	Grier, 1978; fide Harmon 等,1986
西部铁杉 <i>T. heterophylla</i>	2500	?	>15	0.01	时间序列,密度降低	Graham 等,1982
加拿大铁杉 <i>Tsuga canadensis</i>	?	?	25~35	0.021	时间序列,密度降低	Tyrrell 等,1994
香脂冷杉 <i>Abies balsamea</i>	?	0	15	0.011	时间序列,失重	Lambert 等,1980
冷杉 <i>Abies balsamea</i>	1 250~1 420	2.3	10~15	0.029	时间序列,密度降低	Foster 等,1982
云杉和紅杉 <i>Picea rubens</i>	1 250~1 420	2.3	>10	0.033	时间序列,密度降低	Foster 等,1982
白云杉 <i>P. glauca</i>	640	-17~19	5~22	0.071	长期研究,密度降低	Alban 等,1993
赤松 <i>Pinus resinosa</i>	640	-17~19	6~22	0.055	长期研究,密度降低	Alban 等,1993
短叶松 <i>P. Banksiana</i>	640	-17~19	10~18	0.042	长期研究,密度降低	Alban 等,1993
阔叶树种 Broad-leaved						
枫树 <i>Acer</i> spp.	1 200	12	5	0.045	时间序列,密度降低	MacMillan,1988
山杨树 <i>Populus tremuloides</i>	1 200	12	8~24	0.08	时间序列,密度降低	MacMillan,1988
糖槭 <i>Acer saccharum</i> , 加拿大黄 桦 <i>Betula alleghaniensis</i> , 水青冈 <i>Fagus grandifolia</i>	1 300	-9~19	3~12	0.096	长期研究,密度降低	Arthur 等,1993
山杨树 <i>Populus tremuloides</i>	?	?	2~10	0.049	时间序列,密度降低	Miller,1983
黄果厚壳桂 <i>Cryptocarya concinna</i>	1 955	20.9	5~10	0.222 5	时间序列,密度降低	本实验
黄果厚壳桂 <i>C. concinna</i>	1 955	20.9	10~20	0.158 8	时间序列,密度降低	本实验
黄果厚壳桂 <i>C. concinna</i>	1 955	20.9	20~30	0.125 7	时间序列,密度降低	本实验

实验(Grier, 1978; Graham 等, 1982; Fahey, 1983; Busse, 1994)。而这种方法的一个主要缺陷就是,在不易应用测树学方法的情况下,很难准确地确定粗死木质残体已经分解了多长时间,只能通过某次调查、记录干扰或者采伐的时间来判断其分解时间的长短,这是产生误差的原因之一。此外,不同的粗死木质残体可能是由于不同的干扰造成的,倒在地上的粗死木质残体可能在未倒地之前就已经开始分解了,同时倒地的粗死木质残体也可能不是一直处在目前的位置,它可能原来是斜倒地,也可能是刚开始倒地后并未马上触地,可能处于稍微高于地面的位置。而粗死木质残体在森林中所处的这种不同状态同其分解速率也有关系。而当粗死木质残体分解程度很高时,在多种树种的林地内要想辨种也比较

困难。因此,要提高准确性,就必须增加林下粗死木状况的调查频率,对粗死木的状态进行详细的记录;建立长期的粗死木质残体分解研究实验,并对气象环境条件及相关生物因素跟踪测定,只有这样,才能对粗死木的分解做出科学的评估。

鼎湖山生态系统定位研究站工程师刘世忠、褚国伟提供野外帮助,特此致谢。

参考文献:

董 鸣. 1999. 陆地生物群落调查观测与分析[M]. 北京:中国标准出版社,11:152-154.
Abbott D T, DA Crossley Jr. 1982. Woody litter decomposition following clear-cutting[J]. *Ecology*, 63(1):35-42.
Alban D H, Pastor J. 1993. Decomposition of aspen, spruce and pine boles on two sites in Minnesota[J]. *Can J For*

- Res, 23, 1 744—1 749.
- Arthur M A, Tritton L M, Fahey T J. 1993. Dead bole mass and nutrient remaining 28 years after clear-felling of a northern hardwood forest[J]. *Can J For Res*, 23, 1 298—1 305.
- Barber B L, Van Lear D H. 1984. Weight loss and nutrient dynamics in decomposing woody loblolly pine logging slash[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 48, 906—910.
- Busse M D. 1994. Downed bole-wood decomposition in lodgepole pine forests of central Oregon[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 58(1), 221—227.
- Edmonds R L, Eglitis A. 1989. The role of Douglas fir beetle and wood borers in the decomposition of and nutrient release from Douglas-fir logs[J]. *Can J For Res*, 19, 853—859.
- Erickson H E, Edmonds R L, Peterson C E. 1985. Decomposition of logging residues in Douglas-fir, western hemlock, Pacific silver fir, and ponderosa pine ecosystems[J]. *Can J For Res*, 15, 914—928.
- Fahey T J. 1983. Nutrient dynamics of aboveground detritus in lodgepole pine ecosystems, southeastern Wyoming[J]. *Ecol Monogr*, 53, 51—72.
- Foster J R, Lang G E. 1982. Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire[J]. *Can J For Res*, 12, 617—626.
- Franklin J F, Shugart H H, Harmon M E. 1987. Tree death as an ecological process[J]. *Bioscience*, 37, 550—556.
- Graham R L, Cromack J R. 1982. Mass, nutrient content, and decay rate of dead boles in rain forests of Olympic National Park[J]. *Can J For Res*, 12, 511—521.
- Grier C C. 1978. A *Tsuga heterophylla* - *Picea sitchensis* ecosystem of coastal Oregon; decomposition and nutrient balances of fallen logs[J]. *Can J For Res*, 8, 198—206.
- Harmon M E, Franklin J F, Swanson F J, et al. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems[J]. *Adv Ecol Res*, 15, 133—302.
- Harmon M E, Krankina O N, Sexton J. 2000. Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics[J]. *Can J For Res*, 30, 76—84.
- He JH(何金海), Chen ZQ(陈兆其), Liang YY(梁永奕). 1982. The soil of Dinghushan Biosphere Reserve[J]. *J Trop Subtrop Bot*(热带亚热带森林生态系统研究), 1, 25—37.
- Jenny H, Gessel S P, Bingham F T. 1949. Comparative study of decomposition of organic matter in temperate and tropical regions[J]. *Soil Science*, 68, 419—432.
- Johnson E A, Greene D F. 1991. A method for studying dead bole dynamics in *Pinus contorta* var. *latifolia*-*Picea engelmannii* forests[J]. *Veg Sci*, 2, 523—530.
- Laiho R, Prescott C E. 1999. The contribution of coarse woody debris to carbon, nitrogen, and phosphorus cycles in three Rocky Mountain coniferous forests[J]. *Can J For Res*, 29, 1 592—1 603.
- Lambert R L, Lang G E, Reiners W A. 1980. Loss of mass and chemical change in decaying boles of a subalpine balsam fir forest[J]. *Ecology*, 61, 1 460—1 473.
- Li LH(李凌浩), Xing XR(邢雪荣), Huang DM(黄大明), et al. 1996. Storage and dynamics of coarse woody debris in *Castanopsis eyrei* forest of Wuyi Mountain, with some considerations for its ecological effects(武夷山甜槠林粗死木质残体的贮量、动态及其功能评述)[J]. *Acta Phytocol Sin*(植物生态学报), 20(2), 132—143.
- Li LH(李凌浩), Dang GD(党高弟), Wang TJ(汪铁军), et al. 1998. Coarse woody debris in an *Abies fargesii* forest in the Qinling Mountains(秦岭巴山冷杉林粗死木质残体研究)[J]. *Acta Phytocol Sin*(植物生态学报), 22(5), 434—440.
- Liu WY(刘文耀), Xie SC(谢寿昌), Xie KJ(谢克金), et al. 1995. Preliminary studies on the litterfall and coarse woody debris in mid-mountain humid ever-green broad-leaved forest in Ailao Mountain(哀牢山常绿阔叶林中凋落物和粗死木质残体残体的初步研究)[J]. *Acta Phytocol Sin*(植物生态学报), 27, 484—489.
- Liu WY(刘文耀), Jing GF(荆贵芬), Zheng Z(郑征). 1989. A preliminary study on the litter-fall in evergreen broad-leaved forest and *Pinus yunnanensis* forest in the middle of Yunnan Province(滇中常绿阔叶林及云南松林枯落物的初步研究)[J]. *Guihaia*(广西植物), 9(4), 347—355.
- Mackensen J, Bauhus J, Webber E. 2003. Decomposition rates of coarse woody debris—a review with particular emphasis on Australian tree species[J]. *Australian J Bot press*.
- Means J E, Cromack K J, Mac Millan P C. 1985. Comparison of decomposition models using wood density of Douglas-fir logs[J]. *Can J For Res*, 15, 1 092—1 098.
- Miller W E. 1983. Decomposition rates of aspen bole and branch litter[J]. *For Sci*, 29, 351—356.
- Næset E. 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in Southeastern Norway[J]. *Can J For Res*, 29, 372—381.
- Sollins P. 1982. Input and decay of coarse woody debris in coniferous stands in western Oregon and Washington[J]. *Can J For Res*, 12, 18—28.
- Spies T A, Franklin J F, Thomas T B. 1988. Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington[J]. *Ecology*, 69, 1 689—1 702.
- Stone J N, MacKinnon A, Parminter J V, et al. 1998. Coarse woody debris decomposition documented over 65 years on southern Vancouver Island[J]. *Can J For Res*, 28, 788—793.
- Swift M J, Heal O W, Anderson J M. 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems[M]. Berkeley, Calif, University of California Press.
- Tang XL(唐旭利), Zhou GY(周国逸), Zhou X(周霞), et al. 2003. Coarse woody debris in Dinghushan Nature Reserve(鼎湖山季风常绿阔叶林粗死木质残体残体的研究)[J]. *Acta Phytocol Sin*(植物生态学报), 27, 484—489.
- Yin X. 1999. The decay of forest woody debris: numerical modeling and implications based on some 300 data cases from North America[J]. *Oecologia*, 121, 81—98.
- Zhu JL(朱检林), Ma XG(马兴国), Xiao WL(肖维良). 1985. The transformation test of the termite to some main woods in Dinghushan(鼎湖山白蚁对几种主要木材转化试验)[J]. *J Trop Subtrop Bot*(热带亚热带森林生态系统研究), 3, 81—93.