

DOI: 10.13332/j.cnki.jbfu.2014.06.020

红松、蒙古栎和色木槭凋落物混合分解研究

张 琴¹ 林天喜² 王贵春² 孙国文² 范秀华¹

(1 北京林业大学理学院 2 吉林省蛟河林业实验区管理局)

摘要: 以位于中国东北吉林蛟河的天然红松阔叶林森林生态系统为研究对象,针对其中主要树种的凋落物分解速率和分解过程研究中的几个关键问题进行了探讨。研究内容包括该生态系统中常见的红松、蒙古栎和色木槭的凋落物的分解速率,在分解过程中的养分动态和凋落物的混合效应及其机制等。本研究使用的具体方法为凋落物降解袋法。结果表明:1) 凋落物中各种营养元素的初始含量差异显著,其中初始氮、磷含量与凋落物的分解速率呈正相关。2) 不同树种凋落物的失重率之间差异显著,且均随时间进程增大,但是和时间不成线性关系。3) 在整个分解进程中,凋落物的分解速率开始时明显升高,中后期以后逐渐平稳。4) 单一凋落物分解中,阔叶凋落物的分解速率高于针叶的分解速率。5) 395 d的分解进程中,有机碳(C)、全氮(N)、全磷(P)、全钾(K)含量呈动态变化,N和P均表现出富集现象,N在短期富集后强烈释放;C和K表现为净释放;C/N持续下降。6) 红松-蒙古栎和红松-色木槭混合凋落物对分解速率产生显著的混合效应;混合凋落物对分解过程中的养分动态,尤其是P和N元素具有显著的混合效应,而混合效应的方向(正或负)和强度是十分复杂的;混合效应是否能发生及其发生的方向主要是由组分凋落物的特点来决定的。

关键词: 凋落物分解; 混合效应; 分解速率; 营养动态

中图分类号: S718.55 文献标志码: A 文章编号: 1000-1522(2014)06-0106-06

ZHANG Qin¹; LIN Tian-xi²; WANG Gui-chun²; SUN Guo-wen²; FAN Xiu-hua¹. **Decomposition of mixed litter of *Pinus koraiensis*, *Quercus mongolica* and *Acer mono*.** *Journal of Beijing Forestry University*(2014) 36(6) 106-111 [Ch 25 ref.]

1 Faculty of Science, Beijing Forestry University, 100083, P. R. China;

2 Jiaohe Forestry Administration of Experimental Area, Jilin, 132517, P. R. China.

This paper is aimed to study several key problems about the rate and process of litter decomposition of several main tree species in the natural Korean pine-broadleaved forest ecosystem in Jiaohe, Jilin of China. The research contents include the decomposition rates, nutrient dynamics, mixed effects and mechanism of mixed effects in litters of several common plant species (*Pinus koraiensis*, *Quercus mongolica* and *Acer mono*). The research method was litter bag burying. The results were: 1) The initial concentrations of nutrients in the litters varied significantly, and the initial concentrations of nitrogen (N) and phosphorus (P) were significantly and positively correlated with the decomposition rate. 2) The ratios of mass loss among the litters of different tree species varied significantly, and the variance increased over time, but not followed the linear pattern. 3) The decomposition rates of litters increased at first phase of whole decomposition process, then became steady after middle phase. 4) The decomposition rates of broadleaved tree species were higher than those of conifer if considering the decomposition of a single litter. 5) During the 395 days decomposition, the concentrations of organic carbon (C), total N and P, and total potassium (K) showed the changes dynamically. Both N and P were accumulated, but N released remarkably after short-term accumulation; The C and K had net release; the ratio of C to N decreased continuously. 6) There were great mixed effects in the

收稿日期: 2014-04-10 修回日期: 2014-08-19

基金项目: “十二五”国家科技支撑计划项目(2012BAD22B0203、2012BAC01B03)、北京市共建项目“天然林生物多样性保护技术与杨树抗逆机理研究”(2012)、北京市科技创新基地培育与发展工程专项(Z141105004414013)。

第一作者: 张琴。主要研究方向: 植物生理生态。Email: jidazhangqin@126.com 地址: 100083 北京市清华东路35号北京林业大学理学院。

责任作者: 范秀华 教授。主要研究方向: 植物生理生态。Email: blfanxh@bjfu.edu.cn 地址: 同上。

本刊网址: <http://journal.bjfu.edu.cn>

decomposition rates of litter mixtures of *Pinus koraiensis*-*Quercus mongolica* and *Quercus mongolica*-*Acer mono*, also the same mixed effects to the nutrient dynamics during the decomposition process, especially for N and P, however the modes (positive or negative) of mixed effects and strengths were extremely complex. Whether or not mixed effects occurred and which mode mixture effect is in were determined by the characteristics of composed litters.

Key words litter decomposition; mixing effects; decomposition rate; nutrient dynamics

森林凋落物是森林生态系统中生产者的光合作用产物的一部分,也是森林归还养分的一个主要途径^[1]。有关凋落物分解的研究,国外已经有很长的历史,可以追溯至20世纪20年代,而我国对凋落物分解的研究相对较晚,大约始于20世纪80年代。过去研究凋落物分解时往往只针对单一树种,而近年来国内外学者对凋落物混合分解的研究逐渐重视,开展了不同树种叶凋落物混合分解的相互作用形式和程度研究,进一步揭示混交树种的种间关系^[2-8]。

当不同种类的凋落物混合时,凋落物分解的物理和化学环境将随之改变^[9],而且由于淋溶或微生物的作用,养分或某些次生代谢物质可能在凋落物间发生转移,进而影响分解者的丰度和活性^[10-11]。这些变化可能导致分解过程中凋落物间产生混合效应,形成非加和的协同或拮抗反应,并使混合凋落物的分解偏离了基于单种分解预测的结果。当混合凋落物的实际分解速率和养分释放高于通过基于单个物种结果所预测的期望值时,混合效应表现为协同效应;反之,则为拮抗效应。Gartner等^[12]发现前人对混合凋落物的研究中,出现非加和作用的比例高达67%,且其中一半左右发生了协同效应;同时,76%的混合凋落物在分解过程中表现出非加和性的养分动态。

随着人类活动的加剧,物种多样性锐减,混合凋落物的分解也开始受到更多学者的重视。然而,国外的相关研究集中于国外热带或亚热带森林生态系统^[13],对温带森林系统尤其是红松阔叶林生态系统的关注很少;国内关于此方面的研究也仅见于对杉木与常见阔叶树种叶片混合凋落物的研究^[14],以及对热带亚热带森林凋落物交互分解的养分动态研究和对草地生态系统不同植物及其不同器官混合凋落物分解的研究^[15-16],诸如混合效应的形成机制等科学问题还没有得到解决。因此,本研究以吉林蛟河天然针阔叶混交林中3个优势树种为对象,通过野外实验测定了单种凋落物及其等比混合组合为期395 d的分解动态,旨在揭示天然针阔混交林生态系统中凋落物多样性对分解过程的影响机制。

1 实验地自然概况与研究方法

1.1 实验地自然概况

研究区位于吉林省蛟河林业实验区管理局林场内,地理坐标为127°44′~127°44′E、43°57′~43°58′N,海拔459~517 m。该区域属于受季风影响的温带大陆性山地气候,年平均气温为3.8℃,最热月7月平均气温为21.7℃,最冷月1月平均气温为-18.6℃。年降水量为700~800 mm。土壤为山地暗棕色森林土壤,土层平均厚度为20~90 cm,土壤形态有层次分化,富含有机质。林分为受人为干扰较小的阔叶红松林。

实验区原始植被属于北温带植物区系的针阔混交林,植物种类多样,分布复杂。乔木树种主要包括红松(*Pinus koraiensis*)、紫椴(*Tilia amurensis*)、胡桃楸(*Juglans mandshurica*)、色木槭(*Acer mono*)、蒙古栎(*Quercus mongolica*)、水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)、白桦(*Betula platyphylla*)、大青杨(*Populus ussuriensis*)等。草本层高10~80 cm,局部地段成小集群生长,主要种类有苔草(*Carex* spp.)、蚊子草(*Filipendula* sp.)、山茄子(*Brachybotrys paridiformis*)、小叶芹(*Aegopodium alpestre*)、延胡索(*Corydalis yanhusuo*)、荷青花(*Hylomecon japonica*)、水金凤(*Impatiens nolitangere*)、北重楼(*Paris verticillata*)、东北百合(*Lilium distichum*)和蕨类(*Adiantum* spp.)等^[17]。实验地面积为40 hm²,实验选取的3个主要树种的量特征见表1。

表1 3个研究树种的量特征

Tab. 1 Quantity characteristics of three studied species

树种	多度	重要值
色木槭	1 283	22.06
红松	220	10.21
蒙古栎	117	3.57

1.2 材料与方法

2011年9—10月,在研究区内针阔混交林中随机收集红松、蒙古栎和色木槭自然掉落的当年凋落物。将收集到的凋落物阴干后按物种进行分类,置于烘箱中在65℃条件下烘干至恒质量备用。

实验设计包括3个单一分解处理(作为对照): 单种红松凋落物(10.00 g)、单种蒙古栎凋落物(10.00 g)和单种色木槭凋落物(10.00 g); 3个等量混合分解处理: 红松凋落物(5.00 g)-蒙古栎凋落物(5.00 g)、红松凋落物(5.00 g)-色木槭凋落物(5.00 g)和蒙古栎凋落物(5.00 g)-色木槭凋落物(5.00 g)。将上述样品分别装入10 cm × 20 cm 孔径为1 mm 的尼龙网袋中, 每种凋落物分装36个分解袋。另取不同处理的凋落物样品, 测定凋落物化学成分的初始含量。2012年6月在研究林中随机设置3个平行实验小样地, 将装有各树种凋落物样品的分解袋同时放回取样地内, 每个实验小样地中每个树种放置12袋凋落物。放置分解袋时手工去除土壤表层凋落物, 让分解袋内凋落物贴近土壤表面, 尽量模拟凋落物分解的自然情况。

2012年6、8、10月和2013年7月, 定期从每个小样地收集3袋样品, 取回后仔细除净表面的泥沙和侵入袋内的植物根系, 于65℃烘干至恒质量, 以确保取样时气候对凋落物含水率没有影响。测定剩余凋落物的质量后粉碎并过100目筛, 进行C、N、P、K含量的测定。凋落物养分测定方法: C用重铬酸钾-硫酸氧化法测定, 全N用凯氏定氮法测定, P用硫酸高氯酸消煮-钼锑抗分光光度法测定, K用硫酸高氯酸消煮-火焰分光光度法测定。每个样品重复测定3次。

1.3 数据统计与分析方法

为反映凋落物的损失情况, 采用剩余率表示分解过程中质量和元素含量变化。质量剩余率和养分剩余率分别为分解后凋落物质量和养分剩余量占初始量的百分率。

混合凋落物的期望质量剩余率和期望养分剩余率的计算方法如下:

$$\text{期望质量剩余率} = \frac{\sum_{i=1}^n M_i MR_i}{\sum_{i=1}^n M_i} \times 100\%$$

$$\text{期望养分剩余率} = \frac{\sum_{i=1}^n N_i NR_i}{\sum_{i=1}^n N_i} \times 100\%$$

式中: i 为混合凋落物组分的种类, $i=1, 2, \dots, n$; M_i 、 N_i 为 i 组分在初始混合凋落物中的质量和养分含量, %; MR_i 和 NR_i 表示同一样方中 i 组分单一凋落物的质量剩余率和养分剩余率, %。本研究中混合凋落物中分别含有2个树种的凋落物, 因此 $n=2$ 。

采用单因素方差分析检测混合凋落物的实测质量剩余率和养分剩余率是否与期望值存在显著差异。若实测值与期望值差异显著 ($P < 0.05$), 则表示混合凋落物各组分间具有显著混合效应; 若实测值大于期望值, 则混合效应为正, 反之则为负。若总体方差分析差异显著, 则利用多重比较法(LSD) 比较不同凋落物种类之间的差异显著性。

2 结果与分析

2.1 单种凋落物与混合凋落物分解的干质量动态变化

分析3种单种凋落物和3种混合凋落物连续395 d的分解动态, 发现不同凋落物的分解速率明显不同(表2)。凋落物分解过程中, 色木槭单种凋落物分解速率最快, 其次为蒙古栎-色木槭混合凋落物, 红松单种凋落物的分解速率则最慢。不同处理方式下凋落物质量减少率分别为: 红松 78.0%、蒙古栎 62.9%、色木槭 53.3%、红松-蒙古栎 66.7%、红松-色木槭 61.5%、蒙古栎-色木槭 58.3%。

表2 不同处理类型凋落物分解过程中剩余率变化

Tab. 2 Change of mass remaining percentage during decomposition process of litters of the six treatments %

凋落物类型	不同时间收集的凋落物的剩余率				
	0 d	30 d	72 d	120 d	395 d
红松	100.00	94.8 ± 2.13a	86.1 ± 1.91a	78.0 ± 3.78a	52.4 ± 2.43a
蒙古栎	100.00	81.0 ± 3.62c	66.8 ± 3.78bc	62.9 ± 2.14c	41.4 ± 1.85b
色木槭	100.00	72.5 ± 1.88d	59.9 ± 2.79d	53.3 ± 3.63d	22.6 ± 3.15d
红松-蒙古栎	100.00	86.0 ± 4.17b	69.8 ± 0.93b	66.7 ± 4.09b	40.3 ± 4.09b
红松-色木槭	100.00	82.2 ± 1.03b	72.7 ± 3.65b	61.5 ± 1.63c	32.9 ± 1.46c
蒙古栎-色木槭	100.00	78.3 ± 2.73c	65.7 ± 1.63c	58.3 ± 1.94c	31.8 ± 1.93c

注: 表中数据为平均值 ± 标准误差 ($n=3$); 不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。下同。

比较混合凋落物的实测质量剩余率和根据组成凋落物单独分解计算得出的期望质量剩余率, 发现经过395 d分解后红松-蒙古栎混合凋落物、红松-色木槭混合凋落物的实测值分别比对应期望值低

5.4%和6.4%; 混合后的分解速率高于各自单独分解速率, 因此这2种组合出现了分解促进效应。蒙古栎-色木槭混合凋落物的实测值与期望值没有显著差异, 因此不存在显著的混合效应(表3)。

表 3 混合凋落物的实测质量剩余率和期望质量剩余率
Tab. 3 Observed and expected mass remaining percentage of different litter mixing combinations

凋落物类型	最终剩余率/%		混合效应
	实测值	期望值	
红松-蒙古栎	40.3 ± 4.09b	46.9 ± 2.96a	-
红松-色木槭	32.9 ± 1.63b	37.5 ± 3.70a	-
蒙古栎-色木槭	31.8 ± 1.94a	32.0 ± 2.89a	ns

注“-”表示负的混合效应“ns”表示没有显著混合效应。

2.2 单种凋落物的初始化学组成

初始单种凋落物化学组成分析显示: 红松凋落物中 C 元素含量最高; 色木槭凋落物中 N 元素和 P 元素含量最高; 蒙古栎凋落物中 K 元素含量最高。

表 4 3 种单种凋落物的初始养分组成

Tab. 4 Initial nutrients of the three types of single litter

g·kg⁻¹

凋落物类型	C 含量	N 含量	C/N	P 含量	K 含量
红松	518.41 ± 44.52a	10.79 ± 2.15c	48/1a	0.79 ± 0.01b	1.51 ± 0.31c
蒙古栎	403.75 ± 26.62b	11.58 ± 3.22b	35/1b	0.62 ± 0.01c	2.13 ± 0.42a
色木槭	407.56 ± 22.43b	13.42 ± 4.39a	30/1c	1.03 ± 0.01a	1.84 ± 0.63b

表 5 单一树种凋落物中 4 种养分元素在不同取样时间的剩余率

Tab. 5 Mass remaining percentage of four nutrients in litter of a single species at different sampling time

%

元素	凋落物类型	不同时间收集的凋落物的养分剩余率				
		0 d	30 d	72 d	120 d	395 d
C	红松	100.00a	91.51 ± 3.61a	76.59 ± 5.37a	62.11 ± 4.57a	36.02 ± 4.46a
	蒙古栎	100.00a	75.83 ± 5.86b	60.03 ± 7.60b	46.09 ± 5.57b	31.18 ± 4.87b
	色木槭	100.00a	69.97 ± 4.32c	45.90 ± 5.86c	32.69 ± 3.29c	12.51 ± 6.83c
N	红松	100.00a	142.91 ± 7.43a	116.45 ± 5.86a	95.45 ± 5.72a	62.00 ± 5.67a
	蒙古栎	100.00a	103.45 ± 4.32b	83.05 ± 3.70b	63.66 ± 6.97b	42.93 ± 1.54b
	色木槭	100.00a	95.37 ± 1.82c	80.60 ± 9.57b	65.86 ± 7.96b	22.21 ± 4.70c
P	红松	100.00a	167.99 ± 1.94b	155.38 ± 10.59a	112.93 ± 3.66a	70.07 ± 4.78a
	蒙古栎	100.00a	155.16 ± 3.64c	142.24 ± 2.78b	85.44 ± 3.48b	48.37 ± 6.64b
	色木槭	100.00a	188.91 ± 6.29a	157.71 ± 6.93a	72.37 ± 6.82c	24.78 ± 3.64c
K	红松	100.00a	117.37 ± 5.78a	92.06 ± 2.17a	82.16 ± 1.26a	50.32 ± 3.63a
	蒙古栎	100.00a	117.43 ± 2.40a	75.17 ± 3.98b	61.29 ± 4.44b	37.64 ± 5.64b
	色木槭	100.00a	111.48 ± 5.35b	68.25 ± 8.42c	57.65 ± 8.42c	24.37 ± 7.92c

2.4 凋落物混合对分解过程中养分动态的影响

不同凋落物混合方式对凋落物分解过程中 N 元素释放的影响不同, 并且分解过程中这种影响的大小和方向随着分解时间的变化而变化(表 6)。分解 30 d 时混合凋落物的 N 元素实测值高于期望值, 表现为正向影响, 而且二者之间差异达到了显著水平 ($P < 0.05$)。因此, 混合凋落物在分解初期促进了混合凋落物中 N 元素的积累。分解 72 d 时混合

3 种凋落物 C/N 的大小顺序为: 红松 > 蒙古栎 > 色木槭(表 4)。

2.3 单种凋落物分解过程中的养分动态

分解 395 d 后 3 种单一凋落物中 C 元素都表现为净释放, 并且差异显著。红松凋落物中 N 元素前期有明显的积累现象, 蒙古栎凋落物中 N 元素初期处于固持状态至 30 d 后表现为释放, 色木槭则表现为净释放。由于 C 元素一直处于净释放状态, 分解初期 C/N 有一个升高的过程。3 种凋落物中 P 元素和 K 元素在分解初期均有一段积累时期, 中后期表现为净释放, 其中红松的积累期最长(表 5)。最终 4 种营养元素的释放程度大小顺序均为: 色木槭 > 蒙古栎 > 红松。

凋落物中 N 元素实测值显著低于期望值, 表现为负向影响, 其中红松-蒙古栎混合凋落物中 N 元素剩余率比期望值低 4.41%。分解中后期不同凋落物混合方式对 N 元素释放的影响也不同, 红松-蒙古栎混合凋落物显著促进了 N 元素释放, 而红松-色木槭混合凋落物和蒙古栎-色木槭混合凋落物对 N 元素释放没有显著影响。

凋落物分解混合效应对分解过程中 P 元素释

放的影响,在不同分解阶段表现不同,但基本表现为初期积累、中期释放较快而后期释放减缓的趋势,总体上凋落物混合对P元素动态的影响比N元素更为显著(表6)。凋落物分解30 d时3种混合凋落物中P元素剩余率均显著高于期望值($P < 0.05$)。红松-蒙古栎、红松-色木槭和蒙古栎-色木槭混合凋落物中P元素实测值比期望值分别高10.55%、11.25%和14.12%,且蒙古栎-色木槭混合凋落物

中P元素释放程度最大。凋落物分解395 d时3种混合凋落物中P元素剩余率的实测值与期望值没有显著差异,P元素释放速度显著减缓。

在整个分解过程中,凋落物混合方式对C元素含量和K元素含量没有显著影响,二者均保持正常速度和方向平稳释放。C/N在前期有一定程度降低,后期随着N元素释放加快,C/N则逐渐升高(表6)。

表6 混合凋落物中C、N、P、K元素实测剩余率与期望剩余率
Tab. 6 Observed and expected C, N, P, K remaining percentage in litter mixtures %

元素	凋落物类型	项目	不同时间收集的凋落物的养分剩余率				
			0 d	30 d	72 d	120 d	395 d
C	红松-蒙古栎	期望值	100.00a	83.67 ± 2.14a	68.31 ± 2.16a	54.10 ± 3.57a	33.60 ± 4.06a
		实测值	100.00a	84.06 ± 3.26a	67.34 ± 3.20a	52.78 ± 3.09a	30.21 ± 3.51b
	红松-色木槭	期望值	100.00a	80.74 ± 3.55a	61.24 ± 2.44a	47.40 ± 3.17a	24.27 ± 4.34a
		实测值	100.00a	82.10 ± 3.24a	62.31 ± 1.09a	45.20 ± 3.22a	22.03 ± 3.16b
	蒙古栎-色木槭	期望值	100.00a	72.90 ± 1.58a	52.97 ± 1.05a	39.39 ± 3.40a	21.85 ± 5.81a
		实测值	100.00a	75.31 ± 2.90a	52.04 ± 2.09a	38.56 ± 2.09a	20.93 ± 2.87a
N	红松-蒙古栎	期望值	100.00a	123.18 ± 3.09a	99.75 ± 1.77a	79.56 ± 3.72a	52.47 ± 4.07a
		实测值	100.00a	130.45 ± 2.77b	95.34 ± 3.02b	75.66 ± 3.28b	49.09 ± 4.21b
	红松-色木槭	期望值	100.00a	119.14 ± 2.66a	98.53 ± 2.51a	80.66 ± 4.07a	42.11 ± 1.54a
		实测值	100.00a	127.76 ± 5.34b	93.23 ± 3.20b	75.24 ± 2.40b	40.56 ± 3.22a
	蒙古栎-色木槭	期望值	100.00a	99.41 ± 4.12a	81.83 ± 4.16a	64.76 ± 2.94a	32.57 ± 2.50a
		实测值	100.00a	105.31 ± 2.09b	76.27 ± 3.07b	62.07 ± 2.10a	31.98 ± 3.77a
P	红松-蒙古栎	期望值	100.00a	161.58 ± 2.04a	148.81 ± 6.20a	99.19 ± 3.626a	59.22 ± 4.07a
		实测值	100.00a	178.63 ± 4.79b	135.66 ± 3.89b	95.63 ± 4.03b	60.22 ± 2.10a
	红松-色木槭	期望值	100.00a	178.45 ± 3.79a	156.55 ± 5.09a	92.65 ± 5.48a	47.43 ± 2.64a
		实测值	100.00a	198.53 ± 5.77b	149.27 ± 4.26b	88.98 ± 2.87b	45.98 ± 3.22a
	蒙古栎-色木槭	期望值	100.00a	172.04 ± 3.73a	149.98 ± 6.93a	78.91 ± 5.82a	36.56 ± 3.59a
		实测值	100.00a	196.34 ± 6.42b	142.77 ± 2.10b	73.55 ± 3.22b	35.72 ± 4.09a
K	红松-蒙古栎	期望值	100.00a	117.40 ± 2.08a	83.62 ± 3.17a	71.73 ± 4.21a	43.98 ± 3.66a
		实测值	100.00a	118.31 ± 2.34a	85.34 ± 3.89a	72.55 ± 3.12a	43.18 ± 3.02a
	红松-色木槭	期望值	100.00a	114.43 ± 4.670a	80.16 ± 3.04a	69.91 ± 2.43a	37.35 ± 2.64a
		实测值	100.00a	113.98 ± 2.66a	81.34 ± 1.66a	66.57 ± 3.90a	36.67 ± 2.20a
	蒙古栎-色木槭	期望值	100.00a	114.56 ± 3.76a	71.71 ± 5.44a	59.47 ± 5.92a	31.01 ± 5.03a
		实测值	100.00a	113.76 ± 2.10a	70.05 ± 3.71a	55.45 ± 2.58b	31.69 ± 3.02a

3 讨论与结论

3.1 凋落物质量对单种凋落物分解的影响

在相同环境条件下,凋落物质量是影响凋落物分解快慢的主要因子^[18-19]。高质量的凋落物通常具有较高的N含量和较低的C/N值,与低质量凋落物相比分解速率更快^[20]。6种处理的凋落物的N元素在分解初期表现为显著积累,分解中期表现为释放。红松-蒙古栎混合凋落物在分解后期仍有显著的N释放,而红松-色木槭和蒙古栎-色木槭的混合凋落物N释放趋于平稳。与之相比,P元素的变化动态更为显著,但基本表现为初期积累中期释放

较快而后期释放减缓的趋势。C含量和K含量对凋落物的分解速率没有显著影响。本研究中,3种单种凋落物的分解速率与它们的初始N含量呈显著正相关关系,表明吉林蛟河针阔混交林中凋落物分解速率在很大程度上受凋落物质量控制。

3.2 凋落物混合对凋落物分解和养分释放的影响

Shine等^[21]的室内控制实验表明,凋落物多样性对土壤微生物量和分解速率具有协同效应。当不同质量的凋落物混合分解时,较高质量的凋落物能促进较低质量的凋落物的分解^[22],其机制可能是营养元素的迁移能够缓和分解过程中养分对微生物的限制。同时Hector等^[23]也发现凋落物混合影响到

凋落物组成,但凋落物混合方式对分解微环境改变的影响更加显著。由此可见,影响混合效应的因素可能是多方面的。本研究的3种凋落物混合方式组合中,红松-蒙古栎和红松-色木槭混合凋落物均表现出明显的混合效应,而蒙古栎-色木槭混合凋落物的混合效应并不显著。

Blair等^[24]曾报道,凋落物混合并不影响凋落物的分解速率,但会显著加快N的释放。Zak等^[25]的研究进一步证实,植物多样性可以通过改变土壤微生物学过程来影响土壤N的矿化速率。本研究不仅在分解中期观测到了N元素释放的加快,同时还在几乎所有组合的不同分解阶段都观测到了P元素的释放或累积增加。这意味着凋落物的混合效应对N元素和P元素释放的影响大小与参与混合的凋落物的特征有较大关系,而P元素在凋落物分解过程中的释放对混合凋落物种类有显著响应。由于K元素多以游离状态存在,其释放更多地受到雨水等大尺度环境因子的影响,本研究中混合凋落物对K元素动态的影响不显著。

分解过程中养分动态比分解速率对凋落物混合的响应更为敏感,混合效应不仅影响养分元素的释放速率,也影响养分元素的释放模式,所以森林生态系统中植物多样性变化可能通过分解过程中养分释放影响生态系统的养分循环。然而,生态系统的物种组成与生态系统过程的关系十分复杂,未来凋落物分解研究中还需结合土壤微生物和环境因子的变化进一步阐述该区域凋落物混合效应的作用机制。

参 考 文 献

- [1] 王凤友. 森林凋落物量研究综述[J]. 生态学进展, 1989, 6(2): 82-98.
- [2] BRIONES M J, INESON P. Decomposition of eucalyptus leaves in litter mixture [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28(10/11): 1381-1388.
- [3] BERG B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils [J]. Forest Ecology and Management, 2000, 133: 13-22.
- [4] FYLES J W, FYLES L H. Interaction of Douglas fir with red alder and salal foliage litter during decomposition [J]. Canadian Journal of Forest Research, 1993, 23(3): 358-361.
- [5] 廖利平, 马越强, 汪思龙, 等. 杉木与主要阔叶造林树种凋落物的混合分解[J]. 植物生态学报, 2000, 24(1): 27-33.
- [6] 林开敏, 洪伟, 俞新妥, 等. 杉木与伴生植物凋落物混合分解的相互作用研究[J]. 应用生态学报, 2001, 12(3): 321-325.
- [7] 杨玉盛, 陈光水, 郭剑芬, 等. 杉木观光木混交林凋落物分解及养分释放的研究[J]. 植物生态学报, 2002, 26(3): 275-282.
- [8] LIU P, SUN O J, HUANG J, et al. Nonadditive effects of litter mixtures on decomposition and correlation with initial litter N and P concentrations in grassland plant species of northern China [J]. Biology and Fertility of Soils, 2007, 44: 211-216.
- [9] WARDLE D A, NILSSON M C, ZACKRISSON O, et al. Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2003, 35: 827-835.
- [10] HANSEN R A. Red oak litter promotes a microarthropod functional group that accelerates its decomposition [J]. Plant and Soil, 1999, 209: 37-45.
- [11] 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 [J]. Applied Soil Ecology, 1998, 9: 17-23.
- [12] GARTNER T B, GARDEN Z G. Decomposition dynamics in mixed-species leaf litter [J]. Oikos, 2004, 104: 230-246.
- [13] HÄTTEN S S, TIUNOV A V, SCHEU S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems [J]. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 2005, 36: 191-218.
- [14] 林开敏, 章志琴, 曹光球, 等. 杉木与楠木叶凋落物混合分解及其养分动态[J]. 生态学报, 2006, 26(8): 2732-2738.
- [15] 刘强, 彭少麟, 毕华等. 热带亚热带森林凋落物交互分解的养分动态[J]. 北京林业大学学报, 2005, 27(1): 24-27.
- [16] LIU P, HUANG J, HAN X, et al. Litter decomposition in semi-arid grassland of Inner Mongolia, China [J]. Rangeland Ecology and Management, 2009, 62: 305-313.
- [17] 杨松, 侯继华, 赵秀海, 等. 吉林蛟河天然阔叶红松林下5种灌木生物量估算模型[J]. 广东农业科学, 2013, 40(9): 36-41.
- [18] 杨万勤, 邓仁菊, 张健. 森林凋落物分解及其对全球气候变化的响应[J]. 应用生态学报, 2007, 18(22): 89-95.
- [19] MELILLO J M, ABER J D, MURATORE J F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics [J]. Ecology, 1982, 63: 621-626.
- [20] SANCHE F G. Loblolly pine needle decomposition and nutrient dynamics as affected by irrigation, fertilization, and substrate quality [J]. Forest Ecology and Management, 2001, 152: 85-96.
- [21] BRIDGETT R D, SHINE A. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1999, 31: 317-321.
- [22] 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 [J]. Oikos, 1997, 79: 247-258.
- [23] HETOR A, BEALE A J, MINNS A, et al. Consequences of the reduction of plant diversity for litter decomposition: effects through litter quality and microenvironment [J]. Oikos, 2000, 90: 357-371.
- [24] BLAIR J M, PARAMALEE R W, BEARE M H. Decay rates, nitrogen fluxes and decomposer communities of single and mixed species foliar litter [J]. Ecology, 1990, 71(5): 1976-1985.
- [25] ZAK D R, HOLMES W E, WHITE D C, et al. Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links [J]. Ecology, 2003, 84: 2042-2050.

(责任编辑 冯秀兰)