

杉木和米槠细根混合分解及其养分释放

林成芳^{1,2}, 杨玉盛^{2,*}, 郭剑芬², 谢锦升², 赵月彩²

(1. 北京师范大学资源学院, 北京 100875; 2. 湿润亚热带生态-地理过程省部共建教育部重点实验室, 福州 350007)

摘要:在福建省建瓯万木林自然保护区,选取针叶树种杉木(*Cunninghamia lanceolata*, CUL)细根和常绿阔叶树种米槠(*Castanopsis carlesii*, CAC)细根,采用网袋法进行了为期 720d 细根(分 0—1mm、1—2mm 两个径级)单独分解(在各自细根的起源林分)和混合分解(分别在杉木林和米槠林)干重损失及其养分释放动态的研究。结果表明:杉木和米槠细根混合分解前期(0—270d)曾对干重损失起促进作用,而之后(270—720d),细根混合起了抑制作用。分解过程中的养分释放与干重损失有所不同,混合分解前期(0—360d)出现过促进作用,分解后期(360—720d),除 1—2mm 径级混合细根 P 的释放既没有促进也没有抑制作用外,均表现为养分释放的抑制作用。细根混合分解过程中干重损失和养分释放速率变化与分解者生物群落有很大关系。

关键词:杉木;米槠;细根;混合分解;养分释放

Decomposition dynamics and nutrient release of mixed fineroots of *Castanopsis carlesii* and *Cunninghamia lanceolata*

LIN Chengfang^{1,2}, YANG Yusheng^{2,*}, GUO Jianfen², XIE Jinsheng², ZHAO Yuecai²

1 College of Resources and Technology, Beijing Normal University, Beijing 1000875, China

2 Key Laboratory of Humid Sub-tropical Eco-geographic Process of Ministry of Education, Fuzhou 350007, China

Abstract: In natural reserve of Jianou, Fujian, fine roots of *Castanopsis carlesii* and *Cunninghamia lanceolata* were selected and categorized into 0—1mm and 1—2mm size classes in diameter to study their mass loss and nutrient release in decomposition by litterbag experiment with mono-specific and mixed litter in both *C. carlesii* and *C. lanceolata* stands for 720 d. At the initial phase (0—270 d) of decomposition, a synergistic effect of root mixtures on the mass loss was observed. However, an antagonistic effect dominated at the late phase (270—720 d) of decomposition. The pattern of nutrient release differed from that of mass loss in the decomposition. In the initial phase (0—360 d) of mixed decomposition, a synergistic effect was shown for the release of N, P and K, while an antagonistic effect for the release of N, K in the later phase (360—720 d) except for P which showed a neutral effect. The effect of fineroot mixture on mass loss and nutrient release could be closely related with the dynamics of soil decomposer community, which necessitates the further investigation.

Key Words: *Castanopsis carlesii*; *Cunninghamia lanceolata*; fine root; mixed decomposition; nutrient release

森林生态系统中,由于每年从外部输入的植物生长必需的养分通常较少,立地生长力的维持主要依赖于凋落物的分解把束缚在有机质里的养分以矿质形态释放出来,循环利用^[1-2]。过去进行的大量的分解试验主要是针对单个树种的,这种单物种的研究无法体现真实生态系统里的分解过程^[3-6]。近年来研究者开始特别关注不同物种或同一物种不同基因型凋落物分解中的相互作用^[7-11],为了表征分解中相互作用的效应,进行

基金项目:福建省重点学科资助项目;国家自然科学基金资助项目(40771069 和 40435014)

收稿日期:2008-11-17; **修订日期:**2009-05-22

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: geoyys@fjnu.edu.cn

凋落物混合分解研究时,常以不同凋落物单独分解值的均值作为预测值,与混合分解的观测值进行比较以检验混合分解的效果^[3,12-17]。此外,植物根凋落死亡后也是以混合物的形式分解,为生态系统养分循环做出巨大的贡献,但对其研究很少,导致难以对混合分解做出更为一般性的描述^[7]。

杉木多代连栽导致杉木人工林生态系统出现比较严重的地力衰退的问题,一直备受关注,主要源于其凋落物品质较低,难以分解导致养分循环较慢^[18]。我国南方树种丰富,人们利用这个有利条件尝试选择不同树种(特别是阔叶树)与杉木搭配构建合理人工林群落,期待通过改变凋落物的组成、数量和质量,促进凋落物分解和养分循环^[11]。已有研究者用传统的凋落袋法探讨了杉木与阔叶树种凋落叶的混合分解,寻找解决杉木凋落物分解难的途径^[3,18,11],结果表明针阔混交是个有效的办法。细根也是杉木林凋落物的重要组成部分,其死亡分解提供的养分在总的养分归还中占有重要的比例^[19],但与阔叶树细根混合分解尚未见报道。本文选择常绿阔叶树种米槠与针叶树种杉木细根,研究其混合分解过程中干重损失和养分释放动态,以期为实现杉木人工林的可持续经营提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于福建建瓯市万木林自然保护区(27°03'N, 118°09'E),地处武夷山脉东南,鹫峰山脉西北;属中亚热带季风气候,年均气温 19.4℃,年均降水量 1731.4 mm,年均蒸发量 1466 mm,相对湿度 81%,全年无霜期达 277d;土壤为花岗岩发育的红壤。诸多植物群落共存于万木林自然保护区中,其中以樟科(*Lauraceae*)、木兰科(*Magnoliaceae*)、壳斗科(*Fagaceae*)、杜英科(*Elaeocarpaceae*)、山茶科(*Theaceae*)、冬青科(*Aquifoliaceae*)、山矾科(*Symplocaceae*)和金缕梅科(*Hamamelidaceae*)等为主。2005 年,分别在米槠和杉木林分中坡位置各建立 5 个 20m×20m 的标准地,概况如下:

(1)米槠群落 样地坡向 275°,平均坡度 15°,海拔 510m,土层深厚肥沃。乔木层主要由米槠(*Castanopsis carlesii*)、枫香(*Liquidambar formosana*)、丝栗栲(*Castanopsis fargesii*)、拉氏栲(*Castanopsis lamontii*)、木荷(*Schima superba*)、薄叶山矾(*Symplocos anomala*)、浙江桂(*Cinnamomum chekiangense*)及台湾冬青(*Ilex formosana*)组成,郁闭度为 0.8。其中米槠为建群种,树龄约 120a,树种组成约占 60%,浙江桂、木荷所占比例也较大。灌木层及更新层主要树种为光叶山矾(*Symplocos lancifolia*)、黄瑞木(*Adinandra millettii*)、山矾(*Symplocos paniculata*)、细枝柃(*Eurya loquaiana*)、台湾冬青、浙江桂、杜英(*Elaeocarpus decipiens*)等。而灌木层中沿海紫金牛(*Ardisia punctata*)最多,其次为杜茎山(*Maesa japonica*)、狗骨柴(*Tricalysia dubia*)。草本层主要由狗脊蕨(*Woodwardia japonica*)、草珊瑚(*Sarcandra glabra*)等组成。

(2)杉木 样地坡向 300°,平均坡度 21°,海拔 350m,为 1969 年更新的人工林。树种单一,林分结构简单,郁闭度为 0.9。灌木层以杜茎山、狗骨柴为主。草本有狗脊蕨、草珊瑚等。不同林分的林分特征及土壤性质见表 1。

表 1 米槠和杉木林群落特征及立地土壤理化性质

Table 1 Forest characteristics and soil physicochemical properties of the study sites of *Castanopsis carlesii* (CAC) and *Cunninghamia lanceolata* (CUL)

林分特征 Forest characteristics			0—20cm 土壤理化性质 Physicochemical properties of 0—20cm soil layer				
森林类型 Forest type	平均树高 Mean tree height /m	平均胸径 Mean DBH /cm	容重 Bulk density /(g cm ⁻³)	有机碳 organic carbon /%	全 N Total nitrogen /(mg kg ⁻¹)	全 P Total phosphorous /(mg kg ⁻¹)	水解 N Water-dissolved nitrogen /(mg kg ⁻¹)
米槠 CAC	23	29.4	0.74	3.83	1.28	0.27	146.9
杉木 CUL	18	18.3	1.25	2.86	0.81	0.40	93.3

1.2 取样

在米槠和杉木林分中,采用挖掘法挖取细根,取回后用自来水冲洗,除去根系上附着的土壤,依据根的外

形、颜色、弹性、根皮与中柱分离的难易程度等区分死活细根,剔除灌木根和草根,沥干后摊开,自然风干 24h,分成 2 个径级(0—1mm,1—2mm)后分别混匀。

1.3 细根分解

选取大小 10cm × 10cm,网眼 0.1mm 的尼龙网袋。根据径级每袋放入相当于风干重 2.0 g 的细根(混合细根按 1:1 的比例放入杉木和米楮细根各 1.0g),于 2002 年 2 月封袋后平铺在地下 0—20cm 土层中。每种处理 30 袋样品,按上、中、下坡位布置(1:3:1)。回收时间为埋袋后 90、180、270、360、450、720d,每次取 5 袋,上、下坡位各取 1 袋,中坡取 3 袋。

按实验设计取回样品(置于 0.1mm 网筛中)用自来水快速洗涤,沥干,一部分样品 70℃ 烘干 48h,粉碎,分别过 0.1mm 筛和 0.25mm 筛用于化学物质组成(可萃取物、酸溶性物质、酸不溶性物质)及 C、N、P 的分析,另外一部分样品 80℃ 烘干至恒重,用 4 位数电子天平称重,用于计算细根损失率。

1.4 化学分析

采用 Elementar 元素分析仪(Elementar Vario EL III)测定根的 C 和 N 含量,P 用钼蓝比色法,K 用火焰光度计法,化学物质组分测定用有机质近似 C 组分分析法^[20-21]。

1.5 统计分析

利用 Excel 和 SPSS13.0 软件进行数据的统计分析。采用单因素方差分析(One-Way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)比较不同数据组间的差异(显著性为 $P < 0.05$)。网袋法细根干重损失率 = (细根初始干重 - 细根残留干重)/初始干重 × 100,细根分解速率用 Olson 指数模型计算: $X/X_0 = \exp(-kt)$,式中 X_0 为细根的初始重量, X 为时间 t 时细根残留干重, k 为分解常数。

杉木与米楮细根混合分解的干重和养分残留率预测值用下列式子计算^[3,22]:

$$\text{混合分解的预测值}(\%) = [M_1/(M_1 + M_2)] \times R_1 + [M_2/(M_1 + M_2)] \times R_2 \quad (1)$$

式中, R_1, R_2 分别是杉木与米楮细根单独分解时的干重残留率, M_1, M_2 是杉木与米楮细根混合时的初始干重。

根据混合凋落物重量及养分残留率实测值与预测值的比较结果,对杉木与米楮细根混合分解是否存在相互作用进行判断:

- (1) 若实测值与预测值无明显差异($P > 0.05$),则 A 与 B 之间无相互作用;
- (2) 若实测值显著($P < 0.05$)低于预测值,则 A 与 B 之间存在促进作用;
- (3) 若实测值显著($P < 0.05$)高于预测值,则 A 与 B 之间存在抑制作用。

2 结果与分析

2.1 杉木、米楮细根初始化学性质

从杉木和米楮细根化学性质分析表明,米楮细根中初始 N、P、K 浓度显著高于杉木细根($P < 0.05$),而以木质素为主的初始酸不溶性物质浓度、C/N、C/P、酸不溶性物质/N 和酸不溶性物质/P 均显著低于杉木细根($P < 0.05$);同一树种中不同径级细根化学性质也有明显的差异($P < 0.05$)(表 2)。

2.2 细根单独和混合分解干重损失与养分动态

2.2.1 细根分解干重损失

细根分解过程中,米楮两个径级细根分解较快,分解 360d 时 0—1mm 细根干重损失率达 74.2%,1—2mm 达 80.7%;杉木细根分解较慢,分解 360d 时 0—1mm 和 1—2mm 细根干重损失率分别达 54.8% 和 41.2%(图 1,表 3)。混合细根分解 360d 后,0—1mm 径级细根在杉木林和米楮林分解率分别为 58.7% 和 56.2%;1—2mm 径级细根的分别为 39.1% 和 44.3%,两个径级混合细根在不同林分下分解均没有显著差异($P > 0.05$)(图 1,表 3),但混合细根分解速率皆小于同径级米楮细根单独分解而与杉木细根单独分解没有显著差异($P > 0.05$)(图 1,表 3)。分解 720d 时,0—1mm 径级混合细根干重残留率大于同径级单独分解的米楮和杉木细根,而 1—2mm 径级混合细根与 0—1mm 径级混合细根的反相(图 1)。用 Olson 负指数方程可以很好地

模拟干重损失过程,0—1mm 径级细根年分解常数分别为米楮(0.0038) > 杉木(0.0024) > 混合(0.0015 在杉木林;0.0013 在米楮林);1—2mm 径级则是米楮(0.0059) > 混合(0.0011 在杉木林;0.0017 在米楮林) > 杉木(0.0010)(表 3)。

表 2 杉木和米楮细根初始化学性质

Table 2 Initial chemistry of *Castanopsis carlesii* and *Cunninghamia lanceolata*

细根类型 Root type		N /(g/kg)	P /(g/kg)	K /(g/kg)	可萃取物 Extractives/%	酸溶性物质 Acid-soluble/%
米楮 CAC	0—1mm	10.3a	1.94a	20.8a	42b	19b
	1—2mm	7.4b	1.87a	16.1b	43b	24a
杉木 CUL	0—1mm	5.1d	0.39b	6.2c	51a	11c
	1—2mm	6.0c	0.31c	5.2d	43b	11c

细根类型 Root type		酸不溶性物质 Acid-insoluble/%	C/N	C/P	酸不溶性物质/N Acid-insoluble/N	酸不溶性物质/P Acid-insoluble/P
米楮 CAC	0—1mm	40b	45d	239d	42b	20c
	1—2mm	33c	66c	262c	77a	18c
杉木 CUL	0—1mm	38b	95a	1249b	75a	62b
	1—2mm	46a	85b	1663a	75a	88a

同一列中不同小写字母代表平均值之间差异显著($P < 0.05$)

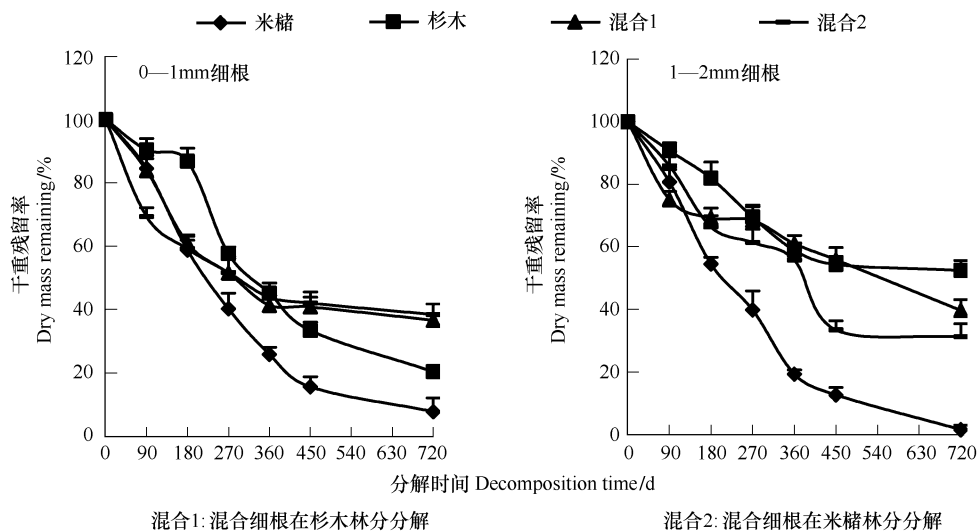


图 1 细根分解干重损失动态

Fig. 1 Percentage of dry-mass remaining over time in decomposing fine roots. Bars indicate standard error

2.2.2 混合分解的干重残留率预测值与实测值比较

米楮和杉木细根混合分解,0—1mm 径级细根分解 180d 时干重残留率预测值大于两个试验林分的实测值,360d 时干重残留率预测值小于实测值,混合细根在两个林分里分解仅在 90d 时出现显著差异($P < 0.05$),表明 0—1mm 径级细根混合分解初期有促进作用而后期却阻碍了解,混合细根分解后期没有受到不同林分的影响。1—2mm 径级细根混合分解 180d 干重残留率预测值与两个试验林分的实测值皆没有出现显著差异($P > 0.05$),180d 后预测值小于两个试验林分中分解的实测值,且其中在米楮林中的细根干重残留率小于杉木林中的,表明 1—2mm 径级细根混合分解后期也受到抑制的作用,但米楮林更有利于混合细根的分解(表 4)。

2.2.3 混合分解的 N、P、K 养分残留率预测值和实测值的比较

米楮和杉木细根混合分解过程中,N 的释放是个先富集后释放的过程。0—1mm 径级混合细根 270d 前

表 3 细根分解 1a 后干重损失率和分解常数

Table 3 Mass loss rate and decay constant (k) of fine roots after one year decay

细根处理 Treatments of fine root		试验林分 Experimental forest	分解常数 Decay constant/ <i>k</i>	<i>R</i> ²	年预期干 重损失率 Annual predicted mass loss/%	年观测干 重损失率 Annual observed mass loss/%	半分解时间 Half decay time/d	95% 分解时间 95% decay time/d
0—1mm	米楮 CAC	米楮林 CAC stand	0.0038	0.9833	72.6	74.2a	202	795
	杉木 CUL	杉木林 CUL stand	0.0024	0.9669	53.4	54.8b	329	1257
	混合 Mixed roots	杉木林 CUL stand	0.0015	0.8371	50.3	58.7b	356	1891
		米楮林 CAC stand	0.0013	0.8165	49.7	56.2b	356	2127
1—2mm	米楮 CAC	米楮 CAC stand	0.0059	0.9683	82.9	80.7 a	183	562
	杉木 CUL	杉木林 CUL stand	0.0010	0.8764	34.0	41.2b	598	2627
	混合 Mixed roots	杉木林 CUL stand	0.0011	0.9524	38.9	39.1b	544	2637
		米楮林 CAC stand	0.0017	0.9094	51.8	44.3 b	381	1736

同一列数值后有不同小写字母表示显著差异($P < 0.05$)

表 4 不同分解阶段混合细根干重残留率预测值和测定值比较

Table 4 Comparisons of predicted value and observed value of mass remaining rate in mixture treatments

处理 Treatment	试验林分 Experiment stand	分解天数 Decay time/d							
		0	90	180	270	360	450	720	
0—1mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100.0 ± 0.0	83.9 ± 3.7a	60.9 ± 2.6c	51.5 ± 5.3cd	41.3 ± 3.2c	40.8 ± 3.1b	36.6 ± 4.2a
		米楮林 CAC	100.0 ± 0.0	69.4 ± 2.8c	59.2 ± 3.9c	51.7 ± 4.5cd	43.8 ± 4.6c	42.0 ± 3.5b	38.4 ± 3.3a
	预测值/% Predicted value		100.0 ± 0.0	87.5 ± 4.0a	72.8 ± 3.6a	48.9 ± 3.5d	35.5 ± 2.7d	24.4 ± 3.0d	14.0 ± 4.1d
1—2mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100.0 ± 0.0	75.0 ± 2.6b	69.2 ± 3.1ab	68.4 ± 4.3a	60.9 ± 2.6a	55.8 ± 3.9a	39.6 ± 3.5a
		米楮林 CAC	100.0 ± 0.0	85.8 ± 4.5a	66.3 ± 3.6b	61.3 ± 4.3b	55.7 ± 5.3b	33.4 ± 2.9c	31.2 ± 2.2b
	预测值/% Predicted value		100.0 ± 0.0	85.7 ± 3.3a	68.2 ± 3.6ab	54.6 ± 5.0c	39.1 ± 1.8c	33.5 ± 2.5c	27.0 ± 2.3c

同一列数值后有不同小写字母表示显著差异($P < 0.05$)

在两个林分中都是 N 富集,预测值在此期间也是一个富集过程,360d 开始 N 的净释放,两个林分中的实测值没有显著差异($P > 0.05$),但此后预测值的残留率低于实测值,说明混合后期阻碍了 N 的释放。1—2mm 径级细根混合分解 N 的残留率在整个研究期内预测值始终小于两个试验林分中的实测值,720d 后两个林分中 N 的残留率实测值没有显著差异($P > 0.05$),说明混合分解对 N 释放起抑制作用(表 5)。

米楮和杉木细根混合分解过程中,P 呈现直接释放的格局。0—1mm 径级混合细根 P 的残留率预测值在 270d 后皆小于两个试验林分里的实测值,两个林分实测值没有显著差异($P > 0.05$)(表 6),说明混合分解后期抑制了 P 的释放。1—2mm 径级细根混合分解 P 的残留率预测值和两个林分实测值之间大小交互变化,但 720d 后二者没有显著差异($P > 0.05$)。

K 从分解开始就呈现直接释放的格局。0—1mm 径级米楮和杉木细根混合分解 360d 后在米楮林里 K 残留率大于在杉木林里的,但细根 K 残留率实测值都大于预测值;1—2mm 径级混合细根在分解 180d 后 K 的残

留率的实测值均大于预测值,360d 后杉木林细根分解残留率大于在米楮林里的。表明细根混合分解在两个林分中 K 释放速率不一样,但都表现出抑制作用(表 7)。

表 5 不同分解阶段细根分解 N 残留量占初始 N 量的百分率预测值和测定值比较

Table 5 Comparisons of predicted value and observed value of N remaining rate in mixture treatments

处理 Treatment		试验林分 Experiment stand	分解天数 Decay time/d						
			0	90	180	360	450	630	720
0—1mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100 ± 0.0	161.2 ± 7.0d	113.5 ± 5.3c	130.2 ± 6.6b	89.1 ± 5.8c	87.1 ± 5.9c	77.7 ± 4.2b
		米楮林 CAC	100 ± 0.0	108.7 ± 4.0e	119.3 ± 6.4c	115.6 ± 3.5c	97.3 ± 8.6c	89.1 ± 4.5c	78.5 ± 6.2b
	预测值/% Predicted value		100 ± 0.0	172.0 ± 7.1c	154.9 ± 5.1b	108.7 ± 6.3d	83.3 ± 5.3d	64.0 ± 4.3e	43.4 ± 5.1d
1—2mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100 ± 0.0	181.4 ± 7.0b	181.5 ± 6.5a	197.7 ± 3.4a	180.4 ± 4.3a	154.6 ± 8.4a	96.7 ± 5.3a
		米楮林 CAC	100 ± 0.0	247.6 ± 6.3a	175.8 ± 8.5a	137.1 ± 6.1b	156.3 ± 5.6b	96.4 ± 4.3b	96.2 ± 4.4a
	预测值/% Predicted value		100 ± 0.0	169.2 ± 5.5c	153.4 ± 6.3b	119.8 ± 5.2c	90.9 ± 8.2c	75.9 ± 4.8d	58.5 ± 5.2c

同一列数值后有不同小写字母的表示显著差异($P < 0.05$)

表 6 不同分解阶段细根分解 P 残留量占初始 P 量的百分率预测值和测定值比较

Table 6 Comparisons of predicted value and observed value of P remaining rate in mixture treatments

处理 Treatment		试验林分 Experiment stand	分解天数 Decay time/d						
			0	90	180	360	450	630	720
0—1mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100.0 ± 0.0	83.7 ± 5.6ab	60.6 ± 3.4a	47.3 ± 3.6b	33.5 ± 2.9c	30.6 ± 3.1b	24.0 ± 2.9a
		米楮林 CAC	100.0 ± 0.0	68.8 ± 5.3c	58.4 ± 4.4a	46.9 ± 5.2b	33.8 ± 2.1c	30.9 ± 3.0b	25.1 ± 2.4a
	预测值/% Predicted value		100.0 ± 0.0	78.6 ± 6.6b	62.0 ± 4.7a	41.1 ± 3.2c	29.6 ± 2.4d	20.2 ± 3.4c	10.0 ± 1.8b
1—2mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100.0 ± 0.0	67.3 ± 6.1c	54.2 ± 3.7b	50.7 ± 3.8ab	42.4 ± 3.1a	36.5 ± 3.6a	24.6 ± 3.3a
		米楮林 CAC	100.0 ± 0.0	88.3 ± 4.1a	63.4 ± 2.4a	53.2 ± 3.5a	45.2 ± 4.7a	24.9 ± 2.8c	22.0 ± 3.8a
	预测值/% Predicted value		100.0 ± 0.0	84.0 ± 8.3a	63.0 ± 5.1a	48.1 ± 4.0b	37.6 ± 2.8b	32.6 ± 4.2ab	26.0 ± 3.9a

同一列数值后有不同小写字母的表示显著差异($P < 0.05$)

3 讨论

3.1 干重损失

一般认为阔叶树种细根具有较高的养分浓度,较低的酸不溶性物质(木质素为主)浓度、C/N 和酸不溶性物质/N,而针叶树种正好相反,因此阔叶树种细根具有较快的分解速率^[23-25]。本研究选取的米楮细根分解速率(0—1mm 和 1—2mm 径级细根年分解常数分别为 0.0038 和 0.0059)较杉木细根(0—1mm 和 1—2mm 径级细根年分解常数分别为 0.0024 和 0.0010)为高,支持了这一结论(表 3)。

已报道的一些凋落物混合分解研究发现,当凋落物的养分浓度存在差异时,混合物的分解要比预想的快^[14,16],而且这种分解的促进效应大小与凋落物初始 N、P 浓度的差异大小有关^[26]。本研究将较高品质、较快分解的米楮细根和较低品质、较慢分解的杉木细根(杉木和米楮细根初始化学性质见表 2)进行混合分解,结果显示在 0—1mm 径级细根混合分解过程中出现过干重残留率实测值小于预测值的阶段(表 4),意味着这个时期混合处理促进了细根的分解,但在研究期末(720d 后),混合细根分解显著慢于杉木和米楮细根单独分

解($P < 0.05$)。Hansen 等的研究也发现在混合分解的不同时期出现类似的促进和抑制效应,但其中的原因尚不清楚^[27]。1—2mm 径级混合细根分解慢于米楮细根单独分解而快于杉木细根单独分解,但都小于由两种细根单独分解计算的分解速率预测值(图 1,表 4),这表明对 0—1mm 径级细根来说,混合处理对两种细根分解最后都起到抑制作用;而就 1—2mm 径级细根而言,由于试验设计无法区分混合分解后杉木和米楮细根各自的干重损失率,不能判断混合处理抑制了哪种细根的分解,但根据与预测值的比较(表 4),确定混合处理抑制了杉木和米楮混合细根总体的分解。

表 7 不同分解阶段细根分解 K 残留量占初始 K 量的百分率预测值和实测值比较

Table 7 Comparisons of predicted value and observed value of K remaining rate in mixture treatments

处理 Treatment		试验林分 Experiment stand	分解天数 Decay time/d						
			0	90	180	360	450	630	720
0—1mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100.0 ± 0.0	52.4 ± 4.3b	31.6 ± 3.6b	21.5 ± 2.1b	14.3 ± 1.6c	11.6 ± 1.1c	8.5 ± 1.7c
		米楮林 CAC	100.0 ± 0.0	42.3 ± 3.3c	28.2 ± 2.3b	23.2 ± 3.2b	18.3 ± 1.5b	15.5 ± 1.5b	13.3 ± 1.0b
	预测值/% Predicted value		100.0 ± 0.0	55.6 ± 5.3b	31.1 ± 3.0b	19.2 ± 2.8b	12.9 ± 1.8c	6.0 ± 0.8d	2.7 ± 0.4e
1—2mm	实测值/% Observed value	杉木林 CUL	100.0 ± 0.0	52.6 ± 4.1b	41.1 ± 4.1a	38.7 ± 3.2a	33.3 ± 3.5a	26.9 ± 1.5a	17.6 ± 1.2a
		米楮林 CAC	100.0 ± 0.0	63.3 ± 6.2a	40.9 ± 4.0a	35.7 ± 3.6a	30.6 ± 3.8a	16.7 ± 1.4b	13.7 ± 1.1b
	预测值/% Predicted value		100.0 ± 0.0	58.4 ± 5.4ab	30.5 ± 3.6b	22.7 ± 3.1b	13.8 ± 1.1c	11.3 ± 0.9c	5.6 ± 0.7d

同一列数值后有不同小写字母的表示显著差异($P < 0.05$)

在杉木和阔叶树种凋落叶混合分解研究中,林开敏等发现杉木叶和不同比例的楠木(*Phoeba bournei*)叶混合分解促进效应随楠木叶比例的增大而增大^[11];廖利平等报道杉木与火力楠(*Michelia macclurei* var. *sublanaea*)、桫欏(*Alnus cremastogyne*)凋落叶混合时分解速率有较强的促进作用,且促进作用的强弱与阔叶树凋落叶初始 N 含量有一定的正相关关系^[3]。他们把混合分解的促进效应归因于:养分含量高的凋落物为养分含量低的凋落物分解提供所需养分;不同质地的凋落物混合为分解者创造更为有利的微环境;混合凋落物的水分吸附特征得到改善;不同质地的凋落物之间形成“菌丝桥”有利于养分的传输以改善质地较差凋落物的营养状况,加速其分解速率。但廖利平等的研究又指出,杉木和红栲(*Castanopsis hystrix*)、樟树(*Cinnamomum camphora*)、刺楸(*Kalopanax pictus*)、木荷(*Schima superba*)叶凋落物混合分解时不存在相互作用或相互作用很小^[3]。当木质素较高的北美黄松(*Pseudotsuga menziesii*)与木质素浓度较低的阔叶树白杨(*Populus tremuloides*)混合分解,也没有产生预想的促进效应,反而与化学性质相近的柔枝松(*Pinus flexilis*)混合产生了较强的促进效应^[9]。此外,在荷兰,Hoorens 等收集两个生态系统共 35 种初始化学性质变化幅度不同的凋落物进行混合分解研究,认为参与混合分解的凋落物初始化学性质的差异不是预测混合分解效应的良好指标^[4]。

凋落物分解快慢受控于气候、底物质量和分解者群落的相互作用^[7],不同凋落物混合改变了自身的物理和化学性质,使分解的微环境更为复杂^[28]。而且,不同分解者生物群落在混合分解中有发生非同步变化的可能,如 Blair 等发现细菌、真菌和小型节肢动物在凋落物混合后数量下降,唯有线虫的数量增加^[29]。因此,研究者试图从混合物中分解者的丰富度和多样性^[29]或物理性质的改变^[30]与分解速率的相关关系中揭示凋落物混合分解的机理。如,肖慈英等对松、栎纯林及混交林凋落物分解特性研究中发现松、栎混交林中混合凋落物分解 3 个类群(细菌、放线菌和真菌)的微生物数量是松林的 4—5 倍,并认为这是混交林凋落物分解速率大于松林凋落物分解的重要原因^[31,11]。Zhang 等对甜槠(*Castanopsis eyrei*)和马尾松(*Pinus massoniana*)凋落物的混合分解研究发现,不同处理的凋落物分解速率与真菌的香农-威娜指数正相关^[6]。Kaneko 和 Salamanca

对日本红松(*Pinus densiflora*)针叶、橡树(*Quercus serrata*)叶和山白竹(*Sasa veitchii*)叶混合分解的研究发现土壤动物丰度随分解进程逐渐降低是由于混合凋落物异质性的不断降低。

本研究中,杉木和米楮细根混合分解初期有促进作用而后期为抑制作用,可能是由于混合初期改变了其物理性质,异质性增强,从而提高分解者群落的活性和多样性;而在分解后期,由于分解过程中的粉碎和压实作用,使混合物原本更高的异质性逐渐降低,从而降低分解者群落的活性和多样性。另外,针叶林凋落物中含有较多的单宁、脂肪等物质^[31],单宁等物质易与蛋白质形成难分解的络合物,这些难分解的物质可以在凋落物间传递,使微生物需要的 N 有效性降低,结果降低了混合凋落物总体的分解速率^[32,4]。再者,土壤分解者群落也有其自身的取食偏好,假设其被提供了两种质量不同的食物资源 A 和 B, A 比 B 更美味,消费者会显示对 A 的更快的取食速率,但是当消费者无可选择时,才转向对 B 的取食,因而导致混合分解速率小于期望的分解速率^[33]。本实验把较高品质的米楮细根与较低品质的杉木细根混合,可能会造成土壤分解者群落对高质量的米楮细根的争夺而忽略了杉木细根,从而降低了混合物整体的分解速率。

3.2 养分释放

凋落物分解干重损失与养分释放存在密切联系,而并不完全相同^[34],混合凋落物的分解也是如此^[29,35,12]。但混合分解的养分释放比较复杂,会出现不同凋落物之间的相互作用,养分会沿着浓度梯度传输^[12-13]。本研究仅对混合分解养分释放实测值和预测值做了比较,发现米楮和杉木细根的混合分解中, N、K 的释放受到了抑制; P 的释放出现过促进的时期,但研究期末表现为抑制或没有显著作用。如果要了解混合分解中凋落物养分相互作用和释放的变化情况,需要更为精密的实验设计以区分混合物中不同凋落物的分解。

4 结论

杉木和米楮细根混合分解初期有一定的促进作用而后期抑制了干重损失和养分释放,分解过程中物理性质的改变导致分解者生物群落的变化是可能的主要原因。要判断米楮是否适合作为杉木的混交树种来改善杉木人工林生态系统的养分循环,还需要结合地上部分凋落物的混合分解实验,这有待将来的深入研究。

未来的细根混合分解研究,应通过设计合理的试验,观测分解过程中的微生物、土壤动物的多样性和丰富度的变化以及凋落物混合后物理性质的改变和分解者群落的相互关系以揭示混合分解的机理。

References:

- [1] Aber J D, Melillo J M. Terrestrial ecosystems. Philadelphia, PA :Saunders College Publishing,1991.
- [2] Schweitzer J A, Bailey J K, Hart S C, Whitham T G. Nonadditive effects of mixing cottonwood genotypes on litter decomposition and nutrient dynamics. Ecology, 2005, 86:2834-2840.
- [3] Liao L P, Ma Y Q, Wang S L, Gao H, Yu X J. Decomposition of leaf litter of Chinese fir in mixture with major associated broad-leaved plantation species. Acta Phytocotologica Sinica,2000, 24(1)27-33.
- [4] Hoorens B, Aerts R, Stroetenga M. Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition?. Oecologia, 2003,137:578-586.
- [5] Ganjgunte G K, Condon L M, Clinton P W, Davis M R. Effects of mixing radiata pine needles and understory litters on decomposition and nutrients release. Biology Fertility of Soils, 2005,41: 310-319.
- [6] Zhang P, Tian X J, He X B, Song F Q, Ren L I, Jiang P. Effect of litter quality on its decomposition in broadleaf and coniferous forest. European Journal Soil Biology, 2008,44:392-399.
- [7] Gartner T B, Cardon Z G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter. Oikos, 2004,104:230-246.
- [8] Li Q L, Moorhead D L, DeForest J L, Henderson R, Chen J Q, Jensen R. Mixed litter decomposition in a mahaged Missouri Ozark forset ecosystem. Forest Ecology and Management, 2009, 257:688-694.
- [9] Samantha K, Chapman, George W K, What type of diversity yields synergy during mixed litter decomposition in a natural forest ecosystem? Plant Soil, 2007, 299:153-162.
- [10] Lin K M, Hong W, Yu X T, Huang B L. Decomposition interaction of mixed litter between Chinese fir and various accompanying plant species. Chinese Journal of Applied Ecology, 2001, 12(3):321-325.
- [11] Lin K M, Zhang Z Q, Cao G Q, He Z M, Ma X Q. Decomposition characteristics and its nutrient dynamics of leaf litter mixtures of both Chinese fir and *Phoebe bournei*. Acta Ecologica Sinica, 2006,26(8):2733-2738.
- [12] Briones M J I, Ineson P. Decomposition of Eucalyptus leaves in litter mixtures. Soil Biology and Biochemistry, 1996,28: 1381-1388.

- [13] McTiernan K B, Ineson P, Coward P A. Respiration and nutrient release from tree leaf litter mixtures. *Oikos*, 1997, 78:527-538.
- [14] Wardle D A, Bonner K I, Nicholson K S. Biodiversity and plant litter: experimental evidence which does not support the view that enhanced species richness improves ecosystem function. *Oikos*, 1997, 79:247-258.
- [15] Robinson C H, Kirkham J B, Littlewood R. Decomposition of root mixtures from high arctic plants: a microcosm study. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31:1101-1108.
- [16] Quested H M, Press M C, Callaghan T V, Cornelissen J H C. The hemiparasitic angiosperm *Bartsia alpina* has the potential to accelerate decomposition in subarctic communities. *Oecologia*, 2002, 130:88-95.
- [17] Smith V C, Bradford M A. Do non-additive effects on decomposition in litter-mix experiments result from differences in resource quality between litters?. *Oikos*, 2003, 102:235-243.
- [18] Yang Y S, Chen G S, Guo J F, He Z M, Chen Y X. Litter decomposition and nutrient release in a mixed forest of *Cunninghamia lanceolata* and *Tsoongiodendron odorum*. *Acta Phytocotologica Sinica*, 2002, 26(3):275-282.
- [19] Yang Y S, Chen G S, He Z M, Chen Y X, Guo J F. Production, distribution and nutrient release of fine roots in a mixed and a pure forest in subtropical China. *Chinese Journal of Applied Environment Biology*, 2002, 8(3):223-233.
- [20] Ryan M G, Melillo J M, Ricca A. A comparison of methods for determining proximate carbon fractions of forest litter. *Canadian Journal of Forestry Research*, 1990, 20:166-171.
- [21] Hendricks J J, Wilson C A, Boring L R. Foliar litter position and decomposition in a fire-maintained longleaf pine-wiregrass ecosystem. *Canadian Journal of Forestry Research*, 2002, 32: 928-941.
- [22] Chapman S K, Koch G W. What type of diversity yields synergy during mixed litter decomposition in a natural forest ecosystem? *Plant Soil*, 2007, 299:153-162.
- [23] Chen J L, Xu X J, Jiang Z L, Zhang W Z, Zhang J Y, Jia Y Z. Studies on the Turnover of Fine Roots in the Secondary Oak Forest of Kongqing Hill. *Journal of Nanjing Forestry University*, 1999, 23(1):6-10.
- [24] Silver W L, Miya R K. Global patterns in root decomposition: comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 2001, 129: 407-419.
- [25] Yang Y S, Chen G S, Lin P, Huang R Z, Chen Y X, He Z M. Fine root distribution, seasonal pattern and production in a native forest and monoculture plantations in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(9): 1719-1730.
- [26] Liu P, Sun O J, Huang J H, Li L H, Han X G. Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China. *Biology Fertility of Soils*, 2007, 44:211-216.
- [27] Hansen R A., Coleman D C. Litter complexity and composition are determinants of the diversity and species composition of oribatid mites (Acari: Oribatida) in litterbags. *Applied Soil Ecology*, 1998, 9: 17-23.
- [28] Kaneko N, Salamanca E F. Mixed leaf litter effects on decomposition rates and soil microarthropod communities in an oak-pine stand in Japan. *Ecology Research*, 1999, 14: 131-138.
- [29] Blair J M, Parmelee R W, Beare M H. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities in single and mixed species foliar litter. *Ecology*, 1990, 71:1976-1985.
- [30] Taylor B R, Parsons W F J, Parkinson D. Decomposition of *Populus tremuloides* leaf litter accelerated by addition of *Alnus crispa* litter. *Canadian Journal of Forestry Research*, 1989, 19:674-679.
- [31] Xiao C Y, Huang Q C, Ruan H H. Characteristics of decomposition of litter from pine, oak and pine-oak mixed forests. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(5):763-767.
- [32] Hättenschwiler S, Vitousek P M. The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Trends Ecology Evolution*, 2000, 15:238-243.
- [33] Swan C M, Palmer M A. Preferential feeding by an aquatic consumer mediates non-additive decomposition of speciose leaf litter. *Oecologia*, 2006, 149: 107-114.
- [34] Ayres E, Dromph K M, Bardgett R D. Do plant species encourage soil biota that specialise in the rapid decomposition of their litter? *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38: 183-186.
- [35] Mudrick D A, Hoosein M, Hicks R R Jr, Townsend E C. Decomposition of leaf litter in an Appalachian forest: effects of leaf species, aspect, slope position and time. *Forest Ecology and Management*, 1994, 68: 231-250.

参考文献:

- [3] 廖利平, 马越强, 汪思龙, 高洪, 于小军. 杉木与主要阔叶造林树种叶凋落物的混合分解. *植物生态学报*, 2000, 24(1):27-33.
- [10] 林开敏, 洪伟, 俞新妥, 黄宝龙. 杉木与伴生植物凋落物混合分解的相互作用研究. *应用生态学报*, 2001, 12(3):321-32.
- [11] 林开敏, 章志琴, 曹光球, 何宗明, 马祥庆. 杉木与楠木叶凋落物混合分解及其养分动态. *生态学报*, 2006, 26(8):2733-2738.
- [18] 杨玉盛, 陈光水, 郭剑芬, 何宗明, 陈银秀. 杉木观光木混交林凋落物分解及养分释放的研究. *植物生态学报*, 2002, 26(3):275-282.
- [19] 杨玉盛, 陈光水, 何宗明, 陈银秀, 郭剑芬. 杉木观光木混交林和杉木纯林群落细根生产力、分布及养分归还. *应用与环境生物学报*, 2002, 8(3):223-233.
- [23] 陈金林, 许新健, 姜志林, 张武兆, 张井义, 贾永正. 空青山次生栎林细根周转. *南京林业大学学报*, 1999, 23(1):6-10.