

DOI: 10.5846/201805261161

龙健, 赵畅, 张明江, 吴劲楠, 吴求生, 黄博聪, 张菊梅. 不同坡向凋落物分解对土壤微生物群落的影响. 生态学报, 2019, 39(8): - .
Long J, Zhao C, Zhang M J, Wu J N, Wu Q S, Huang B C Zhang J M. Effect of litter decomposition on soil microbes on different slopes. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(8): - .

不同坡向凋落物分解对土壤微生物群落的影响

龙 健*, 赵 畅, 张明江, 吴劲楠, 吴求生, 黄博聪, 张菊梅

贵州师范大学贵州省山地环境重点实验室, 贵阳 550001

摘要: 采用空间与时间序列并用的方法, 对贵州茂兰喀斯特森林阳坡和阴坡凋落物的分解特征及土壤微生物进行 1 年的野外调查和测定, 探讨凋落物分解规律及其对土壤微生物群落的影响。凋落物在分解 1 年后的质量损失率约为 72%, 在分解过程中的碳、磷元素表现为释放, 氮元素表现出富集; 土壤微生物各群落磷脂脂肪酸 (PLFA) 在分解过程中的平均含量表现为: 细菌 (149.8 nmol/g) > 放线菌 (63.9 nmol/g) > 真菌 (31.3 nmol/g), 阳坡和阴坡的微生物总 PLFA 在 180d (559.2 nmol/g) 和 360d (513.6 nmol/g) 的含量显著高于分解前; 随分解时间的增加, 阳坡细菌特征磷脂脂肪酸 18:1 ω 7c 的含量增加最大, 其次是 cy19:0 和真菌特征磷脂脂肪酸 18:1 ω 9c, 阴坡土壤微生物 PLFA 含量表现出减少的趋势, 细菌特征脂肪酸 18:1 ω 7c 减少量最大, 约 9.42 nmol/g, 其次是 i15:0 和真菌特征脂肪酸 18:1 ω 9c, 约减少 4.29—4.86 nmol/g; 凋落物养分释放特征与微生物群落间的 Spearman 相关分析表明, 真菌群落与碳元素释放率呈显著正相关关系, 细菌群落与凋落物碳、磷元素的释放呈极显著正相关关系, 且阳坡凋落物分解对微生物群落的影响高于阴坡。坡向和凋落物养分释放量对喀斯特森林凋落物的分解及土壤微生物群落的影响较显著, 特征磷脂脂肪酸 18:1 ω 7c、cy19:0、i15:0 和 18:1 ω 9c 对环境变化的响应较为敏感。

关键词: 凋落物分解; 微生物群落; 喀斯特森林; 坡向

Effect of litter decomposition on soil microbes on different slopes

LONG Jian*, ZHAO Chang, ZHANG Mingjiang, WU Jinnan, WU Qiusheng, HUANG Bocong, ZHANG Jvmei

Guizhou key laboratory of Mountain Environment, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China

Abstract: In this study, spatial and temporal methods were used to conduct field survey sampling and laboratory analysis of litterfall decomposition and soil microbe characteristics in the adret and ubac slopes of the karst forest ecosystem in Maolan, Guizhou. To provide a scientific basis for the monitoring of nutrient cycling and dynamic equilibrium in forest ecosystems, we systematically investigated the characteristics of litter decomposition and soil microbial communities in different slopes, and revealed the relationship between litter decomposition properties and soil microbial communities. We found that the mass loss rate of the litter in the decomposition bag during the 1-year decomposition period was approximately 72%. During the litter decomposition process, the carbon element was released and the total nitrogen content of the litter showed a tendency for enrichment. The total phospholipid fatty acid (PLFA) content in the adret and ubac slopes during litter decomposition was highest at 180 and 360 days, with values of 559.2 and 513.6 nmol/g, respectively. The content of the soil microbial community was in the order of Bacteria (149.8 nmol/g) > Actinomycetes (63.9 nmol/g) > Fungi (31.3 nmol/g). In the adret slope the bacterial characteristics of 18:1 ω 7c increased mostly after 360-days decomposition, followed by cy19:0, and the characteristic fungal PLFA 18:1 ω 9c compared to before the decomposition. The PLFA content in the ubac slope showed a decreasing trend. After decomposition of 360-days, the bacterial characteristic fatty acid 18:1 ω 7c exhibited the greatest decrease of approximately 9.42 nmol/g, followed by i15:0 and the fungal characteristic fatty acid 18:1 ω 9c, together

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41461072, 41601249, 41661045) 黔科合 [2018] 5609

收稿日期: 2018-05-26; 网络出版日期: 2018-00-00

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: longjian22@163.com

showing decreases of approximately 4.29—4.86 nmol/g compared to the decomposition of 90-days. Spearman analysis indicated that a positive correlation was found between the fungal community and the carbon release rate. Additionally, there was a significant positive correlation between the bacterial community and litter carbon and phosphorus release, and the effect of litter decomposition on the microbial community was greater in the adret than the ubac slope. Slope and litter nutrient release produced the most significant effects on litter decomposition and on the microbial community in the karst forest; moreover, the characteristic PLFAs 18:1 ω 7c, cy19:0, i15:0, and 18:1 ω 9c were observed to be the most sensitive to environmental changes.

Key Words: litter decomposition; microbial community; karst forest; slope

在森林生态系统中,凋落物的养分释放是以微小土壤动物和微生物作用为主的凋落物分解过程,经土壤动物、真菌、细菌、放线菌等分解者及各种酶系统的辅助下将复杂的有机化合物分解转化为简单的盐类分子和能被植物吸收的物质,对土壤质量的提高及森林生态系统的稳定都具有重要作用。土壤微生物是陆地生态系统的主要活性组分,在土壤有机质分解、养分循环和生态系统稳定中起着关键作用^[1]。对土壤微生物群落的研究多集中于不同植被类型或土地利用方式的群落结构变化、微生物活性及其多样性等^[2-3],例如,在温带草地生态系统中,土壤微生物分解活性、多样性及丰富度随植被多样性呈显著线性增加^[4];真菌磷脂脂肪酸(PLFA)含量在松林土壤显著高于其他植被类型(桦木、橡木、云杉)^[5]等。土层深度的增加导致土壤有机质含量降低,用于微生物代谢的物质来源减少,导致微生物生物量、活性及群落结构与表层土壤表现不同^[6]。地上植被类型、土壤环境等因素对土壤微生物的影响主要是由微生物能量来源的改变引起的,而凋落物分解是实现生态系统物质循环和能量流动的关键过程,因此,研究凋落物分解对土壤微生物群落的影响,更有助于对生态系统结构与功能相统一的分析。

现阶段,大量学者通过盆栽与分解袋相结合的控制实验、植物残体的添加和去除实验以及野外原位观测实验等对土壤微生物群落的响应进行研究^[7-9],主要侧重于土壤微生物群落的变化,而对凋落物分解过程中的质量损失、养分释放等与微生物群落之间关系的研究还较少。喀斯特地貌是我国四大生态环境脆弱区之一^[10],土壤浅薄不连续、岩石裸露率高,易渗漏和易临时性干旱等特点^[11],严重限制了植被的生长。贵州茂兰国家自然保护区保存着全球同纬度地带面积最大的原生性喀斯特森林^[12],对其生态系统中土壤微生物群落特性的研究多与不同植被类型、恢复方式的土壤理化性质相联系^[13-15]。因此,本研究对茂兰喀斯特森林不同坡向凋落物进行为期1年的模拟自然分解研究,提出如下问题:1)不同坡向的凋落物在分解过程中的质量损失和元素释放呈现何种规律?2)不同坡向的凋落物分解过程中微生物群落如何变化?3)坡向及凋落物分解对微生物群落的影响。

1 材料和方法

1.1 研究区和样地概况

研究区域位于贵州省黔南州茂兰国家级自然保护区内(107°52'10"—108°05'40" E, 25°09'20"—25°20'50" N),面积约221 km²,海拔范围为430—1078 m,具有典型的喀斯特峰丛漏斗和峰丛洼地地貌,如图1。该区年平均气温为15.3℃,相对湿度为83%,年均降雨量为1389.1 mm,全年日照时为1272.8 h,属于中亚热带湿润季风气候。样地设在该保护区内,土壤以碳酸盐岩发育的黑色或棕色石灰土为主,pH 5.86—7.26,土层浅薄,岩石裸露率高达80%,研究区域以常绿阔叶落叶植被为主,如青冈(*Quercus glauca*)、中华蚊母树(*Distylium chinense*)、圆果化香(*Platycarya longipe*)等,林下灌木有南天竹(*Nandina domestica*)、小叶柿(*Diospyros dumeforum*),草丛有长圆叶楼梯草(*Elatostema oblongifolium*)、石蒜(*Lycoris radiata*)、翠云草(*Selaginella uncinata*)等蕨类植物。

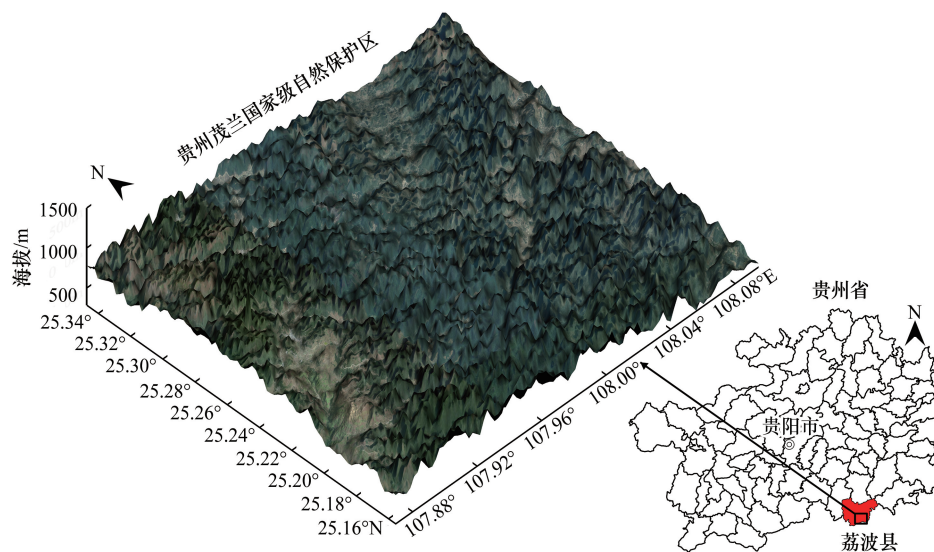


图 1 茂兰喀斯特森林地理地貌示意图

Fig.1 The geographical landscape map of Maolan Natural Reserve

1.2 实验设计

选取茂兰喀斯特核心区原生林立地条件基本一致的两种坡向(阳坡和阴坡),各坡向设置 3 块 20 m×20 m 的样地,共 6 块样地。于 2016 年 4 月,收集各样地内的混合凋落物共 1500 g,带回实验室烘干至恒重,分别称取 15 g 烘干凋落物装于大小为 15 cm×15 cm 的分解袋(孔径为 1 mm)内,并在 5 月份分别放置于各样地地表凋落物下层,让其自然分解,每个样地放置 12 个分解袋,共放置 3(重复)×3(样地)×4(采样次数)×2(坡向)=72 个分解袋,样地信息如表 1 所示。

表 1 样地基本特征

Table 1 Basic characteristics of sample plots

类型 Type	坡向 Slope aspect	坡度 Slope gradient	郁闭度/% Canopy density	平均树高/m Mean tree height	平均胸径/cm Mean DBH
阳坡 Adret	S194°	25°	85	18.2	17.3
阴坡 Ubac	N11°	23°	90	16.4	15.1

DBH: 胸径, Diameter at breast height

分别于凋落物分解第 90 天、180 天、270 天和 360 天后收集各坡向放置的分解袋,并在分解前期及分解过程中采用“A”字形采样法采集位于分解袋下方 0—10 cm 的土壤样品,每个样地重复 3 次,用于测定凋落物分解前后土壤微生物性质变化特征。将带回的分解凋落物清除杂根、泥土等,用去离子水清洗干净,烘至恒重(65℃,24 h),计算剩余质量干重及质量损失率,取部分样品剪碎过 2 mm 筛,用于养分测定;将采集的土壤除去枯枝落叶、石子等杂物后,分为 3 份,一份置于阴凉处自然风干,用于测定理化性质,一份过 2 mm 筛并置于-20℃环境中,用于微生物性质测定,剩余部分置于 4℃冰箱内,用于后期备用。所有样品 2 周内完成分析,土壤基本理化性质如表 2。

表 2 土壤基本性质

Table 2 Basic characteristics of soil in different slopes

类型 Type	TC/%	TN/%	TP/(g/kg)	C/N	pH
阳坡 Adret	9.15±1.61a	0.92±0.18a	0.9±0.39a	10.1±0.78a	7.26b
阴坡 Ubac	10.4±1.50b	1.0±0.14a	1.83±0.28b	10.5±0.59a	6.86a

TC: 全碳, Total carbon; TN: 全氮, Total nitrogen; TP: 全磷, Total phosphorus; C/N: 碳氮比值, Rate of carbon and nitrogen 小写字母表示不同坡向

土壤理化性质差异显著, $P < 0.05$, $n = 3$

1.3 样品测定

凋落物:全碳(TC)、全氮(TN)采用全自动碳氮分析仪(Vario III, Elementar, 德国)测定,全磷(TP)用硝酸-高氯酸消煮-钼锑抗比色法。

土壤:全碳(TC)、全氮(TN)用全自动碳氮分析仪(Vario III, Elementar, 德国)测定,全磷(TP)用硫酸-高氯酸消煮-钼锑抗比色法,pH 采用土水比为 1:2.5 的玻璃电极法测得。

土壤微生物:参考 Frostegard 等^[16]的磷脂脂肪酸(PLFA)分析法,主要过程包括土壤浸提、分离、提纯、萃取磷脂、酯化形成脂肪酸甲酯,正己烷溶解后用气相色谱仪(Agilent 6890 N, 美国)结合 MIDI 微生物识别系统(MIDI, Inc., Newark, DE)鉴定,i14:0、i15:0、i16:0、i17:0、a15:0、a17:0、16:1 ω 9c、16:1 ω 7c、18:1 ω 7c、18:1 ω 5c、cy17:0、cy19:0 指示细菌群落(Bacteria, B),18:1 ω 9c 和 18:2 ω 6,9c 指示真菌群落(Fungi, F),10Me-16:0、10Me-17:0、10Me-18:0 指示放线菌(actinomycetes, ACT)^[17]。

1.4 数据处理

凋落物质量损失率公式:

$$D_w = (\Delta M / M_0) \times 100\%$$

式中, D_w 表示一个分解期内凋落物的质量损失率(%), ΔM 表示一个分解期内凋落物分解袋内样品的损失质量(g), M_0 表示放置分解袋时样品质量(g)。

营养元素释放率公式:

$$E = [(e_0 - e) / e_0] \times 100\%$$

式中, E 表示一个分解期的凋落物元素释放率(%), e 表示一个分解期后凋落物的养分量(g), e_0 表示凋落物的初始养分量(g)。

所有数据处理和统计分析均基于 Excel 2003 和 SPSS 18.0 进行。差异显著性检验($P < 0.05$)采用 One-way ANOVA 和 LSD 法,通过 Spearman 相关分析确定土壤微生物群落组成与凋落物之间的关系。相关图例用 Origin 8.5 软件进行绘制,数据均为平均值 $\pm$ 标准差。

2 结果与分析

2.1 凋落物分解过程中的质量变化

凋落物分解剩余质量变化如图 2 所示,阳坡和阴坡分解袋内的凋落物剩余质量随分解时间的增加而减少,为期 360d 的分解后,凋落物剩余质量分别为 4.11 g 和 4.47 g,约损失了 73.3%—70.2%,且阳坡的凋落物质量损失率高于阴坡,分解 180d 后差异显著。阳坡和阴坡的凋落物均表现出在分解前 90d 的质量损失最大(损失约 4.87—5.34 g),分解前 180d 的质量损失约占总质量损失的 79%,而在 180—270d 的质量损失仅占 6.38%—9.56%。

2.2 凋落物分解过程中的养分变化

凋落物自然分解过程中,碳、氮、磷含量变化随分解时间表现不同(图 3)。凋落物全碳含量整体表现出释放模式,分解 1 年后的凋落物全碳含量与初始碳含量均表现为:阳坡>阴坡,阴坡凋落物全碳含量在分解过程中逐渐降低,而阳坡在分解 270d 最低(33.2%);凋落物全氮含量整体表现为富集,阴坡凋落物全氮含量随分解约增加 0.52%,阳坡凋落物在分解前 90d 逐渐降低,90—180d 逐渐增加至最大(2.81%),且高于阴坡,分解 360d 后的阳坡和阴坡凋落物全氮含量相差最大;C/N

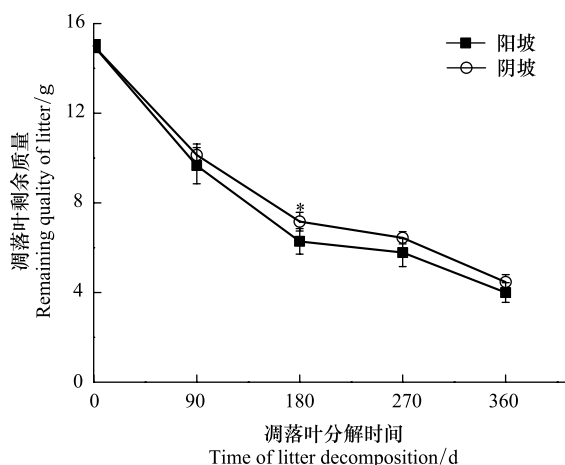


图 2 不同坡向凋落物在分解期间的剩余质量

Fig. 2 The remaining mass of litter during decomposition in different slopes

*, $P < 0.05$

比值逐渐降低,分解 1 年后阴坡凋落物 C/N 比值降低至 12.9,显著低于阳坡;凋落物全磷含量在分解过程中表现为逐渐释放,且阴坡>阳坡,变化趋势较为一致,阳坡和阴坡的凋落物全磷含量在分解 360d 后分别为 0.59 g/kg 和 1.09 g/kg。

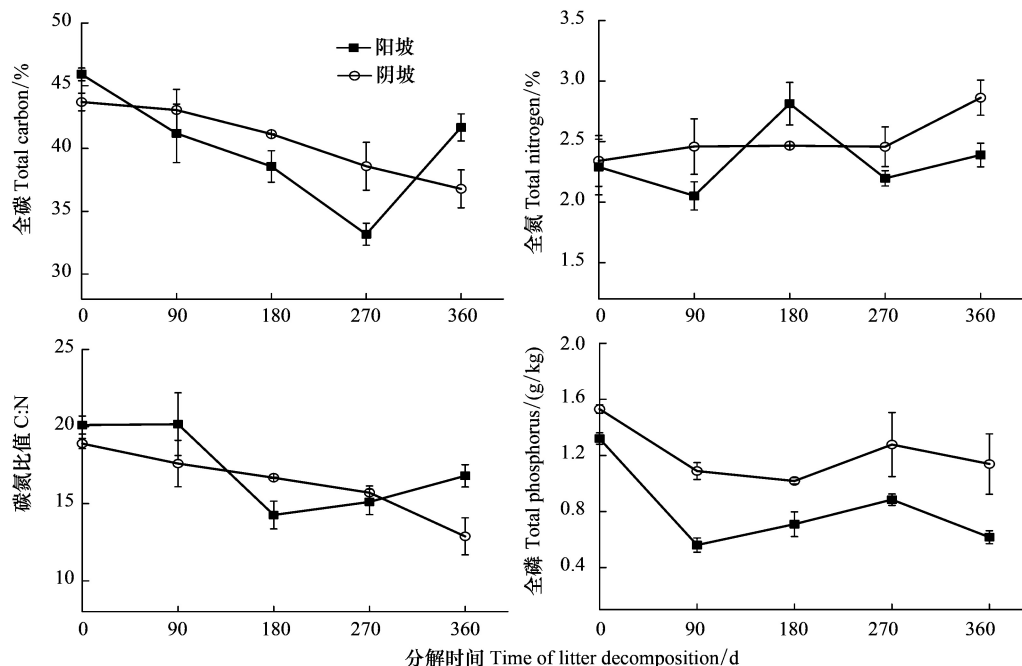


图 3 凋落物碳、氮、磷含量及 C/N 比值在分解过程中的变化

Fig.3 The content changes of litter Carbon, Nitrogen, Phosphorus and C/N rate during decomposition

凋落物在分解过程中的营养元素释放率如表 3 所示,凋落物氮元素表现为富集,而碳和磷元素表现为释放。阳坡凋落物碳元素在分解第 270 天时的释放率达到最大(27.7%),随后释放率在分解 360d 时降低至 9.19%,而阴坡凋落物碳元素释放率在 360d 时增加至最大(15.1%),阳坡凋落物氮元素分解在 360d 后的氮元素释放率达到最大(22.3%);凋落物磷含量在分解过程中表现为先释放后在分解 270—360d 逐渐富集,阳坡在分解 90d 时达到最高(57.6%)后逐渐降低,阴坡凋落物的磷元素在分解 180d 释放率最大(33.5%),均在分解 270d 的释放速率最低(33.1%,16.5%)。

表 3 凋落物在分解过程中的养分释放率

Table 3 The rate of litter nutrient release during decomposition

分解时间 Time of decomposition/d	$E_C/\%$		$E_N/\%$		$E_P/\%$	
	阳坡 Adret	阴坡 Ubac	阳坡 Adret	阴坡 Ubac	阳坡 Adret	阴坡 Ubac
90	10.2	3.63	10.4	-6.49	57.6	28.9
180	16.9	4.99	-24.4	-5.38	41.4	33.5
270	27.7	10.9	4.11	-4.99	33.1	16.5
360	9.19	15.1	-7.24	-22.3	54.9	28.5

E_C : 碳元素释放率, Carbon element release rate; E_N : 氮元素释放率, Nitrogen element release rate; E_P : 磷元素释放率, Phosphorus element release rate

2.3 土壤微生物含量及群落结构变化

不同坡向凋落物分解过程中土壤微生物的总 PLFA 和各群落 PLFA 含量如图 4、图 5 所示。分解前各坡向土壤微生物 PLFA 含量均无显著差异(图 4),总 PLFA 含量范围约为 136.9—161.6 nmol/g。随着凋落物的分解,土壤微生物总 PLFA 含量整体表现为增加,分解 180d 和 360d 的土壤微生物总磷脂脂肪酸含量表现较高,平均为 536.4 nmol/g;分解 90d、180d 和 360d 后土壤微生物总 PLFA 均表现为阳坡约高于阴坡 49.6—

81.5 nmol/g,而在分解 270d 的阴坡土壤微生物 PLFA 含量显著高于阳坡,约 196.4 nmol/g。

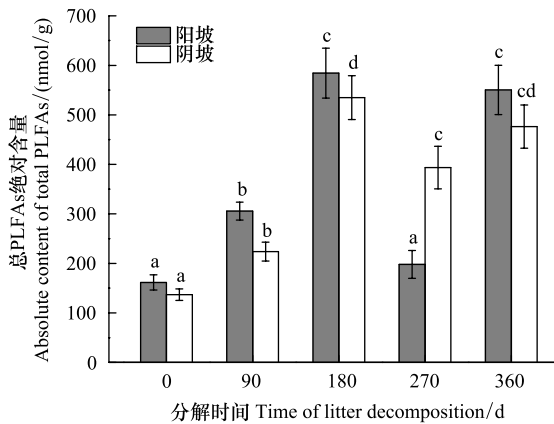


图4 土壤微生物 PLFA 总量

Fig.4 The total biomass of soil microbial PLFA

喀斯特区森林不同坡向的土壤微生物群落 PLFA 含量差异显著(图 5),且在凋落物分解过程中差异表现不同。分解前,细菌 PLFA 含量约为 54.1—63.8 nmol/g,真菌含量约为 17.9—24.7 nmol/g,放线菌含量约为 42.1—46.2 nmol/g。随着凋落物分解时间的增加,土壤微生物 PLFA 平均含量表现为:细菌(149.8 nmol/g)>放线菌(63.9 nmol/g)>真菌(31.3 nmol/g),凋落物的分解显著增加了微生物含量,其结构特征变化不显著。在凋落物分解前 90d、180d 和 360d 的细菌和真菌 PLFA 含量在阳坡高于阴坡,而在分解 270d 均低于阴坡,阳坡放线菌在分解 90d 和 180d 高于阴坡,在分解 360d 低于阴坡。

将分解 360d 分别与 180d 和 270d 的土壤微生物 PLFA(相对含量>2%)比较,发现 PLFA 含量在不同坡向以及不同分解期的变化差异较大。如图 6,阳坡凋落物在分解 270d 至 360d 的 PLFA 增加量显著高于分解 180d 的增加量,其中以阳坡环境下调落物分解 270d 至 360d 的细菌特征脂肪酸 18:1 ω 7c 含量增加最大,其次是 cy19:0 和真菌特征脂肪酸 18:1 ω 9c,阳坡环境下调落物分解 180d 至 360d 的磷脂脂肪酸含量增加最大的是真菌特征脂肪酸 18:1 ω 9c,约增加 5.53 nmol/g;阴坡磷脂脂肪酸含量在分解 180d 至 360d 表现为减少,其中以细菌特征脂肪酸 18:1 ω 7c 减少量最大,约减少 9.42 nmol/g,其次是 i15:0 和真菌特征脂肪酸 18:1 ω 9c,约减少 4.29—4.86 nmol/g;丛枝菌根真菌的特征脂肪酸 16:1 ω 5c 在阴坡凋落物分解 180d 至 360d 的含量表现为降低,而阳坡含量变化均为增加,且以分解 270d 至 360d 的增加量最大。

2.4 凋落物性质对微生物群落结构的影响

凋落物养分释放与微生物群落结构的关系如表 4 所示,整体来看,阳坡微生物群落结构对凋落物的碳氮

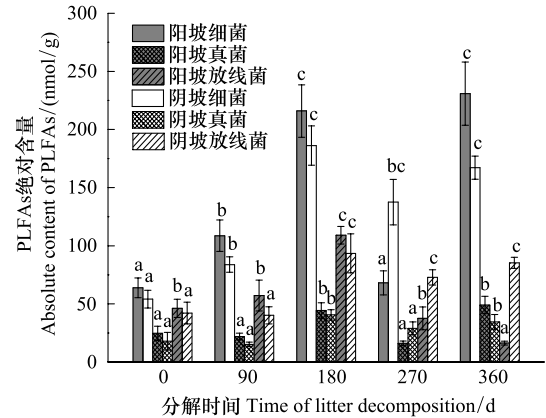


图5 土壤微生物群落 PLFA 含量

Fig.5 The content of soil microbial community PLFAs

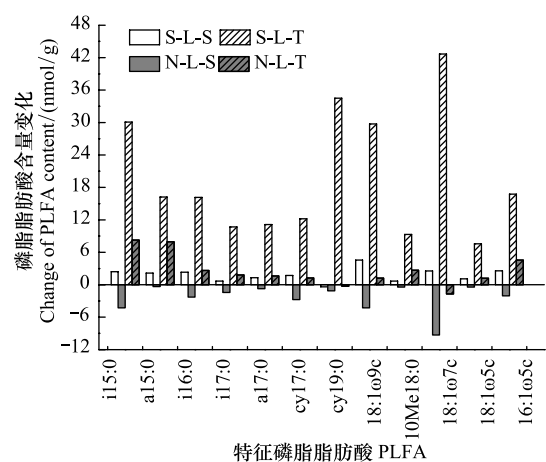


图6 土壤磷脂脂肪酸含量在分解过程中的变化

Fig.6 The change of soil PLFAs during the litter decomposition

S-L-S:阳坡土壤磷脂脂肪酸在凋落物分解 180d 至 360d 的含量变化,The changes of soil PLFAs from 180-day to 360-day during litter decomposition in adret;N-L-S:阴坡土壤磷脂脂肪酸在凋落物分解 180d 至 360d 的含量变化,The changes of soil PLFAs from 180-day to 360-day during litter decomposition in ubac;S-L-T:阳坡土壤磷脂脂肪酸在凋落物分解 270d 至 360d 的含量变化,The changes of soil PLFAs from 270-day to 360-day during litter decomposition in adret;N-L-T:阴坡土壤磷脂脂肪酸在凋落物分解 270d 至 360d 的含量变化,The changes of soil PLFAs from 270-day to 360-day during litter decomposition in ubac

磷元素释放率有较强的相关性。凋落物碳元素释放率与阳坡环境下的真菌及 F/B 比值具有显著正相关关系 ($P<0.05$), 与阴坡环境的细菌群落有显著负相关关系 ($P<0.05$); 凋落物氮元素释放率与阳坡环境的细菌群落呈极显著负相关关系 ($P<0.01$), 与阴坡细菌呈显著正相关关系 ($P<0.05$); 凋落物磷元素释放率与阳坡和阴坡环境的 F/B 均呈显著负相关关系 ($P<0.01$)。

表 4 凋落物性质与土壤微生物群落的 Spearman 相关性分析

Table 4 Spearman correlation analysis of litter property and soil microbial community

凋落物性质 Litter property	B		F		ACT		F/B	
	阳坡 Adret	阴坡 Ubac	阳坡 Adret	阴坡 Ubac	阳坡 Adret	阴坡 Ubac	阳坡 Adret	阴坡 Ubac
E_C	-0.266	-0.561 *	0.534 *	0.478	-0.078	-0.32	0.673 **	0.572 *
E_N	-0.604 **	0.547 *	-0.496	-0.455	0.284	0.412	0.203	-0.459

B: 细菌, Bacterial; F: 真菌, Fungal; ACT: 放线菌, Actinomycetes; F/B: 真菌与细菌比值, Rate of fungal and bacterial; *: $P<0.05$; **: $P<0.01$; n

= 3

3 结果与讨论

3.1 凋落物的分解特征

由于纬度地带性决定适于环境的植被类型及凋落物性质不同, 茂兰喀斯特原生林不同坡向的凋落物年质量损失率 (70.2%—73.3%), 显著高于温带兴安落叶松 (54.8%)^[18], 且气候暖湿期相对较长, 参与分解的微生物活性相对较强, 因此凋落物分解相对较快, 质量损失相对较大; 与北亚热带及亚热带森林地表凋落物年质量损失率 (40%—70%)^[19-20] 相似, 低于热带雨林和季雨林凋落物的年质量损失率 (>70%)^[21], 表明地带性差异引起的温度对凋落物分解的影响较大。普遍认为在温度为 3—25℃ 的范围内, 温度越高, 参与凋落物分解的微生物活性越强, 凋落物分解越快^[22]。本研究中的凋落物在分解 90d 及 360d 后分解速率相对较快, 很可能由于该时期的气温回升快且雨水增多, 与凋落物分解相关的几丁质酶、内切纤维素酶等随温度的升高而增加^[23], 降雨对凋落物具有一定的冲刷、粉碎作用, 且增加土壤湿度, 从而促进凋落物的分解。

凋落物的分解速率与自身碳、氮、磷元素的含量具有一定关系。在分解过程中, C/N 比的变化与碳含量较为相似, 均随分解时间的增加而降低, 主要与凋落物在分解过程中氮元素的积累有关。茂兰喀斯特原生林凋落物碳、磷含量随分解逐渐减少, 而氮含量逐渐升高, 与仲米财等^[24] 对同纬度低山地貌区的青冈、桤木、木荷、马尾松在分解过程中的元素含量变化较为一致, 可能由于地理位置的相近与相似, 且气候环境同属于亚热带湿润气候区, 对植被的生长及养分的吸收具有一定的趋同性, 且凋落物氮含量相对较高, C/N 比值相对较小, 凋落物分解速度相对加快, 更多的有效性养分进入土壤, 满足微生物在分解过程中对氮元素的需求, 从而提高土壤微生物活性; 茂兰喀斯特原生林凋落物营养元素初始含量相对高的在分解过程中易于释放, 初始含量相对低的元素在分解过程中更易于富集, 表明凋落物营养元素初始含量及分解环境等对分解过程中元素的释放与富集有显著的影响, 因此对生态系统脆弱的喀斯特区进行凋落物营养元素分析, 可以对该地区环境的变化和养分的循环进行分析与预测。

3.2 凋落物分解对土壤微生物的影响

凋落物的分解是由微生物主导的生物化学过程^[25], 凋落物营养元素含量、自身理化性质的差异, 对微生物数量及群落结构具有选择作用, 反之, 微生物的组成、代谢及活性的变化也会决定凋落物的分解速率和养分循环, 因此, 微生物群落对土壤环境、植被类型及气候变化等的响应较单纯的土壤理化性质、凋落物养分更敏感。茂兰喀斯特原生林土壤微生物总 PLFA 在凋落物分解期间显著高于凋落物分解前, 且在分解 180d 及 360d 的含量 (513.2—559.5 nmol/g) 显著高于分解前 90d 和 270d (264.8—295.6 nmol/g), 表明凋落物的加入为土壤微生物提供了丰富的能量来源, 提高其活性, 使含量增加。王巍巍等^[26] 对内蒙古科尔沁地区的樟子松人工林进行凋落物移除和加倍处理, 发现加倍处理的土壤微生物 PLFA 总量显著高于凋落物移除, 与本研究结果相似, 进一步证实凋落物对土壤微生物含量具有一定影响, 同时表明茂兰喀斯特原生林凋落物的添加及

初始养分含量对土壤微生物活性和含量具有一定的促进作用。在凋落物不同分解时期,微生物 PLFA 总量、细菌和真菌含量均表现出阳坡高于阴坡,同时研究发现阳坡凋落物分解速率高于阴坡,表明坡向对微生物也具有一定影响,可能主要由于坡向改变了研究区的微气候,决定了土壤对太阳辐射吸收量的大小,从而影响土壤含水量和土壤温度,进而影响土壤微生物含量及群落结构。

土壤微生物群落作为凋落物分解的参与者,同时又受到凋落物分解过程的影响。李亮等^[27]对乌兰布和沙区人工林土壤微生物的研究发现,在土壤 pH>8.5 的环境下土壤 3 大类微生物群落含量表现与本研究相似,而细菌百分含量(约 85%)显著高于本研究(约 35%),表明中性和微碱性土壤环境更适宜细菌和放线菌生长,抑制真菌的生长,本研究区的土壤 pH 在 5.3—7.2 范围内,偏酸性环境导致细菌含量相对较低。随着凋落物的分解,细菌相对丰度逐渐降低,真菌相对丰度逐渐升高,放线菌相对丰度变化不显著。真菌相对丰度与凋落物碳含量的相关性表明凋落物分解对真菌群落具有一定的影响,其本质主要是凋落物碳物质的分解与和真菌高度相关的纤维素酶和 β -葡萄糖苷酶有关决定的^[28]。随着凋落物分解,难分解物质如纤维素的比例逐渐增加,微生物能量来源减少,而对底物利用能力的不同,导致真菌相对丰度上升,细菌相对丰度降低^[29]。对森林不同坡向及坡位的土壤微生物的研究,发现海拔、坡向和植被类型等对微生物群落变化的影响较为显著,这主要由于土壤微生物群落的组成与土壤深度、温度和水分含量及养分来源等环境因素紧密相关^[30]。李珊珊等^[31]同样采用分解袋野外原位分解法,发现凋落物分解后的土壤真菌和细菌 PLFA 含量增加,影响微生物群落变化的主导因子是坡度、坡向和海拔等地形因素,其次是凋落物机制质量。罗媛媛等^[32]对常绿阔叶林木凋落叶的分解速率的研究发现,土壤动物尤其是弹尾目动物对凋落物木质纤维的破碎和取食有助于微生物对凋落物后期的分解。随着凋落物的分解,微生物各群落的表现不同,在土壤动物和微生物的相互作用下,茂兰喀斯特森林凋落物的年分解速率显著高于其他非喀斯特森林^[33]。

综合分析发现凋落物分解对土壤微生物的影响不仅是由于提供的可利用养分的变化导致的,还与分解过程中土壤环境的变化密切相关。凋落物初始养分含量及分解过程中养分的释放对土壤微生物的生长与分布具有一定的选择作用,凋落物碳氮比值低导致更易分解,向土壤输送大量有机碳,加之分解过程中温湿度的改变(增加),植被自身也因生长过程中由根系分泌丰富的有机物质,促进微生物的生长。真菌细菌比常用于反映分解过程中微生物群落结构的变化,也常被用于评价土壤生态系统的稳定性。较高的真菌细菌比值表明真菌生物量及真菌菌丝体增加,能够固定更多土壤养分,使土壤生态系统趋于稳定^[34]。本研究中随着分解的进行,真菌细菌比值逐渐减小,主要由于细菌生物量不断增加而真菌量变化不大,这可能与凋落物性质有关,含氮量高、碳氮比低的凋落物更利于细菌生长,表明喀斯特落阔叶混交林中参与凋落物分解的微生物以细菌为主。因此,对土壤微生物和凋落物分解关系的研究,为全面而准确地判断喀斯特区森林生态系统稳定性和可持续性提供可靠的基础理论。

4 结论

(1)凋落物年平均质量损失率约为 72%,且阳坡高于阴坡;凋落物分解过程中的磷元素的释放率显著高于碳元素,氮元素表现出富集的趋势;

(2)亚热带茂兰喀斯特区森林土壤微生物含量和群落结构在不同分解时期表现不同,凋落物分解显著改变了土壤微生物含量,细菌群落仍是该区土壤微生物的主要类群,其次是放线菌和真菌;土壤细菌特征磷脂脂肪酸 18:1 ω 7c、cy19:0、i15:0 和真菌特征磷脂脂肪酸 18:1 ω 9c 对环境变化具有一定的指示作用;

(3)凋落物在分解过程中真菌群落与碳元素释放率呈显著正相关关系,细菌群落与凋落物碳、磷元素的释放呈极显著正相关关系,且在阳坡的相关性高于阴坡;坡向及凋落物分解对喀斯特区土壤微生物群落具有显著的影响。

参考文献(References):

- [1] Li Y, Chen Y L, Li M, Lin X G, Liu R J. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi communities on soil quality and the growth of cucumber seedlings

- in a greenhouse soil of continuously planting cucumber. *Pedosphere*, 2012, 22(1): 79-87.
- [2] Ladygina N, Hedlund K. Plant species influence microbial diversity and carbon allocation in the rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*, 2010, 42(2): 162-168.
- [3] Frouz J, Toyota A, Mudrák O, Jílková V, Filipová A, Cajthaml T. Effects of soil substrate quality, microbial diversity and community composition on the plant community during primary succession. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 99: 75-84.
- [4] Liu Z F, Liu G H, Fu B J, Zheng X X. Relationship between plant species diversity and soil microbial functional diversity along a longitudinal gradient in temperate grasslands of Hulunbeir, Inner Mongolia, China. *Ecological Research*, 2008, 23(3): 511-518.
- [5] Zechmeister-Boltenstern S, Michel K, Pfeffer M. Soil microbial community structure in European forests in relation to forest type and atmospheric nitrogen deposition. *Plant and Soil*, 2011, 343(1/2): 37-50.
- [6] Sun B J, Jia S X, Zhang S X, McLaughlin N B, Zhang X P, Liang X P, Chen X W, Wei S C, Liu S Y. Tillage, seasonal and depths effects on soil microbial properties in black soil of Northeast China. *Soil and Tillage Research*, 2016, 155: 421-428.
- [7] 陈法霖, 张凯, 郑华, 林学强, 欧阳志云, 屠乃美. PCR-DGGE 技术解析针叶和阔叶凋落物混合分解对土壤微生物群落结构的影响. *应用与环境生物学报*, 2011, 17(2): 145-150.
- [8] 许湘琴, 林植华, 陈慧丽. 凋落物分解对土壤生物的影响. *生态学杂志*, 2011, 30(6): 1258-1264.
- [9] 万晓华, 黄志群, 何宗明, 余再鹏, 王民煌, 刘瑞强, 郑璐嘉. 改变碳输入对亚热带人工林土壤微生物生物量和群落组成的影响. *生态学报*, 2016, 36(12): 3582-3590.
- [10] 龙健, 邓启琼, 江新荣, 李阳兵, 姚斌. 贵州喀斯特石漠化地区土地利用方式对土壤质量恢复能力的影响. *生态学报*, 2005, 25(12): 3188-3195.
- [11] 王世杰, 李阳兵. 喀斯特石漠化研究存在的问题与发展趋势. *地球科学进展*, 2007, 22(6): 573-582.
- [12] 周政贤. 茂兰喀斯特森林科学考察集. 贵阳: 贵州人民出版社, 1987.
- [13] 龙健, 李娟, 江新荣, 黄昌勇. 贵州茂兰喀斯特森林土壤微生物活性的研究. *土壤学报*, 2004, 41(4): 597-602.
- [14] 张平究, 潘根兴. 不同恢复方式下退化岩溶山区土壤微生物特性. *水土保持学报*, 2011, 25(2): 189-193, 197-197.
- [15] 卢怡. 岩溶山区生态系统对土壤理化性质及土壤微生物特性的影响[D]. 贵阳: 贵州师范大学, 2017.
- [16] Frostegård A, Bååth E, Tunlio A. Shifts in the structure of soil microbial communities in limed forests as revealed by phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25(6): 723-730.
- [17] 桑昌鹏, 万晓华, 余再鹏, 王民煌, 林宇, 黄志群. 凋落物和根系去除对滨海沙地土壤微生物群落组成和功能的影响[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(4): 1184-1196.
- [18] 魏江生, 周梅, 赵鹏武, 景宇鹏, 刘星岑. 兴安落叶松林型对土壤氮素含量的影响. *干旱区资源与环境*, 2014, 28(7): 127-132.
- [19] 屠梦照, 姚文华, 翁轰, 李志安. 鼎湖山亚热带常绿阔叶林凋落物的特征. *土壤学报*, 1993, 30(1): 34-42.
- [20] 杨玉盛, 郭剑芬, 林鹏, 何宗明, 谢锦升, 陈光水. 格氏栲天然林与人工林枯枝落叶层碳库及养分库. *生态学报*, 2004, 24(2): 359-367.
- [21] Kavvadias V A, Alifragis D, Tsiontsis A, Brofas G, Stamatielos G. Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. *Forest Ecology and Management*, 2001, 144(1/3): 113-127.
- [22] 张东来, 毛子军, 张玲, 朱胜英. 森林凋落物分解过程中酶活性研究进展. *林业科学*, 2006, 42(1): 105-109.
- [23] 张鹏, 田兴军, 何兴兵, 宋富强, 任利利. 亚热带森林凋落物层土壤酶活性的季节动态. *生态环境学报*, 2007, 16(3): 1024-1029.
- [24] 仲米财, 王清奎, 高洪, 于小军. 中亚热带主要树种凋落叶在杉木人工林中分解及氮磷释放过程. *生态学杂志*, 2013, 32(7): 1653-1659.
- [25] Taylor J P, Wilson B, Mills M S, Burns R G. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(3): 387-401.
- [26] 王巍巍, 赵琼, 赵欣然, 曾德慧, 艾桂艳. 凋落物管理对樟子松人工林土壤微生物群落结构的影响. *生态学杂志*, 2015, 34(9): 2605-2612.
- [27] 李亮, 包耀贤, 廖超英, 赵志强, 唐海滨. 乌兰布和沙漠东北部沙区人工林土壤微生物及酶活性研究. *西北植物学报*, 2010, 30(5): 987-994.
- [28] Bandick A K, Dick R P. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31(11): 1471-1479.
- [29] Chapin III F S, Matson P A, Vitousek P M. Plant carbon budgets//Chapin III F S, Matson P A, Vitousek P M, eds. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. New York, NY: Springer, 2011.
- [30] Özcan M, Gökbülak F. Effect of size and surrounding forest vegetation on chemical properties of soil in forest gaps. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 2015, 8(1): 67-72.
- [31] 李姗姗, 王正文, 杨俊杰. 凋落物分解过程中土壤微生物群落的变化. *生物多样性*, 2016, 24(2): 195-204.
- [32] 罗媛媛, 袁金凤, 沈国春, 赵谷风, 于明坚. 常绿阔叶林片段中木荷凋落叶分解速率及中小型土壤节肢动物群落的结构动态. *应用生态学报*, 2010, 21(2): 265-271.
- [33] 黄玉梅, 杨万勤, 张健. 川西亚高山云杉叶凋落物质量损失过程及土壤生物的作用. *长江流域资源与环境*, 2015, 24(4): 676-683.
- [34] de Vries F T, Hoffland E, van Eekeren N, Brussaard L, Bloem J. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. *Soil Biology and Biochemistry*, 2006, 38(8): 2092-2103.